

DGL
DEUTSCHE GESELLSCHAFT
FÜR LIMNOLOGIE e.V.

(German Limnological Society)



Erweiterte Zusammenfassungen
der Jahrestagung 2006

der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)
und der deutschen und österreichischen Sektion der
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

Dresden, 25. - 29. September 2006

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch den Schriftführer;
Dr. Ralf Köhler, Am Waldrand 16, 14542 Werder/Havel.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Dresden 2006
Eigenverlag der DGL, Werder 2007

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Dr. Jürgen Bäche, Dr. Eckhard Coring & Ralf Förstermann

ISBN-Nr. 978-3-9805678-8-6

Bezug über die Geschäftsstelle der DGL: Lange Str. 9, 37181 Hardegsen
Tel.: 05505-959046
Fax: 05505-999707
eMail: geschaeftsstelle@dgl-ev.de * www.dgl-ev.de

Kosten inkl. Versand: als CD-ROM € 10.--; Druckversion: € 25.--

DGL Tagungsbericht 2006 (Dresden) - Inhaltsverzeichnis

| INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN | SEITE |
|--|--------------|
| DGL NACHWUCHSPREIS: | 1 |
| RINKE, K.: Ein mechanistisches Modell für Daphnia: Wie die Eigenschaften des Individuums die Dynamik der Population beeinflussen | 2 |
| PAULS, ST. U.: Überleben während der Eiszeiten: Glaziale Refugien, Kontaktzonen und Ausbreitungsbarrieren der Köcherfliege <i>Drusus discolor</i> | 7 |
| POSTERPRÄMIERUNG: | 13 |
| TRIPPE, M., RISS, W. & E. I. MEYER: Vergleichende Untersuchungen zum Ausbreitungspotenzial von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer | 14 |
| WORISCHKA, S., HELLMANN, C., WINKELMANN, C., HERRMANN, ST. & J. BENNDORF: „Das große Fressen“ im Gauernitzbach - Fische und invertebrate Räuber in einem top-down gesteuerten Fließgewässer-Nahrungsnetz | 18 |
| GRUNDWASSER & QUELLEN: | 21 |
| BAUER, R., ANNESER, B. & CH. GRIEBLER: Das Schadstofffahnenrand-Konzept Ökologie und Biochemie des biologischen Abbaus in organisch kontaminierten Grundwasserökosystemen | 22 |
| BERKHOFF, S. & H. J. HAHN: Regionale Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna Südkoreas unter besonderer Berücksichtigung der Cyclopoida | 31 |
| BORK, J. & H. J. HAHN: Untersuchung der Meiofauna im Talgrundwasser des Nakdong (Korea) unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen | 36 |
| FUCHS, A. & H. J. HAHN: Erste Untersuchungen zur Grundwasserfauna im Gebiet des Erftverbandes (Rheinland) | 41 |
| MARTIN, P. & ST. ZAENKER: Milbenfunde aus dem Quellskataster Hessens - Faunistik und potentielle Eignung für eine Quelltypologie | 46 |
| RIEDMÜLLER, U. & W. PANKOW: Biodiversität der Quellbachfauna im Feldberggebiet (Hochschwarzwald) und ökologische Steuerfaktoren | 51 |
| RÜCKERT, M., WITTRÖCK, D. & P. MARTIN: Ganzjährige Emergenzuntersuchungen an drei ausgewählten Quellen in Schleswig-Holstein | 55 |
| WITTRÖCK, D., MARTIN, P., RÜCKERT, M. & H. BRENDELBERGER: Kaltstenothermie bei Quellorganismen? - Autökologische Untersuchungen an ausgewählten Arten aus dem Tiefland | 60 |

| INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN | SEITE |
|--|------------|
| AUTÖKOLOGIE UND REAKTIONEN AUF ABIOTISCHE VERÄNDERUNGEN: | 65 |
| BURGMER, T., HILLEBRAND, H. & M. PFENNINGER: Effekte globaler Erwärmung auf aquatische Gemeinschaften: Signale des Klimawandels in Zeitreihen | 66 |
| HERING, D., GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER: Autökologische Eigenschaften europäischer Köcherfliegenarten: eine Analyse entlang klimatischer Gradienten | 71 |
| PAUL, R. J., PINKHAUS, O., SCHWERIN, S., HORN, W., PIROW, R. & B. ZEIS: Thermotoleranz von Daphnien im Zusammenhang mit den saisonalen Verläufen der genetischen Populationsstruktur und der Temperatur | 75 |
| SEEBENS, H., STRAILE, D., HOEGG, R., STICH, H.-B. & U. EINSLE: Oligotrophierung und klimatische Variabilität – Populationsdynamik eines calanoiden Copepoden im Bodensee | 80 |
| BENTHISCHE NAHRUNGSNETZE: | 84 |
| ABMANN, CH. & E. VON ELERT: Die Rolle von aquatischen Pilzen für die Futterqualität von Laub für <i>Gammarus roeseli</i> | 85 |
| GERGS, R., HESSELSCHWERDT, J. & K.-O. ROTHHAUPT: Stabile Isotopensignatur und Verteilung einheimischer und invasiver Gammariden in verschiedenen Habitattypen des Bodensees | 89 |
| GÜDE, H., FUENTES, N., TRAUNSPURGER, W. & M. WESSELS: Einfluss allochthoner und autochthoner Sedimentation auf benthische Lebensgemeinschaften des Bodensees | 92 |
| MEINHARD, J., MEYER, E. I. & H. W. RISS: Vergleichende Untersuchungen zur Ernährungsökologie von <i>Echinogammarus berilloni</i> (Catta, 1878) und den heimischen Arten <i>Gammarus fossarum</i> Koch, 1835 und <i>Gammarus pulex</i> (L. 1758) (Crustacea, Amphipoda) | 97 |
| ZEIDLER, M., GRAVELAAR, M., RISS, H. W. & E. I. MEYER: Die Amphipoden der Paderborner Hochfläche – Verbreitung, Ökologie, Genetik | 101 |
| FISCHÖKOLOGIE: | 106 |
| HEERMANN, L., BEECK, P. & J. BORCHERDING: Basiert phänotypische Plastizität zweier Größenkohorten von 0+ Flussbarschen auf der Nutzung verschiedener Nahrungsressourcen? | 107 |
| HIRNING, M., LÖFFLER, H. & PH. FISCHER: Wo laichen Trütschen im Bodensee? Ein kombinierter Einsatz von Ultraschalltelemetrie, ROV-Technologie und Befischungskampagnen | 112 |
| HIRSCH, PH. & PH. FISCHER: Zum Einfluss des Neozoons Kamberkrebs (<i>Orconectes limosus</i> Raf.) auf die benthische Fischgemeinschaft im Litoral des Bodensees | 117 |
| KÖNIG, U., FISCHER, PH., KLAHOLD, P. & J. BORCHERDING: Mutig oder schüchtern: Mesokosmosexperimente zum Trade-off von Futtersuche und Räubervermeidung zweier Größenklassen von 0+Flussbarschen | 122 |
| PITSCH, M., KAHL, U., RADKE, R. & J. BENNDORF: Top-down Steuerung mit Forellen – See- oder Regenbogenforellen? | 126 |

| INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN | SEITE |
|--|--------------|
| PROBST, W. N. & R. ECKMANN: Hydroakustische Untersuchungen über das Verhalten juveniler Flussbarsche <i>Perca fluviatilis</i> und Trübschen <i>Lota lota</i> im sommerlichen Bodenseepelagial | 131 |
| SCHARF, W.: Erfolgreiche fischereiliche Langzeitbewirtschaftung einer schwach eutrophen Mittelgebirgstalsperre | 136 |
| SCHLEUTER, D. & R. ECKMANN: Generalist versus Spezialist: Nahrungsvariabilität und Konkurrenz von Fluss- und Kaulbarschen im re-oligotrophierten Bodensee | 140 |
| STOLL, ST. & PH. FISCHER: Die perfekte Welle – Mesokosmos-Experimente zur Wirkung von Wellenschlag auf das Wachstum juveniler Cypriniden | 145 |
| THOMAS, G. & R. ECKMANN: Einfluss von Trophie und Bestandsbiomasse auf das Wachstum der Bodensee-Felchen | 150 |
| FLÜSSE UND FLUSSAUEN: | 155 |
| GLAESER, J., FOLLNER, K., HOFACKER, A., DZIOCK, F., FOECKLER, F., GERISCH, M., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE: Zeitliche Übertragbarkeit eines Bioindikationssystems nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002 | 156 |
| GÜNTHER-DIRINGER, D., QUICK, I., DISTER, E., DÖPKE, M. & D. MEHL: Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten an Flüssen in Deutschland | 162 |
| KABUS, T.: Untersuchungen zur Makrophyten-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“ | 167 |
| QUICK, I., DISTER, E., DÖPKE, M., GÜNTHER-DIRINGER, D. & D. MEHL: Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse | 172 |
| SCHULZ, M., BÜTTNER, O., MATTHIES, M., BÖHME, M. & W. VON TÜMPLING: Modellierung der Schadstoffausbreitung bei Extremhochwasser im Raum Bitterfeld | 177 |
| SCHWARTZ, R., GERTH, J., & U. FÖRSTNER: Konzept des natürlichen Schadstoffrückhalts in belasteten Flussauen - Beispiel Spittelwasser | 182 |
| TÄUSCHER, L.: Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe - Brandenburg“ | 187 |
| FUNKTIONALE ASPEKTE IN ÖKOSYSTEMEN: | 192 |
| BALTZER, S., ZEIDLER, M. & E. I. MEYER: Drift und Eiablage als Wiederbesiedlungsstrategien in einem temporären Karstgewässer | 193 |
| BEULKER, C., HOFFMANN, A. & G. GUNKEL: Einsatz von biogenen und inerten Partikeln zur Untersuchung des Feststofftransportes in Litoralsedimenten unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration | 198 |
| DECKING, CH., RISS, H. W. & E. I. MEYER: Einfluss regelmäßiger Wasserstandsschwankungen auf die Besiedlungsdynamik und Funktion von Periphyton in einem Sandbach | 203 |

| INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN | SEITE |
|---|--------------|
| GROSS, E. M. & S. HILT: Benthisch-pelagische Kopplung: Wechselwirkungen zwischen Periphyton, Phytoplankton und submersen Makrophyten in flachen eutrophen Seen | 208 |
| GRÜTZMACHER, G., WESSEL, G., BARTEL, H. & I. CHORUS: Prozesse der Elimination von Cyanobakterientoxinen bei der Infiltration | 213 |
| HILT, S. & E. M. GROSS: Allelopathie stabilisiert Klarwasserstadien? Stand der Forschung | 219 |
| HOFFMANN, A. & G. GUNKEL: Chemisch-biologische Stoffumsätze im sandigen Litoral des Tegeler See unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration | 224 |
| IBISCH, R. B., KRÄTZ, D. & D. BORCHARDT: Beeinflusst die Kolmation des hyporheischen Interstitials den Temperaturhaushalt von Fließgewässern? | 230 |
| SPINDLER, J., BORGES, N., NEEF, T., SEEGER, J. & M. RODE: N-Limitation in einem landwirtschaftlichen Entwässerungsgraben | 235 |
| TINGWEY, E. I., RÜCKER, J., LAUNHARDT, A., WIEDNER, C. & B. NIXDORF: Germination of <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> and Aphanizomenon species under natural and experimental conditions | 240 |
| TITTIZER, TH., FEY, D., SOMMERHÄUSER, M. & S. ANDRIKOVICS: Laborversuche und Freilandexperimente zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart <i>Palingenia longicauda</i> (OLIVIER) in der Lippe | 245 |
| TOTSCHKE, O., KNOBLOCH, C., PLUNTKE, TH., SAUER, W. & H.-P. KOZERSKI: Einfluss von Biofilmen bei der Partikelretention durch submerse Makrophyten | 251 |
| VÖGE, M.: Gestalt als Autobiographie: das See-Brachsenkraut <i>Isoetes lacustris</i> | 256 |
| GEWÄSSERSANIERUNG UND -RESTAURIERUNG: | 261 |
| BIELE, ST. & M. THOMAS: Die Vorbereitung von Maßnahmenprogrammen zur weiteren Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel von zwei kleinen Fließgewässereinzugsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern | 262 |
| GACEK, S. & D. HERING : Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen auf die Laufkäferfauna | 266 |
| JÄHNIG, S., LORENZ, A. & D. HERING: Wieder-Verzweigung von Fließgewässerabschnitten im Mittelgebirge – Auswirkungen auf das Makrozoobenthos | 271 |
| LORENZ, A. & S. JÄHNIG: Beispiele von Makrozoobenthosgemeinschaften im Vergleich von renaturierten und degradierten Tiefland-Sandgewässern | 276 |
| ULRICH, K.-U., MEYBOHM, A. & L. PAUL: Chemical Reversal of Acidic Reservoir Ecosystems in SE Germany | 281 |
| VAN DEN BOOM, A. & W. SCHARF: Auswirkungen eines naturnahen Rückbaus auf Habitate, Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) Erste Ergebnisse | 286 |
| WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, TH. & R. KOSCHEL: Kombinierte Fällmittel im Vergleich | 291 |
| WESSELS, M., GÜDE, H., HETZENAUER, H., KÜMMERLIN, R., ROßKNECHT, H., SCHRÖDER, H.-G., STICH, H.-B. & TH. WOLF: Der Bodensee – ein Modell für erfolgreiche Gewässersanierung? | 296 |

| GEWÄSSERZUSTANDSBEWERTUNG: | 301 |
|---|------------|
| BARSCHE, A., GLASER, F. F., MEISEL, J., BOCK, R. & ST. RUNGE: Gewässerstrukturkartierung mittelgroßer und kleiner Fließgewässer im Land Brandenburg – Praktische Umsetzung und Ergebnisse | 303 |
| CHRISTEN, TH., RÜCKER, J. & B. NIXDORF: Zur Repräsentativität von Probenahmen und Bewertung in morphologisch komplexen Gewässern – Fallbeispiel Scharmützelsee | 308 |
| FOCKE, R. & E. KIEL: Ostfriesische Tiefs: limnische und brackige Systeme | 313 |
| GLOEDE, F. & U. KARLOWSKI: Wer indiziert was? Makrophyten als Bioindikatoren in kleinen Stillgewässern im norddeutschen Tiefland | 318 |
| GUNKEL, G., BEULKER, C., GRUPPE, B. & F. VITERI: Der Vulkansee Laguna Cuicocha, Ecuador: Limnologische Bewertung und Risikoanalyse | 322 |
| GUTFLEISCH, M. & M. MARTEN: Bewertung der Veränderungen der Wasserpflanzenflora der Alb im Verlauf der letzten 3 Jahrzehnte nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie | 327 |
| HAMM, A.: Fluss- und Seenlandschaften – vor ca. 200 Jahren und heute | 332 |
| HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U. & B. NIXDORF: Seenbewertung mit Phytoplankton nach EG Wasserrahmenrichtlinie - Voraussetzungen und Erfahrungen. | 338 |
| KINST, V., KASCHEK, N. & E. I. MEYER: Auswirkungen einer extensiv genutzten Angelteichanlage auf die Hydrologie, Chemismus und benthische Besiedlung des sie speisenden Bachlaufs: Fallbeispiel Welter Bach, Kreis Coesfeld (NRW) | 343 |
| KROKER, J. & J. WOLF: Einführung der Phylib-Methode in Sachsen – Methodenkritik und Regionalisierung | 348 |
| KUSBER, W.-H. & R. JAHN: Harmonisierung von Algen-Taxalisten für die Umsetzung der EU-WRRL aus Sicht von Taxonomie und Daten-Management | 353 |
| MARTEN, M.: 10 Jahre Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg – Ergebnisse biologischer Langzeituntersuchungen in Fließgewässern | 358 |
| PAUL, M. & A. DOEGE: Bewertung des Phytoplanktons in sächsischen Fließgewässern nach den Anforderungen der EU-WRRL | 363 |
| POHL, K., ALTENBURGER, R. & A. KÜSTER: Entwicklung und Etablierung eines Kurzzeit-Biotestsystems für aquatische Makrophyten | 368 |
| SUNDERMANN, A. & P. HAASE: Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen – Datenauswertung und Interpretation mit STARBUGS | 373 |
| VEIT, U. & A. KOHLER: Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern | 378 |
| VÖLKER, J. & D. BORCHARDT: Hängt die Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften in Fließgewässern von der Strukturgüte ab? | 383 |
| WERNER, M., SPRINGER, M. & D. STEINHAGEN: Typisierung mittelamerikanischer Fließgewässer – Eignen sich benthische Makroinvertebraten zur Charakterisierung? | 389 |

| INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN | SEITE |
|--|------------|
| HYDROPHYSIK: | 394 |
| DIETZ, S., SEEBACH, A., VON ROHDEN, CH. & D. LEBMANN: Untersuchungen zur Meromixis an Tagebauseen im Muskauer Faltenbogen | 395 |
| KIRILLIN, G., GOLOSOV, S., CASPER, P. & CH. ENGELHARDT: Charakterisierung interner Wellen und mesoskaliger Wirbel im Stechlin | 400 |
| PRANDKE, H., BAUMERT, H. & V. KIRCHESCH: Messung der turbulenten Vermischung in einem aufgestauten Fluss | 405 |
| WOLF, TH., HOLLAN, E., HOPPE, A., ROBAKOWSKI, H., THORWART J. & B. WAHL: Renewal of hypolimnetic water and simulation of hydrodynamic processes at lake Waidsee | 409 |
| LIMNISCHE MIKROBIOLOGIE: | 414 |
| ALLGAIER, M. & H.-P. GROSSART: Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria populations in 4 lakes in Northern Germany | 415 |
| HUTALLE, K., ALLGAIER, M. & H.-P. GROSSART: Isolation, physiological and phylogenetic characterization of heterotrophic bacteria in the pelagial of an acidic bog lake | 420 |
| LUDWIG, F., MEDGER, A., BÖRNICK, H., OPITZ, M., GÖTTFERT, M. & I. RÖSKE: Molekulare Grundlagen der Geosminbildung bei Cyanobakterien | 425 |
| RÖSKE, K., NOURIFAR, L., KADEN, R., JACOBS, E. & I. RÖSKE: Molekularbiologische Untersuchungen der mikrobiellen Diversität im Sediment der Talsperre Saidenbach | 428 |
| MOORE: | 433 |
| GERGS, A., OTTERMANN, R. & H. T. RATTE: Assoziationen aquatischer Käfer und Wanzen in Heide- und Niedermooren des linken Niederrheins – ein Beitrag zur Entomosoziologie stehender Kleingewässer | 434 |
| LANGHEINRICH, U. & V. LÜDERITZ: Bewertung von Niedermoorgewässern unter dem Gesichtspunkt ihrer veränderten Funktionen in der Kulturlandschaft | 439 |
| LIPINSKI, A. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchung der Chironomidenfauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens | 444 |
| ZAK, D. & J. GELBRECHT: Phosphormobilisierung in naturnahen und wiedervernässten Niedermooren – Laborstudien mit intakten Torfkernen | 449 |
| ÖKOLOGIE GROBER FLÜSSE: | 455 |
| GABEL, F., GARCIA, X.-F., BRAUNS, M., MEYER, E.-I. & M. PUSCH: Wirkung von schiffsinduziertem Wellenschlag auf das Makrozoobenthos in verschiedenen Uferhabitaten | 456 |
| KHALIL, Y. & M. SCHIRMER: Zooplankton im Gezeitenbereich der Unterweser | 461 |
| KRANICH, J. & K.-P. LANGE: Bedeutung des Interstitials für den Nährstoffumsatz und -transport der Elbe | 466 |

| INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN | SEITE |
|--|--------------|
| LINKE, A., WETZEL, M. A. & J. H. E. KOOP: Effekte der Fahrrinnenanpassung auf das Makrozoobenthos im nördlichen Peenestrom | 471 |
| MESAROS, P., RÖDIGER, S. & A. ANLAUF: Analyse der Habitatdiversität und –bindung des Makrozoobenthos in Bühnenfeldern der Elbe | 477 |
| RÖDIGER, S., KÖNIG, B., ANLAUF, A. & J. H.E. KOOP: Auswirkungen alternativer Bühnenformen auf die Fischgemeinschaft in Bühnenfeldern der Elbe | 481 |
| SCHMIDT, S. I., HAYBACH, A., KÖNIG, B., SCHÖLL, F. X. & J. H.E. KOOP: Spiegelt die Makrozoobenthosbesiedlung die Sedimentumlagerung in Bundeswasserstraßen wider? | 487 |
| ÖKOPHYSIOLOGIE DER ORGANISMEN STEHENDER GEWÄSSER: | 492 |
| HORN, H. & W. HORN: Synchrones Verhalten des autotrophen Pikoplanktons in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie – Zufall oder zeitliche Kohärenz? | 493 |
| NICKLISCH, A. & CH. E. W. STEINBERG: Biomassezusammensetzung und Wachstum von Phytoplanktern | 498 |
| RÖNICKE, H., BECK, B., SCHULTZE, M., BEYER, M. & S. ANGELSTEIN: Wachstumsdynamik von <i>Elodea nuttallii</i> im Tagebausee Goitsche | 501 |
| HORN, W. & B. SCHRÖTER: Erfassung der Crustaceen-Zooplanktonstruktur mittels Partikulärem Organischen Stickstoff (PON) in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie und Fischbesiedlung | 506 |
| KLUGE, K. & R. J. PAUL: Untersuchung der Thermotoleranz von frei schwimmenden Zooplankton-Organismen anhand des zellulären Redoxstatus und der NADH-Fluoreszenz | 511 |
| SCHWARZENBERGER, A. & E. VON ELERT: Darmproteasen von <i>Daphnia magna</i> : Inhibition durch <i>Microcystis aeruginosa</i> | 516 |
| WACKER, A. & D. MARTIN-CREUZBURG: Einfluss von Futterqualitätsschwankungen auf die Allokation von Fettsäuren in <i>Daphnia magna</i> | 520 |
| ZEIS, B., LAMKEMEYER, T., PINKHAUS, O. & R. J. PAUL: Physiologische Antworten auf Sauerstoff- und Temperaturstress bei <i>Daphnia</i> | 523 |
| ÖKOTOXIKOLOGIE/ANTHROPOGENE GEWÄSSERBELASTUNGEN: | 528 |
| ARETZ, K. & E. G. DUDEL: In-situ-Leistung von Aufwuchsalgen bei der Immobilisierung von Uran und anderen Schwermetallen sowie Arsen aus dem Wasserpfad | 529 |
| DIENEMANN, C., DIENEMANN, H., BÜCHNER, M. & E. G. DUDEL: Einfluss des Vitalitätszustandes auf die Uran- und Arsengehalte von Algen unter besonderer Berücksichtigung der Interaktionen mit Kalzium und Eisen | 533 |
| DIENEMANN, H., DIENEMANN, C. & E. G. DUDEL: Uran und Arsen in jungen Sedimenten eines Teiches im Abstrom von Uranbergbauhinterlassenschaften | 538 |
| HENSEL, S. & E. KIEL: Substrat gebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässer-Mesokosmen | 543 |
| JÜTTNER, F.: Belastung der Mulde bei Dessau mit VOC zur Zeit der DDR | 548 |

| INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN | SEITE |
|---|--------------|
| MKANDAWIRE, M., POMPE, W. & E. G. DUDEL: Prediction of uranium (VI) toxicity to <i>Lemna gibba</i> L. G3 using ion and ligand characteristics | 552 |
| SCHULZ, C.-J.: Die Bewirtschaftung der salzbelasteten Fließgewässer Wipper und Unstrut (Nordthüringen) 1893 - 2005 | 559 |
| WERTH, CH. & M. MARTEN: Arthropoden-Drift als neue sensitive Messgröße in der Echtzeitüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren | 564 |
| PROZESSORIENTIERTE MODELLIERUNG: | 569 |
| BECKER, A., KIRCHESCH, V., BAUMERT, H. & A. SCHÖL: Modellierung des Einflusses thermischer Schichtung auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt der staugeregelten Saar | 570 |
| KAUL, U., LETZEL, M. & S. FORSTNER: Modellierung von Arzneimittelwirkstoffen im Main | 577 |
| KNEIS, D. & A. BRONSTERT: Gütesimulation von Flachlandgewässern als Bestandteil des Einzugsgebietsmanagements | 582 |
| RINKE, K., GAL, G., FELIX, M. & K.-O. ROTHHAUPT: Gekoppelte physikalisch-ökologische Simulation des Bodensees – ein Schritt zu einem modernen Gewässergütemanagement | 589 |
| SCHADE, J., NIXDORF, B. & H. BEHRENDT: Modellierung von Siliziumeinträgen in Fluss- und Seensysteme | 594 |
| SCHUWIRTH, N., KÜHNI, M., SCHWEIZER, ST., UEHLINGER, U. & P. REICHERT: A mechanistic benthos-community model for the River Sihl (Switzerland) | 599 |
| STRAUB, T.: Welchen Vorteil bringt die tagesperiodische Vertikalwanderung für den Dinoflagellaten <i>Ceratium hirundinella</i> ? Eine Simulationsstudie | 603 |
| SEDIMENT: | 608 |
| BRITZ M., KASCHEK, N. & E. I. MEYER: Feinsedimenteintrag – Kolmatierung – Sauerstoff-Armut: Sedimentuntersuchungen in ausgewählten Eifelbächen | 609 |
| CASPER, P.: Mikroorganismen in Sedimenten – Prozesse und Organismen | 612 |
| GRÜNEBERG, B. & A. KLEEBERG: Sedimentation und Akkumulation von Phosphor in einem sauren (pH = 3) Tagebausee (Grünwalder Lauch, Lausitz, Brandenburg) | 617 |
| KLEEBERG, A., FREIDANK, A. & M. HUPFER: Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in Flachseen | 622 |
| KÜMMERLIN, R. & H. B. STICH: Algen aus Phytoplankton und Phytobenthos im Bodensee-Sediment | 627 |
| LEWANDOWSKI, J., LASKOV, CH. & M. HUPFER: Bildung reaktiver Zonen in Seesedimenten durch die Besiedlung mit Makrophyten und Makrozoobenthos | 631 |
| MENA, R. & E. I. MEYER: Factors influencing the nitrification process in a sandy lowland stream: Gellenbach (North Germany) case study | 636 |
| STICH, H. B.: Pigmente in Oberflächensedimenten des Bodensees | 641 |

| | |
|---|------------|
| FREIE THEMEN: | 646 |
| ARNSCHEIDT, J., JORDAN, PH., MCCORMICK, S., MC GROGAN, H., LEEMING, R., MC POLIN, J., STEVENS, J. & C. WARD: Das Phosphorregime in Bächen einer ländlichen Region Irlands | 647 |
| FUNKE, M., BORCHARDT, D. & M. MARBURGER: Priorisierung von Maßnahmen nach Art. 4 EU-WRRL zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ in Fließgewässern: Handlungsfelder Durchgängigkeit und Gewässerstruktur | 652 |
| KARLOWSKI, U.: Vielfalt durch Isolation? Die Wasser- und Uferpflanzen kleiner Stillgewässer | 657 |
| KERNER, M.: Konzepte zur Steuerung der Gewässerüberwachung nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unter Einsatz von Daten aus der Fernerkundung | 662 |
| KLOSSEK, J.: Molluskenfauna von Ackersöllen bei Neubrandenburg, Mecklenburg-Vorpommern | 667 |
| KOZERSKI, H.-P. & J. KÖHLER: Kann ein Flachlandfluss Bistabilität aufweisen? Was ist anders als beim See? | 673 |
| MÄHLMANN, J., EARTH, H. & M. MÖRTL: Ausrüstung für das wissenschaftliche Tauchen | 683 |
| MEYBOHM, A., NIENHÜSER, A. & G. PACKROFF : Qualitätssicherung von Phytoplanktonanalysen – Das Ringversuchs-konzept der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT) | 688 |
| NIXDORF, B., RÜCKER, J. & T. ENDRULAT: Interne Heterotrophie von Seen: Die Relation von Community Respiration und Primärproduktion | 693 |
| PITSCH, TH., BUUK, CH., GLOEDE, F., KARLOWSKI, U., MEYER, M., WILCK, O. & N. WISSIG: Die unbekannte Welt der kleinen Gewässer: Makrozoobenthos an Söllen in der Umgebung von Rostock | 698 |
| SCHMIDT-HALEWICZ, S. & S. HEITZ: Quelljungfern (<i>Cordulegaster boltonii</i> und <i>C. bidentata</i>) in Waldbächen des hohen Bodanrücks | 703 |
| VAN DE WEYER, K.: Die Bedeutung von Taucheruntersuchungen bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern | 708 |

RINKE, K.: Ein mechanistisches Modell für *Daphnia*: Wie die Eigenschaften des Individuums die Dynamik der Population beeinflussen

PAULS, ST. U.: Überleben während der Eiszeiten: Glaziale Refugien, Kontaktzonen und Ausbreitungsbarrieren der Köcherfliege *Drusus discolor*

Ein mechanistisches Modell für *Daphnia*: Wie die Eigenschaften des Individuums die Dynamik der Population beeinflussen

Karsten Rinke

Institut für Hydrobiologie, TU Dresden; aktuelle Adresse: Limnologisches Institut der Universität Konstanz.
Email: karsten.rinke@uni-konstanz.de

Keywords: *Daphnia*, strukturierte Populationsmodelle, Energieallokation, Individuum, Population

Einleitung

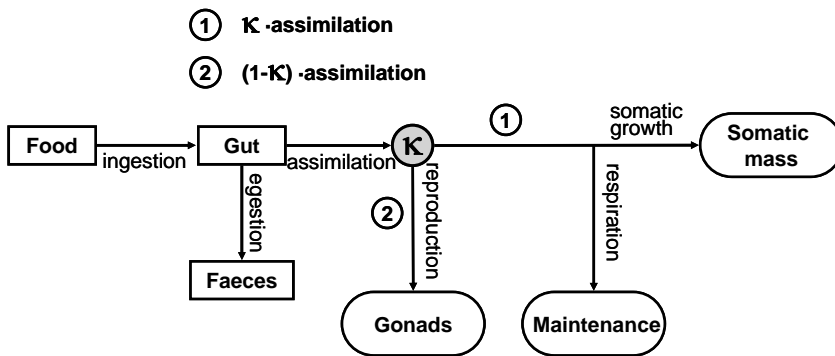
In der ökologischen Forschung werden üblicherweise Individuum und Population durch unterschiedliche Subdisziplinen behandelt. So ist die Populationsökologie methodisch und inhaltlich deutlich getrennt von anderen Subdisziplinen, die auf die Ebene des Individuums fokussieren (z.B. Ökophysiologie). Die Ergebnisse empirischer Untersuchungen zur Dynamik von Populationen weisen aber deutlich darauf hin, dass ein umfassendes Verständnis der Populationsdynamik nur durch die Verknüpfung beider Ebenen biologischer Organisation möglich ist (z.B. gröbenselektive Prädation). In dieser Arbeit wurde deshalb das Ziel verfolgt, in einem mechanistischen Modell der Gattung *Daphnia* die Ebenen des Individuums und der Population miteinander zu verbinden.

Die Gattung *Daphnia* wurde aufgrund mehrerer Gründe für diese Studie ausgewählt: (i) Daphnien haben eine Schlüsselfunktion im pelagischen Nahrungsnetz und besitzen dadurch hohe ökologische Relevanz (Lampert et al. 1986), (ii) durch die top-down-Kontrolle, die von Daphnien auf das Phytoplankton ausgeübt wird, besitzen Daphnien eine große Bedeutung in der angewandten Limnologie (Horn & Horn 1995), (iii) durch die einfache Kultivierbarkeit ist *Daphnia* ein weitverbreiteter Modellorganismus, sodass detaillierte Kenntnisse zur Physiologie und life-history vorliegen.

Material und Methoden

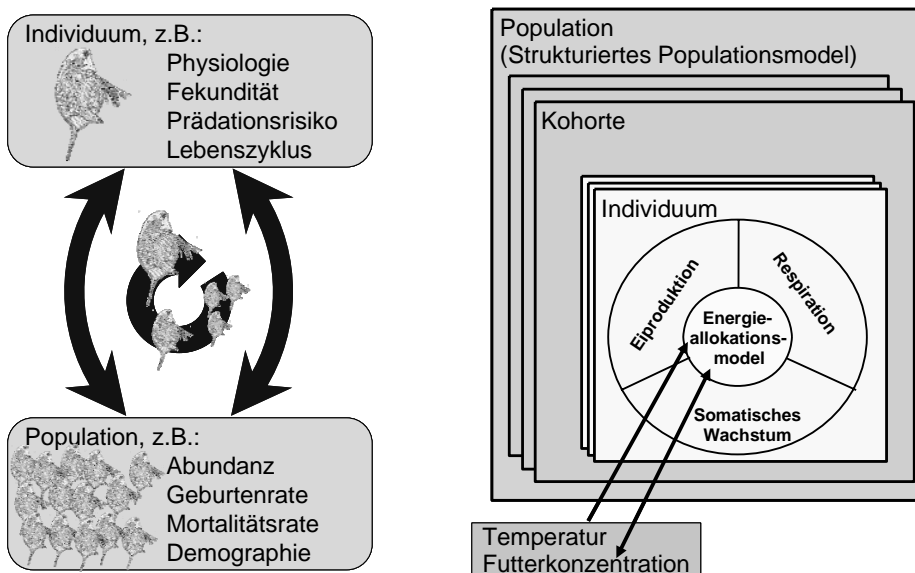
Drei Eigenschaften charakterisieren diesen Modellansatz. (i) Die Entwicklung des Individuums wird mit einem bioenergetischen Modell auf der Basis eines geschlossenen Kohlenstoffbudgets beschrieben. (ii) Die Übertragung dieses Ansatzes auf die Ebene der Population wurde durch die Anwendung eines strukturierten Populationsmodells, d.h. durch die Unterteilung der Population in Alterskohorten, realisiert. (iii) Da eine quantitative Interpretation der Ergebnisse beabsichtigt ist, wurden die Modellausgaben einer umfangreichen Validation an unabhängigen Daten unterzogen.

Das bioenergetische Modell basiert auf einem Ansatz, welcher sich konzeptionell an Dynamic Energy Budget (DEB) Modelle anlehnt (Kooijman 2000, Kooijman 2001). Die assimilierte Energie wird hierbei nach der sogenannten Kappa-Regel verteilt, d.h. ein konstanter Anteil (κ) der verfügbaren Energie wird in somatisches Wachstum und Erhaltung investiert, während der verbleibende Teil ($1-\kappa$) in die Reproduktion alloziert wird (Abb. 1). Die Parameterisierung des Modells erfolgte für *Daphnia galeata*.



**Abb. 1: Energieallokations-
schema des bioenergetischen
Modells. Die Verteilung der
Energie zwischen Wachstum,
Vermehrung und Erhaltung
geschieht hierbei nach der Kap-
pa-Regel nach Kooijman (2001)**

Das strukturierte Populationsmodell verbindet das bioenergetische Modell, d.h. die Ebene des Individuums, mit der Ebene der Population. Dies wird durch die Unterteilung der Population in Kohorten erreicht, wodurch die Population in eine strukturierte Population (mit Alters- und Grössenstruktur) überführt wird (Abb 2 rechts). Jede Kohorte ist durch die Abundanz der darin enthaltenen Individuen charakterisiert sowie durch mittlere Eigenschaften dieser Individuen (Alter, Größe, Eizahl). Hierdurch besitzen die Kohorten Eigenschaften von der Ebene des Individuums und dies ermöglicht die Anwendung des bioenergetischen Modells zur Beschreibung der Dynamik der Kohorteneigenschaften. Das strukturierte Modell bietet somit strukturell die Möglichkeit, die Ebene des Individuums mit der Ebene der Population zu verbinden und kann somit Interaktionen zwischen beiden Ebenen untersuchen, z.B. wie sich der Lebenszyklus des Individuums über die Demographie der Population auf die Populationsdynamik auswirkt (Abb. 2 links). Eine detaillierte Beschreibung des verwendeten Modellsystems ist bei Rinke & Vijverberg (2005) zu finden. Gute Beschreibungen zu strukturierten Populationsmodellen wurde von der Arbeitsgruppe von André De Roos erarbeitet (De Roos et al. 1992, De Roos & Persson 2001).



**Abb. 2 links: Das Modell-
system verbindet die
Ebene des Individuums
mit der Ebene der Popula-
tion, sodass Eigenschaften
des Individuums mit der
Dynamik der Population
interagieren können.
Rechts: Schematische
Darstellung des struktu-
rierten Populationsmodells
(kohortenbasierte Popula-
tionsstruktur).**

Ergebnisse und Diskussion

Das Individuum-Level Modell

Das bioenergetische Modell ist in der Lage die Entwicklung des Individuums unter verschiedenen Temperaturen und Futterkonzentrationen zu beschreiben. Die Modellausgaben für somatisches

Wachstum und Eiproduktion wurden an unabhängigen Daten von einem life-table Experiment bei 5 verschiedenen Futterkonzentrationen erfolgreich validiert. Erstmals konnte hier ein bioenergetisches Modell bis zu kritischen minimalen Futterkonzentrationen (ca. 0.04 mg C L^{-1}) validiert werden (Rinke & Vijverberg 2005).

Phänotypische Plastizität und life-history Variationen

Phänotypische Plastizität von Daphnien, wie sie z.B. bei life-history Anpassungen an die Anwesenheit von Räubern beobachtet worden sind, können im Modell durch eine variierte Energieallokation erklärt werden. Die häufig beobachtete verstärkte Investition in Eiproduktion bei Exposition mit Fischkairomonen, welche von einem verlangsamten somatischen Wachstum begleitet wird, kann z.B. durch eine Verringerung des Energieallokationsfaktors Kappa erklärt werden (Abb. 3). Dies führt zu einer flacheren somatischen Wachstumskurve und zu einer höheren Gelegegröße bei einer gegebenen Körperlänge. Da die Nettoproduktion aber stark von der Körperlänge abhängt, sind die max. erreichbaren Gelegegrößen bei dieser Strategie aufgrund der kleineren max. Körperlänge verringert. Eine umgekehrte Strategie (hohes Kappa) erzeugt große Tiere mit hoher Nettoproduktion, aber weniger Eiern bei einer gegebenen Körpergröße – eine derartige Strategie lohnt sich in Habitaten, wo das Erreichen eines hohen Alters wahrscheinlich ist. Eine detaillierte Darstellung der Wechselwirkung zwischen Energieallokation, life-history und resultierenden Adaptivwerten in verschiedenen Habitaten ist in Rinke et al. (2005) dokumentiert.

Die life-history Variationen von *Daphnia* sind ein gutes Beispiel, das dokumentiert, wie Prozesse über mehrere Ebenen biologischer Organisation wirken. Die Veränderung der Energieallokation auf der physiologischen Ebene beeinflusst die Entwicklung des Individuums. Diese flexible life-history auf der Ebene des Individuums, hat Auswirkungen auf die Entwicklung der Population. Lebt die Population in einem Habitat mit selektiver Prädation (z.B. positive grössenselektive Prädation durch Fische), ist eine entsprechende Veränderung der Energieallokation (in diesem Beispiel eine Verringerung von Kappa) mit einem deutlichen Adaptivwert verbunden (Rinke 2006).

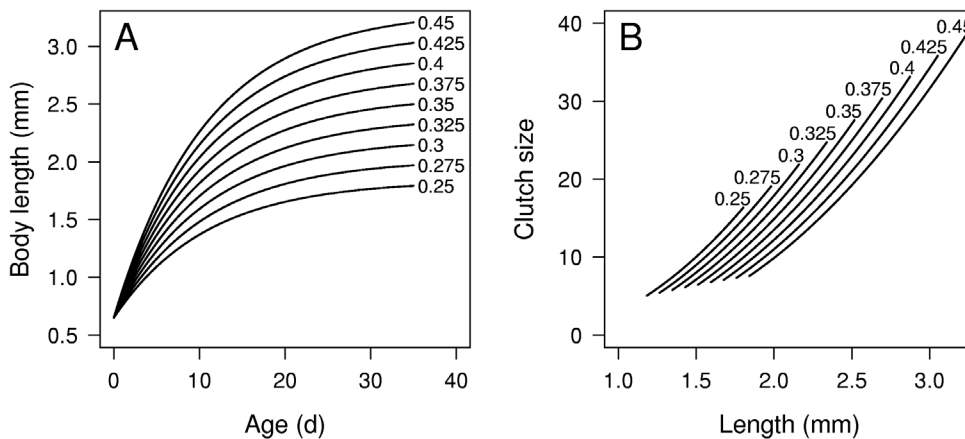


Abb. 3: Konsequenzen einer veränderten Energieallokation (Parameter Kappa) auf somatisches Wachstum (A) und Eiproduktion (B).

Populationsdynamik

Simulationen mit dem strukturierten Modell bei konstanter Temperatur zeigen Räuber-Beute-Zyklen. Bei diesen Zyklen handelt es sich um „structured population cycles“, d.h. um kohortengetriebene Zyklen. Jede Zunahme des Räubers (*Daphnia*) wird durch einen Reproduktionsschub ausgelöst, der eine distinkte Anzahl Abundanz-starker Kohorten entstehen lässt. Diese „Peak-Kohorten“ (Hülsmann 2003) wachsen durch und unterdrücken weitere Reproduktion durch Ressourcenverknappung. Erst nachdem die Peak-Kohorten durch Mortalität in ihrer Abundanz abgenommen haben, kann sich die Ressource (Alge) regenerieren, um einen neuen Schub an Reproduktion zu ermöglichen.

tion zu ermöglichen. Über die Zeit eines Räuber-Beute-Zyklus verändert sich die Größenstruktur der Daphnienpopulation durch das Heranwachsen der Peak-Kohorte dramatisch. Da die physiologischen Eigenschaften (Ingestionsraten, Respirationsraten, ...) der Individuen stark von der Körperlänge abhängen, können die physiologischen Umsätze der Population nicht in aggregierter Form beschrieben werden. Konstante spezifische Ingestions- oder Respirationsraten, wie sie in klassischen, unstrukturierten Populationsmodellen verwendet werden, können diese Variabilität nicht wiedergeben, da sie keine Größenstruktur der Population beinhalten. Vergleichende Simulationen zwischen dem strukturierten Populationsmodell und einem klassischen, unstrukturierten Populationsmodell ergeben deshalb grundsätzlich andere Muster der Populationsdynamik (Rinke & Vijverberg 2005). Die emergierenden komplexen Muster in der Populationsdynamik im strukturierten Populationsmodell sind somit eine Folge der Interaktionen zwischen Eigenschaften von der Ebene des Individuums mit denen von der Ebene der Population. Neben den direkten Effekten einer dynamischen Größenstruktur spielen außerdem Verzögerungseffekte im strukturierten Modell bei der Gestaltung der Räuber-Beute-Interaktionen eine große Rolle, welche in klassischen Modellen keine Berücksichtigung finden können. Wichtige Verzögerungseffekte sind:

- Verzögerung zwischen Eiproduktion und dem Entlassen neonater Tiere aus der Brutkammer (Temperatur-abhängige Eientwicklungszeit),
- Verzögerung zwischen Geburt neonater Tieren und deren Beitrag zur Reproduktion (Erreichen der Geschlechtsreife),
- Verzögerung zwischen Einsetzen von Ressourcenmangel und daraus resultierender Mortalität (Hungerresistenz durch Reserven).

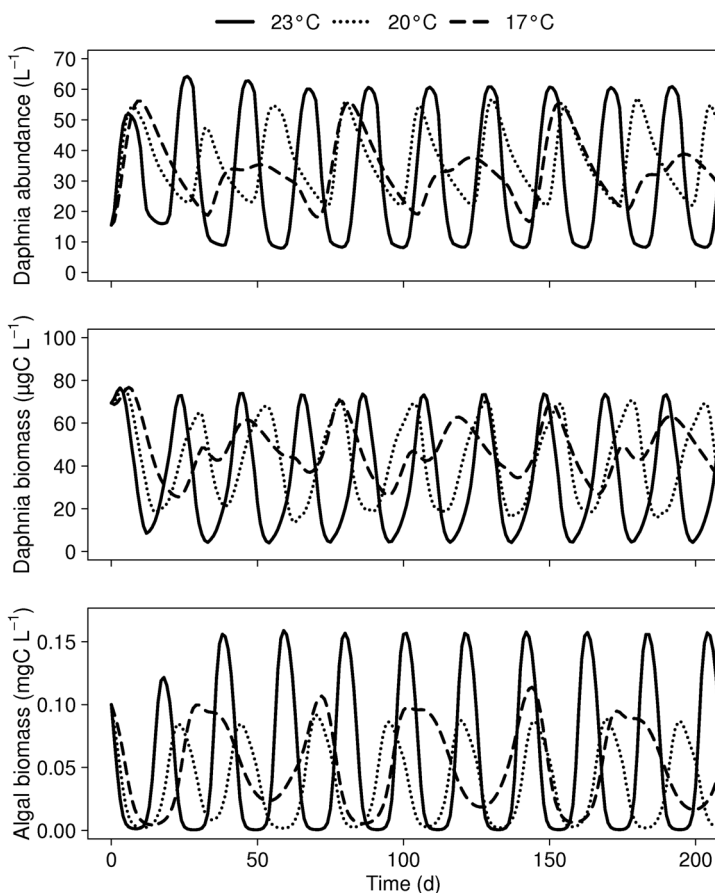


Abb. 4: Vergleichende Simulation mit dem strukturierten Populationsmodell bei drei verschiedenen Temperaturen ($20^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$). In allen Simulationen wurden die gleichen Startbedingungen für die Daphnienabundanz (oben), die Daphnienbiomasse (mitte) und die Algenbiomasse (unten) verwendet. Eine Veränderung der Temperatur bewirkt nicht einfach ein „Auseinanderziehen“ oder „Zusammen-drücken“ der Dynamik, sondern erzeugt vollkommen neue Populationsdynamiken.

Die Vorhersagbarkeit der Populationsdynamik wird durch die Einführung der Größenstruktur und den damit verbundenen

Eigenschaften des Individuums kompliziert. Die Änderungsrate der Abundanz hängt nun nicht mehr nur von den Umweltfaktoren (z.B. Futter, Temperatur,...) ab, sondern auch von der aktuellen Größenstruktur und dem physiologischen Zustand der Population. Die Größen- bzw. Altersstruktur der Population stellt hierbei ein Gedächtnis der Population für die Vergangenheit dar. Die Populati-

onsdynamik reagiert deshalb sehr sensitiv auf Veränderungen. So verursacht z.B. eine Veränderung der Temperatur um nur 3°C eine starke Veränderung der resultierenden Populationsdynamik in Simulationen mit gleichen Anfangsbedingungen (Abb. 4). Dies ist besonders ausgeprägt, solange sich das Modell in einer transienten Phase befindet, welche bei strukturierten Modell über lange Zeiträume aufrecht erhalten werden kann (Rinke 2006).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse dokumentieren, wie stark die Populationsdynamik durch Eigenschaften und Prozesse von der Ebene des Individuums beeinflusst wird. Die Einführung der Größenstruktur in die Beschreibung der Population ist hierbei der Schlüsselfaktor, der die Einbindung von Eigenschaften des Individuums erlaubt. Umweltfaktoren, die auf das Individuum wirken, z.B. Ressourcenlimitation (bottom-up Faktor) oder Fischkairomone (top-down Faktor), haben teilweise starke Auswirkungen auf die Ebene der Population. Ein ganzheitlicher (Modell-) Ansatz zum Verständnis von beobachteten Mustern in der Populationsdynamik muss deshalb auch die Eigenschaften des Individuums berücksichtigen. Dies gilt insbesondere für Organismen mit einem komplexen Lebenszyklus.

Danksagung

Mein Dank für fachliche Unterstützung gilt Thomas Petzoldt, Jürgen Benndorf, Stephan Hülsmann, Wolf M. Mooij und Jacobus Vijverberg. Auch Susanne Rolinski und Marie König, meinen Kollegen im GETAS-Projekt, in dessen Rahmen diese Arbeit entstanden ist, sowie der Arbeitsgruppe Limnologie am Institut für Hydrobiologie möchte ich herzlich danken. Für die finanzielle Unterstützung bedanke ich mich bei dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (02 WT 0233).

Literatur

- De Roos, A.M., O. Diekmann & J.A.J. Metz. 1992. Studying the dynamics of structured population models: A versatile technique and its application to *Daphnia*. *American Naturalist* 139: 123-147.
- De Roos, A.M. & L. Persson. 2001. Physiologically structured models - from versatile technique to ecological theory. *Oikos* 94: 51-71.
- Horn, W. & H. Horn. 1995. Interrelationships between crustacean zooplankton and phytoplankton. *Hydrobiologia* 307: 231-238.
- Hülsmann, S. 2003. Recruitment patterns of *Daphnia*: a key for understanding midsummer declines? *Hydrobiologia* 491: 35-46.
- Kooijman, S.A.L.M. 2000. *Dynamic Energy and Mass Budgets in Biological Systems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kooijman, S.A.L.M. 2001. Quantitative aspects of metabolic organization: a discussion of concepts. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 356: 331-349.
- Lampert, W., W. Fleckner, H. Rai & B.E. Taylor. 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography* 31: 478-490.
- Rinke, K. 2006. Species-oriented model approaches to *Daphnia* spp.: linking the individual level to the population level. PhD Thesis, TU Dresden, Dresden.
- Rinke, K. & J. Vijverberg. 2005. A model approach to evaluate the effect of temperature and food concentration on individual life-history and population dynamics of *Daphnia*. *Ecological Modelling* 186: 326-344.
- Rinke, K., J. Vijverberg, T. Petzoldt & J. Benndorf. 2005. Individual and population level dynamics of *Daphnia* at varying conditions of food, temperature and fish predation: a model approach. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 29: 310-314.

Überleben während der Eiszeiten: Glaziale Refugien, Kontaktzonen und Ausbreitungsbarrieren der Köcherfliege *Drusus discolor*

Steffen U. Pauls¹

¹ Forschungsinstitut Senckenberg, Abt. Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen, steffen.pauls@senckenberg.de

Keywords: Trichoptera, Pleistozän, Populationsstruktur, Phylogeografie, Mikrosatelliten, mitochondriale DNA

Einleitung

Für viele kältetolerante Arten ist unbekannt, wie und wo sie die eiszeitlichen Perioden des Pleistozän überdauert haben. Basierend auf heutigen Verbreitungsmustern unterscheidet man vor allem nördliche und südliche Gletscherrandarten, die heute arktisch-alpine Disjunktionen aufweisen und Arten, die während der Eiszeiten in ein oder mehreren Refugien in Südeuropa überdauert haben (Thienemann 1950, Hewitt 2000). Malicky (1983, 2000) postulierte, dass kältetolerante Wasserinsekten im Bereich des Periglazials überdauert haben können, sofern sie permanent turbulent fließende Gewässer vorgefunden hätten. Diese Hypothese beruht auf der Tatsache, dass permanent fließendes Wasser niemals deutlich unter 0°C abkühlt. Für kältetolerante Arten, die heute in kalten Gewässern vorkommen, wäre somit die Abkühlung während der Eiszeiten relativ geringer gewesen als für terrestrische Arten.

Die methodischen Entwicklungen der letzten Jahre sind hilfreich, um biogeographische Fragestellungen zu untersuchen. Mit Hilfe von molekularen Markern lassen sich beispielsweise die historischen Verbreitungsmuster und Migrationswege von Organismen rekonstruieren (Hewitt 1999). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde mittels molekularer Methoden die Populationsstruktur und Phylogeographie einer montanen Modellart untersucht. Gegenstand der Untersuchung ist die montane Köcherfliege *Drusus discolor*, deren Populationsstruktur und Phylogeographie über das gesamte Verbreitungsareal analysiert wird. Die Art ist in ihrem Vorkommen auf montane Höhenlagen beschränkt, und weist eine inselartige Verbreitung über die großen Höhenzüge Europas auf. Sie ist somit eine Modellart für viele kältetolerante, montane Köcherfliegen mit inselartiger Verbreitung. Primär möchten wir folgende Fragen klären: 1. Ist die Art genetisch einheitlich, oder gibt es eine erkennbare Struktur? 2. Ist die inselartige Verbreitung genetisch manifestiert? 3. Gibt es Unterschiede im Grad der Isolation zwischen Arealen? 4. Wo liegen potenzielle eiszeitliche Refugien für *Drusus discolor*?

Material und Methoden

Mitochondriale Sequenzdaten (mtCOI) von 254 Individuen aus 71 Populationen wurden untersucht, um die arealweite genetische Populationsstruktur zu klären (Pauls et al. 2006). Zudem wurden in zwei Regionen die lokalen Populationsstrukturen mit Hilfe von mtCOI Sequenzen und 4 Mikrosatelliten-Loci untersucht (Pauls et al. 2007). Für diesen Teil der Studie wurden im Bereich der westlichen Alpen und angrenzenden Gebiete zusätzlich 162 Individuen aus 24 Populationen untersucht, und im Bereich des Erzgebirges und der angrenzenden Gebiete zusätzlich 199

Individuen aus 19 Populationen. Die Tiere für unsere Untersuchungen wurden mit Hilfe von Handnetzen oder Wasserkeschern gesammelt. Zudem wurden in verschiedenen Gebieten Imagines mit Lichtfallen gefangen. Die molekularen Methoden sind in Pauls (2004) und Pauls et al. (2003, 2006, 2007a) genau beschrieben.

Die Analyse der Sequenzdaten beinhaltet phylogenetische, populationsgenetische und phylogeographische Komponenten. Für die phylogenetische Analyse wurde ein Bayesisches Verfahren zur Erstellung eines phylogenetischen Baums mithilfe der Software MrBayes (Huelsenbeck et al. 2001b) angewendet, um die Beziehung zwischen den erkannten Haplotypen zu illustrieren. Desweiteren wurden zwei distanzbasierte phylogenetische Netzwerkverfahren (Median-joining: Bandelt et al. 1999 und statistical parsimony: Templeton et al. 1992) angewendet.

Im Rahmen der Populationsanalysen wurde die genetische Variabilität von Populationen innerhalb und zwischen verschiedenen geographischen Ebenen unter Verwendung der „analysis of molecular variance“ – AMOVA (Excoffier et al. 1992) untersucht. Dabei wurden folgende geographische Ebenen unterschieden: Aufsammlungen aus einem Gewässer, Subpopulationen einer Gebirgsregion und Populationen der Gebirgsketten. Zudem wurde das Maß an genetischer Differenzierung zwischen einzelnen Populationen mit Hilfe von F_{ST} (Excoffier et al. 2005) und „exact tests of population differentiation“ (Raymond & Rousset 1995) untersucht.

Die phylogeographische Studie zur Untersuchung der genetischen Struktur im historischen Kontext bediente sich der Nested Clade Analyse (Templeton et al. 1992). Mit dieser Methode versucht man signifikante Beziehungen in der geographischen Haplotypenverteilung zu erkennen und im Sinne der Koaleszenztheorie zu interpretieren. Um die Ergebnisse der Nested Clade Analyse zu überprüfen, wurden ferner Untersuchungen zur historischen demographischen Entwicklung einzelner Populationen vorgenommen. Hierzu wurden „mismatch distributions“ (Rogers & Harpending 1992) und Tests für neutrale Evolution in einer Population - Tajima's D (Tajima 1989) und Fu's F (Fu 1997) durchgeführt.

Für die Mikrosatellitendaten wurden auf regionaler Ebene die Populationsdifferenzierung mit F_{ST} , die genetische Diversität innerhalb von Populationen (Nei 1987) und die Genotypenzuordnung (Paetkau et al. 1997, Wasser & Strobeck 1998) untersucht. Alle Untersuchungen wurden mit dem Programm Arlequin 3.1 (Excoffier et al. 2005) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

*Arealweite Populationsstruktur und Phylogeographie von *Drusus discolor**

Die mtCOI Sequenzdaten zeigen wenig Variabilität innerhalb von Populationen und Regionen auf, jedoch deutliche Differenzierung zwischen einzelnen Höhenzügen. F_{ST} und andere Analysen zur Populationsdifferenzierung deuten an, dass die meisten Populationen signifikant voneinander differenziert sind. Die meisten der untersuchten Gebirgszüge beherbergen ausschließlich endemische Haplotypen, während einige Gebirge einzelne Individuen mit „fremden“ Haplotypen aufweisen. Phylogenetische Analysen offenbaren auffällige Divergenzen zwischen geographisch isolierten genetischen Linien. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass ein oder mehrere Fragmentationsereignisse die heutige Populationsstruktur bedingt haben. Historische Fragmentation wurde auch von der Nested Clade Analyse als Hauptursache für das heutige Haplotypenverteilungsmuster angegeben. Die Ergebnisse der Neutralitätsanalysen und „mismatch distributions“ zeigen, dass das Überlappen von Haplotypen das Ergebnis rezenter Ausbreitung ist.

Die Ausprägung der Differenzierung zwischen den Gebirgszügen ist unterschiedlich und korreliert nicht mit der geographischen Entfernung zwischen den isolierten Populationen. Zum Beispiel sind

die Haplotypen der Individuen aus den westlichen Alpen sehr unterschiedlich zu denen aus den benachbarten Gebirgen Jura, Schwarzwald und Vogesen, und es kamen keine gemeinsamen Haplotypen vor. Aufgrund der geographischen Nähe dieser Gebirgszüge (~100km) sind wahrscheinlich zusätzlich zur räumlichen Entfernung noch andere Ausbreitungsbarrieren, z.B. physiographische oder ökologische Faktoren, vorhanden, bzw. wirksam.

Besonders starke Differenzierung wurde zwischen den südeuropäischen Populationen festgestellt. Daher liegen die Fragmentationsereignisse im Südwesten Europas vermutlich länger zurück als im Nordosten. Dass diese Trennungen schon geraume Zeit existieren geht daraus hervor, dass es keine Korrelation mehr zwischen genetischer und geographischer Distanz gibt. Dieses Phänomen deutet darauf hin, dass die Linien schon so lange voneinander getrennt sind, dass sich die Korrelation aufgelöst hat. Zudem sind die genetischen Distanzen zwischen einzelnen geographischen Populationen sehr hoch wenn sie mit anderen Köcherfliegen verglichen werden (Myers & Sperling 2002, Engelhardt, persönliche Mitteilung, Lehrian, persönliche Mitteilung).

Regionale Populationsstruktur von *Drusus discolor* im Bereich der Westalpen und des Erzgebirges

Die vorläufigen Ergebnisse der Mikrosatellitenuntersuchungen und weiterführenden mtCOI-Sequenzanalysen im Bereich des Erzgebirges und der Westalpen bestätigen weitgehend die Ergebnisse aus der arealweiten Studie. Im Bereich der westlichen Alpen und angrenzenden Gebiete sind, wie in der arealweiten Studie, vier klar differenzierte regionale Haplotypengruppen vorhanden (Jura/Schwarzwald/Vogesen, süd- und östliche Alpen, Westalpen und Massif Central). Haplotypenüberlappung gibt es nur vereinzelt zwischen den Westalpen und den östlichen Alpen. Die Westalpen und die Gebirge nordwestlich der Alpen (Jura/Schwarzwald/Vogesen) sind voneinander isoliert. Die genetische Distanz zwischen den beiden Haplotypengruppen ist mit ~3% sehr hoch. Diese Differenzierung wird auch mit den Mikrosatellitendaten bestätigt. Die Populationsdifferenzierung zwischen Jura, Schwarzwald, Vogesen und Westalpen ist signifikant und mit Werten $F_{ST} > 0.1$ relativ hoch. Insbesondere die Jura-Population hat sich rezent sehr isoliert ($F_{ST} > 0.4$ zu allen anderen Populationen). Aus den Ergebnissen lässt sich erkennen, dass es also schon lange keine Verbindung mehr zwischen den westlichen Alpenpopulationen und den Populationen nordwestlich der Alpen gab. Beide Regionen wurden demnach aus unabhängigen Refugialzentren besiedelt. Zudem erkennen wir eine Veränderung der Situation innerhalb des Jura/Schwarzwald/Vogesen-Gruppe. Die Mikrosatellitendaten zeigen, dass innerhalb dieser Gruppe das Jura rezent besonders isoliert ist. Andererseits sprechen die mtCOI Daten dafür, dass es früher mindestens eine Verbindung dieser Population zu denen des Schwarzwaldes und der Vogesen gab, die heute scheinbar nicht mehr existiert. Alternativ könnte das Jura von einer kleinen aus dem Schwarzwald oder Vogesen stammenden Population durch ein seltenes Fernausbreitungsereignis wiederbesiedelt worden sein. Das würde die geringe genetische Variabilität innerhalb der Population und die hohen F_{ST} -Werte erklären. Um diese Frage endgültig zu klären, werden mehr Daten und weitere Analysen benötigt. Aufgrund der Haplotypenverteilung der Sequenzdaten im Bereich des Erzgebirges können wir vermuten, dass es hier eine Zone sekundären Kontaktes gibt. Jede angrenzende Region (zentrale Mittelgebirge, Südostalpen/Bayerischer Wald, Sudetenbogen) bildet eine eigenständige Haplotypengruppe. Nur im Bereich des Fichtel- und Erzgebirges gibt es Haplotypenüberlappung. Auch die vorläufigen Mikrosatellitendaten im Bereich des Fichtel- und Erzgebirges zeigen einen Gradienten. Die Genotypenzuordnung der Mikrosatellitendaten zeigt, dass die Allelstruktur im Fichtelgebirge und westlichen Erzgebirge von den Populationen im Harz, Thüringer Wald und der Rhön geprägt ist. Im Osten des Erzgebirges hingegen, ist die Allelstruktur vor allem durch die Populationen der östlichen Alpen und der Sudeten geprägt. Die mittels beider

Methoden rekonstruierte Populationsstruktur deutet darauf hin, dass es in den jeweils angrenzenden Gebieten rund um das Fichtel- und Erzgebirge drei unabhängige Refugialzentren für *Drusus discolor* gab. Rezent wird die Region von sekundärem Kontakt von ehemals getrennten Populationen geprägt. Die genaue zeitlich Einordnung und die Rekonstruktion der Wanderungsmuster der Art in dieser Region bedürfen noch weiterer Untersuchungen.

Pleistozäne Refugien von *Drusus discolor*

Die Ergebnisse unserer Untersuchungen zeigen, dass *Drusus discolor* mehrere Eiszeiten des Pleistozän in vielen verschiedenen Glazialrefugien überdauert haben muss. In diesen Refugien bildeten sich über unterschiedliche Zeiträume isolierte und genetisch differenzierte Populationen heraus. Vermutlich zog sich *Drusus discolor* während des Pliozän/Pleistozän in mehreren aufeinanderfolgenden Expansionen und Regressionen in verschiedene unabhängige Refugien zurück. Die vorliegenden Daten lassen vermuten, dass mindestens elf Refugialräume unterschiedlichen Alters während der verschiedenen Phasen des Pleistozäns als Rückzugsorte für *Drusus discolor* gedient haben. Diese Gebiete befinden sich in der Nähe der Kantabrischen Gebirge in Nordwest-Spanien, in den Pyrenäen, im Zentralmassiv, in den Südwestalpen, in den Gebirgen nordwestlich der Alpen (Jura, Schwarzwald, Vogesen), in den Südostalpen, in den zentralen Mittelgebirgen Deutschlands, in den Sudeten, im Tatragebirge, in den Karpaten und in den Gebirgen der Balkanhalbinsel (Pauls et al. 2007b). Die Anzahl der Refugien ist erstaunlich hoch und zeigt, dass *Drusus discolor* in anderer Weise als die meisten Arten der temperierten Zone auf Abkühlungen während des Pleistozäns reagiert hat. Anstatt sich in einige südliche Refugien zurückzuziehen, überdauerte die Art während der Glazialperioden mehr oder weniger vor Ort in den zentraleuropäischen Mittelgebirgen. Viele der in der vorliegenden Arbeit postulierten Refugien befinden sich in Regionen, die auch für andere Arten als Refugialräume diskutiert werden. Dazu gehören das Kantabrische Gebirge und die Pyrenäen (z.B. Gomez & Lunt 2007), die südwestlichen Alpen und die Gebirge südöstlich der Alpen (z.B. Malicky 1983, Hewitt 2004, Deffontaine et al. 2005), die Gebirgsketten des Balkans (Crnobrnja-Isailovic 2007) und die Karpaten (z.B. Kotlik et al. 2006, Mey & Botosaneanu 1985). Andere Refugien, die in dieser Arbeit postuliert werden, z.B. Gebiete nordwestlich der Alpen, der zentralen deutschen Mittelgebirge und der Sudeten, liegen in den europäischen Mittelgebirgen, und sind bislang nur selten als Refugialräume beschrieben worden (Malicky 1983, 2000, Stewart & Lister 2001). Aus den deutschen Mittelgebirgen und den Sudeten scheinen sich die Populationen jüngst ins Fichtel- und Erzgebirge ausgebreitet zu haben. Die zu beobachtende Haplotypenverteilung bei *Drusus discolor* lässt den Schluss zu, dass im Fichtel- und Erzgebirge eine sekundäre Kontaktzone existiert. Diese Region ist bekannt als eine der Haupthybridisierungszonen in Mitteleuropa (vgl. Hewitt 2000).

Die Analyse der Populationsgeschichte zeigt, dass *Drusus discolor* sich während der glazialen Erwärmungs- und Abkühlungsphasen anders verhalten hat als arboreale Arten mit einem heutzutage ähnlichen Verbreitungsmuster. Die arborealen Arten, z.B. *Fagus sylvatica*, zogen sich in Refugien auf den südeuropäische Halbinseln zurück und breiteten sich von dort aus postglazial wieder nach Mitteleuropa aus (Hewitt 2000). Die vorliegende Studie gibt Hinweise darauf, dass *Drusus discolor* während des Pleistozäns, oder zumindest seit der Zeit vor dem letzten Glazialmaximum vor ca. 20000 Jahren, in Mitteleuropa geblieben ist. Das bedeutet, dass die Art in der Lage war, mehr oder weniger an Ort und Stelle, in lokalen Refugien der kollinen Fließgewässer zu überleben. Es ist anzunehmen, dass Bergbäche auch während der Eiszeiten immer vorhanden waren und aufgrund des permanent fließenden Wassers niemals unter 0°C abgekühlt sind. Daher konnten kältetolerante Arten, wie z.B. *Drusus discolor*, in diesem Habitat überdauern. Nach Malicky (1983) bilden

bachbewohnende Insekten, die ähnlich auf historische Klimaveränderungen reagiert haben, eine eigene Biomgruppe, das sogenannte Dinodal. Anhand von Untersuchungen des rezenten Verbreitungsmusters europäischer Köcherfliegenarten in den zentraleuropäischen Mittelgebirgen postulierte Malicky (1983), dass diejenigen Arten, die heute in kalten, turbulenten Bachbächen überleben können, auch während der Eiszeiten unter ähnlichen Bedingungen überdauern konnten. Daher konnten diese Arten während des Pleistozäns vor Ort bleiben, während die terrestrische Fauna sich in südliche Refugien mit günstigeren klimatischen Bedingungen zurückziehen musste. Die vorliegende Studie gibt viele Hinweise darauf, die das Konzept des Dinodals bestätigen. *Drusus discolor* kann aufgrund seiner ökologischen Ansprüche als Dinodalart angesehen werden. Wie die Ergebnisse der Nested Clade Analyse zeigen, überlebte die Art die Eiszeiten in den periglazialen Mittelgebirgen in Zentral- und Südeuropa. Um seine Theorie zu untermauern identifizierte Malicky (1983, 2000, persönliche Mitteilung) mögliche Refugien anhand des rezenten Auftretens von Endemiten. Mit Ausnahme der deutschen Mittelgebirge, sind die von ihm postulierten Refugien für Dinodalarten identisch mit denen, die in dieser Studie für *Drusus discolor* anhand der Haplotypendifferenzierung und -verteilung identifiziert wurden. Die vorliegende Arbeit liefert daher die ersten molekularen Hinweise, die Malicky's Hypothese unterstützen.

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei meinen Kollegen Kevin Feldheim, Peter Haase, Daniel Hering und Thorsten Lumbsch für die angenehme und fruchtbare Zusammenarbeit bedanken. Durch Gespräche mit Prof. Dr. Bohle, Prof. Dr. Malicky und Prof. Dr. Zwick habe ich viele interessante Anregungen bekommen. Viele Kollegen haben freundlicherweise beim Sammeln des Materials geholfen, und ich bin insbesondere für die Unterstützung von Wolfram Graf, Lujza Ujvarosi, Krassimir Kumanski und Pascal Stucki sehr dankbar. Die vorgestellten Ergebnisse sind Teil meiner Dissertation und eines PostDoc Aufenthaltes am Field Museum in Chicago, USA. Für die finanzielle Unterstützung dieses Forschungsaufenthaltes danke ich dem DAAD.

Literatur

- Bandelt, H.J., Forster, P. & Röhl, A. (1999): Median-Joining Networks for Inferring Intraspecific Phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 16: 37-48.
- Crnobrnja-Isailovic, J. (2007): Cross-section of a refugium: genetic diversity of amphibian and reptile populations in the Balkans. In: Weiss, S. & Ferrand, N. (ed.). *Phylogeography of Southern European Refugia*. Springer. 327-337.
- Deffontaine, V., Libois, R., Kotlik, P., Sommer, R., Nieberding, C., Paradis, E., Searle, J.B. & Michaux, R. (2005): Beyond the Mediterranean peninsulas: evidence of central European glacial refugia for a temperate forest mammal species, the bank vole (*Clethrionomys glareolus*). *Molecular Ecology*, 14, 1727–1739.
- Excoffier, L., Laval, G. & Schneider, S. (2005): Arlequin Ver. 3.0: An Integrated Software Package For Population Genetics Data Analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online* 1:47-50.
- Excoffier, L., Smouse, P.E. & Quattro, J.M. (1992): Analysis of Molecular Variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial-DNA restriction data. *Genetics* 131: 479-491.
- FU, Y. (1997): Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking and background selection. *Genetics* 147: 915-925.
- Gomez, A. & Lunt, D.H. (2007): Refugia within refugia: patterns of phylogeographic concordance in the Iberian Peninsula. In: Weiss, S. & Ferrand, N. (ed.). *Phylogeography of Southern European Refugia*. Springer. 155-188.
- Hewitt GM (2004) The structure of biodiversity — insights from molecular phylogeography. *Frontiers in Zoology*, 1, 4, 10.1186/1742–10.1186/9994–1–4.
- Hewitt, G.M. (1999): Post-glacial re-colonization of European Biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 87-112.

- Hewitt, G.M. (2000): The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405: 907-913.
- Huelsenbeck, J.P., Ronquist, F., Nielsen, R. & Bollback, J.P. (2001). MrBayes: Bayesian inference of phylogenetic trees. *Science* 294: 2310-2314.
- Kotlik, P., Deffontaine, V., Mascheretti, S., Zima, J., Michaux, J.R., Searle, J.B. (2006). A northern glacial refugium for bank voles (*Clethrionomys glareolus*). *PNAS*, 103, 14860–14864.
- Malicky, H. (1983): Chorological patterns and biome types of European Trichoptera and other freshwater insects. *Archiv für Hydrobiologie* 96: 223-244.
- Malicky, H. (2000): Arealdynamik und Biomgrundtypen am Beispiel der Köcherfliegen (Trichoptera). *Entomologica Basiliensia* 22: 235-259.
- Mey, W. & Botosaneanu, L. (1985): Glazial-refugiale Subspeziation von *Psilopteryx psorosa* s.l. (Kolenati, 1860) in den Karpaten und angrenzenden Mittelgebirgen Zentraleuropas (Trichoptera, Limnephilidae). *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 32: 109-127.
- Myers, M.J. & Sperling, F.A.H. (2002): Preliminary evaluation of subgeneric designations within the caddisfly genus *Lepidostoma* (RAMBUR) (Trichoptera: Lepidostomatidae) based on mtDNA sequences. *Nova Supplementa Entomologica* 15: 187-194.
- Nei, M. (1987): *Molecular evolutionary genetics*. New York: Columbia University Press.
- Paetkau, D., Waits, L.P., Clarkson, P.L., Craighead, L. & Strobeck, C. (1997): An empirical evaluation of genetic distance statistics using microsatellite data from bear (Ursidae) populations. *Genetics* 147:1943-1957.
- Pauls, S. (2004): Phylogeny and Phylogeography of the montane caddis fly *Drusus discolor* (Rambur, 1842) (Trichoptera: Limnephilidae, Drusinae). 1-167. PhD Thesis, University of Essen-Duisburg.
- Pauls, S., Lumbsch, H.T. & Haase, P. (2003): Genetische Isolation von *Drusus discolor* Rambur 1842 (Trichoptera: Limnephilidae) in montanen Mittelgebirgen Mitteleuropas – Erste Ergebnisse. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2002*: 378-379.
- Pauls, S.U., Feldheim, K.A., & Haase, P. (2007a) Isolation and characterisation of microsatellite markers in the caddisfly *Drusus discolor* (Trichoptera: Limnephilidae). *Molecular Ecology Notes*, 7, 150-152.
- Pauls, S.U., Lumbsch, H.T. & Haase, P. (2006): Phylogeography of the montane caddisfly *Drusus discolor*: evidence for multiple refugia and periglacial survival. *Molecular Ecology*, 15, 2153-2169.
- Pauls, S.U., Lumbsch, H.T., & Haase, P. (2007b) Glacial refugia of *Drusus discolor*. *Ferrantia*. in press.
- Raymond, M. & Rousset, F. (1995): An exact test for population differentiation. *Evolution* 49: 1280-1283.
- Rogers, A.R. & Harpending, H. (1992). Population growth makes waves in the distribution of pairwise genetic differences. *Molecular Biology and Evolution* 9: 552-569.
- Stewart, J.R. & Lister, A.M. (2001): Cryptic northern refugia and the origins of the modern biota. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 608-613.
- Tajima, F. (1989): Statistical method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics* 123: 585-595. Templeton et al. 1992
- Templeton, A.R., Crandall, K.A. & Sing, C.F. (1992): A Cladistic Analysis of Phenotypic Associations With Haplotypes Inferred From Restriction Endonuclease Mapping and DNA Sequence Data. 111. Cladogram Estimation. *Genetics* 132: 619-633.
- Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. *Die Binnengewässer* 18: 1-541
- Wasser, P.M. & Strobeck, C. (1998): Genetic signatures of interpopulation dispersal. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 43-44.

POSTERPRÄMIERUNG

TRIPPE, M., RISS, W. & E. I. MEYER: Vergleichende Untersuchungen zum Ausbreitungspotenzial von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer

WORISCHKA, S., HELLMANN, C., WINKELMANN, C., HERRMANN, ST. & J. BENNDORF: „Das große Fressen“ im Gauernitzbach - Fische und invertebrate Räuber in einem top-down gesteuerten Fließgewässer-Nahrungsnetz

Vergleichende Untersuchungen zum Ausbreitungspotenzial von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer

Mareike Trippe¹, Wolfgang Riss² & Elisabeth I. Meyer³

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie,

Hüfferstr. 1, 48149 Münster, ¹Mareike.Trippe@vollbio.de, ²riss@uni-muenster.de, ³meyere@uni-muenster.de

Keywords: temporäres Fließgewässer, Karstgebiet, Neozoen, Gammaridae, Ausbreitung

Einleitung

Das Verteilungsmuster der drei Gammaridenarten *Gammarus pulex*, *Gammarus fossarum* und des Neozoons *Echinogammarus berilloni* in einem temporären Fließgewässer, der Alme, ist bereits bekannt (Gravelaar et al. 2005, Zeidler et al., dieser Band). Die Alme ist ein 60 km langer Nebenfluss der Lippe in Nordrhein-Westfalen, Deutschland. Für die teilweise im Karstgebiet fließende Alme ist der zeitweise austrocknende Mittellauf charakteristisch. Tendenziell besiedelt *G. fossarum* vornehmlich den permanenten Oberlauf, wohingegen *E. berilloni* den permanenten Unterlauf bevorzugt und teils auch in die temporären Bereiche einzieht. *G. pulex* dominiert in den temporären Bereichen des Flusses. Um einen Erklärungsansatz für das Verteilungsmuster zu erhalten, wurde im Rahmen der vorliegenden Studie die Ausbreitung der drei Gammaridenarten geprüft. Diese setzt sich aus Drift, Gegenstrom- und Abwärtsbewegung im und auf dem Substrat zusammen. Über das Wanderverhalten von *G. pulex* und *G. fossarum* ist bereits einiges bekannt (MEIJERING 1972, ELLIOTT 2002), wohingegen das des Neozoons *E. berilloni* bislang nur ansatzweise (GOEDMAKERS & PINKSTER 1981) erforscht ist. Welchen Einfluß übt aber der Faktor Austrocknung auf die Ausbreitung der Arten aus? Kann das Neozoon *E. berilloni* die beiden einheimischen Arten verdrängen? In Anlehnung an BÖHMER et al. (1996), die das Wanderverhalten von *G. pulex*, *G. fossarum* und *G. roeseli* anhand von Fließbrinnen-, und Freilandversuchen beobachtet haben, wurde im vorliegenden Projekt in erster Linie der Einfluß abiotischer Faktoren (Substratbeschaffenheit, Fließgeschwindigkeit, Temperatur) auf die Ausbreitung der drei Gammaridenarten *G. pulex*, *G. fossarum* und *E. berilloni* unter Laborbedingungen geprüft.

Material und Methoden

Fließbrinnenversuche

Die Versuche wurden in einer Fließrinne (280 x 20 x 15 cm) in einem Tageslichtlabor durchgeführt. Die Rinne besitzt einen geschlossenen Wasserkreislauf, der ca. 360 Liter umfasst. Die Fließgeschwindigkeit und die Temperatur können individuell eingestellt werden.

In Vorversuchen wurde die Rinne nacheinander mit Substrat der Almestandorte 1 (Oberlauf), 5 (Mittellauf) und 8 (Unterlauf) befüllt. Es sollte überprüft werden, ob das Substrat der verschiedenen Standorte die Ausbreitung der Gammariden beeinflusst. Diese Versuche wurden separat für jede Art

durchgeführt. Jeweils 15 Tiere wurden bei einer Temperatur von 15°C und einer sohlennahen Fließgeschwindigkeit von ca. 0,1 ms⁻¹ in die Mitte der Fließrinne eingesetzt. Dort wurden sie zunächst für 10 min. in einem Kunststoffrohr akklimatisiert, ehe sie ihren Aufenthaltsort frei wählen konnten. Nach einer Stunde wurden im Abstand von 20 cm mit Gaze bespannte Trennplatten in die Fließrinne eingebracht, um eine weitere Ausbreitung der Gammariden zu unterbinden. Der jeweilige Aufenthaltsort wurde protokolliert. Pro Art wurden vier Replika durchgeführt. Nach Versuchsende wurden die Tiere in 70%igem Ethanol konserviert, längenvermessen und auf ihr Geschlecht bestimmt. Da weder ein signifikanter Unterschied in der Ausbreitung der einzelnen Arten bezüglich der unterschiedlichen Almesubstrate noch bei Steinen mit und ohne organisches Material festgestellt werden konnte, wurde in den Folgeversuchen gemischtes Almesubstrat als Standardsubstrat eingesetzt. Als Standardtemperatur wurden die Hälterungstemperatur 15°C gewählt. Bei den Versuchen wurde der Einfluß unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten und Temperaturen (Tab. 1) auf die Mobilität der Arten überprüft. Diese orientierten sich an den im Freiland ermittelten Werten. Für die Temperaturversuche wurden die Tiere bei der jeweiligen Versuchstemperatur für mindestens fünf Tage akklimatisiert. Der Versuchsablauf erfolgte wie oben erläutert.

Tab. 1: Parameter der einzelnen Fließbrinnenversuche. Jeder aufgelistete Versuch wurde viermal (à 15 Tiere) mit jeder Art durchgeführt.

| Versuchsnr. | Substrat | Fließgeschwindigkeit [m/s] | Temperatur [°C] |
|-------------|----------|----------------------------|-----------------|
| 1 | ALM 1 | 0,1 | 15 |
| 2 | ALM 5 | 0,1 | 15 |
| 3 | ALM 8 | 0,1 | 15 |
| 4 | Standard | 0 (feuchtes Substrat) | 15 |
| 5 | Standard | 0 (Pool-Situation) | 15 |
| 6 | Standard | 0,2 | 15 |
| 7 | Standard | 0,3 | 15 |
| 8 | Standard | 0,4 | 15 |
| 9 | Standard | 0,1 | 5 |
| 10 | Standard | 0,1 | 10 |
| 11 | Standard | 0,1 | 20 |
| 12 | Standard | 0,1 | 25 |

Erste Ergebnisse

Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen Substrat aus dem Unter-, Mittel-, und Oberlauf der Alme im Hinblick auf die Mobilität der drei getesteten Gammaridenarten (Kendall- Konkordanz: *E. berilloni* p=0,001; *G. pulex* p=0,001; *G. fossarum* p= 0,007; Abb. 1). Bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,1 m/s zeigte *E. berilloni* eine geringere Mobilität als *G. pulex* und *G. fossarum* (Abb. 2). Bei einer Wassertemperatur von 5°C ist *G. fossarum* die mobilste der drei getesteten Arten. *G. fossarum* und *G. pulex* tendieren zur Gegenstromwanderung, wobei *G. pulex* weniger aktiv ist. *E. berilloni* bewegt sich vornehmlich mit der Strömung, (Abb. 3).

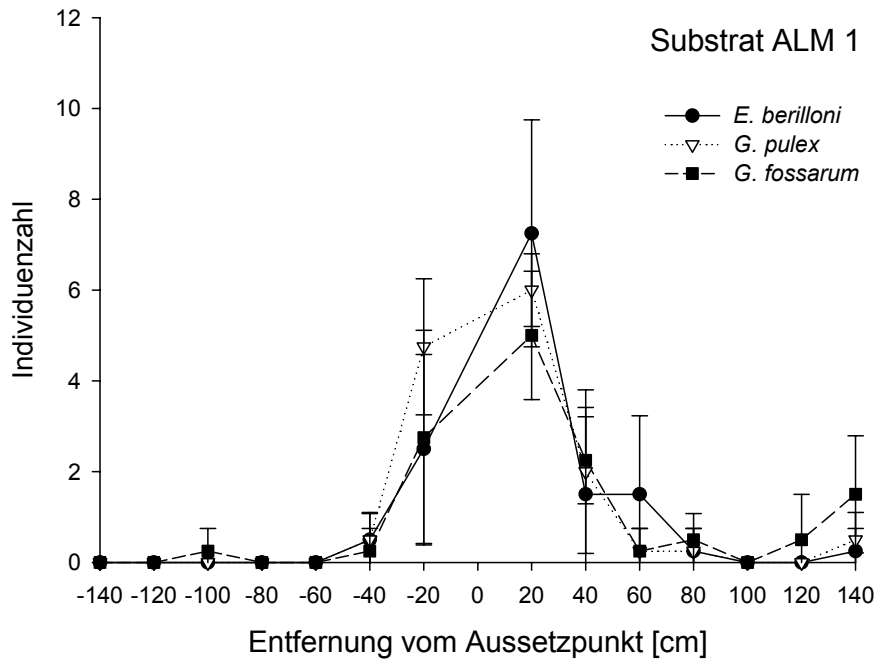


Abb. 1: Vergleich der Ausbreitung von 3 Gammaridenarten bei Substrat der Probestelle ALM 1 (15°C, 0,1 m/s). Dargestellt sind die Mittelwerte \pm SD von jeweils 15 Tieren.

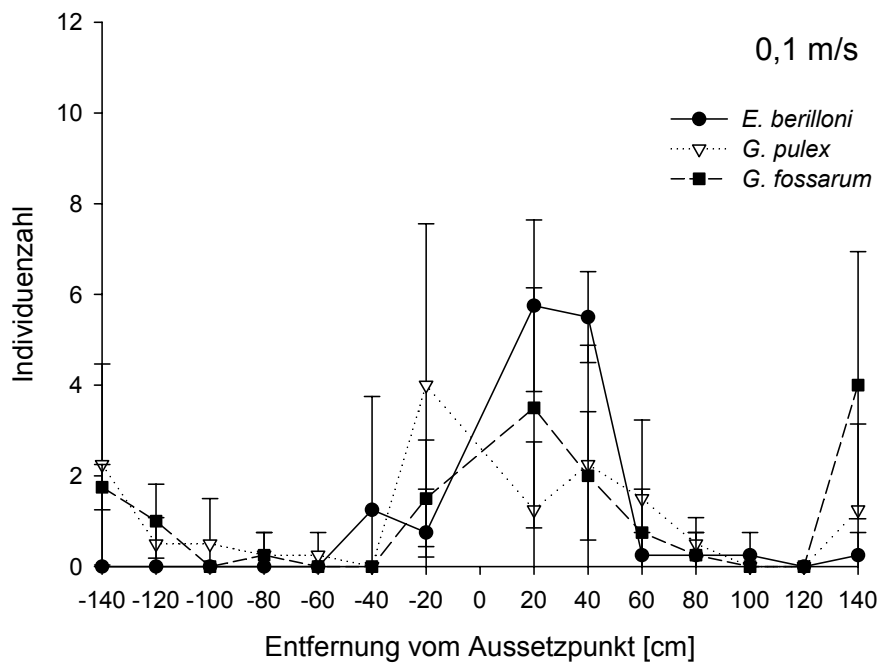


Abb. 2: Vergleich der Ausbreitung von 3 Gammaridenarten bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,1m/s (15°C, Standardsubstrat). Dargestellt sind die Mittelwerte \pm SD von jeweils 15 Tieren.

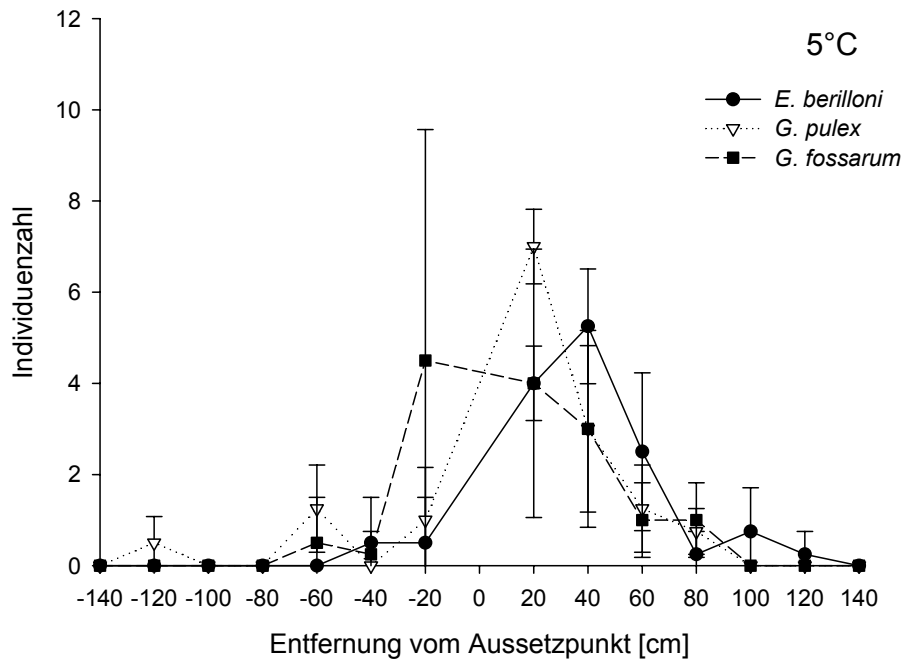


Abb. 3: Vergleich der Ausbreitung von 3 Gammaridenarten bei einer Temperatur von 5°C (Standardsubstrat, 0,1 m/s). Dargestellt sind die Mittelwerte \pm SD von jeweils 15 Tieren.

Diskussion

Die Auswertung der Fließrinnenversuche ist zurzeit noch nicht vollständig. Hier nicht aufgeführte Ergebnisse eines abschließenden Markierungsversuchs mit *E. berilloni* zeigten eine Übertragbarkeit der im Labor gewonnenen Daten auf die Freilandsituation.

Danksagung

An dieser Stelle sei allen Personen gedankt, die zur Durchführung dieser Arbeit beigetragen haben.

Literatur

- BÖHMER J., W. JANSEN, B. KAPPUS, A. NILL, C. RAWER-JOST, C. HOCK, B. BREITINGER & H. RAHMANN (1996): Wanderbewegungen von Gammariden in einer experimentellen Fließwasserrinne und an naturnahen Fischeaufstiegshilfen. DGL-Tagungsbericht 1995 Berlin. Krefeld.
- ELLIOTT J.M. (2002): The drift distances and the time spent in the drift by freshwater shrimps, *Gammarus pulex*, in a small stony stream, and their implications for the interpretation of downstream dispersal. *Freshwater Biology* 47: 1403-1417
- GOEDMAKERS A. & S. PINKSTER (1981b): Population dynamics of three Gammarid species (Crustacea, Amphipoda) in a French chalk stream. Part III. Migration. *Bijdr. Dierk.* 51(2): 145-180.
- GRAVELAAR, M., MEYER, E.I. & RISS, W.(2005): *Echinogammarus berilloni* in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden. DGL-Tagungsbericht 2005. Karlsruhe.
- MEIJERING M. P. D. (1972): Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fließgewässern. *Archiv für Hydrobiologie* 70(2): 133-205.

„Das große Fressen“ im Gauernitzbach - Fische und invertebrate Räuber in einem top-down gesteuerten Fließgewässer-Nahrungsnetz

Susanne Worischka¹, Claudia Hellmann, Carola Winkelmann, Steffi Herrmann & Jürgen Benndorf

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden ¹email: Susanne.Worischka@tu-dresden.de

Keywords: Fließgewässer-Nahrungsnetze, Fische, invertebrate Räuber, top-down-Steuerung, Prädation

Einleitung

In Fließgewässer-Nahrungsnetzen können sowohl benthivore Fische als auch invertebrate Räuber Fraßdruck auf das Makrozoobenthos ausüben. Während der Einfluss der invertebraten Prädatoren als hoch gilt (Wooster, 1994), wird der der Fische unterschiedlich eingeschätzt (z. B. Ruetz *et al.*, 2004, Power, 1990).

Im Rahmen eines Freilandexperimentes zur top-down-Steuerung von Nahrungsnetzen wurden in einem durch Gitter abgeteilten Abschnitt eines kleinen Mittelgebirgsbaches benthivore Fische (Gründling, *Gobio gobio*, und Bachschmerle, *Barbatula barbatula*) eingesetzt und ein relativ hoher Bestand aufrechterhalten. Die Trichopterenlarven *Plectrocnemia conspersa* und *Rhyacophila fasciata* wurden stellvertretend als zwei der bedeutendsten invertebraten Prädatoren des Systems untersucht. Im Jahr 2005 wurde der Einfluss der vertebraten und invertebraten Räuber auf das Makrozoobenthos und die Nahrungsbeziehungen zwischen beiden Prädatorengruppen untersucht. Dazu wurden Konsumtion und Produktion verglichen, der direkte Fischfraßdruck auf *P. conspersa* und *R. fasciata* analysiert und sowie die Nischenüberlappung zwischen den untersuchten Räubern berechnet.

Material und Methoden

Der Gauernitzbach ist ein ca. 4,6 km langer Mittelgebirgsbach 2. Ordnung, der etwa 15 km unterhalb von Dresden in die Elbe mündet. Die vorliegende Untersuchung wurde in einem 400 m langen, im Mittel ca. 1,2 m breiten Experimentalabschnitt durchgeführt, der vom restlichen Bach durch Edelstahlgitter (5 mm Maschenweite) abgetrennt ist. In diesem Abschnitt wurde eine relativ hohe Dichte von Gründlingen und Schmerlen (zusammen im Mittel 3,2 g FM m⁻²) durch regelmäßigen Besatz aufrechterhalten.

Die Fischbiomassen wurden durch Elektrobefischungen (EFGI 650, Fa. Bretschneider Spezialelektronik) im zweimonatigen Abstand ermittelt. Die Anteile der Beuteorganismen in der Nahrung der Fische wurden per Magen- bzw. Darminhaltsanalyse bestimmt. Aus der täglichen Nahrungsration (nach Elliott & Persson, 1978, im Freiland ermittelt), den Beuteanteilen in der Nahrung und den Fischbiomassen konnte die kumulative Konsumtion durch Gründling und Schmerle im Untersuchungsjahr 2005 abgeschätzt werden. Ähnlich wurde bei den räuberischen Trichopterenlarven verfahren. Deren Biomassen sowie die der sonstigen invertebraten Prädatoren wurden mit Hilfe von

monatlichen Surber-Sampler-Probenahmen ermittelt. Für letztere wurde die kumulative Beutekonsumtion aus einer angenommenen täglichen Ration (Mittelwert der Rationen von *R. fasciata* und *P. conspersa*) hochgerechnet. Bei den Omnivoren *Gammarus pulex* und *Hydropsyche spp.* wurde hierfür ein Prädationsanteil von 50 % vorausgesetzt.

Ergebnisse und Diskussion

Üben Fische oder räuberische Invertebrate den höheren Fraßdruck aus?

Die beiden Trichopteren-Populationen konsumierten im Experimentalabschnitt trotz ihrer um den Faktor 15 geringeren Biomasse etwa halb so viel Makrozoobenthos wie die Fische (Abb.1). Das ist eine Folge ihrer etwa zehnmal höheren täglichen Nahrungsration (C_d in $\text{mg mg}^{-1} \text{d}^{-1}$: Fische je 0,017, *R. fasciata* 0,1, *P. conspersa* 0,2). Werden alle invertibraten Räuber betrachtet und ihre Konsumtion anhand ihrer Biomasse extrapoliert, zeigt sich, dass der Hauptanteil des Fraßdruckes auf das Makrozoobenthos vermutlich nicht von den eingesetzten Fischen ausgeht (Abb. 1).

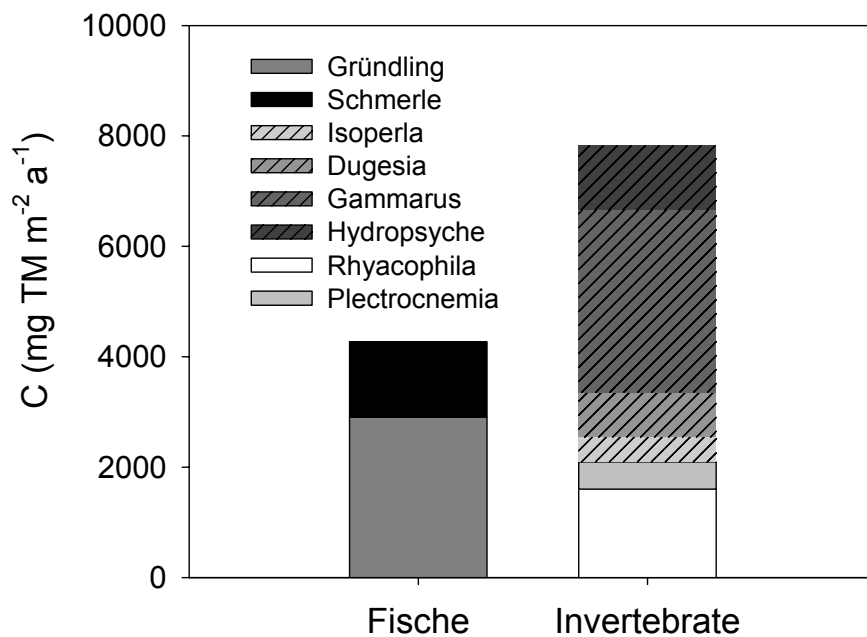


Abb. 1: Geschätzte Beutekonsumtion vertebrater und invertibrater Räuber im Experimentalabschnitt des Gauernitzbaches im Jahr 2005. Unschraffierte Flächen: Berechnung aus Messdaten, Schraffierte Flächen: Hochrechnung.

Ist die Nahrungsbeziehung zwischen Fischen und räuberischen Trichopterenlarven eher eine Konkurrenz- oder eine Räuber-Beute-Beziehung?

Von den Fischen nutzte nur die Schmerle regelmäßig die invertibraten Räuber *P. conspersa* und *R. fasciata* als Beute (5,5 bzw. 2,4 % Biomasseanteil in der Nahrung). Die sich daraus ergebende

kumulative Konsumtion von 54,5 bzw. 34,0 mg TM m⁻² a⁻¹ entspricht 14,4 % der Jahresproduktion bei *P. conspersa* und 6,0 % bei *R. fasciata*. Eine Räuber-Beute-Beziehung ist also zumindest zwischen der Schmerle und *P. conspersa*/*R. fasciata* vorhanden, jedoch nicht sehr ausgeprägt. In der Nahrung des Gründlings wurden beide Trichopterenarten nur vereinzelt gefunden (2005 nur je zwei Individuen).

Die Nischenüberlappung bezüglich der Nahrungswahl war in allen Fällen eher gering (Tab.1). Von einer ausgeprägten Nahrungskonkurrenz zwischen Fischen und den beiden räuberischen Trichopterenlarven kann demnach ebenfalls nicht gesprochen werden.

Tab. 1: Nischenindex nach Townsend & Hildrew (1979). N=0 bedeutet keine, N=1 vollständige Überlappung der Nahrungsnischen zweier Organismen.

| Art | Gründling | Schmerle |
|---------------------|-----------|----------|
| <i>P. conspersa</i> | 0,46 | 0,40 |
| <i>R. fasciata</i> | 0,38 | 0,32 |

Zusammenfassung

In kleinen Fließgewässern spielen auch bei experimentell erhöhtem Fischbestand die invertebraten Räuber eine nicht zu unterschätzende Rolle im Nahrungsnetz. Die Nahrungskonkurrenz zwischen Fischen und den räuberischen Trichopterenlarven *Plectrocnemia conspersa* und *Rhyacophila fasciata* war in der vorliegenden Untersuchung eher gering.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft und das Frauenförderungsprogramm der Technischen Universität Dresden ermöglicht.

Literatur

- Elliott, J.M., Persson, L. (1978): The estimation of daily rates of food consumption for fish. *Journal of Animal Ecology* 47: 977-991.
- Meyer, E. (1989): The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 117: 191-203.
- Power, M.E. (1990): Effects of fish in river food webs. *Science* 250: 812-814.
- Ruetz, C.R., Vondracek, B., Newman, R.M. (2004): Weak top-down control of grazers and periphyton by slimy sculpins in a coldwater stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 271-286.
- Townsend, C.R., Hildrew, A.G. (1979): Resource partitioning by two freshwater invertebrate predators with contrasting foraging strategies. *Journal of Animal Ecology* 48: 909-920.
- Waringer, J., Graf, W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven. *Facultas Universitätsverlag Wien*.
- Wooster, D. (1994): Predator impacts on stream benthic prey. *Oecologia* 99: 7-15.

BAUER, R., ANNESER, B. & CH. GRIEBLER: Das Schadstofffahnenrand-Konzept Ökologie und Biochemie des biologischen Abbaus in organisch kontaminierten Grundwasserökosystemen

BERKHOFF, S. & H. J. HAHN: Regionale Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna Südkoreas unter besonderer Berücksichtigung der Cyclopoida

BORK, J. & H. J. HAHN: Untersuchung der Meiofauna im Talgrundwasser des Nakdong (Korea) unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen

FUCHS, A. & H. J. HAHN: Erste Untersuchungen zur Grundwasserfauna im Gebiet des Erftverbandes (Rheinland)

MARTIN, P. & ST. ZAENKER: Milbenfunde aus dem Quellkataster Hessens - Faunistik und potentielle Eignung für eine Quelltypologie

RIEDMÜLLER, U. & W. PANKOW: Biodiversität der Quellbachfauna im Feldberggebiet (Hochschwarzwald) und ökologische Steuerfaktoren

RÜCKERT, M., WITTRÖCK, D. & P. MARTIN: Ganzjährige Emergenzuntersuchungen an drei ausgewählten Quellen in Schleswig-Holstein

WITTRÖCK, D., MARTIN, P., RÜCKERT, M. & H. BRENDENBERGER: Kaltstenothermie bei Quellorganismen? - Autökologische Untersuchungen an ausgewählten Arten aus dem Tiefland

Das Schadstofffahnenrand-Konzept Ökologie und Biochemie des biologischen Abbaus in organisch kontaminierten Grundwasserökosystemen

Robert Bauer¹, Bettina Anneser¹ & Christian Griebler¹

¹ GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstrasse 1, 85764 Neuherberg, christian.griebler@gsf.de

Keywords: Biologische Selbstreinigung, Grundwasserökologie, *In Situ* Schadstoffabbau

Einleitung

Organische Belastung von Grundwasserökosystemen

Die Verschmutzung von Grundwasserleitern mit organischen Schadstoffen ist ein ernstzunehmendes Problem. Weltweit sind mehrere hunderttausend Flächen und die darunter liegenden Aquifere kontaminiert. Eine prominente Klasse innerhalb der organischen Schadstoffe stellen die aromatischen Kohlenwasserstoffe dar, die Bestandteil von Teerölen, Treibstoffen und anderen Ölprodukten sind. Innerhalb dieser sind vor allem die BTEX-Verbindungen (Akronym für Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole) und die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAKs) aus Sicht der Trinkwasseraufbereitung und aus ökotoxikologischer Sicht von Bedeutung.

Meist gelangen diese Schadstoffe als Phase in den Untergrund, wandern durch die ungesättigte Bodenzone und lösen sich dort wo sie auf den Grundwasserspiegel treffen teilweise ins Grundwasser. Die ins Wasser übergehenden Stoffe (vor allem gut lösliche Verbindungen wie die BTEX) werden mit dem Grundwasserstrom weitertransportiert und bilden auf diese Weise eine so genannte Schadstofffahne (im Folgenden kurz Fahne genannt). In der Regel erreichen diese Fahnen nach entsprechender Zeit, d.h. sobald die Masse der sich kontinuierlich ins Wasser lösenden Stoffe dem Abbau in der Fahne gleich kommt, eine mehr oder weniger konstante Ausdehnung. Man spricht in diesem Fall von stationären Fahnen. Da viele Kontaminationen bereits Jahrzehnte und weiter zurückliegen, haben wir es in den meisten Fällen mit gealterten und stabilen Fahnen zu tun.

Wie wir heute wissen, können viele der eingetragenen organischen Schadstoffe, so auch die BTEX Verbindungen und viele PAKs, durch autochthone Mikroorganismen abgebaut werden. Am effizientesten erfolgt der natürliche Abbau bei Anwesenheit von Sauerstoff (aerober Abbau), aber auch unter reduzierten Bedingungen können viele aromatische Verbindungen mit Hilfe alternativer Elektronenakzeptoren (z.B. Nitrat, Eisen III, Sulfat) abgebaut werden (anerober Abbau). Dennoch ist unser Wissen in Bezug auf anaerobe Abbauewege noch vergleichsweise lückenhaft (Meckenstock *et al.* 2004). Da wir die Ansprüche und Bedürfnisse der anaeroben Schadstoffabbauer nur unzureichend kennen, konnten bisher nur wenige Stämme angereichert, isoliert und entsprechend charakterisiert werden.

Ähnlich sieht es mit dem Verständnis zum biologischen Abbau *In Situ* aus. Es ist unumstritten, dass BTEX und PAK Verbindungen im Aquifer aerob und anaerob abgebaut werden, jedoch sind die

steuernden Faktoren bisher kaum verstanden. Das heisst: (1) Wo genau im Grundwasserleiter bzw. in einer Schadstofffahne passiert der Abbau, (2) welche physikalisch-chemischen und biologischen Prozesse limitieren ihn, und welche Organismen sind daran beteiligt.

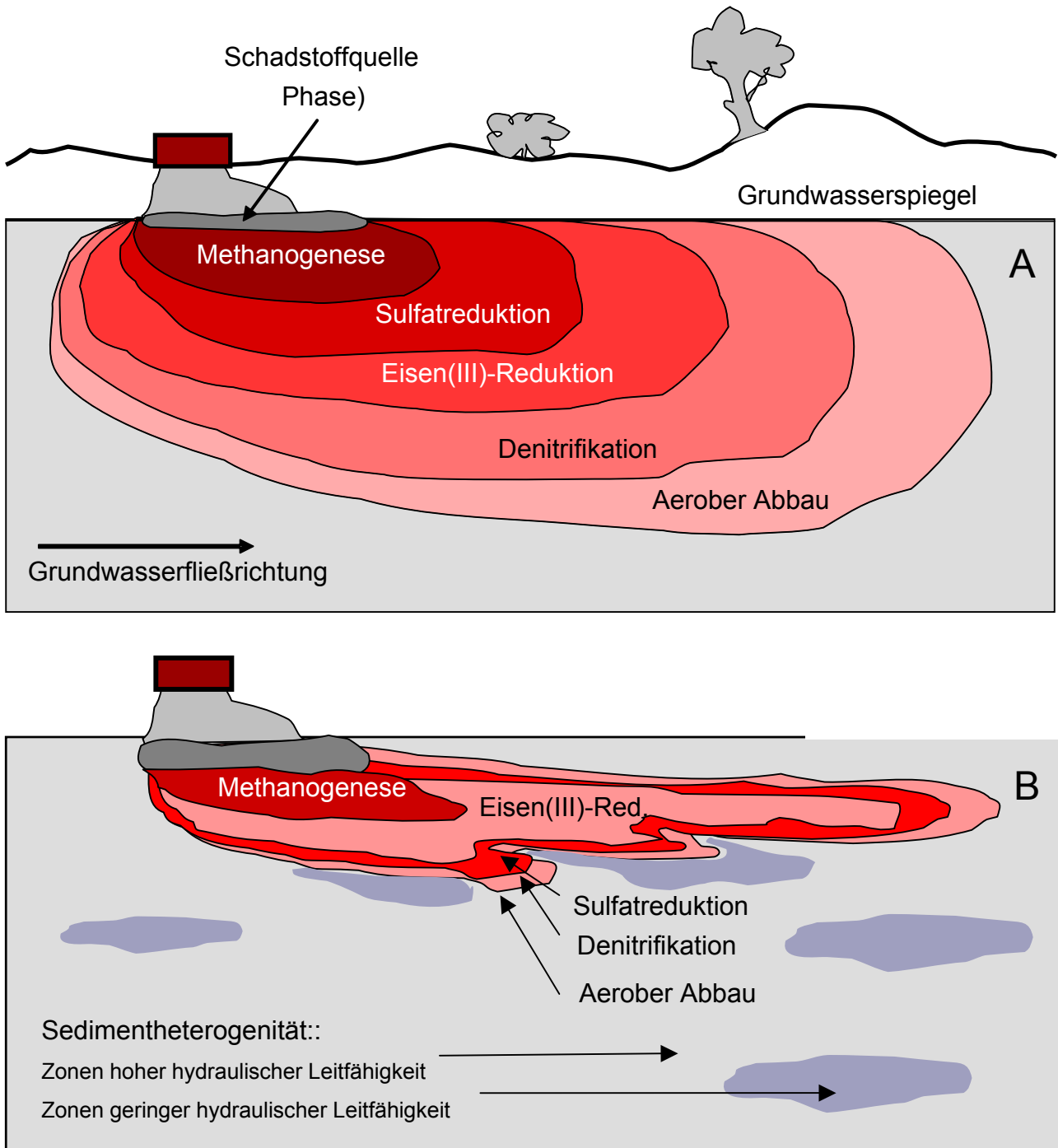


Abb. 1: Die Schadstofffahne im Grundwasserleiter. (A) Idealisierte Abfolge von Redoxzonen in einer stationären Fahne mit zunehmender Entfernung zur Schadensquelle entsprechend der Thermodynamik. (B) In der Natur scheinen sich jedoch einzelnen Redoxprozesse zu überlagern und eine enge Abfolge von Redoxprozessen findet sich oft am Fahnenrand was sich in steilen physikalisch-chemischen Gradienten äußert. Aufgrund der enormen Heterogenität im Untergrund sind Fahnen keine einheitlichen Wolken sondern verschörkelte dynamische Wesen.

Verteilung von Schadstoffen und Redoxprozessen im Grundwasser

Lange Zeit hielt man an einem sehr idealisierten Bild vom biologischen Abbau in organisch belasteten Grundwasserökosystemen fest. Durch die mikrobielle Aktivität werden die verfügbaren Elektronenakzeptoren entsprechend ihrer Standard-Redoxpotentiale verbraucht, was zu einer charakteristischen Abfolge von Redoxprozessen und einzelnen Gruppen von Mikroorganismen führt (für eine schematische Darstellung siehe Abb. 1). Demzufolge finden wir in unmittelbarer Umgebung zur Schadstoffquelle Methanogenese als vorherrschenden Redoxprozess, gefolgt von der Sulfatreduktion, der Mangan- und Eisenreduktion, der Denitrifikation und dem aeroben Abbau (z. B. Wiedemeier et al. 1999; Christensen et al. 2001).

Arbeiten von Kollegen und eigene Untersuchungen haben gezeigt, dass es diese klare Abfolge von Redoxprozessen in Grundwasserleitern selten gibt, im Gegenteil, manche Prozesse die auf Grundlage der Thermodynamik von sequentiell ablaufen sollten sind gleichzeitig auf der Mikro- und Mesoskala (Millimeter bis Meter) aktiv und homogene Redoxzonen sind in belasteten Aquiferen nicht zu finden (McGuire et al. 2002, 2005). Grund dafür ist wahrscheinlich die räumliche Heterogenität in Sedimenten die in zahlreichen Mikrohabitaten resultiert. Des Weiteren sind Schadstofffahnen in ihrer vertikalen Ausdehnung oftmals weitaus weniger mächtig als angenommen. Fahnen von nur 50 cm bis 2 m Dicke sind keine Seltenheit. Davis et al. (1999) beschreiben beispielsweise eine stationäre Fahne von nur 30 cm Dicke. Die Heterogenität des Untergrunds führt auch dazu dass Fahnen ein so genanntes ‚Fingering‘ zeigen, d.h. in Zonen guter Durchlässigkeit sind sie länger als in Bereichen mit verringerter hydraulischer Leitfähigkeit (Abb. 1B). Maßgeblich verantwortlich für die Architektur von Schadstofffahnen in porösen (kiesigen und sandigen) Aquiferen sind die Mischungsprozesse. Hier tragen vor allem die longitudinale und transversale Dispersion als auch die Diffusion zur Verteilung von Stoffen bei. Anders als in Fließgewässern sind Fließstrecken von >50 m und mehr notwendig um Wasserpakete von wenigen Kubikzentimetern miteinander zu mischen (z.B. Jose & Cirpka 2004).

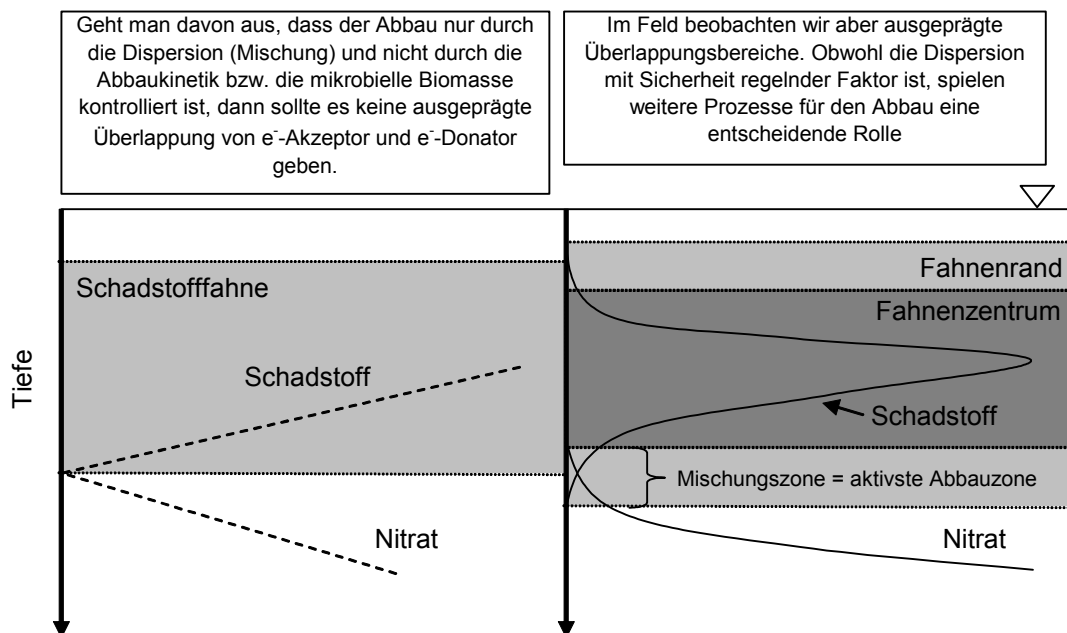


Abb. 2: Konzeptabbildung zum mikrobiellen Schadstoffabbau in Fahnen (für weitere Erläuterungen siehe Text).

Um einen Schadstoff umsetzen zu können, muss für den abbauenden Mikroorganismus gleichzeitig eine ausreichende Menge an Elektronendonator (der organische Schadstoff) und Elektronenakzeptoren

tor (Sauerstoff, Nitrat, Mangan(IV), Eisen(III), Sulfat, CO₂) verfügbar sein (z.B. Thullner *et al.* 2004). Dies ist in der Regel nur am Rand einer Fahne der Fall, da sich hier sauberes und kontaminiertes Grundwasser mischen. Im Zentrum von Schadstofffahnen sind die meisten gelösten Elektronenakzeptoren meist bereits gezehrt (Methanogenese und Eisen(III)-Reduktion bleiben auch hier wichtige Prozesse). Diese Beobachtung führte zu unserer ersten Arbeitshypothese, die besagt, dass die wesentlichen Abbauvorgänge am Fahnenrand lokalisiert sind, da der biologische Abbau durch die Mischung limitiert ist. Geht man weiters davon aus, dass dort, wo Schadstoff und Elektronenakzeptor zusammentreffen, Mikroorganismen diese sofort umsetzen (und fast alle numerischen Modelle haben genau das als Annahme), sollten sich am Rand von Fahnen steile Gradienten ausbilden (zum Beispiel für Sauerstoff bzw. Nitrat und einzelne organische Schadstoffe) die sich nicht oder nur wenig überlappen (Abb. 2).

Will man in einem Ökosystem besonders aktive Zonen ausfindig machen, muss man nach steilen physikalisch-chemischen Gradienten suchen. Den überall dort wo biologische Aktivität vorhanden ist, bilden sich auch Konzentrationsgradienten ausbilden und *vice versa*. Unsere zweite Arbeitshypothese besagt daher, dass Abbau-aktive Zonen durch steile physikalisch-chemische und möglicherweise auch mikrobielle (z.B. Biomasse) Gradienten charakterisiert und über diese zu identifizieren sind. Felduntersuchungen zeigen auf den ersten Blick ein von diesen theoretischen Überlegungen abweichendes Bild. In Grundwasserproben von kontaminierten Standorten findet sich meist ein Sammelsurium an Elektronendonoren und Elektronenakzeptoren, und man fragt sich, warum der organische Schadstoff nicht bereits abgebaut wurde, wo doch ausreichend gelöster Sauerstoff, Nitrat und Sulfat im Wasser vorhanden sind. Was aber, wenn sich die angesprochenen steilen Gradienten nur sehr kleinskalig (z.B. im Zentimeter Maßstab) wieder finden und unsere bislang eingesetzten Probennahmetechniken (z.B. Multi-Level Messstelle mit einer vertikalen Auflösung von 1 m bis 50 cm) diese nicht entsprechend erfassen können, und man immer Wasser aus verschiedensten Zonen sammelt und mischt.

Im Zuge eines BMBF Forschungsprojektes (Schwerpunktprogramm KORA, Projekt 2.2b) haben wir im Jahr 2003 begonnen die Frage der Limitierung des *In Situ* Abbaus und der Verteilung von Abbauaktivitäten im kontaminierten Aquifer zu untersuchen. Dies geschah zum Einen mit Hilfe von zweidimensionalen Durchflusssystemen (2D-Modellaquifere) in kontrollierten Laborexperimenten und zum Anderen im Feld mittels einer räumlich hoch auflösenden Multi-Level Messstelle, welche in einem mit Teeröl kontaminierten Grundwasserleiter installiert wurde. Einzelne Aspekte dieser Arbeiten werden im Moment im Rahmen eines DFG-Projekts (Forschergruppe ‚Reactions in Porous Media‘) weitergeführt.

Material und Methoden

Konstruktion eines 2D-Modellaquifers (Mikrokosmos)

Für mikrobielle Abbauversuche unter vereinfachten und gut kontrollierten Umweltbedingungen, wurde zusammen mit der Arbeitsgruppe um Peter Grathwohl am Zentrum für Geowissenschaften in Tübingen ein 2D-Modellaquifer entwickelt. Abbildung 3 zeigt den experimentellen Aufbau des Mikrokosmos. Ein Versuchsablauf kann wie folgt skizziert werden:

1. Der Mikrokosmos wird mit sterilen Glaskugeln oder Quarzsand wassergesättigt befüllt.
2. 10 Zulaufports, die über Peristaltikpumpen beschickt werden und 11 Ablaufports gewährleisten ein homogenes horizontales Fließfeld.

3. Über einen der Zulaufports wird mittels Kolbenhubpumpe kontaminiertes Grundwasser zugeleitet, was zur Ausbildung einer Schadstofffahne führt, die nach wenigen Tagen einen stationären Zustand erreicht (Abb. 4).
4. Um den aeroben und/oder anaeroben Abbau von individuellen Schadstoffen zu untersuchen, wird der Mikrokosmos mit ausgewählten Bakterienstämmen angeimpft.
5. Der Schadstoffabbau wird über Massenbilanzierung quantifiziert, die Verteilung von Schadstoffen, Redoxprozessen und Mikroorganismen durch die Probenahme an der Ausflusseite vertikal aufgelöst (1 cm Schritte) untersucht. Für die Verteilung der Abbauaktivität kommt die Komponenten-spezifische Isotopenanalyse zum Einsatz. Mit Hilfe von Mikrosensoren und Optodentechnik werden in unterschiedlicher Entfernung zur Quelle Sauerstoff- und Temperaturprofile gemessen.

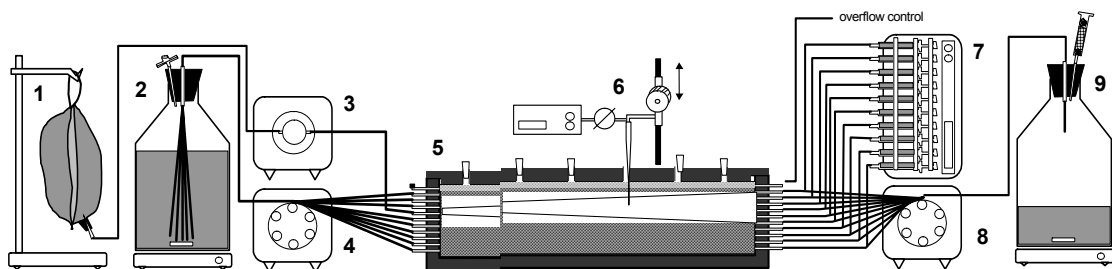


Abb. 3: Schematische Darstellung zur Konfiguration eines Modell-Aquifers; 1 Schadstoff (Toluol)-versetztes anoxisches Medium; 2 Mineralmedium oxisch; 3 Kolbenpumpe in Verbindung mit Stahlkapillaren; 4 Mehrkanal-Peristaltikpumpe in Verbindung mit Fluranschläuchen; 5 Tanksystem [Innenmaße: 76cm lang, 14cm hoch, 1cm tief]; 6 Mikroelektrodequipment mit Elektrodenhalter und Mikromanipulator; 7 Mehrkanal-Spritzenpumpe in Verbindung mit Stahlkapillaren; 8 Mehrkanal-Peristaltikpumpe in Verbindung mit Fluranschläuchen; 9 Abfallbehälter.

Fließrichtung

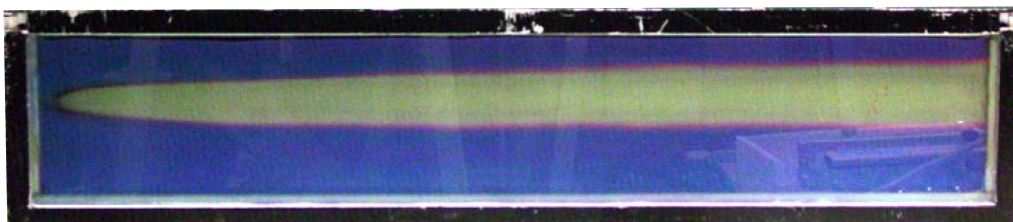


Abb. 4: Versuch mit einer anoxische Schadstofffahne. Die Zugabe des Redoxindikators Resazurin zum Fahnenmedium zeigt die Ausbreitung der Schadstoffe mit Entfernung zur Quelle. Reduzierte Sedimentzonen (Fahnenzentrum) sind als helle Bereiche und oxidierte Zonen als dunkle Bereiche erkennbar.

Konstruktion einer räumlich hoch auflösenden Multi-Level Messstelle

Die im Juni 2005 in einem mit Teeröl kontaminierten Aquifer in Düsseldorf-Flingern eingerichtete Multi-Level Messstelle (Abb. 5) ist modular aus mehreren HDPE Rohren zusammengesetzt. Die einzelnen Module tragen eine unterschiedliche Anzahl von Probenahmeports, die im Abschnitt mit der größten Schadstoffbelastung in 3 cm Abständen und in Bereichen geringerer Belastung in 10-30 cm Abständen angebracht (Abb. 5). Von den kleinen Filterelementen führen dünne Stahlkapillaren nach oben. Mit Hilfe von Peristaltikpumpen und speziellen Pumpenschläuchen können bis zu 35

Tiefen simultan beprobt werden (Abb. 5). Im Zuge des Einbaus der Multi-Level Messstelle wurden Bohrkerne für eine detaillierte Charakterisierung der Sedimente entnommen.

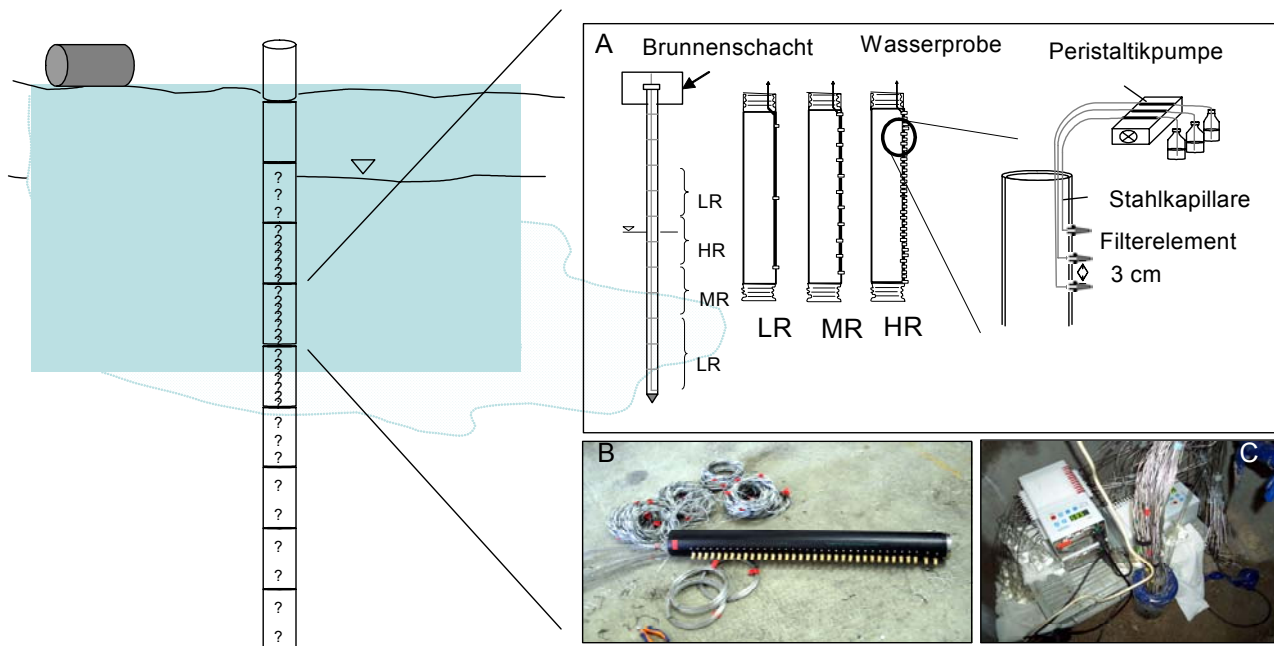


Abb. 5: Räumlich hoch auflösende Multi-Level Messstelle. (A) Schema der einzelnen Module und der Probennahme. (B) Hoch auflösendes ‚HR‘ (= high resolution Modul mit nur 3 cm Abstand der Filterelemente). (C) Probennahme; im Brunnen werden simultan eine Vielzahl von Tiefen beprobt.

Ergebnisse und Diskussion

Anaerober Abbau von Toluol an den Rändern einer anoxischen Schadstofffahne

In einer Serie von Versuchen mit dem Toluol-abbauenden und denitrifizierenden Bakterienstamm EbN1 in den 2D-Mikrokosmen konnten wir erfolgreich zeigen, dass der Abbau in einer anoxischen Schadstofffahne in der Mischungszone am Fahnenrand beginnt und auch im späteren Verlauf des Abbaus in diesem Bereich am stärksten bleibt (Bauer *et al.* 2007). Dies konnte vor allem durch den Einsatz einer Mischung aus isotopisch leichtem (Tol- d_0) und schwerem Toluol (Tol- d_8) gezeigt werden. Stamm EbN1 diskriminiert beim anaeroben Abbau zwischen diesen beiden Isotopomeren und baut das leichte Toluol etwa 10x schneller ab als das schwere. Dadurch verschiebt sich in abbauaktiven Bereichen das Verhältnis der beiden Toluolarten im Restschadstoff. Eben dieses Bild wurde für den Fahnenrand beobachtet und unsere eingangs formulierte Arbeitshypothese, nämlich dass der ‚maßgebliche Abbau am Fahnenrand lokalisiert ist‘ konnte untermauert werden. Auch die Verteilung der bakteriellen Biomasse stimmte sehr gut mit der Position der abbauaktivsten Zonen überein. Als weiteren Hinweis für die Hauptabbauaktivität am Fahnenrand konnte die fortschreitende Bildung von N_2 Gasblasen (Produkt der Denitrifikation) in diesem Bereich gewertet werden. Diese Ergebnisse belegen, dass ein wesentlicher limitierender Faktor für den Abbau in porösen Sedimenten die Mischung von Elektronendonoren (Schadstoffe die meist im Überschuss vorhanden sind) und den Elektronenakzeptoren ist, wodurch die Hauptabbauaktivität auf den Fahnenrand beschränkt bleibt.

Ein erster Abbauersuch nach gleichzeitiger Inokulation mit einer mikrobiellen Gemeinschaft bestehend aus einem Aerobier (*P. putida* F1) und einem Denitrifizierer (Stamm EbN1) hat gezeigt,

dass sich im Fortlauf des Experiments der denitrifizierende Stamm gegenüber dem Aerobier schnell durchsetzt. Maßgeblicher Grund dafür ist die Verteilung der Elektronenakzeptoren, die den Aerobier nicht sehr weit in die anoxische Fahne vordringen lässt und somit dem Denitrifizierer in Bezug auf seine mögliche räumliche Ausbreitung einen klaren Vorteil verschafft.

Interessante Ergebnisse lieferten auch Mikrokosmosversuche zum Einfluß von Heterogenität auf den mikrobiellen Schadstoffabbau. Es konnte sehr klar gezeigt werden, dass steigende Sedimentheterogenität (es wurden Zonen höherer hydraulischer Leitfähigkeit eingebaut) zu einer besseren Verteilung der Schadstoffe im Sediment führt und somit den Abbau entsprechend steigert (Bauer *et al.* in Vorb.). Weitere Versuche dazu sind noch im Gange.

Felduntersuchungen in einem Teeröl-kontaminierten Aquifer

Der Aquifer am Gelände der Stadtwerke in Düsseldorf-Flingern ist ein wenig mächtiger (zwischen 15 und 20 m), homogener, sandiger Sedimentkörper, der sporadisch und mit der Tiefe zunehmend, von einzelnen Kieslagen durchzogen ist. Der Grundwasserspiegel zum Zeitpunkt der Bohrung lag bei etwa 6,35 m u. GOK (Geländeoberkante). Auffallend war der abrupte Übergang in den von Eisensulfiden durchsetzten schwarzen Sedimentbereich bei etwa 6,55 m u. GOK. Die ersten Ergebnisse der Sedimentanalysen zeigten überraschend steile Gradienten für einzelne physikalisch-chemische Parameter, wie etwa Eisen(II) und Sulfid. Betrachtet man das Verhältnis der beiden Parameter zueinander, so zeigt sich in manchen Tiefenabschnitten ein Fe(II) Überschuss gegenüber den Fe(II) und S⁻ Verhältnissen wie sie in FeS oder FeS₂ vorliegen, was auf das gleichzeitige (oder abwechselnde) Auftreten von Sulfat- und Eisen-reduzierenden Bedingungen hinweist.

Noch deutlicher als die Sedimentanalysen zeigten die Ergebnisse aus den Untersuchungen unserer ersten Grundwasserprobennahme im September 2005 überraschend steile und kleinräumig auftretende Gradienten (Abb. 6.). Die höchsten Schadstoffkonzentrationen fanden sich im Bereich des Grundwasserspiegels. Berücksichtigt man die theoretischen Wasserlöslichkeiten für einzelne Schadstoffe und vergleicht diese mit den aktuell gemessenen Konzentrationen, so scheint es wahrscheinlich, dass sich im Bereich der Grundwasseroberfläche und des Kapillarsaums noch etwas Teerölphase befindet. Der obere Rand der Schadstofffahne ist somit der Übergang zwischen gesättigter Zone, Teerölphase, Kapillarsaum und ungesättigter Zone. Dieser Übergang ist nur wenige Millimeter bis Zentimeter mächtig und auch mit Hilfe unserer neuen ML-Messstelle räumlich nicht entsprechend aufzulösen. Detailliert untersuchen lässt sich jedoch der untere Rand der Schadstofffahne. Zum Beispiel zeigten alle BTEX-Verbindungen steile Gradienten zur Tiefe hin, mit einer Konzentrationsabnahme um mehr als 2-3 Größenordnungen innerhalb der obersten 50 cm (von zum Teil mehreren mg l⁻¹ bis zu wenigen µg l⁻¹) in der gesättigten Zone. Sauerstoff konnte in der gesättigten Zone nicht nachgewiesen werden und in den obersten 10 cm (= Fahnenzentrum) fehlten sowohl Sulfat als auch Sulfid. Nitrat war nur in Spuren im unteren Fahnenrand vorhanden. Die Daten der ersten Probennahme sprachen dafür, dass Eisen(II)-Reduktion über die ganze Tiefe des gesättigten Bereichs von Bedeutung ist und Sulfatreduktion den wichtigste Redoxprozess im Zusammenhang mit dem BTEX-Abbau darstellt, aber nur in bestimmten Zonen auftritt (z.B. unterer Fahnenrand). Nitratreduktion scheint hingegen eine nur untergeordnete Rolle zu spielen. Heute, nach bereits vier durchgeführten Probennahmekampagnen, verteilt über eine hydrologische Saison, hat sich dieses Bild im Wesentlichen bestätigt. Im Bereich unserer Messstelle ist Sulfatreduktion der für den Abbau entscheidende Redoxprozess. Völlig überrascht hat uns aber der Umstand, dass sich zwischen den Probennahmetermen das Bild der Schadstofffahne wiederholt änderte. Die Fahnendicke variierte von 60-100 cm, die maximale BTEX Konzentration im Fahnenzentrum schwankte zwischen 500 und 800 µM (etwa 50-80 mg l⁻¹). Zonen höchster Sulfidkonzentration (=

höchster Sulfatreduktion) zeigten eine vertikale Wanderung, ohne dass maßgebliche Grundwasserspiegelschwankungen zu beobachten waren (Anneser *et al.* in Vorb.).

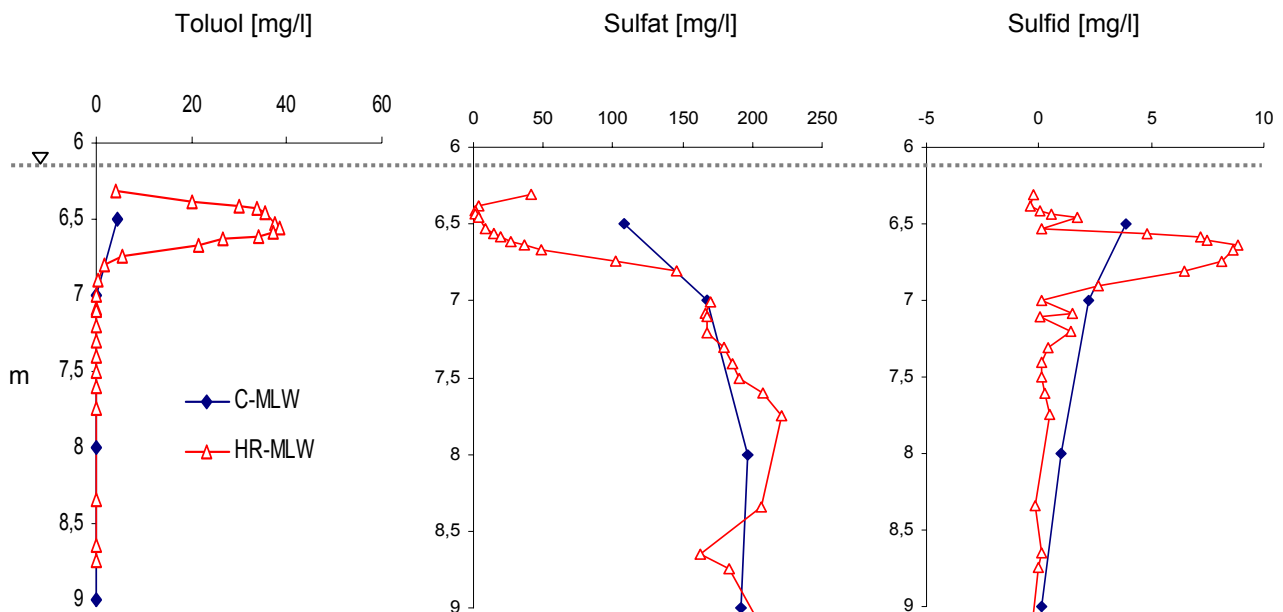


Abb. 6: Vertikalprofile der BTEX, Sulfat und Sulfidkonzentrationen am Standort Düsseldorf wie sie mit Hilfe der neuen hoch auflösenden Multi-Level Messstelle („high resolution multi-level well“; HR-MLW) und einer dazu direkt benachbarten konventionellen Multi-Level Messstelle („convetional multi-level well“, C-MLW) bestimmt wurden.

Eine derartig hohe räumliche Auflösung (im Zentimeter-Bereich) bei Grundwasseruntersuchungen hat es bisher nicht gegeben und wir erhoffen uns durch die Aufklärung der kleinräumigen Heterogenität, den eigentlichen Abbau-limitierenden Faktoren (z.B. Mischung, Schadstoffabbaukinetik, mikrobielle Biomasse, Nährstoffverfügbarkeit) auf die Spur zu kommen. Vergleicht man die Daten unserer Messstelle mit den Daten, die mit Hilfe einer konventionellen ML-Messstelle (räumliche Tiefenauflösung 0,5-1 m) in unmittelbarer Nachbarschaft (1,5 m) gewonnen wurden, so ist der Verlust an Detailinformation augenscheinlich (Abb. 6).

Schlussfolgerungen und Ausblick

Will man verstehen, wie und ob Schadstoffe in organisch kontaminierten Grundwasserleitern abgebaut werden, ist es wichtig, die Untersuchungen im geeigneten Maßstab durchzuführen. Wie unsere Daten eindeutig belegen, finden sich viele der maßgeblichen Prozesse im Zentimeter- bis Dezimeter-Bereich. Bisherige Untersuchungs- und Probennahmemethoden werden dieser räumlichen Verteilung nicht gerecht. Versuche in einem 2D-Modellaquifer sowie Felduntersuchungen mit Hilfe einer neuartigen Multi-Level Messstelle konnten zeigen, dass in porösen Grundwasserleitern der Abbau vor allem am Rand von Schadstofffahnen passiert, wo Schadstoffe und Elektronenakzeptoren zusammentreffen. Diese hoch aktiven Zonen sind durch steile physikalisch-chemische Gradienten charakterisiert, die keineswegs in ihrer Position stabil sind. Prozesse und Mikroorganismen scheinen im Aquifer zu wandern. In welchen Zeiträumen dies passiert und welche Konsequenzen das für den natürlichen Schadstoffabbau hat, gilt es noch zu untersuchen.

Danksagung

Die vorgestellten Arbeiten wurden durch ein BMBF-Projekt (Nr. 02WN0357, KORA TV 2.2b) und zwei DFG-Projekte (ME 2049/2-1, GR 2107/1-2) im Rahmen der Forschergruppe ‚Reactions in Porous Media‘ finanziell gefördert. Dank gilt vor allem auch unseren Kollegen L. Richters und P. Eckert von den Stadtwerken Düsseldorf, R. Meckenstock, M. Stöckl, C. Stumpp und G. Teichmann vom GSF Institut für Grundwasserökologie, P. Grathwohl, M. Piepenbrink und C. Eberhardt vom Zentrum für Angewandte Geowissenschaften in Tübingen, sowie F. Wisotzky und V. Eisenberg von der Universität Bochum.

Literatur

- Anneser B., Meckenstock R.U., Richters L., Griebler C. (2007): High-resolution analysis of physical-chemical gradients in a tar oil-contaminated aquifer. Submitted to *Appl. Geochem.*
- Bauer R.D., Zhang Y., Maloszewski P., Meckenstock R.U., Griebler C. (2007): Two-dimensional laboratory studies on mixing-controlled biodegradation of toluene plumes. Submitted to *J. Contam. Hydrol.*
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A. et al. (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochem.* **16**: 659-718.
- Davis, G.B., Barber, C., Power, T.R., Thierrin, J., Patterson, B.M., Rayner, J.L., Wu, Q.L. (1999): The variability and intrinsic remediation of a BTEX plume in anaerobic sulphate-rich groundwater. *J. Contam. Hydrol.* **36**: 265-290.
- Jose S.C., Cirpka O.A. (2004): Measurement of mixing-controlled reactive transport in homogeneous porous media and its prediction from conservative tracer test data. *Environ. Sci. Technol.* **38**:2089-96.
- McGuire, J.T., Long, D.T., Hyndman, D.W. (2005): Analysis of recharge-induced geochemical change in a contaminated aquifer. *Ground Water* **43** (4): 518-30.
- McGuire, J.T., Long, D.T., Klug, M.J., Haack, S.K., Hyndman, D.W. (2002): Evaluating behavior of oxygen, nitrate, and sulfate during recharge and quantifying reduction rates in a contaminated aquifer. *Environ. Sci. Technol.* **36** (12): 2693-700.
- Smith, R.L., Harvey, R.W., LeBlanc, D.R. (1991): Importance of closely spaced vertical sampling in delineating chemical and microbiological gradients in groundwater studies. *J. Contam. Hydrol.* **7**: 285-300.
- Thullner, M., Mauclaire, L., Schroth, M.H., Kinzelbach, W., Zeyer, J. (2002): Interaction between water flow and spatial distribution of microbial growth in a two-dimensional flow field in saturated porous media. *J. Contam. Hydrol.* **58**: 169-189.
- Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J., Wilson, J.T. (1999): *Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface*. New York: Wiley.

Regionale Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna Südkoreas unter besonderer Berücksichtigung der Cyclopoida

Sven Berkhoff & Hans Jürgen Hahn

Universität Koblenz-Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, berkhoff@uni-landau.de, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasser, Grundwasserfauna, Stygofauna, Cyclopoida, Biogeographie, Korea

Einleitung

Zur Grundwasserfauna Koreas gibt es bisher nur wenige taxonomische Studien (KIM & CHANG 1991; LEE et al. 2004), so dass die dortige Stygofauna noch weitgehend unbekannt ist. Über regionale Verbreitungsmuster der subterranean Fauna gibt es weltweit ebenfalls kaum Untersuchungen (FUCHS & HAHN 2004). Die Kenntnisse über ihre Ökologie sind noch sehr gering, und es fehlen Informationen über grundwassertypische, natürliche Lebensgemeinschaften sowie ihre Reaktionen auf anthropogene Einflüsse.

In dieser Studie sollte daher der Frage nachgegangen werden, ob es regionale Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna gibt und inwieweit diese Muster durch abiotische Faktoren beeinflusst werden. Die Ziele waren daher eine erstmalige Erfassung der Stygofauna Südkoreas, die Beschreibung ihrer Diversität und regionalen Verbreitungsmuster und die Ermittlung der Faktoren, die die Verbreitung der Grundwasserarten beeinflussen. Dafür wurden zwischen Mai 2003 und Juli 2004 300 Messstellen je zweimal beprobt und die Cyclopoida soweit möglich auf Artniveau bestimmt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die südkoreanische Halbinsel liegt zwischen 33° 6' N und 38° 31' N und umfasst eine Gesamtfläche von 99.373 km², davon sind mehr als zwei Drittel Gebirge. Korea besteht zu fast 70 % aus kristallinem Sedimentgestein bzw. Grundgestein (Granit, Granit-Gneis). In den restlichen Regionen finden sich überwiegend alluviale Sedimente sowie tertiäre Sedimentgesteine (Abb.1). Südkorea kann in vier Gebirgsregionen unterteilt werden. Das Taebaek-Gebirge verläuft von Nord nach Süd entlang der gesamten Ostküste. Die Sobaek-Berge ziehen von Osten nach Südwesten des Landes und die zwei kleineren Gebirgszüge Gwangju und Charyeong befinden sich im Norden bzw. im Zentrum des Landes.

Weiterhin wird Korea gemäß den vier großen Hauptflüssen des Landes offiziell in vier hydrographische Regionen aufgeteilt werden (Abb.1). Das Han-Einzugsgebiet erstreckt sich über den gesamten Norden des Landes, das Geum-Einzugsgebiet liegt im Westen, Die Youngsan- und Nakdong-Einzugsgebiete liegen im Südwesten bzw. Osten und Südosten Koreas.

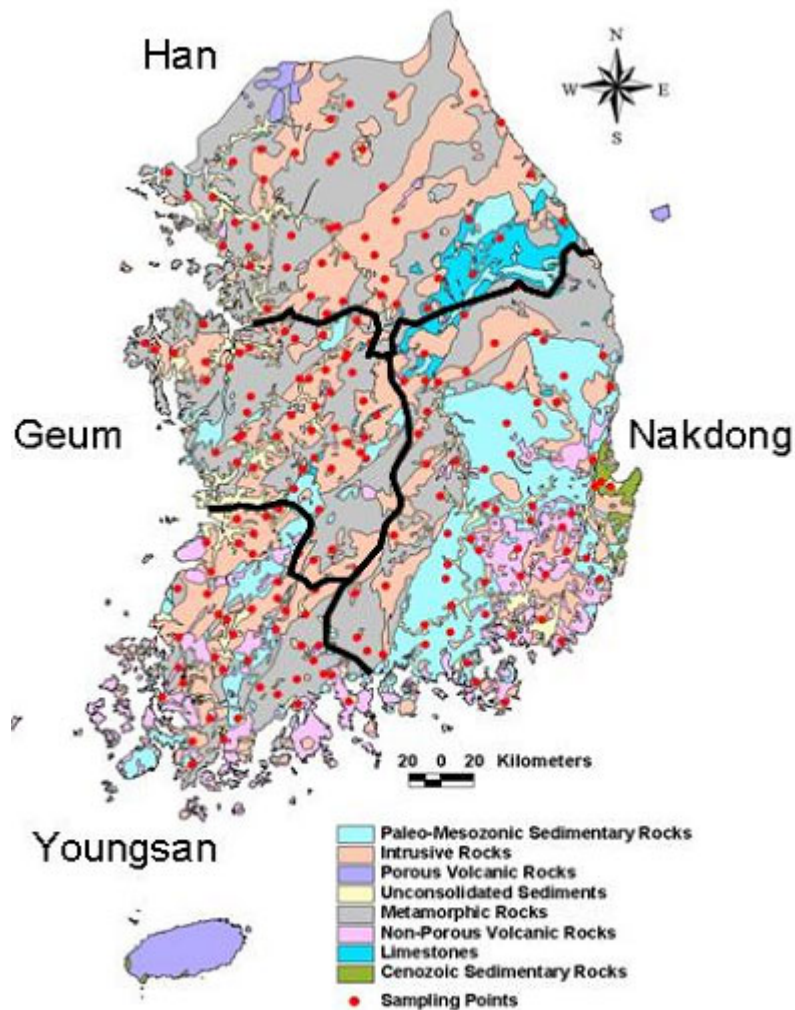


Abb. 1: Hydrogeologische Karte Südkoreas mit den Untersuchungsstandorten

Methoden

Für die Studie wurde eine möglichst repräsentative Auswahl von Untersuchungsstandorten getroffen. Dazu wurden insgesamt 314 Meßstellen von 203 Stationen des National Groundwater Monitoring Systems untersucht (Abb. 1). Die Stationen sind über ganz Südkorea verteilt und decken große Teile der verschiedenen Landschaftsräume ab. In der Hälfte aller Stationen sind zwei Messstellen vorhanden, die Untersuchungen sowohl des flacheren Poren- als auch des tieferen Kluftgrundwassers zulassen. Die Meßstellen wurden zwischen dem 19. Mai 2003 und dem 30. Juni 2004 je zweimal im Jahr beprobt. Dies konnte nur durch eine schnelle, einfach handhabbare und kostengünstige Probennahme durchgeführt werden. Mittels spezieller Planktonnetze (Netzsammler) wurde ein halbquantitativer Fang der Stygofauna vorgenommen. Die Netzsammler besitzen eine Maschenweite von 74 µm und erlauben das Beprobieren von Grundwassermeßstellen ab 5 cm Innendurchmesser. Mit dieser Fangmethode wird eine repräsentative Besiedlung der Lebensgemeinschaften wiedergegeben (DUMAS & FONTANINI 2001, HAHN, 2001, MALARD et al. 1997).

Um regionale Verteilungsmuster der Grundwasserfauna zu identifizieren, wurde Südkorea gemäß der hydrographischen Regionen und der regionalen Hydrogeologie in sogenannte Georegionen unterteilt (Tab. 1).

Ergebnisse

In knapp 49% aller Proben konnten keine Metazoen gefunden werden und auch die Abundanzen waren meistens sehr niedrig. Zusätzlich wurde ein Großteil der 26 erfassten Cyclopoida-Arten nur selten erfasst (Tab.1). Dahingegen scheint die Biodiversität der Bathynellacea mit ca. 20 Arten, davon 14 neue Spezies gegenüber Mitteleuropa sehr hoch zu sein.

Tab. 1: Arten-Georegion-Matrix der in den Grundwassermessstellen erfassten Fauna

| Species / Taxa | Nakdong | | | | | Han | | | | Geum | | | | Youngsan | | | | | | |
|--|---------|------|-----|-------|-----|-----|------|-----|-----|------|-------|------|-----|----------|-------|------|-----|-------|-----|----|
| | Pa-Me | Intr | Met | n-pVo | All | Cen | Intr | Met | Lim | All | Pa-Me | Intr | Met | All | Pa-Me | Intr | Met | n-pVo | All | |
| <i>Acanthocyclops robustus</i> | | | | | 1 | | 5 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acanthocyclops sensitivus</i> | | | | | 2 | | | | | | 3 | | 1 | | | | | | | |
| <i>Acanthocyclops spec 1</i> | | | | | 4 | | | | | | | 122 | 1 | 1 | | | | | | |
| <i>Acanthocyclops tokchogensis</i> | | | | | 5 | | | | | | | | | 34 | | 2 | | | | |
| <i>Diacyclops crassicaudis cretensis</i> | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Diacyclops kyotoensis</i> | | | | | | | | | 4 | | | | | | | | | | | |
| <i>Diacyclops disjunctus</i> | | | 3 | | 1 | 28 | 3 | 23 | | 1 | 49 | 4 | 2 | 13 | 57 | 2 | | | 10 | 22 |
| <i>Diacyclops languidoides</i> | | | 3 | | | 17 | | 28 | 10 | | 32 | 2 | 25 | 9 | 37 | 8 | 2 | 4 | 10 | 16 |
| <i>Diacyclops nagatoensis</i> | | | | | | | | | | | 6 | | | | | | | | | |
| <i>Diacyclops suoensis</i> | | | | | 3 | | 7 | 9 | | | 6 | 1 | | | 39 | | | | | |
| <i>Diacyclops spec 1</i> | | | | | | | 1 | | | | | 2 | | | | | | | | 2 |
| <i>Diacyclops spec 2</i> | | | | | | | | | | 3 | | | | | | | | | | |
| <i>Diacyclops spec 3</i> | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | 3 |
| <i>Diacyclops spec 4</i> | | | | | | | | | | | | | | 12 | | 1 | | | | |
| <i>Diacyclops spec 5</i> | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eucyclops serrulatus</i> | | | 4 | 1 | | 24 | | 3 | | | | 2 | 1 | | 1 | | | | | 2 |
| <i>Macrocyclus fuscus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Megacyclus vindiis</i> | 1 | | | | 3 | | | 1 | | 1 | | 3 | | 1 | | | | | | |
| <i>Mesocyclops pehpeiensis</i> | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| <i>Metacyclus spec 1</i> | | | | | | | | | 3 | | | | | | | | | | | |
| <i>Mikrocyclops spec 1</i> | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Paracyclus chiltoni</i> | | 12 | 1 | | | 2 | | 5 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Paracyclus fimbriatus</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | |
| <i>Thermocyclops crassus</i> | | | | | | 7 | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Thermocyclops uenoi</i> | 1 | | 1 | | 3 | 10 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>cf. Hesperocyclops spec. 1</i> | | | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bathynellacea | 0 | 11 | 2 | 0 | 19 | 0 | 27 | 15 | 0 | 168 | 4 | 7 | 9 | 10 | 0 | 23 | 29 | 11 | 48 | |
| Harpacticoida | 0 | 0 | 1 | 0 | 13 | 1 | 21 | 5 | 1 | 47 | 5 | 9 | 22 | 37 | 1 | 3 | 4 | 12 | 59 | |

Total abundances per sample were aggregated by sums. Pa-Me = Paleo-Mesozoic Sedimentary Rocks, Intr = Intrusive Rocks, Met = Metamorphic Rocks, n-p Vo = non-porous Volcanic Rocks, Lim = Limestone, All = Alluvium, Cen = Cenozoic Sedimentary Rocks

Die faunistischen Ergebnisse werden in einer MDS dargestellt (Abb. 2). Die MDS zeigt, dass die Fauna zum großen Teil die tatsächlichen geographischen Verhältnisse der einzelnen hydrographischen Region widerspiegeln. Vergleicht man die MDS mit der darunterliegenden Karte (Abb.2) befinden sich die Nakdong-Georegionen gemäß ihrer geographischen Lage auf der rechten Seite der MDS, die Youngsan-Georegionen sind links unten (Südwesten), die Geum-Georegionen links oben (Westen) angeordnet. Die noch vorhandene Unschärfe insbesondere für das Han-Einzugsgebiet beruht auf noch fehlende Artdeterminationen weiterer Taxa.

Die anschließende Regressionsanalyse zeigt die Faktoren an, die die Ausprägung der MDS am stärksten beeinflussen. Für die y-Achse war das Nahrungsangebot in Form des Detritus bestimmend, für die x-Achse ist der Längengrad, also ein biogeographischer Faktor von entscheidender Bedeutung. Abb. 3 und 4 verdeutlichen dieses Ergebnis. So finden sich z.B. die Arten *Diacyclops disjunctus* und *D. languidoides* (Abb. 3) vorwiegend in den drei westlich gelegenen Einzugsgebieten Han, Geum, Youngsan, während Arten wie *Thermocyclops uenoi* (Abb. 4) oder eine neue *Hesperocyclops*-Art nur im östlich gelegenen und nach Süden hin entwässernden Nakdong vorkommen.

y-Achse: relativer Gehalt Detritus ($r^2=0,57$)

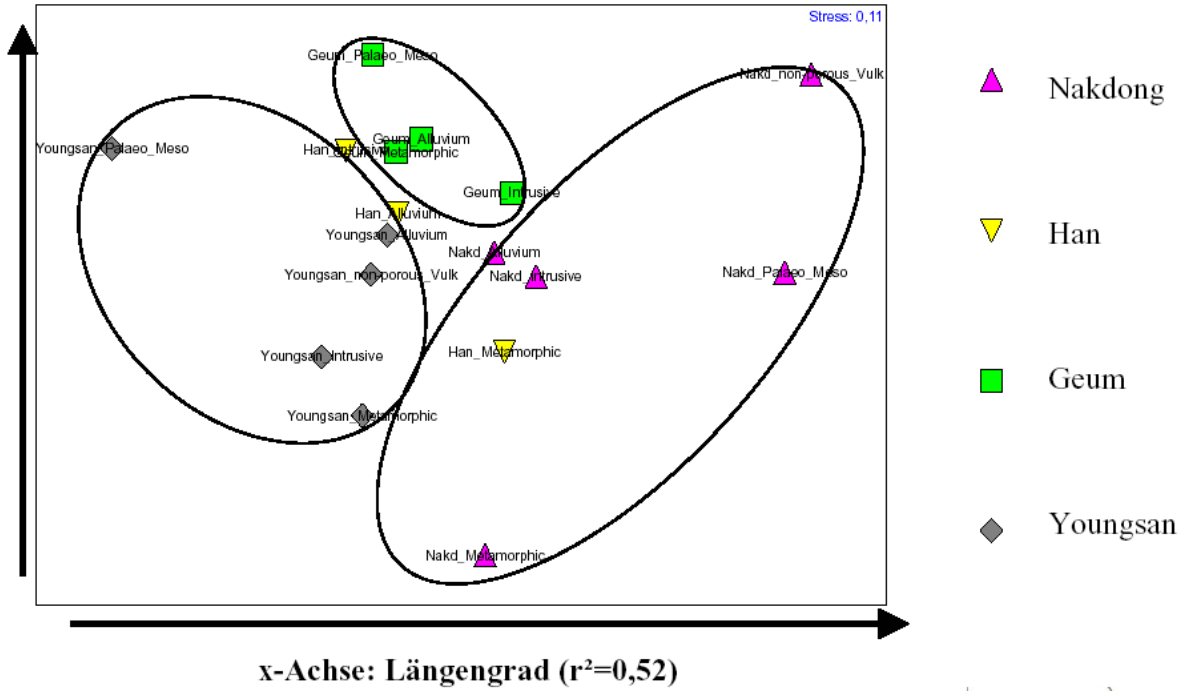


Abb.2: MDS (Multidimensionale Skalierung) der Fauna, aggregiert über den Mittelwert je Art / Taxon für jede Georegion. Abstandsmaß: Bray-Curtis-Dissimilarity, quadratwurzeltransformiert. Die Faktoren, die die MDS am stärksten beeinflussen, sind laut schrittweiser Regressionsanalyse der Längengrad für die x-Achse und der relative Gehalt an Detritus für die y-Achse. Die Karte zeigt die vier hydrographischen Großregionen Koreas.

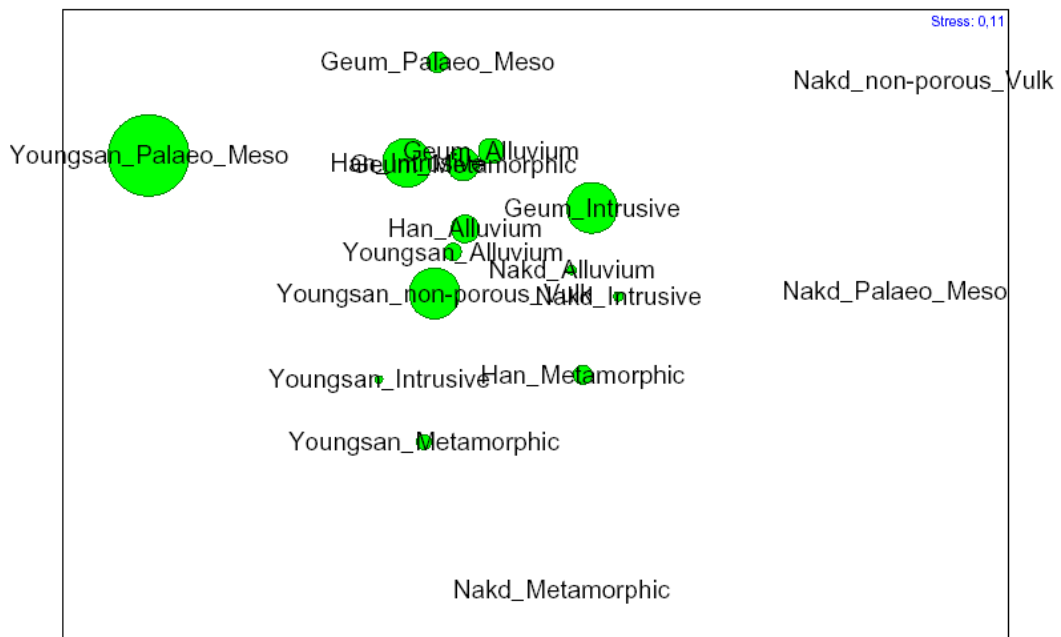


Abb. 3: Fauna- MDS, überlagert mit den Abundanz von *Diacyclops languidoides*

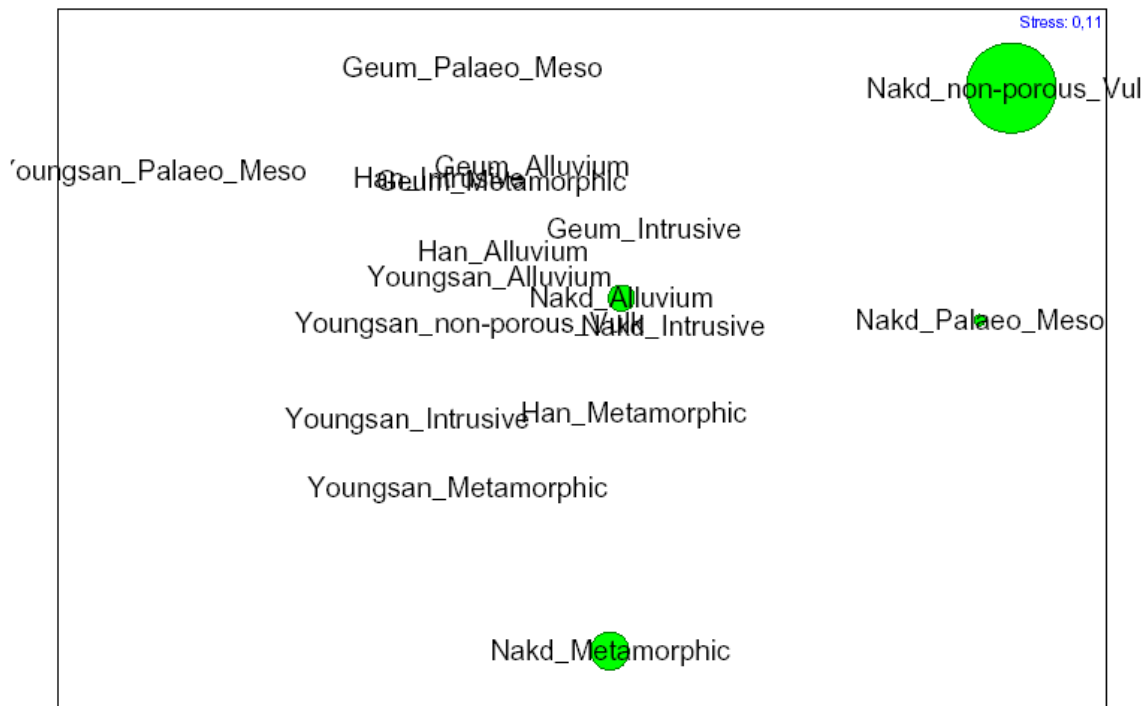


Abb. 4: Fauna-MDS, überlagert mit den Abundanzen von *Thermocyclops uenoi*

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass die Verteilungsmuster der Stygofauna Südkoreas durch die hydrographischen Regionen bestimmt sind. Dies dürfte nach der Determination weiterer Crustaceengruppen noch deutlicher werden. Weiterhin lassen sich Relationen zwischen der Grundwasserfauna und dem Nahrungsangebot in Form vom relativen Gehalt an Detritus feststellen. Damit beeinflussen vor allem die Faktoren Biogeographie und Nahrungsangebot die großräumigen Verbreitungsmuster der Stygofauna. Das entspricht den Resultaten anderer Studien in Mitteleuropa (FUCHS & HAHN 2004).

Danksagung

Wir danken der Korea Water Resources Corporation (K-Water) für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- DUMAS, P. & G. FONTANINI (2001): Sampling fauna in aquifers: a comparison of net-sampling and pumping - Arch. Hydrobiol. **4**, 661-676.
- FUCHS, A. & H. J. HAHN (2004): Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. Bericht der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU); Karlsruhe.
- HAHN, H. J. (2001): Methods and difficulties of sampling stygofauna – “Field screening Europe 2001”; Second International Conference and Industrial Exhibition, Karlsruhe 14.-16. May 2001
- KIM, H. S. & C. Y. CHANG, (1991): *Acanthocyclops tokchokensis*, a new cyclopoid copepod species from wells in Tokchok Islands of Korea (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopidae) – Korean J. Zool 34: 300-306; Seoul.
- LEE, J. M.; JEON, J. M. & C. Y. CHANG (2004): Two semi-subterranean Copepods from Korea. – Korean J. Biol. Sci. **8**: 145-154; Seoul.
- MALARD, F., REYGROBELLET, J. L., LAURENT, R. & J. MATHIEU (1997): Developments in sampling the fauna of deep water-table aquifers – Arch. Hydrobiol. **138**: 401-432.

Untersuchung der Meiofauna im Talgrundwasser des Nakdong (Korea) unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen

Jörg Bork & Hans Jürgen Hahn

Universität Koblenz-Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, bork@uni-landau.de, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasser, Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktion, GW-Fauna-Index, Uferfiltration, Grundwasserfauna, Stygofauna

Einleitung

Vor dem Hintergrund des stetig steigenden Trinkwasserbedarfs gewinnt die Uferfiltration in Südkorea zunehmend an Bedeutung. Hinsichtlich der Qualitätssicherung ist für den Betrieb von Uferfiltrationsanlagen die Erfassung von Oberflächenwasserkontakt von besonderem Interesse. Die Qualität des Uferfiltrats wird durch hydrologische Austauschprozesse beeinflusst, die mittels hydrochemischer Verfahren erfasst und bewertet werden können. In dieser Studie wird der Versuch unternommen, hydrologische Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser faunistisch nachzuweisen. Ziel ist die Evaluierung des Einflusses von Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen auf die subterranean Metazoen. Dabei soll der Frage nachgegangen werden, ob die Stygofauna die Umweltbedingungen, insbesondere den hydrologischen Austausch, reflektiert und als Bioindikator zur Bewertung hydrologischer Interaktionen sowie als Werkzeug zum Langzeitmonitoring herangezogen werden kann. Die hydrochemischen und faunistischen Untersuchungen erfolgten in der Zeit von Juli 2003 bis Juni 2004.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Dasan befindet sich westlich von Daegu im Südosten der koreanischen Halbinsel (Abb.1a). Der Untersuchungsstandort umfasst eine Uferzone von ca. 500 m Länge und 500 m Breite, die durch einen Damm in zwei Bereiche unterteilt ist und landseitig durch einen Berghang begrenzt wird (Abb.1b).

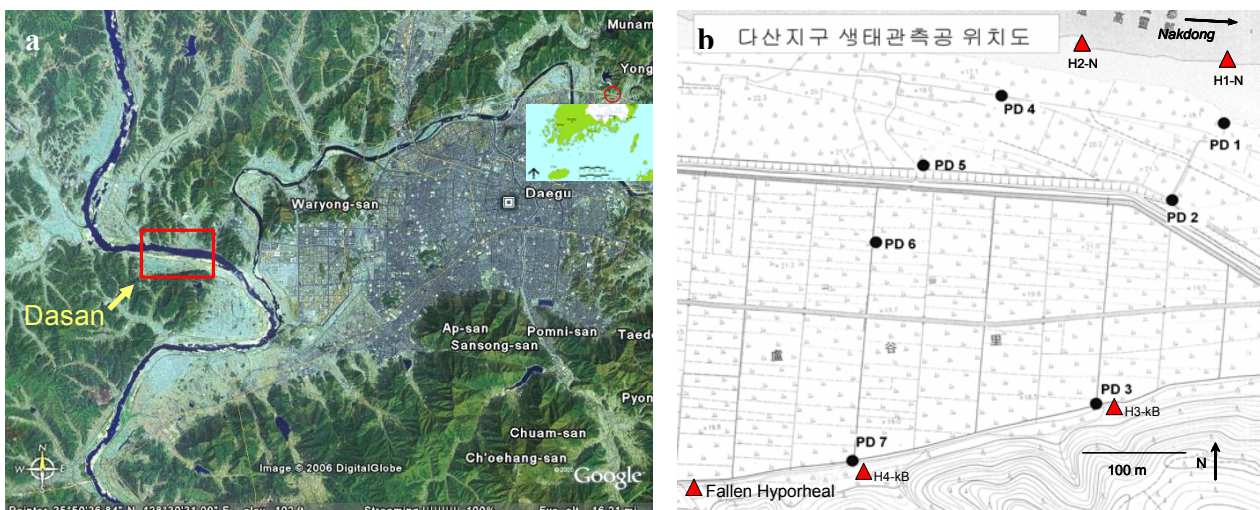


Abb. 1: a: Lage des Untersuchungsstandortes Dasan; b: Standort mit Untersuchungspegeln

Der vor dem Damm befindliche Uferbereich kann während der Hochwassersaison (Juni bis August) komplett überflutet werden. Am südlichen Talrand verläuft parallel zum Berghang ein kleiner Bach, über den die Entwässerung des hinter dem Damm liegenden Bereiches erfolgt. Der Grundwasserspiegel liegt im Jahresmittel bei 5 m bis 6 m unter Flur. Der gesamte Standort unterliegt einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung.

Material und Methoden

Physikochemische und faunistische Daten wurden im Grundwasser, dem Hyporheal und Benthos erhoben. Am Untersuchungsstandort wurden sieben Pegel (Tiefe: 12 m; Ø: 10 cm), in zwei Transekten angeordnet, installiert. Die Erfassung der Grundwasserfauna erfolgte mittels unbekörderter, geschichteter Fallensysteme nach HAHN (2005) (Abb.2a). Das Fallensystem setzt sich aus drei übereinander liegenden Fallen zusammen, über die eine räumlich genaue Beprobung von unterschiedlich tiefen Grundwasserschichten möglich ist. Der Falleninhalte wird über eine Unterdruckpumpe abgepumpt. Die unbekönderte Fallen wurden auch im Hyporheal eingesetzt. Die Beprobung des Benthals erfolgte durch Kick-Sampling. Aufgrund eines zu großen Grundwasserflurabstands (> 7 m) erfolgte die Beprobung der Pegel PD5 und PD6 mittels eines Netzsammlers (Abb.2b,c), der eine repräsentative Erfassung von Grundwasserlebensgemeinschaften ermöglicht (DUMAS & FONTANINI 2001; HAHN 2002, MATZKE & HAHN 2003).

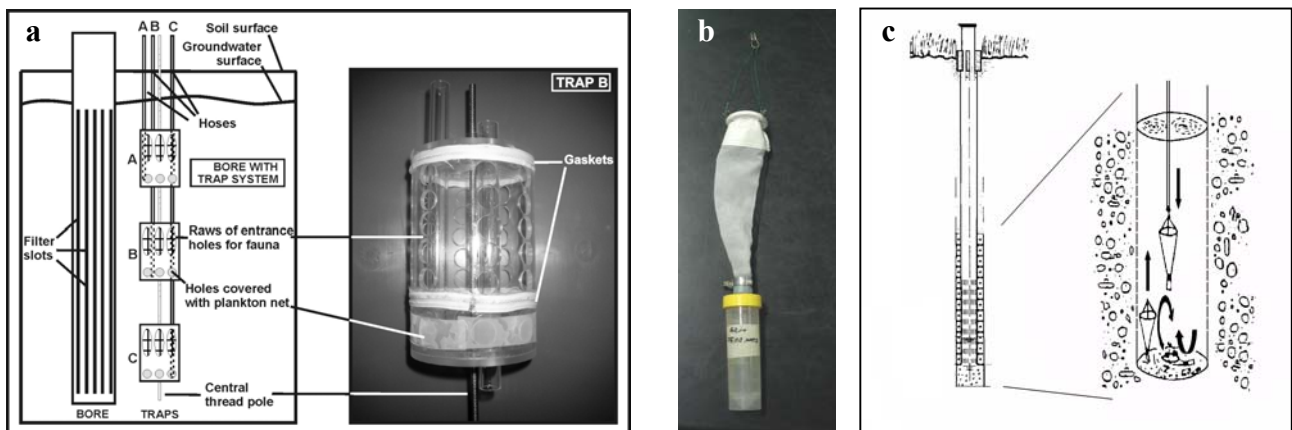


Abb. 2: a: Unbeköndertes, geschichtetes Fallensystem (Quelle: HAHN 2005, verändert)

b: Netzsammler (Foto: BERKHOFF); c: Funktionsweise eines Netzsammlers (Skizze: FUCHS)

Zur Beschreibung der Stärke des hydrologischen Austausches wurde der Grundwasser-Fauna-Index (HAHN 2006) entwickelt, der einen ersten Ansatz zur Bewertung des Oberflächenwasserkontaktes darstellt. Der Index basiert auf dem relativen Detritusgehalt, dem Sauerstoffgehalt und der Standardabweichung der Temperatur. Detritus und Sauerstoffgehalt gelten als limitierende Faktoren für das Vorkommen subterranean Meiofauna. Die Standardabweichung der Temperatur kann wahrscheinlich als direkter Indikator für den hydrologischen Austausch betrachtet werden (Hahn 2006). Bei der Auswertung wurde die Übertragbarkeit des GW-Fauna-Index auf die erhobenen faunistischen Daten getestet.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 257 Fallenproben ausgewertet, von denen 87,2 % (n = 224) besiedelt waren. Dabei konnten 13.639 Tiere erfasst werden, unter denen die Cyclopidae mit 33,0 % dominieren. Es konnten 18 Cyclopidenarten, eine Bathynellenart und fünf weitere höhere Taxa erfasst werden. Die faunistischen Ergebnisse wurden in einer MDS (Multidimensionale Skalierung) vergleichend dar-

Abb. 5 zeigt die Punkte (Fallen) in der Fauna-MDS mit den Abundanzen der euryöken Art *Eucyclops serrulatus* (Cyclopidae) und der stygobionten Art *Diacyclops languidoides* (Cyclopidae). Während *E. serrulatus* im Benthal und Hyporheal stark vertreten ist, sinken die Abundanzen in den Pegeln mit zunehmender Tiefe und Distanz zum Fließgewässer ab. Im Gegensatz dazu tritt *D. languidoides* erst mit zunehmender Tiefe und Distanz zum Nakdong auf. Gleiches gilt für die stygobionte Syncaridenart *Nakdongbathynella dasani* (Bathynellacea), deren Vorkommen auf die tiefsten Fallen der Pegel PD1 und PD2, und damit auf das tiefe Talgrundwasser, beschränkt ist. Mit zunehmender Tiefe wird die Zusammensetzung der Fauna durch stygobionte Arten geprägt. Der Oberflächenwassereinfluß nimmt demnach mit zunehmender Distanz vom Nakdong und zunehmender Tiefe der Fallen ab.

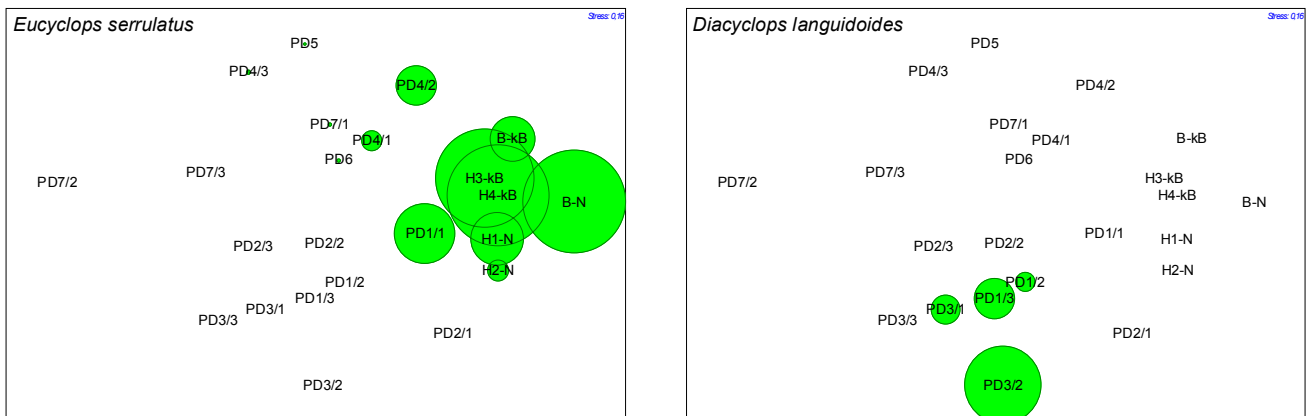


Abb. 5: MDS-Fauna mit überlagerten Abundanzen der Cyclopideanarten *Eucyclops serrulatus* und *Diacyclops languidoides*

Der GW-Fauna-Index zeigt ebenfalls eine deutliche Abnahme mit zunehmender Entfernung vom Fluß und zunehmender Tiefe. Dabei korrelieren die Abundanzen der erfassten Fauna positiv mit dem GW-Fauna-Index ($r^2 = 0,684$) (Abb.6). Der GW-Fauna-Index belegt den abnehmenden Einfluß des Oberflächenwassers mit zunehmender Entfernung vom Nakdong.

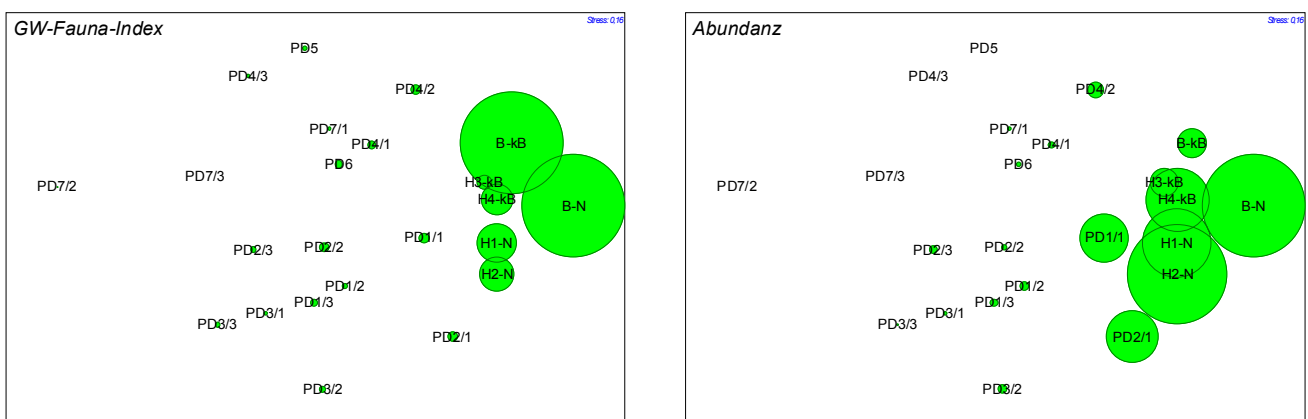


Abb. 6: MDS-Fauna überlagert mit GW-Fauna-Index und Abundanzen

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Verteilung der subterranean Meiofauna spiegelt die hydrologischen Bedingungen des Standortes wider. Anhand der Fauna kann das Untersuchungsgebiet wie folgt unterteilt werden: Benthal und Hyporheal, die stark Oberflächenwasser beeinflusste Zone vor dem Damm, die Zone hinter dem

Damm sowie das tiefe Talgrundwasser. Der GW-Fauna-Index korreliert sehr gut mit den faunistischen Befunden und weist damit auf den Grad des Einflusses von Oberflächenwasser hin.

Beides, GW-Fauna-Index und Metazoenfauna spiegeln ganz offensichtlich die hydrologischen Verhältnisse des Standortes wider. Die Untersuchungsergebnisse sind mit denen von Beprobungen aus Deutschland vergleichbar (HAHN 2005, BERKHOFF, BORK & HAHN unveröff. Daten). Demnach scheinen Material und Methoden sowie der GW-Fauna-Index in seiner Anwendung zur Erfassung von Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen auf unterschiedliche Naturräume und Regionen übertragbar. Die vorläufigen Untersuchungsergebnisse weisen darauf hin, dass mit Hilfe der Meiofauna und unter Anwendung des GW-Fauna-Index eine differenzierte Betrachtung der hydrologischen Verhältnisse möglich ist.

Danksagung

Wir danken der Korea Water Resources Corporation (KOWACO) für die Zusammenarbeit

Literatur

- DUMAS, P. & G. FONTANINI (2001): Sampling fauna in aquifers: a comparison of net-sampling and pumping. *Arch. Hydrobiol.* **4**, 661-676.
- HAHN, H. J. (2005): Unbaited phreatic traps: A new method of sampling stygofauna. *Limnologica* **35**: 248-261.
- HAHN, H. J. (2006): The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. *Limnologica* **36**: 119-137.
- MATZKE, D. & H. J. HAHN, (2003): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2002 (Braunschweig).

Erste Untersuchungen zur Grundwasserfauna im Gebiet des Erftverbandes (Rheinland)

Andreas Fuchs¹ & Hans Jürgen Hahn²

¹ Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Abteilung Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, fuchs@uni-landau.de

² Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Abteilung Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserfauna, Kartierung, Biogeographie, Erftverband, Niederrheinische Bucht.

Einleitung

Durch den Tagebau im westdeutschen Braunkohlerevier sind die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse im Gebiet dauernden und starken Veränderungen unterworfen. Diese zu erforschen und zu beobachten ist eine der zentralen Aufgaben des Erftverbandes.

Ein mögliches Werkzeug dazu ist die Grundwasserfauna. Das Grundwasser ist von einer artenreichen, hochangepassten Tierwelt besiedelt. Diese Tiere reagieren offensichtlich sehr rasch und empfindlich auf hydraulische bzw. hydrologische Veränderungen, worauf zahlreiche Untersuchungen hinweisen. Damit können sie als Indikatoren für solche Veränderungen herangezogen werden.

Ziel dieser Studie ist es, erste Informationen über das Vorkommen von Grundwassertieren im Gebiete des Erftverbandes, als Grundlage für mögliche weiterführende Untersuchungen, zu sammeln.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet

Die Proben für diese Untersuchung stammen aus dem Gebiet des Erftverbandes, dessen Tätigkeitsbereich neben dem eigentlichen Einzugsgebiet der Erft (1.900 km², siehe Abb. 1 links) auch das Gebiet des Rheinischen Braunkohlebergbaus (2.280 km²) umfasst. Das Untersuchungsgebiet lässt sich in zwei unterschiedliche hydrogeologische Bereiche einteilen. Dies sind einerseits die Eifel im Süden des Gebietes mit anstehenden, karbonatischen Festgesteinen, und andererseits die Niederrheinische Bucht mit jüngeren Lockersedimenten. Den Sockel der Niederrheinischen Bucht bilden Festgesteine aus Devon, Karbon und Trias, auf welchen tertiäre und quartäre Lockergesteine abgelagert wurden. Diese bilden mehrere (bis zu 8) Stockwerke aus, die durch tonige Einlagerungen größtenteils voneinander getrennt sind. Durch Lücken in den Trennschichten kommt es jedoch zu komplizierten Austauschvorgängen zwischen den einzelnen Stockwerken.

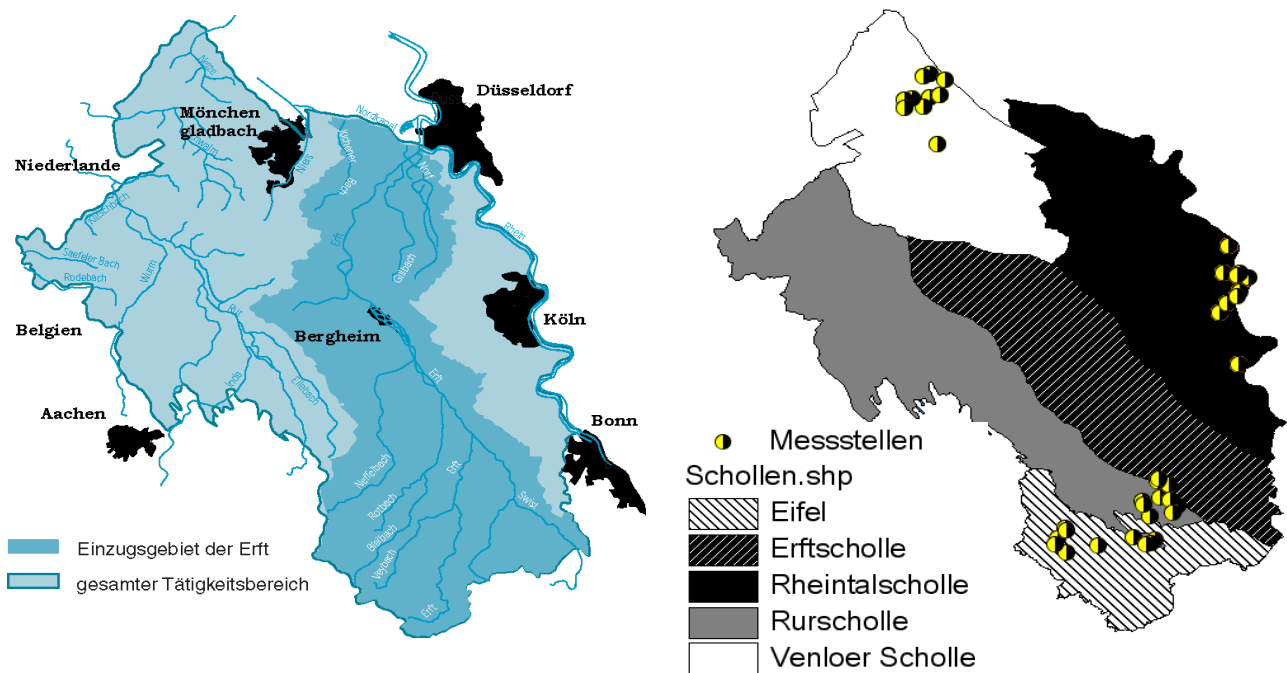


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet und die Lage der beprobten Messstellen.

Verkompliziert wird die Situation durch die tektonische Aktivität im Gebiet der Niederrheinischen Bucht. Durch Ausgleichsbewegungen der Erdkruste ist der Festgesteinssockel in mehrere Schollen zerbrochen (Abb. 1 rechts). Die einzelnen Schollen gerieten durch diese Bewegungen im Untergrund in Schräglage, sodass sich die Schichtung der Stockwerke gegeneinander verschoben hat. Durch diese Verschiebung stellen die einzelnen Schollen relativ eigenständige hydrogeologische Einheiten dar, doch kommt es an den Bruchkanten und Verwerfungszonen wiederum zu komplizierten Austauschvorgängen und Wechselwirkungen.

Im Norden der Rheintalscholle befinden sich die bedeutendsten Braunkohle-Lagerstätten Westdeutschlands. Da der Untergrund ausschließlich aus Lockergesteinen besteht, kann der Abbau der Braunkohle allein in Tagebautechnik erfolgen. Zur Gewinnung der bis 450 m Tiefe liegenden Kohle muss eine Menge Abraum beseitigt werden, und das Grundwasser bis zur Tagebausohle abgepumpt werden. Damit sind weit reichende Folgen für den Wasserhaushalt der gesamten Region und auch auf den Lebensraum Grundwasser verbunden.

Die Probennahme

Zwischen dem 14. und dem 25. November 2005 wurden - nach einer Einführung durch Biologen der Universität in Landau - von Mitarbeitern des Erftverbandes 40 Grundwassermessstellen im Verbandsgebiet einmalig beprobt (Abb. 1). Die Messstellen sollten einen Sauerstoffgehalt > 1 mg/l und einen Durchmesser ≥ 50 mm aufweisen. Dabei wurden drei Schwerpunktgebiete beprobt:

1. im Nordwesten die Venloer Scholle (10 Pegel)
2. im Westen, im Tagebaugesbiet, die Rheintalscholle (10 Pegel)
3. im Süden die Eifel (6 Pegel) sowie die Rur- (11 Pegel) und die Erftscholle (3 Pegel).

Die Proben wurden mit einem Netzsammler (Maschenweite 74 µm) aus dem Sumpf der zwischen 4 und 43 m tiefen Messstellen (oberstes Stockwerk) entnommen, in 4 %iger Formaldehydlösung fixiert und zur weiteren Auswertung an die Universität in Landau geschickt. Hier wurden die Proben sortiert und Crustaceen und Oligochaeten auf Artniveau bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Grundwasser des Untersuchungsgebietes wurden 26 Arten und 8 höhere Taxa, zusammen also 34 Taxa, gefunden (Tab. 1). Dabei ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Schollen. Allein 29 der festgestellten 34 Taxa wurden im Süden gefunden, während im Nordwesten und Westen insgesamt nur 11 Taxa nachgewiesen werden konnten. Tabelle 1 zeigt auch kaum Überschneidungen im Arteninventar der einzelnen Schollen, was deren hydrogeologische Eigenständigkeit unterstreicht.

Tab. 1: Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten und höheren Taxa.
(+++ = im Gebiet vorhanden, --- = Taxon fehlt).

| Taxa/Gebiet | Venloer Scholle | Rheintal-scholle | Erf | Rurscholle | Erftscholle |
|---------------------------------------|-----------------|------------------|-----|------------|-------------|
| Nematoda | +++ | +++ | --- | --- | --- |
| Insecta | --- | +++ | --- | +++ | --- |
| Mikroturbellaria | --- | --- | +++ | --- | +++ |
| Polychaeta | | | | | |
| <i>Troglochaetus beranecki</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| Oligochaeta | | | | | |
| <i>Achaeta spec.</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Aelosoma niveum</i> | --- | +++ | --- | --- | --- |
| <i>Aelosoma leydyi</i> | --- | --- | --- | --- | +++ |
| <i>Aelosoma spec.</i> | --- | --- | --- | --- | +++ |
| <i>Cernovsvitoviella atrata</i> | +++ | --- | --- | +++ | +++ |
| <i>Dorydrius michaelseni</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Fridericia alata</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Marionina argentea</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Marionina riparia</i> | --- | --- | --- | --- | +++ |
| <i>Nais bretscheri</i> | --- | --- | --- | --- | +++ |
| <i>Tubificidae indet.</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| Cyclopoida | | | | | |
| <i>Acanthocyclops sensitivus c.f.</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Diacyclops languidoides</i> | --- | +++ | --- | --- | --- |
| <i>Diacyclops languidus</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Paracyclops fimbriatus</i> | +++ | --- | --- | +++ | --- |
| Harpacticoida | | | | | |
| <i>Bryocamptus echinatus</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Chappuisius inopinus</i> | --- | +++ | --- | +++ | --- |
| <i>Chappuisius singeri</i> | --- | --- | +++ | +++ | --- |
| <i>Parastenocaris germanica</i> | +++ | --- | --- | --- | --- |
| Ostracoda | | | | | |
| <i>Fabaeformiscandona spec.</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Ostracoda, indet</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Pseudocandona insueta c.f.</i> | --- | +++ | --- | --- | --- |
| Bathynellacea | | | | | |
| <i>Antrobathynella stammeri</i> | +++ | --- | --- | --- | --- |
| <i>Bathynella freiburgensis</i> | --- | --- | +++ | +++ | --- |
| Amphipoda | | | | | |
| <i>Crangonyx subterraneus c.f.</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Crangonyx subterraneus</i> | --- | +++ | --- | +++ | --- |
| <i>Niphargus aquilex</i> | --- | --- | +++ | --- | +++ |
| <i>Niphargus kochianus</i> | --- | +++ | +++ | --- | --- |
| <i>Niphargus spec.</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |
| <i>Niphargellus nolli</i> | --- | --- | --- | +++ | --- |

Insbesondere die Rurscholle, und hier vor allem deren nördliche Messstellen, erwiesen sich als außergewöhnlich artenreich (Tab. 2). In den 11 Messstellen der Rurscholle fanden sich 21 Arten und höhere Taxa, aber auch für die Erftscholle (5 Arten und höhere Taxa), wo leider nur 3 Messstellen zur Verfügung standen, ist mit einer artenreichen Besiedlung zu rechnen. In den untersuchten Messstellen dominierten allerdings Oligochaeten (Tab. 1). In der Eifel und im Gebiet der Venloer und der Rheintalscholle entsprach die Zahl der Arten den Verhältnissen, die die Verfasser aus anderen Gebieten Deutschlands kennen.

Tab. 2: Anzahl der beprobten Messstellen, Arten und Taxa in einzelnen Schollen des Untersuchungsgebietes.

| Gebiet | Venloer Scholle | Rheintalscholle | Erft | Rurscholle | Erftscholle |
|--------------------|-----------------|-----------------|------|------------|-------------|
| Anzahl Messstellen | 10 | 10 | 6 | 3 | 11 |
| davon besiedelt | 60% | 50% | 50% | 100% | 73% |
| Anzahl Arten/Taxa | 4/1 | 6/2 | 4/1 | 6/1 | 15/6 |
| Anzahl Tiere | 118 | 61 | 8 | 22 | 711 |

Insgesamt ist jedoch davon auszugehen, dass die Zahl der Arten und Taxa im Untersuchungsgebiet wesentlich höher ist als 26 bzw. 34. Die Artenreichtumsakkumulationskurve (Abb. 2, Sobs-Mao Tau-Kurve) zeigt auch bei 40 Messstellen noch eine ausgeprägte Steigung.

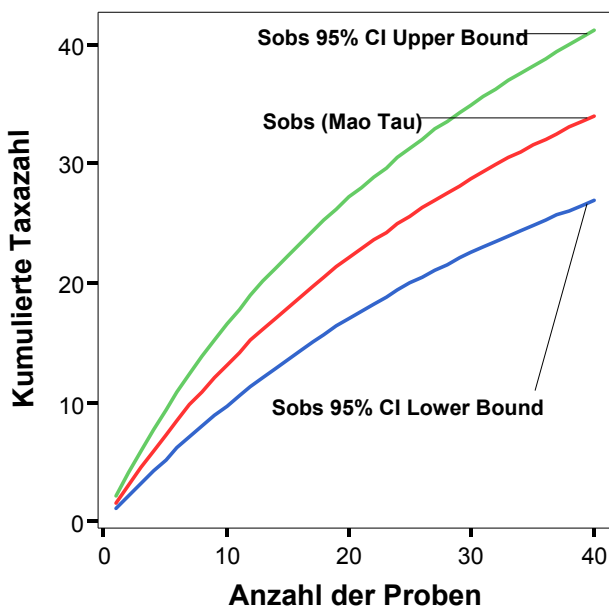


Abb. 2: Artenreichtumsakkumulationskurve für die beprobten Messstellen des Untersuchungsgebietes. Die obere und untere Linie (Sobs 95 %) markieren den 95 %-Vertrauensbereich.

Wäre die tatsächliche Arten- und Taxazahl bereits erreicht, würde sich der Kurvenverlauf einem Plateau annähern. Dieser Befund ist insbesondere für die Rur-, aber auch für die Erftscholle sehr interessant, da in Mitteleuropa kaum eine Region mit einer vergleichbar hohen Artenvielfalt (bezogen auf die geringe Anzahl der Messstellen) im Grundwasser bekannt ist. 29 Arten und höhere Taxa, darunter vier eindeutig bestimmte Flohkrebsarten (Amphipoda), beide *Chappuisius*-Arten (Harpacticoida) und *Troglochaetus beranecki* (Polychaeta) alleine aus den 19 Messstellen des südlichen Teilgebietes (Tab. 1 und 2) sind in der Tat bemerkenswert.

Eine Art, *Acanthocyclops sensitivus* c.f., konnte mit der verfügbaren Literatur nicht sicher bestimmt werden und ist möglicherweise neu für die Wissenschaft.

Die durchschnittlich Besiedlung der Messstellen ist weder hinsichtlich der Taxa- noch der Individuenzahl oder der Anteile unbesiedelter Messstellen signifikant zwischen den einzelnen Schollen verschieden (H-Test: $p > 0,05$, $p = 39$). Unterschiede lassen sich allerdings trotzdem vermuten: So liegt die durchschnittliche Taxa- und Individuenzahl im Gebiet der Rur- und der Erftscholle bzw. der Erft etwas höher als in den anderen Schollen, während die Besiedlungsdichte der Eifel-Messstellen niedriger erscheint. Bei höheren Stichprobenzahlen wären diese Unterschiede möglicherweise auch signifikant.

Deutlich wird jedoch auch, dass sich das westliche, durch den Braunkohletagebau beeinflusste Untersuchungsgebiet der Rheintalscholle nicht von der naturräumlich vergleichbaren Venloer Scholle, wo kein Bergbau stattfindet, unterscheidet. Die absolute Anzahl der Taxa ist in der Rheintalscholle mit 8 gegenüber 5 in der Venloer Scholle sogar etwas höher.

Zusammenfassung

Im Gebiet des Erftverbandes wurden 40 Grundwassermessstellen auf ihre Metazoenfauna hin untersucht und dabei 26 Arten und insgesamt 34 Taxa nachgewiesen. Das Grundwasser im südlichen Teile des Gebietes, insbesondere der Rurscholle, zeichnet sich durch eine außergewöhnlich hohe Arten- bzw. Taxadichte aus. Die tatsächliche Arten- bzw. Taxazahl im Verbandsgebiet dürfte aber noch wesentlich höher liegen.

Acanthocyclops sensitivus c.f. ist möglicherweise neu für die Wissenschaft.

Die regionalen Unterschiede in der Besiedlung des Grundwassers unterstreicht die hydrogeologische Eigenständigkeit der einzelnen Bruchschollen.

Bezogen auf die durchschnittliche Besiedlung der Messstellen (Taxazahl, Besiedlungsdichte, Abwesenheit von Metazoen) wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen hydrogeologischen Schollen im Untersuchungsgebieten festgestellt. Dies schließt auch die durch den Braunkohleabbau tangierte Rheintalscholle mit ein.

Aufgrund der vorhandenen Besiedlung ist damit auch im Braunkohlerevier die Berücksichtigung von Grundwassertieren für die Umweltbewertung grundsätzlich möglich.

Milbenfunde aus dem Quellkataster Hessens - Faunistik und potentielle Eignung für eine Quelltypologie

Martin, Peter¹ & Stefan Zaenker²

¹Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Ökologie der Tiere, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de, ² Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V., Königswarter Str. 2 a, D-36039 Fulda, stefan.zaenker@hoehlenkataster-hessen.de

Keywords: Wassermilben, Hydrachnidia, Quellen, Quellbindung, Störungen, Charakterarten

Einleitung

Die Wassermilben sind mit ca. 6.000 weltweit beschriebenen Arten eine der artenreichsten Tiergruppen des Süßwassers überhaupt. Sie haben einen komplexen Lebenszyklus mit einer an Insekten parasitierenden Larve und finden in den Quellen offenbar besonders geeignete Lebensbedingungen. Sowohl in Quelluntersuchungen in den Alpen als auch im Mittelgebirge, aber auch in gerade stattfindenden Untersuchungen im Tiefland waren und sind die Wassermilben diejenige Tiergruppe, die sich durch besonders viele ausschließlich oder bevorzugt die Quellen besiedelnde Arten auszeichnet (z.B. Gerecke et al. 1998, 2005, Martin 2005, Gerecke 2006, Gerecke & Franz 2006, Gerecke & Martin 2006). Sie sind dadurch besonders geeignet, Quellen zu charakterisieren oder auch z.B. um die Naturnähe der Zönosen zu beurteilen (Zaenker 2001-2006).

Das Biospeläologischen Katasters Hessens, das vom "Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V." getragen wird, betreibt allgemein die Erforschung der Verbreitung und Lebensweise von Tieren, die unterirdische Lebensräume besiedeln. Seit 1992 gehören dazu neben den "echten" Höhlentieren auch die Grundwasser- und Quellfauna. Die Ergebnisse werden teilweise im Internet veröffentlicht (<http://www.hoehlenkataster-hessen.de/>), wo zumindest immer z.B. eine recht aktuelle Artenliste zu finden ist, v.a. faunistische Befunde wurden allerdings auch bereits publiziert (Literaturangaben siehe obige Homepage).

Im vorliegenden Beitrag wird eine Zwischenbilanz zu den Süßwassermilben (Hydrachnidia et Halarcaridae, Acari) aus den Fängen des Quellkatasters Hessens gezogen. Neben einer Gesamtdarstellung der Fauna wird speziell auf die Eignung der Tiere für quelltypologische Betrachtungen eingegangen. Es werden Besonderheiten der Besiedlung von Karstquellen, gefassten Quellen, temporären und Offenlandquellen dargestellt.

Material und Methoden

Im Gelände erfolgt bei jedem im Kataster beprobten Objekt zunächst eine Erfassung, bei den Quellen mithilfe eines modifizierten Quellerfassungsbogens (geogr. Koordinaten, Umfeldcharakteristika, einige gewässerchemische Parameter u.a.). Anschließend erfolgt eine den Biotop schonende faunistische Beprobung (Maschenweite des Netzes ca. 100µm). Es wird dabei nicht der Anspruch erhoben, das Arteninventar einer Quelle komplett zu erfassen, sondern es wird bewusst eine nicht-

destruktive Probenahme durchgeführt, um durch die Betrachtung des Arteninventars aller Quellen gemeinsam eine Aussage über die Quellbesiedlung zu ermöglichen.

Für die Wassermilben aus dem Kataster wird hier eine Zwischenbilanz gezogen, die die Daten bis zum 1. August 2006 umfasst. Bis dahin wurden 3920 Objekte untersucht, deutlich mehr als die Hälfte davon (2360) waren Quellen. In 338 Objekten konnten 844 Wassermilben auf Artniveau bestimmt werden, die die Grundlage der folgenden Darstellung bilden. Das "Höhlenkatastergebiet Hessen" umfasst neben dem Bundesland Hessen auch den rechtsrheinischen Teil von Rheinland-Pfalz und die Grenzkartenblätter zu Bayern und Thüringen. Einige wenige Literaturdaten zu Milbenfunden aus Grundwasserlebensräumen des Untersuchungsgebietes sind in die Befunde des Katasters mit eingeflossen.

Ergebnisse und Diskussion

Bei den nachgewiesenen Wassermilben handelt es sich um die Vertreter von insgesamt 70 Arten (63 Hydrachnidia und 7 Halacaridae, Tab. 1). Mindestens die Hälfte der Arten ist neu für Hessen, allerdings sind hier in der Vergangenheit kaum Quellen auf Wassermilben hin untersucht wurden. Mindestens eine Art, *Atractides rivalis*, ist ein Erstfund für Deutschland.

Tab. 1: Artenliste der Wassermilben (Hydrachnidia et Halacaridae) aus dem Biospeläologischen

Kataster Hessens. (Stand: 1.08.2006) kb=krenobiont, kp=krenophil, rb=rheobiont, rp=rheophil, lb=lenitobiont, hy=hyperoebiont, GW=Grundwasser(+Interstitial), pv=polyvalent, X=Art trat ausschließlich in dem jeweils klassifizierten Quelltyp auf; vgl. Text.

| | Ökologie | Gefasste Quellen | Temporäre Quellen | Offenlandquellen | Waldquellen |
|--|----------|------------------|-------------------|------------------|-------------|
| Hydrachnidia | | | | | |
| Hydrovolzidae | | | | | |
| 1 <i>Hydrovolzia placophora</i> (MONTI, 1905) | kb | | X | | X |
| Eylaidae | | | | | |
| 2 <i>Eylais hamata</i> KOENIKE, 1897 | lb | | | | |
| Hydryphantidae | | | | | |
| 3 <i>Euthyas truncata</i> (NEUMAN, 1875) | lb | | X | | X |
| 4 <i>Panisellus thienemanni</i> (K.VIETS, 1920) | kb | | X | | |
| 5 <i>Paninus michaeli</i> KOENIKE, 1896 | kb | | | | X |
| 6 <i>Paninus torrenticolus</i> PIERSIG, 1898 | rb-kp | | | | |
| 7 <i>Thyas pachystoma</i> KOENIKE, 1914 | kb | | X | | |
| 8 <i>Thyas palustris</i> KOENIKE, 1912 | kb | | X | | X |
| 9 <i>Partnunia steinmanni</i> WALTER, 1906 | kb | X | X | | X |
| 10 <i>Protzia eximia</i> (PROTZ, 1896) | rb | | | | X |
| 11 <i>Protzia squamosa</i> WALTER, 1908 | kb | X | X | | X |
| 12 <i>Tartarothyas romanica</i> HUSIATINSCHI, 1937 | kb | | | | X |
| Sperchontidae | | | | | |
| 13 <i>Sperchonopsis verrucosa</i> (PROTZ, 1896) | rb | | | | |
| 14 <i>Sperchon clupeifer</i> PIERSIG, 1896 | rb | | | | |
| 15 <i>Sperchon denticulatus</i> KOENIKE, 1895 | rb | | | | |
| 16 <i>Sperchon glandulosus</i> KOENIKE, 1886 | rb | | | | |
| 17 <i>Sperchon insignis</i> (WALTER, 1906) | rb-kp | | | | X |
| 18 <i>Sperchon longissimus</i> (WALTER, 1906) | rb | X | | | X |
| 19 <i>Sperchon resupinus</i> K.VIETS, 1922 | kb | | | | |
| 20 <i>Sperchon squamosus</i> KRAMER, 1879 | kb-rp | X | X | X | X |
| 21 <i>Sperchon thienemanni</i> KOENIKE, 1907 | kb-rp | X | X | X | X |
| Anisitsiellidae | | | | | |
| 22 <i>Bandakia concreta</i> THOR, 1913 | kb | | X | | |
| Lebertiidae | | | | | |
| 23 <i>Lebertia aberrata</i> K.VIETS, 1922 | kb | | | | |
| 24 <i>Lebertia bracteata</i> K.VIETS, 1925 | kb | | X | | |
| 25 <i>Lebertia crenophila</i> K.VIETS, 1920 | kb | X | X | X | X |
| 26 <i>Lebertia duricoria</i> KOENIKE, 1911 | kb | | X | | |
| 27 <i>Lebertia fimbriata</i> THOR, 1899 | rb | X | | | X |
| 28 <i>Lebertia glabra</i> THOR, 1897 | rb-kp | X | | | X |
| 29 <i>Lebertia holsatica</i> K.VIETS, 1920 | kb | | | | X |
| 30 <i>Lebertia rufipes</i> KOENIKE, 1902 | kp | | | X | |
| 31 <i>Lebertia schechтели</i> THOR, 1913 | kb | X | | | X |
| 32 <i>Lebertia sefvei</i> WALTER, 1911 | kb | X | X | X | X |
| 33 <i>Lebertia stigmatifera</i> THOR, 1900 | kb | X | | X | X |

| | | Ökologie | Gefasste Quellen | Temporäre Quellen | Offenland- quellen | Wald- quellen |
|----|---|----------|------------------|-------------------|-----------------------|------------------|
| 34 | <i>Lebertia tenuicollis</i> K.VIETS, 1922 | kb | | | | X |
| | Hygrobatidae | | | | | |
| 35 | <i>Atractides fonticolus</i> (K.VIETS, 1920) | kb | | X | | X |
| 36 | <i>Atractides nodipalpis</i> (THOR, 1899) | rb | | | | |
| 37 | <i>Atractides octoporus</i> PERSIG, 1898 | rb | | | | |
| 38 | <i>Atractides panniculatus</i> (K.VIETS, 1925) | kb | | | | |
| 39 | <i>Atractides pennatus</i> (K.VIETS, 1920) | kb | | | X | X |
| 40 | <i>Atractides polyporus</i> (K.VIETS, 1922) | kb | | X | | X |
| 41 | <i>Atractides rivalis</i> (LUNDBLAD, 1956) | kb-rp | | | | X |
| 42 | <i>Atractides robustus</i> (SOKOLOW, 1940) | rb | | | X | |
| 43 | <i>Atractides tener</i> (THOR, 1899) | rb | | | | X |
| 44 | <i>Hygrobatas calliger</i> PERSIG, 1896 | rb | | X | | |
| 45 | <i>Hygrobatas fluviatilis</i> (STRÖM, 1768) | rb | | | X | |
| 46 | <i>Hygrobatas nigromaculatus</i> LEBERT, 1879 | rb-lb | | | X | |
| 47 | <i>Hygrobatas norvegicus</i> (THOR, 1897) | kb | X | X | X | X |
| | Feltriidae | | | | | |
| 48 | <i>Feltria minuta</i> KOENIKE, 1892 | kp | | | | X |
| 49 | <i>Feltria oedipoda</i> K.VIETS, 1922 | rb | | | | X |
| 50 | <i>Feltria rouxi</i> WALTER, 1907 | rb | X | | X | X |
| | Pionidae | | | | | |
| 51 | <i>Piona nodata</i> (MÜLLER, 1776) | lb | | | | |
| 52 | <i>Pseudofeltria scourfieldi</i> SOAR, 1904 | kb | | | | X |
| 53 | <i>Tiphys latipes</i> (MÜLLER, 1776) | kp | | X | X | |
| | Wettinidae | | | | | |
| 54 | <i>Wettina podagrica</i> (KOCH, 1837) | kp | | | X | |
| | Frontipodopsidae | | | | | |
| 55 | <i>Frontipodopsis reticulatifrons</i> SZALAY, 1954 | hy | | | | |
| | Aturidae | | | | | |
| 56 | <i>Ljania bipallata</i> THOR, 1898 | rb-kp | X | X | | X |
| 57 | <i>Aturus scaber</i> KRAMER, 1875 | rb | | | | |
| 58 | <i>Kongsbergia angusta</i> WALTER, 1947 | hy | | | | |
| 59 | <i>Kongsbergia materna</i> THOR, 1899 | hy | | | | |
| | Momoniidae | | | | | |
| 60 | <i>Sygomononia latipes</i> SZALAY, 1943 | hy | | | | |
| | Athienemanniidae | | | | | |
| 61 | <i>Chelomideopsis annemiae</i> ROMIJN, 1920 | kb | | X | | X |
| | Arrenuridae | | | | | |
| 62 | <i>Arrenurus cylindratus</i> PERSIG, 1896 | lb-kp | | | X | |
| 63 | <i>Arrenurus fontinalis</i> K.VIETS, 1920 | kb | | X | X | X |
| | Halacaridae | | | | | |
| 64 | <i>Lobohalacarus weberi</i> (ROMIJN ET K.VIETS, 1924) | GW+pv | X | X | X | X |
| 65 | <i>Parasoldanellonyx parviscutatus</i> (WALTER, 1917) | GW+pv | | | | X |
| 66 | <i>Parasoldanellonyx typhlops</i> K.VIETS, 1933 | GW | | | X | X |
| 67 | <i>Porohalacarus alpinus alpinus</i> (THOR, 1910) | pv | | X | X | |
| 68 | <i>Soldanellonyx chappuisi</i> WALTER, 1917 | GW(-kp?) | X | X | X | X |
| 69 | <i>Soldanellonyx monardi</i> WALTER, 1919 | GW+pv | X | X | | X |
| 70 | <i>Soldanellonyx visurgis</i> K.VIETS, 1959 | pv | X | | X | X |

An Nicht-Quellstandorten (Höhlen, Brunnen u.a.) konnten 26 Arten nachgewiesen werden, 12 dieser Arten kamen aber gleichzeitig in Quellen vor. Immerhin 14 der nicht in Quellen gefundenen Arten traten jedoch nicht in Quellen auf, die meisten Befunde betreffen allerdings eine Untersuchung zur Grundwasserfauna von Husmann (1956), der Interstitialgrabungen durchführte. Entsprechend gehören die meisten dieser Wassermilben zu typischen Interstitial- (*F. reticulatifrons*, *K. materna*, *K. angusta*, *S. latipes*) bzw. Fließwasserarten (*Sp. verrucosa*, *S. chupeifer*, *S. glandulosus*, *A. nodipalpis*, *A. octoporus*, *At. scaber*). Allerdings tauchten auch 2 typische Quellarten nur hier (*S. resupinus*, *P. torrenticolus*) sowie auch 2 Stillwasserbewohner (*E. hamata*, *P. nodata*) auf.

In 415 Quellen wurden Wassermilben gefunden, in 338 davon konnten die Tiere auf Artniveau bestimmt werden. Insgesamt wurden 949 Wassermilben im weiteren Sinne gesammelt, auf Artniveau bestimmt werden konnten 844 Individuen.

Quellbindung

Um die Befunde besser einordnen zu können, wurden die Arten ökologisch gruppiert, d.h. nach Literaturobachtung entsprechend ihres Hauptvorkommens im Mittelgebirge klassifiziert (vgl. Tab.

1). Neben den ausschließlichen Quellbewohnern (Krenobionten) und quellpräferenten Arten (Krenophile) konnten Fließwasser- (Rheobionte), Interstitial- (Hyporheobionte) und Stillwasserarten (Lenitobionte) unterschieden werden. Die meisten Halacaridae haben einen Bezug zu tiefem Grundwasser. Daneben gibt es Arten, die nicht klar einem der ökologischen Typen zugeordnet werden können oder gar weite ökologische Valenzen haben (Polyvalente). Die bei weitem überwiegende Zahl an Milben gehörte zu den krenobionten bzw. krenophilen Arten.

Karst- vs. Nicht-Karstquellen

Insgesamt sind in Quellen (d.h. in "normalen" Quellen und Karstquellen) 56 Arten nachgewiesen worden, 53 in den normalen Quellen und 22 in den Karstquellen. 19 Arten waren beiden Quelltypen gemeinsam (Artenidentität nach Jaccard 34%), allerdings kommen 34 Arten nur in den "normalen" Quellen vor. Charakterarten für die Karstquellen konnten keine benannt werden, die 3 ausschließlich hier vorkommenden Arten (*S. denticulatus*, *L. aberrata*, *A. panniculatus*) sind insgesamt seltene Arten. Bei den Karstquellen liegt der Anteil quellasoziiierter Arten mit >75% höher als bei den Nicht-Karstquellen (ca. 62%). Dieser Unterschied relativiert sich, wenn man die Individuenzahlen betrachtet. Dabei wird zudem offenbar, dass in den Karstquellen weniger Halacaridae und mehr Fließwasserbewohner auftraten. Insgesamt weisen die Befunde zur Besiedlung für die Karstquellen auf einen verstärkten Zustrom von Oberflächenwasser hin. Die Karstquellen sollten bei typologischen Untersuchungen separat von den "echten" Quellen mit mehr oder weniger "reiner" Grundwasserspeisung betrachtet werden und werden im folgenden nicht weiter berücksichtigt.

Gefasste vs. ungefasste Quellen

Es konnten in 27 gefassten Quellen 18 Arten (vgl. Tab. 1) nachgewiesen werden, denen 53 Arten in 263 nicht sichtbar anthropogen beeinträchtigten Quellen gegenüber stehen. Keine der in gefassten Quellen nachgewiesenen Arten wurde nicht auch in den ungefassten Quellen gefunden. In gefassten Quellen kann also offenbar durchaus eine ausgedünnte Quellfauna gefunden werden. Man kann vermuten, dass den in den gefassten Quellen fehlenden Arten hier z.B. kein geeignetes Substrat zur Verfügung steht. Die besonderen Bedingungen des Quellwassers, d.h. in erster Linie die konstante Temperatur, ermöglicht es aber offensichtlich keinen krenoxenen Arten sich in den degradierten Quellen anzusiedeln. Die Milben eignen sich also offenbar nicht dazu, durch Charakterarten eine Störung durch eine Quellfassung zu induzieren. Für die weitere Betrachtung wurden die gefassten Quellen nicht mehr mit berücksichtigt.

Temporäre vs. perennierende Quellen

In diesem Vergleich "echter", naturnaher Quellen standen 26 Arten (vgl. Tab. 1) in 74 temporären 45 Arten in 189 perennierenden Quellen gegenüber. Einige seltene Arten traten nur hier auf (vgl. Tab. 1). In den temporären Quellen ist möglicherweise die Artenzahl im Vergleich zu den perennierenden eingeschränkt und vermutlich ist die Toleranz der Wassermilben hinsichtlich der Austrocknung unterschiedlich. Ob es an die Bedingungen z.B. in ihrem Entwicklungszyklus angepasste Arten gibt, die als Charakterarten für temporäre Quellen heran gezogen werden können, ist z.Zt. aufgrund nur geringer Kenntnis der Autökologie der Arten nicht abschließend zu beurteilen.

Offenland- vs. Waldquellen

21 Arten (Tab. 1) konnten in 27 Offenlandquellen festgestellt werden, wohingegen in 236 Waldquellen 45 Arten nachgewiesen wurden. Es gab einige Arten, die ausschließlich in Offenland-, aber nie in Waldquellen nachgewiesen wurden (vgl. Tab. 1). Die meisten davon waren quellfremde, also krenoxene Arten. Sie indizieren somit, im Gegensatz z.B. zu den Verhältnissen in den gefassten

Quellen, bei den Offenlandquellen die relative Naturferne dieser Quellen. Umgekehrt gibt es unter den individuenreicheren Arten der Waldquellen viele, die nie im Offenland auftauchten.

Für die jetzige Betrachtung der Artengemeinschaften der unterschiedlichen hydromorphologische Quelltypen wurden wegen der hier offenbar gestörten Besiedlung die Offenlandquellen nicht berücksichtigt.

Quellentypologie

Bei den 236 naturnahen Waldquellen wurde untersucht, ob manche der hier nachgewiesenen 39 Arten (vgl. Tab. 1) nur in bestimmten Quelltypen zu finden waren, ob also Charakterarten benannt werden konnten. Neben den 3 klassischen Quelltypen Helo-, Rheo- und Limnokrene wurde dabei noch ein Mischtyp, die Rheohelokrene, differenziert und die Quellen entsprechend eingeteilt. Ein Vergleich wurde dadurch entscheidend erschwert, dass die Typen (und damit vermutlich auch die entsprechenden Artenzahlen) sehr unterschiedlich häufig im Gebiet vertreten waren: während die Helokrenen mit 200 Quellen und 41 Arten dominierten, waren Mischtypen zwischen Rheo- und Helokrenen noch einigermaßen stetig vertreten (22 Quellen, 16 Arten), Rheokrenen (12 Quellen, 7 Arten), besonders aber Limnokrenen (2 Quellen, 2 Arten) waren sehr selten. Lediglich in den Helokrenen traten sehr viele Arten auf (23), die in den anderen Quelltypen nicht zu finden waren. Die unterschiedliche Häufigkeit und Stetigkeit der Arten sowie die Konsultation einschlägiger Literatur lässt aber zumindest für die Helokrenen gewisse Aussagen zu: *Chelomideosis annemiae*, *Hydrovolzia placophora* und *Lebertia stigmatifera* tauchten nur in Helokrenen auf, *Hygrobatas norvegicus* und *Arrenurus fontinalis* waren dort regelmäßig vorhanden, kamen in den anderen Quelltypen aber nur ausnahmsweise vor. Für Limnokrenen kann man die schwimmfähige *Arrenurus cylindricus* und für die Rheohelokrenen die bewegtes Quellwasser präferierenden *Sperchon thienemanni* und *Lebertia glabra* als Charakterarten annehmen.

Fazit

Wie in anderen Regionen konnte auch für die Quellen des Biospeläologischen Katasters Hessens gezeigt werden, dass die Wassermilben v.a. durch ihre hohe Zahl an quellpräferierenden Arten zur Beurteilung und Typisierung dieses gefährdeten Gewässertyps besonders geeignet sind.

Literatur

- Gerecke, R. (2006): Wassermilben im Kalkquellmoor "Benninger Ried" bei Memmingen, Bayern (Chelicerata: Hydrachnidia et Halacaridae, Acari). - *Lauterbornia* 57: 79-93.
- Gerecke, R. & Franz, H. (Hrsg.) (2006): Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Lebensgemeinschaften als Indikatoren des Klimawandels. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 51: 272pp.
- Gerecke, R. & Martin, P. (2006): Spinnentiere: Milben (Chelicerata: Acari). - In Gerecke, R. & Franz, H. (Hrsg.): Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Lebensgemeinschaften als Indikatoren des Klimawandels. - Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 51: 122-149.
- Gerecke R., F. Stoch, C. Meisch & Schrankel, I. (2005): Die Fauna der Quellen und des hyporheischen Interstitials in Luxemburg unter besonderer Berücksichtigung der Acari, Ostracoda und Copepoda. - *Ferrantia - Travaux scientifiques du Musée national d'histoire naturelle Luxembourg* 41: 134pp.
- Gerecke, R., Meisch, C., Stoch, F., Acri, F. & Franz, H (1998): Eucrenon-hypocrenon ecotone and spring typology in the alps of Berchtesgaden (Upper Bavaria, Germany). A study of microcrustacea (Crustacea: Copepoda, Ostracoda) and water mites (Acari: Halacaridae, Hydrachnellae). - In Botosaneanu, L. (ed.): *Studies in crenobiology - The biology of springs and springbrooks*. Backhuys, Leiden: 167-182.
- Husman, S. (1956): Untersuchungen über die Grundwasserfauna zwischen Harz und Weser. - *Arch. Hydrobiol.* 52: 1-184.
- Martin, P. (2005): Tieflandquellen: vergessene Lebensräume? - Ein Beitrag zur aktuellen und zukünftig wünschenswerten Bearbeitung. - *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam)*, Weißensee Verlag, Berlin: 221-225.
- Zaenker, S. (2001-2006): Das biospeläologische Kataster von Hessen - Die Fauna der Höhlen, künstlichen Hohlräume und Quellen. *Abhandlungen zur Karst- und Höhlenkunde*. Heft 32. CD-ROM [wird regelmäßig aktualisiert und kann bei Bedarf beim Zweitautor angefordert werden].

Biodiversität der Quellbachfauna im Feldberggebiet (Hochschwarzwald) und ökologische Steuerfaktoren

Ursula Riedmüller¹, Wolfgang Pankow²

¹BNÖ, Büro für Nutzung und Ökologie der Binnengewässer, Erlenweg 13, D-79822 Titisee-Neustadt, E-Mail bnoc@gewaesserfragen.de.

²Büro für Gewässerökologie, Hauptstr. 22, D-79804 Dogern, E-Mail: Wolfgang.Pankow@t-online.de

Keywords: Quellbachfauna, Artendiversität, Vikarianz, Reliktvorkommen, Steuergrößen (pH-Wert, Höhenlage, Beweidung, Bewaldung, Exposition), Quellschutz

Einleitung

In den Höhenlagen des Feldberggebietes wurden die letzten publizierten Untersuchungen in den 1960er Jahren durchgeführt (z.B. EIDEL 1967). Mit der vorliegenden Studie sollte ein erster Vorstoß neuerer Zeit in die Erfassung der Artenvielfalt der aquatischen Fließgewässerfauna im Feldberggebiet stattfinden. Das Schutzgebiet Feldberg liegt im südlichen Schwarzwald und ist das älteste (seit 1937) und mit 4.226 ha das größte und höchst gelegene (1.500 m ü. NN) Naturschutzgebiet in Baden-Württemberg. Die dort entspringenden Gewässer sind ausschließlich silikatische Grundgebirgsbäche mit keiner oder nur geringer Neigung zu Versauerung. Das Klima ist rau: Die Jahresmitteltemperatur beträgt rund 3°C, der Jahresniederschlag erreicht nahezu 2.000 mm. Voruntersuchungen zeigten bereits, wie außergewöhnlich die Wirbellosenfauna im Feldberggebiet ist. Zahlreiche Eiszeit-Reliktvorkommen und seltene Arten sind aufgrund des besonderen Standorts und des kalten Klimas zu erwarten.

Methoden

Anfang Juni und im Oktober 2005 wurden insgesamt 16 Probenahmen der Gewässerfauna durchgeführt. Schwerpunkt der Untersuchungen waren Quellbereiche und Quellbäche in der Höhenlage von 1.100 bis maximal 1.440 m ü. NN., welche vorwiegend in der Zone des Eu- und Hypokrenals lagen. Drei Probestellen befanden sich in der tiefer gelegenen Fließgewässerzone des Epirhithrals. Die Minimalanforderung an eine mögliche Probestelle war das Vorhandensein eines Wasserkörpers von wenigen Zentimetern "Schichtdicke" mit sichtbarer Strömung. Die Probestellen befanden sich teilweise noch im Sickerbereich der Quellzonen. Das Ziel der Untersuchung war zunächst auf die Erfassung der Artenvielfalt gerichtet. Daneben sollten die Artenzusammensetzung steuernde Faktoren wie z.B. Viehtritt oder Beschattung betrachtet werden.

Jede Probestelle wurde jeweils 15-20 min mit einem Handnetz auf einer Gewässerstrecke von etwa 20-30 m nach Organismen untersucht. Es wurden alle vorhandenen Substrate besammelt, Steine abgebürstet sowie bei ausreichender Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe Kick-Sampling durchgeführt. In weißen Wannen fand die Lebensortierung statt mit anschließender Konservierung für die Laborarbeit. Darüber hinaus wurden die Uferbereiche nach Imagines abgesehen oder gekeschert und diese ebenfalls bei Bedarf konserviert.

Ergebnisse

Insgesamt wurden an 16 Probestellen 86 Taxa gefunden, pro Probe zwischen 18 und 44 Taxa. Gesamttaxazahl, Saprobienindex und Diversität in den Proben lassen u.a. folgende Schlüsse zu:

- Die höchsten Taxazahlen und Diversitäten traten nicht im Krenal auf, sondern im flussabwärts liegenden Epirhithral. Dies deckt sich mit zahlreichen Aussagen aus der Literatur (u. a. CABE 1998).

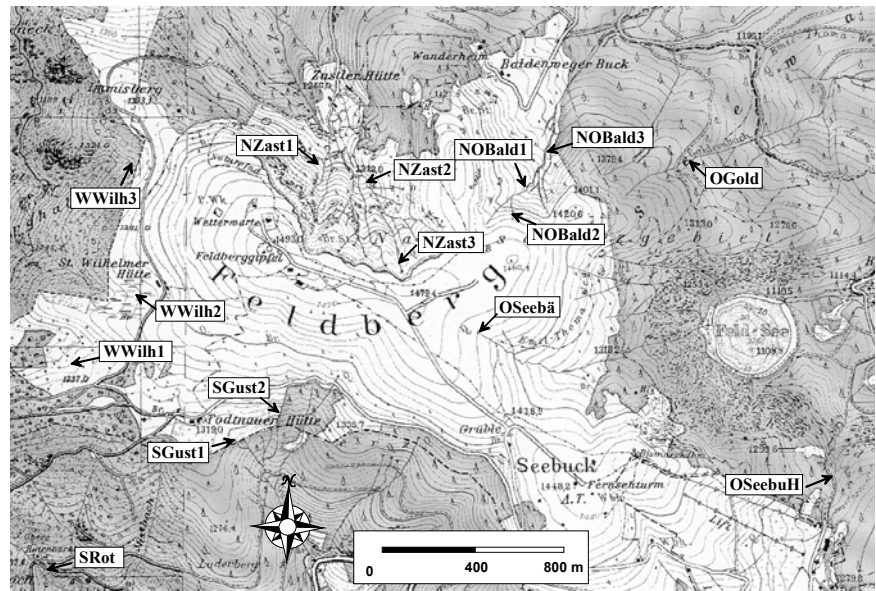


Abb. 1: Lage der Probestellen im Feldberggebiet, Hochschwarzwald.

- Der Saprobienindex (AQEM 2005) besitzt für die vorliegende Untersuchung nur eine untergeordnete Bedeutung, da an den Probestellen kaum mit einer organischen Belastung zu rechnen ist (Indexwerte bei 1,1 und 1,2). Die Anzahl der Indikatorarttaxa in den Proben von im Mittel rund 22 zeigt jedoch, dass das im Jahr 2004 revidierte Saprobier-DIN-Verfahren im Quell- und Oberlaufbereich eine ausreichende Anzahl an Taxa für die Indikation bereit hält.

Tabelle 1: Taxa mit bemerkenswerter Verbreitung oder durch die Eiszeiten entstandene Reliktvorkommen.

| Taxon | Verbreitung in Europa | Ausgewählte Literatur zu Verbreitung der Arten |
|--|---|--|
| Strudelwurm <i>Crenobia alpina</i> | Skandinavien, zentrale Mittelgebirgsquellen, Alpen | FISCHER 1996, SCHINDLER 2004 |
| Köcherfliege <i>Drusus chrysotus</i> | Eiszeit-Relikt vorkommen, Alpen und zentrale Mittelgebirge | TOBIAS 1965, EIDEL 1967 |
| Steinfliege <i>Arcynopteryx compacta</i> | Eiszeit-Relikt vorkommen in Zentraleuropa z.B. Schwarzwald, Vogesen, Karpaten, Pyrenäen, (nicht in zentraler Alpenkette) | KRNO 2003, ZWICK 2004 |
| Steinfliege <i>Diura bicaudata</i> | Skandinavien, Britische Inseln, Relikt vorkommen in zentraleuropäischen Mittelgebirgen und am Alpenrand | ZWICK 2004 |
| Köcherfliege <i>Acrophylax zerberus</i> | Alpen (u.a. Schweiz, Norditalien), süddeutsche Mittelgebirge, Karpaten | ARSCOTT <i>et al.</i> 2003, EIDEL 1949 |
| Kriebelmücke <i>Twinnia hydroides</i> | verstreutes Vorkommen: Karpaten, Schwarzwald, Eifel, Vorarlberg, Schweiz | ILLESOVA <i>et al.</i> 2000 |
| Köcherfliege <i>Rhyacophila aquitanica</i> | Alpen, Karpaten, Schwarzwald. Ist in Deutschland nur im Schwarzwald vertreten und wurde dort bisher nur in den 1930er (EIDEL) und den 1960er Jahren von TOBIAS beschrieben. | PITSCH 1993, EIDEL 1933, TOBIAS 1965 |
| Köcherfliege <i>Halesus cf. rubricollis</i> | Alpen, Karpaten, zentrale Mittelgebirge Schwarzwald, Erzgebirge | EIDEL 1967 |

Das Feldberggebiet stellt auch in der aquatischen Fauna einen Inselstandort für einige Arten dar, welche sonst erst wieder in Nordeuropa, in den Alpen, Pyrenäen oder Karpaten vorkommen und teilweise als Glazialrelikte gelten (s. Tabelle 1).

Die vorwiegend im Eukrenal gefundenen Taxa gehören in abnehmender Häufigkeit den Familien der Zweiflügler, Köcherfliegen, Steinfliegen sowie den Strudelwürmern an. 45% der Arten waren in allen Probestellen vom Eukrenal bis zum Epirhithral relativ stetig anzutreffen. Die am häufigsten gefundenen Taxa waren der Strudelwurm *Polycelis felina* und die Eintagsfliege *Baetis alpinus*. Es wurden 14 nach den Roten-Listen Deutschlands und Baden-Württembergs gefährdete Arten nachgewiesen.

Crenobia alpina und *Twinnia hydroides* sind nur in dem am höchsten liegenden Quellbereich im Seebächle zahlreich gefunden worden, was nochmals deren Präferenz für kalten Standorte bestätigt. Die in der Literatur mitunter genannte Vorliebe von *Crenobia alpina* für kalkhaltige Quellen (z.B. SCHINDLER 2004) trifft für die am Feldberg vorkommende Population nicht zu.

Die großen Steinfliegenarten *Arcynopteryx compacta* und *Diura bicaudata* traten meist gemeinsam auf und wurden an den Untersuchungsterminen oft bereits außerhalb des Gewässers an der Vegetation sitzend gefangen. Viele Exemplare beider Arten waren kurzflügelig und z.T. sehr flink zu Fuß unterwegs.

Drusus chrysotus, eine markant aussehende Köcherfliege, konnte mit insgesamt 10 Larven an 5 Probestellen gefunden werden. Sie zeigte eine leichte Präferenz für das Eukrenal.

Einige Taxa insbesondere Vertreter der taxonomisch schwierigen Gruppe der Limnephilidae (Köcherfliegenfamilie) konnten nicht sicher bestimmt werden. Die vorhandenen Bestimmungswerke beschreiben reliktsch vorkommende Taxa oder seltene Quellbacharten oft nicht oder nur am Rande. Teilweise konnten Imaginalfänge insbesondere bei den Steinfliegen zu einer taxonomischen Absicherung des Ergebnisses führen.

(Rückfragen und Anmerkungen zu der hier veröffentlichten Taxonliste sind ausdrücklich erwünscht.)

| Vorkommensschwerpunkt nur Eukrenal | Präsenz Proben (insges.16 Probest.) |
|---|--|
| <i>Crenobia alpina</i> | 2 |
| <i>Limnephilus centralis</i> | 1 |
| <i>Twinnia hydroides</i> | 1 |
| Eu- und Hypokrenal | Präsenz |
| <i>Leuctra cf. inermis</i> | 10 |
| <i>Acrophylax zerberus</i> | 9 |
| <i>Pedicia sp.</i> | 7 |
| <i>Rhyacophila aquitanica</i> | 6 |
| <i>Drusus chrysotus</i> | 5 |
| <i>Nemurella picteti</i> | 5 |
| Thaumaleidae Gen. sp. | 5 |
| <i>Dixa sp.</i> | 4 |
| <i>Simulium cf. crenobium</i> | 3 |
| <i>Leuctra cf. rauscheri</i> | 2 |
| <i>Rhyacophila hirticornis</i> | 1 |
| <i>Tipula sp.</i> | 1 |
| Eukrenal bis Epirhithral | Präsenz |
| <i>Polycelis felina</i> | 16 |
| <i>Baetis alpinus</i> | 15 |
| <i>Dicranota sp.</i> | 14 |
| <i>Drusus annulatus</i> | 14 |
| <i>Elmis latreillei</i> | 14 |
| <i>Sericostoma cf. personatum</i> | 13 |
| <i>Apatania fimbriata</i> | 12 |
| <i>Arcynopteryx compacta</i> | 12 |
| <i>Isoperla rivulorum</i> | 11 |
| <i>Leuctra albida</i> | 11 |
| <i>Philopotamus ludificatus</i> | 11 |
| <i>Protonemura auberti</i> | 11 |
| <i>Chaetopteryx villosa</i> | 10 |
| <i>Gammarus fossarum</i> | 10 |
| <i>Lithax niger</i> | 10 |
| <i>Protonemura lateralis</i> | 10 |
| <i>Potamophylax cingulatus ssp.</i> | 9 |
| <i>Drusus discolor</i> | 8 |
| <i>Esolus angustatus</i> | 8 |
| <i>Potamophylax cf. luctuosus</i> | 8 |
| <i>Diura bicaudata</i> | 7 |
| <i>Hydraena gracilis</i> | 7 |
| <i>Simulium (Nevermannia) cf. bertrandi</i> | 7 |
| <i>Plectrocnemia geniculata geniculata</i> | 7 |
| <i>Rhyacophila praemorsa</i> | 7 |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | 6 |
| <i>Anacaena globulus</i> | 5 |
| <i>Prosimulium rufipes</i> | 5 |
| <i>Alainites muticus</i> | 4 |
| Hypokrenal und Epirhithral | Präsenz |
| <i>Limnius perrisi</i> | 10 |
| <i>Siphonoperla torrentium</i> | 8 |
| <i>Ameletus inopinatus</i> | 4 |
| <i>Glossosoma conformis</i> | 4 |
| <i>Habroleptoides confusa</i> | 4 |
| <i>Limnebius truncatellus</i> | 3 |
| <i>Ecdyonurus submontanus</i> | 1 |
| nur Epirhithral | Präsenz |
| <i>Chloroperla tripunctata</i> | 5 |
| <i>Leuctra braueri</i> | 4 |
| <i>Brachyptera seticornis</i> | 2 |
| <i>Elmis aenea</i> | 2 |
| <i>Rhyacophila evoluta</i> | 2 |
| <i>Rhyacophila tristis</i> | 2 |
| <i>Epeorus sylvicola</i> | 1 |
| <i>Hydraena lapidicola</i> | 1 |

Zusammenfassung und Ausblick

Im Feldberggebiet (Hochschwarzwald) wurden in einer Höhenlage von 1.100 bis 1.440 m ü. NN Makrozoobenthos-Untersuchungen durchgeführt. Daneben wurden im Uferbereich Imagines gesammelt. Der Probennahmezeitpunkt war Anfang Juni und Mitte Oktober 2005. Schwerpunkt der Untersuchungen war in erster Linie eine Erfassung des besonderen Artenbestandes in den Quellbereichen und quellnahen Bächen. Die höchsten Taxazahlen und Diversitäten traten nicht direkt im Quellbereich sondern weiter flussabwärts an den Oberlaufprobestellen (Epirhithral) auf. Es wurden 14 nach den Roten-Listen Deutschlands und Baden-Württembergs gefährdete Arten nachgewiesen. Für acht Arten konnten in der Literatur Hinweise auf ein reliktsches Vorkommen im Gebiet gefunden werden. Die Artenzusammensetzung wurde hauptsächlich durch die Faktoren Quellentfernung der Probestelle, pH-Wert und Gefälle bzw. Strömungshabitat gesteuert. Nach dieser ersten Bestandsaufnahme der Gewässerfauna im Jahr 2005 wurde im Folgejahr 2006 eine Strukturkartierung (u.a. nach SCHINDLER 2004) von rund 40 Quellen in den Höhenlagen des Feldbergs durchgeführt (RIEDMÜLLER 2006). Mit erweiterter Kenntnis über den Artenbestand wäre die Anwendung eines biologisch begründeten Bewertungsverfahrens für die Quellen im Untersuchungsgebiet wünschenswert. Entwürfe zur Modifikation und Regionalisierung des biologischen Bewertungsmoduls nach FISCHER (1996) liegen bereits vor.

Danksagung

Besonderer Dank gilt dem Referat 56 Naturschutz und Landschaftspflege des Regierungspräsidiums Freiburg für die fachliche und finanzielle Unterstützung der Projekte.

Literatur

- AQEM (2005): European River Assessment Program. Version 2.5. Deutschland offizielles System.
- ARSCOTT, D.B., KELLER, B., TOCKNER, K., WARD, J.V. (2003): Habitat structure and Trichoptera diversity in two headwater flood plains, N.E. Italy. *Internat. Revue of Hydrobiology* 88 (3-4): 255-273.
- CABE, D. J. MC. (1998): Biological communities in springbrooks. In: BOTOSANEANU, L. (ed.) Studies in crenobiology - The biology of springs and springbrooks. Backhuys Publishers, Leiden: 221-228.
- EIDEL, K. (1933): Beiträge zur Biologie einiger Bäche des Schwarzwaldes. *Arch. f. Hydrobiol.* 25: 543-615.
- EIDEL, K. (1949): Trichopterenstudien im Schwarzwald 1947. *Archiv für Hydrobiologie* 42: 377-387.
- EIDEL, K. (1967): Beiträge zur Trichopterenfauna des Schwarzwaldes und seiner Randgebiete. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 23: 377-387.
- FISCHER, J. (1996): Bewertungsverfahren Fauna. *Crunoecia* 5: 227-240.
- ILLÉŠOVÁ, D., HALGOŠ, J. & KRNO, I., (2000): Blackfly communities (Diptera, Simuliidae) in mountain streams of the High Tatra Mts. *Biologia*, Bratislava, 55: 177-184.
- KRNO, IL'JA (2003): Distribution and habitats of stoneflies in Slovakia. *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*, E. Gaino (Ed.) University of Perugia, Italy: 349-356.
- PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung-Schriftenreihe d. Fachbereichs Landschaftsentwicklung - Sonderheft* 8.
- RIEDMÜLLER, U. (2006): Strukturkartierung von Quellen in den Höhenlagen des Feldberggebiets (Hochschwarzwald). Im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, Referat 56 Naturschutz und Landschaftspflege. 32 S.
- SCHINDLER, H. (2004): Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz. Diss. Universität Koblenz-Landau. 266 S.
- TOBIAS, W. (1965): Ergänzende Beobachtungen zur Trichopteren-Fauna des Süd-Schwarzwaldes. *Entomologische Zeitschrift* 75. Jahrg., Nr. 22: 249-264.
- ZWICK, P. (2004): A key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. Methodenstandardisierung Makrozoobenthos. Forschungsinstitut Senckenberg. Internetveröffentlichung www.fliessgewaesserbewertung.de.

Ganzjährige Emergenzuntersuchungen an drei ausgewählten Quellen in Schleswig-Holstein

Maren Rückert, Dorothea Wittrock & Peter Martin

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abteilung Tierökologie, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel
mrueckert@zoologie.uni-kiel.de, dwittrock@zoologie.uni-kiel.de, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Sommer- vs. Winteremergenz, Phänologie, Temperatur, Schleswig-Holstein, Quellbindung

Einleitung

Im Allgemeinen wird neben dem Lichtregime die Temperatur als einer der wichtigen Zeitgeber für den Schlupf merolimnischer Insekten bezeichnet (Schönborn 1992). In Quellen entspricht jedoch die ganzjährig recht konstant bleibende Wassertemperatur der mittleren Jahresdurchschnittstemperatur der umgebenen Region, d.h. in Schleswig-Holstein 8-10°C. Vor diesem Hintergrund sollte die Frage beantwortet werden, wie sich eine ganzjährig Quellemergenz im Tiefland insgesamt darstellt und ob in den im Winter als Temperaturrefugium erscheinenden Quellen möglicherweise ein Insektenschlupf auch im Winter geschieht.

Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden an drei dicht benachbarten Waldquellen im ostholsteinischen Hügelland am Vierersee bei Plön statt. Es wurde eine Helokrene, Rheokrene und Limnokrene von März '04 bis Mai '05 beprobt. Die Emergenzfallen (Grundfläche: 0,4 m²) wurden direkt über dem Quellmund der jeweiligen Quelle aufgestellt. Abgesammelt wurden die lebenden Tiere (im Sommer wöchentlich, im Winter 14-tägig) mit einem Exhaustor, in 70%igen Ethanol fixiert und anschließend im Labor bestimmt. Die Wassertemperatur wurde parallel zur Probennahme mit einem Minimum-Maximum-Thermometer gemessen, das in den oberen 5 cm der Wassersäule befestigt war. Der Einteilung der ökologischen Bindung der Arten (vgl. Tab. 1) liegt eine regionalisierte Betrachtungsweise zugrunde. Die hier vorgestellte Arbeit fasst die Emergenzdaten zweier Diplomarbeiten zusammen (Rückert 2005, Wittrock 2005), zu Details der Methodik siehe dort.

Ergebnisse

Temperatur

Die einzelnen Mittelwerte der Minimum als auch der Maximumtemperaturen der einzelnen Quellen liegen im Gesamtuntersuchungszeitraum von März '04 - März '05 recht nah beieinander (Limnokrene Min. 8,9-Max. 10,1°C, Helokrene 8,3-10,5°C, Rheokrene 8,6-9,5°C). Die Temperaturamplituden zwischen minimaler Minimum- und maximaler Maximumtemperatur liegen bei der Limnokrene bei 4°C, bei der Helokrene bei 10°C und bei der Rheokrene bei 3°C. Es zeigten sich somit durchaus

ausgeprägte Unterschiede zwischen den ganzjährigen Temperaturamplituden der Wassertemperaturen im Eukrenal der drei betrachteten Quellen.

Fauna

Während des gesamten Untersuchungszeitraums konnten 2933 Individuen gefangen werden, davon wurden 1722 Individuen 66 Arten zugeordnet.

Quellbindung

Im Arteninventar aller Quellen stellten die Krenophilen (37,9% Arten/79,5% Ind.) die größte ökologische Gruppe dar. Die häufigsten krenophilen Arten waren *Leuctra nigra* und *Dixa maculata* (Tab. 1). Zusammen mit den Krenobionten machten somit die quellgebundenen Taxa mehr als 80% der Individuen aus. Die häufigste krenobionte Art war *Crunoecia irrorata*. Unter den Krenoxenen waren die Rheophilen (25,8% Arten/8,9% Ind.) die größte Gruppe, die häufigste Art unter diesen war *Leuctra hippopus*. Weitaus seltener waren limnophile, euryöke und Arten unklarer Ökologie.

Tab.1: Artenliste des gesamten Untersuchungszeitraums von März`04-Mai`05. Kb: krenobiont, kp: krenophil, rp: rheophil, lp: limnophil, e: euryök, u: unklar, unterstrichen: häufigste Arten einer ökologischen Gruppe.

| | | | | | |
|----------------------------------|----|--------------------------------------|----|-----------------------------------|----|
| Plecoptera | | <i>Molophilus flavus</i> | rp | <i>Satchelliella palustris</i> | kp |
| <u><i>Leuctra nigra</i></u> | kp | <i>Molophilus serpentiger</i> | rp | <i>Satchelliella mutua</i> | kp |
| <i>Nemurella pictetii</i> | kp | <i>Molophilus bifidus</i> | rp | <i>Pericoma trifasciata</i> | kp |
| <i>Amphinemutra standfussi</i> | kp | <i>Rhypholophus haemorrhoidalis</i> | rp | <i>Telmatoscopus brittteni</i> | kp |
| <u><i>Leuctra hippopus</i></u> | rp | <i>Rhypholophus varius</i> | rp | <i>Paramormia decipens</i> | kp |
| <i>Leuctra fusca</i> | rp | <i>Pilaria fuscipennis</i> | lp | <i>Satchelliella canescens</i> | rp |
| <i>Nemoura flexuosa</i> | rp | <i>Dicranomyia lucida</i> | lp | <i>Psychoda gemina</i> | rp |
| <i>Nemoura dubitans</i> | lp | <u><i>Paradelphomyia senilis</i></u> | lp | <i>Pericoma bandula</i> | rp |
| <u><i>Nemoura cinerea</i></u> | e | <i>Erioptera lutea</i> | e | <i>Psychoda trinodulosa</i> | e |
| Coleoptera | | <i>Lipsothrix errans</i> | u | <i>Psychoda cinerea</i> | u |
| <i>Elodes marginata</i> | rp | <i>Lipsothrix remota</i> | u | <i>Psychoda albipennis</i> | u |
| <i>Coelostoma orbiculare</i> | u | <i>Neolimnomyia separata</i> | u | Dixidae | |
| Trichoptera | | <i>Limonia phragmitides</i> | u | <u><i>Dixa maculata</i></u> | kp |
| <u><i>Cruneocia irrorata</i></u> | kb | <i>Limonia trivittata</i> | u | <i>Dixa submaculata</i> | kp |
| <i>Beraea maurus</i> | kb | Pediciidae | | Thaumaleidae | |
| <i>Sericostoma personatum</i> | kp | <i>Dicranota subtilis</i> | kp | <i>Thaumalea testacea</i> | kp |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | kp | <i>Pedicia straminea</i> | kp | Empididae | |
| <i>Plectrocnemia brevis</i> | kp | Ptychopteridae | | <i>Clinocera wesmaeli</i> | kp |
| <i>Potamophylax nigricornis</i> | kp | <i>Ptychoptera albimana</i> | kp | <i>Chelifera precabunda</i> | kp |
| Limoniidae | | <i>Ptychoptera lacustris</i> | kp | <i>Chelifera astigma</i> | u |
| <i>Ellipteroides lateralis</i> | kb | <i>Ptychoptera paludosa</i> | rp | Syrphidae | |
| <i>Limonia flavipes</i> | kb | Psychodidae | | <i>Sphegina elegans</i> | u |
| <i>Dicranomyia fusca</i> | rp | <i>Ulomyia fuliginosa</i> | kp | <i>Ferdinandea cuprea</i> | u |
| <i>Eloeoophila maculata</i> | rp | <i>Clytocerus ocellaris</i> | kp | Lonchopteridae | |
| <i>Scleroprocta pentagonalis</i> | rp | <i>Satchelliella pilularia</i> | kp | <u><i>Lonchoptera tristis</i></u> | u |
| <i>Scleroprocta sororcula</i> | rp | <i>Satchelliella trivialis</i> | kp | <i>Lonchoptera lutea</i> | u |

Phänologie des gesamten Untersuchungszeitraums (März`04-Mai`05)

Während des gesamten Untersuchungszeitraums konnten an den drei Quellen relativ synchron verlaufende Phänologien mit drei Schlupfmaxima (Apr.-Jun., Sep./Okt., Apr./Mai) festgestellt werden. Daher werden die Befunde der Einzelquellen im Folgenden zusammengefasst. Im Überlappungszeitraum von März-Mai 2005 wurde eine Abnahme der Individuen um fast 2/3 gegenüber dem Vergleichszeitraum 2004 festgestellt. Gleichzeitig traten in diesem Zeitraum folgende Arten

auf, die zuvor nicht zu finden waren: *Satchelliella canescens* (kp), *Leuctra digitata* (rp), *Nemoura dubitans* (lp), *Psychoda trinodulosa* (e) sowie *Ferdinanda cuprea* (u).

Jahresphänologie (Jan.'05-Dez.'04)

Zur übersichtlicheren Darstellung der Phänologie eines Jahres wurde in Abb. 1 der Januar und Februar des Jahres 2005 vor die Befunde des Jahres 2004 gestellt. Während der üblicherweise in Emergenzuntersuchungen betrachteten Vegetationsperiode von März-November (im Folgenden "Sommeremergenz" genannt) konnten zwei Schlupfmaxima (Apr.-Jun., Sep./Okt.) festgestellt werden, aber auch in den Wintermonaten Januar, Februar und Dezember ("Winteremergenz") schlüpften einige Tiere.

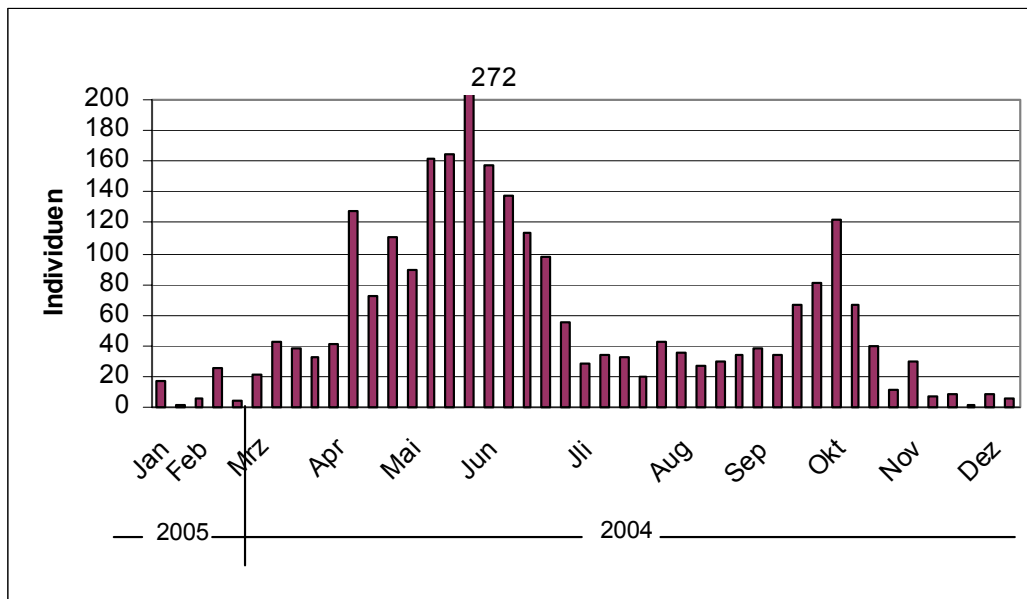


Abb.1: Jahresphänologie der drei untersuchten Quellen (dargestellt von Jan.'05-Dez.'04).

Insgesamt wurden 2597 Individuen gefangen, davon waren lediglich 2,8% (72 Ind.) der Winteremergenz zuzuordnen. Folgende Taxa (Angaben in Klammern: Ind./prozentuale Anteile) wurden hier nachgewiesen: Plecoptera: *Nemurella pictetii* (1/1,4%), *Leuctra nigra* (2/2,8%), Diptera: Pediciidae: *Dicranota subtilis* (1/1,4%), *Dicranota* sp. (2/2,8%), Trichoceridae indet. (1/1,4%), Dixidae: *Dixa maculata* (34/47,2%), Thaumaleidae: *Thaumalea testacea* (2/2,8%), Chironomidae indet. (28/38,9%), Mycetophilidae indet.: (1/1,4%). Die mit Abstand häufigste Art des Winters war somit *D. maculata*. Alle Taxa der Winteremergenz traten auch im Sommer auf. Die auf Artniveau bestimmen Tiere konnten alle den Krenophilen zugeordnet werden, wohingegen unter den bestimmten Arten der Sommeremergenz auch einige Vertreter nicht quellgebundener Taxa vorkamen.

Die häufigsten Taxa in der Sommer- und Winteremergenz waren zudem unterschiedlich, im Sommer war die Fauna deutlich diverser als im Winter (Abb. 2). Auch waren die jeweiligen Anteile der häufigsten Taxa verschieden. Zum Beispiel waren die Chironomidae im Sommer das häufigste Taxon, im Winter hingegen nur das zweithäufigste. Die Dixidae dominierten im Winter, im Sommer machten sie nur 7,7% aus (Abb. 2).

Phänologie ausgewählter Arten

Dixa maculata (Dixidae) zeigte zwei deutliche Schlupfmaxima während der Vegetationsperiode (Mai/Jun., Okt./Nov.) sowie einen schwächeren Peak im Winter (Jan./Feb.) (Abb. 3). Im Vergleich dazu konnte Kohmann (1976) bei Emergenzfängen an benachbarten Quellen nur ein Schlupfmaxi-

mum im April/Juni nachweisen. Im Mittelgebirge haben Fischer et al. (1995) zwei Schlupfmaxima während der Vegetationsperiode (Juni/Juli., Sept./Okt.) und Individuen im Winter (Jan.) feststellen können. Wagner (2006) schreibt zu den Dixidae insgesamt, dass sie meistens bivoltin sind, einige Arten aber bei günstigen Temperaturbedingungen drei Generationen bilden können.

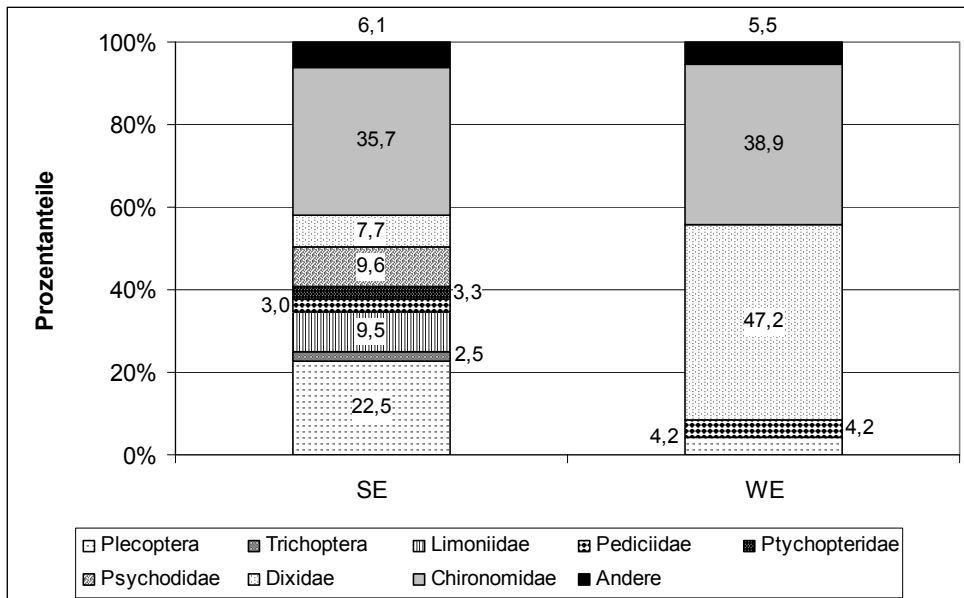


Abb.2: Vergleich der häufigsten Taxa zwischen der Sommer- (SE) und Winteremergenz (WE). Andere (< 2%)

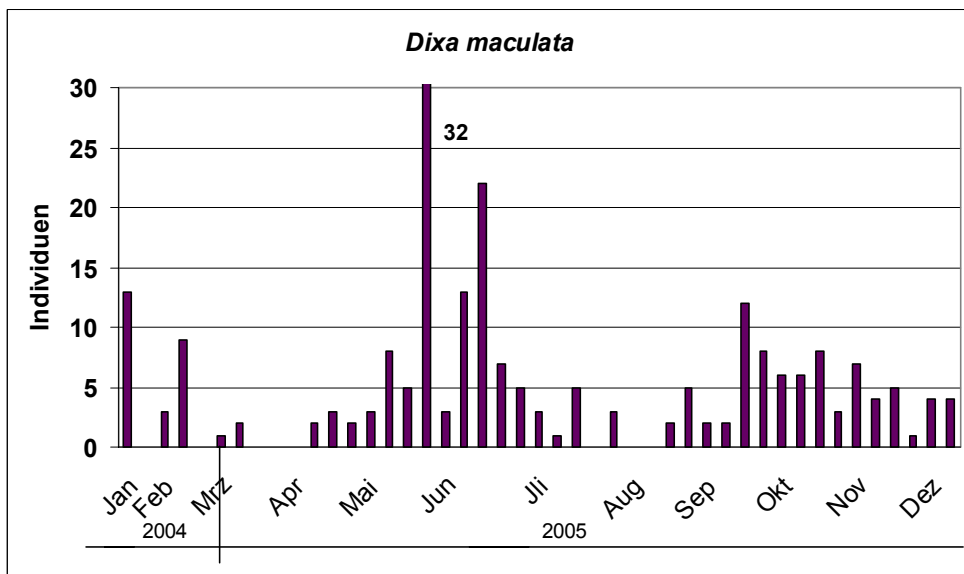


Abb.3: Phänologie von *Dixa maculata* (Jan.'04-Dez.'05)

Nemurella pictetii (Plecoptera) zeigte während der Untersuchungen zwei deutliche Schlupfmaxima im Sommer, ein Individuum schlüpfte zudem im Februar (Abb. 4). Iven (2004) wies für *N. pictetii* an zwei Quellen zweier benachbarter Seen des östlichen Hügellands an einer Quelle einen (Apr./Mai) sowie an einer anderen Quelle zwei Peaks nach (Apr./Mai, Aug./Sep.). Im Mittelgebirge fanden Sternberg-Holfeld (2001) zwei Schlupfmaxima im Sommer (Mai/Jun., Aug./Sep.). Zu diesen Befunden passend berichten Wolf & Zick (1989), dass *N. pictetii* bei günstigen Bedingungen drei Kohorten ausbilden kann.

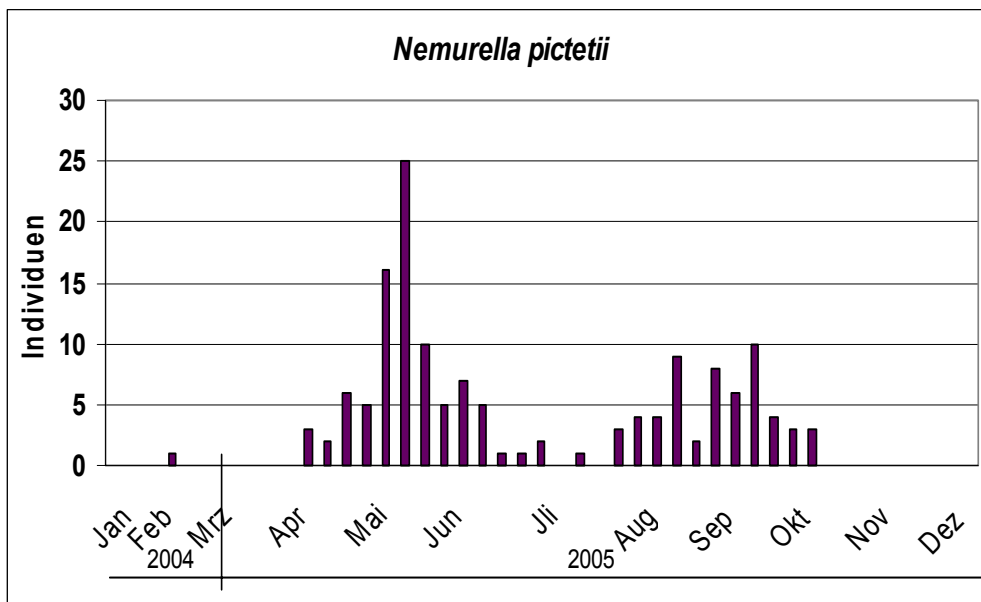


Abb. 4: Phänologie von *Nemurella pictetii* (Jan.'04-Dez.'05)

Zusammenfassung

In geringem Umfang konnte tatsächlich ein Insektenschlupf an Quellen auch im Winter festgestellt werden. Obwohl keine Arten ausschließlich im Winter auftraten, zeigten besonders die phänologischen Befunde, dass bei populationsökologischen Betrachtungen ganzjährige Quellemergenzen interessante und neue Befunde bringen können. Offenbar unterscheidet sich die Phänologie mancher Quellbesiedler nicht nur zwischen weit entfernten Quellen, sondern auch sehr kleinräumig. Leider sind entsprechende Literaturbefunde zur Winteremergenz in Quellen sehr dürftig. Obwohl oftmals äußere Zwänge (z.B. die Dauer von Diplomarbeiten) dazu führen, dass die meisten Emergenzuntersuchungen nur während der Vegetationsperiode durchgeführt werden, zeigen die hier ermittelten Befunde, dass weitere ganzjährige Studien an Tieflandquellen, aber auch an Quellen anderen Regionen wissenschaftlich sehr interessant erscheinen.

Danksagung

Danken möchten wir den folgenden Experten für die Bestimmung einzelner Taxa: R. Suikat, Preetz (Coleoptera), H. Reusch, Suhlendorf (Limoniidae), H. Meyer, Kiel (Empididae) und R. Wagner, Schlitz (Ptychopteridae, Psychodidae, Dixidae, Thaumaleidae, Lonchopteridae) sowie Herrn Wohler, dem Waldbesitzer des Waldes, in dem die Quellen liegen.

Literatur

- Fischer, J., Schnabel, S., Wagner, R. (1995): Die Dipterenemergenz naturnaher Waldquellen Im Gladenbacher Bergland (Hessen) (Insecta, Diptera). *Studia dipterologica* 2, Heft 1. S.27-50
- Kohmann, F. (1976): Ein Beitrag zur Ökologie der Fauna ost-holsteinischer Quellgebiete. Diplomarbeit, Universität Kiel. 99S.
- Iven, H. (2004): Faunistisch-ökologische Untersuchung ausgewählter Quellen im ostholsteinischen Hügelland. Diplomarbeit, Universität Kiel. 92S.
- Rückert, M. (2005): Untersuchungen zur Typologie schleswig-holsteinischerer Quellen, sowie zur Quellbindung ausgewählter Tierarten, Diplomarbeit, Universität Kiel, 110 S.
- Schönborn, W. (1992): Fließgewässerlimnologie. Fischer Verlag, Jena.
- Sternberger-Holfeld, A. (2001): Die Ephemeroptera-, Plecoptera-, Trichoptera-Emergenz zweier naturnaher Waldquellen in der Kupperröhön (Hessen). *Lauterbornia* 41. S. 21-30.
- Wagner, R. (2006): Aqutische Diptera (Psychodidae, Dixidae, Empididae: Clinocerinae und Hemerodromiinae) aus Emergenzfallen im Kalkquellmoor „Benninger Ried“ bei Memmingen, Bayern. *Lauterbornia* 57. S.153-162.
- Wittrock, D. (2005): Zur Faunistik und Autökologie ausgewählter Quellorganismen. Diplomarbeit, Universität Kiel, 120 S.

Kaltstenothermie bei Quellorganismen? - Autökologische Untersuchungen an ausgewählten Arten aus dem Tiefland

Wittrock, Dorothea¹; Martin, Peter¹; Rückert, Maren¹; Brendelberger, Heinz²

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Am Botanischen Garten 9, 24118 Kiel

¹ Tierökologie: [dwittrock@zoologie.uni-kiel.de](mailto:d Wittrock@zoologie.uni-kiel.de), pmartin@zoologie.uni-kiel.de, mrueckert@zoologie.uni-kiel.de;

² Abteilung Limnologie: hbrendelberger@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Kaltstenothermie, Quellen, Temperaturpräferenzversuche, Autökologie, Respiration, Benthos

Einleitung

Quellen zeichnen sich vornehmlich durch eine im Jahresverlauf gleich bleibende Wassertemperatur aus, die der Jahresdurchschnittstemperatur der Umgebung entspricht (Schleswig-Holstein 8-10°C). Als Oberflächenaustritt von Grundwasser ist der Lebensraum Quelle in wichtigen Parametern un-mittelbar von diesem beeinflusst (Zollhöfer 1997). Eine Kaltstenothermie wird für viele Quellorga-nismen angenommen, ohne dass dies tatsächlich experimentell belegt wurde (vgl. Fischer 1996). Die Kaltstenothermie sollte sich bei quellpräferenten Organismen (krenobionte und krenophile Arten) in einer Präferenz für kalte Wassertemperaturen äußern. Eine weitere Besonderheit der Quellen ist die geringe Sauerstoffsättigung im Eukrenal, die umgekehrt mit hohen Kohlendioxid-werten einhergeht (Schönborn 2003). Arten, die ausschließlich oder bevorzugt Quellen besiedeln, sollten also nur geringe Respirationsraten aufweisen. Beide Hypothesen wurden in der vorliegenden Untersuchung, die Teil einer Diplomarbeit war (Wittrock 2005), experimentell überprüft.

Material/Methoden

Die ökologische Einstufung der Organismen hinsichtlich ihrer Quellbindung bzw. Präferenz für andere Habitate erfolgte auf einer regionalen Betrachtungsweise (vgl. Thomes 1993, Martin 2004, Rückert 2005, Wittrock 2005). Als krenobionte (kb), krenophile (kp), rheophile (rp) und lithobionte Arten (lb) dienten: Plathelminthes: *Dugesia gonocephala* (kp), Gastropoda: *Bithynia tentaculata* (lb), Isopoda: *Asellus aquaticus* (lb), Hydrachnidia: *Atractides fonticolus* (kb), *Sperchon longissi-mus* (kb), *Hygrobates nigromaculatus* (rp), *Protzia eximia* (rp), *Sperchonopsis verrucosa* (rp), *Limnochares aquatica* (lb), Trichoptera: *Crunoecia irrorata* (kb), *Sericostoma personatum* (kp), Plecoptera: *Nemurella pictetii* (kp), *Leuctra nigra* (kp).

Temperaturversuche

Temperaturorgel

Die meisten Versuche fanden in einer linearen Temperaturorgel in einer Klimakammer statt (Dank an Dr. Gregor Kölsch, Universität Hamburg, der die Anlage zur Verfügung stellte). Die Orgel wurde über eine Metallplatte temperiert, so dass ein Temperaturgradient zwischen 5,5 und 23°C (+/-2,5°C) eingestellt werden konnte. Die Kühlung der Temperaturorgel erfolgte zum einen über die Innenraumtemperatur der Klimakammer (5°C) und zum anderen über ein Eisbad, in dem sich ein EheimClassic-Außenfilter befand (Fa. Eheim, Rockenhausen). Die Erwärmung der Temperaturorgel

auf der anderen Seite der Metallplatte erfolgte über ein in einem Wasserbad (55°C) befindlichen EheimClassic-Außenfilter. Ein definiertes Wasservolumen abgestandenes und temperiertes Leitungswasser (5-6°C bzw. 12-13°C) wurde zu Versuchsbeginn abgemessen und in die an beiden Seiten verschlossene Kunststoffrinne überführt. Anschließend wurde ein Tier mittig in die Temperaturorgel eingesetzt, bevor sich ein Temperaturgradient aufbauen konnte. Über den Zeitraum von ca. einer Stunde stellte sich anschließend ein Temperaturgradient ein. Über eine Stunde hinweg wurde nach dieser Vorlaufzeit alle 15 min. die Temperatur, in der sich das Tier aufhielt, mit einem Quecksilberthermometer (Genauigkeit: 1°C) gemessen. Insgesamt wurde in dieser Art und Weise für 10 Tiere von 13 Arten (vgl. Abb. 1) die Aufenthaltstemperatur ermittelt.

Driftrinnen

In Driftversuchen sollte exemplarisch überprüft werden, ob Temperaturerhöhung einen Einfluss auf das Driftverhalten verschiedener Steinfliegenarten hat. In diesem Falle würde es sich um eine „Katastrophendrift“ (sensu Müller 1954) handeln, bei der die Insektenlarven mit Hilfe der Drift aus Bereichen mit ungünstigen Lebensbedingungen „fliehen“. Als Versuchsorganismen dienten die als krenophil eingestuften Arten *Nemurella pictetii* und *Leuctra nigra*. In den Rinnen wurde mit Hilfe eines Wasserkreislaufes und eines EheimClassic-Außenfilters eine Strömung erzeugt, die den Bedingungen im Freiland vergleichbar war (Labor: $V = 0,05\text{m/s}$, Freiland: $V = 0,01\text{-}0,05\text{m/s}$). Die Temperaturregulation erfolgte dadurch, dass die Rinnen in einer temperierbaren Klimakammer aufgestellt wurden. In der Kammer stand ein Aquarium (20l Inhalt), das mit den beiden Fließrinnen (Länge: 1m, Breite: 4cm, Höhe: 7cm) zu einem Kreislauf verbunden war, so dass die beiden parallel verwendeten Gerinne wiederum in das Aquarium entwässerten. Das Aquarium war mit abgestandener Leitungswasser gefüllt, und die Rinnen mit Steinen, Sand und Detritus als Substrat versehen. Am Ende jeder Rinne hing ein Auffanggefäß, mit dem verdriftete Tiere aufgefangen wurden. Nur Tiere, die sich nach Versuche in diesen Gefäßen befanden, wurden als „verdriftet“ gewertet. Pro Rinne wurde jeweils ein Tier eingesetzt (10 Replikate pro Temperatur). Das Driftverhalten wurde nach 24 Stunden bei 6,5°C, 9°C, 16°C und 20°C ermittelt.

Respirationsversuche

Respirationsmessungen erfolgten mit Hilfe eines Respirometers (vgl. Speth 1997). Es handelt sich dabei um einen Plexiglasblock mit vier Tierkammern, einem Zu- und einem Abfluss sowie einem WTW Durchflusszusatz D 301 für eine Sauerstoffsonde des Typs WTW Oxi 330 (Fa. WTW, Weilheim). Das Respirometervolumen bei eingesetztem O₂-Sensor betrug 255-256ml. Durch eine Tauchpumpe (Micra: 400l/h, Fa. Sicce, Pozzoleone), die sich in einem nach oben mit Styropor abgedichteten 2,5l Kunststoffaquarium mit abgestandener Leitungswasser befand, wurde ein geschlossener Wasserkreislauf erzeugt. Der Boden der Kammern war mit V2a Gaze (Maschenweite: 0,5mm) ausgelegt, die auch die Kammern untereinander und zu dem übrigen Respirometervolumen abgrenzte. Das Einsetzen der Tiere erfolgte durch Bohrungen, die mit Kunststoffverschlussstopfen luftblasenfrei verschlossen wurden.

Zu Versuchsbeginn wurde zunächst die Sauerstoffsättigung und Sauerstoffkonzentration des Ausgangswassers mit einer Sauerstoffhandsonde bestimmt. Im Anschluss wurden die Tiere für eine Stunde Eingewöhnungszeit in die Kammern eingesetzt. Danach folgte alle 15 Minuten über die Dauer einer Stunde die Messung der Sauerstoffkonzentration und der -sättigung.

Ergebnisse/Diskussion

Temperaturversuche

Temperaturorgel

In der benutzten Versuchsanordnung zeigte keine der drei als krenobiont eingestuften Arten eine klare Präferenz für niedrige Wassertemperaturen (Abb. 1), eine generelle Kaltstenothermie kann zumindest für diese Arten somit weitgehend ausgeschlossen werden. Einzig bei der Trichoptere *Crunoecia irrorata* ist dies möglicherweise aufgrund ihrer Mikrohabitatpräferenz erklärbar, da diese Art nur in der hygropetrischen Zone (Spritzwasserzone) vorkommt (Laukötter 1993). Dieser Lebensraum ist geprägt durch einen dünnen Wasserfilm, der die Quellvegetation oder andere Substrate überzieht (Thienemann 1910), und es ist zu vermuten, dass es an sonnenexponierten Standorten im Sommer zu erhöhten Temperaturen (und auch -schwankungen) kommen kann. Für die beiden krenobionten Milbenarten *Atractides fonticolus* und *Sperchon longissimus*, die beide Temperaturen oberhalb der Quelltemperaturen präferierten, scheint nach den hiesigen Befunden klar, dass es sich bei diesen Arten nicht um klassische Kaltstenotherme handelt. Für sie kann vermutet werden, dass sie z.B. wegen der guten Ernährungssituation und/oder aufgrund besonders vieler geeigneter Wirte ausschließlich in Quellen vorkommen. Chironomiden, die Hauptnahrungsgruppe der Adulti und Nymphen dieser Wassermilben und zugleich die Wirtsgruppe der Milbenlarven (vgl. Martin 2005, Martin & Stur 2006), kommen ganzjährig und häufig in den Herkunftsgewässern der Milben vor (Wittrock 2005, Rückert et al. 2006).

Die krenophilen Arten zeigten in unterschiedlichem Ausmaß eine Präferenz für niedrige Wassertemperaturen, die teilweise sogar unter den Quellwassertemperaturen lagen (Abb. 1). *Nemurella pictetii* bevorzugte von allen untersuchten Organismen die niedrigste Temperatur (7°C), *Leuctra nigra* die höchste (11°C). Bei *N. pictetii* und *L. nigra* weist ihr Vorkommen in anderen Regionen auch außerhalb von Quellen (z.B. Illies 1978, Elliot 1987, Pfuhl 1994) darauf hin, dass diese Arten nicht als kaltstenotherm angesehen werden können. Vielleicht zeigen diese Arten aufgrund eines günstigen Nahrungsangebotes und/oder einer geringen interspezifischen Konkurrenz im Tiefland eine Vorliebe für Quellen. *Sericostoma personatum* ist eine typische Trichoptere oberer Bachabschnitte (Higler 1975), und ihre hier ermittelte Vorzugstemperatur weist darauf hin, dass sie kälteliebend ist. Bei längszonalen Betrachtungen wird die Art oftmals von *S. schneideri* abgelöst (Neu 2003). Es kann somit vermutet werden, dass *S. personatum* Quellen als konkurrenzarmes Refugium besiedeln. Im Tiefland findet man nicht die klassische Längszonierung der Strudelwürmer quellabwärts von *Crenobia alpina* über *Polycelis felina* bis hin zu *Dugesia gonocephala* (Illies 1961, Flössner 1962). In Schleswig-Holstein sind die beiden ersten Arten sehr selten (vgl. Thienemann 1949) und *D. gonocephala* kommt in den meisten Quellen als einzige Plathelminthenart vor. Ihr dortiges Vorkommen außerhalb von Quellen nur in sommerkalten Bachoberläufen passt gut zur hier ermittelten Präferenz für kühles Wasser.

Die rheophilen Arten bevorzugten ebenfalls kühlere Temperaturen, die teilweise deutlich unter denen in ihren sommerwarmen Herkunftsbächen lagen (Abb. 1). In der Literatur werden alle drei Arten eher als eurytherm eingestuft, treten teilweise aber durchaus auch in sommerkühlen Gewässern auf (Schwoerbel 1959, Viets 1978, Martin 1996).

Die Stillwasserarten verhielten sich am ehesten den Erwartungen entsprechend, alle zeigten eine Präferenz zu warmen Wassertemperaturen (Abb. 1). Die drei Arten gelten als eurytherm (Gruner 1965/66, Viets 1978, Glöer & Meier-Brock 2003). Die in den Versuchen verwendeten Tiere wurden ausschließlich im Sommer gesammelt und bei höheren Temperaturen gehältert, so dass eine Adap-

tation an wärmere Temperaturen und eine daraus resultierende festgestellte Präferenz für höhere Temperaturen nicht ausgeschlossen werden kann.

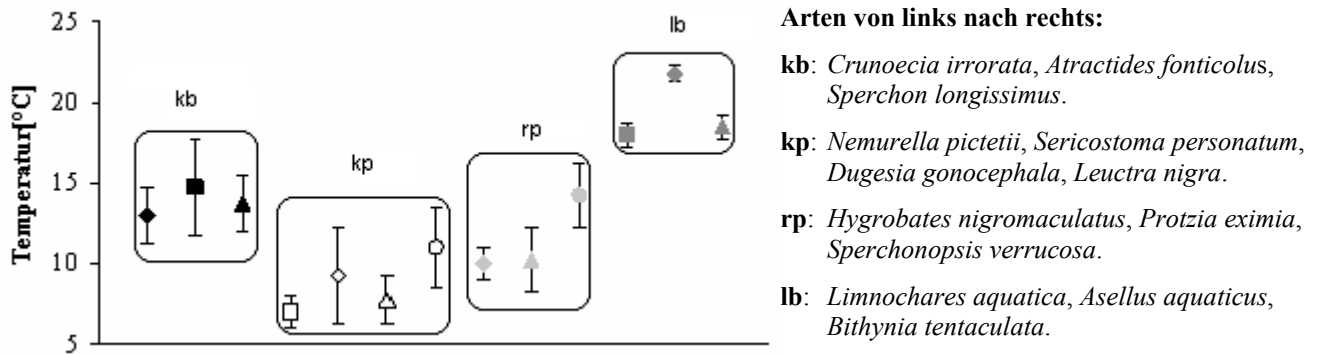


Abb. 1) Temperaturpräferenz von Krenobionten, Krenophilen, Rheophilen und Stillwasserarten in einer linearen Temperaturorgel. Angegeben: Median und Medianabweichung nach 60Min Versuchszeit, n= 10 Individuen/Art.

Driftversuche

Diese Versuche mit zwei krenophilen Steinfliegen wurden zur Ergänzung der oben beschriebenen Experimente in der Temperaturorgel durchgeführt. *Nemurella pictetii* zeigte auch in diesem Versuch eine Präferenz zu niedrigen Temperaturen, d.h. bei einer Wassertemperatur von 9°C driftete sie am wenigsten (10%) und bei 6,5°C (30%) weniger als bei 16°C (50%) oder gar 20°C (70%). Die Ergebnisse entsprechen somit weitgehend der Erwartung, dass diese krenophile Art sich ungünstigen, d.h. höheren Temperaturen durch eine aktive Drift entzieht. Dies deckt sich auch gut mit den Ergebnissen der Temperaturorgel. *Leuctra nigra* hingegen zeigte bei 9°C eine höhere Driftaktivität (70%) als bei 6,5°C (30%), in der Temperaturorgel wurden jedoch 11°C von ihr bevorzugt. Da keine weiteren Temperaturen mit dieser Art getestet wurden, muss eine Interpretation der Befunde hier offen bleiben.

Respirationsversuche

Weder für die Steinfliege *Nemurella pictetii* noch für die Köcherfliege *Sericostoma personatum* konnte eine signifikante Abnahme der Sauerstoffsättigung gemessen werden. Auch nach 2 Stunden Messdauer lagen die Werte immer noch bei weit über 90%. Für *S. personatum* konnte auch Speth (1997) in vergleichbaren Versuchen keine detaillierten Aussagen über deren Sauerstoffverbrauch machen. Auch wenn die hier ermittelten Versuche nur vorläufig sind, scheint die Vermutung, dass quellgebundene Arten durch geringe Respirationsraten an die besonderen Bedingungen ihres Lebensraumes angepasst sind, zuzutreffen.

Resümee

Die vorliegende Untersuchung bestätigt für mehrere krenobionte Arten die von Fischer (1996) geäußerte Vermutung, dass in den seltensten Fällen die Kaltstenothermie als Erklärung für die Stenotopie der Quellbewohner herangezogen werden kann. Neben der Untersuchung der Temperaturpräferenz bei weiteren Arten sollten andere Erklärungsmöglichkeiten (Konkurrenzarmut in Quellen, günstige Nahrungsbedingungen u.a.) untersucht werden. Die Tatsache, dass rheophile und in noch stärkerem Maße krenophile Arten stärkere Präferenzen für niedrige Wassertemperaturen zeigten als die Krenobionten, gibt einen Hinweis darauf, dass für diese Tiere die Wassertemperatur

möglicherweise für die Orientierung im System neben der positive Rheotaxis eine wichtige Rolle spielt.

Weitere Untersuchungen zum Sauerstoffbedarf der Quellsbewohner sowie zur Mikrovariation der Parameter Sauerstoffgehalt und Temperatur in den Quellhabitaten lassen weitere interessante Befunde zur ökologischen Anpassung der Quelltiere erwarten.

Literatur

- Elliott, J. M. (1987). Temperature-induced changes in life-cycle of *Leuctra nigra* (Plecoptera: Leuctridae) from a Lake District stream. *Freshwater biology* 18, 177-184.
- Fischer, J. (1996). Kaltstenothermie als einziger Schlüssel zum Verständnis der Krenobionten? *Crunoecia* 5, 91-96.
- Flössner, D. (1962). Zur Ökologie der Bergbachtrikladen im Erzgebirge. *Limnologica* 1, 35-44.
- Glöer, P. & Meier-Brook, C. (2003). Süßwassermollusken. DJBfN, Hamburg, 134 S.
- Gruner, H.-E. (1965/66). Isopoda. 94-104. In: Dahl, F. & Schumann, H. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. T. 51. Krebstiere oder Crustacea und 53. Fischer. Jena.
- Higler, L. W. G. (1975). Reaction of some caddis larvae (Trichoptera) to different types of substrate in an experimental stream. *Freshwater biology* 5, 151-158.
- Illies, J. (1961). Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46, 205-213.
- Illies, J. (1978). *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer. Stuttgart, 532 S.
- Laukötter, G. (1993). *Crunoecia irrorata* Portrait einer Köcherfliege der Quellen. *Crunoecia* 2, 85-88.
- Martin, P. (1996). Faunistisch-ökologische Benthosstudien an den Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) zweier Bäche des Norddeutschen Tieflandes (Ostholsteinisches Hügelland, Schleswig-Holstein). *Faun.-Ökol. Mitt.* 7, 153-167.
- Martin, P. (2004). Quellen: ein Überblick über einen besonderen Lebensraum unter besonderer Berücksichtigung der Quellen des Norddeutschen Tieflandes. Literaturstudie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 136pp.
- Martin, P. (2005). Water mites (Hydrachnidia, Acari) as predators in lotic environments. In: G. Weigmann, G. Alberti, A. Wohltmann & S. Ragusa (eds), *Acarine Biodiversity in the Natural and Human Sphere*. *Phytophaga* (Palermo) 14 (2004), 307-321.
- Martin, P. & Stur, E. (2006). Parasite-host associations and life-cycles of spring-living water mites (Hydrachnidia, Acari) from Luxembourg. *Hydrobiologia* 573, 17-37.
- Müller, K. (1954). Die Drift in fließenden Gewässern. *Arch. Hydrobiol.* 49, 539-545.
- Neu, P. J. (2003). Beitrag zur Unterscheidung der Larven von *Sericostoma personatum* und *Sericostoma schneideri*. [www.trichoptera-rp.de/bestimmung/Sericostoma_schneideri_persona/body_sericostoma_schneideri_persona.html]
- Pfuhl, D. (1994). Autökologische Untersuchungen an *Cordulegaster boltoni* (DONOVAN, 1807) (Insecta, Odonata). Diplomarbeit, Göttingen, 114 S.
- Rückert, M. (2005). Untersuchungen zur Typologie schleswig-holsteinischer Quellen, sowie zur Quellbindung ausgewählter Tierarten. Diplomarbeit, CAU Kiel, 110 S.
- Rückert, M., Martin, P. & Wittrock, D. (2006). Ganzjährige Emergenzuntersuchungen an drei ausgewählten Quellen in Schleswig-Holstein. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2006 (Dresden)*, Werder 2007.
- Schönborn, W. (2003). *Lehrbuch der Limnologie*. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 588 S.
- Schwoerbel, J. (1959). Ökologische und tiergeographische Untersuchungen über die Milben (Hydrachnellae, Acari) der Quellen und Bäche des südlichen Schwarzwaldes und seiner Randgebiete. *Archiv für Hydrobiol.* 24, 385-546.
- Speth, S. (1997). Aspekte der Respiration und des Verhaltens limnischer Insekten-Larven (Insecta) bei Sauerstoffmangel. Dissertation CAU Kiel, 108 S.
- Thienemann, A. (1910). *Orhnephila testacea* Macq. Ein Beitrag zur Kenntnis der Fauna hydropetrica. *Ann. Biol. Lacustre* 4, 1-34.
- Thienemann, A. (1949). Veränderungen in der Tricladenfauna der Quellen am Dieksee und Kellersee in Holstein von 1918 bis 1948. *Schr. naturw. Ver. Schleswig-Holstein* 24, 30-38.
- Thomes, A. (1993). Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Quellen. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 172 S.
- Viets, K. O. (1978). Hydracarina, 154-181. In: Illies, J. (1978) *Limnofauna Europaea* Gustav Fischer. Stuttgart, 532 S.
- Wittrock, D. (2005). Zur Faunistik und Autökologie ausgewählter Quellorganismen. Diplomarbeit, CAU Kiel, 120 S.
- Zollhöfer, J. M. (1997). Quellen- die unbekanntten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. *Bristol-Schriftreihe; Bristol-Stiftung Ruth und Herbert Uhl-Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz* 6, 153 S.

AUTÖKOLOGIE UND REAKTIONEN AUF ABIOTISCHE VERÄNDERUNGEN

BURGMER, T., HILLEBRAND, H. & M. PFENNINGER: Effekte globaler Erwärmung auf aquatische Gemeinschaften: Signale des Klimawandels in Zeitreihen

HERING, D., GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER: Autökologische Eigenschaften europäischer Köcherfliegenarten: eine Analyse entlang klimatischer Gradienten

PAUL, R. J., PINKHAUS, O., SCHWERIN, S., HORN, W., PIROW, R. & B. ZEIS: Thermotoleranz von Daphnien im Zusammenhang mit den saisonalen Verläufen der genetischen Populationsstruktur und der Temperatur

SEEBENS, H., STRAILE, D., HOEGG, R., STICH, H.-B. & U. EINSLE: Oligotrophierung und klimatische Variabilität – Populationsdynamik eines calanoiden Copepoden im Bodensee

Effekte globaler Erwärmung auf aquatische Gemeinschaften: Signale des Klimawandels in Zeitreihen

Tanja Burgmer¹, Helmut Hillebrand¹ & Markus Pfenninger²

¹Universität zu Köln, Botanisches Institut, Aquatische Ökologie, Gyrhofstr. 15, 50931 Köln, tanja.burgmer@uni-koeln.de

²J.W Goethe Universität Frankfurt, Abt. Ökologie und Evolution, BioCampus Siesmeyerstrasse, 60054 Frankfurt

Keywords: climate change, diversity, macroinvertebrates, phytoplankton

Einleitung

Steigende Temperaturen im Zusammenhang des Klimawandels beeinflussen Arten auf viele verschiedene Möglichkeiten. Viele Studien untersuchten Klima-induzierte Effekte auf die Phänologie oder Abundanz einzelner Arten, hingegen ist weniger bekannt über Änderungen der Diversität und Zusammensetzung kompletter Gemeinschaften durch Klimafaktoren. Die globale Erwärmung führt nicht nur zu höheren Temperaturen sondern auch zu häufigeren Extremereignissen wie Stürmen, Starkregen oder Dürren und zu höherer klimatischer Variabilität. Dies kann in verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen zu unterschiedlichen Effekten auf die Diversität führen. Erhöhte Temperaturen haben so längerfristig Verschiebungen in den Verbreitungsgebieten einzelner Arten über Breitengrade (Crozier 2004; Hampe & Petit 2005; Morrison et al. 2005) oder in Höhenlagen (Wilson et al. 2005) zur Folge. Eine Beeinflussung der Diversität in kürzeren Zeitskalen und auf kleinerem Raum ist unter anderem auf Grundlage der mittleren Störungshypothese durch erhöhte Variabilität in Klimafaktoren wie z.B. der Temperatur zu erwarten (Descamps-Julien & Gonzalez 2005; Flöder & Burns 2005; Sommer 1985). Wir haben Langzeitdatensätze nach Signalen einer solchen klimaverursachten Änderung der Diversität untersucht.

Material und Methoden

Datensätze

Die Langzeitdatensätze wurden zur Verfügung gestellt von der schwedischen Universität für Agrarwirtschaftliche Wissenschaften (SLU) in Uppsala, Schweden. Sie beinhalten in hoher taxonomischer Auflösung Makroinvertebraten-Abundanzen bzw. Phytoplankton-Biomasse verschiedener Süßwasser-Standorte mit den entsprechenden Wasserchemiedaten wie Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit und verschiedene Nährstoffkomponenten sowie den Gesamtorganischen-Kohlenstoff. Für die Analysen ausgewählt wurden nur Datensätze, die mindestens zehn Jahre umfassen. Dies ergab für das Makrozoobenthos 13 Datensätze der sogenannten Referenzseen (kleine, über gesamt Schweden verteilte Seen), vier Standorte der grossen Seen Mälaren, Vänern und Vättern und fünf Flussdatensätze. Diese wurden konsistent einmal im Jahr beprobt. Für das Phytoplankton, welches während der Wachstumsaison einmal monatlich beprobt wurde, wurden Da-

tensätze von einigen der Referenzseen und eines Standortes des grossen Sees Vänern genutzt. Mit Ausnahme der grossen Seen, die schon ab 1969 beprobt wurden, begannen die Serien Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts bis etwa 2003.

Analysen

Die Analysen erfolgten in drei Schritten mit ansteigender Komplexität und der Anzahl einbezogener Faktoren:

Wenn die Temperatur einen direkten Einfluss auf die Diversität der Gemeinschaften hat, sollten diese sich unähnlicher sein zwischen zwei Jahren mit grösserem Temperaturunterschied als zwischen zwei Jahren mit kleinerem Temperaturunterschied. Mittels normalisierter Mantel-Tests wurde überprüft, ob ein signifikanter Zusammenhang zwischen zwei Similaritätsindices (Jaccard-Index und Bray-Curtis-Index) und dem Temperaturunterschied (ΔT) besteht.

Komplexer integriert der Klimaindex der Nordatlantischen Oscillation (NAOI) (Hurrell 1996) verschiedene Klimafaktoren und zeigt vor allem im Winter eine hohe Übereinstimmung mit Temperatur, Wind und Niederschlag in Nordeuropa. Der NAOI wurde vielfach genutzt um Zusammenhänge zwischen Klima und ökologischen Faktoren zu entdecken (Ottersen et al. 2001). Da in Schweden durch veränderte Abwasser- und Umweltpolitik im Beobachtungszeitraum passiv sowohl die Eutrophierung als auch die Versauerung der Gewässer abnahm, mussten diese beiden Faktoren in den Analysen berücksichtigt werden. Wir führten daher für das Makrozoobenthos multiple Regressionen mit verschiedenen Diversitätsindices (Artenzahl, Shannon-Index, Piloni's Evenness Index), die unterschiedliche Aspekte von Diversität abdecken, als abhängiger Variable und pH-Wert, Gesamt-Phosphat und mehreren NAO-Indices (Winter-Index, aber auch monatliche und saisonale Indices) als unabhängige Variablen durch.

Auch weitere Umwelt-Faktoren können die Makroinvertebraten beeinflussen und ein weiteres Mass für die Erwärmung der Seen ist die Trendtemperatur. Mit Multivariater Statistik haben wir die Makroinvertebratendaten mit Ausnahme der Flussdaten, die zu unterschiedlich in der Probennahme waren, auf die Anteile der erklärten Varianzen durch die Faktoren untersucht. Alle oben angegebenen Wasserchemiedaten wurden als limnologische/Umwelt-Variablen verwendet. Als räumlich/zeitliche Faktoren wurden in die Analysen eingeschlossen der Längen- und der Breitengrad, die Probennametiefe, die Seenoberfläche als Mass für die Grösse des Sees und das Jahr und als klimatische Faktoren der NAO Winter Index, die absolute Temperatur und die Trendtemperatur. Um Kollinearität zu vermeiden, wurden diese Variablen zunächst mit einer Principal Component Analysis (PCA) gruppiert und dann mit einer Canonical Correspondence Analysis (CCA) analysiert. Mit partiellen CCAs konnten die Anteile der Variationen an der Gesamtvarianz ermittelt werden.

Ergebnisse und Diskussion

Ein direkter Zusammenhang zwischen dem Temperaturunterschied und der Ähnlichkeit der Gemeinschaften zwischen zwei Jahren konnte sowohl für die Makroinvertebraten als auch das Phytoplankton nicht gefunden werden. Die Temperatur selbst scheint nicht stark genug zu sein, um die Gemeinschaftsstruktur zu beeinflussen.

Auch für die meisten multiplen Regressionen konnte kein Zusammenhang zwischen dem NAOI und den verschiedenen Aspekten der Diversität festgestellt werden. Das Makrozoobenthos könnte zu heterogen in seiner Zusammensetzung und damit auch in seiner Reaktion sein oder durch längere Lebenszyklen eine zeitliche Verschiebung in der Antwort auf unterschiedliches Klima zeigen. Möglich ist auch, dass der NAOI hier regional nicht gut mit den Klimabedingungen korreliert.

Die Trendtemperatur aller Seen mit einer Ausnahme zeigte einen signifikanten Anstieg von 0,1°C pro Jahr. Die Principal Component Analysis ergab vier sinnvolle Axen. Die erste Axe EnvPCA1 wird erklärt durch Gesamt-Phosphor und Sauerstoff (37.9% der Gesamtvariation), die zweite EnvPCA2 durch pH und Ammonium (16% der Gesamtvariation), die dritte EnvPCA3 durch die Leitfähigkeit (11.9% der Gesamtvariation) und die vierte EnvPCA4 durch den Gesamtorganischen Kohlenstoff (10.1% der Gesamtvariation). Die CCA mit Vorwärts Selektion entfernte den NAO Winter Index, die Temperatur und die Leitfähigkeit als nicht signifikant aus dem Modell (Tabelle 1). Die Probennahmetiefe erklärte 61% der Varianzen, die CCA-Axe 1 zeigt einen Gradienten mit Arten aus grossen Tiefen der grossen Seen zu Arten aus niedrigen Tiefen der Referenzseen. Desweiteren sind signifikant EnvPCA2 (pH, Ammonium) mit 16 %, der Längengrad mit 13 %, EnvPCA4 (TOC) mit 11% und EnvPCA1 (Gesamt-Phosphor, Sauerstoff) mit 6 %. Als einzige Klimavariablen erklärt die Trendtemperatur immerhin auch 6 % der umweltstrukturierten Artvarianz. Der Anteil an der Gesamtvarianz dieser einzigen klimatischen Variable beträgt 1,7 %, der grösste Anteil (28,8 %) wird durch die Umweltvariation erklärt und 3,4% durch die räumliche Variation (Tabelle 2).

Tab. 1: Ergebnisse der CCA: Korrelationen zwischen den ersten drei kanonischen Axen und den Umweltdaten (n.s. = nicht signifikant)

| Umweltvariable | Konditionale p Effekte | |
|--------------------------------|------------------------|--------|
| NAOw | 0,01 | n.s. |
| Wassertemp. | 0,01 | n.s. |
| Jahr | 0,04 | <0,001 |
| Trendtemp. | 0,06 | <0,001 |
| EnvPCA3 (Leitfähigkeit) | 0,02 | n.s. |
| Breitengrad | 0,09 | <0,001 |
| EnvPCA4 (TOC) | 0,11 | <0,001 |
| Längengrad | 0,13 | <0,001 |
| EnvPCA1 (Gesamt-P, Sauerstoff) | 0,06 | <0,001 |
| EnvPCA2 (pH, Ammonium) | 0,160,04 | <0,001 |
| Oberfläche | 0,61 | <0,001 |
| Probennahmetiefe | | <0,001 |

Tab. 2: Anteil der Gesamtvariation, die durch Umwelt-, räumlich, zeitlich oder klimatisch strukturierte Variation erklärt wird

| Art der Variation | % | p |
|-----------------------|------|--------|
| Gesamtvariation | 100 | |
| Umweltvariation | 28,8 | <0,001 |
| Räumliche Variation | 3,4 | <0,001 |
| Zeitliche Variation | 0,3 | 0,109 |
| Klimatische Variation | 1,7 | <0,001 |
| Unerklärt | 71,2 | |

Mit hohen oder tiefen Temperaturen waren sehr unterschiedliche taxonomische Gruppen assoziiert. Mit hohen Trendtemperaturen korreliert und somit möglicherweise in der Ausbreitung waren *Saduria entomon* / Malacostraca, *Nemoura avicularis* / Plecoptera, *Coenagrion sp.* / Zygoptera, Libellulidae indet. / Anisoptera, *Glaenocorisa propinqua* / Heteroptera, *Sialis lutaria gr* / Megaloptera, *Paramerina sp.* / Diptera, *Monodiamesa sp.* / Diptera and *Heterotrissocladius marcidus* / Diptera. Mit niedrigen Temperaturen hingegen korreliert und somit in der Gefahr der Einschränkung der Verbreitung oder des Verschwindens waren *Valvata piscinalis* / Gastropoda, *Cloeon dipterum sp.* / Ephemeroptera, *Gyrinus sp.* / Coleoptera, Limnephilidae indet. / Trichoptera, *Zalutschia zalutschicola* / Diptera and *Chironomus reductus*-typ / Diptera. Es gibt also keinen generellen Effekt der globalen Erwärmung, die Antwort ist sehr Art-abhängig.

Zusammenfassung

Wir konnten keine direkten Zusammenhänge zwischen der Diversität und der Temperatur oder grossskaligen Klimaindices feststellen. Dennoch haben wir signifikante Änderungen in der Artzusammensetzung bei Makroinvertebratengemeinschaften mit der Trendtemperatur gefunden. Auch wenn diese nur schwach und möglicherweise von anderen Effekten überlagert waren, sind sie wichtig, wenn man bedenkt, dass wir nur kurze Zeiträume (ein bis zwei Jahrzehnte) mit moderater Erwärmung (1,5°C) betrachtet haben.

Danksagung

Unser spezieller Dank gilt der SLU und dem schwedischen Umweltamt für die Erhebung und Bereitstellung der Daten. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit im Rahmen des Prioritätsprogrammes 1162 AQUASHIFT der DFG.

Literatur

Crozier L (2004) Warmer winters drive butterfly range expansion by increasing survivorship. Ecology 85:231-241

- Descamps-Julien B, Gonzalez A (2005) Stable coexistence in a fluctuating environment: an experimental demonstration. *Ecology* 86:2815-2824
- Flöder S, Burns CW (2005) The influence of fluctuating light on diversity and species number of nutrient-limited phytoplankton. *Journal of Phycology* 41:950-956
- Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467
- Hurrell JW (1996) Influence of variations in extratropical wintertime teleconnections on Northern Hemisphere temperature. *Geophysical Research Letters* 23:665-668
- Morrison LW, Korzukhin MD, Porter SD (2005) Predicted range expansion of the invasive fire ant, *Solenopsis invicta*, in the eastern United States based on the VEMAP global warming scenario. *Diversity and Distributions* 11:199-204
- Ottersen G, Planque B, Belgrano A, Post E, Reid PC, Stenseth NC (2001) Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia* 128:1-14
- Sommer U (1985) Comparison between steady state and non-steady state competition: Experiments with natural phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 30:335-346
- Wilson RJ, Gutiérrez D, Gutiérrez J, Martínez D, Agudo R, Montserrat VJ (2005) Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters* 8:1138-1146

Autökologische Eigenschaften europäischer Köcherfliegenarten: eine Analyse entlang klimatischer Gradienten

Daniel Hering¹, Wolfram Graf² & Astrid Schmidt-Kloiber²

¹ Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, 45117 Essen, daniel.hering@uni-due.de

² Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser - Atmosphäre - Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Max Emanuel-Strasse 17, 1180 Wien, Österreich, wolfram.graf@boku.ac.at, astrid.schmidt-kloiber@boku.ac.at

Keywords: Trichoptera, Endemismus, Temperaturpräferenz, www.freshwaterecology.info

Einleitung

Die Auswirkungen des Klimawandels auf Verbreitungsmuster und Biodiversität aquatischer wirbelloser Tierarten lassen sich nur schwer prognostizieren. Veränderte klimatische Bedingungen können sich potenziell über eine Vielzahl von Wirkungsketten auf einzelne Arten auswirken: höhere Wassertemperaturen beeinflussen beispielsweise den Zeitpunkt der Emergenz und den Sauerstoffgehalt, veränderte hydrologische Bedingungen können zum Verschwinden oder zur Schaffung von Mikrohabitaten in Fließgewässern führen, Trophie, Saprobie und der Grad der Versauerung können sich ändern und toxische Stoffe remobilisiert werden. Ferner sind Veränderungen der terrestrischen Vegetation im Einzugsgebiet und damit der Nahrungsressourcen nicht auszuschließen. Um die Auswirkungen veränderter Umweltbedingungen auf Tierarten abzuschätzen, sind Kenntnisse zur Autökologie der Arten erforderlich, etwa zu den bevorzugten Mikrohabitaten, zur Temperaturtoleranz und zu ihrer Reaktion auf Belastungen.

In der hier vorgestellten Studie wurden die verfügbaren autökologischen Daten zu den in Europa vorkommenden Köcherfliegen-Arten (Insecta: Trichoptera) zusammengestellt und eine erste Auswertung zu den potenziellen Folgen des Klimawandels auf Vorkommen und Verbreitungsmuster vorgenommen. Die Auswertung beruht auf folgenden Hypothesen:

- Arten mit kleinem Verbreitungsgebiet (Endemiten) werden durch den Klimawandel stärker betroffen sein als weit verbreitete Arten, da sie eine engere ökologische Amplitude besitzen und nicht so ausbreitungsfähig sind.
- Potamal-Besiedler werden bei einer generellen Erwärmung der Gewässer in der Lage sein, in weiter oberhalb liegende Flussabschnitte auszuweichen – Krenal-Besiedler montaner Bereiche besitzen diese Möglichkeit nicht und sind daher durch den Klimawandel in besonderem Maße betroffen.
- Arten mit schmalen Nischen, z.B. einer spezialisierten Ernährung, sind bei einer grundlegenden Änderung der Bedingungen stärker gefährdet als Arten mit weiten Nischen.
- Kalt-stenotherme Arten sind durch den Klimawandel stärker gefährdet als eurytherme Arten.

Die zu Grunde liegende Fragestellung lautet: In welchen Regionen Europas ist ein besonders hoher Anteil der vorkommenden Köcherfliegenarten durch den Klimawandel gefährdet?

Material und Methoden

Mehr als 1.400 Literaturstellen zur Autökologie und Verbreitung europäischer Köcherfliegenarten wurden ausgewertet. Daten zu insgesamt 50 Parametern zur Autökologie und Verbreitung wurden aus der Literatur extrahiert, codiert und in einer Datenbank zusammengefasst (Graf et al. 2006). Zur Codierung wurde überwiegend ein 10-Punkte-System (modifiziert nach Zelinka & Marvan 1961) verwendet; die Verbreitungsangaben beziehen sich auf die Ökoregionen nach Illies (1978). Die Datenbank ist auf www.freshwaterecology.info (Euro-Limpacs consortium 2006) einsehbar.

Von den 1.165 Köcherfliegen-Arten und -Unterarten, die in Europa vorkommen, existieren zu folgenden Parametern besonders umfassende Angaben:

- Verbreitung 77%
- Strömungspräferenz 83%
- Mikrohabitat-Präferenz 61%
- Präferenz für Gewässerzonen 57%
- Höhenpräferenz 49%

Basierend auf den in der Einleitung ausgeführten Hypothesen wurde für jede europäische Ökoregion berechnet, welcher Anteil der vorkommenden Köcherfliegen-Arten...

- ... nur in einer Ökoregion vorkommt (diese Arten werden im Folgenden als „Endemiten“ bezeichnet);
- ... auf das Krenal als Lebensraum spezialisiert ist (der Anteil) (9 oder 10 Punkte der Präferenz für Gewässerzonen entfallen auf das Krenal);
- ... eine sehr enge Nische in Bezug auf ihre Ernährung besitzt (9 oder 10 Punkte der Ernährungspräferenzen entfallen auf eine Ernährungsform);
- ... kalt stenotherm ist.

Ergebnisse

Die Anzahl endemischer Köcherfliegen-Arten und -Unterarten ist in den Ökoregionen 1 (Iberische Halbinsel; 141 endemische Taxa) und 3 (Italien; 115 Taxa) besonders hoch. Es folgen die Ökoregionen 6 (Westlicher Hellenischer Balkan; 72 Taxa), 4 (Alpen; 50 Taxa) und 10 (Karpaten; 48 Taxa).

In der Ökoregion 3 (Italien) sind 16,4% der Köcherfliegen-Arten und -Unterarten, zu denen entsprechende Daten vorliegen, als Spezialisten für das Krenal eingestuft. Ähnlich hohe Anteile erreichen die Ökoregionen 4 (Alpen; 14,9%), 5 (Westlicher Dinarischer Balkan; 12,1%) und 6 (Westlicher Hellenischer Balkan; 12,0%).

Der Anteil von Spezialisten für eine Ernährungsform ist in der Ökoregion 3 (Italien) mit 39,1% der eingestuften Arten und -Unterarten ebenfalls besonders hoch, gefolgt von Ökoregion 1 (Iberische Halbinsel; 37,0%), Ökoregion 2 (Pyrenäen; 31,2%) und Ökoregion 5 (Westlicher Dinarischer Balkan; 29,7%).

Zur Temperaturpräferenz von Köcherfliegenarten gibt es nur wenige Daten, sodass die Angabe des relativen Anteils kalt-stenothermer Arten nicht sinnvoll erscheint. Die höchste absolute Zahl kalt-stenothermer Arten und Unterarten wird in der Ökoregion 2 (Pyrenäen) erreicht, gefolgt von den Ökoregionen 4 (Alpen; 20 Taxa) und 8 (Westliche Mittelgebirge; 19 Taxa).

Werden die Taxa, für die zumindest eines der vorgenannten Kriterien zutrifft, aufsummiert, so ergibt sich folgendes Bild: Der höchste Anteil von Arten und Unterarten, die durch den Klimawandel potenziell gefährdet sind, findet sich in der Ökoregion 1 (Iberische Halbinsel; 51,7%), gefolgt von den Ökoregionen 3 (Italien; 42,3%), 6 (Westlicher Hellenischer Balkan; 34,3%), 10 (Karpaten; 34,0%), 4 (Alpen; 27,8%) und 2 (Pyrenäen; 26,6%). In fast allen nordosteuropäischen Ökoregionen hingegen sind weniger als 10% der vorkommenden Arten durch den Klimawandel bedroht (Abb. 1).

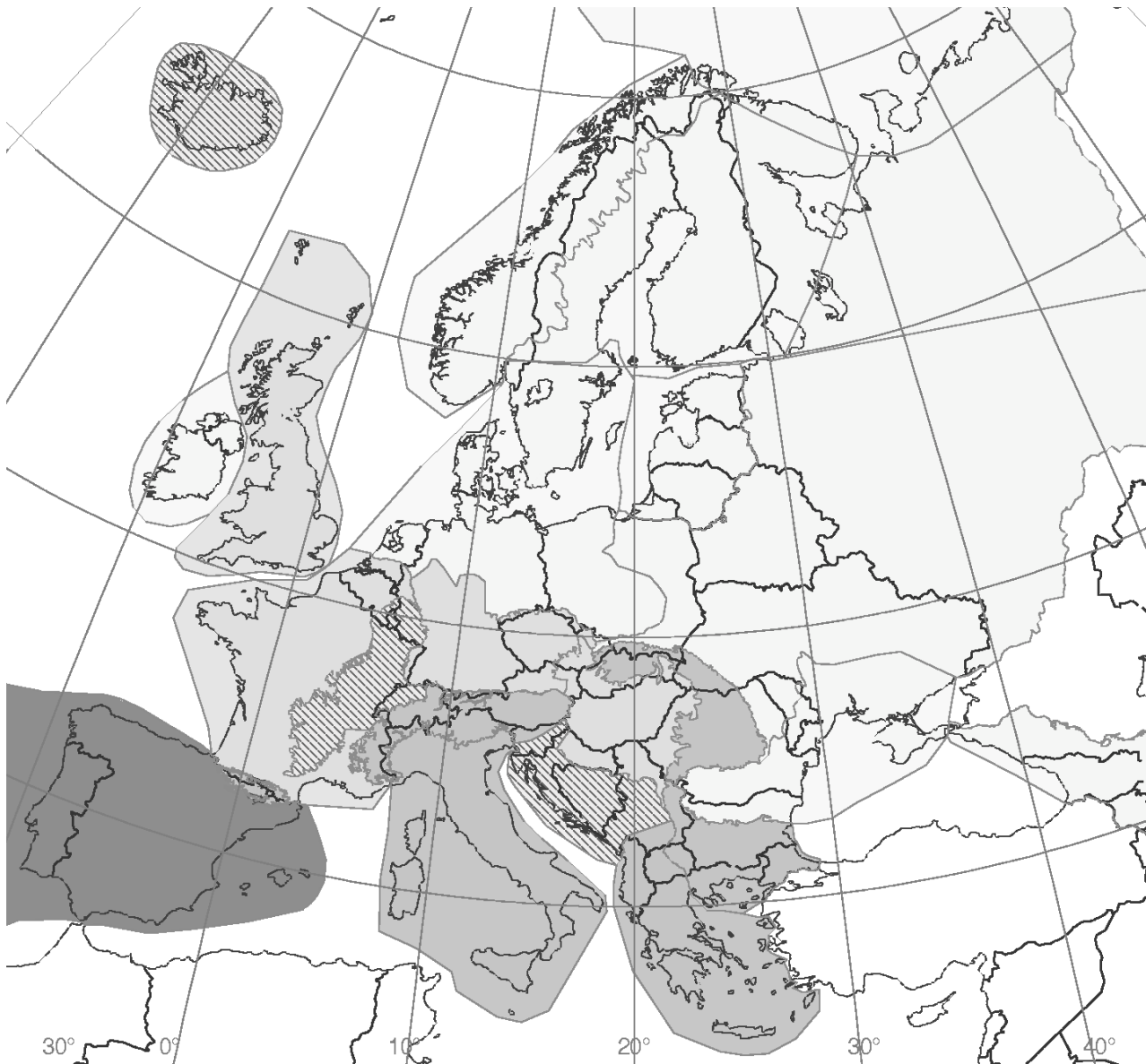


Abb. 1: Anteil von Köcherfliegen-Arten und -Unterarten, die durch den Klimawandel potenziell gefährdet sind, in den europäischen Ökoregionen. Dunkelgrau (z.B. Iberische Halbinsel): Anteil > 50%; grau (z.B. Italien): Anteil > 25%; schräg gestreift: Anteil > 15%; hellgrau (z.B. Großbritannien): Anteil > 10%; hell (z.B. Skandinavien): Anteil ≤ 10%. Karte: © European Environment Agency, Copenhagen, 2004 (www.eea.eu.int).

Diskussion

Den Hypothesen dieser Studie folgend, ist der Anteil von Arten, die durch den Klimawandel potenziell gefährdet sind, in Südeuropa (insbesondere in Südwesteuropa) und in den europäischen Hochgebirgen (Alpen, Pyrenäen, Karpaten) besonders hoch, in Nordeuropa hingegen besonders niedrig.

Die nordeuropäischen Ökoregionen sind überwiegend von Arten mit einer breiten ökologischen Amplitude besiedelt, die sich nach der Eiszeit ausgebreitet haben. Die in Folge der prognostizierten Klimaänderungen geänderten Umweltbedingungen werden oftmals noch im Bereich der ökologischen Valenz dieser Arten liegen oder die Arten werden in der Lage sein, sich in andere Regionen auszubreiten.

Die südeuropäischen Ökoregionen hingegen sind insbesondere durch eine hohe Anzahl von Arten mit kleinem Verbreitungsgebiet charakterisiert (z.B. Entstehungsendemiten). Die kleinen Verbreitungsgebiete, oftmals verbunden mit geringer Ausbreitungsfähigkeit, bedingen eine Gefährdung bei großräumig wirksamen Änderungen wie z.B. dem Klimawandel.

Der hohe Anteil potenziell gefährdeter Arten in den Gebirgen erklärt sich durch die vielen dort vorkommenden kalt stenothermen Krenalarten die bei Änderung der Umweltbedingungen keine adäquaten thermischen Verhältnisse bzw. Ausweichbiotope mehr vorfinden.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde durch die EU im Rahmen des Integrierten Projektes Euro-Limpacs (6. Rahmenprogramm; Vertragsnummer: GOCE-CT-2003–505540) gefördert.

Literatur

- Euro-Limpacs consortium (2006): Freshwaterecology.info - The Taxa and Autecology Database for Freshwater Organisms. Available from www.freshwaterecology.info (version 3.0, 26/11/2006)
- Graf W., Murphy J., Dahl J., Zamora-Muñoz C., López Rodríguez M.J. & Schmidt-Kloiber. A. (2006): Trichoptera. Euro-limpacs project (contract no. GOCE-CT-2003-505540), Workpackage 7 - Indicators of ecosystem health, Task 4.
- Illies J. (ed.) (1978): Limnofauna Europaea. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Zelinka M. & Marvan P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Archiv für Hydrobiologie 57: 389-407.

Thermotoleranz von Daphnien im Zusammenhang mit den saisonalen Verläufen der genetischen Populationsstruktur und der Temperatur

Rüdiger J. Paul¹, Olaf Pinkhaus¹, Susanne Schwerin¹, Wolfgang Horn², Ralph Pirow¹ & Bettina Zeis¹

¹ Institut für Zoophysiologie, WWU Münster, Hindenburgplatz 55, 48143 Münster, paulr@uni-muenster.de, ²Sächsische Akademie der Wissenschaften Leipzig, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainerstr. 14, 09514 Lengefeld

Keywords: Genotypische Variabilität, Plastizität, Sauerstoff, Temperatur, Thermotoleranz

Einleitung

Daphnien zeigen eine klonale Populationsstruktur mit räumlicher und zeitlicher genotypischer Variabilität. Eine mögliche Ursache für diese Variabilität sind saisonale Veränderungen in der Temperatur und Sauerstoffkonzentration des Wassers. Um eine möglichen Rolle dieser abiotischen Faktoren als Triebkräfte für Veränderungen in der genetischen Struktur zu untersuchen, wurden in der Saidenbach-Talsperre (Erzgebirge, Sachsen) im Jahr 2005 die saisonalen Verläufe von Temperatur und Sauerstoffkonzentration sowie die saisonale Veränderung in der genetischen Struktur des dort vorkommenden *Daphnia galeata x hyalina*-Hybridkomplexes untersucht. Schließlich wurden von den mittels Allozymelektrophorese identifizierten Multilocus-Genotypen (MLGs) im Labor Klone generiert, deren physiologische Eigenschaften im Hinblick auf Thermotoleranz, Sauerstofftransport und -bedarf und Kohlenhydratspeicherung analysiert wurden.

Auf Grund neuerer Arbeiten ist bekannt, dass die Thermotoleranz vieler Tiere (Pörtner 2002) einschließlich der von *Daphnia* (Paul et al. 2004; Seidl et al. 2005) in sehr hohem Maße durch die Beziehung zwischen Sauerstoffangebot (Sauerstofftransport) und Sauerstoffbedarf (Energiebedarf) bestimmt wird. Sowohl bei zu kalten als auch bei zu warmen Temperaturen führt ein Mißverhältnis von Sauerstoffbedarf und -angebot zu verminderter physiologischer Leistungsfähigkeit und Fitness. Nur im Temperaturoptimum des Thermotoleranzfensters sorgt der Angleich der Sauerstofftransportleistung an den unterschiedlichen Sauerstoffbedarf, der von der Erhaltung, der Produktion und der Aktivität des Tieres definiert wird, für optimale Leistungsfähigkeit und Fitness. Vor dem Hintergrund dieser engen Kopplung zwischen Thermotoleranz und Sauerstofftransport und -bedarf konnte die Bestimmung der Thermotoleranz der Daphnien durch die Messung von sauerstoffbezogenen, physiologischen Kenngrößen weitgehend im Bereich der natürlichen Temperaturschwankungsbreite erfolgen.

Material und Methoden

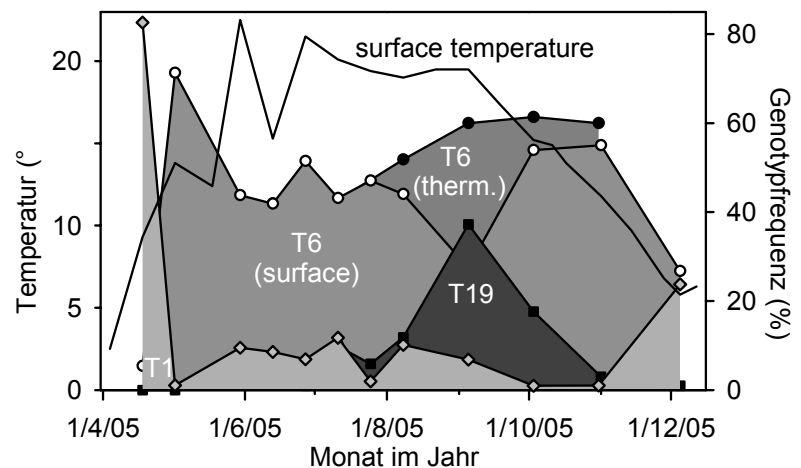
Mit Planktonnetzen unterschiedlicher Maschengröße wurden in der Saidenbach-Talsperre größere Mengen an Daphnien zu regelmäßigen Zeitpunkten im Jahr 2005 gesammelt. Temperatur und Sauerstoffkonzentration des Wassers wurden mit entsprechenden Meßsonden bestimmt. Die genetische Struktur der gefangenen Daphnien wurde mit Hilfe von Allozymelektrophorese von vier Enzymloci (*AAT*, *AO*, *PGI*, *PGM*) bestimmt. Die Klonzucht erfolgte über mehrere Wochen bei drei unter-

schiedlichen Akklimierungstemperaturen (12, 18 und 24 °C) unter kontrollierten Futterbedingungen (*Chlamydomonas reinhardtii*: > 1 mg C L⁻¹). Die atrophysiologischen Kenngrößen (Ventilations- und Herzfrequenz, NADH-Fluoreszenz) wurden mit Hilfe eines optophysologischen Multi-Meßplatzes bestimmt (u.a. Pirow et al. 2001; Seidl et al. 2005). Die Glycogen- und Glucosekonzentration wurde enzymatisch und die Hämoglobinkonzentration spektrophotometrisch bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

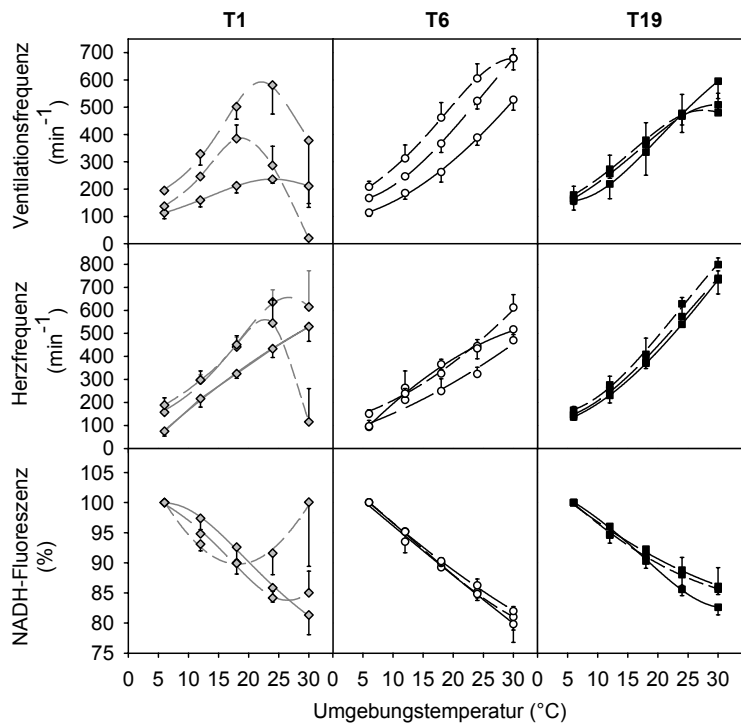
Von April bis Dezember 2005 wurden in der Saidenbach-Talsperre in zwei- bis vierwöchigen Abständen u.a. Vertikalprofile für Temperatur und Sauerstoffkonzentration sowie die genetische Struktur des *D. galeata x hyalina*-Hybridkomplexes im Bereich des Oberflächenwassers (0–5 m) und der Thermocline (7–22 m) bestimmt. Insgesamt wurden 47 unterschiedliche Multilocus-Genotypen (MLGs) identifiziert (T1–T47), von denen zu jedem Untersuchungszeitpunkt 7–21 anzutreffen waren. Die dominanten MLGs im Jahr 2005 waren T1, T6, T8, T9 und T19. Direkt nach der Eisschmelze, Mitte April, war im Oberflächenwasser der MLG T1, zusammen mit einigen anderen MLGs, dominant (Abb. 1). Mit steigender Wassertemperatur (T > 10 °C) dominierte im Oberflächenwasser der MLG T6, während T1 über das Jahr hinweg eine geringe Frequenz zeigte. Erst gegen Ende des Jahres bei sinkender Wassertemperatur (T < 10 °C) wurde der MLG T1 wieder häufiger angetroffen. Der MLG T6 war über längere Zeiträume des Jahres 2005 im Oberflächenwasser dominant und zeigte nur in den Sommermonaten eine geringere Frequenz (Abb. 1). Zu diesem Zeitpunkt (August/September) setzte sich im Oberflächenwasser bei konstant höherer Temperatur (T ≥ 19 °C) der MLG T19 durch (Abb. 1). In den Sommermonaten waren hier häufig auch die MLGs T8 und T9 anzutreffen (nicht gezeigt). Im Bereich der in der Sommerstagnation sich ausbildenden Thermocline (Temperatur: 8–15 °C) war vor allem der MLG T6 (neben T8 und T9) dominant (Abb. 1).

Abb. 1: Saisonale Veränderung der Oberflächentemperatur und der Frequenz häufig vorkommender Multilocus-Genotypen (MLGs) des *D. galeata x hyalina*-Hybridkomplexes in der Saidenbach-Talsperre



Auf Grund der engen Beziehung zwischen der Thermotoleranz und dem Sauerstofftransport und -bedarf von Tieren (u.a. Pörtner 2002) wurden bei Klontieren dominanter MLGs Schlüsselgrößen des Sauerstofftransports im Wasser (Ventilationsfrequenz: Frequenz der Beinbewegungen) und in der Hämolymphe (Herzfrequenz) sowie des Sauerstoffangebots im Gewebe (mitochondriale NADH-Fluoreszenz) simultan bei verschiedenen Umgebungstemperaturen gemessen. Klontiere des MLG T1 zeigten mit steigender Akklimierungstemperatur zu wärmeren Umgebungstemperaturen verschobene Maxima in der Ventilations- und Herzfrequenz, die aber trotzdem bei deutlich

Abb. 2: Ventilations- und Herzfrequenz sowie NADH-Fluoreszenz von Klontieren der MLGs T1, T6 und T19 bei unterschiedlicher Umgebungstemperatur. Für jede Akklimierungstemperatur (12 °C: kurz gestrichelte Kurven; 18 °C: lang gestrichelte Kurven; 24 °C: durchgezogene Kurven) und für jeden MLG-Klon wurden mindestens drei Individuen (Carapaxlänge: 1,25–1,32 mm) untersucht.



niedrigeren Umgebungstemperaturen lagen als die entsprechenden Maxima bei Klontieren der MLGs T6 und T19. Mit steigender Umgebungstemperatur sank generell die NADH-Fluoreszenz, welches auf eine steigende mitochondriale Elektronentransportrate zurückzuführen sein dürfte. Dagegen stieg beim MLG T1 die NADH-Fluoreszenz, fast simultan mit dem Absinken der Ventilationsfrequenz, bei höheren Umgebungstemperaturen stark an. Ein Anstieg der NADH-Fluoreszenz ist auf eine Sauerstoffunterversorgung der Gewebe zurückzuführen (u.a. Pirow et al. 2001). Das Absinken der Ventilations- und Herzfrequenz und das Ansteigen der NADH-Fluoreszenz bei Klontieren des MLG T1 zeigt, dass dieser Klontyp bei höheren Umgebungstemperaturen den Optimalbereich seines Thermotoleranzfensters verläßt. Dies geschieht bei 12 °C akklimierten Tieren bereits bei Umgebungstemperaturen oberhalb von 18 °C. Klontiere der MLGs T6 und T19 hingegen zeigten einen Anstieg der Ventilations- und Herzfrequenz und ein Absinken der NADH-Fluoreszenz über den gesamten untersuchten Umgebungstemperaturbereich. Außer der geringeren Toleranz für höhere Umgebungstemperaturen, unterschieden sich Klontiere des MLG T1 von denen anderer MLGs durch eine stark ausgeprägte Plastizität der physiologischen Eigenschaften. Je nach Akklimierungstemperatur änderten sich die Beziehungen zwischen Ventilationsfrequenz, Herzfrequenz, NADH-Fluoreszenz und Umgebungstemperatur hier sehr stark, während bei Klontieren des MLG T6 diese Plastizität deutlich geringer war und bei denen des MLG T19 fast nicht vorhanden war. Unter Einbeziehung weiterer, hier nicht dargestellter Ergebnisse zeigte sich, dass Klontiere von MLGs, die zu Beginn und am Ende des Jahres im Oberflächenwasser dominierten, neben einer reduzierten Wärmetoleranz eine starke Plastizität ihrer physiologischen Eigenschaften besaßen. Klontiere des MLG T6 zeigten eine hohe Wärmetoleranz und eine mittlere Plastizität, während Klontiere der MLGs, die im Sommer bei den mehr oder weniger konstanten höheren Temperaturen des Oberflächenwassers dominierten (vor allem T19), eine sehr hohe Wärmetoleranz und eine geringe Plastizität aufwiesen. Trotz der hohen Plastizität der Klontiere der dominanten MLGs von Mitte April wurden diese MLGs hinsichtlich der Dominanz vom MLG T6 bei Wassertemperaturen größer als 10 °C abgelöst. Im Unterschied aber zum Freiland, wo sich die Temperatur des Oberflächenwassers in relativ kurzer Zeit erhöhte, wurden die Klontiere im Labor über mehrere Wochen bei definierten Akklimierungstemperaturen gehalten. Die Eigenschaft einer erhöhten Plastizität

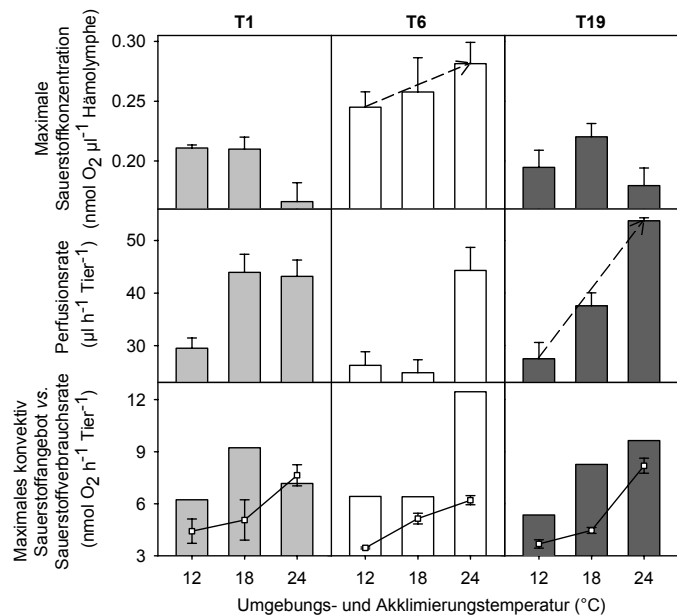
bringt deshalb wohl nur dann einen Vorteil, wenn die Anpassungsprozesse im Tier der Veränderungsgeschwindigkeit der Umgebungstemperatur folgen können.

Klontiere der verschiedenen MLGs wiesen auch in anderen physiologischen Parametern deutliche Unterschiede auf. So zeigten Klontiere der MLGs (u.a. T1), die zu Beginn und am Ende des Jahres dominierten, bei 12 und 18 °C Akklimierung mittlere bis hohe Kohlenhydratspeicher (Glycogen, Glucose; 10–25 $\mu\text{mol g}^{-1}$ Frischgewicht), dagegen bei 24 °C Akklimierung ein starke Reduktion dieser Speicherstoffe. Klontiere des MLG T6 besaßen bei allen Akklimierungstemperaturen hohe bis mittlere Kohlenhydratspeicher, während die der MLGs (u.a. T19), die im Sommer dominierten, geringe Kohlenhydratspeicher aufwiesen ($< 10 \mu\text{mol g}^{-1}$ Frischgewicht). Der Besitz höherer Kohlenhydratspeicher vermindert die Abhängigkeit von permanenter Futterzufuhr und erhöht die Überlebensrate in Phasen zeitweiligen Nahrungsmangels.

Hinsichtlich des respiratorischen Proteins Hämoglobin zeigten Klontiere des MLG T6 besonders hohe Konzentrationswerte, die im Gegensatz zu Klontieren anderer MLGs mit steigender Akklimierungstemperatur weiter anstiegen (24 °C akklimierte Klontiere des MLG T6: 100 nmol Häm g^{-1} Frischgewicht). Wie im nachfolgenden Text noch genauer besprochen wird, führt der Besitz von größeren Mengen an Hämoglobin zu einem verbesserten Sauerstofftransport in der Hämolymphe und damit auch zu einer verbesserten Wärmetoleranz. Zusätzlich erlaubt eine höhere Hämoglobinkonzentration auch das Aufsuchen tieferer und sauerstoffärmerer Wasserschichten. Die Dominanz des MLG T6 im Bereich der sauerstoffarmen Thermocline (Thermocline: 0,09–0,34 $\text{mmol O}_2 \text{L}^{-1}$; Oberflächenwasser: 0,22–0,44 $\text{mmol O}_2 \text{L}^{-1}$) ist sehr wahrscheinlich auf dessen Fähigkeit, größere Mengen an Hämoglobin zu synthetisieren, zurückzuführen.

In einer vertieften Analyse der Sauerstofftransportprozesse in den verschiedenen Klontieren wurden mit Hilfe der gemessenen Hämoglobinkonzentrationen die chemisch gebundenen Sauerstoffmengen in der Hämolymphe errechnet. Zusammen mit den physikalisch gelösten Sauerstoffmengen ergibt sich so die jeweilige maximale Sauerstoffkonzentration in der Hämolymphe (Abb. 3, obere Graphiken). Aus den gemessenen Herzfrequenzen und dem bekannten Schlagvolumen des Herzens (1,7 nl) wurde dann die jeweilige Perfusionsrate, das Herzzeitvolumen, berechnet (Abb. 3, mittlere Graphiken). Das Produkt aus maximaler Sauerstoffkonzentration und Perfusionsrate ergibt das maximale konvektive Sauerstoffangebot, welches die maximale Sauerstoffmenge, die das Herz pro Zeiteinheit bereitstellen kann, kennzeichnet (u.a. Bäumer et al. 2002). Diese Größe kann direkt mit der respirometrisch gemessenen Sauerstoffverbrauchsrate in Beziehung gebracht werden (Abb. 3, untere Graphiken). Ist dieses Angebot ähnlich wie die Sauerstoffverbrauchsrate, oder liegt es unterhalb von dieser, ist von einem stärkeren Anteil diffusiven Sauerstofftransports im Tierkörper auszugehen. Liegt dieses Angebot höher als die Sauerstoffverbrauchsrate, spielt der hämolymphegebundene Sauerstofftransport im Kreislaufsystem eine stärkere Rolle. Der Vergleich der Klontiere der verschiedenen MLGs zeigt, dass vor allem die 24 °C akklimierten Tiere des MLG T1 stärker von Sauerstoffdiffusion abhängen. Bei den Klontieren des MLG T6 sorgt der starke Anstieg der maximalen Sauerstoffkonzentration in der Hämolymphe mit der Temperatur, der mit dem starken Anstieg der Hämoglobinkonzentration bei diesen Tieren in Verbindung steht, für eine höhere Sauerstoffversorgung über das Kreislaufsystem. Bei den Klontieren des MLG T19 sorgt der starke Anstieg der Perfusionsrate mit der Temperatur für eine höhere Sauerstoffversorgung über das Kreislaufsystem. Der Vorteil einer erhöhten Sauerstoffversorgung über das Kreislaufsystem besteht darin, dass dieser Versorgungsweg, unabhängig von z.B. Veränderungen in der Körpergröße oder Schwankungen im Sauerstoffgehalt des Wassers, eine zuverlässige Sauerstoffversorgung der Gewebe erlaubt. Vor allem die Kernbereiche mit den dort gelegenen Reproduktions- und Verdauungssystemen sind über Diffusion zumindest nicht sicher mit Sauerstoff zu versorgen

Abb. 3: Maximale Sauerstoffkonzentration in der Hämolymphe (obere Reihe), Perfusionsrate (mittlere Reihe) und maximales konvektives Sauerstoffangebot (Balken) im Vergleich mit der Sauerstoffverbrauchsrate (offene Quadrate) (untere Reihe) bei Klontieren der MLGs T1, T6 und T19 bei identischer Umgebungs- und Akklimierungstemperatur



und benötigen eine stetige Anlieferung von Sauerstoff über das Kreislaufsystem. Ein zuverlässiges Sauerstofftransportsystem ist bei den 24 °C akklimierten Klontieren des MLG T1 nicht vorhanden. Daraus ergibt sich eine reduzierte Wärmetoleranz dieser Tiere. Die Klontiere des MLG T6 besitzen über die Anpassung der Hämoglobinkonzentration bei allen gemessenen Temperaturen, aber auch bei äußerem Sauerstoffmangel, den Vorteil einer stärkeren konvektiven Sauerstoffversorgung über das Kreislaufsystem. Ähnliches gilt für die Klontiere des MLG T19, wobei aber die Anpassung über die Perfusionsrate, die auf der aeroben Arbeitsweise des Herzmuskels beruht, nur bei den höheren Sauerstoffkonzentrationen des Oberflächenwassers möglich ist

Zusammenfassung: Die vorgestellten Untersuchungen zeigen Zusammenhänge zwischen den saisonalen Verläufen von Temperatur und Sauerstoffkonzentration, dem saisonalen Auftreten unterschiedlicher MLGs im Freiland sowie den physiologischen Eigenschaften von Klontieren dieser MLGs (u.a. Beziehung zwischen Sauerstofftransport- und bedarf, die mit der Thermotoleranz dieser Tiere in Verbindung steht). Die abiotischen Faktoren Temperatur und Sauerstoffkonzentration scheinen damit, neben anderen vor allem biotischen Faktoren, eine wichtige Rolle für die genetische Struktur von Daphnienpopulationen und –komplexen zu spielen.

Danksagung

Mit Unterstützung durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG-Schwerpunktprogramm 1162 „Aquashift“; Pa 308/10)

Literatur

- Bäumer, C., Pirow, R., Paul, R.J. (2002): Circulatory oxygen transport in the water flea *Daphnia magna*. *J Comp Physiol B* 172: 275-285.
- Paul, R.J., Zeis, B., Lamkemeyer, T., Seidl, M., Pirow, R. (2004): Control of oxygen transport in the microcrustacean *Daphnia*: regulation of haemoglobin expression as central mechanism of adaptation to different oxygen and temperature conditions. *Acta Physiol Scand* 182: 259-275.
- Pirow, R., Bäumer, C., Paul, R.J. (2001): Benefits of haemoglobin in the cladoceran crustacean *Daphnia magna*. *J Exp Biol* 204: 3425-3441.
- Pörtner, H.O. (2002): Climate variations and the physiological basis of temperature dependent biogeography: systemic to molecular hierarchy of thermal tolerance in animals. *Comp Bioch Physiol A* 132: 739-761.
- Seidl, M.D., Pirow, R., Paul, R.J. (2005): Acclimation of the microcrustacean *Daphnia magna* to warm temperatures is dependent on haemoglobin expression. *J Therm Biol* 30 (7): 532-544

Oligotrophierung und klimatische Variabilität – Populationsdynamik eines calanoiden Copepoden im Bodensee

Hanno Seebens¹, Dietmar Straile¹, Rainer Hoegg¹, Hans-Bernd Stich² und Ulrich Einsle²

¹Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz,

²Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

*Hanno.Seebens@uni-konstanz.de

Keywords: *Eudiaptomus gracilis*, Zeitreihen-Analyse, Saisonalität

Einleitung

Aquatische Ökosysteme sind einer Vielzahl von äußeren Faktoren ausgesetzt, die sowohl die Populationsdynamik einzelner Arten als auch ganze Nahrungsnetze beeinflussen können. Zwei der stärksten Faktoren, die in den letzten Dekaden zunehmend an Relevanz gewonnen haben, sind Änderungen der Nährstoff-Konzentrationen und Klima-Variabilität (Carpenter et al. 1998, Stenseth et al. 2002). Es konnte in verschiedenen Studien gezeigt werden, dass Zooplanktonpopulationen direkt oder indirekt von beiden Faktoren beeinflusst werden (z.B. Vakkilainen et al. 2004, Gyllström et al. 2005). Es ist daher überraschend, dass es wenige Studien gibt, die den kombinierten Effekt dieser Einflussgrößen untersuchten.

Der calanoide Copepode *Eudiaptomus gracilis* kann sich auch bei geringen Nahrungskonzentrationen entwickeln (Lampert & Muck 1985) und ist daher ein typischer Vertreter des Zooplanktons oligotropher Seen (Einsle 1993). *E. gracilis* vermehrt sich das ganze Jahre hindurch, wobei sein Jahreszyklus eine hohe Plastizität in verschiedenen Seen, wie auch innerhalb des selben Sees aufweisen kann (z.B. Elster 1954, Santer 1998).

In der vorliegenden Studie wurde ein Lang-Zeit Datensatz von *E. gracilis* (1970 – 1995) hinsichtlich der Reaktion des Copepoden auf Veränderungen im Nährstoff-Haushalt des Sees wie auch Klima-Variabilität untersucht. Zusätzlich zu der langen Zeitspanne weist der Datensatz eine hohe zeitliche (Probennahme zweimal im Monat) und ontogenetische (alle Copepodid-Stadien wurden unterschieden) Auflösung auf. Diese Kombination ermöglicht eine genaue Analyse von stadienspezifischen Reaktionen auf die Umweltveränderungen.

Material und Methoden

Die vorliegende Untersuchung wurde im Bodensee durchgeführt, einem tiefen ($z_{\max} = 254$ m), großen (472 km²) und warm-monomiktischen See. Der Bodensee unterlag in den letzten Dekaden einer Phase der Eutrophierung bis Ende der 70er Jahre und einer anschließenden Phase der Nährstoffabnahme (Bäuerle & Gaedke 1998). Zusätzlich konnte der Einfluss der Klima-Variabilität an einer Reihe von Prozessen und Organismen gezeigt werden (z.B. Straile 2000, Straile et al. 2003, Straile 2005).

Planktonproben wurden im zweiwöchentlichen Abstand in der Mitte des Sees aus der oberen Wassersäule bis 100 m Tiefe genommen. Unterproben wurden unter dem Mikroskop analysiert und mindestens 20 Individuen pro Kategorie gezählt.

Als Indikator für die Trophie des Sees wurde die maximale Gesamt-Phosphor-Konzentration während der winterlichen Durchmischung (Februar, März) verwendet (TP). Den Einfluss der Klimavariabilität wurde anhand des Winter-Index der Nord Atlantischen Oszillation (NAO) als großskaliger und anhand der Wassertemperatur im April (T_A) als lokaler Parameter analysiert.

Abundanzen wurden vor der Auswertung log-transformiert. Die gesamte Zeitreihe konnte mit Hilfe der Methode „Seasonal trend decomposition based on loess“ (STL) von Cleveland et al. (1990) in eine Trend, saisonale und Residuen Komponente aufgeteilt werden. Diese nicht-lineare Glättungsprozedur ermöglicht neben einer Darstellung des Langzeit Trends auch die Analyse von saisonalen Veränderungen. Die statistische Auswertung der logtransformierten Originaldaten fand mit Pearson Korrelationen statt. Vor der Analyse der Klima-Auswirkungen wurde der alles überprägende Faktor TP mittels Subtraktion eines LOESS „fits“ separat für alle Werte im Januar, Februar etc. aus der Zeitreihe herausgenommen. Der Glättungsfaktor wurde anhand des Akaike Informations Kriterium ausgewählt.

Ergebnisse

Die Aufteilung der gesamten Zeitreihe (1970 – 1995) in Trend, saisonale und Residuen Komponenten wird exemplarisch für das erste Copepodid Stadium (CI) dargestellt. Ähnliche Muster sind aber auch in anderen Entwicklungsstadien zu erkennen. Die Gesamtpopulation bleibt erstaunlich konstant im Laufe der Untersuchungsperiode (Abb. 1a). Allerdings kommt diese Stabilität nur durch zwei gegensätzliche Trends in verschiedene Jahreszeiten zustande (Abb. 1b): Die saisonale Komponente verdeutlicht eine Abnahme der Abundanzen im April und eine Zunahme im August. Hierbei kommt es zu einem Wechsel der maximalen Abundanz vom Frühjahr am Anfang der Zeitreihe in den Sommer am Ende der Untersuchungszeit.

Bei weiterer Analyse der Originaldaten zeigte sich, dass diese gegensätzlichen Trends beide mit der Änderungen der Nährstoff-Konzentration in Verbindung gebracht werden können. Die Abundanzen von *E. gracilis* zeigen im April positive und im Juli bis Oktober negative Korrelationen mit TP (Ergebnisse nicht dargestellt). Diese Zusammenhänge treten nicht nur bei CI sondern auch bei den darauffolgenden Stadien mit zeitlichem Versatz auf.

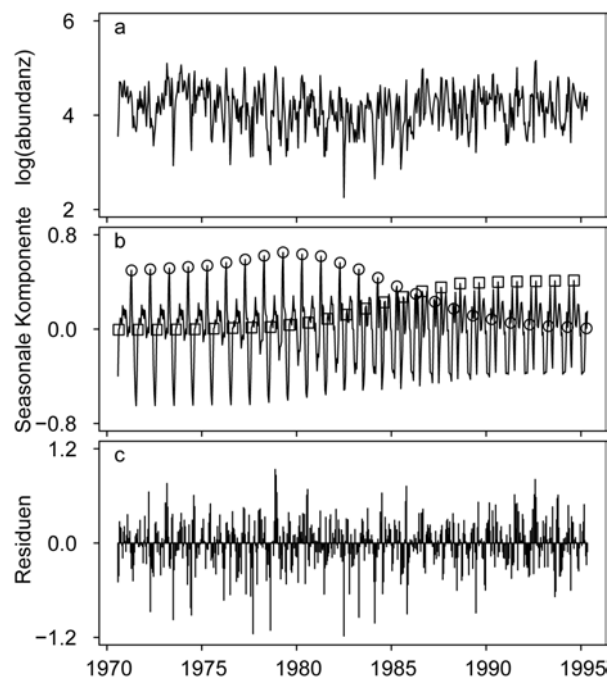


Abb. 1 Ergebnisse der STL für das erste Copepodid-Stadium a) Adundanz der gesamten Zeitreihe b) Saisonale Komponente (Kreise: Abundanzen im April, Quadrate: Abundanzen im August) c) Residuen

Zur Untersuchung des Klima-Einflusses wurde der Effekt der Trophie-Änderungen konstant gehalten. Nach der Eliminierung des Trophie-Effekts zeigte die Zeitreihe keinen Trend mehr. Diese Trend-bereinigten Abundanzen wiesen ähnliche Zusammenhänge mit der NAO als auch mit T_A auf, wobei letztere Muster deutlicher zu sehen waren. Hohe NAO und T_A Werte waren positiv mit Abundanzen im Mai und im Juli/August verbunden. Zusätzlich traten negative Zusammenhänge im Juni mit jungen Copepodid Stadien (CI – CIII) auf.

Diskussion

Zu Beginn des Untersuchungszeitraums wies *E. gracilis* die höchste Abundanz im Frühjahr auf (Abb. 1b). Diese hohen Abundanzen spiegeln relativ gute Überlebensbedingungen für den Nachwuchs im März wider. Im Bodensee ist diese Zeit aufgrund der winterlichen Durchmischung als nahrungsärmste Zeit des Jahres zu charakterisieren. Es scheint daher, dass *E. gracilis* die Wintermonate trotz der Futterknappheit als Nische zur Reproduktion nutzen kann. Er profitiert dabei von der Abwesenheit von potenziellen Räubern und Konkurrenten wie *Daphnia* und cyclopoide Copepoden. Allerdings deutet die Abundanzabnahme im April mit fortschreitender Oligotrophierung daraufhin, dass diese Nische nicht mehr im gleichen Maße genutzt werden konnte. Die Oligotrophierung des Bodensees scheint die Futterknappheit während der winterlichen Durchmischung weiter verschärft zu haben, so dass selbst *E. gracilis* keine hohen Abundanzen erreichen kann.

Demgegenüber ist die Abundanzzunahme während der Sommermonate schwerlich mit ähnlichen bottom-up Effekten zu erklären, da Oligotrophierung in der Regel zu einem verringerten Nahrungsangebot führt. Dies sollte eine geringere Fekundität zur Folge haben. Viel wahrscheinlicher ist daher eine Verminderung des Prädations- oder Konkurrenzdrucks z.B. durch eine Abnahme von *Daphnia* oder cyclopoider Copepoden mit Oligotrophierung, wodurch eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit v.a. junger Entwicklungsstadien von *E. gracilis* gewährleistet wäre.

Der Einfluss der Klima-Variabilität auf die Populationsdynamiken von *E. gracilis* war weniger deutlich als der Einfluss der Trophie-Änderungen und wurde nur sichtbar, nachdem der Trophie-Effekt herausgenommen wurde. Überraschenderweise ergaben sich zwischen den Abundanzen von *E. gracilis* und T_A nicht nur positive Zusammenhänge im Frühjahr sondern auch negative im Juni und wiederum positive im Juli/August. Bei genauerer Analyse zeigte sich, dass die Muster der Korrelationen das Ergebnis eines zeitlichen Versatzes der Populationsdynamiken sind. Höhere Wassertemperaturen im Frühjahr beschleunigen die ontogenetische Entwicklung, was zu höheren Populationen im April/Mai und positiven Korrelationen führt. Daraus ergab sich ein früheres Populationsminimum im Juni/Juli, wodurch sich negative Korrelationen ergeben, und ein früherer Wiederanstieg der Population im Sommer (wiederum positive Korrelationen). Der Effekt der Frühjahrserwärmung wird also mittels der Kohortendynamik von *E. gracilis* und vermutlich Dynamiken der saisonalen Planktonentwicklung bis in den Sommer/Herbst hinein transferiert.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie konnte der kombinierte Effekt von Trophie-Änderung und Klima-Variabilität auf die Populationsdynamiken von *Eudiaptomus gracilis* gezeigt werden. Der Copepode wies dabei saisonal unterschiedliche Langzeit-Trends (Abundanzabnahme im Frühjahr und Zunahme im Sommer/Herbst) auf, die beide mit Oligotrophierung in Verbindung gebracht werden konnten. *E. gracilis* zeigte damit saisonal unterschiedliche Reaktionen auf die Änderungen des selben Faktors, vermutlich durch Änderungen der Nauplien-Mortalität hervorgerufen. Der Effekt

der Klima-Variabilität prägte deutlich schwächer die Populationsdynamiken als die Änderungen der See-Trophie. Höhere Temperaturen im Frühjahr führten zu einer beschleunigten Kohortendynamik. Dieser Effekt blieb bis in den Sommer/Herbst hinein erfassbar.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Doktorarbeit von H. S. im Teilprojekt CLIMCOPS des DFG-Schwerpunktprogramms AQUASHIFT. Wir danken Bernd Wahl (KLIWA-project A2.2.1) für die Unterstützung in der Datenaufbereitung.

Literatur

- Bäuerle, E. and U. Gaedke. 1998. Lake Constance - Characterization of an ecosystem in transition, Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 53.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Appl. 8: 559-568.
- Cleveland, R. B., W. S. Cleveland, J. E. McRae, and I. Terpenning 1990. STL: A seasonal-trend decomposition procedure based on loess. J. Off. Stat. 6: 3-73.
- Einsle, U. 1993. Crustacea: Copepoda: Calanoida - Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8, Gustav Fischer Verlag.
- Elster, H.-J. 1954. Über die Populationsdynamik von Eudiaptomus gracilis Sars und Heterocope borealis Fischer im Bodensee-Obersee. Arch. Hydrobiol. Suppl. 20: 546-614.
- Gyllstrom, M., L. A. Hansson, E. Jeppesen, F. Garcia-Criado, E. Gross, K. Irvine, T. Kairesalo, R. Kornijow, M. R. Miracle, M. Nykanen, T. Noges, S. Romo, D. Stephen, E. van Donk, and B. Moss 2005. The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. Limnol. Oceanogr. 50: 2008-2021.
- Lampert, W. and P. Muck 1985. Multiple aspects of food limitation in zooplankton communities: the *Daphnia* - *Eudiaptomus* example. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 21: 311-321.
- Santer, B. 1998. Life cycle strategies of free-living copepods in fresh waters. J. Mar. Syst. 15: 327-336.
- Stenseth, N. C., A. Mysterud, G. Ottersen, J. W. Hurrell, K.-S. Chan, and M. Lima 2002. Ecological effects of climate fluctuations. Science 297: 1292-1296.
- Straile, D. 2000. Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake. Oecologia 122: 44-50.
- Straile, D., D.M. Livingstone, G.A. Weyhenmeyer, and D.G. George. 2003. The response of freshwater ecosystems to climate variability associated with the North Atlantic Oscillation, p. 263-279. In Hurrell, J. W., Kushnir, Y., Ottersen, G., and Visbeck, M. [eds.], The North Atlantic Oscillation. AGU Geophysical Monograph Series 134.
- Straile, D. 2005. Food webs in lakes - seasonal dynamics and the impact of climate variability, p. 41-50. In Belgrano, A., Scharler, U., Dunne, J., and Ulanowicz, R. E. [eds.], Aquatic food webs: an ecosystem approach. Oxford University Press.
- Vakkilainen, K., T. Kairesalo, J. Hietala, D. M. Balayla, E. Becares, W. J. Van de Bund, E. van Donk, M. Fernandez-Alaez, M. Gyllstrom, L. A. Hansson, M. R. Miracle, B. Moss, S. Romo, J. Rueda, and D. Stephen 2004. Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. Freshw. Biol. 49: 1619-1632.

ABMANN, CH. & E. VON ELERT: Die Rolle von aquatischen Pilzen für die Futterqualität von Laub für *Gammarus roeseli*

GERGS, R., HESSELSCHWERDT, J. & K.-O. ROTHHAUPT: Stabile Isotopensignatur und Verteilung einheimischer und invasiver Gammariden in verschiedenen Habitattypen des Bodensees

GÜDE, H., FUENTES, N., TRAUNSPURGER, W. & M. WESSELS: Einfluss allochthoner und autochthoner Sedimentation auf benthische Lebensgemeinschaften des Bodensees

MEINHARD, J., MEYER, E. I. & H. W. RISS: Vergleichende Untersuchungen zur Ernährungsökologie von *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) und den heimischen Arten *Gammarus fossarum* Koch, 1835 und *Gammarus pulex* (L. 1758) (Crustacea, Amphipoda)

ZEIDLER, M., GRAVELAAR, M., RISS, H. W. & E. I. MEYER: Die Amphipoden der Paderborner Hochfläche – Verbreitung, Ökologie, Genetik

Die Rolle von aquatischen Pilzen für die Futterqualität von Laub für *Gammarus roeseli*

Christine Aßmann¹ & Dr. Eric von Elert²

¹ Limnologisches Institut Konstanz, Mainaustr. 252, D-78467 Konstanz, E-mail: christine.assmann@uni-konstanz.de,

² Zoologisches Institut, Universität zu Köln, im Weyertal 19, D-50923 Köln, E-mail: evelert@uni-koeln.de

Keywords: *Gammarus roeseli*; Invertebraten; Shredder; Laubbau; Dekomposition; Nahrungswahl; Konditionierung; Bodensee Litoral; aquatische Pilze

Einleitung

Hier wurde untersucht, wie sich die Besiedlung von Falllaub mit aquatischen Pilzen auf die Nahrungswahl und Fraßrate von Laub für den invertebraten Shredder *Gammarus roeseli* auswirkt. Es ist bekannt, dass der Ernährungswert von Falllaub für invertebrate Shredder mit dessen mikrobiellem Bewuchs steigt (Bärlocher, 1982). Um dies zu zeigen wurde Schwarzerlenlaub (*Alnus glutinosa* L.) im Litoral exponiert und wöchentlich in standardisierte Verhaltensversuche mit *G. roeseli* eingebracht. In diesen Tests wurde die Fraßrate der Tiere für dieses Laub bestimmt. Außerdem wurde für das exponierte Laub die Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor Zusammensetzung über den Versuchszeitraum hinweg bestimmt. Von diesem im See exponierten Laub wurden an verschiedenen Versuchstagen aquatische Pilze isoliert, in Reinkultur gebracht und molekularbiologisch identifiziert.

Material und Methoden

Im Herbst 2005 wurde Schwarzerlenlaub für acht Wochen in das Litoral des Bodensees ausgebracht. Von diesem Laub wurden wöchentlich Unterproben entnommen. Zusätzlich wurde Schwarzerlenlaub in Leitungswasser im Durchfluss (3 l / min, Durchfluss) konditioniert und Laub das drei Tage in Leitungswasser eingeweicht worden war autoklaviert (Kontrollansatz). Aus diesen unterschiedlich behandelten Laubansätzen wurden mit einem Korkbohrer Blattscheiben ausgestochen und deren Nassgewicht bestimmt. Anschließend wurden die Blattscheiben in einen standardisierten Verhaltensversuch eingebracht. Pro Versuchsansatz wurde ein *G. roeseli* maximal 48 h in Gegenwart von einer der drei unterschiedlich konditionierten Blattscheiben gehältert. Nach Versuchsende wurde das Restnassgewicht der Blattscheiben bestimmt und die individuellen Fraßraten berechnet. Zu jedem Probesternin des im Litoral konditionierten Blattmaterials wurde der Gehalt an partikulärem Kohlenstoff und Stickstoff in der Trockenmasse bestimmt. Die Messung des Kohlenstoff und Stickstoffgehaltes erfolgte mit einem NCS- Elementaranalysator (NSC- 2500, Firma Carolo Erba Instruments).

An den Tagen 22 und 43 wurden unterschiedliche Fraßraten für das im Litoral konditionierte Laub gegenüber zum Anfangszeitpunkt festgestellt. Von diesen Zeitpunkten wurden von im Litoral konditioniertem Laub aquatische Pilze isoliert und in Einzelkultur gebracht. Die einzelnen Isolate wur-

den dann mit der ‚Pancake‘ - Methode (Ribeiro, 1978) von Bakterien befreit und in Morphotypen eingeteilt. Im nächsten Schritt folgte die genetische Identifizierung der isolierten aquatischen Pilze. Hierfür wurde aus den Pilzkulturen DNA extrahiert. Dann wurde die ITS-Region der rDNA der aquatischen Pilze mit Standard-Primern (ITS1; ITS4) mittels PCR amplifiziert (Gardes & Bruns, 1993; White, et al.1990). Hiernach wurde die amplifizierte DNA der verschiedenen Kulturen der aquatischen Pilze mit unterschiedlichen Restriktionsenzymen (Msp I, Alu I,) verdaut und mittels Elektrophorese in Agarosegelen der Restriktions- Längen- Fragmente Polymorphismus (RLFP) ermittelt. Die entstandenen Bandenmuster wurden verglichen, um genetisch identische Kulturen der aquatischen Pilze zu ermitteln. Von Kulturen, die anhand ihrer RFLP-Muster als verschieden erkannt werden, sollen im Folgenden die amplifizierten Bereiche der rDNA sequenziert werden, um so eine taxonomische Zuordnung zu ermöglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Fraßraten für im See konditioniertes, für mit Leitungswasser konditioniertes und für autoklaviertes Blattmaterial (Abb. 1) zeigen im Vergleich zum im Sommer 2005 (Aßmann & von Elert, 2005) durchgeführten Versuch einen etwas veränderten Verlauf. Für das im See konditionierte Blattmaterial ergaben sich geringere individuelle Fraßraten über den gesamten Zeitraum und geringere maximale Fraßraten als im vorigen Versuch.

Die Fraßrate für im See konditioniertes Blattmaterial ist signifikant höher als die Fraßraten der anderen beiden Laubkonditionierungen. Nur an Tag 57 kann man für das Leitungswasser konditionierte Blattmaterial eine gesteigerte Fraßrate erkennen. Die Fraßrate für im See konditioniertes Blattmaterial erreicht ihren ersten Peak an Tag 22 mit 0,2 mg/ Individuum/h, das Maximum wird an Tag 43 mit 0,3 mg/ Individuum/h erreicht. Die signifikant zum Anfangswert erhöhten Fraßraten von Tag 22 und 43 könnten auf veränderte Nahrungsinhaltsstoffe des Blattmaterials während des Expositionszeitraumes zurückzuführen sein (Webster & Benfield, 1986). Rong und Bärlocher (1995) beschrieben, dass der Stickstoffgehalt des Laubes während der Dekomposition zunimmt und der Kohlehydratanteil abnimmt. Deshalb wurde der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der Trockenmasse bestimmt, um zu untersuchen, ob die Abnahme/Zunahme der Nahrungsinhaltsstoffe einen Einfluss auf die Fraßraten der Tiere hat.

Vergleicht man den ersten Peak der Fraßrate für im See konditioniertes Blattmaterial (Tag 22) mit den Werten für den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt von Tag 22, ergibt sich für den Kohlenstoffgehalt kein erniedrigter Wert für Tag 22 und für den Stickstoffgehalt auch kein gesteigerter Wert für diesen Tag. An Tag 43, dem Zeitpunkt maximaler Fraßrate für im See konditioniertes Laub, gibt es weder ein Maximum beim Stickstoffgehalt noch ein Minimum beim Kohlenstoffgehalt. Für die maximalen Fraßraten an Tag 22 und 43 spielen somit weder Kohlenstoff- noch Stickstoffgehalt des im See konditionierten Blattmaterials eine Rolle.

Da die ausgewählten Nahrungsinhaltsstoffe als Grund für die gesteigerten Fraßraten von im See konditioniertem Blattmaterial ausgeschlossen werden konnten, wurde das Laub auf seine Besiedlung mit aquatischen Pilzen hin untersucht.

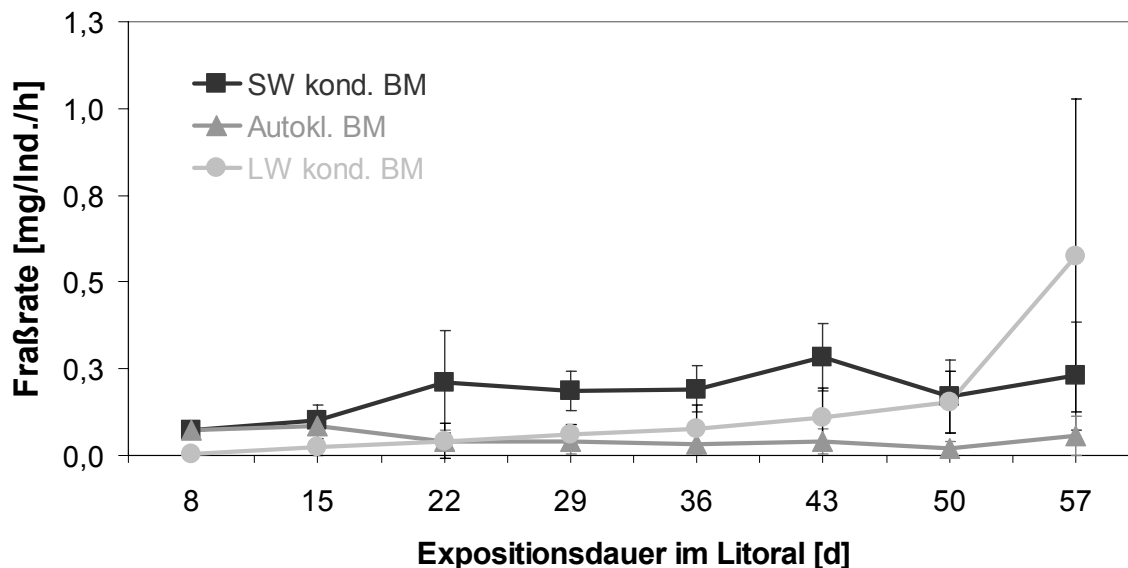


Abb. 1: Mittlere individuelle Fraßrate von *G. roeseli* für konditioniertes Blattmaterial im zeitlichen Verlauf der Konditionierung des Blattmaterials. Mittelwerte \pm Standardabweichung (n = 14–20)

Im ersten Schritt wurden diese isoliert und in Morphotypen eingeteilt. Wie schon im Versuch zuvor konnten einige Isolate als Oomyceten identifiziert werden. Um dies zu bestätigen, wurden die aquatischen Pilze genetisch identifiziert. Die DNA der Pilze wurde hierzu extrahiert, die ITS-Region der rDNA mit Standardprimern mittels PCR amplifiziert. Die amplifizierte DNA wurde im Folgenden in einen Restriktionsenzymverdau eingebracht, um genetisch identische Kulturen der aquatischen Pilze zu ermitteln. Von den Kulturen, die als verschieden erkannt werden, sollen dann die amplifizierten Bereiche der rDNA sequenziert werden, um die Kulturen taxonomisch zuzuordnen.

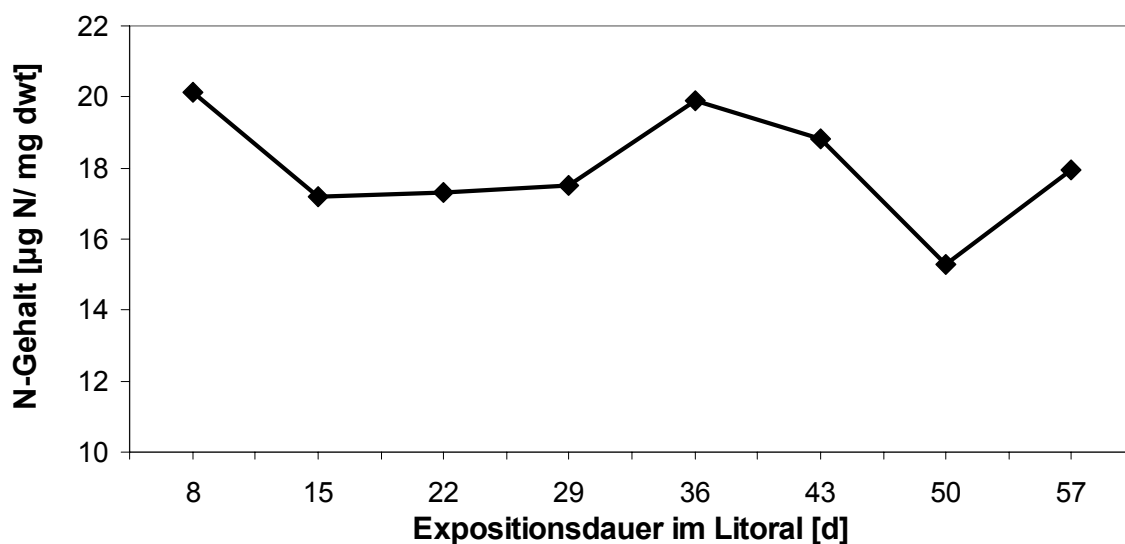


Abb. 2: Stickstoffgehalt für konditioniertes Blattmaterial im zeitlichen Verlauf der Konditionierung des Blattmaterials (Mittelwert n = 2 Analysen).

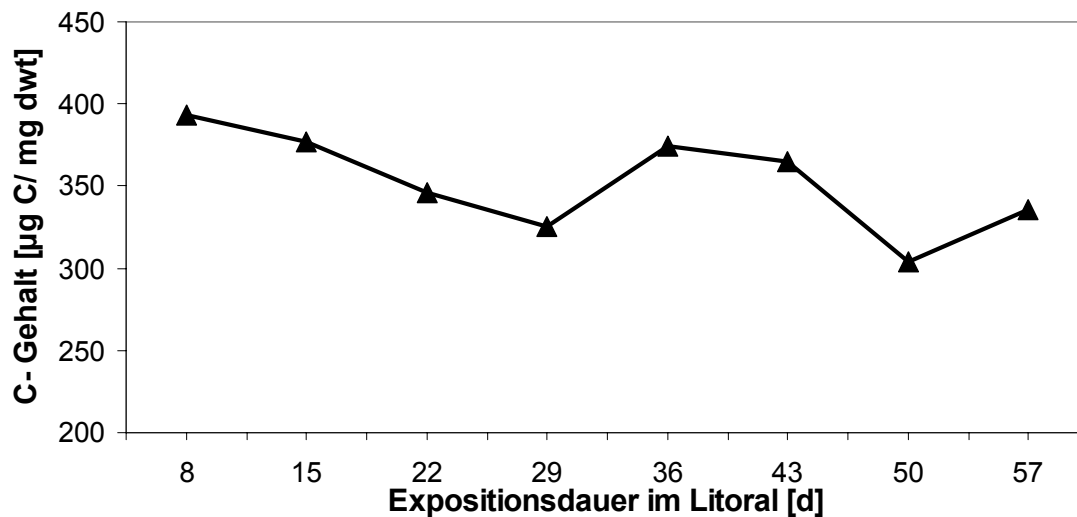


Abb. 3: Kohlenstoffgehalt für konditioniertes Blattmaterial im zeitlichen Verlauf der Konditionierung des Blattmaterials (Mittelwert $n = 2$ Analysen).

Zusammenfassung

G. roeseli zeigte für im Litoral konditioniertes Blattmaterial an den Tagen 22 und 43 gegenüber dem Starttag signifikant höhere Fraßraten. Innerhalb der ersten sechs Wochen lagen die Fraßraten für das im Litoral konditionierte Blattmaterial über denen für die beiden anderen Laubsorten, lediglich an Tag 57 zeigte das nur im Leitungswasser konditionierte Blattmaterial eine höhere Fraßrate.

Wie auch im Sommer 2005 zeigte sich auch in diesem Versuch (Herbst/Winter 2005), dass die elementare Zusammensetzung (N, C) keinen direkten Zusammenhang zwischen den Nahrungsinhaltsstoffen und den Fraßraten für das Blattmaterial hat.

Wir nehmen an, dass die zum Anfangswert unterschiedlichen Fraßraten von *G. roeseli* zu den Tagen 22 und 43 für im Litoral konditioniertes Laub, auf dessen Besiedlung mit aquatischen Pilzen zurückgeführt werden kann.

Literatur

- Aßmann, C. & von Elert, E. (2006): Einfluss von aquatischen Pilzen auf den Laubabbau von *Gammarus roeseli* im Bodensee-Litoral. Tagungsbericht 2005 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL); Weißensee Verlag, Berlin 312-314
- Bärlocher, F. (1982): The contribution of fungal enzymes to the digestion of leaves by *Gammarus fossarum* Koch (Amphipoda). *Oecologia* 52: 1-4.
- Gardes, M., Bruns, T.D. (1993): ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes - application to the identification of mycorrhizae and rusts. *Molecular Ecology* 2: 113-118
- Ribeiro, O.K. (1978): A source book of genus *Phytophthora*. Vaduz: J. Cramer Verlag: 417 S.
- Rong, Q. & Bärlocher, F. (1995): Food selection in three leaf-shredding stream invertebrates. *Hydrobiologia* 316: 173-181.
- Webster, J.R. & Benfield, E.F. (1986): Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:567-594.
- White, T.J.; Bruns, T.; Lee, S; Taylor, J. (1990): Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for Phylogenetics. *PCR Protocols: A guide to methods and applications*: 315-322

Stabile Isotopensignatur und Verteilung einheimischer und invasiver Gammariden in verschiedenen Habitattypen des Bodensees

René Gergs, John Hesselschwerdt & Karl-Otto Rothhaupt

Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz

E-mail: Rene.Gergs@uni-konstanz.de

Keywords: Gammariden, Habitats, invasiv, Isotopensignatur, Prädation

Einleitung

Gammariden stellen einen großen Anteil der Biomasse an Makroinvertebraten im Litoral des Bodensees (MÖRTL 2003). In Bereichen mit Zebramuscheln (*Dreissena polymorpha*) besiedelten Hartsubstraten sind die Dichten besonders hoch. Dominierend ist dabei vor allem *Gammarus roesei*, dessen Abundanz allerdings im Obersee nach der Einwanderung von *Dikerogammarus villosus* 2003 stark sank. Dieser breitete sich dort schnell aus, war allerdings Ende 2005 noch nicht im Untersee eingewandert.

Um den Einfluss des Neozoen abschätzen und die erhöhte Abundanz der Gammariden in Bereichen mit *D. polymorpha* besiedelten Hartsubstraten deuten zu können, wurde im Oktober 2005 die Verteilung der Makroinvertebraten zwischen den dominierenden Habitattypen im Ober- und Untersee des Bodensees untersucht. Zusätzlich zur Verteilung der Gammariden wurde auch der Anteil der stabilen Isotope ^{15}N und ^{13}C von Tieren der Benthosproben gemessen, um mittels der beiden Parameter Informationen über die trophische Ebene und die Herkunft des aufgenommenen Kohlenstoffs zu erhalten. Die Bestimmung der trophischen Stufe geschieht über $\delta^{15}\text{N}$, da sich das Stickstoffisotop in der Nahrungskette pro trophische Stufe etwa um 3,4 ‰ anreichert (KLING et al. 1992). Die Herkunft des organischen Kohlenstoffs hingegen kann man mit dem stabilen Kohlenstoffisotop ^{13}C klären, da dieses sich in der Nahrungskette fast nicht anreichert (VANDER ZANDEN and RASMUSSEN 1999).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Beprobt wurden zwei Bereiche des Bodensees. Zum einen eine Stelle im Obersee, in der Nähe zur Insel Mainau, und zum andern im Untersee an der Insel Reichenau. Die Stellen wurden vor dem Hintergrund ausgewählt, dass zu dem Zeitpunkt der Probenahme *D. villosus* nur im Obersee vorhanden war. Dadurch war es möglich, die Benthosgemeinschaft mit und ohne den Neozoen zu vergleichen und Rückschlüsse auf den Einfluss dieser neuen Art ziehen zu können. Des Weiteren wurden je Probenstelle die zwei dominierenden Habitattypen „*Dreissena*-Bank“ und „*Chara*-Feld“ untersucht, da aufgrund der verschiedenen Strukturierung der Habitats auch deutliche Unterschiede in der Benthosgemeinschaft und auch im Einfluss des Neozoen zu erwarten waren.

Makrozoobenthosprobenahme

Die Probenahme an den verschiedenen Standorten wurde in einer Tiefe von MNW -1 m des Bodenseepegels in Konstanz (264 cm) an den verschiedenen Standorten mittels Taucher durchgeführt. Dabei konnte der vom Limnologischen Institut entwickelte underwater-suction-sampler verwendet werden, der eine quantitative Probenahme auch in Bereichen ohne eigene Strömung ermöglicht. Je Probenstelle wurden fünf Replikate mit typischer Substratzusammensetzung genommen und die Abundanz der Makroinvertebraten bestimmt.

Stabile Isotopensignatur

An den gleichen Probenstellen wie zur Abundanzbestimmung wurden Gammariden gesammelt und vor der Bestimmung der stabilen Isotopensignatur 24 h ohne Futter gehalten, um den Magen-Darmtrakt entleeren zu lassen (MARCHANT and HYNES 1981). Anschließend wurden die Tiere schockgefroren, bei 60 °C getrocknet, zermörsert und das Pulver in Zinnkapseln eingewogen. Der Anteil der Isotopen wurde per Massenspektrometer gemessen und in Promille als Differenz zu einem Standard wiedergegeben

Ergebnisse & Diskussion

Verteilung der Gammariden

Es zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Seebecken sowie zwischen den beiden beprobten Habitattypen „*Dreissena*-Bank“ und „*Chara*-Feld“. Im Obersee dominierte *D. villosus* in beiden Habitaten, während *G. roeseli* nur in Bereichen mit *Chara* zu finden war. Anders als in früheren Untersuchungen (MÖRTL and ROTHHAUPT 2003) konnten im *Dreissena*-Bereich keine Individuen dieser Art gefunden werden. Im Untersee dominierte nach wie vor *G. roeseli*, auch in Bereichen mit *Dreissena* und erreichte dort ähnliche Abundanzen wie im Obersee vor 2003. Eine weitere im Untersee vorkommende Art, *Gammarus lacustris*, hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt in der *Chara*. Möglicherweise herrscht im Untersee eine ähnliche Konkurrenzsituation wie im Obersee zwischen *D. villosus* und *G. roeseli*, so dass *G. roeseli* im Vergleich zu *G. lacustris* der stärkere Konkurrent ist.

Da die Abnahme von *G. roeseli* mit der Einwanderung von *D. villosus* einherging, ist eine aktive Verdrängung durch den Neozoen als wahrscheinlich anzusehen. Des Weiteren wird diese Annahme dadurch gestützt, dass diese Art im Untersee in einem vergleichbaren Habitat, aber ohne den Neozoen noch hohe Abundanzen erreicht. Aus den Bereichen mit *Chara* hingegen wurde *G. roeseli* nicht verdrängt, so dass dieses Habitat möglicherweise als Refugium dienen könnte. Laborversuche zur IGP (*intra-guild-predation*) zeigten, dass in *Chara* die Prädation von *D. villosus* auf *G. roeseli* geringer ist als auf *Dreissena*, was zur Hypothese führte, dass *Chara* ein mögliches Refugium sein könnte (HESSELSCHWERDT et al., in preparation).

Stabile Isotopensignatur

Die Messung der stabilen Isotopensignaturen sollte Einsicht in die Ernährungsweisen der Gammariden (*G. roeseli*, *G. lacustris* und *D. villosus*) untereinander und zwischen den verschiedenen Habitattypen gewähren. Es zeigte sich, dass die Signaturen sowohl zwischen den Arten, als auch innerhalb einer Art zwischen den Habitattypen sehr ähnlich waren. Dies spricht also für eine ähnliche Nahrungszusammensetzung der Gammariden-Arten. Nur *D. villosus* hatte im *Dreissena*-Bereich des Obersees einen höheren Anteil des schweren Stickstoff-Isotops (¹⁵N) und damit eine höhere trophische Ebene. Dies lässt die Vermutung zu, dass das Fehlen von *G. roeseli* in diesem Bereich

durch den Fraßdruck von *D. villosus* bedingt ist, der seinerseits dadurch einen erhöhten $\delta^{15}\text{N}$ -Wert aufweist. Die *Chara* hingegen bildet ein Refugium für *G. roeseli*, die dort vermutlich nur einem geringen Fraßdruck durch den Neozoen unterliegen.

Im *Chara*-Bereich des Obersees dagegen unterscheidet sich der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert nicht zwischen den beiden dort vorhandenen Amphipoden *G. roeseli* und *D. villosus*. Dies steht allerdings im Widerspruch zu Literaturangaben, in denen *D. villosus* als carnivor (z.B. DICK et al. 2002) und *G. roeseli* als Shredder (z.B. ANDERSON and SEDELL 1979) beschrieben werden. Nach den hier ermittelten Ergebnissen ist eine diskrete Einteilung in diese Ernährungstypen nicht möglich und *G. roeseli* möglicherweise räuberischer als bisher angenommen.

Zusammenfassung

Die Einwanderung des Ponto-kaspischen Amphipoden *D. villosus* hatte einen entscheidenden Einfluss auf die Verteilung die einheimische Art *G. roeseli*, da dieser vermutlich aufgrund des starken Prädationsdruckes aus dem Habitat „*Dreissena*-Bank“ verdrängt wurde. Aus dem Habitat „*Chara*“ hingegen konnte der Neozoe *G. roeseli* nicht verdrängen, so dass dies möglicherweise ein Refugium für diese Art darstellen könnte. Im Untersee des Bodensees besteht möglicherweise eine ähnliche Konkurrenzsituation zwischen *G. roeseli* als dominierende Art und *G. lacustris*. Die fast identischen Isotopensignaturen der Amphipoden an den jeweiligen Probenstellen sprechen für vergleichbare Ernährungsweisen, was der in der Literatur beschriebenen Einteilung der untersuchten Arten widerspricht.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Rahmen einer Doktorarbeit innerhalb des SFB 454 „Bodenseelitoral“ durchgeführt und von der DFG finanziert.

Literatur

- ANDERSON, N. H. and J. R. SEDELL (1979): Detritus processing by macroinvertebrates in a stream ecosystem. - *Annual Review of Entomology* 24: 351-377.
- DICK, J. T. A., D. PLATVOET and D. W. KELLY (2002): Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1078-1084.
- KLING, G. W., B. FRY and W. J. O'BRIAN (1992): Stable isotopes and planktonic trophic structure in arctic lakes. - *Ecology* 73: 561-566.
- MARCHANT, R. and H. B. N. HYNES (1981): Field estimates of feeding rate for *Gammarus pseudolimnaeus* (Crustacea: Amphipoda) in the Credit River, Ontario. - *Freshwater Biology* 11: 27-36.
- MÖRTL, M. (2003): Biotic interactions in the infralittoral of Lake Constance. - *Ph.D thesis* University of Constance.
- MÖRTL, M. and K. O. ROTHHAUPT (2003): Effects of adult *Dreissena polymorpha* on settling juveniles and associated macroinvertebrates. - *International Review of Hydrobiology* 88: 561-569.
- VANDER ZANDEN, M. J. and J. B. RASMUSSEN (1999): Primary consumer ($\delta^{13}\text{C}$ and $(\delta^{15}\text{N})$ and the trophic position of aquatic consumers. - *Ecology* 80: 1395-1404.

Einfluss allochthoner und autochthoner Sedimentation auf benthische Lebensgemeinschaften des Bodensees

Hans Güde¹, Norka Fuentes¹, Walter Traunspurger², Martin Wessels¹

¹Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, hans.guede@lubw.bwl.de

²AG Tierökologie, Universität Bielefeld

Keywords: Lake Constance, sedimentation, benthic communities, allochthonous organic matter, primary production, degradation

Einleitung

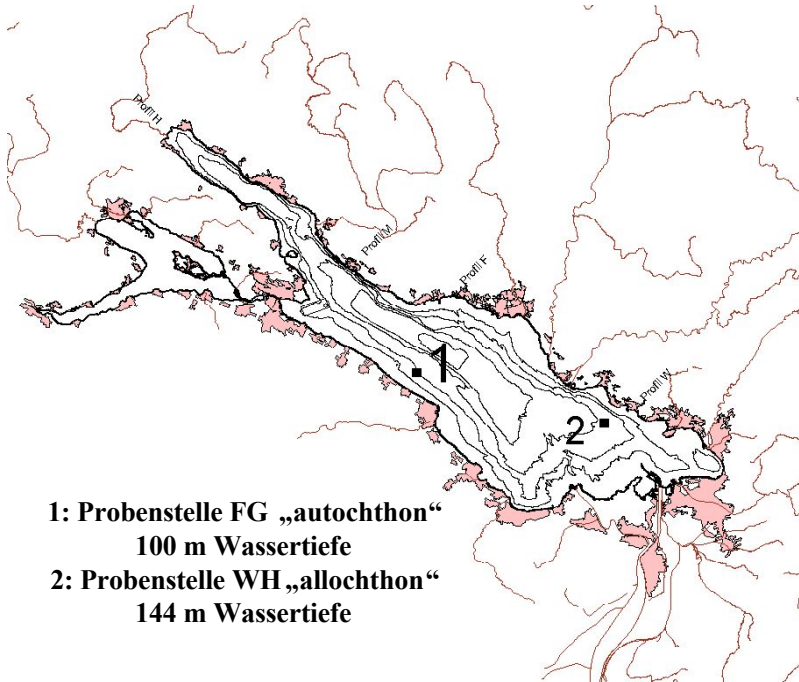
Seit den ersten in den 60er Jahren durchgeführten Untersuchungsreihen der IGKB (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) war es ein Anliegen, auch aus der Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand des Bodensees zu erhalten. Da die letzte Untersuchungsreihe hierzu in den 80er Jahren erhoben wurde, stellte sich vor allem die Frage, ob sich die seitdem im Wasserkörper weit fortgeschrittene Oligotrophierung auch in der Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften niedergeschlagen hat. Im Rahmen des Interreg-Projektes „Bodensee-Untersuchung-Seeboden“ (Wessels et al 2007 ISF 2006, IGKB 2007) wurde jedoch festgestellt, dass die räumliche Verteilung der benthischen Lebensgemeinschaften überraschend geringfügige Änderungen gegenüber früher aufwies. Es drängte sich daher die Frage auf, ob die (vermutlich innerhalb der letzten 30 Jahre wenig veränderte) Zufuhr von organischer Nahrung aus allochthonen Quellen ein wesentlich höheres Gewicht für die benthische Lebensgemeinschaft des Bodensees Seebodens hat als die planktische Primärproduktion. Eine erste Antwort darauf wurde durch vergleichende Untersuchung von 2 Probenstellen mit unterschiedlichem Ausmaß des allochthonen Eintrags erhofft.

Material und Methoden

Durch Beprobung mit Sedimentfallen (ca. 14 tägig) und von Sedimentoberflächen (4 wöchentlich) wurde die intraannuelle Variabilität der biologischen und sedimentologischen Parameter an zwei Probenstellen untersucht. Diese wiesen unter 48 Stellen die jeweils für allo- bzw. autochthone Sedimentation charakteristischsten sedimentologischen Signaturen auf. (Abb. 1, Tab. 1). Für die Analytik wurde je Station 3 – 5 Kerne im Tiefenintervall 0-1 cm (Chemische Parameter, Mikrobenthos) bzw. 0 – 10 cm (Meio und Makrobenthos) sowie Material aus den Sedimentfallen beprobt. Zur Beschreibung der Lithologie wurden Korngrößen, Mineralbestand, die Kohlenstoff- und Schwefelgehalte erfasst. Bakteriendichten wurden nach Formolfixierung durch Fluoreszenzzählung (DAPI) erfasst, Protozoen durch mikroskopische Lebendzählung im Dunkelfeld geschätzt. Meiobenthische Organismen wurden nach Fixierung und Siebung der Fraktion < 300 > 40 µm mit Dichtezentrifugation extrahiert und mikroskopisch ausgewertet. Makrobenthos wurde durch Siebung über 300 µm gesammelt und in Alkohol fixiert. Die ¹³C-Isopegehalte wurden massenspektrometrisch ermittelt. Sämtliche Analyseverfahren, und die verwendeten Methoden sind in an anderem Ort ausführlicher beschrieben (ISF 2006; Sala et al 2006. Wessels et al 2007).

Abb. 1:

Lage der Probenstellen im Bodensee



- 1: Probenstelle FG „autochthon“
100 m Wassertiefe
- 2: Probenstelle WH „allochthon“
144 m Wassertiefe

Ergebnisse

Das Jahr 2005 erwies sich – trotz des extremen Hochwassers im August - als „normales“ Seejahr. Nach einem Frühjahrsanstieg im April wurden ab Mai bis Mitte Juni geringere Algendichten beobachtet. In der zweiten Junihälfte folgte ein weiteres besonders stark ausgeprägtes Maximum mit großen Diatomeen. Während der nachfolgenden sommerlichen Planktonentwicklung bis Ende August bewegten sich die Algendichten auf mittlerem Niveau (Abb. 2, oben). Das Hochwasser vom Ende August blieb ohne merkliche Auswirkungen auf die Phytoplanktonentwicklung. Bei der Sedimentation (Abb 2 unten) war bemerkenswert, dass von der Frühjahrsentwicklung der Algen ein geringerer Anteil absedimentierte als bei der sommerlichen Algenentwicklung. Darüber hinaus war aber besonders augenfällig, dass die saisonalen Muster der Pigment-Sedimentation grundsätzlich ähnlich waren, und auch quantitativ in ähnlichen Größenordnungen lagen, bei einem leichten Trend zu höheren Raten für die Stelle WH. Diese Ergebnisse unterstützen die Annahme, dass der autochthone Teil der organischen Zufuhr zum Sediment für weite Bereiche des pelagischen Wasserkörpers in vergleichbaren zeitlichen Mustern und Größenordnungen abläuft.

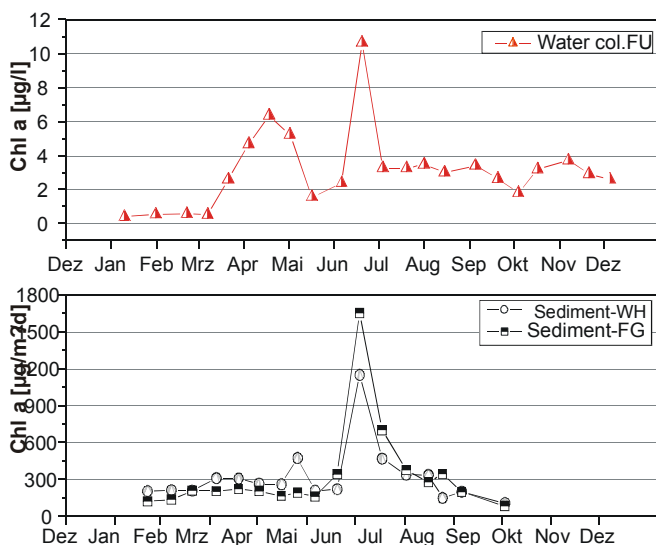


Abb. 2:

Entwicklung von Chloropyll a in der Wassersäule (0 – 20 m) und Sedimentationsraten von Chl a an den Stellen WH (allochthon) und FG (autochthon)

Obwohl die Konzentrationen von POC wegen der weit höheren Verdünnung durch anorganische Substanzen an der Stelle WH (Median 1,2 %) stets merklich unter denen der Stelle FG (Median 2,9 %) lagen, sedimentierte an der Stelle WH pro Jahr deutlich mehr organische Substanz als an der Stelle FG. Dabei war auffällig, dass die Unterschiede zwischen beiden Probestellen bis Mitte des Jahres besonders stark ausgeprägt waren, sich dann im Juli einander näherten, im Gefolge des August-Hochwassers an beiden Stellen anstiegen, wobei der Anstieg an der Stelle WH ungleich höher ausfiel (Abb. 3)

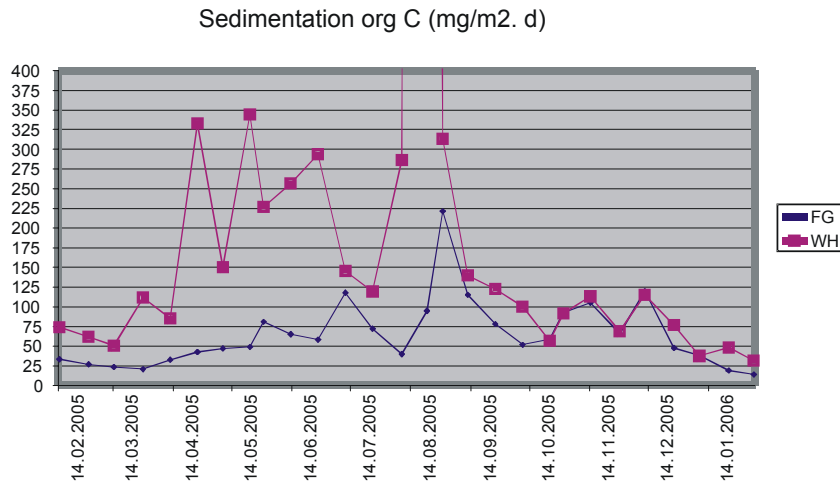


Abb. 3:

POC Sedimentationsraten an den Stellen WH (allochthon) und FG (autochthon)

Ein erhöhter Anteil allochthonen organischen Eintrags an Stelle WH wird auch durch Messungen der Gehalte an den stabilen ^{13}C -Isotopen bestätigt. An der Stelle WH überwogen schwere Gehalte mit einem δ -Wert von -28 was demnach für einen hohen Beitrag terrestrischer Pflanzen und/oder von Makrophyten zur organischen Sedimentation spricht. Die Isotopenuntersuchungen belegen aber auch, dass an beiden Stellen der relative Anteil autochthoner und allochthoner Sedimentation saisonal unterschiedlich ist. An beiden Stationen nimmt nach der Frühjahrsblüte der autochthone Anteil zu und nach dem Alpenschmelzwasser und dem Augusthochwasser der allochthone Anteil. (Abb. 4)

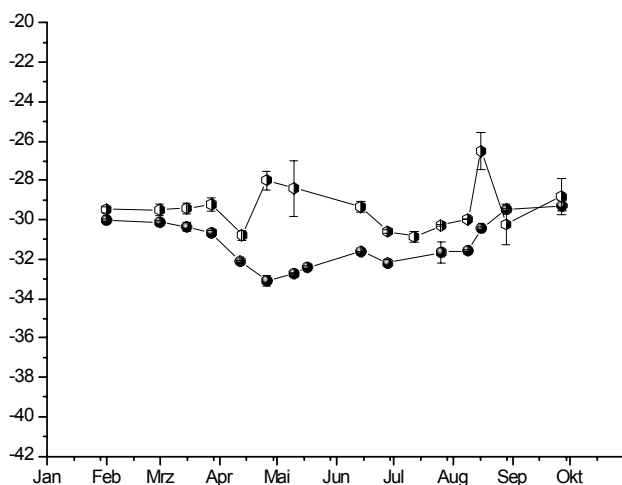


Abb. 4 : ^{13}C -Gehalte des an den Stellen FG (autochthon) und WH (allochthon) beprobten POC aus den Sedimentfallen

Die demzufolge für den autochthonen Anteil vergleichbaren, für den allochthonen Anteil jedoch sehr unterschiedlichen Raten der Sedimentation von POC führen zu ausgeprägten Unterschieden der benthischen Lebensgemeinschaften und deren Stoffumsätzen (Tab.1). Am bemerkenswertesten ist dabei, dass es bei der Stelle WH zu hohen Abundanzen von Nematoden und Oligochaeten im Vergleich zu FG kommt, während umgekehrt die mikrobiellen Kompartimente (Bakterien und Protozoen) an Stelle WH deutlich geringere Biomassen als an Stelle FG aufweisen. Trotz der deutlichen saisonalen Unterschiede in der Sedimentation waren an beiden Stellen keine ausgeprägten saisonalen Entwicklungen der benthischen Lebensgemeinschaften erkennbar (Wessels 2007, Sala & Güde 2006).

Tab. 1: Zusammenfassende Übersicht über die Ergebnisse der Untersuchungen der benthischen Lebensgemeinschaften an den beiden Probenstellen

| Kriterium | Probenstelle FG (autuchton) | Probenstelle WH (allochton) |
|--------------------------------------|--|---|
| Sedimentations-Charakteristik | Hohe mineralische Sedimentation, trotz geringer POC-Gehalte hohe POC-Gesamtsedimentation, Planktonanteil daran gering | Geringe mineralische Sedimentation, trotz erhöhter POC-Gehalte geringere Gesamt-POC Sedimentation, Planktonanteil daran bedeutend. |
| Mikrobenthos | Hohe Dichten von Bakterien , mässige Dichten von Protozoen, kein saisonales Muster, Fäkalbakterien (= Zeiger allochthoner Eintrag) selten geringe spezifische Abbauraten . | Geringe Dichte von Bakterien und Protozoen, kein saisonales Muster (Sala & Güde 2006), erhöhte Anteile Fäkalbakterien, erhöhte spezifische Abbauraten |
| Meiobenthos | Höhere Diversität, geringere Abundanz, keine Dominanz Nematoden. Höherer Anteil algivorer Arten | Geringere Diversität, hohe Abundanz, Dominanz Nematoden, höherer Anteil bacterivorer Arten |
| Makrobenthos | Geringe Abundanz von Oligochaeten, mittlere Abundanz Chironomiden, kein saisonales Muster (Wessels et al. 2007) | Hohe Abundanz von Oligochaeten, sehr geringe Abundanz von Chironomiden, kein saisonales Muster (Wessels et al. 2007) |

Trotz den somit deutlich geringeren Abundanzen der mikrobiellen Lebensgemeinschaften an der allochthonen Stelle WH, wurden an dieser Stelle fast durchwegs höhere Werte für mikrobielle Aktivitäten gemessen (¹⁴C-Leucin-Inkorporation als Maß für Proteinsynthese, ¹⁴C-Glukose Respiration als Maß für Atmungsintensität) als an der autochthonen Stelle FG (ISF 2006, 2007). Die daraus abzuleitende Annahme viel intensiveren mikrobiellen Stoffumsetzungen an Stelle WH wird auch durch die mit Mikroelektroden erhobenen Sedimentprofile für Sauerstoffgehalte und Redox-Spannungen unterstützt. Beide Parameter zeigten deutlich steilere Tiefengradienten an der allochthonen Stelle (Abb. 5). Diese Befunde sind klare Hinweise auf erhöhte Sauerstoffverbrauchsrate an Stellen mit erhöhter Ablagerung allochthonen Materials. Sie lassen somit den Schluss zu, dass ein beträchtlicher Teil des allochthon sedimentierenden POC biologisch verfügbar und nicht – wie häufig angenommen – eher refraktärer Natur ist.

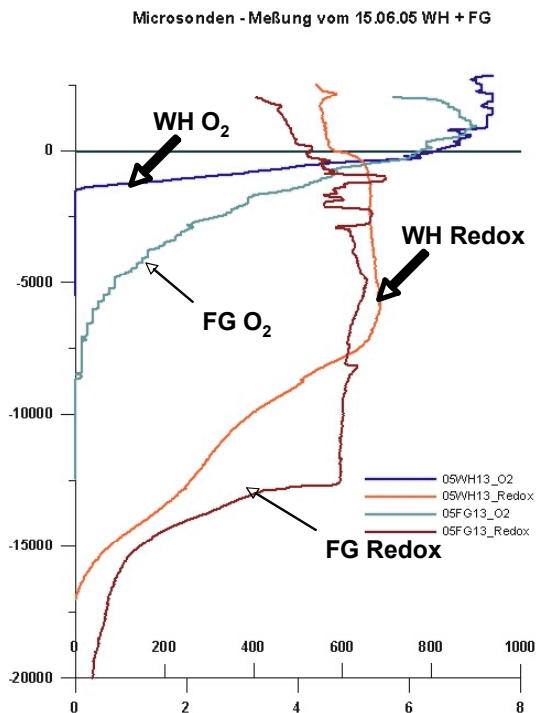


Abb. 5:

Mikropofile für Eh (Redoxspannung mV) und Sauerstoffgehalte (mg/l) an den Stellen FG (autochthon) und WH (allochton)

Zusammenfassend sprechen diese Befunde dafür, dass erhöhte allochthone Zufuhr von POC zu erhöhten mikrobiellen Aktivitäten in den Sedimenten und damit zu dort stark erhöhter Sauerstoffzehrung in der Sediment-Wasser-Grenzschicht führt. Über detritivore tierische Organismen mit hoher Toleranz gegenüber Sauerstoffdefiziten (va. Oligochaeten und Nematoden) wird die erhöhte heterotrophe mikrobielle Produktion verwertet und der Aufbau hoher Bestandsdichten dieser Tiere ermöglicht. Gleichzeitig halten diese durch ständige „Beweidung“ den „standing crop“ der Bakterien niedrig, aber aktiv. An diesem Beispiel zeigt sich, dass Abundanzen alleine unzureichende Indikatoren für mikrobielle Stoff-Umsätze sind. Zusätzlich verweisen die Ergebnisse auch auf die Notwendigkeit, das Indikationspotenzial des Makrobenthos für die Bewertung des Seezustands insgesamt konzeptionell zu überprüfen. Für dessen Zuordnung in Bewertungssystemen für stehende Gewässer sollte neben Trophiegradienten allochthone Einflüsse mindestens ebenso berücksichtigt werden.

Danksagung

Wir danken S.Eckenfels, B. Engesser, S. Fitz, A.Grath, B. Haibel, P.Heim, K.König und K.Popp für Laboranalysen und Auswertungen

Literatur

- ISF (2006): Bodensee-Untersuchung-Seeboden – Abschlußbericht für die Projektträger Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee und INTERREG IIIA Alpenrhein – Bodensee – Hochrhein: 1-149.
- ISF (2007, in Vorbereitung): Bodensee-Untersuchung-Seeboden. - Ber. Int. Gewässerschutzkommission Bodensee, 58.
- Wessels, M. Güde, H., Hetzenauer, H., Kümmerlin, R., Roßknecht, H. Schröder, H.G. Stich, H.B & Wolf, T. (2007): Der Bodensee – ein Modell für erfolgreiche Gewässersanierung? DGL 2006, Dieser Band.
- Sala, M.M. & Güde, H. 2006: Seasonal dynamics of pelagic and benthic (littoral and profundal) bacterial abundancies and activities in a deep prealpine lake (L. Constance). Arch. Hydrobiol 160, 289 - 303

Vergleichende Untersuchungen zur Ernährungsökologie von *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) und den heimischen Arten *Gammarus fossarum* Koch, 1835 und *Gammarus pulex* (L. 1758) (Crustacea, Amphipoda)

Julia Meinhard¹, Elisabeth I. Meyer² & H. Wolfgang Riss³

¹ Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, juliameinhard@web.de, ² meyere@uni-muenster.de, ³ riss@uni-muenster.de

Keywords: Gammaridae, Neozoen, Ernährungsökologie, Nahrungskonkurrenz

Einleitung

Das Vordringen und die Etablierung neozoischer Gammariden stellt eine weit verbreitetes Phänomen dar. Im Fall von *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) handelt es sich um eine ursprünglich im Mittelmeerraum beheimatete Art, welche in Deutschland erstmals durch Boecker (1926) beschrieben wurde und im Bereich der Paderborner Hochfläche bis in den Oberlauf der Alme nachgewiesen werden konnte (Meyer et al. 2004). In dem gewählten Untersuchungsgewässer, der Alme, konnte sich das Neozoon im Unterlauf bereits in hoher Abundanz ansiedeln. Obwohl es *E. berilloni* gelungen ist, bis in den Mittel- und Oberlauf der Alme vorzudringen, werden diese Bereiche weiterhin von den beiden heimischen Arten, *Gammarus fossarum* Koch, 1835 und *Gammarus pulex* (L. 1758), dominiert. Um Erklärungsansätze für dieses Verbreitungsmuster zu finden, wurde die Ernährungsökologie der drei Arten untersucht. Hierbei sollte die nahezu unbekannte Ernährungsweise von *E. berilloni* nähere Betrachtung finden. Sofern eine weitgehende Überschneidung der Nahrungsnischen gegeben ist, würde dies eine deutliche Konkurrenzsituation aufzeigen. Anhand von Laborexperimenten und der Analyse von Darminhalten sollte ein direkter Vergleich der Ernährungsweise der drei Arten erfolgen.

Material und Methoden

Um die bevorzugten Nahrungskategorien zu identifizieren, wurden im Rahmen eines Laborexperiments Falllaub (ein Gemisch aus Erle, Pappel und Weide), aquatische Moose, Totholz und frisch getötete Gammariden zur Konsumption angeboten. Diese Nahrungsquellen wurden in den Ecken der Versuchsgefäße platziert und eine Überlappung der einzelnen Kategorien vermieden. Der Bereich in den Versuchsansätzen, welcher frei von Nahrungsfragmenten blieb, wurde im Folgende als „neutraler Bereich“ bezeichnet. Gruppen von je 15 Individuen einer Art wurden in der Mitte des Versuchsbehältnisse ausgebracht und nach 30 min der Aufenthaltsort der Tiere protokolliert. Auf diese Weise erfolgte die Durchführung von je zehn Replika pro Gammariden-Art. Ziel dieses Versuches war es somit, anhand des Aufenthaltsortes der Tiere deren Präferenz gegenüber den vorhandenen Nahrungskategorien zu bestimmen.

In einem weiteren Experiment wurden, zur Untersuchung der Präferenz unterschiedlicher Laubarten, 15 Parallelansätze mit jeweils 20 Tieren einer Art durchgeführt. Über einen Zeitraum von sechs Tagen hinweg erhielten die Tiere Ahorn (*Acer pseudoplatanus* L.), Weide (*Salix x alba*), Pappel (*Populus nigra* L. x *canadensis* Moench), Esche (*Fraxinus excelsior* L.) und Erle (*Alnus glutinosa* (L.)) zur Auswahl. In jedem der Versuchsansätze lag das Laub limitierend in Form von drei 1 x 2 cm großen Fragmenten jeder Laubart vor. Die Quantifizierung der Fraßmengen erfolgte anhand von digitalen Fotografien und unter Verwendung eines Bildanalyseprogramms, mit dessen Hilfe der Flächeninhalt der einzelnen Blattfragmente dokumentiert wurde. Anschließend erfolgte eine Umrechnung der Fraßmengen in mg aschefreier Trockenmasse (AFTM) pro Tier.

Die Ermittlung der in den Darminhalten vorherrschenden Nahrungskategorien (anorganische Partikel, Totholz, pflanzliche und tierische Fragmente, Pilzhyphen und amorpher Detritus) erfolgte in Form einer Modifikation der klassischen flächenbezogenen Analyse nach Cummins (1973). Hierbei wurden die homogenisierten Darminhalte von jeweils fünf Tieren einer Art zusammen auf einen Objektträger gebracht. Von diesen wurden anschließend zufällig fünf Bildausschnitte ausgewählt und mittels eines Bildanalyseprogramms die Flächeninhalte der Anteile an den jeweiligen Nahrungskategorien ermittelt. Pro Gammariden-Art wurden entsprechend dieser Vorgehensweise zehn solcher Objektträger untersucht. Die Sammlung der verwendeten Tiere erfolgte im Sommer. Die Tiere wurden bereits im Freiland abgetötet, so dass die Darminhalte einen repräsentativen Überblick über die im Freiland vorherrschende Ernährungsweise geben.

Ergebnisse

Bevorzugte Nahrungskategorien

Die experimentellen Untersuchungen zur Klärung der bevorzugten Nahrungskategorien zeigten ein sehr heterogenes Bild (Abb. 1).

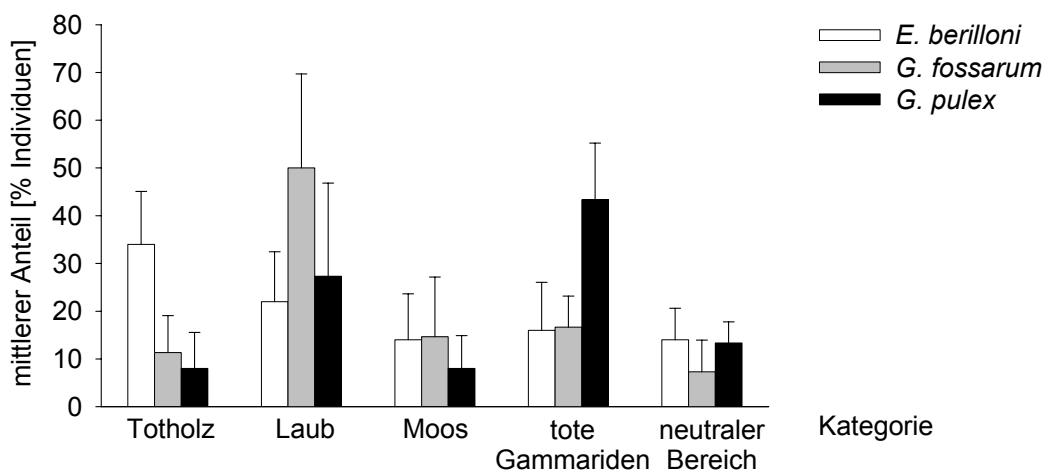


Abb. 1: Prozentualer Anteil an Individuen, welche sich an den im Experiment angebotenen Nahrungskategorien aufhielten

Sowohl *E. berilloni*, als auch *G. fossarum* und *G. pulex* zeigten eine deutliche Bevorzugung bestimmter Nahrungsquellen (eindim. χ^2 -Test, $df = 4$, $\chi^2 = 47 - 133$, $p < 0,001$). Durch den Vergleich der drei Arten untereinander wurde deutlich, dass sie sich in der jeweils am häufigsten frequentierten Nahrungsquelle signifikant unterschieden (zweidim. χ^2 -Test, $df = 8$, $\chi^2 = 89$, $p < 0,001$). *E. berilloni* wies im Vergleich mit den übrigen Nahrungskategorien eine signifikant höhere Präfe-

renz zu Totholz auf (Mann-Whitney-U-Test, $U = 49$, $n_1 = 10$, $n_2 = 40$, $p < 0,001$). In ähnlicher Weise wurde *G. fossarum* in hohem Maße an den Laubfragmenten vorgefunden (Mann-Whitney-U-Test, $U = 18$, $n_1 = 10$, $n_2 = 40$, $p < 0,001$), wohingegen *G. pulex* die toten Gammariden am häufigsten frequentierte (Mann-Whitney-U-Test, $U = 27$, $n_1 = 10$, $n_2 = 40$, $p < 0,001$).

Laubpräferenzen

Die Ergebnisse zur Überprüfung der Laubpräferenz zeigen Unterschiede in der Nutzung der angebotenen Laubarten auf (Tab. 1).

Tab. 1: Mittlere Fraßmenge in AFTM [$\text{mg} \cdot \text{Tier}^{-1}$] nach sechs Tagen
(die maximal verfügbare Menge pro Tier lag bei 1,3 mg AFTM)

| | Esche | Erle | Pappel | Weide | Ahorn |
|---------------------|-------|------|--------|-------|-------|
| <i>G. fossarum</i> | 1,3 | 0,7 | 0,5 | 0,6 | 0,4 |
| <i>G. pulex</i> | 1,3 | 0,7 | 0,8 | 0,8 | 0,2 |
| <i>E. berilloni</i> | 1,2 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0,1 |

Esche wurde von allen drei Arten deutlich bevorzugt, wohingegen Ahorn einhellig abgelehnt wurde. Zwischen den beiden *Gammarus*-Arten zeigten sich keinerlei signifikante Unterschiede. *E. berilloni* wies im Vergleich zu *G. fossarum* und *G. pulex* eine signifikant geringere Fraßtätigkeit gegenüber Pappel, Weide und Ahorn auf (ANOVA, $F = 5,6 - 9,5$, $df = 2$, $p = 0,001 - 0,05$).

Darminhaltsanalysen

Entsprechend der gewählten Methodik geben die Ergebnisse (Abb. 2) den prozentualen Flächenanteil der Nahrungskategorien, die in den Darminhalten vorgefunden wurden, wieder.

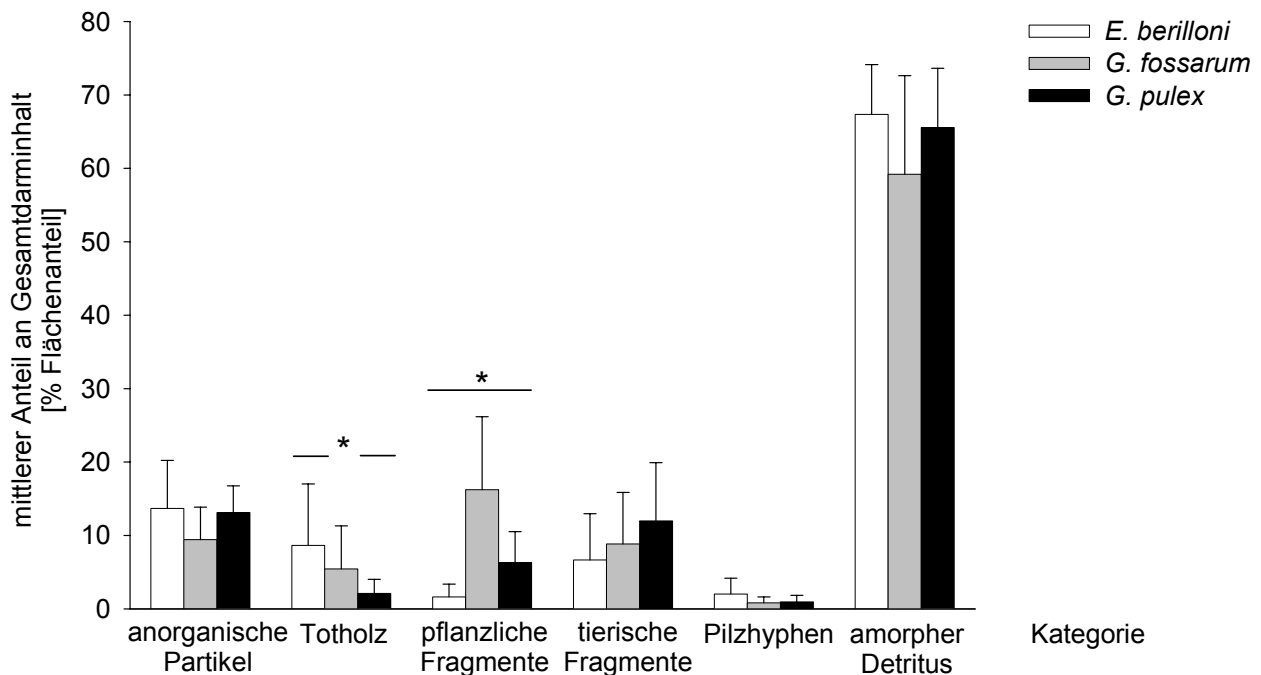


Abb. 2: Anteile der definierten Kategorien am gesamten Darminhalt

Amorpher Detritus, dessen Ursprung vermutlich von unterschiedlichsten, bereits stark zersetzten Substanzen herrührt, bildete den Hauptbestandteil der Darminhaltssubstanz. Signifikante Unterschiede ergaben sich bezüglich pflanzlicher Fragmente und Totholz. In den Darminhalten von *G. fossarum* konnten deutlich mehr pflanzliche Fragmente vorgefunden werden als bei den beiden anderen Arten (Multiple Range Test, $n = 10$, $p < 0,5$). Der Vergleich des Anteils an Totholz ergab, dass *E. berilloni* im Gegensatz zu *G. pulex* einen signifikant höheren Anteil aufwies (Multiple Range Test, $n = 10$, $p < 0,5$). Darüber hinaus zeigten sich bei Betrachtung der übrigen Darminhaltssubstanzen nur geringfügige Unterschiede.

Diskussion

Auf der Basis verschiedenster Untersuchungen kann die Ernährungsweise von *G. fossarum* und *G. pulex* als weitest gehend aufgeklärt angesehen werden. Demzufolge zählen die beiden *Gammarus*-Arten zu typischen Vertretern des Ernährungstyps des Zerkleinerers, welche sich in geringerem Umfang jedoch auch als Weidegänger, Räuber, Sediment- und Holzfresser betätigen. Weiterhin sind die physiologischen Hintergründe für die Bevorzugung bestimmter Nahrungsquellen gut untersucht. Die Präferenz gegenüber qualitativ hochwertigen Laubarten ergibt sich beispielsweise aus einem besseren Wachstum (Sutcliffe et al. 1981, Gee 1988) und einer geringeren Sterblichkeit der Tiere, welche durch das physiologisch günstigere C/N-Verhältnis hervorgerufen werden. Die in der vorliegenden Untersuchung erzielten Ergebnisse bestätigen die vorherrschende ernährungsökologische Einordnung von *G. fossarum* und *G. pulex*.

Sowohl die Laborexperimente als auch die Ergebnisse der Darminhaltsanalysen haben zeigen können, dass die von *E. berilloni* bevorzugten Nahrungsquellen weitgehend denen der beiden *Gammarus*-Arten entsprechen. Dieses konnte durch die Berechnung des Index nach Schoener (1968) bestätigt werden, nach welchem sich eine Überschneidung der Ernährungsnischen von deutlich über 60 % ergab. Demzufolge kann davon ausgegangen werden, dass zwischen diesen drei Arten eine Konkurrenz um Nahrung vorliegt. Dennoch ist auch ein Unterschied in der Nutzung der Nahrungsquelle Falllaub zu sehen. *E. berilloni* wies eine signifikant geringere Fraßtätigkeit bezüglich Falllaub auf (Tab. 1). Diese Beobachtung konnte zudem durch ein weiteres Experiment bestätigt werden. Weiterhin wurde bei *E. berilloni* eine höhere Affinität gegenüber Totholz nachgewiesen (Abb. 1 und 2). Im Vergleich zu *G. fossarum* und *G. pulex* erscheint *E. berilloni* somit weniger spezialisiert. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass das Neozoon bei Ressourcen-Knappheit eine höhere Konkurrenzstärke aufweist und somit in ernährungsökologischer Hinsicht das Potenzial zur Verdrängung der beiden heimischen Arten aufweist.

Literatur

- Boecker, E. (1926): Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* Catta in Westfalen. Zoologischer Anzeiger 66. Band: 5-8.
- Cummins, K.W. (1973): Trophic relations of aquatic insects. Ann. Rev. Entomol. 18: 183-206.
- Gee, J.H.R. (1988): Population dynamics and morphometrics of *Gammarus pulex* (L.): evidence of seasonal food limitation in a freshwater detritivore. Freshwat. Biol. 19: 333-343.
- Meyer, A., N. Kaschek & E.I. Meyer (2004): The effect of low flow and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in a karstic stream system (Westphalia, Germany). Crustaceana 77: 909-922.
- Schoener, T.W. (1968): The *Anolis* lizards of Bimini: Resource partitioning in complex fauna. Ecology 49: 704-726.
- Sutcliffe, D.W., T.R. Carrick & L.G. Willoughby (1981): Effects of diet, body size, age and temperature on growth rates in the amphipod *Gammarus pulex*. Freshwat. Biol. 11: 183-214.

Die Amphipoden der Paderborner Hochfläche – Verbreitung, Ökologie, Genetik

Michael Zeidler¹, Maren Gravelaar, H. Wolfgang Riss & Elisabeth I. Meyer²

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Hüfferstr. 1, 48149 Münster,
Abteilung für Limnologie; ¹zeidlem@web.de, ²meyere@uni-muenster.de

Keywords: Amphipoden, Karst, Austrocknung

Einleitung

Das Gewässernetz der Paderborner Hochfläche ist durch starke Verkarstungserscheinungen geprägt. Durch Auswaschung des Kalkes versickert das Wasser in den Untergrund und die meisten Fließgewässer fallen über Teilstrecken ihres Verlaufes trocken. Diese Fraktionierung hat weitreichende Folgen für die limnische Fauna.

Im Untersuchungsgebiet werden drei Arten von Amphipoden gefunden, die teilweise sympatrisch leben. Neben den einheimischen Arten *Gammarus fossarum* Koch 1836 und *Gammarus pulex* L. 1758 wurde auch der Neozon *Echinogammarus berilloni* (Catta 1878) nachgewiesen, der von der Lippe aus in das System einwandert und vor allem *G. pulex* aus dem Unter- und Mittellauf der Alme verdrängt (Abb. 1). Die Entwicklung dieses Systems wird seit einigen Jahren intensiv beobachtet (MEYER et al 2004) und durch Experimente zur Ökologie der drei Arten begleitet. Amphipoden sind hololimnisch, aber durch Wanderung und Drift sowohl stromaufwärts als auch abwärts mobil, so dass die temporären Abschnitte als natürliche Wanderungshindernisse wirken.

Das vorliegende Projekt ist ein Teil eines größeren Forschungsprojektes zu Ökologie von Makrozoobenthosarten in temporären Fließgewässern. Hier werden Ergebnisse zum Verhalten der Amphipoden bei sinkendem Wasserstand und zur Überlebenswahrscheinlichkeit bei Austrocknung gezeigt. Außerdem wird ein Ausblick auf eine geplante Metapopulationsanalyse gegeben.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Paderborner Hochfläche ist mit etwa 360 km² das größte zusammenhängende Karstgebiet in NRW. Das Gewässernetz dieses Gebietes ist stark durch nacheiszeitlich Kalkauswaschungen geprägt und zeigt ein breites Spektrum an Karsterscheinungen (Quellen, Bachschwinden, unterirdischen Höhlen, etc.). Es umfasst das Einzugsgebiet der Alme mit den Nebenflüssen Afte, Altenau, Sauer und Ellerbach und entwässert über die Lippe zum Rhein (Abb.1). Nur die Afte fließt durchgängig bis zur Mündung in die Alme. Alle anderen Fließgewässer zeigen unterschiedlich stark ausgeprägte Trockenabschnitte im Sommer. Das versickernde Wasser fließt durch ein nacheiszeitlich gebildetes unterirdisches Netz wasserleitender Klüfte nach Paderborn und tritt hier in den Paderquellen an die Oberfläche (STILLE 1903). Dies führt im Sommer zur Austrocknung vieler Ab-

schnitte der Fließgewässer und vor allem in den Wintermonaten zu stark schwankenden Abflüssen, da das Abflussregime durch den unterirdischen Puffer sehr komplex ist. Im Längsverlauf sind viele Gewässer durch einen mehrmaligen Wechsel zwischen permanenten und temporären Abschnitten gekennzeichnet (MEYER & MEYER 2000).

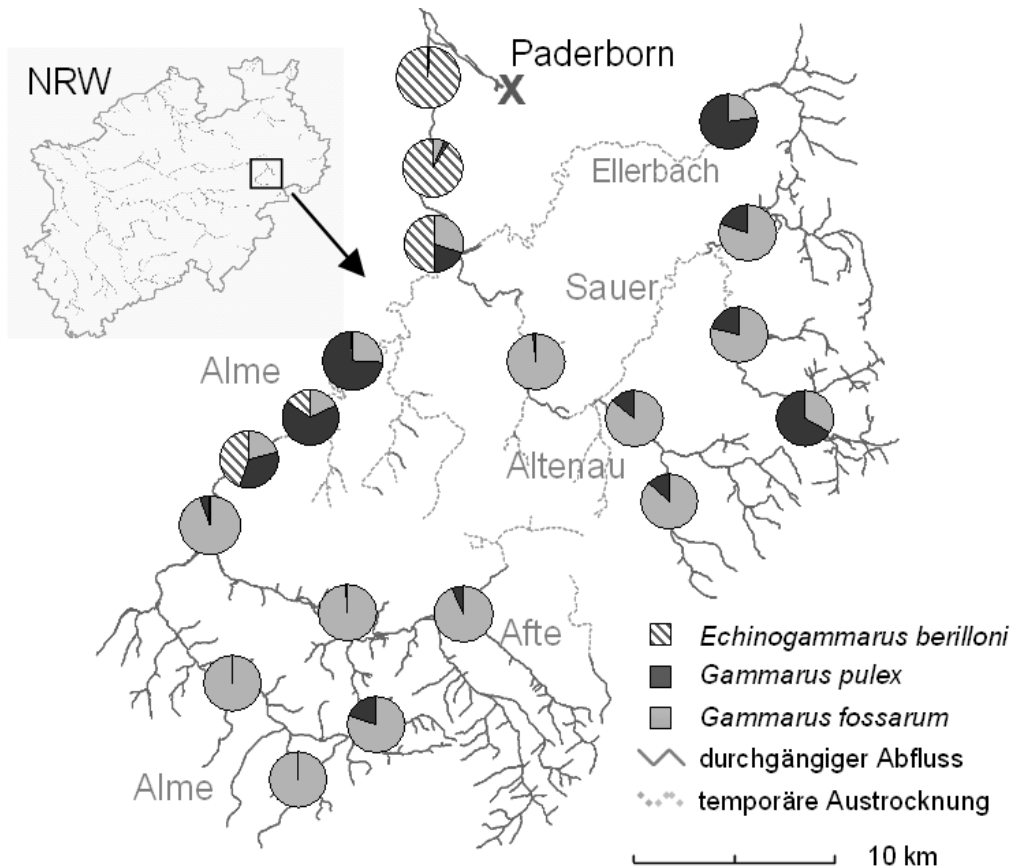


Abb. 1: Gewässernetz mit Angabe der Durchgängigkeit des Abflusses und Verbreitung der drei untersuchten Arten auf der Paderborner Hochfläche

Untersuchte Arten

Gammarus fossarum und *Gammarus pulex* sind zwei sehr nah verwandte Arten, die typisch für Fließgewässer in Mitteldeutschland sind. *G. fossarum* gilt als Art der Quellen und Oberläufe die im Vergleich zu *G. pulex* kühles, schnell fließendes und reines Wasser bevorzugt. Wo diese Bedingungen nicht gegeben sind, zeigt sich *G. pulex* als konkurrenzstärker. Beide Arten werden überwiegend als Zerkleinerer eingeordnet, nutzen aber auch andere Ernährungsstrategien. *G. pulex* deckt dabei einen größeren Teil seines Nahrungsbedarfes als Räuber und Aasfresser (MEINHARD 2006).

Über die Ökologie von *E. berilloni* ist noch wenig bekannt. Die Art ist als Neozoon aus dem Ponto-kaspischen Raum eingewandert, besiedelt sommerwarme Fließgewässer (THIENEMANN 1950) und wurde das erste Mal 1925 in der Lippe nachgewiesen (BOECKER 1926). KLEY und MAIER (2006) zeigen, dass *E. berilloni* ähnliche Reproduktionscharakteristika zeigt wie die beiden heimischen Arten. Auch das Nahrungsspektrum ist ähnlich (MEINHARD 2006). Anhand von 200 Fundstellen der staatlichen Umweltämter in NRW wurde versucht, das Vorkommen von *E. berilloni* mit den Parametern Wassertemperatur, O₂-Konzentration, O₂-Sättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit und TOC-

Gehalt zu erklären. Es konnten allerdings keine statistisch signifikanten Zusammenhänge gefunden werden (GRAVELAAR et al. 2006).

Material und Methode

Es wurden mehrere vergleichende Experimente mit dem Fokus auf Überlebensdauer bei Austrocknung, sowie auf den Aufenthaltsort und Reaktion der Arten bei Veränderung des Wasserstandes durchgeführt.

Die **Überlebensdauer bei unterschiedlicher relativer Luftfeuchte (rLF)** wurde mit Hilfe von zwei geschachtelten und abgedichteten Bechergläsern getestet. In jeweils größeren waren je nach Versuchsansatz 500 ml Wasser oder 300 ml Silica-Gel blau so eingefüllt, dass es nicht zum Kontakt mit den jeweils vier Tieren einer Art kam. Die resultierende rLF bei 20-22°C betrug 100 bzw. 36 %. Zusätzlich wurde der Versuch auch bei Raumluft mit 65 % rLF durchgeführt. Die Tiere wurden voneinander getrennt in einer Petrischale im Versuchsaufbau beobachtet, nachdem sie sich 30 min akklimatisiert hatten. Kriterium der Mortalität war das Aussetzen der Pleopodenschläge. Zusätzlich wurde durch Kontakt mit einer Pinzette gegebenenfalls der Tod kontrolliert. Dieser Versuchsansatz wurde in vier Parallelproben pro Art und Grad rLF wiederholt. Die Ergebnisse wurden mit einer One-Way-ANOVA auf Signifikanz überprüft (df = 47).

Der **Einfluss von hydrologischen Störungen** (wie z.B. sinkender Wasserspiegel) wurde sowohl mit Fokus auf den Aufenthaltsort, als auch auf die Veränderung der Mobilität hin untersucht. Simuliert wurde die Pool-Phase während der Austrocknung temporärer Fließgewässer. Das Habitatmodell war ein 80 x 56 cm großer Mesokosmos mit einer flachen Zone von 2 cm Wassertiefe und einem Poolbereich von 9,5 cm Tiefe. Die Temperatur betrug 12-13°C und als Substrat wurde ein naturnahes Sand-Kies-Gemisch gewählt. 20 Tiere wurden in der Mitte in einer Röhre eingesetzt und akklimatisiert. Durch einen mit Gaze bespannten Schlauch konnte Wasser in zwei verschiedenen Geschwindigkeiten (0,01 l/s bzw. 0,04 l/s) abgelassen werden.

Pro Art und Wasserstandsveränderung wurden drei Replika durchgeführt. Aufgezeichnet wurde der Aufenthaltsort nach 10 min und die Anzahl der Linienüberquerungen vom Pool- zum Nicht-Poolbereich innerhalb dieser 10 min.

Ergebnisse

Die Untersuchung zur Überlebensdauer der Amphipoden bei unterschiedlicher rLF ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Arten bei niedriger rLF (36 % rLF; $F = 1,982$; $p = 0,15$). Die Überlebensdauern lagen bei etwa 40 (*G. fossarum*, *G. pulex*) bzw. 60 Minuten (*E. berilloni*). Bei mittlerer rLF (Raumluft, 65 % rLF) unterschied sich die Überlebensdauer von *E. berilloni* signifikant von der der beiden *Gammarus*-Arten, die keine Unterschiede zeigten ($F = 4,673$; $p = 0,014$). *E. berilloni* zeigte eine höhere Überlebensdauer von etwa 75 Minuten, während *G. fossarum* (43) und *G. pulex* (53) geringere Überlebensdauern zeigten. Bei hoher rLF, wie im Freiland unter Steinen und in Moospolstern gemessen, wies *G. fossarum* eine signifikant längere Überlebensdauer auf (700 min) als *G. pulex* (470 min) und *E. berilloni* (250 min) ($F = 10,742$; $p < 0,001$).

Einfluss auf diese Ergebnisse kann die Größe und damit das Volumen der untersuchten Tiere haben. Generell nimmt der Einfluss der Größe bei steigender rLF ab. Bei geringer und mittlerer rLF ist für alle Arten eine signifikante positive Beziehung zwischen Größe und Überlebensdauer zu erkennen. Am stärksten ist dieses Verhältnis bei *G. fossarum* ausgeprägt, am schwächsten bei *G. pulex*.

Bei den Untersuchungen zum **Einfluss von hydrologischen Störungen** zeigte sich, dass *G. fossarum* und *E. berilloni* bei den verschiedenen Versuchsansätzen unterschiedlich reagierten. Bei beiden Arten verschob sich das Verhältnis zwischen Tieren im bzw. außerhalb des Pools signifikant zugunsten der Pool-Situation. Bei einem Vergleich der Ablasssituationen (entsprechend unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten und Wasserständen) über die Arten zeigte sich für alle Ablasse hohe Signifikanz. Bei Betrachtung der Mobilität, fiel auf, dass *G. fossarum* signifikant mehr Linienüberquerungen zwischen Pool und Nicht-Pool zeigte. Die Ablasssituation allein hatte keinen signifikanten Einfluss.

Diskussion

Generell wurde eine bessere Anpassung an die hydrologischen Gegebenheiten für *G. pulex* im temporären Bereich erwartet, wo die Art dominant ist. Hätte *E. berilloni* besondere Anpassungen gezeigt, könnte man damit die erfolgreiche Invasion dieser Art erklären (vgl. Abb. 1). Die Ergebnisse stützen aber keine der beiden Hypothesen.

Die Überlebensdauer bei verschiedener rLF zeigt bei geringer und mittlerer rLF zwar teilweise signifikante Vorteile für *E. berilloni*, aber die zeitlichen Unterschiede sind so gering, dass sie keine biologische Relevanz haben. Bei hoher rLF, wie sie in Refugialräumen zu finden ist, hat *G. fossarum* einen deutlichen Vorteil. Ein Unterschied von 240 min bzw. 400 min könnte schon eher im Freiland biologisch relevant sein, wenn es durch Niederschläge zur Wiederauffüllung der Pools kommt. Die Verteilung der Arten im Gelände kann das Experiment allerdings nicht erklären.

Bei der Reaktion auf hydrologischen Stress zeigte sich, dass sowohl *G. fossarum* als auch *E. berilloni* auf sinkende Wasserspiegel reagieren. Die in temporären Bereichen dominante Art *G. pulex* scheint nicht zu reagieren. Allerdings hält sich die Art auch deutlich öfter in Pool-Flächen auf, was eine Veränderung der Position und eine erhöhte Aktivität weniger dringend macht. Dass *G. fossarum* auch generell aktiver ist, kann als Anpassung an die meist höheren Fließgeschwindigkeiten im Bachoberlauf gewertet werden.

Worin die Überlegenheit von *E. berilloni* begründet ist, die aktuell zur fast vollständigen Verdrängung von *G. pulex* aus den Gebieten unterhalb der temporären Stellen führt, lässt sich auf Grundlage der bisherigen Erkenntnisse nicht sagen. In der Reproduktion scheinen keine entscheidenden Vorteile vorzuliegen (KLEY & MAIER 2006). Auch das Nahrungsspektrum der drei Arten ist nicht so unterschiedlich, dass es eine Erklärung für die Verteilung der Arten bieten würde (MEINHARD 2006). Weder die statistische Analyse der abiotischen Parameter noch die experimentell gewonnenen Ergebnisse erbrachten bisher hierzu Hinweise. Sie widersprechen eher den auf Grundlage der Verbreitung geäußerten Vermutungen.

Ein weiterer Ansatz ist die Analyse der genetischen Struktur der Populationen. Da hier ein stark fraktionierter Lebensraum vorliegt und die Arten nicht durch Flug einen permanenten genetischen Austausch erreichen können, ist von einer Metapopulation auszugehen. Einzelne Subpopulationen, die durch temporäre Abschnitte isoliert sind, sollten sich genetisch von den anderen Teilpopulationen unterscheiden. Hierbei liegt eine große Dynamik vor, da durch unterschiedlich trockene Sommer nicht vorhersehbar ist, welche Abschnitte als Refugialräume zur Verfügung stehen. Es kommt daher fortlaufend zum Aussterben und nachfolgend zur Wiederbesiedlung einzelner Abschnitte. Hierbei ist auch entscheidend, dass keine Überdauerungsstadien für die drei Arten bekannt sind und die Wiederbesiedlung nach Austrocknung nur durch Drift und Aufwanderung erfolgen kann. Auch das Interstitial bietet im Karst keinen Rückzugsraum, weil kein ausgeprägtes Lückensystem vorliegt.

Vorteile der populationsgenetischen Untersuchungen in diesem Gebiet sind, dass die Wanderungswege und auch die zeitlichen Einschränkungen zur Wanderung genau nachvollzogen werden können, was bei den meisten Projekten nicht der Fall ist. So ist es vielleicht möglich, die Ausbreitungsgeschichte der Arten mit ihrer rezenten Verbreitung nachzuvollziehen und zu erklären.

Zusammenfassung

Die Limnofauna der Gewässer der Paderborner Hochfläche wird stark durch die Fraktionierung des Lebensraumes aufgrund des Einflusses von Verkarstung bestimmt. Die Ökologie der drei vorkommenden Amphipodenarten wurde mit Fokus auf die Überlebenswahrscheinlichkeit bei unterschiedlicher Luftfeuchte und die Reaktion auf sinkende Wasserstände untersucht. Die Verbreitung der Arten im Untersuchungsgebiet zeigten, dass *Echinogammarus berilloni* als invasives Neozoon konkurrenzstärker ist als *Gammarus pulex*, der in den temporären Bereichen einen Rückzugsraum besitzt. Das Vorkommen von *Gammarus fossarum* liegt überwiegend in den oberen Abschnitten des Untersuchungsgebietes.

G. fossarum zeigte signifikant längere Überlebensdauer bei hoher Luftfeuchte. Bei niedriger Luftfeuchte waren die Unterschiede zwischen den Arten so gering, dass sie ökologisch nicht relevant sind. Bei sinkendem Wasserstand verändern nur *G. fossarum* und *E. berilloni* die Position im Gewässer hin zu den Pools. *G. fossarum* war dabei generell die aktivste Art.

Die Ergebnisse haben Unterschiede zwischen den drei Arten aufgezeigt, die aber ihre räumlich Verteilung nicht erklären können. Um das System weiter zu analysieren, ist eine Analyse der Metapopulationsstruktur mittels Mikrosatelliten geplant. Mit dieser sollen neben der rezenten Verbreitung auch die Ausbreitungsgeschichte und Wanderungswege aufgeklärt werden.

Danksagung

Den staatlich Umweltämtern in NRW wird für die Bereitstellung von Daten gedankt.

Literatur

- BOECKER, E. (1926): Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* (Catta) in Westfalen. - Zool. Anz. 66: 5-8.
- GRAVELAAR, M., MEYER, E.I. & RISS, H.W. (2006): *Echinogammarus berilloni* in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - (Karlsruhe) 2005, Werder 2006: 294-297.
- KLEY, A. & MAIER, G. (2006): Reproductive characteristics of invasive gammarids in the Rhine-Main-Danube catchment, South Germany - Limnologica 36: 79-90.
- MEINHARD, J. (2006): Untersuchungen zur Nahrungskonkurrenz dreier koexistenter Gammaridae. - Diplomarbeit WWU Münster (unveröff.).
- MEYER, A. & MEYER, E.I. (2000): Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany) - Aquat. Sci. 62: 216-231.
- MEYER, A., KASCHEK, N. & MEYER, E.I. (2004): The effect of low flow and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in a karstic stream system. - Crustaceana 77: 909-922.
- STILLE, H. (1903): Geologisch-hydrologische Verhältnisse im Ursprungsgebiet der Paderquellen zu Paderborn. - Abhandlungen der Königlich-Preußischen Geologischen Landesanstalt Berlin, N.F. 38: 1-129.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. In: THIENEMANN, A. (ed.): Die Binnengewässer 18, (Schweizerbart) Stuttgart.

HEERMANN, L., BEECK, P. & J. BORCHERDING: Basiert phänotypische Plastizität zweier Größenkohorten von 0+ Flussbarschen auf der Nutzung verschiedener Nahrungsressourcen?

HIRNING, M., LÖFFLER, H. & PH. FISCHER: Wo laichen Trüschen im Bodensee? Ein kombinierter Einsatz von Ultraschalltelemetrie, ROV-Technologie und Befischungskampagnen

HIRSCH, PH. & PH. FISCHER: Zum Einfluss des Neozoons Kamberkrebs (*Orconectes limosus* Raf.) auf die benthische Fischgemeinschaft im Litoral des Bodensees

KÖNIG, U., FISCHER, PH., KLAHOLD, P. & J. BORCHERDING: Mutig oder schüchtern: Mesokosmosexperimente zum Trade-off von Futtersuche und Räubervermeidung zweier Größenklassen von 0+Flussbarschen

PITSCH, M., KAHL, U., RADKE, R. & J. BENNDORF: Top-down Steuerung mit Forellen – See- oder Regenbogenforellen?

PROBST, W. N. & R. ECKMANN: Hydroakustische Untersuchungen über das Verhalten juveniler Flussbarsche *Perca fluviatilis* und Trüschen *Lota lota* im sommerlichen Bodenseepelagial

SCHARF, W.: Erfolgreiche fischereiliche Langzeitbewirtschaftung einer schwach eutrophen Mittelgebirgstalsperre

SCHLEUTER, D. & R. ECKMANN: Generalist versus Spezialist: Nahrungsvariabilität und Konkurrenz von Fluss- und Kaulbarschen im re-oligotrophierten Bodensee

STOLL, ST. & PH. FISCHER: Die perfekte Welle – Mesokosmos-Experimente zur Wirkung von Wellenschlag auf das Wachstum juveniler Cypriniden

THOMAS, G. & R. ECKMANN: Einfluss von Trophie und Bestandsbiomasse auf das Wachstum der Bodensee-Felchen

Basiert phänotypische Plastizität zweier Größenkohorten von 0+ Flussbarschen auf der Nutzung verschiedener Nahrungsressourcen?

Lisa Heermann¹; Peter Beeck² & Jost Borcharding¹

¹ Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Allgemeine Ökologie und Limnologie, Ökologische Forschungsstation, D-46459 Rees-Grietherbusch, e-mail: ulrike.koenig@uni-koeln.de

² derzeitige Adresse: Mainstr. 20, 47051 Duisburg, e-mail: peterbeeck@web.de

Keywords: 0+Flussbarsch, Morphometrie; trophischer Polymorphismus, frühe Piscivorie

Einleitung

Phänotypische Plastizität wurde bei einer Vielzahl von Organismen gezeigt (Skúlason & Smith, 1995; Smith & Skúlason, 1996; Agrawal, 2001; West-Eberhard, 2002) und wird sowohl als wichtige Anpassungsstrategie an variierende Umwelteinflüsse (Scheiner, 1993), als auch als ein evolutiv wirkender Faktor angesehen (Smith & Skúlason, 1996; Agrawal, 2001). Morphologische Variabilität in Verbindung mit Nutzung von verschiedenen Habitaten und Futterressourcen wird häufig als „trophischer Polymorphismus“ bezeichnet (Skúlason & Smith, 1995; Smith & Skúlason, 1996), der insbesondere bei Fischen häufig aufzutreten scheint (Smith & Skúlason, 1996).

Persson (1988) beschreibt zwei ontogenetische Nahrungsnischenwechsel für den Flussbarsch *Perca fluviatilis* L.: In der Larvalphase und zu Beginn der Juvenilphase ernähren sich Barsche zunächst von Zooplankton, wechseln dann zu Makrozoobenthos und werden schließlich piscivor wenn sie zwei bis drei Jahre alt sind. Diese Nahrungsnischenwechsel gehen normalerweise einher mit ontogenetischen Formveränderungen (Hjelm et al., 2000). Olsson & Eklöv (2005) zeigten in einer experimentellen Studie, dass sowohl die Struktur des genutzten Habitats, als auch die Art der genutzten Futterressource eine Rolle bei der Ausbildung verschiedener Morphologien spielt.

Beeck et al. (2002) untersuchten eine 0+Jahrgangskohorte, die sich im Laufe des Sommers in eine schnell und eine langsam wachsende Größenkohorte aufspaltete. Beide Kohorten nutzten dasselbe wenig strukturierte Habitat, zeigten jedoch Unterschiede in der Nahrungsaufnahme. Die kleine Wachstumskohorte ernährte sich überwiegend von Zooplankton, während die große Wachstumskohorte im Frühsommer piscivor war. Morphologische Untersuchungen dieser Individuen können also Aufschlüsse darüber geben, inwiefern ein Nahrungsnischenwechsel die Morphologie beeinflusst.

Im ersten Teil der vorliegenden Studie wurden deshalb Individuen der großen und kleinen Wachstumskohorte und solche der noch unimodalen Größenverteilung im Juni morphologisch untersucht. Obwohl die Magenanalysen zeigten, dass sich die große Wachstumskohorte von Brassenlarven ernährte, kann nicht ausgeschlossen werden dass im Laufe der Entwicklung auch andere Futterressourcen genutzt wurden. Deswegen ergänzen Mesokosmosexperimente die vorliegende Studie. 0+Flussbarsche wurden hierfür 40 Tage lang entweder mit Zooplankton oder mit Cyprinidenlarven gefüttert, um Hinweise auf den Einfluss der genutzten Futterart auf die Morphologie der Barsche zu erlangen.

Material & Methoden

Die Barsche des Freilandteils der Studie wurden im Juni/Juli 1999 mit Zug- und Kiemenstellnetzen im Speldroper Baggersee gefangen und nach der Aufnahme von Länge (TL [mm]) und Gewicht (Frischgewicht [g]) in 4% Formaldehyd konserviert.

Die Barsche für die Mesokosmosversuche wurden im Juni 2005 mit Elektrofischungen im Speldroper Baggersee gefangen. Vier Mesokosmen (runde Fischtanks von 1.1-1.8 m³ Größe, ohne Strukturen) wurden mit jeweils 20 Barschen besetzt (mittlere TL 41 mm) und weitere 20 Individuen wurden als Referenzmaterial eingefroren. Nach zweitägiger Akklimatisierungsphase wurden je zwei Mesokosmen mit Cyprinidenlarven respektive Zooplankton gefüttert. Die Gesamtbiomasse der Beutefische wurde anhand von Längen-Gewichts-Regressionen (Molls1997) berechnet und annähernd dieselbe Biomasse Zooplankton wurde an die anderen beiden Mesokosmen verfüttert.

Die Fische des Freilandteils (n=93) und die der Mesokosmosexperimente (n=91) wurde zusammen mit einem Maßband fotografiert und 14 Landmarks sowie die Endpunkte des Maßstabs mit der Software „tpsDigit“ and „tpsUtility“ von Rohlf (download bei: <http://life.bio.sunysb.edu/morph/>) digitalisiert. Die weiteren Analysen wurden mit dem „Integrated Morphometrics Package“ (IMP) von Sheets (download bei: <http://www.canisius.edu/~sheets/morphsoft.html>) ausgeführt. Ergänzende Statistik wurde mittels SPSS (Vers. 12.0, SPSS Corp.) berechnet.

Ergebnisse & Diskussion

FREILANDSTUDIE

Die Canonische Varianz Analyse der beiden Wachstumskohorten ergab eine signifikante CVA Achse ($\lambda=0.141$, $\chi^2=100.0$, $df=24$, $p<0.001$, Eigenvalue=6.104), die die beiden Kohorten mit Ausnahme eines Individuums deutlich voneinander unterscheidet (Abb. 1 F Ib). Die ontogenetischen Formveränderungen sind als Verschiebungen der Landmarks in Pfeilform dargestellt. Die deutlichsten Unterschiede zwischen den beiden Wachstumskohorten zeigen sich hier in der Hochrückigkeit, die bei der großen Kohorte wesentlich deutlicher ausgeprägt war (Abb. 1 F Ia).

Da sich die beiden Wachstumskohorten in der Länge der Individuen unterscheiden, wurde der Datensatz auf allometrische Effekte getestet. Hierfür wurden die „partial warp scores“ und die „uniform components“ auf eine mittlere Größe aller Fische standardisiert, wobei sich die beiden Wachstumskohorten nach Entfernung der größenabhängigen Variation weiterhin signifikant voneinander unterscheiden (before: $f=11.70$, $df1=24$, $df2=1512$, $p>0.01$, distance=0.030, 95% percentile range=0.026-0.037; after: $f=13.39$, $df1=24$, $df2=1512$, $p>0.01$, distance=0.032, 95% percentile range=0.029-0.037). Das bedeutet, dass die dokumentierten morphometrischen Unterschiede zwischen beiden Kohorten nicht auf größenabhängiger Variation beruhen und die große Wachstumskohorte folglich kein durch Allometrie bedingtes Vielfaches der kleinen Wachstumskohorte ist.

Nach Einschluss der unimodalen Juni-Fische in die CVA ergeben sich zwei signifikante Achsen (Achse 1: $\lambda=0.008$, $\chi^2=380.2$, $df=48$, $p<0.001$, Eigenvalue=38.78; Achse 2: $\lambda=0.333$, $\chi^2=87.34$, $df=23$, $p<0.001$, Eigenvalue=2.0). Die erste Achse trennt die unimodalen Juni-Fische von den Fischen im Juli (große und kleine Wachstumskohorte) und erklärt den Grossteil der Formveränderungen (Abb. 1 F I Ib). Unabhängig von der Zugehörigkeit zu einer Wachstumskohorte (vgl. Abb. 1 F I Ia) entwickelten alle Barsche von Juni bis Juli einen kleineren Kopf, eine hochrückigere Körperform und eine kürzere Schwanzregion. Die Entwicklung der Hochrückigkeit war hier jedoch nicht so deutlich ausgeprägt wie zwischen den beiden Wachstumskohorten (Abb. 1 F Ia).

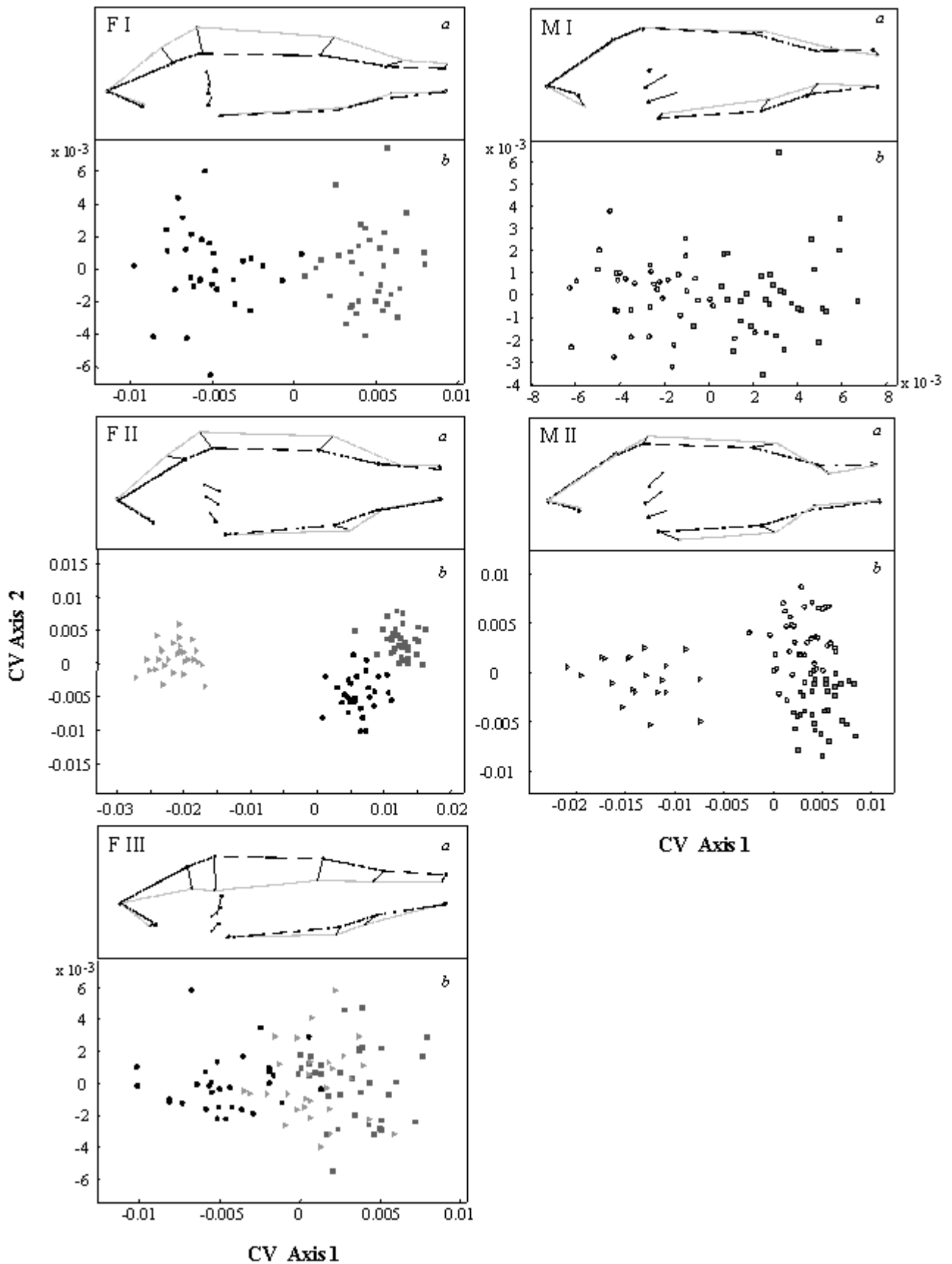


Abb. 1: Morphometrische Analysen der Feldstudie (F I-III) und der Mesokosmosexperimente (M I-II). Erläuterungen s. folgende Seite:

(F Ia) Formveränderungen im Zusammenhang mit der ersten CVA Achse zwischen den zwei Kohorten von 0+Flussbarschen, dargestellt als Wachstumsvektoren auf den Landmarks ausgehend von der kleinen Kohorte, und **(F Ib)** CVA scores der kleinen ● und der großen ■ Wachstumskohorte, dargestellt entlang der ersten und zweiten CVA Achse.

(F IIa) Formveränderungen im Zusammenhang mit der ersten CVA Achse zwischen den Juni-Fischen und den zwei Wachstumskohorten von 0+Flussbarschen, dargestellt als Wachstumsvektoren auf den Landmarks ausgehend von den Juni-Fischen, und **(F IIb)** CVA scores der Juni-Fische ►, der kleinen ● und der großen ■ Wachstumskohorte, dargestellt entlang der ersten und zweiten CVA Achse.

(F IIIa) Formveränderungen im Zusammenhang mit der zweiten CVA Achse zwischen der kleinen und der großen Wachstumskohorte und den Juni-Fischen von 0+Flussbarschen, dargestellt als Wachstumsvektoren auf den Landmarks ausgehend von der großen Kohorte, und **(F IIIb)** CVA scores der Juni-Fische ►, der kleinen ● und der großen ■ Wachstumskohorte, dargestellt entlang der zweiten und dritten CVA Achse.

(M Ia) Formveränderungen im Zusammenhang mit der ersten CVA Achse zwischen der piscivoren und der planktivoren Gruppe von 0+Flussbarschen, dargestellt als Wachstumsvektoren auf den Landmarks ausgehend von der planktivoren Gruppe, und **(M Ib)** CVA scores der planktivoren ○ und der piscivoren ■ Gruppe, dargestellt entlang der ersten und zweiten CVA Achse.

(M IIa) Formveränderungen im Zusammenhang mit der ersten CVA Achse zwischen der „Startgruppe“ und den piscivoren und planktivoren Gruppen von 0+Flussbarschen, dargestellt als Wachstumsvektoren auf den Landmarks ausgehend von der planktivoren Gruppe, und **(M IIb)** CVA scores „Startgruppe“ ►, der planktivoren ○ und der piscivoren ■ Gruppe, dargestellt entlang der ersten und zweiten CVA Achse.

Die zweite Achse unterschied die kleine Wachstumskohorte von den Juni-Fischen und von der großen Wachstumskohorte (Abb. 1 F IIIb), was bedeutet, dass sich die unimodalen Juni-Fische und die Fische der großen Kohorte morphologisch gesehen ähnlicher sind, als die Fische der großen und der kleinen Kohorte. Die kleine Kohorte war hierbei schlanker und die Schwanzregion länger (Abb. 1 F IIIa).

MESOKOSMOS EXPERIMENTE

Am Ende des Experimentes und mittleren Wachstumsraten von 0,68 mm/Tag unterschieden sich die piscivoren von den planktivoren Fischen nicht in Größe (mittlere TL piscivorer Fische: 69.2 mm; mittlere TL planktivorer Fische: 67.4 mm; t-test: d.f.= 69, p=0.123) und Gewicht (mittleres Gewicht piscivorer Fische: 3.96 g; mittleres Gewicht planktivorer Fische: 3.59 g; t-test: d.f.= 69, p=0.068), so dass im Gegensatz zu den Freilanddaten hier nicht auf allometrische Effekte getestet werden musste.

Die CVA der drei Gruppen („Startgruppe“, piscivore Fische, planktivore Fische) ergab zwei signifikante Achsen (Achse 1: $\lambda=0.043$, $\chi^2=240.3$, df=48, $p<0.001$, Eigenvalue=9.303; Achse 2: $\lambda=0.445$, $\chi^2=61.90$, df=23, $p<0.001$, Eigenvalue=1.246). Die erste Achse trennte die „Startgruppe“ von den piscivoren und planktivoren Fischen (Abb. 1 M IIb). Vergleichbar zur Entwicklung der Barsche im Freilandteil wurden im Laufe des Experimentes zum einen alle Fische hochrückiger (Abb. 1 M IIa) und zum anderen verkürzte und verschmälerte sich die Schwanzregion. Zusätzlich wurde eine Verschiebung der Brustflosse und der Operculumspitze in posteriorer und dorsaler Richtung deutlich.

In einem zweiten Schritt wurde die „Startgruppe“ aus den Analysen ausgeschlossen, um die Formunterschiede zwischen piscivoren und planktivoren Fischen zu betrachten. Die mittleren CVA scores beider Gruppen unterschieden sich signifikant (t-test, d.f.=2, p=0.028). Im Gegensatz zu den Freilanddaten glichen sich die beiden Gruppen bezüglich der Hochrückigkeit, zeigten aber dennoch Unterschied in der Morphologie. Piscivore Fische entwickelten eine größere Maulspalte, die Brustflossen verschoben sich nach hinten und oben und die Schwanzregion war nach unten gebogen (Abb. 1 M Ia).

Sowohl im Freiland, als auch in den Mesokosmosexperimenten entwickelten sich die Barsche hin zu einer hochrückigeren Körperform. Da diese Formveränderung unabhängig von der genutzten Futterressource ist, könnte sie die artspezifische Entwicklungsbahn juveniler Barsche darstellen (Svanbäck & Eklöv, 2002).

Dass die beiden Wachstumskohorten der Freilanddaten durch die CVA Achse getrennt werden weist darauf hin, dass sich die Individuen dieser beiden Gruppen auf verschiedenen Entwicklungsbahnen befinden. Da sich die Fische der großen Kohorte morphologisch gesehen in der Nähe der Juni-Fische befinden, lässt darauf schließen, dass sich die Fische der großen Kohorte auf dem „normalen“ Entwicklungsweg befinden, während sich die Fische der kleinen Kohorte von dieser Entwicklungsbahn entfernen. Dies könnte zum einen Anpassungen an Planktivorie widerspiegeln, da eine schlanke Körperform generell als charakteristisch für planktivore Fische (Schluter, 1993) und für solche, die im Pelagial nach verteilter Beute suchen (Olsson & Eklöv, 2005) angesehen wird. Zum anderen könnte die schlankere Körperform jedoch auch eine mangelhafte Ernährung mit einhergehenden geringen Wachstumsraten illustrieren. Dass sich die planktivoren Fische im Mesokosmosversuch von den piscivoren Fischen bei gleicher Größe und somit gleichem Ernährungsstatus nicht in der Hochrückigkeit unterscheiden, untermauert die Hypothese, dass die schlanke Körperform der kleinen Wachstumskohorte eher auf Unterernährung als auf eine planktivore Lebensweise zurückzuführen ist.

Anpassungen an die Futterart spiegeln sich in der Entwicklung einer größeren Maulspalte piscivorer Fische wider (vgl. Norton, 1995), was den Fischen dazu verhilft relative größere Beute zu nutzen und somit Maulspaltenlimitation und Handlingkosten zu verringern (Hart & Hamrin, 1988; Christensen, 1996; Mittelbach & Persson, 1998).

Die Verschiebung der Brustflossen und die Biegung des Schwanzbereichs könnten die Manövrierfähigkeit der Fische verbessern (vgl. Svanbäck & Eklöv, 2002) und ebenfalls eine Anpassung an die piscivore Lebensweise darstellen.

Literatur

- Agrawal, A. A. (2001). Ecology - Phenotypic plasticity in the interactions and evolution of species. *Science* 294, 321-326.
- Beeck, P., Tauber, S., Kiel, S. & Borchering, J. (2002). 0+ perch predation on 0+ bream: a case study on a eutrophic gravel pit lake. *Freshwater Biology* 47, 2359-2369.
- Christensen, B. (1996). Predator foraging capabilities and prey antipredator behaviours: pre- versus postcapture constraints on size-dependent predator-prey interactions. *Oikos* 76, 368-380.
- Hart, P. & Hamrin, S. F. (1988). Pike As A Selective Predator - Effects of Prey Size, Availability, Cover and Pike Jaw Dimensions. *Oikos* 51, 220-226.
- Hjelm, J., Persson, L. & Christensen, B. (2000). Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. *Oecologia* 122, 190-199.
- Mittelbach, G. G. & Persson, L. (1998). The ontogeny of piscivory and its ecological consequences [Review]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1454-1465.
- Molls, F. (1997). Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft - Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzdistanzwanderungen. PhD Thesis. Universität zu Köln.
- Norton, S. F. (1995). A Functional-Approach to Ecomorphological Patterns of Feeding in Cottid Fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44, 61-78.
- Olsson, J. & Eklöv, P. (2005). Habitat structure, feeding mode and morphological reversibility: factors influencing phenotypic plasticity in perch. *Evolutionary Ecology Research* 7, 1109-1123.
- Persson, L. (1988). Asymmetries in competitive and predatory interactions in fish populations. In *Size-Structured Populations* (Ebenman, B. & Persson, L., eds.), pp. 203-218. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag
- Scheiner, S. M. (1993). Genetics and Evolution of Phenotypic Plasticity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24, 35-68.
- Schluter, D. (1993). Adaptive radiation in sticklebacks: Size, shape, and habitat use efficiency. *Ecology* 74, 699-709.
- Skúlason, S. & Smith, T. B. (1995). Resource polymorphisms in vertebrates. *TREE* 10, 366-370.
- Smith, T. B. & Skúlason, S. (1996). Evolutionary significance of resource polymorphisms in fishes, amphibians, and birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27, 111-133.
- Svanbäck, R. & Eklöv, P. (2002). Effects of habitat and food resources on morphology and ontogenetic growth trajectories in perch. *Oecologia* 131, 61-70.
- West-Eberhard, M. J. (2002). *Developmental Plasticity and Evolution*. Oxford: Oxford University Press.

Wo laichen Trüschchen im Bodensee? Ein kombinierter Einsatz von Ultraschalltelemetrie, ROV-Technologie und Befischungskampagnen

Manuel Hirning¹, Herbert Löffler² & Philipp Fischer³

¹ Limnologisches Institut der Universität Konstanz; manuel.hirning@gmail.com

² Institut für Seenforschung Langenargen der LUBW; herbert.loeffler@lubw.bwl.de

³ Limnologisches Institut der Universität Konstanz; Philipp.Fischer@uni-konstanz.de

Keywords: Trüsche (*Lota lota*); Laichgebiet; Laichwanderung; Ultraschalltelemetrie; ROV (remotly operated vehilce)

Einleitung

Die Trüsche (*Lota lota* L.) ist der einzige Vertreter der Dorschfische im Süßwasser der nördlichen Hemisphäre. Als kaltstenothermer benthischer Raubfisch kommt die Trüsche vor allem in sauerstoffreichen Fließgewässern und Seen der mittleren und hohen Breiten vor.

Im Bodensee werden Trüschchen ab einer Totallänge (L_T) von 19,5 cm piscivor (Wacker, 2005). Sie erreichen hier eine L_T von maximal 55 cm. Wie in vielen Seen bewohnen adulte Trüschchen auch im Bodensee nahezu ausschließlich das Profundal. Die Laichzeit dauert von Anfang März bis Mitte April.

Nümann (1939) entdeckte vor der Eutrophierung des Bodensees in den 40er Jahren des letzten Jahrhunderts Trüschchenlaichgebiete an den tiefsten Stellen des Sees in ca. 250 m Wassertiefe. Kieckhäfer (1972) wies dagegen während der eutrophen Phase des Bodensees (Mitte der 60er bis Anfang der 90er Jahre) Laichaggregationen von Trüschchen in 30-45 m Wassertiefe nach. Er vermutete, dass durch den Eutrophierungsprozess die Sauerstoffversorgung des Laichs in großen Wassertiefen gefährdet war und dass dies zu einer Verlagerung der Laichgebiete in geringere Tiefen geführt hatte. Wo Trüschchen heute, im reoligotrophierten Bodensee laichen, ist weitgehend unbekannt.

Ziel dieser Studie war daher das Lokalisieren von heutigen Trüschchenlaichgebieten sowie die Charakterisierung des Laichwanderverhaltens der Trüschchen im Profundal des Bodensees.

Material und Methoden

Ultraschalltelemetrie

Um Wanderbewegungen von Trüschchen im Profundal verfolgen zu können, wurden acht adulten Trüschchen (L_T 29,6-41,5 cm) Ultraschallsender (4 · Modell IBT u. 4 · Modell IBDT; Sonotronics, USA; Frequenz: 73-81 kHz) in die Bauchhöhle implantiert. Die Sender hatten eine Länge von 10,5 (IBT) bzw. 13 mm (IBDT) und wogen 7,7 (IBT) bzw. 11,0 g (IBDT). Das Sendergewicht im Wasser entsprach zwischen 0,8 und 2,3% des jeweiligen Fischkörpergewichts an Luft. Die Batterielebensdauer der Sender betrug zwei (IBDT) bzw. sechs Monate (IBT). Der Operationsschnitt durch

die Bauchdecke wurde mit resorbierbarem, chirurgischem Nahtmaterial (Vicryl V42H; Ethicon, Deutschland) vernäht. Die Versuchstiere wurden nach der Senderimplantation wieder am Fangort ausgesetzt. Der Zeitraum zwischen Fang und Aussetzen betrug zwischen drei und 13 Tagen.

Die acht Trüschchen wurden zwischen Dezember 2005 und Mai 2006 telemetriert, wobei die Beobachtungsdauer der einzelnen Versuchstiere zwischen 39 und 70 Tage betrug (s. Tab. 1). Geortet wurden die Versuchstiere vom Boot aus mittels Richthydrophon und tragbarem Ultraschallempfänger (USR-5W; Sonotronics, USA). Wenn die Wetterbedingungen es zuließen, erfolgten die Ortungen sämtlicher Tiere alle sechs Tage. Zusätzlich wurden je nach Möglichkeit weitere Ortungen durchgeführt. Nach einer erfolgreichen Ortung wurden die geographischen Koordinaten der Position mit einem GPS-Handgerät bestimmt. Zudem wurde die Wassertiefe (\approx Aufenthaltstiefe, da bethisch) mit einem Echolot gemessen.

Mit den GPS-Daten wurden Migrationskarten in einem geographischen Informationssystem (ArcView 3.2; ESRI, USA) erstellt.

ROV-Betauchungen und Trüschchen-Befischung

In vier Gebieten (Tiefe 54-117 m), in denen sich während der Laichzeit besenderte Trüschchen aufhielten, wurden ROV-Betauchungen durchgeführt, um nach Hinweisen auf potenzielle Laichgebiete (hohe Individuendichte, potenzielles Laichsubstrat) zu suchen.

Zwei dieser Gebiete wurden als potenzielle Trüschchenlaichgebiete klassifiziert (Gebiete A u. B). Anhand von gefangenen Trüschchen sollte beurteilt werden, ob es sich bei in diesen Gebieten tatsächlich um Trüschchenlaichgebiete handelte. Deshalb wurden die beiden Gebiete noch während der Laichzeit mit Kiemennetzen und Reusenketten befischt.

Mit einem mäßigen Fingerdruck auf die Bauchdecke wurde überprüft, ob die gefangenen Trüschchen laichreif waren. Wenn die gefangenen Trüschchen hierbei Keimzellen durch die Geschlechtsöffnung abgaben, wurden sie als „laichreif“ klassifiziert. Anschließend wurde der Mageninhalt aller Trüschchen untersucht und anhand der Gonaden das Geschlecht der Tiere bestimmt.

Anhand der Kiemennetzfänge wurde mittels χ^2 -Tests getestet, in wie weit das Fanggebiet (potenzielles Laichgebiet/zufällig ausgewähltes Gebiet) Einfluss auf die Häufigkeit folgender Ereignisse hatte: Laichreife (ja/nein); Geschlecht ♀ bzw. ♂; Fisch im Magen (ja/nein).

Ergebnisse

Ultraschalltelemetrie

Insgesamt wurden 103 Ortungen der acht besenderten Versuchstiere (s. Tab. 1) durchgeführt. Bei drei Trüschchen konnte nach fünf bis neun Wochen keine Bewegungsaktivität mehr nachgewiesen werden. Diese Tiere wurden als „vermutlich verendet“ klassifiziert. Zwei der telemetrierten Trüschchen waren während der Laichzeit in je eines der beiden Laichgebiete (s. Diskussion) eingewandert. Eine solche Laichwanderung dokumentiert Abb. 1.

Wenn Ortungen in einem zeitlichen Abstand von sechs Tagen erfolgten, wurde als Maß für die Wanderaktivität die zurückgelegte Mindestdistanz (Luftliniendistanz der beiden Positionen) pro sechs Tage (Md/6T) ermittelt (s. Abb. 2). Die Md/6T streuten zwischen 0 und 6533 m (MW der mittleren Md/6T der acht Versuchstiere $\approx 679 \text{ m} \pm 847,9 \text{ SD} [\approx 113,2 \text{ m/T}]$). 53,1% der Md/6T waren kleiner als 300 m. 57% aller Ortungen erfolgten in Tiefen zwischen 40 und 80 m.

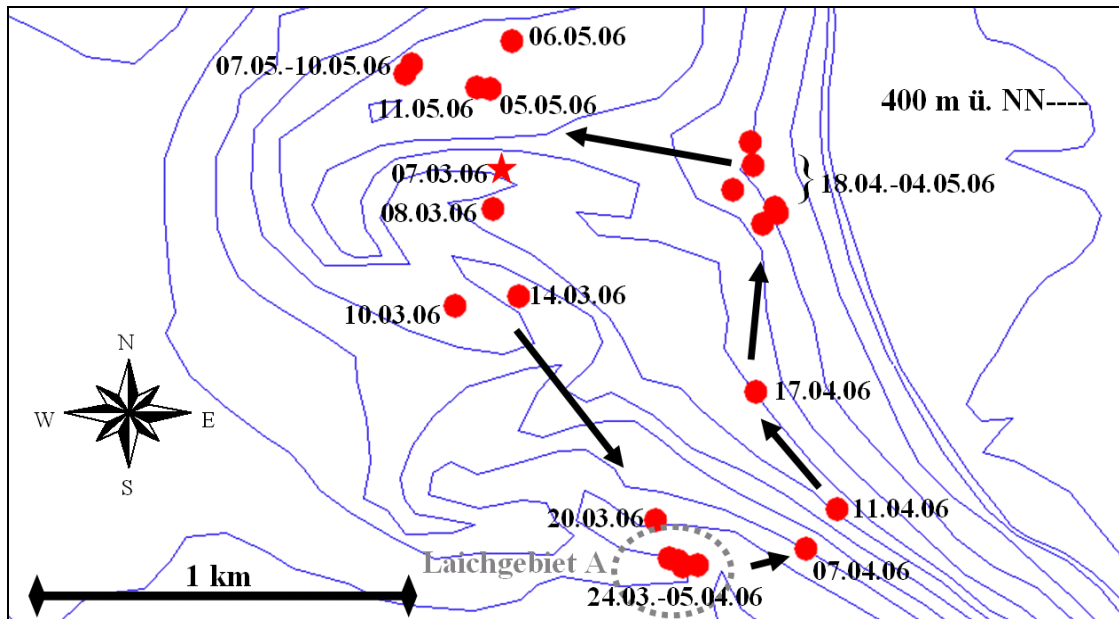


Abb. 1: Die Positionen an denen Trüsche G geortet wurde sind als Punkte in der 10 m-Isohypsenkarte eingezeichnet. Für jede Position ist das Datum der Ortung angegeben. Die 400 m ü. NN Isohypse ist gekennzeichnet; der mittlere Wasserstand des Bodensees liegt bei ca. 395,6 m ü. NN. Der Stern markiert die Stelle an der das Tier am 07.03.2006 ausgesetzt wurde, die letzte Ortung erfolgte am 11.05.2006. Das Laichgebiet A ist gestrichelt umrandet.

Tab. 1: Die Beobachtungszeiträume und die Luftliniendistanzen zwischen den beiden am weitesten von einander entfernten Positionen, sowie die durchschnittlich zurückgelegten Mindestdistanzen pro sechs Tage (Md/6T) der acht Versuchstiere.

| Trüsche | A | B | C | D | E | F | G | H |
|----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Beobachtungszeitraum | 19.12.05-26.01.06 | 19.12.05-14.02.06 | 23.12.05-01.02.06 | 02.01.06-14.03.06 | 05.03.06-11.05.06 | 05.03.06-24.04.06 | 07.03.06-11.05.06 | 05.04.06-29.05.06 |
| Luftliniendistanz | 2,5 km | 17,4 km | 0,6 km | 3,4 km | 2,3 km | 1,2 km | 1,9 km | 3,4 km |
| Mittlere Md/6T (n) ¹⁾ | 710 m (4) | 2716 m (6) | 203 m (3) | 575 m (7) | 226 m (8) | 114 m (5) | 379 m (9) | 513 m (8) |

¹⁾ Es ist zu beachten, dass die Md/6T nicht für den gesamten Beobachtungszeitraum eines Tiere vorliegen

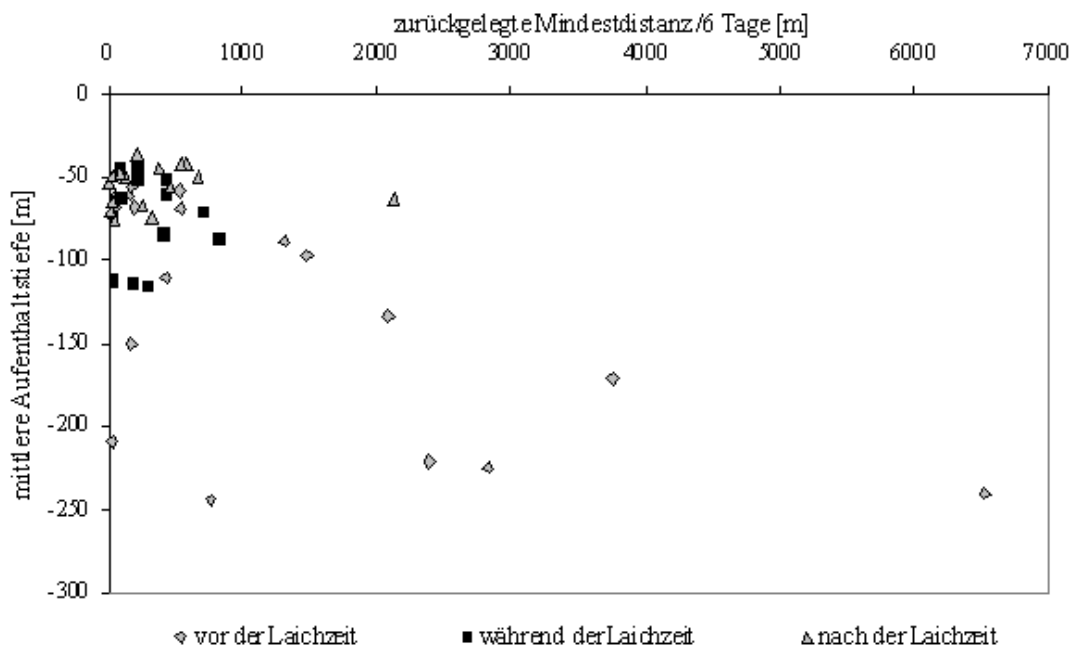


Abb. 2: Die mittlere Aufenthaltstiefen während eines Sechstagesintervall ((Aufenthaltstiefe Tag 1 + Aufenthaltstiefe Tag 2) / 2) aufgetragen gegen die zurückgelegte Mindestdistanz während des entsprechenden Intervalls.

Große Wanderaktivität wurde vor allem vor der Laichzeit und in großen Aufenthaltstiefen beobachtet (s. Abb. 2). Vor der Laichzeit wanderten alle vier in diesem Zeitraum telemetrierten Versuchstiere von Wassertiefen < 70 m in Wassertiefen > 70 m ab. Während der Laichzeit hielten sich alle fünf in diesem Zeitraum telemetrierten Trüschchen vorübergehend in Tiefen zwischen 95 und 114 m auf. Bis zum Ende der Laichzeit (Mitte April) wanderten dann alle vier noch verbleibenden Tiere in deutlich geringere Wassertiefen (Aufenthaltstiefen aller vier Trüschchen am 17.04.2006 zwischen 42 und 48 m). Ab Ende April verteilten sich diese Trüschchen dann auf Tiefen zwischen 50 und 80 m.

ROV-Betauchungen und Trüschchen-Befischung

In zwei der vier ROV-Suchgebiete (Gebiete A u. B) wurden Bereiche mit potenziellem Laichsubstrat (Kies und Steine) entdeckt. In diesen Bereichen war auch die Individuendichte relativ hoch (0,36 bzw. 0,88 Trüschchen/Minute Suchzeit).

Bei der Befischung wurden Gebiet A (Tiefe 97-117 m) insgesamt 48 Trüschchen gefangen. 36 (75%) dieser Trüschchen waren laichreif. 41 (85%) Trüschchen waren Milchner, sechs (13%) waren Rogner und bei einer Trüschchen wurde das Geschlecht nicht bestimmt. Dies entsprach einem Verhältnis ♂:♀ von ca. 6:1. 27 der 48 Trüschchen waren länger als 19,5 cm und damit wahrscheinlich piscivor. Von diesen Trüschchen hatten aber nur drei Tiere Fisch im Magen.

In Gebiet B (Tiefe 54-110 m) wurden insgesamt sieben Trüschchen gefangen. Drei (42,9%) dieser Trüschchen waren laichreif. Bei fünf der sieben Trüschchen (71%) handelte es sich um Milchner und bei zwei (29%) um Rogner. Dies entsprach einem Verhältnis ♂:♀ von 2,5:1. Drei der sieben Trüschchen waren länger als 19,5 cm. Keines dieser Tiere hatte jedoch Fisch im Magen.

Außerhalb der Gebiete A und B wurden weitere zwölf Trüschchen gefangen. Keine dieser Trüschchen war laichreif. Von zehn dieser Trüschchen wurde das Geschlecht bestimmt; drei (25%) Tiere waren Milchner und sieben (58%) waren Rogner. Selbst wenn die beiden Trüschchen unbekanntes Geschlechts Milchner gewesen wären, wäre das Verhältnis ♂:♀ noch 0,7:1 gewesen. Alle zwölf Trüschchen waren länger als 19,5 cm; acht dieser Trüschchen (67%) hatten Fisch im Magen.

Acht der 48 Trüschchen aus Gebiet A und alle zwölf Trüschchen, die außerhalb von Gebiete A und B gefangen wurden, wurden mit Kiemennetzen gefangen. Der Vergleich dieser Kiemennetzfänge mittels χ^2 -Tests zeigte, dass in Gebiet A mit fünf von acht Trüschchen signifikant häufiger laichreife Tiere gefangen wurden als außerhalb dieses Gebiets (χ^2 -Vierfeldertest: $N = 20$; $df = 1$; $\chi^2 = 10$; $p < 0,01$). Auch die Geschlechterverhältnisse unterschieden sich zwischen den Fanggebieten signifikant (Geschlechterverhältnisse der Kiemennetzfänge aus Gebiet A: ♂:♀ = 7:1. χ^2 -Vierfeldertest, $N = 20$; $df = 1$; $\chi^2 = 5,6$; $p < 0,05$). Nur zwei der acht mit Kiemennetzen in Gebiet A gefangenen Trüschchen hatten Fisch im Magen, hier war der Unterschied zwischen den Fanggebieten auf dem 10%-Niveau signifikant (χ^2 -Vierfeldertest, $N = 20$; $df = 1$; $\chi^2 = 3,33$; $p < 0,1$).

Diskussion

Da ein großer Teil der während der Laichzeit in den Gebieten A (Tiefe 97-117 m) und B (Tiefe 54-110 m) gefangenen Trüschchen laichreif war, ist davon auszugehen, dass es sich bei diesen Gebieten um Trüschchenlaichgebiete handelt. In diesen beiden Gebieten wurden auch deutlich mehr Milchner als Rogner gefangen. Die beobachteten Geschlechterverhältnisse ähnelten denen die von Arndt (2000) in einem Trüschchenlaichgebiet in den USA ermittelt wurden (♂:♀ mind. 1,5-4:1).

Die Tatsache, dass in den Gebieten A (Tiefe 97-117 m) und B (Tiefe 54-110 m) auffällig wenige große Trüschen Fisch im Magen hatten deutet außerdem darauf hin, dass es sich bei diesen Gebieten nicht um attraktive Jagdgebiete für Trüschen handelte. Im Winter stellen Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) die Hauptnahrung der Trüschen im Bodensee dar (Hartmann, 1977; Wacker, 2005), diese stehen jedoch im Winter hauptsächlich in Tiefen zwischen 35 und 70 m (Imbrock, 1996), also deutlich flacher als Gebiet A und ebenfalls flacher als ein Großteil von Gebiet B.

Aufgrund der vermutlich geringeren Beutefischdichte in Tiefen > 70 m lässt sich die Abwanderung sämtlicher Versuchstiere in den Wochen vor der Laichzeit auf Tiefen > 70 m plausibler durch Laichwanderverhalten als durch Nahrungssuche erklären. Gegen Ende der Laichzeit suchten alle in diesem Zeitraum telemetrierten Trüschen zielstrebig Wassertiefen von deutlich weniger als 70 m auf. Grund hierfür war wahrscheinlich die höhere Beutefischdichte in den geringeren Wassertiefen.

Die in Tab. 1 aufgeführten Luftliniendistanzen zwischen den beiden am weitesten von einander entfernten Positionen der einzelnen Versuchstiere legen nahe, dass die Trüschen im Bodensee primär Laichwanderungen von wenigen Kilometern Länge durchführen.

Schlussfolgerungen

Es wurden zwei Trüschenlaichgebiete in Tiefen zwischen 97-117 m bzw. 54-110 m lokalisiert. Diese Laichgebiete liegen tiefer als jene, die Kieckhäfer (1972) während der eutrophen Phase des Bodensees entdeckte (Tiefe 30-45 m). Dies ist ein erster Hinweis darauf, dass es im Rahmen der Reoligotrophierung des Bodensees wahrscheinlich zu einer Rückverlagerung der Trüschenlaichgebiete in größere Wassertiefen kam.

Danksagung

Wir bedanken uns bei der Besatzung der FS KORMORAN des Institutes für Seenforschung Langenargen für ihren besonders engagierten Einsatz bei den ROV-Betauchungen. Brigitte Engesser danken wir außerdem ganz herzlich für ihre Geduld bei der ROV-Steuerung und der Videobearbeitung. Ebenfalls bedanken wir uns bei den vielen Mitarbeitern und Studenten der Universität Konstanz, die uns bei der Datenaufnahme tatkräftig und teilweise unter widrigen Witterungsverhältnissen unterstützt haben. Besonderer Dank gebührt hierbei Florentine Jurisch.

Diese Untersuchung wurde im Rahmen einer Magisterarbeit am Limnologischen Institut der Universität Konstanz durchgeführt.

Literatur

- Arndt, S.K.A., Hutchinson, J. (2000) Characteristics of burbot spawning in a tributary of Columbia Lake, British Columbia, over a four-year period, Rep. No. 1. Fisheries Management Section of the American Fisheries Society, Nelson.
- Hartmann, J. (1977) Die Trüsche (*Lota lota*) im eutrophierten Bodensee. Archiv für Hydrobiologie, 80, 360-374.
- Imbrock, F., Appenzeller, A., Eckmann, R. (1996) Diel and seasonal distribution of perch in Lake Constance: a hydroacoustic study and in situ observations. Journal of Fish Biology, 49, 1-13.
- Kieckhäfer, H. (1972) Die Biologie der Bodenseetrüsche (*Lota lota*). Zoologischer Anzeiger, 189, 298-325.
- Nümann, W. (1939) Untersuchungen über die Biologie einiger Bodenseefische in der Uferregion und den Randgebieten des freien Sees. Zeitschrift für Fischerei, 37, 637-688.
- Wacker, N. (2005) Temporal pattern of burbot (*Lota lota* L.) in Lake Constance and environmental factors triggering the ontogenetic habitat shift of juveniles. Dissertation, Universität Konstanz, Konstanz, 97 pp.

Zum Einfluss des Neozoons Kamberkrebs (*Orconectes limosus* Raf.) auf die benthische Fischgemeinschaft im Litoral des Bodensees

Phillip Hirsch¹ & Philipp Fischer²

¹ Philipp.Hirsch@uni-konstanz.de, Limnologisches Institut, Uni-Konstanz, 78457 Konstanz.

² Philipp.Fischer@uni-konstanz.de, Limnologisches Institut, Uni-Konstanz, 78457 Konstanz

Keywords: Einfluss von Neozoen, Litorale Fischgemeinschaft, *Orconectes limosus*

Einleitung

In vielen Süßwassersystemen sind Krebse ein wichtiger Bestandteil der Nahrung von Fischen (Dorn und Mittelbach 1999). Untersuchungen zeigen jedoch, dass vor allem invasive Krebse auch signifikante negative Auswirkungen auf die Populationsdynamik von Fischbeständen haben können und potentiell bestandsdezimierend wirken können (Guan und Wiles 1997, Light 2005, Bryan et al. 2002, Mueller 2003). Besonders betroffen davon sind vor allem Fischarten mit geringer Körpergröße und nachtaktiver benthischer Lebensweise. Diese Ökotypen zeigen i.d.R. eine starke Nischenüberlappung mit Krebsen, präferieren wie diese die ufernächste Flachwasserzone von Seen als Habitat und sind ebenfalls auf Tagesverstecke zum Schutz vor Vogel- und Fischprädation angewiesen (Fischer und Öhl 2005, Guan und Wiles 1997, Light 2005, Griffiths et al. 2004).

Im Litoral des Bodensees nutzen die Trüsche (*Lota lota*) und der invasive Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) die ufernächste Flachwasserzone und kommen dort in Dichten von bis zu 6 Individuen pro m² und Art vor (Fischer und Eckmann 1997, persönliche Beobachtung). Juvenile Trüschchen nutzen dieses Habitat vor allem während ihres ersten Sommers und wandern als Altersklasse 1 ins Profundal ab (Wacker 2005). Als wichtiger Auslöser für diese ontogenetische Abwanderung wird u.a. eine Limitierung von Versteckmöglichkeiten im ufernächsten Flachwasserbereich durch den winterlichen Niedrigwasserstand angenommen (Fischer und Öhl 2005). Es ist daher anzunehmen, dass Krebse und juvenile Trüschchen vor allem bei sinkendem Wasserspiegel im Herbst um die limitierten Versteckmöglichkeiten im Litoralbereich konkurrieren.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Versteckpräferenzexperimente im Ein- und Zweiarten-Ansatz in Mesokosmen durchgeführt. Dabei wurde untersucht, ob a) Trüschchen der Altersklasse 0+ und 1+ und Kamberkrebse ähnliche Verstecke im Flachwasserbereich bevorzugen und wie Trüschchen und Krebs interagieren, wenn direkte Konkurrenz um ein präferiertes Tagesversteck auftritt. Zusätzlich wurden die nächtlichen Bewegungsmuster beider Arten allein und gemeinsam in Mesokosmen mittels PIT- Technologie untersucht. Dabei wurde an Trüschchen u.a. der Plasmacortisolgehalt bestimmt um mögliche Stressantworten der Fische auf die Anwesenheit von Krebsen zu zeigen.

Material und Methoden

Versuchstiere

Alle in den Versuchen verwendeten Trübschen und Krebse wurden im Litoral des Bodensees gefangen. Die Trübschen wurden in die zwei Größenklassen 7,0 bis 11,5 cm (AK 0+, mittlere TL= 9,38 cm, SA \pm 1,4 cm) und 11,5 bis 18,5 cm (AK 1+, mittlere TL = 14,9 cm, SA \pm 1,76 cm) eingeteilt. Die Krebse wurden nicht in Größenklassen eingeteilt und hatten eine mittlere Carapaxlänge (=CL) von 3,46 cm (SA \pm 0,92 cm) in den Mesokosmosexperimenten und von 3,32 cm (SA \pm 3,32 cm) in den PIT-Tag Experimenten. Alle Tiere wurden in den Außenanlagen des Limnologischen Instituts gehalten und jeden zweiten Tag *ad libitum* mit gefrorenen Chironomidenlarven gefüttert.

Versuchmesokosmen

Die Experimente wurden in 2 x 2 m großen Versuchsmesokosmen bei einem Wasserstand von ca. 20 cm durchgeführt. Jeder Mesokosmos war in vier identische Quadranten mit separaten Wasserzuflüssen geteilt. Je nach Versuchsaufbau konnten die vier Quadranten eines Mesokosmos durch einen auf Bodenniveau liegenden röhrenförmigen Durchlass von 2,5 cm Durchmesser verbunden werden, so dass die Versuchstiere zwischen den Quadranten wechseln konnten oder nicht.

Tag-Versteckpräferenz

Für die Experimente zur Versteckpräferenz von Trübschen der Altersklasse 0+ und 1+ sowie der Kamberkrebse wurden die vier Quadranten abgetrennt, so dass die Tiere nicht wechseln konnten. In jedem Quadranten eines Mesokosmos wurden je ein Tier (entweder einer Trübsche AK 0+, einer Trübsche AK 1+ oder einem Krebs) drei standardisiert unterschiedliche Verstecke zur Wahl gestellt. Diese bestanden aus den drei Größenklassen von Steinen „groß“ \approx 14 cm, „mittel“ \approx 10 cm und „klein“ \approx 4 cm. Pro Ansatz (Trübsche AK 0+, AK 1+ oder Krebs) wurden insgesamt 20 Versuche durchgeführt. In einem zweiten Ansatz wurden dann je eine Trübsche der Altersklasse 0+ bzw. 1+ und je ein Krebs (n = 22) in einem Quadranten gehalten und die Habitatwahl der Tiere in Anwesenheit des jeweiligen Konkurrenten getestet. Jeder Versuchansatz dauerte 2 Tage, wobei an Tag 1 die Tiere eingesetzt wurden und an Tag 2 ausgewertet wurde, welches der Verstecke von den Tieren als Tagesversteck gewählt wurde.

Nächtliche Aktivitätsmuster

Für die Untersuchung der nächtlichen Aktivitätsmuster von Trübschen und Krebsen standen zwei baugleiche Mesokosmen zur Verfügung, bei denen die vier Quadranten jedoch mit je einem Durchgang versehen waren. In jedem Durchgang war eine PIT-Antenne installiert und alle im Versuch verwendeten Tiere (Trübschen und Krebse) waren individuell mit PIT-Transpondern (TROVAN) markiert. Die Tiere konnten sich frei zwischen den Quadranten hin und her bewegen. Ihre Bewegungen (Uhrzeit, Fischkennung und Aufenthaltsquadrant) wurden über den gesamten Versuchszeitraum digital aufgezeichnet. Aus diesen Daten wurden die individuellen Bewegungsdaten der einzelnen Tiere analysiert und die Wechselzeitpunkte und die Aufenthaltsphasen der Tiere in den einzelnen Quadranten berechnet (siehe auch Fischer et al. 2001). Mit diesem Versuchsaufbau wurden die Aktivitätsmuster von insgesamt sechs Trübschen der Altersklasse 0+ und fünf Trübschen der Altersklasse 1+ über jeweils 6 Tage und Nächte aufgezeichnet. In parallel dazu durchgeführten Zweiarten-Versuchen wurde am Tag 3 des Experimentes zu den Trübschen je ein Krebs in den Mesokosmos eingebracht. Am Tag 6 des Experimentes wurden die Trübschen aus dem Ein- und dem Zweiarten Ansatz und deren Plasma-Cortisolgehalt bestimmt. Dazu wurde den Tieren innerhalb von max. 4,5 Minuten nach dem Fang Blut entnommen und im anschließend mit Assaybuffer 1:30 verdünnten Plasma der Cortisolgehalt mittels eines EIAs (Assay Designs Inc., Cortisol Correlate-EIA Kit®, Ann Arbor, MI, Microplaterader: TECAN® Rainbow) gemessen.

Ergebnisse

Tag-Versteckpräferenz

In den Einartenansätzen bevorzugten sowohl Trübschen beider Altersklassen als auch Krebse den Verstecktyp „groß“ (Abb. 1; Trübschen AK-0+: χ^2 -Test df = 2, $LR\chi^2 = 8,89$, $p < 0,05$; Trübschen AK-1+: χ^2 -Test df = 2, $LR\chi^2 = 5,33$, $p < 0,1$; Krebse: χ^2 -Test df = 2, $LR\chi^2 = 21,44$, $p < 0,05$). In den Zweiartenansätzen mit Krebs zeigten Trübschen der Altersklasse 0+ einen signifikanten Wechsel zu den Verstecktypen „mittel“ und „klein“ (χ^2 -Test df = 2, $LR\chi^2 = 7,53$, $p < 0,05$; Abb. 1 a). Im Gegensatz dazu behielten Trübschen der Altersklasse 1 sowie auch Krebse im Zweiartenansatz ihre primäre Versteckpräferenz bei (Trübschen AK-1+ & Krebs: χ^2 -Test df = 2, $LR\chi^2 = 11,25$, Krebse mit Trübschen AK 0+: χ^2 -Test df = 2, $LR\chi^2 = -1,39$, $p < 0,05$; Abb. 1 b; Abb. 1 c).

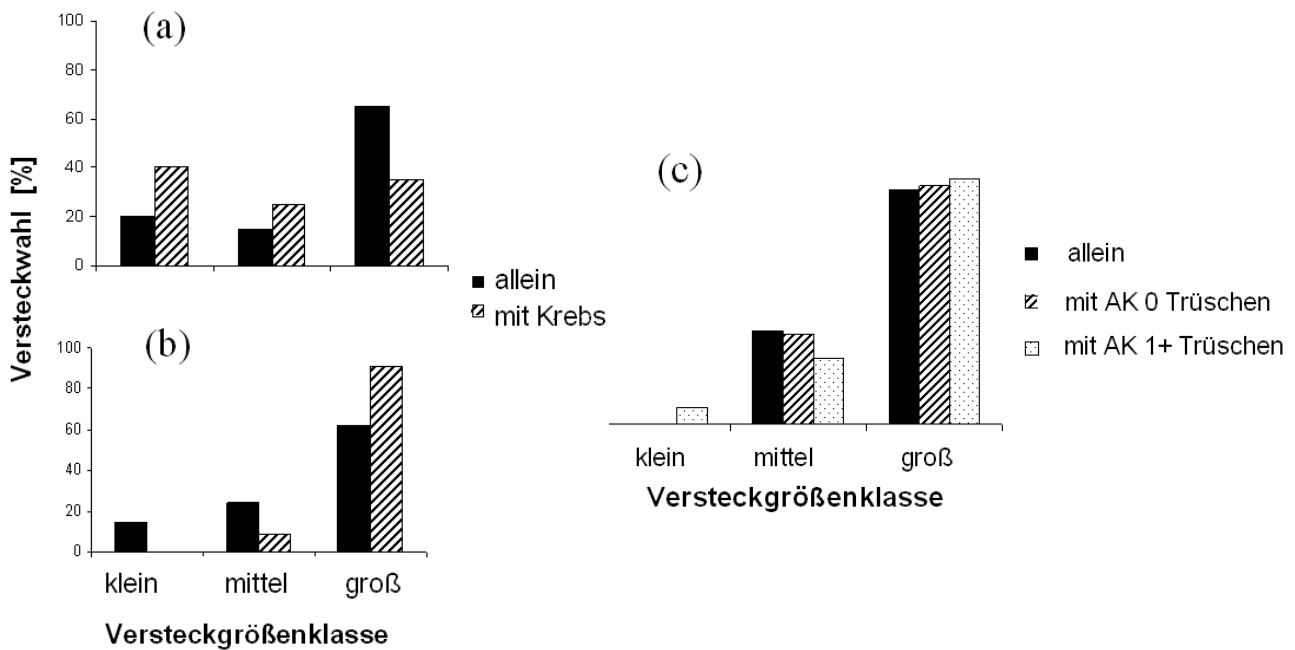


Abb. 1: **a) Versteckwahl von Trüschens der Altersklasse 0+** im Ein- und Zweiartenansatz (mit Krebs) als Prozentangabe der insgesamt durchgeführten Beobachtungen (n = 20 im Ein- und Zweiartenansatz). **b) Versteckwahl von Trüschens der Altersklasse 1+** im Ein- und Zweiartenansatz (mit Krebs) als Prozentangabe der insgesamt durchgeführten Beobachtungen (n = 20 im Ein- und Zweiartenansatz). **c) Versteckwahl von Krebsen im Ein- und Zweiartenansatz** (mit Trüschens der Altersklasse 0 und 1) als Prozentangabe der insgesamt durchgeführten Beobachtungen (n = 21 im Einartenansatz und n = 20 bzw. 22 im Zweiartenansatz).

Nächtliche Aktivitätsmuster

Mit einer mittleren Aktivität von ca. 17 Feldwechseln pro Stunde zeigten Krebse eine deutlich geringere Aktivität als Trüschens. Diese zeigten mit durchschnittlich 107 Quadrantenwechseln pro Stunde eine vergleichsweise hohe Aktivität. Die mittleren Aktivitäten der beiden Altersklassen von Trüschens unterschied sich nicht signifikant (U-test n = 15, m=18, $U_x = 215$ p > 0,1).

Im Zweiartenansatz zeigten die Trüschens der Altersklasse 0+ deutliche Verhaltensänderungen bei Anwesenheit eines Krebses. Trüschens der Altersklasse 0+, die in einen Quadranten schwammen in dem der Krebs war, verließen diesen in 88,6 % aller Fälle als erstes (bei insgesamt 1003 Begegnungen) und damit signifikant häufiger als der Krebs (U-Test; n = 6; m = 6; $U_x = 55$; p < 0,01). Im Gegensatz dazu verließ der Krebs in nur 11,4 % der Fälle als erster den Quadranten.

Trüschens der Altersklasse 1+ verließen einen Quadranten bei Begegnung mit einem Krebs hingegen in nur 56 % aller Fälle als erstes (bei insgesamt 531 Begegnungen) und damit nicht signifikant häufiger als die Krebse (U-test; n = 5, m = 5, $U_x = 32$, p > 0,1).

Trüschens der Altersklasse 0+, die zusammen mit einem Krebs im Mesokosmos gehalten wurden, zeigten einen signifikant erhöhten Plasmacortisolgehalt gegenüber Trüschens der gleichen Altersklasse ohne Krebs (Paarweiser t-test; df = 3, t = 3,35, p < 0,05; Abb. 2). Im Gegensatz dazu zeigten Trüschens der Altersklasse 1 keine erhöhten Plasmacortisolwerte wenn ein Krebs im Mesokosmos anwesend war (Paarweiser t-test; df = 4, t = 0,18, p > 0,1; Abb. 2).

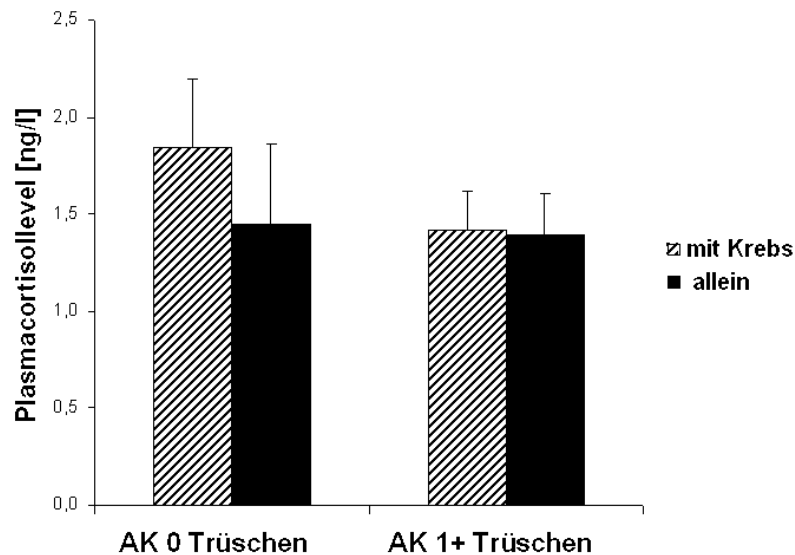


Abb. 2: Mittelwerte und Standardabweichungen des Plasmacortisolgehalts von Trüschchen der Altersklassen 0 und 1 ohne (gestreift) und mit (schwarz) Krebs in ng/l.

Diskussion

Sowohl Kamberkrebse als auch juvenile Trüschchen der Altersklassen 0+ und 1+ bevorzugen primär Verstecke aus großen Steinen mit entsprechend größeren Interstitialräumen als Tagesverstecke. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass Kamberkrebse durchaus juvenile Trüschchen der Altersklasse 0+ aus deren präferierten Tagverstecken verdrängen können und dass juvenile Trüschchen eine Fluchtreaktion zeigen, wenn sie Nachts einem Kamberkreb im selben Mikrohabitat begegnen. Die juvenilen Trüschchen der Altersklasse 0+ zeigten dabei auch einen signifikant erhöhten Plasmacortisolspiegel. Dies deutet auf eine Stressreaktion der Fische bei Anwesenheit eines Krebs hin.

Die Überlappung in der Versteckpräferenz deutet, bei Versteckmangel, auf eine potentielle Konkurrenzsituation zwischen juvenilen Trüschchen und Krebsen um interstitielle Tagverstecke hin. Dabei scheinen Trüschchen der Altersklasse 0+ den Krebsen offenbar unterlegen zu sein. Das Ausweichen der Tiere auf suboptimale Verstecke kann dabei signifikante negative Folgen haben. Fischer (2000) zeigte, dass juvenile Trüschchen, die auf suboptimale Substrat ausweichen müssen mit einer starken Erhöhung der Respiration reagieren. Das „Verdrängtwerden“ aus einem Versteck kann durch die erzwungene Suche nach einem neuen Versteck zusätzlich zu einem erhöhten Prädationsrisiko und verringerter Fresszeit führen (Griffiths et al. 2004, Light 2005, Rahel und Stein 1988). Das Fluchtverhalten und der erhöhte Cortisolspiegel der Trüschchen der Altersklasse 0+ ist dabei u.a. erklärbar durch ein beobachtetes aggressives Verhalten (Scherenzwicken) der Krebse gegenüber den Trüschchen. Ein solches aggressives Verhalten von Krebse gegenüber Fischen wurde bereits in anderen Untersuchungen festgestellt und als Territorialverteidigung oder Beutefangversuch gedeutet (Griffiths et al. 2004, Light 2005, Guan und Wiles 1997, Mueller 2003). Breves und Specker (2005) zeigten, dass juvenile benthische Fische auf Garnelen als potenzielle Prädatoren mit einer Erhöhung des Cortisollevels reagierten und Guan und Wiles (1997) wiesen nach, dass Flusskrebse fähig sind Groppen (*Cottus gobio*) zu fressen.

Die Trüschchen der Altersklasse 1+ zeigten hingegen in unseren Versuchen keine ausgeprägte Reaktion auf den Krebs. Sie scheinen durch ihre Größe generell konkurrenzfähiger und weniger von Prädation durch Krebse bedroht zu sein (Davey et al. 2004, Öhl 2002). Im Gegensatz zu den Trü-

schen der Altersklasse 0+ wurde in unseren Versuchen auch kein aggressives Verhalten der Krebse gegenüber den Trübschen der Altersklasse 1+ beobachtet. Die Ergebnisse dieser Untersuchung lassen auf einen potentiellen Einfluss des invasiven Kamberkrebse auf die einheimische Trübschenpopulation im Litoral des Bodensees schließen, da Kamberkrebse, vor allem in individuenstarken Jahrgängen, im Herbst bei sinkendem Wasserstand potentielle Konkurrenten um interstitielle Verstecke darstellen. Unsere Experimente zeigen, dass Kamberkrebse dann in der Lage sind, juvenile Trübschen um limitierte Verstecke im Litoral auszukonkurrieren und damit potentiell einen signifikanten Einfluss auf die zeitliche Steuerung der Abwanderung des litoralen Trübschenbestandes aus dem Uferbereich des Bodensees haben können.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt. Dank gebührt dabei der Arbeitsgruppe Fischökologie und all den Menschen die mich unterstützt haben.

Literatur

- Breves, J. B. and J. L. Specker (2005) Cortisol stress response of juvenile winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*, Walbaum) to predators. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 325: 1-7
- Bryan S. D., A. T. Robinson, M. G. Sweetser (2002) Behavioral responses of a small native fish to multiple introduced predators. *Environmental Biology of Fishes* 63: 49-56
- Davey, A. J., H.S.J. Hawkins, et al. (2005) Size-dependent microhabitat use and intraspecific competition in *Cottus gobio*. *Journal of Fish Biology* 67(2): 428-443
- Dorn, N. J. und G. G. Mittelbach (1999) More than predator and prey: a review of interactions between fish and crayfish. *Vie Milieu* 49: 229-237.
- Fischer, P. (2000). An experimental test of metabolic and behavioural responses of benthic fish species to different types of substrate. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 57: 2336-2344
- Fischer, P., Kautz, H. et al. (2001) The use of passive integrated transponder technique (PIT) triggered by infrared-gates for behavioural studies in nocturnal, bottom-dwelling fish species. *Journal of Fish Biology*. 58: 295-298
- Fischer, P und R. Eckmann (1997) Spatial distribution of littoral fish species in Lake Constance, Germany *Archiv für Hydrobiologie* 140: 91-116
- Fischer, P. und Öhl, U. (2005) Effects of lake level decrease on the behaviour and growth of the two benthic fish burbot *Lota lota* L. and stone loach *Barbatula barbatula* L. *Behavioural Ecology* 16: 741-746
- Griffiths, S., W.P. Collen, et al. (2004) Competition for shelter among over-wintering signal crayfish and juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 65(2): 436.
- Guan, R.-Z. und P. R. Wiles (1997). Ecological Impact of Introduced Crayfish on Benthic Fishes in a British Lowland River. *Conservation Biology* 11(3): 641-647
- Light, T. (2005). Behavioral effects of invaders: alien crayfish and native sculpin in California stream. *Biological Invasions* 7: 353-363.
- Lima, S. L. (1998). Non-lethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *BioScience* 48: 25-34
- Mueller, G. C., A.J. Marsh, P.C. Minckley C.O. (2003). Cibola High Levee Pond Annual Report 2003. Interim Report: 26 pp, FORT Library: Archive Number: 2003/0056 Fort Collins, CO: U.S. Geological Survey
- Rahel, F., und R. Stein. (1988). Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. *Oecologia* 75:94-98
- Öhl, U. (2002). Mechanismen zur Vermeidung innerartlicher Konkurrenz und zur Reduktion des Prädationsrisikos bei den benthischen Fischarten Trübsche *Lota lota* (L.) und Bachschmerle *Barbatula barbatula* (L.). Diplomarbeit Uni Konstanz
- Wacker, N. (2005). Temporal patterns of burbot (*Lota lota* L.) in Lake Constance and environmental factors triggering the ontogenetic habitat shift of juveniles. Dissertation der Universität Konstanz

Mutig oder schüchtern: Mesokosmosexperimente zum Trade-off von Futtersuche und Räubervermeidung zweier Größenklassen von 0+Flussbarschen

Ulrike König¹, Philipp Fischer², Petra Klahold² & Jost Borcharding¹

¹ Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Allgemeine Ökologie und Limnologie, Ökologische Forschungsstation, D-46459 Rees-Grietherbusch, email: ulrike.koenig@uni-koeln.de

² Limnologisches Institut, Universität zu Konstanz, Universitätsstr. 10, D-78457 Konstanz, email: philipp.fischer@uni-konstanz.de

Keywords: *Perca fluviatilis*, boldness, predator avoidance, behaviour, size classes

Einleitung

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass ein Individuum mutig oder zurückhaltend sein kann und dieser Charakterzug Einfluss auf seine Interaktionen mit der Umwelt nimmt. Beim Menschen ist dieser Zusammenhang als „shy-bold-continuum“ bekannt und wird als fundamentale Achse von Verhaltensvarianten angesehen (Wilson et al., 1993). Für Fische sind solche Verhaltensvariationen zum Beispiel bei der Räubervermeidung und beim Eingehen von Risiken während der Nahrungssuche bekannt (Mittelbach, 1981; Werner et al., 1983; Gotceitas, 1990; Christensen, 1996; Woodley & Peterson, 2003; Mirza et al., 2003; Snickars et al., 2004).

Beispielsweise waren Flussbarsche (*Perca fluviatilis* L.) einer Population mit hohem Prädationsdruck auf die Jugendstadien während der Nahrungssuche vorsichtiger als Flussbarsche derselben Größe von einem See mit geringem Prädationsdruck (Magnhagen 2005). Barsche haben in Freiwasserflächen den größten Erfolg bei der Nahrungssuche (Eklöv & Persson, 1996; Byström et al., 2003), so dass es unter Prädationsdruck zu einem Trade-off zwischen Futtersuche und dem Aufsuchen von Schutzstrukturen kommt. Der Einfluss der Körpergröße auf das Verhalten wurde bisher hauptsächlich innerhalb verschiedener Altersklassen untersucht. Mit Bezug auf die ausgeprägten Größenunterschiede innerhalb der 0+ Altersklasse und der damit in Beziehung stehenden frühen Piscivorie der großen 0+Barsche (Beeck et al. 2002), wurde in Laborexperimenten gezeigt, dass die großen 0+Barsche im Vergleich mit ihren kleineren Geschwistern kühner waren, sobald Futterfische verfügbar waren Borcharding (2006). Daraus ergaben sich die Hypothesen für die vorliegende Verhaltensstudie in Mesokosmen, dass Barsche unabhängig von ihrer Größe die Aufenthaltszeit in der Nähe eines Räubers verringern und dass die großen Barsche unter Prädationsdruck im Gegensatz zu den Kleinen weniger vorsichtig sind, wenn Futterfische verfügbar sind.

Material und Methoden

Zwei Größenklassen juveniler Flussbarsche, *Perca fluviatilis* (64.8 mm ± 3.5 SD und 93.8 mm ± 6.0 SD) wurden während der ersten Augustwoche 2005 aus einem Baggersee am Niederrhein gefangen und mit Passive Integrated Transponders (PIT-tags, TROVAN®, 12 * 2 mm, Glaskapsel) markiert (Prentice et al., 1990; Fischer et al., 2001).

Es wurden vier Experimente (zwei pro Größenklasse) in zwei identischen Mesokosmen durchgeführt. Jeder Mesokosmos (5 m * 1 m * 1 m) wurde mit zwei Netzen in drei gleichgroße Kompartimente mit jeweils zwei Durchgangstunneln unterteilt. An den Durchgangstunneln befanden sich runde PIT-Antennen, so dass Zeit und Richtung der Bewegungen der Fische kontinuierlich mit Hilfe eines Computers aufgezeichnet werden konnten. Am ersten Tag eines jeden Experiments wurden 25 Barsche zufällig aus einem Bestand von 100 (kleine) bis 150 (große) Fischen ausgewählt. Die Barsche wurden vermessen, ihre PIT-ID mit einem tragbaren Detektor ausgelesen und in das mittlere Kompartiment eingesetzt. Während der ersten sechs Tage konnten die Barsche sich mit dem Mesokosmos vertraut machen und lernen, durch die Tunnel in die äußeren Kompartimente zu wechseln. Am siebten Tag wurde ein Räuber (Hecht, *Esox lucius*, 350 mm) in das mittlere Kompartiment eingesetzt, der nicht durch die Tunnel wechseln konnte. Am neunten Tag des Experiments wurden Futterfische (0+ Brachsen, *Abramis brama*) zusätzlich in das mittlere Kompartiment eingebracht. Um zu verhindern, dass die Beutefische auch vom Hecht gefressen werden, wurden die Brachsen in einer Plexiglasröhre platziert (\varnothing 25 cm, Länge 60 cm), deren Enden mit Gaze abgeschlossen waren. Am elften Tag wurden die Beutefische wieder aus dem mittleren Kompartiment entfernt und nur Räuber und Barsche verblieben in den Mesokosmen. Das Experiment endete am Morgen des 13. Tages, die Fische wurden in den einzelnen Kompartimenten gezählt und anschließend beim herausnehmen ausgelesen.

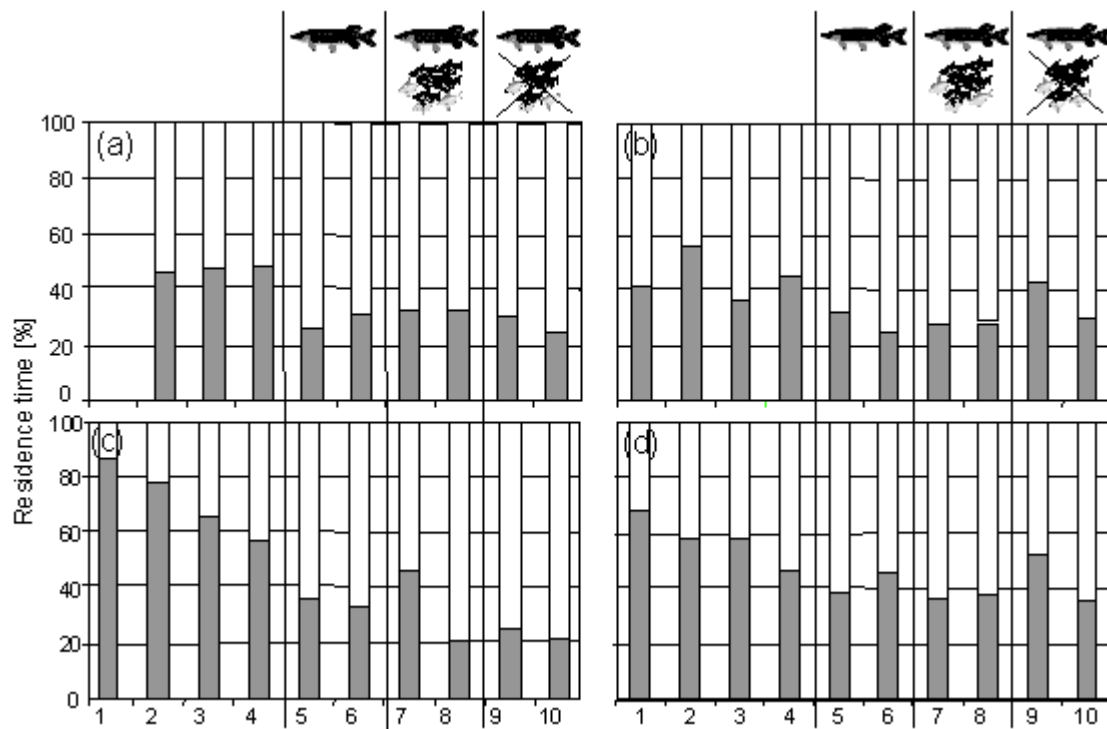




Abb. 1: Aufenthaltszeit [%] großer (a, c) und kleiner (b, d) 0+Barsche während vier Versuchsphasen
 = Räuber,  = Futterfische. Oben: Mesokosmos 1, unten: Mesokosmos 2. ■ mittleres Kompartiment, □ Äußere Kompartimente.

Die Wechsel aller Fische in den verschiedenen Versuchsphasen wurden automatisch mit Tunnelnummer, Datum und Zeit in Sekunden protokolliert. Darauf basierend konnte das Kompartiment, in dem sich jeder Fisch zu jeder Zeit während des Experiments aufgehalten hat und seine Wechselhäufigkeit zwischen den drei Kompartimenten berechnet werden.

Die grundlegende Datenverarbeitung (Berechnung des Aufenthalts jeden Fisches in den Mesokosmen über 24 Stunden) wurde anhand des SAS Systems für Windows V8 (SAS/IML, 1985; SAS/STAT, 1988) durchgeführt.

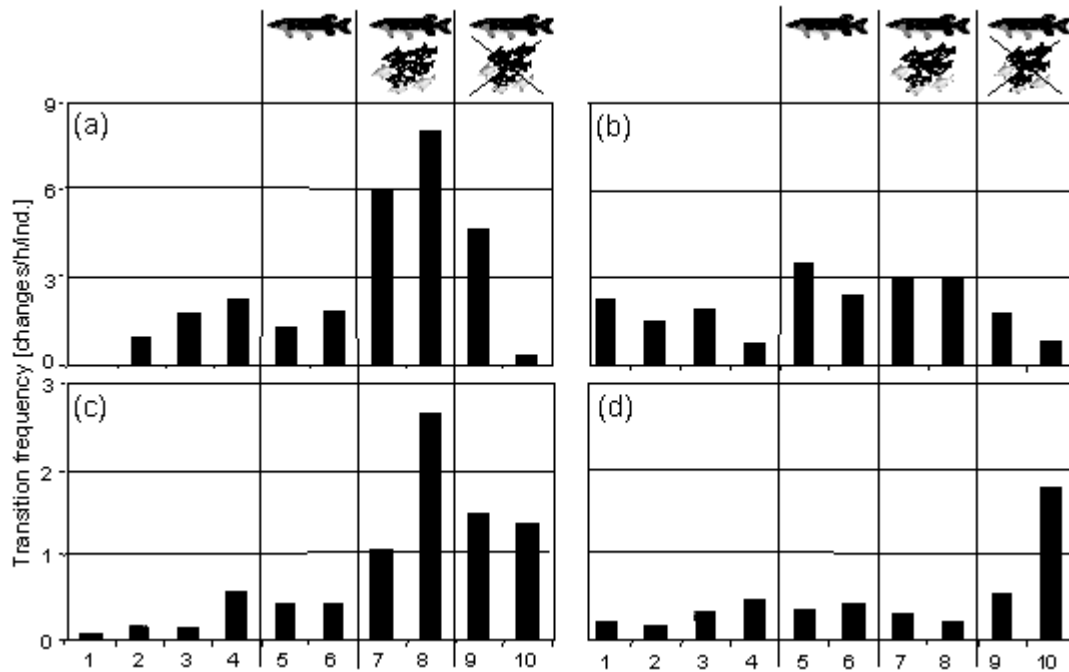


Abb. 2: Wechselhäufigkeit [changes/h/ind.] großer (a, c) und kleiner (b, d) 0+Barsche während vier Versuchsphasen: = Räuber, = Futterfische. Oben: Mesokosmos 1, unten: Mesokosmos 2.

Ergebnisse & Diskussion

Während der ersten Versuchsphase, in der nur die Barsche in dem Mesokosmos vorhanden waren, bevorzugten beide Größenklassen das mittlere Kompartiment (Abb.1; LR χ^2 -statistik: n = 10, df = 1; mesocosm 1/large perch: $\chi^2 = 6.27$, p < 0.05; mesocosm 2/large perch: $\chi^2 = 6.27$, p < 0.05; LR χ^2 -statistik: n = 10, df = 1; mesocosm 1/small perch: $\chi^2 = 2.79$, p < 0.1; mesocosm 2/small perch: $\chi^2 = 15.74$, p < 0.001). Mit Einführung des Räubers in das mittlere Kompartiment reduzierte sich die Aufenthaltszeit der Barsche in diesem hoch signifikant, unabhängig von der Größenklasse. (LR χ^2 -statistik: n = 4, df = 1; mesocosm 1/large perch: $\chi^2 = 9.71$, p < 0.01; mesocosm 2/large perch: $\chi^2 = 15.87$, p < 0.01; LR χ^2 -statistik: n = 4, df = 1; mesocosm 1/small perch: $\chi^2 = 1.66$, n.s.; mesocosm 2/small perch: $\chi^2 = 8.82$, p < 0.01). Beide Größenklassen zeigten somit Räubermeidung. In der dritten Phase wurden zusätzlich zum Hecht die Futterfische in das mittlere Kompartiment eingesetzt. Keine der beiden Größenklassen zeigten eine signifikante Reaktion in ihren Aufenthaltszeiten, weder wenn Futterfische verfügbar waren, noch als diese in der letzten Versuchsphase wieder entfernt wurden.

Zur weiteren Beurteilung des Verhaltens wurde die Wechselhäufigkeit zwischen den Kompartimenten berechnet (Abb.2). Während die Einführung des Hechts keinen Einfluss auf die Aktivität der kleinen Kohorte hatte, kam es bei der großen Kohorte zunächst zu einem leichten Einbruch der Aktivität (Abb.2a, c; MANOVA-RM: df=1, 24, F = 3.46, n.s. and Fig. 3c- MANOVA-RM: df=1, 24, F = 8.13, p = 0.01). Anschließend erhöhte sich die Aktivität der großen 0+Barsche signifikant, nachdem Futterfische ins System eingebracht worden waren (MANOVA-RM: df=1, 24, F = 9.21, p

= 0.0001 and Fig. 3c- MANOVA-RM: $df = 1, 24, F = 11.53, p = 0.01$), während bei den kleinen Barschen keine Verhaltensänderung beobachtet wurde. Das Entfernen der Futterfische aus dem System führte wiederum zu einer Reduktion der Aktivität für die großen Barsche (MANOVA-RM: $df = 1, 24, F = 32.34, p = 0.0001$), hatte aber keinen Einfluss auf die kleinen Barsche. Futterfische wirken als Attraktor für die großen, nicht aber für die kleinen Barsche.

Des Weiteren konnte beobachtet werden, dass die Aktivität der kleinen Kohorte sich auf die Tagesphase konzentrierte, vermutlich um den Prädationsdruck des Hechtes zu entgehen, dessen Hauptjagdzeit in den Dämmerungsphasen liegt (Pitcher & Turner, 1986). Im Gegensatz dazu verschob sich die Aktivität der großen Kohorte unter Prädationsdruck in die Dämmerungsphasen (MANOVA-RM: $df = 1, 24, F = 21.13, p = 0.0001$ and Fig. 4c- MANOVA-RM: $df = 1, 24, F = 9.81, p = 0.005$), insbesondere bei Vorhandensein der Futterfische. Der Trade-off zwischen Nahrung und Schutz der großen 0+Barsche verschiebt sich also unter Prädationsdruck zugunsten der Nahrungssuche, wenn Futterfische verfügbar sind. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die großen Barsche zum einen dem Prädationsdruck von Seiten des Hechtes weniger unterworfen sind als die kleinen Barsche und zum anderen selber als Prädatoren agieren.

Literatur

- Beeck, P., Tauber, S., Kiel, S. & Borcharding, J. (2002). 0+ perch predation on 0+ bream: a case study on a eutrophic gravel pit lake. *Freshwater Biology* **47**, 2359-2369.
- Borcharding, J. (2006). Prey or predator: piscivorous 0+ perch (*Perca fluviatilis*) in the trade-off between food and shelter. *Environmental Biology of Fishes* **77**, 87-96.
- Byström, P., Persson, L., Wahlström, E. & Westman, E. (2003). Size- and density-dependent habitat use in predators: consequences for habitat shifts in young fish. *Journal of Animal Ecology* **72**, 156-168.
- Christensen, B. (1996). Predator foraging capabilities and prey antipredator behaviours: pre- versus postcapture constraints on size-dependent predator-prey interactions. *Oikos* **76**, 368-380.
- Eklöv, P. & Persson, L. (1996). The response of prey to the risk of predation: proximate cues for refuging juvenile fish. *Animal Behaviour* **51**, 105-115.
- Fischer, P., Kautz, H., Weber, H. & Obergfell, W. (2001). The use of passive integrated transponder systems (PIT) triggered by infrared-gates for behavioural studies in nocturnal, bottom-dwelling fish species. *Journal of Fish Biology* **58**, 295-298.
- Gotceitas, V. (1990). Foraging and predator avoidance: a test of a patch choice model with juvenile bluegill sunfish. *Oecologia* **83**, 346-351.
- Magnhagen, C. (2005). Risk-taking behaviour in foraging young-of-the-year perch varies with population size structure. *Oecologia* 1-10.
- Mirza, R. S., Fisher, S. A. & Chivers, D. P. (2003). Assessment of predation risk by juvenile yellow perch, *Perca flavescens*: Responses to alarm cues from conspecifics and prey guild members. *Environmental Biology of Fishes* **66**, 321-327.
- Mittelbach, G. G. (1981). Foraging efficiency and body size: a study of optimal diet and habitat use by bluegills. *Ecology* **62**, 1370-1386.
- Pitcher, T. J. & Turner, J. R. (1986). Danger at dawn: experimental support for the twilight hypothesis in schooling minnows. *Journal of Fish Biology* **29**, 59-70.
- Prentice, E. F., Flagg, T. A., McCutcheon, C. S., Brastow, D. F. & Cross, D. C. (1990). Equipment, Methods, and an Automated Data-Entry Station for PIT Tagging. *American Fisheries Society Symposium* **7**, 335-340.
- Snickars, M., Sandstrom, A. & Mattila, J. (2004). Antipredator behaviour of 0+ year *Perca fluviatilis*: effect of vegetation density and turbidity. *Journal of Fish Biology* **65**, 1604-1613.
- Werner, E. E., Gilliam, J. F., Hall, D. J. & Mittelbach, G. G. (1983). An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* **64**, 1540-1548.
- Wilson, D. S., Coleman, K., Clark, A. B. & Biederman, L. (1993). Shy-bold continuum in Pumpkinseed Sunfish (*Lepomis gibbosus*): An ecological study of a psychological trait. *Journal of Comparative Psychology* **107**, 250-260.
- Woodley, C. M. & Peterson, M. S. (2003). Measuring responses to simulated predation threat using behavioral and physiological metrics: the role of aquatic vegetation. *Oecologia* **136**, 155-160.

Top-down Steuerung mit Forellen – See- oder Regenbogenforellen?

Matthias Pitsch¹, Uwe Kahl^{1,2}, Robert Radke^{1,3} & Jürgen Benndorf^d

¹ Institut für Hydrobiologie, TU Dresden, D-01062 Dresden, matthias.pitsch@gmx.de

² Stadtgutstr. 14, D-01217 Dresden, u.kahl@gmx.net

³ Kanzelkopfstr.3, D-67434 Neustadt / Weinstraße, radke@radke-fishplan.de

Keywords: Nahrungsnetz, top-down Steuerung, Biomanipulation, Seeforelle, Regenbogenforelle

Einleitung

Im Rahmen eines Biomanipulationsexperimentes in der Talsperre Saidenbach (Hülsmann et al. 2006, Hülsmann et al. 2005; Radke et al. 2003) fanden auch umfangreiche fischökologische Untersuchungen statt (Kahl & Radke 2006a; Kahl & Radke 2006b; Radke & Gaupisch 2005; Schulze et al. 2004; Radke et al. 2003; Radke & Kahl 2002) mit dem Ziel einer detaillierten Analyse des Potentials von Salmoniden als Biomanipulationswerkzeug. Untersuchungen des Fischbestandes vor Beginn des Biomanipulationsexperiments (Kahl 2003; Kahl et al. 2002) zeigten die erwartete Dominanz der planktivoren Fischarten Plötze, Blei und juveniler Barsch. Mittelgebirgstalsperren, welche als künstliche Gewässer gelten, entsprechen gemäß ihrer Morphologie annähernd Voralpenseen, in welchen Großsalmoniden häufig die Topprädatoren darstellen (Klemetsen et al. 2003). Salmoniden finden in solchen Gewässern mit relativ großem Pelagial und geringer Trübung geeignete Lebens- und Jagdbedingungen. Zudem weisen sie bei den geringeren Wassertemperaturen gute Wachstumsraten auf. Für das Biomanipulationsexperiment wurde die mesotrophe Talsperre Saidenbach (Erzgebirge, Sachsen) ausgewählt. Seit 2000 erfolgte ein kontinuierlicher Besatz mit Forellen, wobei bis 2005 85,2 kg ha⁻¹ Forellen mit einer mittleren Länge von 300 bis 400 mm eingesetzt wurden. Neben Seeforellen (*Salmo trutta* forma *lacustris* L.) wurden auch Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss* WAL.) besetzt. Die Frage, welche Forellenart sich am besten für die Nahrungsnetzsteuerung in der Talsperre eignet, soll in dieser Arbeit geklärt werden. Dabei soll speziell auf die Nahrungswahl und die räumliche Verteilung der Forellenarten eingegangen werden.

Material und Methoden

In den Jahren 1998 bis 2005 wurden Kiemennetzbefischungen mit Schwimm-, Grund- und Vertikalnetzen im Zeitraum von April bis Oktober durchgeführt (Kahl 2003). Alle Netze wurden über Nacht exponiert, so dass beide Dämmerungsphasen mit eingeschlossen waren. Von allen gefangenen Fischen wurde die Totallänge und die Frischmasse ermittelt. Zudem wurden zur Nahrungsanalyse Magenproben der gefangenen Forellen entnommen. Zur Berechnung der biomassebezogenen Einheitsfänge (biomass per unit effort, BPUE) wurden die Biomassen entsprechend der Netzfläche und der Expositionszeit normiert (Kahl 2003; Kahl et al. 2002). Die Fangdaten aus den unterschiedlichen Habitaten (Oberflächenhorizont des Pelagials, tiefes Pelagial, Litoral und tiefer Grundbereich) wurden mit den Volumenanteilen der jeweiligen Habitate gewichtet (Kahl 2003).

Ergebnisse

Die räumliche Verteilung der Fischarten wurde anhand der biomassebezogenen Einheitsfänge (BPUE) dargestellt (Abb.1), wobei zunächst die Verteilung der dominierenden Fischarten Plötze und Barsch, als potentielle Beutefische der Forellen, betrachtet werden soll. Plötzen <200 mm hielten sich von Mai bis August verstärkt im oberflächennahen Pelagial auf (56-87 % des BPUE). Das tiefe Pelagial war für kleine Plötzen von geringer Bedeutung. Barsche wurden zu hohen Anteilen in den grundnahen Bereichen gefangen (Litoral, tiefer Grund). Nur von Juni bis August waren mehr als 25 % des BPUE im Pelagial zu finden.

Über die gesamte Stagnationszeit befanden sich mind. 50 % der Seeforellen im Pelagial. In den Sommermonaten wurde der überwiegende Teil der Seeforellen in den kühleren tiefen Habitaten gefangen. Das Litoral hatte nur von April bis Juni eine größere Bedeutung als Habitat für die Seeforellen. Regenbogenforellen hielten sich verstärkt im Oberflächenbereich des Pelagials auf, auch in den Sommermonaten mit höheren Wassertemperaturen. Der Anteil des BPUE lag für die pelagischen Bereiche meist deutlich über 50 %.

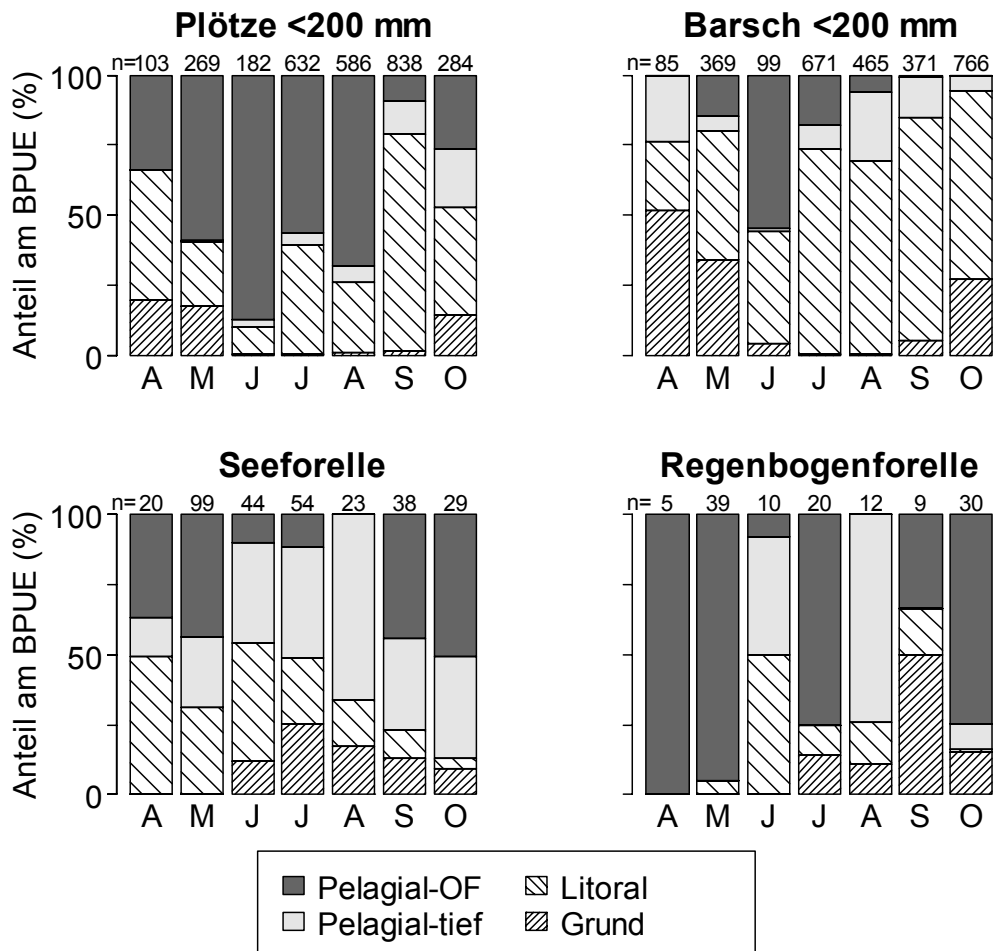


Abb. 1: Saisonale Verteilung der Populationen von Plötze, Barsch, See- und Regenbogenforelle in den Habitaten der Talsperre Saidenbach. Angaben als Biomasseanteile in den Habitaten. Daten von 2000 bis 2004 wurden gepoolt. Die Anzahl der gefangenen Fische wurde als n über den Balken angegeben.

Die Piscivorie wird als Anteil piscivorer Fische je Größenklasse angegeben und nahm bei beiden Forellenarten mit steigender Totallänge (TL) zu (Abb.2). Ab einer Länge von 240 mm wurden Fische in der Forellennahrung gefunden. Forellen mit leerem Magen sind wahrscheinlich piscivor und wurden im Verlauf weiterer Auswertungen als solche behandelt. Für große Seeforellen (>400 mm) konnte eine überwiegend piscivore Ernährung nachgewiesen werden. Regenbogenforellen <400 mm wiesen eine ähnlich hohe Piscivorie auf wie gleichgroße Seeforellen. Bei Ausschluss von Größenklassen mit einem zu geringen Stichprobenumfang (n<3) war bei Regenbogenforellen keine Piscivorie über 50 % zu beobachten.

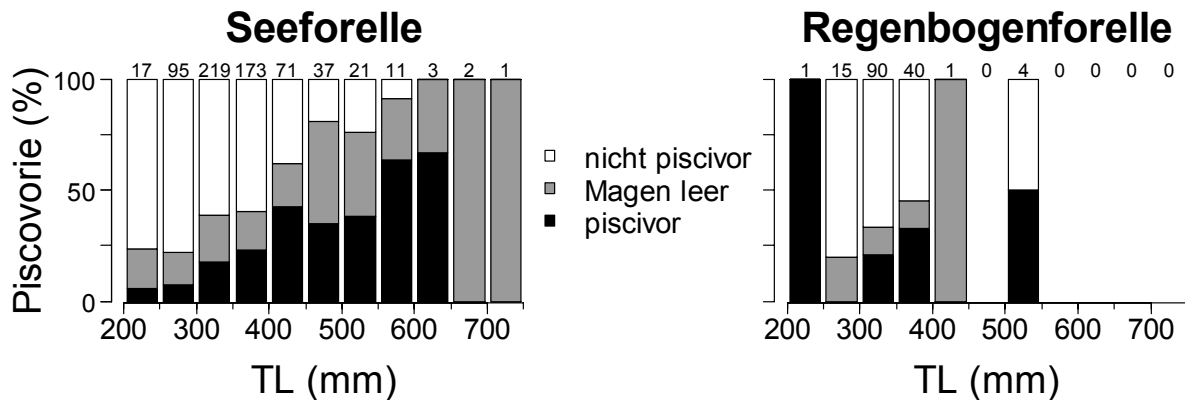


Abb. 2: Anteil See- und Regenbogenforellen mit Fisch in der Nahrung in Abhängigkeit von der Totallänge. Fische mit ausschließlich anderer Nahrung wurden als „nicht piscivor“ bezeichnet. Fische mit leerem Magen wurden getrennt dargestellt. Anzahl der Fische je Größenklasse wurde als n über den Balken angegeben.

Mit steigender Forellengröße nahm die maximale Beutefischgröße zu. Bei Seeforellen wurde eine max. Beutefischlänge von 180 mm nachgewiesen. Daten über die Beutefischlänge von Regenbogenforellen lagen nur für Tiere <400 mm vor, da kaum größere Regenbogenforellen gefangen wurden. Es wurde eine max. Beutefischlänge von 128 mm nachgewiesen. Das Beutegrößenspektrum von Seeforellen war deutlich größer als das von Regenbogenforellen.

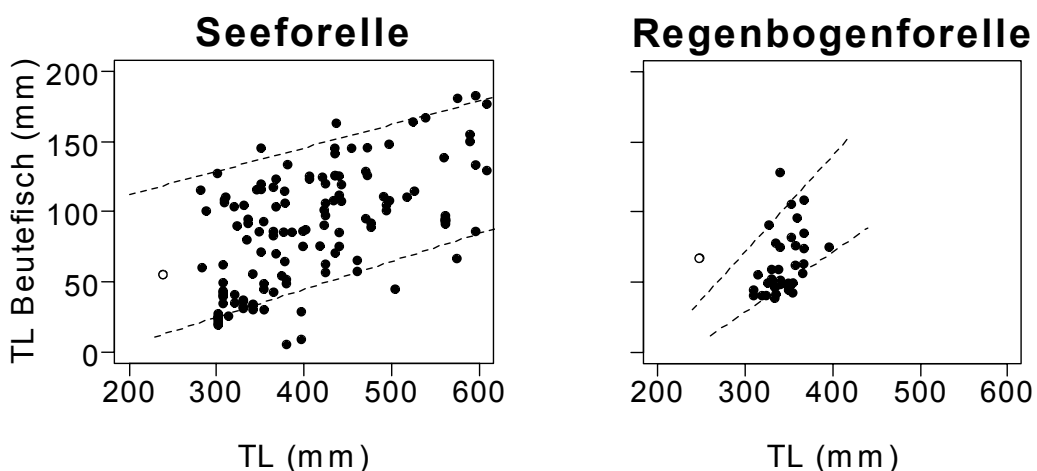


Abb. 3: Totallänge der Beutefische in Beziehung zur Totallänge von See- und Regenbogenforelle. Lineare Hüllkurven wurden mittels Klassenbildung der TL errechnet (Intervall bei Seeforellen 50 mm; Regenbogenforellen 25 mm). Helle Punkte wurden bei der Berechnung ausgeschlossen (n der Größenklasse <3).

Für den Vergleich der Beutefischpräferenz wurden Daten von 2003 herangezogen, da für dieses Jahr die meisten bestimmbareren Beutefische beider Forellenarten vorlagen. Sowohl See- als auch Regenbogenforellen fraßen fast ausschließlich Plötzen. Weitere Beutefische waren Barsch, Kaulbarsch sowie nicht identifizierbare Fischlarven.

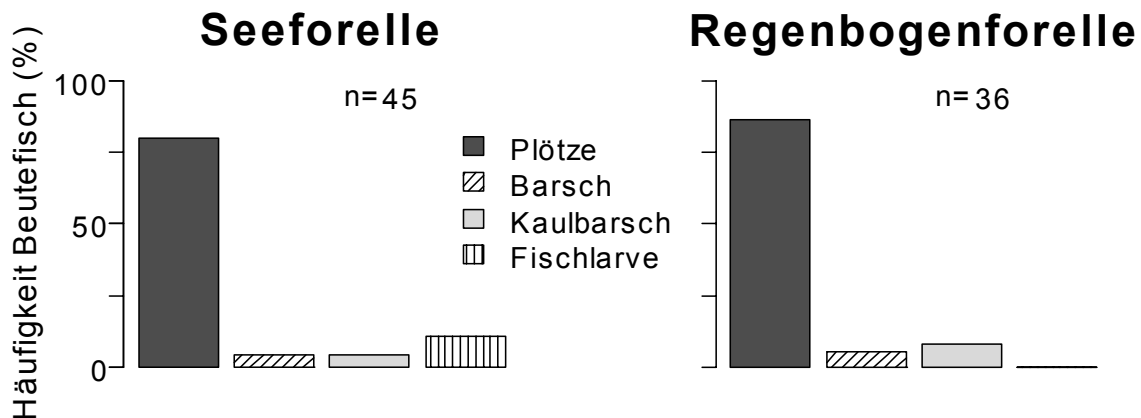


Abb. 4: Häufigkeit von Beutefischarten in den Forellenmägen im Jahr 2003. n gibt die Anzahl der bestimmten Beutefische an.

Diskussion

Es zeigten sich Unterschiede zwischen See- und Regenbogenforellen hinsichtlich der Nahrung und der räumlichen Verteilung. Seeforellen halten sich im Sommer in tieferen Wasserschichten auf (Kahl 2003, Radke et al. 2003), da die Wassertemperatur an der Oberfläche deren Optimaltemperatur von 14 °C (Elliot & Hurley 1999) übersteigt. Demgegenüber sind im Sommer hohe Anteile der planktivoren Fische im Oberflächenhorizont vertreten (vergl. Haertel et al. 2002). In dieser Zeit sorgt besonders die hohe Plötzenbiomasse im Freiwasser der TS Saldenbach für einen hohen Fraßdruck auf Daphnien (Kahl 2003). Regenbogenforellen sind auch im Sommer im oberflächennahen Pelagial zu finden, da dort ihre obere Optimaltemperatur von 22 °C (Elliot 1981, zitiert in Küttel 2002) kaum überschritten wird. Die Habitatüberlappung mit den Beutefischen führt aber nicht zu einer erhöhten Piscivorie der Regenbogenforellen.

Die Piscivorie von See- und Regenbogenforellen <400 mm unterscheidet sich nicht. In der Tal Sperre erreichten Seeforellen höhere Totallängen und waren ab 400 mm überwiegend piscivor. Regenbogenforellen >400 mm wurden selten gefangen, wodurch keine genaue Aussage über die Piscivorie großer Regenbogenforellen gemacht werden kann. Beide Forellenarten zeigten eine deutliche Präferenz für Plötzen als Beutefische, da der Plötzenanteil in der Nahrung (>75 %) höher war als im Fischbestand (45 % des Einheitsfangs, Daten aus Kahl 2003, Pitsch et al. 2006). Fischlarven waren in den Magenproben relativ selten, was allerdings auf eine sehr schnelle Verdauung zurückgeführt werden kann.

Ein kombinierter Besatz von See- und Regenbogenforelle erscheint sinnvoll, da sich die Forellenarten hinsichtlich ihrer Vorteile bezüglich der Biomanipulation ergänzen. Der Fraßdruck auf planktivore Fische wird verstärkt und die Effizienz und Stabilität der Nahrungsnetzsteuerung erhöht.

Zusätzlich sind konsequente Fangbeschränkungen für Angler erforderlich, um die Größenverteilung hin zu großen, piscivoren Forellen zu verschieben (Benndorf & Kamjunke 1999). Bei der Bewirtschaftung ist zu beachten, dass Regenbogenforellenbesatz kostengünstiger ist, wodurch höhere Stückzahlen besetzt werden können. Das Aussetzen der hier nicht heimischen Regenbogenforellen ist im Falle der dargestellten Ergebnisse als relativ unproblematisch anzusehen, da es sich bei der

Talsperre um ein heavily modified waterbody (HMW) handelt (EU-WRRL) und zudem ein Einwandern in die Zuflüsse aufgrund von Vorsperren nicht möglich ist. Besatzmaßnahmen sollten jedoch von Fall zu Fall geprüft werden.

Danksagung

Wir danken S. Hülsmann für die konstruktiven Anregungen und dem Anglerverband Südsachsen für bereitgestellte Daten und die Kooperation bei der Durchführung des Freilandexperimentes. Die Arbeit entstand im Rahmen des Projekt „Indirekte Effekte der top-down Steuerung des pelagischen Nahrungsnetzes auf den Phosphorhaushalt: Freilandexperiment in der Saldenbachtalsperre“, welches von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert wurde (Be 1671/8-2).

Literatur

- Benndorf, J., Kamjunke, N. (1999): Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. Löbnitz-Druck GmbH, Dresden; 21 S.
- Elliott, J. M., Hurley, M. A. (1999). A new energetics model for brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwater Biology* 42: 235-246.
- Haertel, S. S., Baade, U., Eckmann, R. (2002): No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. *Limnologica* 32: 1-13.
- Hülsmann, S., Horn, H., Horn, W., Kahl, U., Paul, L., Radke, R. J., Benndorf, J. (2005): Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf den Phosphorhaushalt: Erste Ergebnisse aus einem Freilandexperiment in der Talsperre Saldenbach. DGL Tagungsbericht 2004: 414-418.
- Hülsmann, S., Horn, H., Horn, W., Kahl, U., Paul, L., Radke, R.J., Benndorf, J. (2006): Relations between food web structure and nutrient budget in a stratified lake: results from a whole-lake experiment in Saldenbach Reservoir, Germany. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1543-1547.
- Kahl, U., Radke, R. J. (2006a): Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecology of Freshwater Fish* 15: 48-56.
- Kahl, U., Radke, R.J. (2006b): Is bigger better? - Sex specific growth of perch and roach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1367-1371.
- Kahl, U., Radke, R. J., Benndorf, J. (2002): Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001 (Kiel), Weißensee Verlag, Berlin: 324-329.
- Kahl, U. (2003): Dominanzverhältnisse, Interaktionen und räumliche Verteilung von Barsch, Plötze und Seeforelle in der mesotrophen Dissertation, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, TU Dresden. 117 S.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J., B. Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., Mortensen, E. (2003): Atlantic Salmon *Salmo salar* L., browntrout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1-59.
- Küttel, S., Peter, A., Wüest, A. (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischen Fließgewässern. EAWAG Bericht zum Rhone-Thur Projekt. 41pp.
- Pitsch, M., Kahl, U., Radke, R. J., Benndorf, J. (2006): Biomanipulation mit Seeforellen – Raum-zeitliche Verteilungsmuster von Räuber und Beute. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Weißensee Verlag, Berlin: 345-349.
- Radke, R. J., Kahl, U., Benndorf, J. (2003): Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator. *Limnologica* 33: 92-98.
- Radke, R. J., Kahl, U. (2002): Effects of filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. *Freshwater Biology* 47: 2337-2344.
- Radke, R. J., Graupisch, A. (2005): Effects of phytoplankton-induced turbidity on predation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community structure in lakes. *Naturwissenschaften* 92: 91-94.
- Schulze, T., Kahl, U., Radke, R. J., Benndorf, J. (2004): Consumption, abundance and habitat use of *Anguilla anguilla* in a mesotrophic reservoir. *Journal of Fish Biology* 65: 1543-1562.

Hydroakustische Untersuchungen über das Verhalten juveniler Flussbarsche *Perca fluviatilis* und Trübschen *Lota lota* im sommerlichen Bodenseepelagial

Wolfgang Nikolaus Probst¹ & Reiner Eckmann²

¹Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz, wolfgang.probst@uni-konstanz.de

²Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz, reiner.eckmann@uni-konstanz.de

Keywords: Schwarmbildung, Diurnale vertikale Migration, Echolot

Einleitung

Im sommerlichen Bodensee nutzen vor allem juvenile Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) und Trübschen (*Lota lota*) das Pelagial als Lebensraum (Wang & Appenzeller 1998). Die Larven erreichen im Mai das offene Wasser und wachsen dort bis zu ihrer Metamorphose zum Jungfisch heran. Im Laufe des Sommer führen beide Arten einen ontogenetischen Habitatswechsel durch, in dessen Verlauf die Jungfische ins Litoral einwandern.

Ziel unserer Untersuchung ist die Analyse der juvenilen Fischgemeinschaft und ihrer räumlichen Verteilungsmuster im Bodenseepelagial. In dieser Studie möchten wir speziell das Verhalten juveniler Barsche und Trübschen beschreiben, das von Mai bis September 2006 durch vertikale und horizontale Echolotung untersucht wurde.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die hydroakustischen Untersuchungen und Netzfänge wurden in der Nähe des Obersee-Nordufers bei Hagnau durchgeführt. Alle hier präsentierten Ergebnisse stammen aus Regionen mit über 150 m Wassertiefe.

Hydroakustik und Netzfänge

Hydroakustische Untersuchungen wurden mit einem SIMRAD EY500 Split-Beam-Echolot (120 kHz) und circulärem Transducer mit 7° Öffnungswinkel durchgeführt. Die Fahrtgeschwindigkeit betrug zwischen 7 und 10 km/h, wobei je nach Bodenbeschaffenheit mit einem Zeitintervall von 0.7 – 1.2 Sekunden gepingt wurde. Die Daten des Echolots wurden an Bord auf einem Notebook gespeichert und anschließend mit Sonar5_Pro (Balk & Lindem 2005) ausgewertet.

Netzfänge in verschiedenen Wassertiefen wurden mit einem Ichtyoplanktonnetz mit 1600 µm Maschenweite im vorderen Öffnungsbereich und 1200 µm Maschenweite im Steertbereich durchgeführt. Die runde Öffnung des Netzes hat einen Durchmesser von 1.4 m. Das Netz wurde mit einem

15 kg schweren Scheerfuß von einem Boot mit 50 PS Motor geschleppt. Die Schleppgeschwindigkeiten variierten zwischen 3.0 und 6.0 km/h. Um die Schlepptiefe des Netzes zu verifizieren, wurde an das Schleppseil in der Nähe der Netzöffnung ein Drucksensor mit Ultraschallsender angebracht, der die Tiefe der Netzöffnung an einen Empfänger am Boot übertrug.

Ergebnisse

Ende Mai sind zwei homogene Streuschichten zwischen 3 - 10 m und 9 – 14 m zu finden (Abb.1). Es handelt sich hierbei um Barsch- und Trüschelarven, die sich in unterschiedlichen Tiefenhorizonten einschichten.

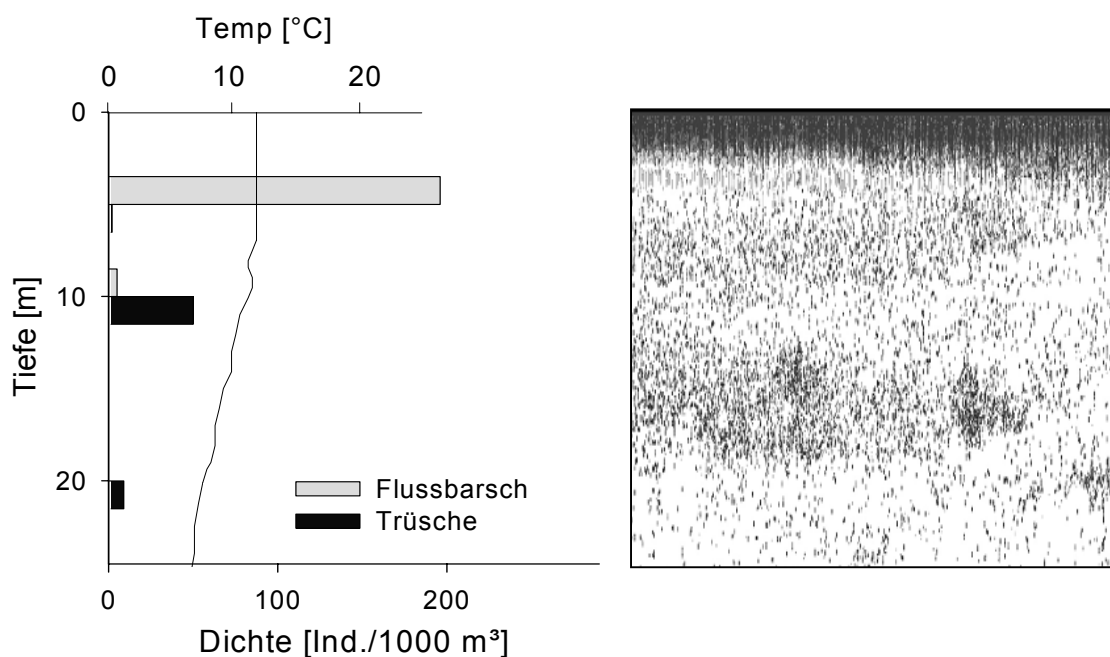


Abb. 1: Verteilung juveniler Flussbarsche und Trüschchen im Bodenseepelagial am 23.5.2006 aufgrund von Netzfängen (links). Vertikale Echolotaufnahme (20 logR) vom 22.5.2006 zwischen 18:03 und 18:10 Uhr (rechts). Die dargestellten Echos haben eine TS-Verteilung zwischen -80 und -68 dB, Tiefenskalierung wie links.

Während die Barschlarven während des gesamten Sommers sowohl am Tag wie in der Nacht im Epilimnion bleiben, führen die Trüschchenlarven/juvenile diurnale Vertikalwanderungen ins Hypolimnion durch (Abb.2). Die Amplitude dieser täglichen Wanderung nimmt während des Sommers ständig zu und erreicht im August bis zu 60 m. Die zunehmende Wanderungsamplitude korreliert mit dem diurnalen Verteilungsschwerpunkt des Zooplanktons (Abb.3).

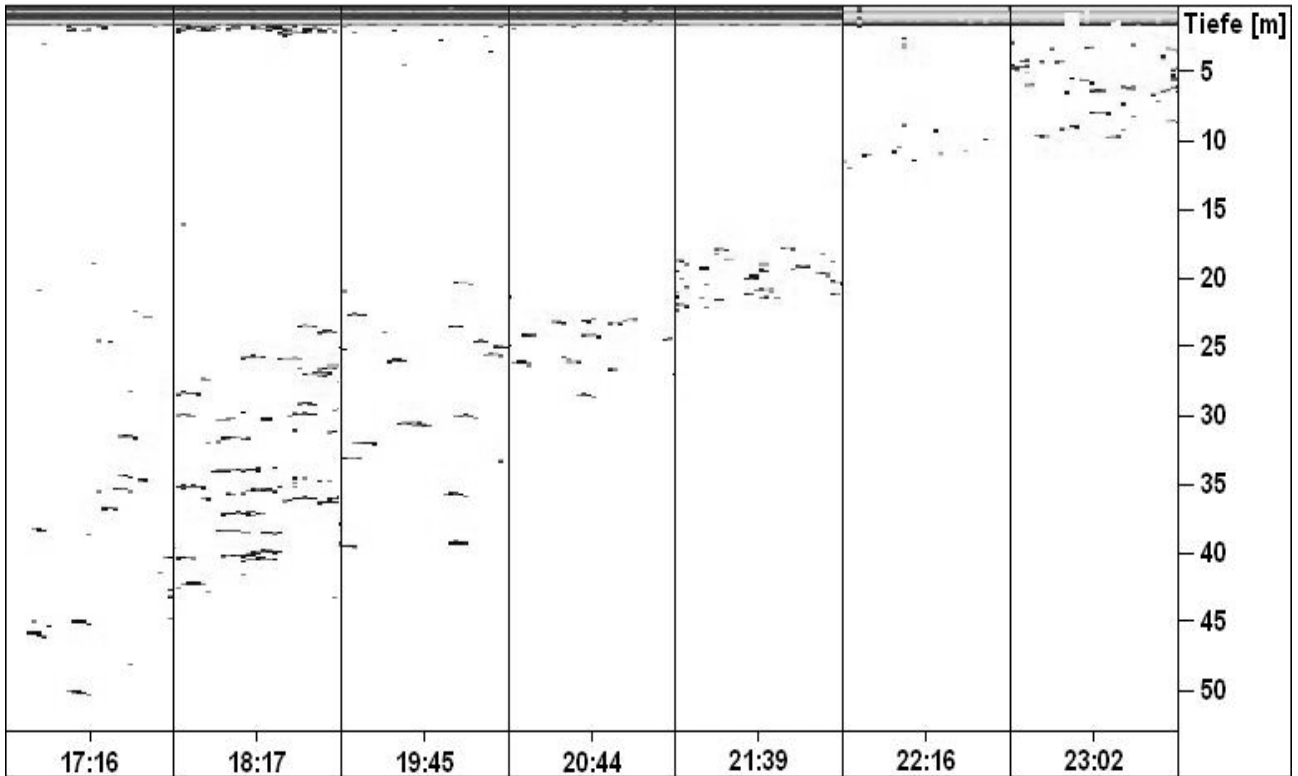


Abb. 2: Vertikalwanderung juveniler Trübschen am 10.7.2006. Dargestellt sind zusammengefügte 20logR Echogramme zwischen 17:16 und 23:02 Uhr.

Die Jungbarsche bilden ab Juli tagsüber oberflächennahe Schwärme, verteilen sich jedoch nachts gleichmäßig im Epilimnion (Abb.4).

Ab Mitte August sind Barsche im Pelagial dann nicht mehr nachweisbar, und auch die Trübschendichten haben stark abgenommen (2.0 Ind./1000 m³).

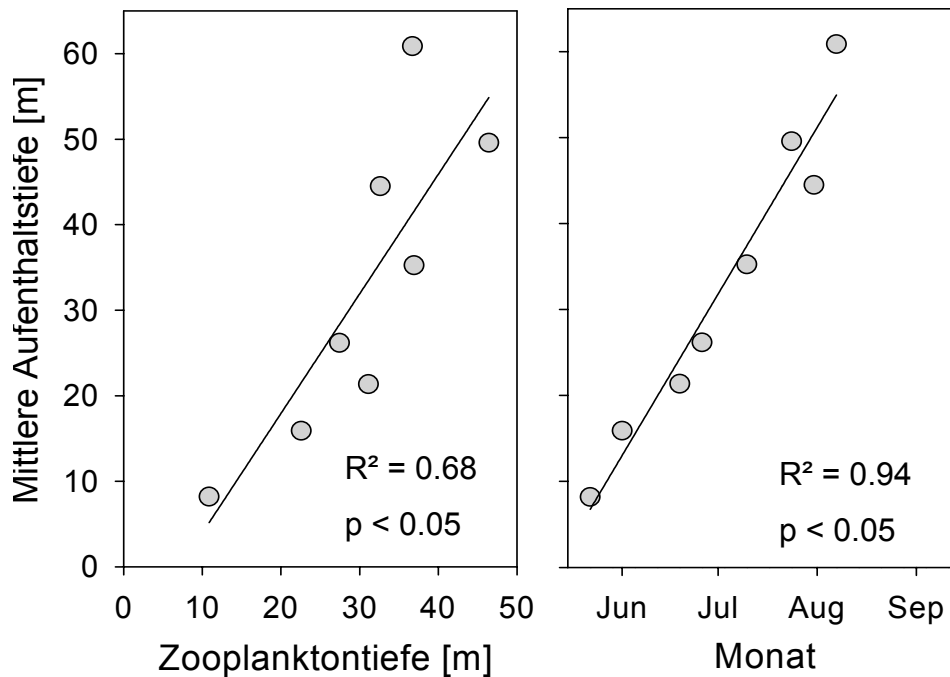


Abb. 3: Korrelation zwischen der mittleren Aufenthaltstiefe juveniler Trübschen und dem Verteilungsschwerpunkt des Zooplanktons (links) sowie dem Datum (rechts). R² ist Bestimmtheitsmaß, p gibt das Signifikanzniveau der Korrelation an.

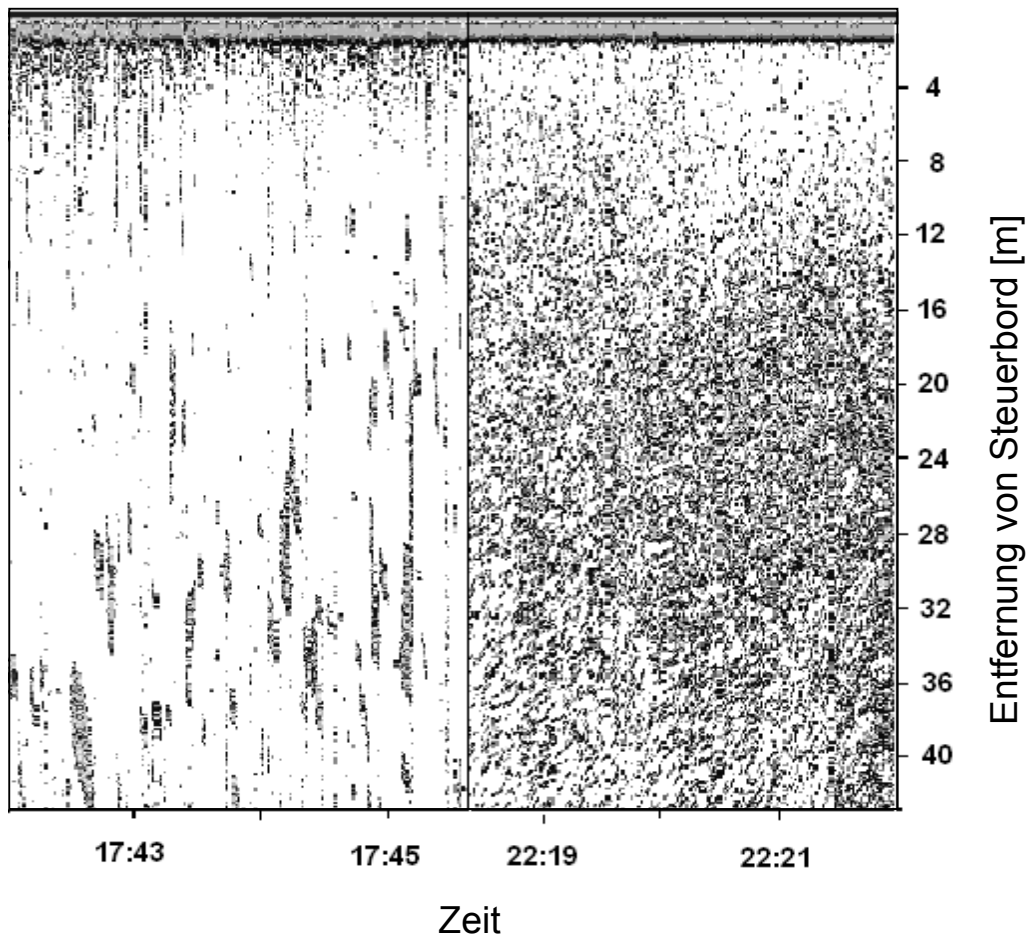


Abb. 4: Verteilung juveniler Flussbarsche am 12.7.2006. Dargestellt sind horizontale 20logR-Echogramme vom späten Nachmittag (links) und nach Einbruch der Dunkelheit (rechts). Die Maximaltiefe des horizontalen Echolotstrahls betrug 10 m.

Diskussion

Schon Wang & Appenzeller (1998) wiesen nach, dass das Bodenseepelagial hauptsächlich von Trüschchen- und Barschlarven als Aufwuchsgebiet genutzt wird. Jedoch wurde bisher angenommen, dass juvenile Trüschchen und Barsche im Juli ins Litoral einwandern. Dies scheint bei Barschen nach wie vor der Fall zu sein, jedoch sind juvenile Trüschchen noch bis Ende August im Pelagial nachweisbar. Ihre ausgedehnten Vertikalwanderungen im Bodensee werden hier erstmals dokumentiert.

Interessanterweise blieb die Echostärke der pelagischen Trüschchen von Juni bis August nahezu konstant (zwischen -75 und -65 dB), woraus man schließen muss, dass a) frisch geschlüpfte Trüschchen über einen langen Zeitraum ins Pelagial nachrücken und b) ältere, größere Trüschchen aus dem Pelagial abwandern. Möglicherweise sind die Jungtrüschchen ab einer kritischen Größe darauf angewiesen, eine benthische Lebensweise anzunehmen und wandern dann entlang des Seebodens in das Eulitoral (Fischer 1999).

Junge Barsche verbringen ihre pelagische Phase fortwährend im Epilimnion. Wanderungen unter die Thermokline, wie von Czech et al. (2005) beschrieben, konnten im Bodensee nicht dokumentiert werden.

Das Schwarmverhalten der Barsche am Tag dient vermutlich als Schutz vor Räubern. Die Magen-inhalte von älteren (Altersklasse 1+ und älter), im Juli im Pelagial gefangenen Barschen deuten auf ein hohes Maß an Kannibalismus hin.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Flussbarsche und Trübschen leben als Larven im Pelagial des Bodensees, zeigen dort aber tagsüber eine vertikale Trennung, die sich im Laufe des Sommers immer stärker ausprägt, da die Trübschen eine immer größere Vertikalwanderung durchführen, wobei sie sich tags im Hypolimnion aufhalten. Nur in der Nacht wandern sie ins Epilimnion ein und vermischen sich dort mit den Jungbarschen. Ende Juli wandern diese aus dem Pelagial in den Uferbereich, während Trübschen bis Ende August im Pelagial nachzuweisen sind.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen des SFB 454 „Bodenseelitoral“. Besonders danken möchten wir Timo Basen, Markus Pehr, Joachim Böhler, Corinna Geiss, Julia Unger, Gregor Thomas, Arnd Weber, Lars Martinussen, Caitlin Lyman, Alfred Sulger & Carl Fütterer für ihre Mitarbeit bei der Datenerhebung und Probenaufarbeitung.

Literatur

- Cech M, Kratochvil M, Kubecka J, Drastik V, Matena J (2005) Diel vertical migrations of bathypelagic perch fry. *Journal of Fish Biology* 66:685-702
- Fischer, P. (1999). Otolith microstructure during the pelagic, settlement and benthic phases in burbot. *Journal of Fish Biology* 54:1231-2143
- Wang N, Appenzeller A (1998) Abundance, depth distribution, diet composition and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and burbot (*Lota lota*) larvae and juveniles in the pelagic zone of Lake Constance. *Ecology of Freshwater Fish* 7:176-183

Erfolgreiche fischereiliche Langzeitbewirtschaftung einer schwach eutrophen Mittelgebirgstalsperre

Wilfried Scharf

¹ Wupperverband, Zur Schafbrücke 6, 42289 Wuppertal, Scha@wupperverband.de

Keywords: Gewässergütemanagement, Biomanipulation, Talsperren, *Daphnia*

Einleitung

Die Gewässergüte der Wupper-Talsperre wurde durch die Kombination einer weitestgehenden Belastungsreduktion („bottom up“) in Kombination mit einer an den Gedanken der Biomanipulation (Shapiro et al., 1975) orientierten fischereilichen Bewirtschaftung („top down“) optimiert (Scharf, 2007). Eine erfolgreiche Biomanipulation sollte zur Dominanz großer Daphnien (Brooks & Dodson, 1965), abnehmenden Chlorophyllkonzentrationen und hohen Sichttiefen in der sommerlichen Schichtungsperiode führen. Während die Erfolgsaussichten biomanipulativer Eingriffe für Flachseen mit $P < 100 \mu\text{g L}^{-1}$ (Jeppesen et al., 1990) in Verbindung mit drastischen Eingriffen in die Fischbestände (Hansson et al., 1998) als hoch eingestuft werden, werden die Erfolgsaussichten für geschichtete Tiefseen anhand einer kontinuierlichen Bewirtschaftung, wie im Fall der Wupper-Talsperre, eher zurückhaltend beurteilt.

Material und Methoden

Die in ihrer Längsachse zur Wupper-Talsperre aufgestaute Wupper dient dem Hochwasserschutz, der Niedrigwasseraufhöhung sowie einer ausgeprägten Freizeitnutzung. Die mäßig eutrophe Wupper-Talsperre ist ein tiefer, dimiktischer Rinnensee (211 ha, max. Tiefe 31 m, Auffüllzeit 0,2 a) mit hohen Wasserstandsschwankungen. Nennenswerte Makrophytenentwicklungen fehlen. Die externe P-Belastung ist seit dem Winter 1992/93 unverändert. Mit dem Einstau der Talsperre im Winter 1988/89 wanderten Cypriniden, Barsche und Hecht aus der Vorsperre ein. Seither erfolgt die fischereiliche Bewirtschaftung der Talsperre durch ausschließlichen Besatz mit Raubfischen (75-10 ind ha⁻¹ Hecht 5-7 cm, 75-10 ind ha⁻¹ Zander 12-15 cm). Eine reglementierte Angelfischerei ist seit dem Jahr 1992 auch für Raubfische frei gegeben.

Die Dokumentation der Entwicklung der Fischbestände orientiert sich überwiegend an den Fangergebnissen der Angelfischerei in Verbindung mit einer Fischbestandserfassung im August 2003. Die Erfassung der externen Nährstoffbelastung, des Nährstoffangebots im Wasserkörper an der tiefsten Stelle vor dem Absperrbauwerk sowie der Entwicklung des Zoo- und Phytoplanktons basiert auf 2-wöchentlichen Messungen während der Vegetationsperiode und monatlichen Messungen im Winterzeitraum.

Ergebnisse

Fangergebnisse, Fischbestandserhebung. Mit Freigabe der Raubfischchangelerei im Jahr 1992 durchliefen die Hechtfänge zunächst mit $5,0 \text{ ind. ha}^{-1}$ ein Maximum und stabilisierten sich seit 1995 auf einem niedrigeren Niveau von $0,8 \text{ ind. ha}^{-1}$. Die Fangerträge des Zanders bewegen sich unabhängig von der Besatzintensität ebenfalls seit 1996 auf einem stabilen Niveau von ca. $0,8 \text{ ind. ha}^{-1}$. Die mittlere Größe der gefangenen Barsche stieg seit dem Jahr 1992 an und erreichte im Jahr 1996 ein Maximum von über $1.000 \text{ g ind.}^{-1}$ bevor sie zusammenbrach, nachfolgend aber mit 400 g ind.^{-1} auf einem vergleichsweise hohem Niveau blieb. Die Cyprinidenfänge (Rotaugen, Brassen) stiegen entgegen den Erwartungen einer erfolgreichen Biomanipulation seit 1996 bei einem geringen Durchschnittsgewicht (Rotaugen 110 g ind.^{-1}) von 10 ind. ha^{-1} auf 30 ind. ha^{-1} (Rotaugen) im Jahr 2000 an.

Eine quantitative Erfassung der Fischbestände im August 2003 ergab einen Raubfischanteil von mind. 25% mit Bezug auf die Biomasse, wobei piscivore Barsche ($>16 \text{ cm}$) eine Schlüsselposition einnahmen (Abb.1). Die piscivoren Barsche ernährten sich bevorzugt kannibalisch.

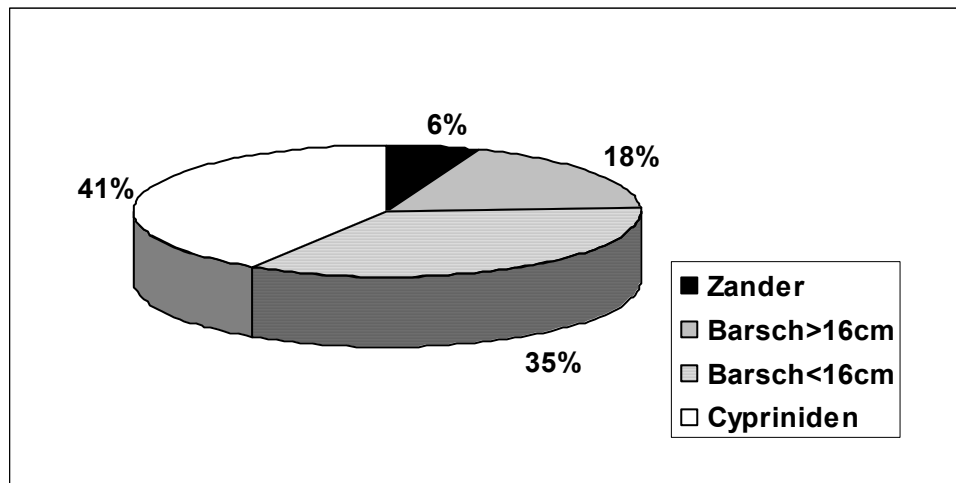


Abb.1: Im August 2003 erreichte der Raubfischanteil in der Wupper Talsperre mind. 25% der Biomasse bei einem Fischbestand von ca. 90 kg ha^{-1} (180 ha)

Zooplankton, Phytoplankton, Sichttiefen, Nährstoffe. Während die Jahre 1993-98 durch die Dominanz der kleineren *Daphnia cucullata* geprägt waren, beherrscht die größere *Daphnia galeata* entgegen den Erwartungen aus den steigenden Cyprinidenfängen seit dem Sommer 1999 das Bild des Zooplanktons. Mit dem Aufkommen der größeren *Daphnia galeata* fanden sich auch in den vertikalen Netzzügen mit großen Maschenweiten ($>780 \mu\text{m}$) Daphnien (Abb.2). Zeitgleich klarte das Gewässer auf, die mittleren sommerlichen Sichttiefen stiegen von $3,2 \text{ m}$ im Zeitraum 1993-98 auf $5,2 \text{ m}$ ($p < 0,0001$) und die Chlorophyllkonzentrationen in der trophogenen Zone sanken von $9,5 \mu\text{g CHL L}^{-1}$ auf $6,6 \mu\text{g CHL L}^{-1}$ ($p = 0,043$). Das Aufklaren des Wasserkörpers sowie der Rückgang der Chlorophyllkonzentrationen wurden durch einen zeitgleichen Rückgang ($p < 0,0001$) der sommerlichen Phosphorkonzentrationen von $24 \mu\text{g TP L}^{-1}$ (1993-98) auf $17 \mu\text{g TP L}^{-1}$ bei unveränderter externer P-Belastung begleitet.

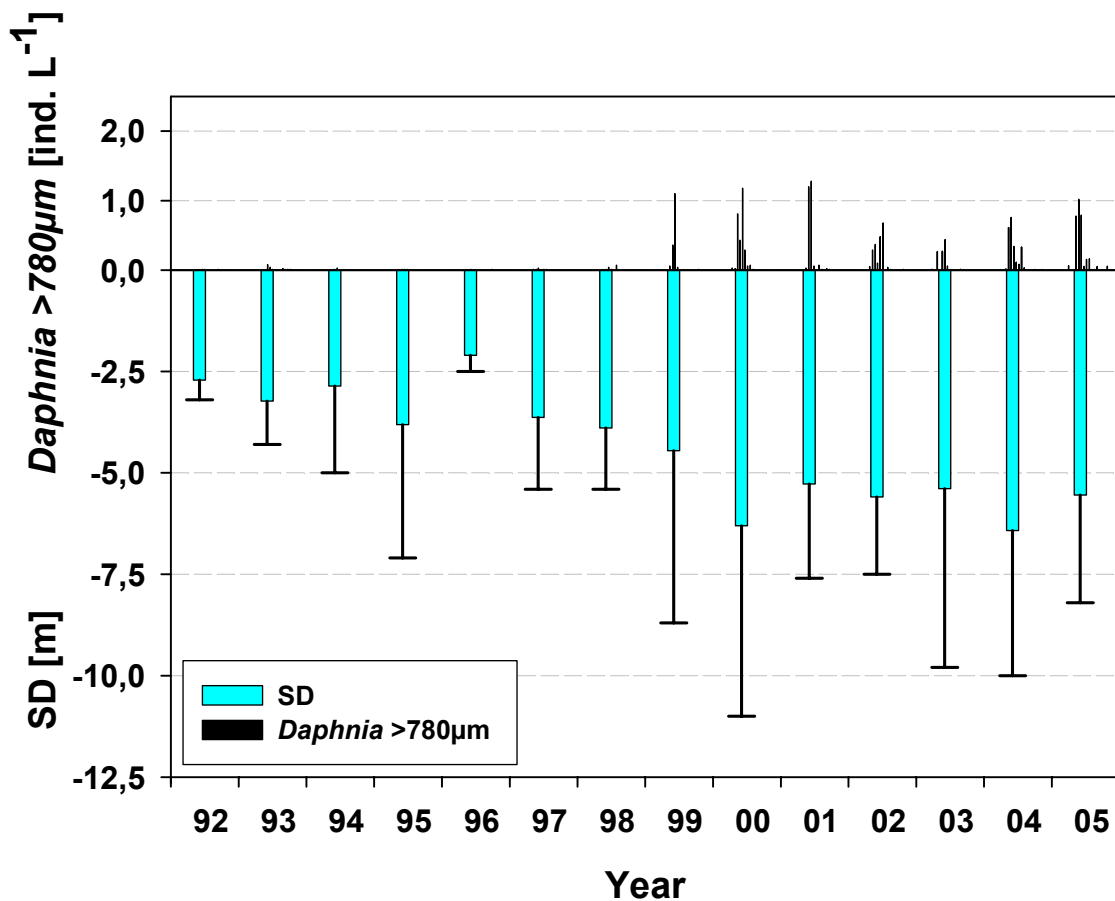


Abb.2: Mit Verdrängung der kleineren *Daphnia cucullata* durch die größere *Daphnia galeata* im Jahr 1999 traten auch in den Netzfängen >780µm Maschenweite Daphnien auf und das Gewässer klarte auf.

Diskussion

Das Ziel einer Verbesserung der Gewässergüte im Rahmen der gegebenen Nährstoffverfügbarkeit konnte durch die Umsetzung einer konsequenten am Gedanken der Biomanipulation ausgerichteten fischereilichen Bewirtschaftung erreicht werden. Dabei stieg die Attraktivität des Gewässers aufgrund der „kapitalen“ Barschbestände nicht nur für die Freizeitfischerei. Die Größenstrukturierung der Barschbestände muss als Zeichen einer erfolgreichen Biomanipulation gewertet werden (Kubacka, 1993), welche u.a. zu einem Anstieg der Sichttiefen führte. Dabei wird der Aufbau eines adäquaten größenstrukturierten Zanderbestandes durch die hier angewandte kontinuierliche Besatzstrategie in Verbindung mit Fangbeschränkungen als Grundvoraussetzung der erfolgreichen „Biomanipulation“ in der Wupper-Talsperre angesehen. Bedingt durch den Aufbau und die Entwicklung eines gut strukturierten Zanderbestandes kommt es zur Verdrängung kleinerer Cypriniden aus dem Pelagial (Braband & Faafeng, 1994), so dass der Barsch von Konkurrenz entlastet wird und der Fraßdruck auf das Zooplankton trotz steigender Cyprinidenfänge sinkt. Ab 1999 reagiert das Zooplankton mit dem Auftreten größerer Daphnien (*D. galeata*) in deren Folge es zu einer Oligotrophierung der Talsperre kommt (Scharf, 2007). Obwohl die Chlorophyllkonzentrationen in der *Daphnia galeata*-Phase geringfügig niedriger als in der *Daphnia cucullata*-Phase liegen, kann und muss der Rückgang auf die zeitgleiche Verringerung der sommerlichen P-Verfügbarkeit („bottom up“) und nicht oder nur zu geringen Teilen auf die direkte (partikeleliminierende) Wirkung von „top

down“-Kräften zurückgeführt werden. Somit stehen die Ergebnisse in Übereinstimmung mit den Vorhersagen der *size-efficiency* Hypothese (Brooks & Dodson, 1965) und der BETHP (Benndorf, 1987) – nicht aber der *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1985).

Literatur

- Benndorf, J., 1987. Food web control without nutrient control: a useful strategy in lake restoration? Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 49: 237-248
- Braband, A. & B. Faafeng, 1994. Habitat shift in roach induced by the introduction of pikeperch. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 25: 2123
- Brooks, J.L. & S.I. Dodson, 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science 150: 28-35
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell & J.R. Hodgson, 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. Bioscience 35: 634-639
- Hansson, L.A., H. Annadotter, E. Bergmann, F. Hamrin, E. Jeppesen, T. Kairesalo, E. Luokkanen, P.A. Nilsson, M. Söndergaard & J. Strand, 1998. Biomanipulation as an Application of Food-Chain Theory: Constraints, Synthesis, and Recommendations for Temperature Lakes. Ecosystems 1: 558-574
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Söndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær O. & K. Olrik, 1990. Fish manipulation as a restoration tool in shallow, eutrophic temperature lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia, 342/343: 151-164
- Kubecka, J., 1993. Succession of fish communities in reservoirs of Central and Eastern Europe, Straskraba, M., J.G. Tundisi & A. Duncan (eds), Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p.153-168
- Scharf, W., 2007. Biomanipulation as a useful Water Quality Management Tool in deep stratifying Reservoirs. Hydrobiologia (im Druck)
- Shapiro, J., V. Lamara & M. Lynch (1975). Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration, in Brezonik, P.L. & J.L. Fox (eds), Proceedings Symposium on Water Quality Management through Biological Control, University of Florida: 85-96

Generalist versus Spezialist: Nahrungsvariabilität und Konkurrenz von Fluss- und Kaulbarschen im re-oligotrophierten Bodensee

Diana Schleuter¹ & Reiner Eckmann²

^{1,2}Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, D-78464 Konstanz

¹Diana.Schleuter@uni-konstanz.de; ²Reiner.Eckmann@uni-konstanz.de

Keywords: *Perca fluviatilis*, *Gymnocephalus cernuus*, Makrozoobenthos, Plankton, ontogenetischer Nahrungswechsel

Einleitung

Seit circa 20 Jahren ist das Längenwachstum der Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) im Bodensee stark rückläufig. Wurden Ende der 1980er Jahre für 0+ bzw. 1+ Flussbarsche noch Jahresendlängen von 10 cm bzw. 15-16 cm erreicht, waren es 2002 nur noch 8-9 cm bzw. 12-13 cm (Eckmann et al. in press). Als Ursache für den Wachstumsrückgang werden unter Anderem die Re-oligotrophierung und der damit verbundene Rückgang des Zooplanktons, und die Konkurrenz mit dem Neozoon Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) diskutiert.

Der Zooplanktonrückgang durch die Re-oligotrophierung des Bodensees kann einerseits zu einem Wachstumsrückgang während der Larval- und der Juvenilphase führen. Andererseits kann die Zooplanktonabundanz zu Änderungen in der Ernährungsweise der Flussbarsche führen. Flussbarsche durchlaufen typischerweise einen ontogenetischen Nahrungswechsel; als Larven und juvenile Fische ernähren sie sich erst von Zooplankton und schließen meist noch während des ersten Sommers Zoobenthos mit in ihre Nahrung ein, bis sie als adulte Fische schließlich zur Piscivorie übergehen (Collette et al. 1977, Thorpe 1977). Diese Ernährungsweise wurde auch im oligotrophen Bodensee für den Flussbarsch dokumentiert (Nümann 1939). Während der Eutrophierung des Bodensees ernährten sich die Flussbarsche jedoch überwiegend von Zooplankton und durchliefen nicht den für sie typischen ontogenetischen Nahrungswechsel (Hartmann 1976, Hartmann & Nümann 1977). Mit dem Rückgang des Zooplanktons durch die Re-oligotrophierung ist nun zu erwarten, dass die Flussbarsche wieder die für sie typische Ernährungsweise aufnehmen und sich von Zooplankton, Zoobenthos und Fisch ernähren.

In den 1980er Jahren wurde aber der Kaulbarsch in den Bodensee eingeschleppt (Roesch & Schmid 1996). Er gilt als effektiver Benthosfresser (Collette et al. 1977) und als potentieller Nahrungskonkurrent des Flussbarsches um benthische Nahrungsressourcen (Dieterich et al. 2004, Schleuter & Eckmann 2006). Da er zwischenzeitlich große Populationen im Bodensee ausbildete, wird er als zusätzlicher Konsument der verknappten Nahrungsressourcen als zweiter Grund für den Wachstumsrückgang des Flussbarsches diskutiert.

Im Jahr 2004 wurden zur Bestimmung der Nahrungswahl und Konkurrenz von Fluss- und Kaulbarschen von Mai bis Oktober monatlich Befischungen im Bodensee durchgeführt und die Mageninhalte analysiert. Im Mittelpunkt des Interesses standen dabei die Fragen, ob der Flussbarsch im re-oligotrophierten Bodensee wieder einen ontogenetischen Nahrungswechsel durchführt und in wie weit sich seine Nahrung mit der Nahrung der Kaulbarsche überlappt.

Material und Methoden

Die Befischungen wurden im Litoral von Konstanz-Egg jeweils zu Beginn des Monats von Mai bis Oktober im Jahr 2004 durchgeführt. Zusätzliche Magenproben wurden bei Befischungen 2003, 2005 und 2006 gewonnen. Gefischt wurde mit Bodenstellnetzen (1.6 m hoch, 20 m lang, Maschenweite 6, 9, 12, 15, 20 mm), die uferparallel in 2,5 m und 10 m zu den Dämmerungszeiten und am Tag für 1,5 h exponiert wurden. Im Jahr 2004 wurden zu jedem Probenahmezeitpunkt zusätzlich Temperatur und Secchi-Tiefe gemessen, sowie Planktonproben aus 10 m Tiefe mit einem Apsteinnetz (Maschenweite 100 µm) gezogen.

Die Fische wurden direkt nach dem Fang mit einer lethalen Dosis 1,1,1-Trichloro-2-Methyl-2-Propanol-Hemihydrat (2 g l⁻¹) getötet. Um die Mageninhalte zu konservieren, wurde den Fischen eine 10%ige Formalinlösung injiziert.

Im Labor wurden die Fische gemessen, gewogen und die Mägen herauspräpariert. Die Flussbarsche wurden in drei Größenklassen eingeteilt: F₁: ≤ 9.5 cm (maximale Jahresendlänge von 0+ Flussbarschen im Bodensee), F₂: 9.5 cm < x ≤ 13.0 cm (13.0 cm maximale Jahresendlänge von 1+ Flussbarschen), F₃: > 13.0 cm. Kaulbarsche wurden in zwei Größenklassen eingeteilt: K₁: ≤ 9.0 cm (maximale Jahresendlänge von 0+ Kaulbarschen im Bodensee), K₂: > 9.0 cm.

Die Beuteorganismen wurden auf Familien-, Gattungs- oder Artniveau bestimmt und gezählt. Anschließend wurden die Trockenbiomassen der Beuteorganismen nach Eckmann et al. (2002) und Baumgärtner und Rothhaupt (2003) berechnet. Als Maß für die Nahrungsüberlappung zwischen den einzelnen Größenklassen und Arten dient der Überlappungsindex nach Schoener (1971) mit der Formel $C_{xy} = 1 - 0.5 \cdot (\sum |p_{xmi} - p_{yni}|)$, wobei C = Indexwert (Wertebereich von 0 (keine Überlappung) bis 1 (komplette Überlappung)), p_{xmi} = Anteil des Nahrungstyps i gefressen von Größenklasse m der Art x , und p_{yni} = Anteil des Nahrungstyp i gefressen von Größenklasse n der Art y . Werte < 0.25 werden als geringe, Werte von 0.25 bis < 0.5 als mittlere, und Werte ≥ 0.5 als hohe Überlappung betrachtet.

Ergebnisse und Diskussion

Während die Nahrung der Kaulbarsche beider Größenklassen zu jeder Probenahme überwiegend aus Benthos (meist Chironomidenlarven und -puppen) bestand, unterschied sich die Nahrungswahl der Flussbarsche zwischen den Größenklassen und zeigte einen starken saisonalen Verlauf (Abb. 1, Tab. 1).

Tab. 1: Nahrungswahl von drei Größenklassen der Flussbarsche im Bodensee. Hauptnahrung (mehr als 50% Trockenmasse des Mageninhalts) und die Temperatur in 1 m Tiefe.

| Jahr | Monat | ≤ 9,5 cm | 9,5 cm < x ≤ 13,0 cm | > 13,0 cm | Temperatur (°C) |
|------|-----------|----------|----------------------|-----------|-----------------|
| 2003 | August | Benthos | Fisch | Fisch | 25,6 |
| | Oktober | Plankton | Plankton | Plankton | 13,4 |
| 2004 | Mai | Plankton | Plankton | Plankton | 10,9 |
| | Juni | - | Plankton | Plankton | 16,0 |
| | Juli | - | Plankton | Plankton | 17,3 |
| | August | Benthos | Fisch | Fisch | 23,2 |
| | September | Plankton | Benthos | Fisch | 20,6 |
| | Oktober | Plankton | Plankton | Fisch | 15,5 |
| | September | Plankton | Plankton | Fisch | 19,1 |
| 2005 | September | Plankton | Plankton | Fisch | 19,1 |
| | Oktober | Plankton | Plankton | Plankton | 14,2 |
| 2006 | Juni | Plankton | Plankton | Plankton | 14,2 |
| | August | Benthos | Benthos | Fisch | 24,9 |

In der ersten Jahreshälfte (Mai-Juli) ernährten sich alle Größenklassen der Flussbarsche von Zooplankton. Mit dem Eintreffen der 0+ Barsche im Litoral im August (siehe Beitrag Probst & Eckmann), ernährten sich die großen Barsche von Ihren kleinen Artgenossen. Die Barsche der Größenklasse F_1 ernährten sich fast ausschließlich von Zoobenthos während die Größenklasse F_2 sich von Benthos und Fisch ernährte. Im September ging die Menge an gefressenem Zoobenthos wieder zugunsten des Zooplanktons zurück und spielte im Oktober keine Rolle mehr in der Nahrung der Barsche. Dieses saisonale Muster wurde in den anderen Jahren in denen Mageninhaltsanalysen durchgeführt wurden, bestätigt (Tab. 1).

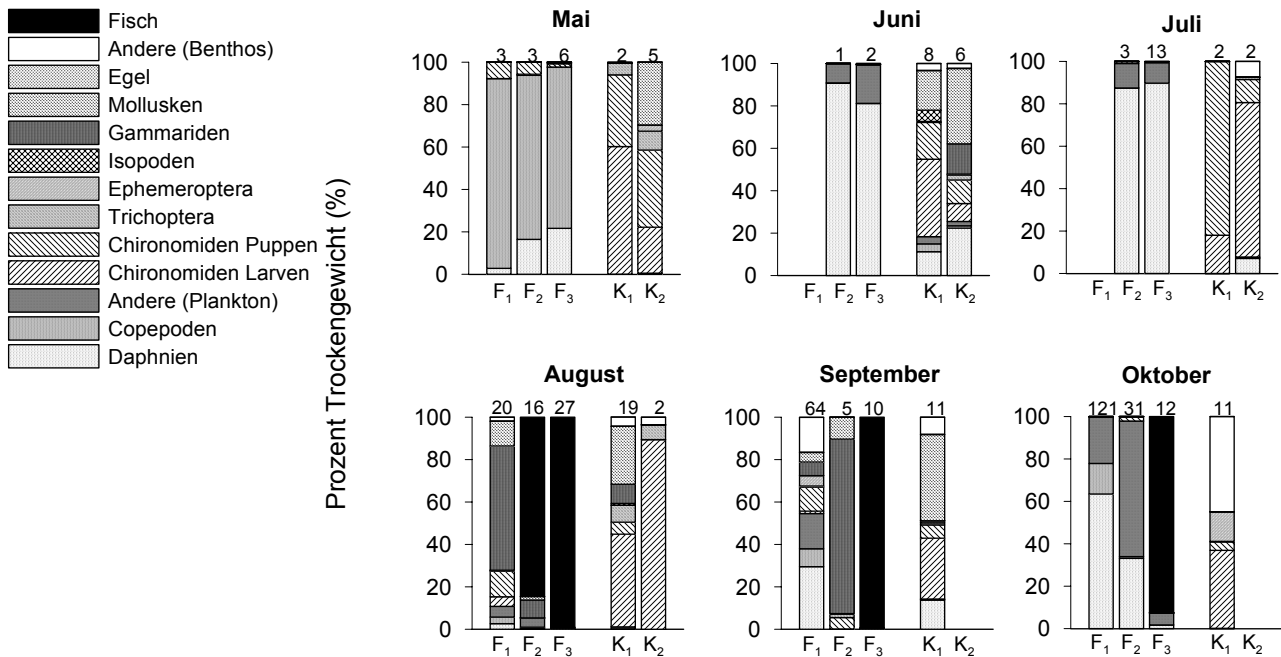


Abb. 1: Mageninhalte der verschiedenen Größenklassen von Fluss- und Kaulbarschen. Relativer Anteil Trockenmasse eines Beutetyps von Mai- Oktober 2004. Nummern über den Balken geben die Anzahl der analysierten Fische an. F_1 : Flussbarsch ≤ 9.5 cm, F_2 : Flussbarsch $9.5 \text{ cm} < x \leq 13.0$ cm, F_3 : Flussbarsch > 13 cm, K_1 : Kaulbarsch ≤ 9.0 cm, K_2 : Kaulbarsch > 9.0 cm.

Der Nahrungswechsel im Sommer von Zooplankton auf andere Nahrungsressourcen konnte nicht mit einem Rückgang der Gesamtzooplanktonabundanzen im August erklärt werden (Abb. 2). Im August waren die Zooplanktonabundanzen zwar niedrig, im Juli sowie im Oktober aber waren sie sogar noch niedriger, und in diesen Monaten war Zooplankton der Hauptnahrungsbestandteil der Flussbarsche. Ein Grund für den Nahrungswechsel könnte der starke Rückgang von Daphnien sein, die im Vergleich zu den Monaten Juni und Juli stark zurückgingen und von allen Größenklassen der Barsche vermehrt gefressen wurden. Vermutlich ist aber auch eine bessere Nahrungsverfügbarkeit von Fisch und Makrozoobenthos bei gleichzeitig generell niedrigen Zooplanktonabundanzen ausschlaggebend für den Nahrungswechsel. Die 0+ Flussbarsche kommen im August aus dem Pelagial ins Litoral und sind somit ab August in höheren Abundanzen vorhanden. Für Makrozoobenthos sind zwar in früheren Untersuchungen des Bodensees relativ niedrige Abundanzen im August im Vergleich zum übrigen Jahr festgestellt worden (Baumgärtner 2004, Scheifhacken 2006). Wir vermuten aber, dass aufgrund der hohen Temperaturen im August (Tab. 1) verschiedene Makrozoobenthos Arten aktiver werden, sei es durch einen erhöhten Metabolismus oder durch ungünstige Bedingungen wie Sauerstoffzehrung in den Verstecken der Organismen, die sie zum Verlassen

derselben bewegen. Durch eine erhöhte Aktivität steigt die Rate, mit denen die Fische auf ihre Beuteorganismen treffen, und somit die Verfügbarkeit des Makrozoobenthos für die Fische.

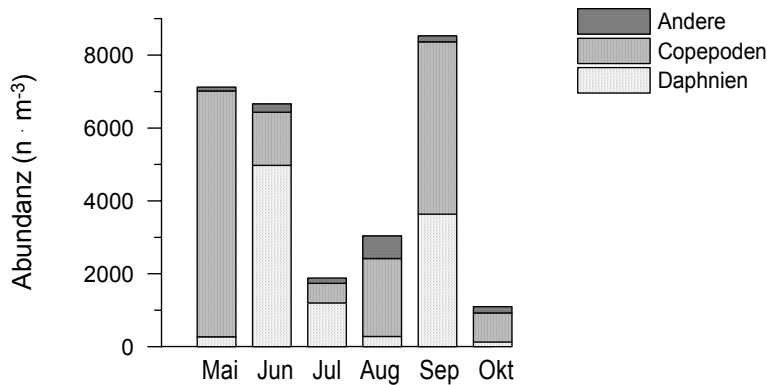


Abb. 2: Planktonabundanzen von Mai-Oktober im Jahr 2004. Andere: *Bythotrephes longimanus*, *Leptodora kindtii*, *Bosmina* sp

Die interspezifische Nahrungsüberlappung war nur in den Sommermonaten August und September von Bedeutung, wenn sich auch die Flussbarsche von Zoobenthos ernährten (Abb. 1, Tab. 2). Die Nahrung von größere piscivoren Flussbarschen (> 13.0 cm) überschneidet sich nur in sehr geringem Maße mit der Nahrung der Kaulbarsche. Intraspezifische Nahrungsüberlappung dagegen war bei beiden Arten das ganze Jahr über hoch.

Tab. 2: Indexwerte nach Schoener für intra- und interspezifische Nahrungsüberlappung. Verglichen werden die unterschiedlichen Größenklassen von Fluss und Kaulbarschen basierend auf 51 Beutetypen. Hohe Überlappung: ≥ 0.5 fett, mittlere Überlappung: $0.25 \leq x < 0.5$ fett kursiv; F₁: Flussbarsch ≤ 9.5 cm, F₂: Flussbarsch $9.5 \text{ cm} < x \leq 13.0$ cm, F₃: Flussbarsch > 13 cm, K₁: Kaulbarsch ≤ 9.0 cm, K₂: Kaulbarsch > 9.0 cm.

| Year | Month | Flussbarsch | | | Flussbarsch-Kaulbarsch | | | | | | Kaulbarsch |
|------|-----------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-------------|
| | | F ₁ -F ₂ | F ₁ -F ₃ | F ₂ -F ₃ | F ₁ -K ₁ | F ₂ -K ₁ | F ₃ -K ₁ | F ₁ -K ₂ | F ₂ -K ₂ | F ₃ -K ₂ | |
| 2003 | August | 0.06 | 0.00 | 0.94 | 0.57 | 0.06 | 0.00 | | | | |
| | October | 0.67 | 0.55 | 0.72 | 0.14 | 0.17 | 0.13 | 0.03 | 0.02 | 0.02 | 0.40 |
| 2004 | May | 0.81 | 0.66 | 0.82 | 0.08 | 0.06 | 0.02 | 0.08 | 0.06 | 0.03 | 0.51 |
| | June | | | | | | 0.15 | | | 0.24 | 0.57 |
| | July | | | 0.76 | | 0.01 | 0.00 | | 0.08 | 0.08 | 0.29 |
| | August | 0.15 | 0.01 | 0.85 | 0.27 | 0.08 | 0.01 | 0.05 | 0.00 | 0.00 | 0.28 |
| | September | 0.14 | 0.01 | 0.01 | 0.25 | 0.07 | 0.00 | | | | |
| | October | 0.50 | 0.07 | 0.07 | 0.00 | 0.02 | 0.00 | | | | |
| | 2005 | September | 0.57 | | | 0.12 | 0.10 | | 0.11 | 0.37 | |

Schlussfolgerungen

Flussbarsche durchlaufen im Bodensee mit zunehmender Re-oligotrophierung wieder den für sie typischen ontogenetischen Nahrungswechsel und schließen neben Zooplankton auch wieder vermehrt Benthos und Fisch in Ihre Nahrung ein. Benthos ist jedoch nur während des Sommers eine wichtige Nahrungsressource. Daher kann es auch nur im August und September zur interspezifischen Konkurrenz zwischen Fluss- und Kaulbarschen kommen, während die intraspezifische Nahrungsüberlappung das ganze Jahr über hoch ist. Die Konkurrenz mit dem Kaulbarsch scheint neben

der Verknappung der Nahrungsressourcen durch die Re-oligotrophierung für den Wachstumsrückgang der Flussbarsche eine untergeordnete Rolle zu spielen. Im Vergleich zum Kaulbarsch kann der Flussbarsch aber aufgrund seiner hohen Flexibilität bei der Nahrungswahl gut auf Veränderungen im Nahrungsangebot reagieren, während der Kaulbarsch als Spezialist bei einer Verknappung seiner Nahrungsressourcen schlecht reagieren kann. Dies könnte ein Grund für die im Vergleich zu Flussbarschen geringeren Bestandsgrößen von Kaulbarschen in oligotrophen Seen sein.

Danksagung

Wir danken Christoph Berron, Reiner Blum, Andreas Fischer, Susanne Haertel-Borer, Petra Klahold, Matthias Lohr, Andreas Nisch, Nik Probst, Stefan Stoll und Arnd Weber für ihre Unterstützung und tatkräftige Hilfe bei den Befischungen. Ein besonderer Dank geht an Myriam Schmidt für das Auszählen der Planktonproben und vieler Mageninhalte. Für weitere Hilfe beim Auszählen von Mageninhalten sei Christoph Berron, Marc Hamitou, Felix Heindl und Jens Hirzig gedankt. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit zur Konkurrenz von Fluss- und Kaulbarschen im re-oligotrophierten Bodensee, eingegliedert in der Sonderforschungsbereich 454 Bodensee Litoral.

Literatur

- Baumgärtner, D. 2004. Principles of macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance. Dissertation, University of Konstanz, Konstanz. 197 pp.
- Baumgärtner, D. & K.-O. Rothhaupt. 2003. Predictive length-dry mass regressions for freshwater invertebrates in a pre-alpine lake littoral. *International Review of Hydrobiology* 88: 453-463.
- Collette, B.B., M.A. Ali, K.E.F. Hokanson, M. Nagiec, J.E. Thorpe, A.H. Weatherley & J. Willemsen. 1977. Biology of the percids. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1890-1899.
- Dieterich, A., D. Baumgärtner & R. Eckmann. 2004. Competition for food between Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) over different substrate types. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 236-244.
- Eckmann, R., M. Becker & M. Schmid. 2002. Estimating food consumption by a heavily fished stock of zooplanktivorous *Coregonus lavaretus*. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 946-955.
- Eckmann, R., S. Gerster & A. Kraemer. in press. Yields of European perch from Upper Lake Constance from 1910 to present. *Fisheries Management & Ecology*.
- Hartmann, J. 1976. Der Barsch (*Perca fluviatilis*) im eutrophierten Bodensee. *Archiv für Hydrobiologie* 76: 269-286.
- Hartmann, J. & W. Nümann. 1977. Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 34: 1670-1677.
- Nümann, W. 1939. Untersuchung über die Biologie einiger Bodenseefische in der Uferregion und den Randgebieten des freien Sees. *Zeitschrift für Fischerei* 37: 637-688.
- Roesch, R. & W. Schmid. 1996. Ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.), newly introduced into Lake Constance: Preliminary data on population biology and possible effects on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). *Annales Zoologici Fennici* 33: 467-471.
- Scheifhacken, N. 2006. Life at turbulent sites: Benthic communities in lake littorals interacting with abiotic and biotic constraints. Field and mesocosm investigations. Dissertation, University of Konstanz, Konstanz. 197 pp.
- Schleuter, D. & R. Eckmann. 2006. Competition between perch and ruffe: the advantage of turning night into day. *Freshwater Biology* 51: 287-297.
- Schoener, T.W. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 369-404.
- Thorpe, J.E. 1977. Morphology, physiology, behavior, and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1504-1514.

Die perfekte Welle – Mesokosmos-Experimente zur Wirkung von Wellenschlag auf das Wachstum juveniler Cypriniden

Stefan Stoll¹ & Philipp Fischer²

¹Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz. stefan.stoll@uni-konstanz.de

²Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz. philipp.fischer@uni-konstanz.de

Keywords: Hydrodynamik, Habitatfaktor, Brachse, Hasel, Körperform

Einleitung

Die späteren Jahrgangsstärken eines Fischbestandes hängen wesentlich vom Überleben und vom Wachstum der Fische in ihrem ersten Sommer ab. Schnelleres Wachstum ermöglicht es früher aus dem Beutespektrum mauspaltenlimitierter piscivorer Prädatoren zu entkommen und die am Ende des ersten Herbsts erreichte Größe der Jungfische hat zudem einen signifikanten Einfluss auf deren Überleben im ersten Winter.

Nach Houde (1994) und Rahel et al. (1984) spielen für das Wachstum von Jungfischen im ersten Sommer vor allem abiotische Habitatfaktoren eine wesentliche Rolle. Aus *in situ* Enclosure-Experimenten in unterschiedlichen litoralen Habitaten im Bodensee (Stoll et al. eingereicht) lässt sich ableiten, dass speziell in großen Seen mit Schiffsverkehr und langem *wind fetch*, hydrodynamischer Stress durch Wellenschlag ein wesentlicher Faktor für das Wachstum juveniler Cypriniden sein kann. Aufbauend auf entsprechenden Freilanduntersuchungen wurde im Rahmen dieser Arbeit in Mesokosmosexperimenten die Wirkung von hydrodynamischem Stress (Wellenschlag) auf Fische unter konstanten Versuchsbedingungen getestet. Dabei sollte untersucht werden, wie sich hydrodynamischer Stress auf das Wachstum unterschiedlicher Alters- und Größenklassen verschiedener juveniler Cyprinidenarten auswirkt.

Material und Methoden

In den Experimenten wurden sechs Fischarten verwendet, die sich in den Eigenschaften Art, Alter, Körperlänge und Körperform unterschieden (Tab. 1). Alle im Versuch verwendeten Hasel (*Leuciscus leuciscus*) waren Freilandfänge, die mindestens drei Wochen vor Beginn der Experimente mit einer Strandwade im Bodensee in Ufernähe gefangen wurde und bis zum Beginn des Experimentes an die experimentellen Bedingungen gewöhnt wurden. Die im Versuch verwendeten Alters- und Größenklassen von Brachsen (*Abramis brama*) konnten nicht im Freiland gefangen werden und wurden daher aus im Uferbereich gesammelten Brachsenlaich am Limnologischen Institut aufgezogen. Um größere hochrückige und kleinere spindelförmige Brachsen der Altersklasse 0+ zur gleichen Zeit zu erhalten, wurde ein Teil der Tiere (Typ XL) bei 24 °C und täglich mehrfacher Fütterung gehalten während der andere Teil bei 15 °C und nur einer Fütterung pro Tag aufgezogen wurden (Typ S). Zwei Wochen vor dem Versuch wurden die Haltungsbedingungen aller Gruppen standardisiert.

Tab. 1: Charakteristika der eingesetzten Fischgruppen. Es wurden Brachsen und Hasel verschiedener Altersklassen (AK) verwendet. Die im Folgenden für den jeweiligen Fischtyp verwendete Abkürzung ist in Klammern angegeben. Als Maßzahl für die Hochrückigkeit wurde der Quotient aus Körperhöhe und Körperlänge (%) der Tiere gebildet. Die Gabellänge und Hochrückigkeit wurde in der statistischen Auswertung kategorisiert: Gabellänge: groß (g), klein (k); Hochrückigkeit: hochrückig (h), spindelförmig (s).

| Fischtyp | N pro Gruppe | Gabellänge [MW ± SD; mm] Kategorie | Gewicht [MW ± SD; g] | Hochrückigkeit [%] Kategorie |
|--------------------------|--------------|------------------------------------|----------------------|------------------------------|
| Brachse AK 2+ (B2) | 4 | 76,5 ± 5,9; g | 5,94 ± 1,56 | 28,5; h |
| Brachse AK 1+ (B1) | 10 | 47,6 ± 5,8; k | 1,44 ± 0,58 | 25,4; h |
| Brachse AK 0+ XL (B0-XL) | 5 | 55,4 ± 5,5; k | 2,18 ± 0,57 | 27,5; h |
| Brachse AK 0+ S (B0-S) | 30 | 22,8 ± 1,5; k | 0,14 ± 0,04 | 19,5; s |
| Hasel AK 1+ (H1) | 10 | 76,1 ± 8,3; g | 4,49 ± 1,64 | 17,6; s |
| Hasel AK 0+ (H0) | 15 | 43,2 ± 3,6; k | 0,82 ± 0,23 | 17,6; s |

Zum Versuch wurden die Tiere in drei mal zwei Gruppen zu je 74 Tieren (Tab. 1) zusammengestellt. Je zwei Gruppen wurden zeitgleich in zwei identische Mesokosmen (Abb. 1) eingesetzt, wobei in einem Mesokosmos eine Wellenerzeugungsvorrichtung (Abb. 1) montiert war. Diese war in der Lage zeitgesteuert Wellenszenarien zu erzeugen, welche in etwa den Wellen uferfern passierender Fährschiffe auf dem Bodensee entsprachen. In diesem Mesokosmos wurden tagsüber sechs mal pro Stunde und nachts zwei mal pro Stunde Wellen der Höhe von 12 cm und einer Frequenz von $0,75 \text{ s}^{-1}$ für jeweils zwei Minuten erzeugt. Im zweiten baugleichen Mesokosmos wurden die entsprechenden Gruppen ohne Wellenschlag gehalten.

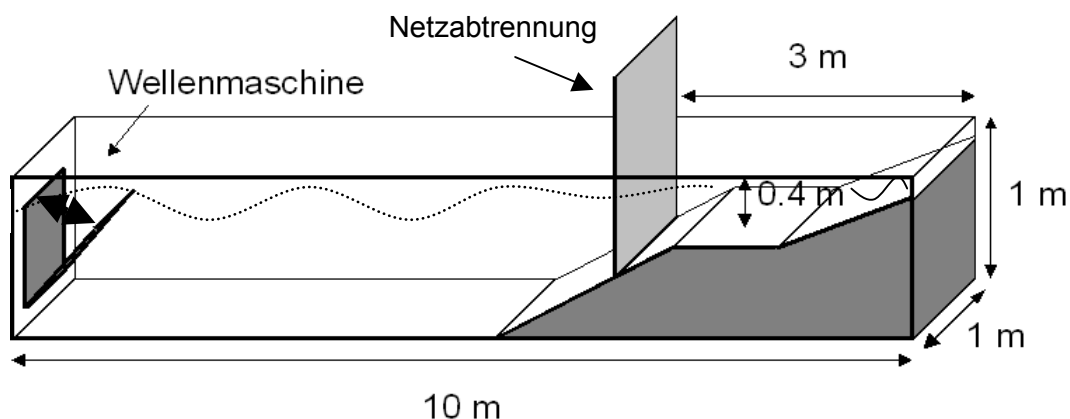


Abb. 1: Aufbau der Mesokosmen. Im rechten, durch die Netzabtrennung abgeteilten Teil wurden die Fische eingesetzt. Ein zweiter Referenzmesokosmos war bis auf die Wellenmaschine identisch gestaltet.

Die Experimente wurden in drei sequentiellen Replikaten zu je 13 Tagen Dauer durchgeführt. Alle Fische waren individuell markiert (Coded-Wire Tags Northwest Marine Technology), um den individuellen Längen- und Gewichtszuwachs im Versuchszeitraum zu bestimmen. Die Temperatur am Boden und an der Wasseroberfläche wurde mittels Onset-Temperatursensoren minütlich aufge-

zeichnet. Die Temperaturmittelwerte der drei sequenziellen Versuchsreplikate lagen bei 13,7, 15,1 und 16 °C. Um die Wachstumsraten der Tiere für die vorhandenen Temperaturunterschiede zu korrigieren, wurden die Wachstumsraten mittels linearer Regression auf eine mittlere Wassertemperatur von 15°C korrigiert.

Ergebnisse

Bis auf die Fischtypen H0 und B0-S zeigten alle untersuchten Fischtypen im Versuchsansatz mit Wellen signifikant verringerte Wachstumsraten im Längen- und Gewichtszuwachs gegenüber dem Nichtwellen-Kontrollansatz (Abb. 2).

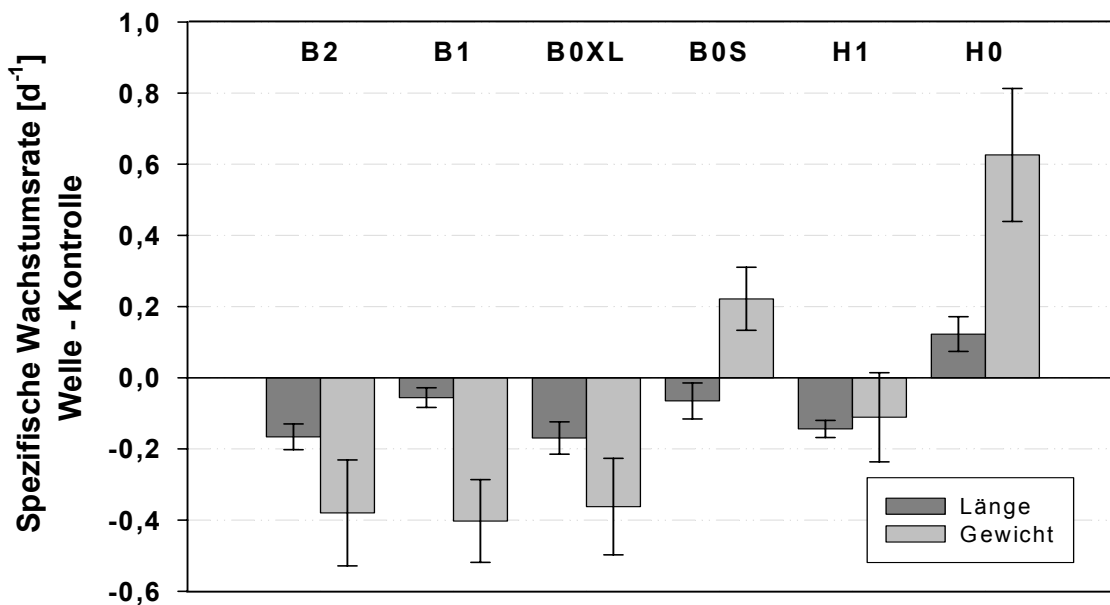


Abb. 2: Wachstumsergebnisse der verschiedenen Fischtypen im Mesokosmos-Experiment. Dargestellt ist die Differenz der spezifischen Wachstumsraten zwischen dem Versuchsansatz mit Wellenschlag und der Kontrolle ohne Wellenschlag.

Mittels ANOVA und anschließender linearer Kontrastanalyse wurde untersucht, welche Eigenschaften der Fischtypen für die Wachstumsunterschiede zwischen dem Wellen- und Kontrollansatz verantwortlich sind. Dazu wurden *a priori* die Faktoren Fischart, Alter, Körperlänge und Körperform ausgewählt. Es zeigte sich, dass nur die Faktoren Fischart und Körperform einen signifikanten Einfluss auf die Wachstumsergebnisse hatten (Tab. 2). Die limnophilen Brachsen zeigten mit Ausnahme des Gewichtswachstums bei B0-S signifikante Wachstumseinbußen im Ansatz mit Wellen (B2: Länge: $p < 0,001$; Gewicht: $p = 0,021$; B1: Länge: $p = 0,049$; Gewicht: $p = 0,001$; B0XL: Länge: $p = 0,001$; Gewicht: $p = 0,016$; B0S: Länge: $p = 0,004$; Gewicht: $p = 0,939$) während die rheophilen Hasel nur geringe Nachteile (H1: Länge: $p < 0,001$; Gewicht: $p = 0,380$) oder sogar tendenzielle, jedoch nicht signifikante Wachstumsvorteile (H0: Länge: $p = 0,816$; Gewicht: $p = 0,199$) im Wellenansatz aufwiesen.

Des Weiteren zeigte sich, dass unabhängig von der Fischart und in Bezug auf das Gewichtswachstum, spindelförmige Fische im Ansatz mit Wellen signifikant besser wachsen als hochrückige Fische (Tab. 2). Beim Längenwachstum wurde eine Signifikanz knapp verfehlt.

Tab. 2: Zusammenfassung der Signifikanzwerte der linearen Kontrastanalysen zur Untersuchung des Einflusses verschiedener morphologischer Faktoren auf das Längen- bzw. das Gewichtswachstum im Wellenansatz gegenüber dem Nichtwellen-Kontrollansatz. Signifikante Ergebnisse $p < 0.05$ sind fett dargestellt. ¹Aufgrund signifikanter Interaktionen zwischen Art und Körperform sind hier nur die Ergebnisse der Fischart Brachse dargestellt.

| Untersuchter Parameter | Längenwachstum | Gewichtswachstum |
|---|------------------|------------------|
| Fischart: Hasel gegen Brachse | p = 0,011 | p = 0,002 |
| Alter: Altersklassen 2+, 1+, 0+ | p = 0,672 | p = 0,064 |
| Körperlänge: groß gegen klein | p = 0,771 | p = 0,954 |
| Körperform: hochrückig gegen spindelförmig ¹ | p = 0,070 | p = 0,002 |

Diskussion

Fischer & Eckmann (1997) zeigten, dass juvenile Brachsen in ihrem ersten Sommer einen Habitatwechsel durchführen. Während sie in der ersten Sommerhälfte den ufernächsten flachen Litoralbereich bevorzugen, sind sie in der zweiten Sommerhälfte bevorzugt im Sublitoral im Bereich submerser Vegetation zu finden (Abb. 3a). Dieser Habitatwechsel deckt sich zeitlich mit der Veränderung ihrer Körperproportionen von spindelförmigem zu hochrückigem Körperbau (Vergleiche Typ B0-S und Typ B0-XL).

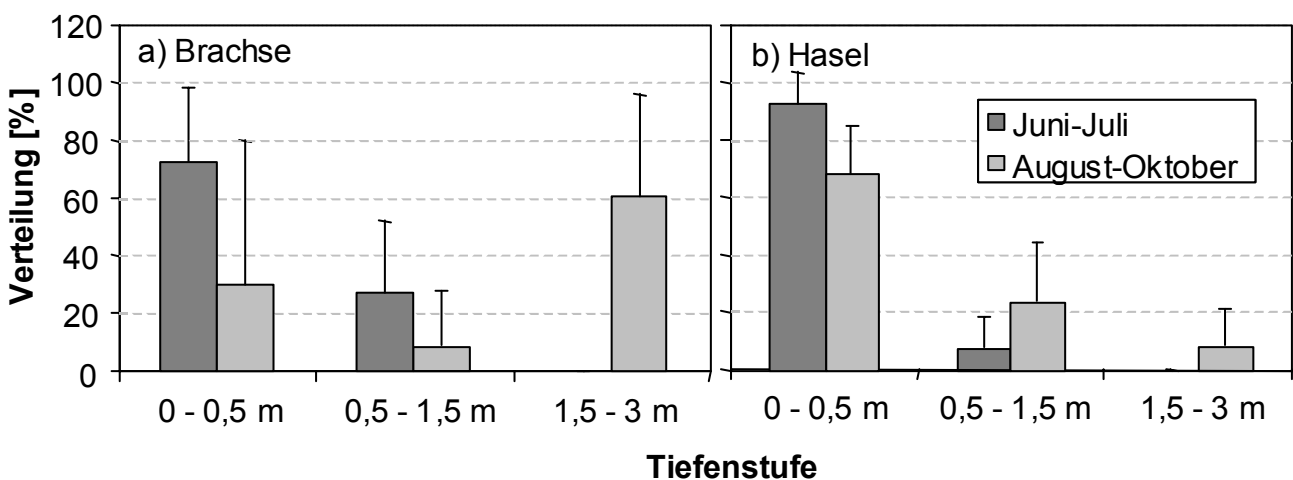


Abb. 3: Verteilung der Jungfische während ihres ersten Sommers in verschiedenen Tiefenstufen des Litorals. (a) Brachse, nach Fischer & Eckmann (1997), (b) Hasel, eigene Daten 2006.

Die Ergebnisse des Wellenmesokosmos-Experiments zeigen, dass selbst bei geringer Wellenintensität hochrückige Fische signifikante Wachstumseinbußen hinnehmen müssen. Dies könnte der Grund für die beobachtete Abwanderung der hochrückig werdenden juvenilen Brachsen aus dem wellenexponierten Flachwasser in ruhigere, tiefere Litoralbereiche in ihrem ersten Sommer sein (Abb. 3a). Wie Vergleichsfänge mit einem Wurfnetz im Sommer 2006 zeigen (Abb. 3b), durchlaufen juvenile Hasel diesen Habitatwechsel nicht. Unsere Experimente zeigen, dass juvenile Hasel potentiell sogar vom Aufenthalt in einer hydrodynamisch aktiven Flachwasserzone profitieren können. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, dass hydrodynamische Aktivität die Sedimentresuspension und damit auch die Futterverfügbarkeit für Fische im Flachwasser erhöht.

suspension und damit auch die Futtermittelverfügbarkeit für Fische im Flachwasser erhöht. Eine zusätzliche Erklärung für die im Experiment beobachteten erhöhten Wachstumsraten der Fische des Typ H0 könnte auch eine bei Elektrofischungen im ufernächsten Flachwasserbereich immer wieder beobachtete Verhaltensanpassung juveniler Hasel sein. Juvenile Hasel im Flachwasserbereich des Bodensee halten sich oftmals sehr grundnahe bzw. auch im Interstitial von kiesig-steinigem Bodensubstrat auf, ein Verhalten welches ansonsten nur für obligat benthische Fischarten wie die Bachschmerle beschrieben ist (Hofmann & Fischer 2000). Dieses Verhalten könnte die Tiere während einlaufender Schiffswellensequenzen schützen, da die Strömungsgeschwindigkeiten in unmittelbarer Grundnähe durch Bodenreibung reduziert ist und die auf den Fischkörper wirkenden hydrodynamischen Kräfte verringert werden. Hochrückigen Fischen steht dieser Schutzraum dagegen nur in vermindertem Maße zur Verfügung.

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Wellenschlag ein wichtiger Habitatfaktor im Litoral großer Seen sein kann, der einen signifikanten Einfluss auf das Fischwachstum haben kann. Der mechanistische Zusammenhang von hydrodynamischer Aktivität, Futtermittelverfügbarkeit und Fischwachstum ist bislang jedoch kaum verstanden und muss in weiteren Feld- und Laborstudien vertieft werden.

Danksagung

Herzlich gedankt sei Phillip Hirsch und Tobias Merz für ihre Hilfe während des Enclosure-Experiments. Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des SFB 454 „Litoral des Bodensees“, Teilprojekt C2 angefertigt.

Literatur

- Fischer, P., & Eckmann, R. (1997): Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Arch. Hydrobiol.* 140(1): 91-116.
- Hartmann, J. (1977): Jahrgangsstärke von Fischen und Sommertemperatur. *Fischwirt* 27: 74-75.
- Hofmann, N. & Fischer, P. (2001). Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a large pre-alpine lake. *Ecol. Freshw. Fish* 10: 21-25.
- Houde, E.D. (1994): Differences between marine and freshwater fish larvae: implications for recruitment. *ICES J. Mar. Sci.* 51: 91-97.
- Koonce, J.F., Bagenal, T.B., Carline, R.F., Hokanson, K.E.F., & Nagieć, M. (1977): Factors Influencing Year-Class Strength of Percids: A Summary and a Model of Temperature Effects. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1900-1909.
- May, R.C. (1974): Larval mortality in marine fishes and the critical period concept. *In The Early Life History of Fish. Edited by J.H.S. Blaxter.* Springer Verlag, New York. pp. 3-13.
- Mills, C.A., Mann, R.H.K. (1985): Environmentally-induced fluctuations in year-class strength and their implications for management. *J. Fish Biol.* 27 (Suppl. A): 209-226.
- Rahel, F.J., Lyons, J.D., & Cochran, P.A. (1984): Stochastic or deterministic regulation of assemblage structure? It may depend on how the assemblage is defined. *Am. Nat.* 124: 583-589.
- Stoll, S., Fischer, P., Klahold, P., Scheifhacken, N., Hofmann, H., & Rothhaupt, K.-O. (eingereicht): Effects of Water Depth and Hydrodynamics on the Growth and Distribution of Juvenile Cyprinids in the Littoral Zone of a Large Pre-alpine Lake. *J. Fish Biol.*

Einfluss von Trophie und Bestandsbiomasse auf das Wachstum der Bodensee-Felchen

Gregor Thomas¹ & Reiner Eckmann²

^{1,2}Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainastr. 252, D-78464 Konstanz

¹gregor.thomas@uni-konstanz.de; ²reiner.eckmann@uni-konstanz.de

Keywords: *Coregonus lavaretus*; Eutrophierung; dichteabhängiges Wachstum; größenselektiver Fang

Einleitung

Der Felch (*Coregonus lavaretus* L.) ist die wirtschaftlich bedeutendste Fischart im Bodensee und macht rund 80% der fischereilich genutzten Fischbiomasse aus. Es werden verschiedene Morphotypen unterschieden (Blaufelchen, Gangfisch, Sandfelchen), welche neben geringen morphologischen Unterschieden auch Unterschiede im Laichverhalten aufweisen. Die im Rahmen dieser Studie gemachten Angaben beziehen sich auf die Blaufelchen des Bodensee-Obersees. Blaufelchen sind rein pelagisch und zooplanktivor.

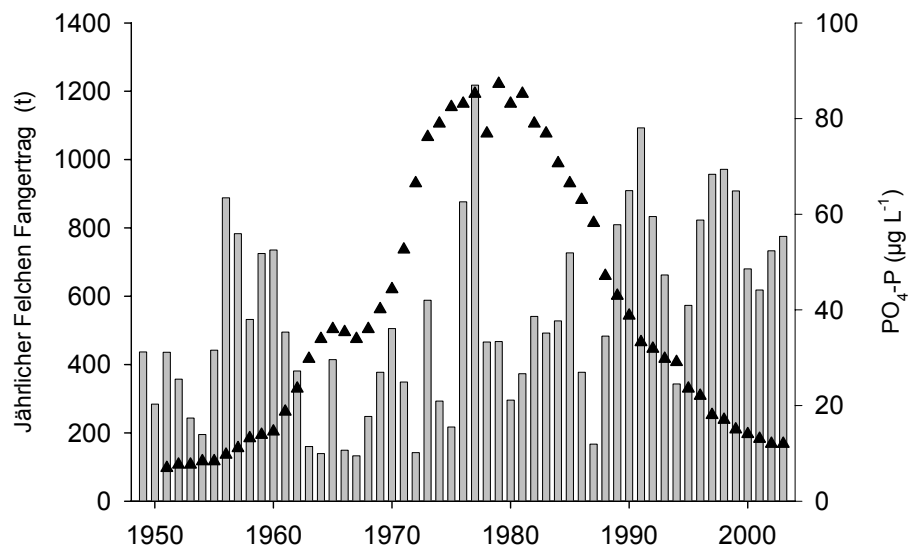
Die Felchen-Fischerei am Bodensee ist, auch aufgrund ihrer wirtschaftlichen Bedeutung für die Region, über ein Jahrhundert hinweg gut dokumentiert. In Abb. 1 ist der jährliche Gesamtertrag dargestellt. Über die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts war der Felchenertrag recht konstant und bewegte sich im Mittel um 300 t pro Jahr. Zu dieser Zeit waren das Klusgarn, eine Art Ringwade, und Baumwollkiemennetze die von den Berufsfischern genutzten Fanggeräte. Die in den 50er Jahren eingeführten Nylon-Kiemennetze, mit einer wesentlich höheren Fangeffizienz, verdrängten bis 1957 die bisherigen Fanggeräte. Aufgrund des gestiegenen Fangertrages drohte zu Beginn der 60er Jahre ein Zusammenbruch der Felchenpopulation, weswegen 1965 eine Heraufsetzung der Maschenweite von 38/40 mm auf 44 mm erfolgte (Nümann 1967).

Der ursprünglich oligotrophe Bodensee durchlief, wie viele andere Voralpenseen auch, seit den 1950er Jahren eine Phase der raschen, anthropogen verursachten Eutrophierung (Abb. 1). So stieg die Phosphorkonzentration zur Frühjahrsvollzirkulation von 7 µg L⁻¹ (1951) auf 87 µg L⁻¹ (1979). Das Verbot phosphathaltiger Waschmittel und die Behandlung von nahezu 100% der im Einzugsgebiet anfallenden Abwässer in Abwasserreinigungsanlagen mit Phosphatfällung ließen die Phosphorkonzentration seitdem wieder sinken, so dass nach dieser Phase der Re-oligotrophierung die P-Konzentration wieder bei <10 µg L⁻¹ (2006) liegt.

Aus wissenschaftlicher und wirtschaftlicher Sicht ist das Verständnis von biotischen und abiotischen Einflussgrößen auf das Wachstum von Fischen von großer Bedeutung. Der Produktivität eines Gewässers (Downing et al. 1990) sowie der intraspezifischen Konkurrenz um Nahrung (Lorenzen and Enberg 2002) werden hierbei in der Literatur Schlüsselfunktionen zugeschrieben. Bisherige Studien haben sich aber entweder mit dem Einfluss der Trophie, oder aber mit dem dichteabhängigen Wachstum bei Fischen beschäftigt, eine kombinierte Betrachtung im größeren Umfang liegt bisher nicht vor.

Anhand von an Schuppen durchgeführten Wachstumsrückberechnungen waren wir in der Lage, das Wachstum der Felchenkohorten 1954-1997 mit der Bestandsbiomasse und der Trophie des Sees zu korrelieren. Wurde ein beschleunigtes Wachstum der Bodensee-Felchen z.Zt. der Eutrophierung bislang allein auf den erhöhten Nährstoffeintrag zurückgeführt (Nümann 1963), brachte unsere Studie ein differenzierteres Ergebnis.

Abb.1:
Jährlicher Felchenfang-
ertrag (Balken) und Phos-
phorkonzentration zur
Frühjahrsvollzirkulation
(Dreiecke)



Material und Methoden

Virtuelle Populationsanalyse (VPA)

Monatliche Informationen über den Gesamtfang an Felchen durch die Berufsfischer im Bodensee-Obersee sind seit 1947 verfügbar. Seit 1960 gibt es eine Versuchsfischerei, die Aufschluss über die Alterszusammensetzung sowie über das durchschnittliche Fischgewicht pro Altersklasse gibt. Die Daten von vor 1960 ließen sich anhand von auf Schuppentüten notierten Daten rekonstruieren. Kombiniert man diese Informationen in einer life table, so lässt sich die Individuenzahl, nach Alter aufgeschlüsselt, im Gesamtfang hochrechnen. Summiert man nun diese monatlichen Individuenzahlen auf, lässt sich eine auf fischereiliche Mortalität beruhende Jahrgangsstärke berechnen. Zusätzlich wurde eine natürliche Mortalitätsrate von 0,2 pro Jahr eingerechnet (Eckmann et al. 2002).

Da der Felchenbestand in den letzten Jahrzehnten intensiv mit gröbenselektiv fangenden Kiemennetzen befishet wird, gerät der Großteil der Felchen in den Fang, sobald sie die legale Größe erreicht haben. Demnach geraten schnell wachsende Fische früher in den Fang als langsam wachsende Individuen. Um das Problem der unterschiedlichen Wachstumsgeschwindigkeiten innerhalb einer Kohorte zu lösen, wurden für jeden Jahrgang Ausfischungskurven erstellt und der Zeitpunkt ermittelt, zu dem 50% der Fische dem See entnommen waren. Fische, die zu diesem Zeitpunkt gefangen wurden, wurden als durchschnittlich schnell wachsende Fische angesehen und für die Analyse verwendet.

Längenrückberechnung

Von jeder Kohorte wurden 50 Fische (3 Schuppen pro Fisch) für die Schuppenanalyse verwendet. Die Radien der einzelnen Jahresringe und der Gesamtradius der Schuppen wurden vermessen. Da die Fanglänge bekannt ist, lässt sich so die Jahresendlänge nach jeder Wachstumsperiode rück-

berechnen. Die drei Werte für jeden Fisch und anschließend aller Werte für eine Kohorte wurden gemittelt.

Biomasse

Ausgehend von den rückberechneten Längen wurden Bertalanffy-Wachstumskurven für jede Kohorte berechnet. Mittels Länge-Gewichts-Regressionen wurden die Individuenzahlen dekadewise in Biomassewerte umgerechnet.

Ergebnisse

Die virtuellen Jahrgangsstärken variierten sehr stark, zwischen 94.000 (1964/65) und 4.460.000 (1974). In den 1950er sowie den 1980er und 1990er Jahren war der Felchenbestand hoch, während in den 1960er Jahren der Bestand auf einem sehr niedrigen Niveau war und ausschließlich von sehr jungen Fischen unter 3 Jahren gebildet wurde. Die Bestandsbiomasse zeigt ein ganz ähnliches Bild. Sie lag zwischen 100 und 2000 Tonnen, wobei einzelne starke Jahrgänge (z.B. 1974 und 1982) zu Biomassespitzen führten (Abb. 2).

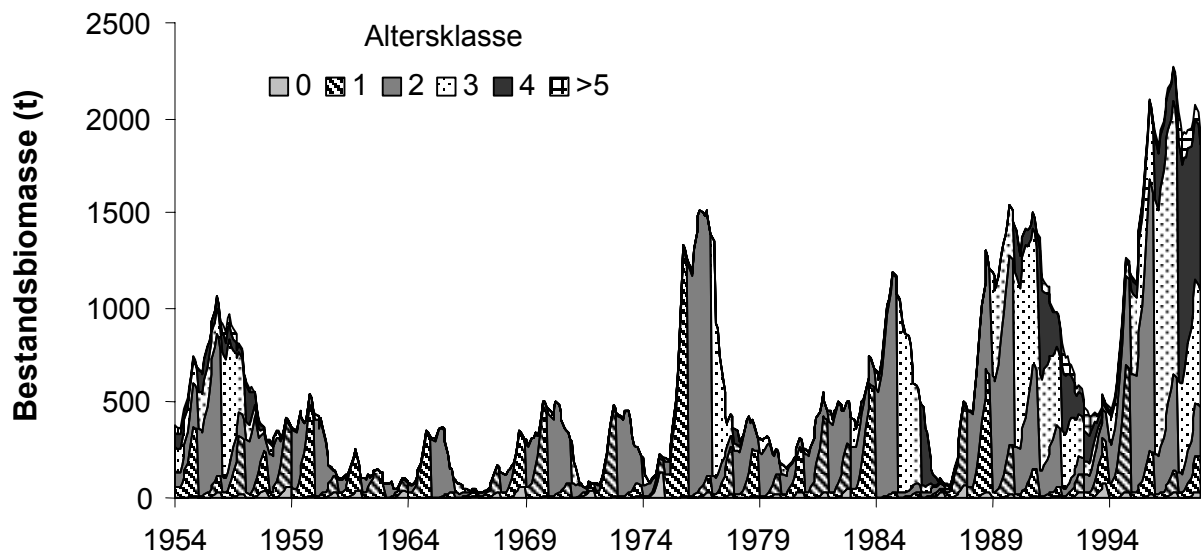
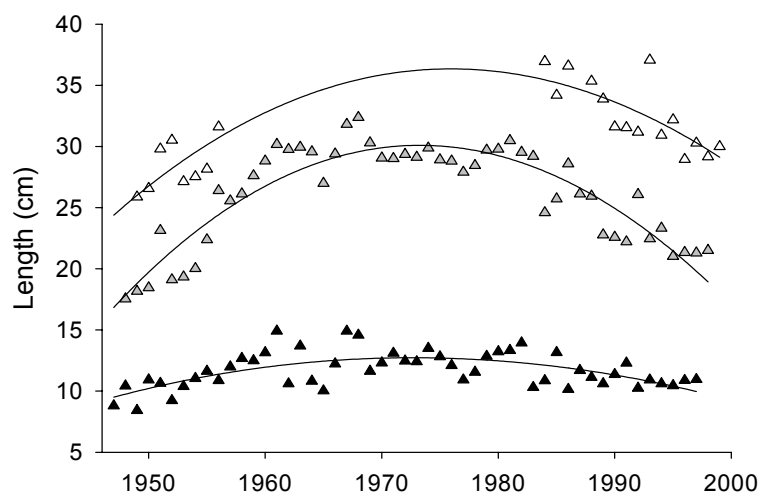


Abb. 2: Felchen-Bestandsbiomasse der Jahre 1954-97 (altersstrukturiert dargestellt)

Abb. 3: Rückberechnete Jahresendlängen aus Schuppenanalyse: nach 1. Jahr (schwarz), nach zweitem Jahr (grau), nach drittem Jahr (weiß) mit Regressionskurven.



Die rückberechneten Längen sind in Abb. 3 dargestellt. Für das dritte Jahr gibt es aufgrund der Ausfischung von 50% einer Kohorte vor Vollendung des dritten Lebensjahres nicht für alle Kohorten eine rückberechnete Länge. Generell war das Wachstum im ersten und zweiten Jahr zum Höhepunkt der Eutrophierung am größten. Der Unterschied fällt im zweiten Jahr jedoch wesentlich stärker aus.

Die Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse werden durch die folgenden Gleichungen zum Ausdruck gebracht: (1) ohne Einbeziehung des Kalenderjahres (2) mit Einbeziehung des Kalenderjahres.

$$\begin{aligned} \text{Zuwachs}_{2. \text{Jahr}} &= -2,150 \ln(\text{Bestandsbiomasse}) & (F= 24,96; p<0,0001) & (1) \\ &+ 0,034 \text{ PO}_4\text{-P} & (F=120,28; p<0,0001) & + 26,596 \\ & & R^2 = 78,0 \% & \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Zuwachs}_{2. \text{Jahr}} &= -1,688 \ln(\text{Bestandsbiomasse}) & (F= 62,76; p<0,0001) & (2) \\ &+ 0,044 \text{ PO}_4\text{-P} & (F= 46,72; p<0,0001) & \\ &- 0,061 \text{ Kalenderjahr} & (F= 14,75, p=0,0004) & \\ &+ 143,233 & & \\ & & R^2 = 83,6 \% & \end{aligned}$$

Die Analyse zeigt, dass bei beiden Szenarien ein großer Anteil der Variabilität des Längenzuwachses im zweiten Lebensjahr auf die untersuchten Faktoren zurückgeführt werden kann. Den bei weitem größten Einfluss auf das Wachstum hat demnach die Bestandsbiomasse, welche synonym für den Grad an intraspezifischer Konkurrenz ist. Erst an zweiter Stelle steht der Einfluss der Trophie. Überraschenderweise führt die Miteinbeziehung des Kalenderjahres ebenfalls zu einer Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes.

Diskussion

Unsere Studie bewertet das Wachstum der Felchen im Bodensee neu. Während bisher allein der Einfluss von Eutrophierung (Nümann 1963) und anschließende Re-oligotrophierung (Eckmann and Rösch 1998) auf das Felchenwachstum betrachtet und daher als die maßgeblich regulierende Steuergröße angesehen wurde, ist es nach den Ergebnissen dieser Studie die intraspezifische Konkurrenz, welche das Felchenwachstum am stärksten beeinflusst. Der Befund, dass die Bedeutung der intraspezifischen Konkurrenz für das Fischwachstum während der anthropogenen Eutrophierung von Seen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu wenig oder überhaupt nicht berücksichtigt worden ist, ist vermutlich auch auf andere Gewässer übertragbar.

Dass Unterschiede im Wachstum im zweiten Lebensjahr deutlicher ausfallen als im ersten, hängt mit der unterschiedlichen Nahrung der Altersklassen zusammen. Im ersten Lebensjahr fressen Felchen kleinere Zooplankter und sind daher keiner direkten Konkurrenz um Nahrung mit älteren Artgenossen ausgesetzt, die sich von den größeren Planktern ernähren. Ausserdem gibt es eine räumliche Trennung zwischen 0+-Felchen, welche sich eher im warmen Oberflächenwasser aufhalten (Eckmann and Pusch 1989), und großen Felchen, welche kühlere Wasserschichten unter der Thermokline aufsuchen (Ptak and Appenzeller 1998).

Der signifikante Einfluss des Kalenderjahres auf das Felchenwachstum ist wohl im intensiven gröbenselektiven Fang begründet, der langsam wachsendere Genotypen selektiert. Da schnell wach-

sende Fische früher in den Fang geraten, langsam wachsende Fische aber länger im See verbleiben, können diese sich häufiger reproduzieren und damit relativ mehr zum Genpool der nächsten Generation beitragen. Die Schnelligkeit dieser Selektion auf langsames Wachstum konnte im marinen Bereich für den Ährenfisch *Menidia menidia* nachgewiesen werden (Conover et al. 2005).

Schlussfolgerungen

Das Wachstum der Bodenseefelchen war in den letzten Jahrzehnten in erster Linie von der Bestandsbiomasse abhängig (intraspezifische Konkurrenz um Nahrung) und erst in zweiter Linie von der Trophie des Sees (Zunahme der Zooplanktonbiomasse während der Eutrophierung und anschließende Abnahme). Intensiver gröbenselektiver Fang scheint die Felchenpopulation des Bodensees zu langsamerem Wachstum hin verändert zu haben.

Danksagung

Besondere Dank gilt: Institut für Seenforschung (ISF); Fischereiforschungsstelle (FFS); Michael Kugler (Amt für Jagd und Fischerei St. Gallen (CH)); Daniel Sievers; Felix Heindl; Nina Ebert; Dr. Herbert Löffler (ISF); Dr. Roland Rösch (FFS); Barbara Schlick (ISF); Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG Az.Ec 146/3-1).

Literatur

- Conover, D.O., Arnott, S.A., Walsh, M.R., and Munch, S.B. 2005. Darwinian fishery science: lessons from the Atlantic silverside (*Menidia menidia*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **62**: 730-737.
- Downing, J.A., Plante, C., and Lalonde, S. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 1929-1936.
- Eckmann, R., Becker, M., and Schmid, M. 2002. Estimating food consumption by a heavily fished stock of zooplanktivorous *Coregonus lavaretus*. *Trans. Am. Fish. Soc.* **131**: 946-955.
- Eckmann, R., and Pusch, M. 1989. The influence of temperature on growth of young coregonids (*Coregonus lavaretus* L.) in a large prealpine lake. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer* **191**: 201-208.
- Eckmann, R., and Rösch, R. 1998. Lake Constance fisheries and fish ecology. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* **53**: 285-301.
- Lorenzen, K., and Enberg, K. 2002. Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations: evidence from among-population comparisons. *Proc. R. Soc. Lond. B* **269**: 49-54.
- Nümann, W. 1963. Schnelleres Wachstum, größere Fangerträge und Frühreife bei den Bodenseeblaufelchen als Folge der Düngung des Sees durch Abwässer. *Allg. Fischerei Ztg.* **87**(4).
- Nümann, W. 1967. Ungewollte und gezielte Eingriffe in die Populationsdynamik der Blaufelchen. *Arch. Fischereiwiss.* **18**: 12-24.
- Ptak, J.K., and Appenzeller, A.R. 1998. Size, depth, and frequency of pelagic Lake Constance whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) shoals during the seasons: a hydroacoustic study. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* **50**: 237-248.

GLAESER, J., FOLLNER, K., HOFACKER, A., DZIOCK, F., FOCKLER, F., GERISCH, M., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE: Zeitliche Übertragbarkeit eines Bioindikationssystems nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002

GÜNTHER-DIRINGER, D., QUICK, I., DISTER, E., DÖPKE, M. & D. MEHL: Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten an Flüssen in Deutschland

KABUS, T.: Untersuchungen zur Makrophyten-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“

QUICK, I., DISTER, E., DÖPKE, M., GÜNTHER-DIRINGER, D. & D. MEHL: Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse

SCHULZ, M., BÜTTNER, O., MATTHIES, M., BÖHME, M. & W. VON TÜMPLING: Modellierung der Schadstoffausbreitung bei Extremhochwasser im Raum Bitterfeld

SCHWARTZ, R., GERH, J., & U. FÖRSTNER: Konzept des natürlichen Schadstoffrückhalts in belasteten Flussauen - Beispiel Spittelwasser

TÄUSCHER, L.: Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe - Brandenburg“

Zeitliche Übertragbarkeit eines Bioindikationssystems nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002

Judith Glaeser¹, Klaus Follner¹, Anke Hofacker², Frank Dziock³, Francis Foeckler⁴, Michael Gerisch¹; Arno Schanowski⁵, Mathias Scholz¹ & Klaus Henle¹

¹ UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig, Department Naturschutzforschung (NSF), email: judith.glaeser@ufz.de, klaus.follner@ufz.de, michael.gerisch@ufz.de, mathias.scholz@ufz.de, klaus.henle@ufz.de

² TH Karlsruhe – Institut für Geographie und Geoökologie I, Kaiserstr. 12, D-76131 Karlsruhe, email: ankehofacker@gmx.de

³ TU Berlin, Sekr. AB 1, Rothenburgstr. 12, D-12165 Berlin, email: Frank.Dziock@tu-berlin.de

⁴ ÖKON, Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Hohenfelder Str. 4, D-93183 Kallmünz, email: foeckler@oekon.com

⁵ Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Bühl, Sandbachstraße 2, D-77815 Bühl, email: arno.schanowski@t-online.de

Keywords: Auen, Bioindikationssystem, Carabiden, Elbe, Hochwasser August 2002, Mollusken, Vegetation

Einleitung

Ziel der Indikation ist es, komplexe Systeme mit meist schwer messbaren Parametern und Prozessen durch leicht zu erfassende Indikatoren zu beschreiben. In der Ökologie werden dafür Bioindikatoren aus der Fauna und Flora als Instrument zum Erkennen und Bewerten von früheren, gegenwärtigen oder zukünftigen Zuständen oder Prozessen genutzt (Schubert 1991, Cairns & Pratt 1993, McGeoch 1998, Dziock et al. 2006). Häufig angewandte Beispiele sind der Saprobienindex (DIN 38410: Deutsches Institut für Normung 2004) und die Zeigerwerte von Ellenberg (Ellenberg et al. 1992). Für Auen, die zu den Ökosystemen mit hoher Komplexität und Biodiversität gehören, sind bisher kaum Versuche unternommen worden, übertragbare Indikationssysteme zu erarbeiten.

Die Überflutungsdauer (in Wochen) und der Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode (in Metern unter Flur) bestimmen wesentlich die Artengemeinschaften der Flora, Mollusken und Carabiden im Grünland der aktiven Aue (Rink 2003, Henle et al. 2006). Für die 7-jährigen Mittel dieser beiden Umweltfaktoren konnte für Wiesenstandorte an der Mittleren Elbe folglich auf der Grundlage der genannten Artengruppen ein Bioindikationssystem entwickelt werden (Follner & Henle 2006).

Das Elbe-Hochwasser 2002 und die Trockenheit im Sommer 2003 waren zwei Extremereignisse, die unterschiedliche Folgen auf Fauna und Flora hatten. Wie innerhalb des Projektes HABEX (Auenhabitate nach Extremhochwasserereignissen am Beispiel der Mittleren Elbe) gezeigt werden konnte, waren die Auswirkungen auf die Artengruppen Flora, Mollusken und Carabiden sehr unter-

schiedlich. Für die Flora konnten nur sehr geringe Veränderungen nachgewiesen werden (Scholz et al. 2004, Foeckler et al. 2005b). Hingegen zeigten sich bei den Mollusken deutliche Veränderungen im Vergleich der Jahre vor und nach den Extremereignissen. Besonders die Artenzahl der Wassermollusken war im Herbst 2002 und Frühjahr 2003 wesentlich höher als 1998 und 1999. Im Herbst 2003 ging die Artenzahl der Wassermollusken um 20% im Vergleich zum Frühjahr 2003 zurück, allerdings war die Artenzahl noch doppelt so hoch wie der Maximalwert in den Herbsterfassungen der Jahre 1998/99 (Foeckler et al. 2005a). Die größte Veränderung in der Artenzusammensetzung war bei den Carabiden nachweisbar (Scholz et al. 2004, Foeckler et al. 2005).

Das Hochwasser 2002 hatte nur einen sehr geringen Einfluss auf den Grundwasserflurabstand. Auf Grund der sehr trockenen Jahre von 1997 bis 2004 im Vergleich zum Zeitraum von 1992 bis 1999 hat sich der Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode vergrößert, was sich auch im 7-jährigen Mittel des Grundwasserflurabstandes in der Vegetationsperiode in den Jahren 2003/2004 im Vergleich zu 1998/99 widerspiegelt (Follner et al. in Vorbereitung)

Ausgehend von diesen Veränderungen ergab sich die Frage: Ist das 1999 entwickelte Bioindikationssystem auch auf die Jahre nach den Extremereignissen (2003 und 2004) übertragbar? Im folgenden Beitrag geben wir eine erste Übersicht zur zeitlichen Übertragbarkeit des Bioindikationssystems.

Methoden

Das Untersuchungsgebiet, die „Schöneberger Weisen“ bei Steckby an der Mittleren Elbe, und die angewandten Methoden zur Probenerhebung sind in Scholz et al. (2001) und Henle et al. (2006) dargestellt. Für die Analyse der zeitlichen Übertragbarkeit nach Extremereignissen wurde das mit den Daten von 1999 entwickelte Bioindikationssystem (Follner & Henle, 2006) verwendet. Zur Indikation wurden die Indikatorarten aus den Artengruppen Flora, Carabiden und Mollusken auf den 36 Probeflächen der Schöneberger Wiesen zu vergleichbaren Zeiten erfasst. Mit den Vorkommensdaten aller Indikatorarten pro Artengruppe und deren Indikationswerten wurde für jede Probefläche ein indizierter Wert nach der Formel

$$\text{indizierterWert}_{\text{Probefläche}} = \frac{\sum (\text{Indikatorwert}_{\text{Art}} * \text{Abundanzgewichtung}_{\text{Art}})}{\sum \text{Abundanzgewichtung}_{\text{Art}}}$$

berechnet (Follner & Henle, 2006). Die Abundanzgewichtungen der Arten wurden nach der Methodik von Follner & Henle (2006) aus den Individuenzahlen (Fauna) bzw. den Deckungsgraden (Flora) abgeleitet. Für jede Probefläche erfolgte der Vergleich der indizierte Wert mit dem Mittelwert der gemessenen bzw. zurückgerechneten Wasserstandsdaten der letzten sieben hydrologischen Jahre. Zur Methodik des Wasserstandsmessungen und -rückrechnungen siehe Böhnke (2002) sowie Böhnke & Follner (2002).

Die Genauigkeit der Indikation wurde an Hand zweier Abweichungsmaße, der Differenz und dem „Bias“ ermittelt. Dabei ist die „Differenz“ der Betrag aus dem indizierten (x_{ind}) minus dem gemessenen (x_{gem}) Wert. Der Bias berechnet sich aus dem indizierten (x_{ind}) minus den gemessenen (x_{gem}) Wert, wobei das Vorzeichen als Zeichen einer Über- oder Unterschätzung beibehalten wird (Follner & Henle 2006).

Entsprechend den im Jahr 1999 gemessenen Werten für die Überflutungsdauer (in Wochen) und den Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode (in Metern unter Flur) wurden die 36

Probeflächen in 3 Feuchtestufen (feucht, mittel, trocken) zu jeweils 12 Probeflächen unterteilt. Für die Probeflächen jeder Feuchtestufe wurde der Median der Differenz und des Bias berechnet.

Das Bioindikationssystem wurde mit den Artdaten von 1999 entwickelt, damit ist das Jahr 1999 das Referenzjahr für den Test auf zeitliche Übertragbarkeit. Zusätzlich wurde die Übertragbarkeit des Bioindikationssystems mit den Artdaten von 1998 getestet. Als Kriterium für eine Übertragbarkeit des Bioindikationssystems haben wir festgelegt, dass der Median der Differenz in den zu vergleichenden Jahren innerhalb des Inter-Quartilbereichs des Referenzjahres (in dem das Indikationssystem entwickelt wurde), liegt.

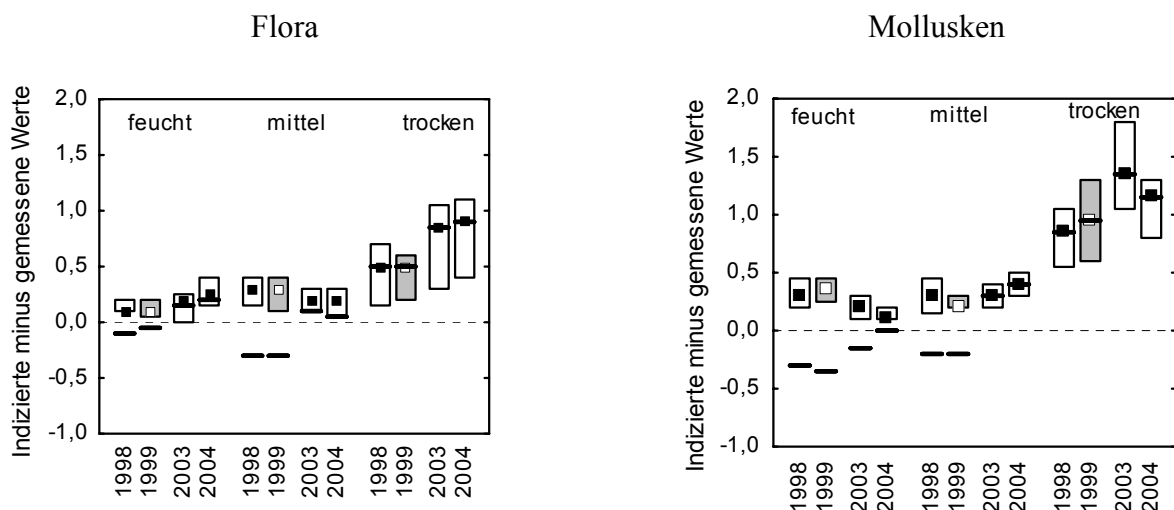
Ergebnisse

Überflutungsdauer (in Wochen)

Für die Überflutungsdauer lag sowohl für 2003 als auch für 2004 der Median der Differenz für die Artengruppen Flora und Carabiden für alle drei Feuchtestufen im Inter-Quartilbereich von 1999. Bei den Mollusken traf dies nur für die feuchten und mittleren Probeflächen zu. Auf den trockenen Probeflächen lag der Median im Jahre 2004 außerhalb, im Jahr 2003 allerdings ebenfalls innerhalb des Inter-Quartilbereichs von 1999.

Der Median des Bias erreichte in allen drei Artengruppen für die mittleren und trockenen Probeflächen in den Jahren vor und nach den Extremereignissen vergleichbare Werte. Auf den feuchten Probeflächen wurde die Überflutungsdauer nach 2002 deutlicher überschätzt als in den Jahren 1998/99.

Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode (in Metern unter Flur)



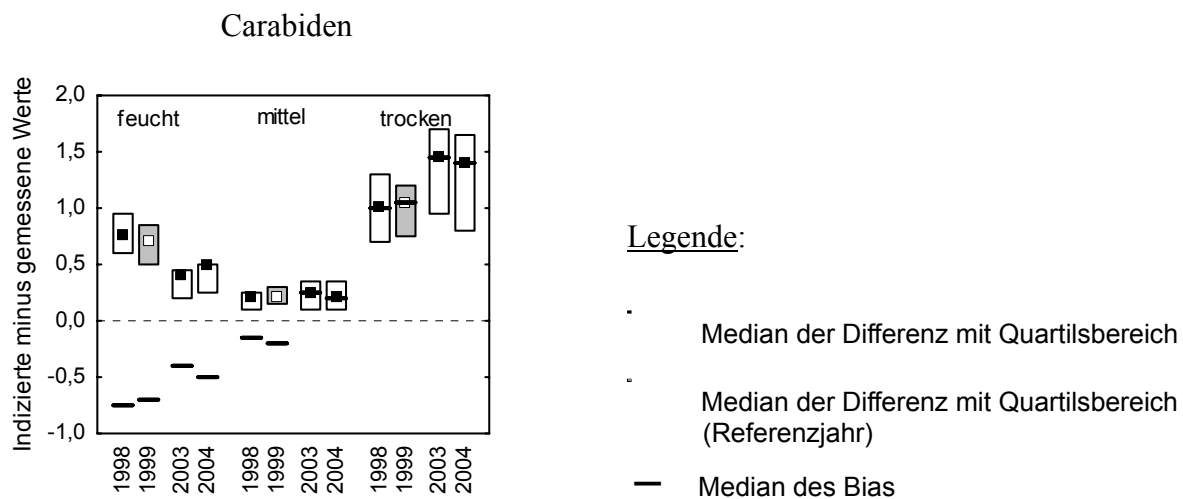


Abb. 1: Vergleich der Mediane der Differenz und des Bias für den Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode (dargestellt als indizierter minus gemessener Wert in Metern) für das Referenzjahr 1999 und die Jahre 1998, 2003, 2004 für jede Indikatorartengruppe und jede Feuchtestufe (n = 12 Probestellen pro Feuchtestufe)

Das Kriterium der zeitlichen Übertragbarkeit des Bioindikationssystems wurde für den Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode für die drei Artengruppen in den Feuchtestufen feucht und mittel nicht in allen Fällen erfüllt (Abb. 1). Im Jahr 2004 lag der Median der Differenz der feuchten Probestellen bei der Flora und der mittleren Probestellen bei den Mollusken knapp oberhalb des Inter-Quartilsbereiches von 1999.

Der Median der Differenz war bei allen drei Artengruppen auf den trockenen Probestellen 2003 und 2004 wesentlich größer als 1999 und lag mit einer Ausnahme nicht im Inter-Quartilsbereich des Referenzjahres. Damit wurde das Kriterium der zeitlichen Übertragbarkeit, außer bei den Mollusken 2004, für alle drei Artengruppen auf den trockenen Probestellen nicht erfüllt. Im Vergleich zu den feuchten und mittleren Probestellen waren bei allen Artengruppen die Differenz, der Bias sowie der Inter-Quartilsbereich auf den trockenen Probestellen generell sehr groß.

Der Median des Bias zeigte für alle drei Artengruppen auf den feuchten, mittleren und trockenen Probestellen eine zunehmende Neigung, den Grundwasserflurabstand zu unterschätzen, also zu feuchte Verhältnisse zu indizieren.

Diskussion

Obwohl gezeigt wurde, dass sich die Artengemeinschaften der Artengruppen durch die Extremereignisse teilweise in ihrer Zusammensetzung verändert haben (Scholz et al. 2004, Fockler et al. 2005a, 2005b), zeigen die Ergebnisse, dass das Bioindikationssystem trotzdem weitgehend zeitlich übertragbar ist. Es kann folglich als robust gegen Extremereignisse bezeichnet werden. Potentielle Gründe für die Ausnahmen, insbesondere für den Umweltfaktor Grundwasserflurabstand, und deren Konsequenzen sollen im Folgenden diskutiert werden.

Für das Vorkommen von Arten sind häufig nicht die Umweltbedingungen des Jahres der Aufnahme entscheidend, sondern ganz wesentlich der davor liegende Zeitraum (Metcalf 1989, Sládeček 1973, Verwuren et al. 2003). Deshalb wurde für beide abiotischen Faktoren der indizierte Wert jeder Probestfläche mit dem Mittelwert des gemessenen Wertes der letzten sieben hydrologischen Jahre verglichen.

Wie Follner et al. (in Vorbereitung) zeigen, hat sich das 7-jährige Mittel des Grundwasserflurabstandes während der Vegetationsperiode verändert, während die Flora relativ stabil geblieben ist (Scholz et al. 2004, Foeckler et al. 2005b). Daraus kann vermutet werden, dass die Flora erst in einem größeren Zeitraum als die hier verwendeten 7 Jahre Umweltveränderungen widerspiegelt. Andererseits reagieren Mollusken und besonders Carabiden schneller auf Ereignisse, so dass eine kürzere Zeitskala als die hier verwendete angebracht erscheint.

Die generell geringe Genauigkeit der Indikation des Grundwasserflurabstandes auf den trockenen Probestflächen kann dadurch erklärt werden, dass die auf der Bodenoberfläche lebenden Mollusken und Carabiden durch Unterschiede des Grundwasserstandes in größerer Tiefe nicht mehr beeinflusst werden. Auch Pflanzen, deren Wurzeln bis etwa 1,5 Meter Tiefe reichen (Sitte et al. 2002), können deshalb Grundwasserflurabstände von über drei Metern nicht genau indizieren.

Obwohl die zeitliche Übertragbarkeit des Bioindikationssystems für alle drei Artengruppen für die abiotischen Umweltparameter Überflutungsdauer sowie Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode mit Einschränkungen nachgewiesen wurde, zeigte sich auch, dass die Zeitskala von sieben Jahren nicht für alle Artengruppen optimal gewählt wurde. Weiterführende Analysen über den indizierten Zeitraum der einzelnen Artengruppen sollen eine Verbesserung der Genauigkeit des Bioindikationssystems zur Folge haben.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse sind Teil des von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, und dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig konzipierten und finanzierten HABEX-Projektes „Auenhabitate nach Extremhochwasserereignissen am Beispiel der Mittleren Elbe“ sowie des BMBF-Projekts „Übertragung und Weiterentwicklung eines Robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen – RIVA (Projekt 0339579). Für die unermüdliche Hilfe bei der Gelände- und Sortierarbeit möchten wir uns bei allen Kollegen/innen, Praktikanten/innen und Auszubildenden des UFZ und der ÖKON bedanken.

Literatur

- Böhnke, R. (2002): Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes. Dissertation. Universität Leipzig. Fakultät für Physik und Geowissenschaften. UFZ-Bericht Nr. 19/ 2002.
- Böhnke, R., Follner, K. (2002): Wasserstände in Auen - Möglichkeit der Rückrechnung aus Flusspegel und Wetterdaten in Geller, W., Puncohar, P., Guhr, H., von Tümpling, W., Medek, J., Smrt'ak, J., Feldmann, H. Uhlmann, O.: Die Elbe - Neue Horizonte Des Flussgebietsmanagements, Teubner, Stuttgart, Leipzig: 267-268.
- Cairns, J., Pratt, J. R. (1993): A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. 10-27.
- Deutsches Institut für Normung (2004) DIN Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M), DIN 38410-Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1), Beuth Verlag, Berlin Wien Zürich.

- Dziock, F., Henle, K., Foeckler, F., Follner, K., Scholz, M. (2006): Biological Indicator Systems in Floodplains - a Review. *International Review of Hydrobiology* 91:271-291.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze, Göttingen: 258 S.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Scholz, M., Hettrich, A., Fuchs, A., Henle, K. (2005a): Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe in Tagungsbeiträgen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag: 319-324.
- Foeckler, F., Deichner, O., Glaeser, J., Dziock, F., Henle, K., Hettrich, A., Schanowksi, A., Scholz, M. (2005b): Effects of extreme flood events on flora and fauna in Middle Elbe floodplains. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ)*, Band 35: 137.
- Follner, K., Henle, K. (2006): The Performance of Plants, Molluscs, and Carabid Beetles as Indicators of Hydrological Conditions in Floodplain Grasslands. *International Review of Hydrobiology* 91:364-379.
- Follner, K., Glaeser, J., Hofacker, A., Dziock, F., Foeckler, F., Gerisch, M., Schanowski, A., Scholz, M., Henle, K. (in Vorbereitung): Robustness of a bioindicator system after an extreme flood event. *Journal of Applied Ecology*.
- Henle, K., Dziock, F., Foeckler, F., Follner, K., Huesing, V., Hettrich, A., Rink, M., Stab, S., Scholz, M. (2006): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains - The Approach of the RIVA Project. *International Review of Hydrobiology* 91:292-313.
- McGeoch, M. A. (1998): The Selection Testing and Application of Terrestrial Insects as Bioindicators. *Biological Reviews* 73:181-202.
- Metcalf, J.L. (1989): Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- Rink, M. (2003): Ordinationsverfahren zur Strukturanalyse ökosystemarer Feldinformation und Lebensraumeignungsmodelle für ausgewählte Arten der Elbauen. *UFZ-Bericht* 8:1-256.
- Scholz, M., Stab, S., Henle, K. (2001): Indikation in Auen. *UFZ-Bericht* 8:1-190.
- Scholz, M., Glaeser, J., Hettrich, A., Schanowski, A., Deichner, O., Foeckler, F., Henle, K. (2004): Effects of extreme flood events on flora and fauna in Middle Elbe floodplains. *UFZ-Bericht* 18/2004: 167-168.
- Schubert, R. (1991): Bioindikation in Terrestrischen Ökosystemen. Spektrum, Jena: 338 S.
- Sitte, P., Ziegler, H., Ehrendorfer, F., Strasburger, E., Noll, F., Schenck, H., (2002): Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. Spektrum Verlag, Heidelberg: 1007 S.
- Sládeček, V. (1973): System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 7: 1-218.
- Vervuren, P. J. A., Blom, C. W. P. M., H. de Kroo (2003): Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology* 91:135-146.

Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten an Flüssen in Deutschland

Detlef Günther-Diringer¹, Ina Quick², Emil Dister², Martin Döpke² & Dietmar Mehl³

¹ Hochschule Karlsruhe – Technik und Wirtschaft, Fakultät für Geomatik, Moltkestr. 30, 76133 Karlsruhe, detlef.guenther-diringer@hs-karlsruhe.de

² Bereich WWF-Auen-Institut, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe, Josefstr. 1, 76437 Rastatt, ina.quick@iwg.uni-karlsruhe.de

³ biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Nebelring 15, 18246 Bützow, dietmar.mehl@institut-biota.de

Keywords: Morphologische Auen, rezente Überschwemmungsgebiete, Altaue, Bilanzierung, Visualisierung

Einleitung

Im Rahmen des F+E-Projektes (Forschung und Entwicklung) „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“ im Auftrag des BfN (Bundesamt für Naturschutz, Bonn; Laufzeit 10'2005 – 3'2008) werden bundesweit rezente Überschwemmungsgebiete und potenziell natürliche Auen an großen Flüssen erfasst und nach diversen Parametern bilanziert. Forschungsnehmer sind das IAF der Hochschule Karlsruhe – Technik und Wirtschaft (Projektleitung Prof. Dr. Günther-Diringer, Fakultät für Geomatik), die Universität Karlsruhe, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich WWF-Auen-Institut (Leitung Prof. Dr. Dister) sowie biota GmbH, Bützow (Dr. Dr. Mehl).

Auen, die natürlichen vom Hochwasserregime beeinflussten Gebiete entlang der Flüsse, nehmen in Mitteleuropa nur ca. 6-8% der Landesfläche ein, beherbergen jedoch 2/3 aller Pflanzenlebensgemeinschaften. Daraus lässt sich eine sehr hohe naturschutzpolitische Aufgabe zum Schutz natürlicher Auen ableiten. In der Vergangenheit sind diese jedoch starken, anthropogenen Veränderungen ausgesetzt gewesen, die zu einem großen Verlust von natürlichen oder naturnahen Auenflächen geführt haben. Vor diesem Hintergrund wird das beschriebene F+E-Vorhaben durchgeführt.

Die Bearbeitungskulisse bilden die Auen der als Bundeswasserstraßen genutzten Flüsse und vergleichbar großer Gewässer (Einzugsgebiet >1.000 km²). Die Gesamtlänge der zu bearbeitenden Fließgewässer beträgt ca. 10.000 km. Auf Grund des großräumigen Ansatzes und der Praktikabilität baut das Vorgehen auf bundesweiten und möglichst digital verfügbaren Datengrundlagen auf. Der Schwerpunkt der Arbeiten liegt auf der Akquise, Zusammenführung, Homogenisierung, Auswertung und Visualisierung vorhandener Datenbestände des Bundes und der Länder, die in geeigneten Maßstabsbereichen verfügbar sind.

Eine im Jahr 2004 im Auftrag des BfN durchgeführte Machbarkeitsstudie für eine bundesweite Erfassung des ökologischen Zustandes von Flussauen hat den allgemeinen Trend in der Geoinformationsbranche bestätigt, dass die Verfügbarkeit von raumbezogenen, digitalen Daten in den letzten Jahren sprunghaft zugenommen hat. Dies betrifft zum einen behördliche Grundlagendaten als auch verstärkt Fachdaten unterschiedlichster Aggregationsebenen sowie verfügbare Datenbestände wirtschaftlich arbeitender Datenprovider. Nur auf der Basis bereits vorhandener, strukturierter Datenbe-

stände lässt sich das Projektziel im geplanten Projektzeitrahmen verwirklichen. Folgende Datenbestände (bzw. Teile davon) werden u. a. verwendet:

- DLM1000 – Digitales Landschaftsmodell (Maßstabsbereich 1:1.000.000),
- DGM-D – Digitales Geländemodell-Deutschland (Rasterweite 50 m),
- DLM25 – Digitales Landschaftsmodell (Maßstabsbereich 1:25.000),
- Natura2000 – Daten der gemeldeten NATURA2000-Gebiete,
- GÜK200 – Geologische Übersichtskarte (Maßstabsbereich 1:200.000),
- CLC2000 – Corine LandCover-Daten 2000 (EU-weite Landnutzungskartierung),
- EU-WRRL-Daten- und Informationen – Daten der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf Länderebene,
- Luft- und Satellitenbilder.

GIS-gestützte Bearbeitung

Auf Basis der verfügbaren, homogenisierten Datenbestände werden die unterschiedlichen Ausprägungen der Auen digital in einem GIS (Geographischen Informationssystem) erfasst:

- rezente Aue (aktuell überflutbarer Bereich),
- Altaue (Auen, die aufgrund von Deichbauten, Aufschüttung o.ä. vom Hochwasserregime des Flusses abgeschnitten worden sind),
- Gemeinsam mit der Fläche des Hauptflusses bilden diese beiden Bereiche die gesamte morphologische Aue.



Abb. 1: Räumliche Verteilung von Altaue und rezenter Aue am nördlichen Oberrhein bei Worms.

Die erfassten Auengebiete werden nach unterschiedlichen Gesichtspunkten regionalisiert (Bundesländer, Einzugsgebiete, WRRL-Teilgebiete, etc) und mit aufbereiteten Daten der Landnutzung, Schutzstatus sowie Biotoptypen mit entsprechender Anwendung georäumlicher Methoden innerhalb des GIS bilanziert (s. a. Quick 2007).

Visualisierung

Von entscheidendem Interesse ist die kartographische Visualisierung der bearbeiteten und ausgewerteten Datensätze. Die in den 1970er Jahren entwickelten Gewässergütekarten, in denen die Klassen der Gewässerqualität der Flüsse in Banddiagrammen visualisiert worden sind, haben gesellschaftlich sowie bei den politischen Entscheidungsträgern eine hohe Akzeptanz entwickelt. Im aktuellen Hydrologischen Atlas von Deutschland – HAD (BMU 2003) finden sich neben der aktuell fortgeschriebenen Gewässergütekarte auch die Ergebnisse der in den 1990er Jahren entwickelten Gewässerstrukturgütekartierung.

Während bei den beiden genannten, bestehenden Kartierungen die lineare Ausdehnung der Flüsse als kartographisches Grundelement zur Verfügung stand und somit die Banddiagrammdarstellung mit einer vom Abfluss des Flusses abhängigen Breitenvariabilität als kartographisches Modell verwendet wurde, so kann dieses Modell aus den im Folgenden beschriebenen Gründen nicht direkt für die Visualisierung der Auengebiete übernommen werden.

Grundsätzlich hängt die Ausbildung von Flussauen ebenso von der Abflussmenge des Fließgewässers ab, jedoch bilden noch andere Elemente wie u. a. naturräumliche, geomorphologische und geologische Gegebenheiten wichtige Faktoren bei der Ausprägung von Auengebieten. Durch die starke anthropogene Beeinflussung werden die natürlichen morphologischen Auengebiete in die rezente Aue und die Altaue unterteilt. Sowohl die unterschiedliche räumliche Ausdehnung als auch die beschriebene unterschiedliche qualitative Ausprägung von Flussauen muss in dem aufzubauenden kartographischen Modell visualisiert werden. Erschwerend hinzu kommt die im Gegensatz zur Länge des Flusses nur sehr schmale Ausprägung von Flussauen, die in kleinmaßstäbigen Übersichtsdarstellungen nicht mehr lage-, bzw. flächentreu dargestellt werden kann.

Aus diesen Gründen wird ein hierarchisches Visualisierungskonzept entwickelt, das auch den cross-medial konzipierten Veröffentlichungsformen Rechnung tragen soll. Um die Vergleichbarkeit mit den beiden erwähnten Gewässergüte- und Gewässerstrukturgütekartierungen zu gewährleisten, ist eine Übersichtsdarstellung im Maßstabsbereich 1:1 Mio – 1:2 Mio als Printversion vorgesehen. Alle anderen, größeren Maßstabsbereiche werden digital mit Hilfe der WEB-GIS-Server-Technologie publiziert werden. Dabei wird vom Bearbeitungsmaßstab 1:25.000 ausgegangen, in dem die Basisdatenerfassung und Homogenisierung durchgeführt werden wird. Die Visualisierung der Ergebnisse wird in unterschiedlichen LoD-Stufen (Level of Detail) erfolgen, welche den Maßstabsbereich von 1:25.000 bis zu 1: 2 Mio abdecken werden. Konzeptstudien für den Aufbau eines solchen Visualisierungssystems liegen vor (GÜNTHER-DIRINGER 1999, 2000 und 2003) und werden durch aktuelle Studien- und Diplomarbeiten an der Hochschule Karlsruhe – Technik und Wirtschaft, Fakultät Geomatik ergänzt und adaptiert.

Deutlich sichtbar im linken Teil der Abb. 2 ist die ungleichmäßige Verteilung der rezenten Aue und der Altaue, sowohl in Längsrichtung des Flusses als auch auf den beiden Uferseiten. Auch die Gesamtbreite der Auengebiete ändert sich unregelmäßig. Diese Problematik zeigt, dass eine homogene Banddarstellung, wie sie im mittleren Teil der Abb. 2 (Ausschnitt aus der Gewässerstrukturgütekartierung) gezeigt wird, den Charakter der Auenverteilung nur unzureichend wiedergibt. Flussabschnitte mit nur sehr schmalen oder gar keinen Auenbereichen werden genau so breit dargestellt wie großflächige Auengebiete.

Die vorkommensbezogene Darstellung, welche die Auengebiete lage- und flächentreu darstellt kann nur in größeren Maßstabsbereichen gewählt werden. In Bezug auf den Bildschirm als Ausgabegerät beim WEB-GIS-System müssen die bekannten Mindestdimensionen für Bildschirmgrafiken beach-

tet werden. Aus diesem Grund kann diese Darstellungsform nur in den Maßstäben 1:25.000 bis etwa 1:250.000 Verwendung finden.

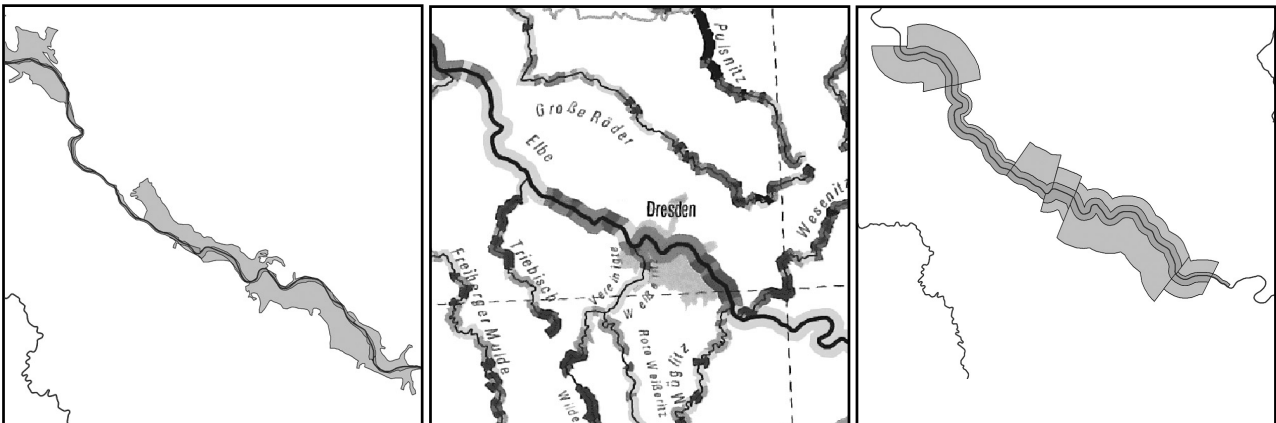


Abb. 2: Unterschiedliche kartographische Modelle.

Um die Ergebnisse der Bewertung auch in einem kleineren Maßstab visualisieren zu können, muss der Detaillierungsgrad der geometrischen Daten reduziert werden. Während der genaue Verlauf der Abgrenzungen der Auengebiete nicht von entscheidender Bedeutung für die Bilanzierung ist, sollte die räumliche Ausprägung auch in kleineren Maßstäben erkennbar sein. Im Rahmen einer aktuellen Diplomarbeit können Mithilfe einer logarithmischen Breitendarstellung selbst kleine Auenbereiche noch erkannt werden, die Relation zu breiten Auengebieten bleibt jedoch grundsätzlich erhalten. (s. rechter Teil der Abb 2 sowie Abb. 3).

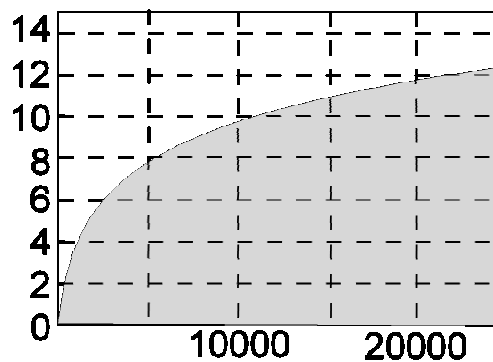


Abb. 3: Logarithmische Größenlegende für Banddarstellung Abb. 2, rechts.

Auf Basis dieser Konzeptentwicklungen werden zurzeit unterschiedliche Visualisierungsmöglichkeiten erarbeitet, die nach Abstimmung mit den Projektverantwortlichen für die Visualisierung der Ergebnisse verwendet werden. Der Abschluss des Projektes mit der geplanten Publikation ist für März 2008 vorgesehen.

Zusammenfassung

Im Rahmen des F+E-Projektes (Forschung und Entwicklung) „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“ im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz werden bundesweit und -einheitlich rezente Überschwemmungsgebiete und potenziell natürliche Auen an großen Flüssen erfasst. Dabei wird auf eine Vielfalt von bestehenden Fachdaten des Bun-

des und der Länder zurückgegriffen. Nach der Erfassung und Bilanzierung der Auengebiete steht die kartographische Visualisierung der Projektergebnisse im Vordergrund. Dies wird mit Hilfe der WEB-GIS-Technologie digital und maßstabsübergreifend sowie für eine Übersichtsdarstellung in gedruckter Form geschehen.

Danksagung

Die Bearbeiter des F+E-Vorhabens „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“ (FKZ 805 82 010) möchten sich beim Auftraggeber Bundesamt für Naturschutz und den dort zuständigen Projektbetreuern Thomas Ehlert und Bernd Neukirchen bedanken. Sämtlichen Behörden, Institutionen und Kommissionen sei für ihre Kooperation und die zur Verfügung gestellten Daten gedankt. Darüber hinaus danken wir den TeilnehmerInnen der projektbegleitenden Arbeitsgruppe (PAG) und den diese entsendenden Landes- und Bundesbehörden wie sonstigen Einrichtungen und den weiteren internen Projektmitarbeitern am Institut für Angewandte Forschung der Hochschule Karlsruhe, im WWF-Auen-Institut der Universität Karlsruhe und bei biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH für ihre Unterstützung.

Literatur

- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2003) (Hrsg.): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Bonn.
- Günther-Diringer, Detlef (1999): Bewertung der Flußauen im Donau-Einzugsgebiet. Strobl, J. & T. Blaschke (Hrsg.), 1999: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI. Beiträge zum AGIT-Symposium, Salzburg 1999.
- Günther-Diringer, Detlef (2000): Der Oder-Auen-Atlas. Eine GIS-basierte ökologische und wasserbauliche Aufnahme und Bewertung von über 800 Flusskilometern. Cremers, A. B., & K. Greve (Hrsg.) 2000: Umweltinformatik für Planung, Politik und Öffentlichkeit. 12. Internationales Symposium „Informatik für den Umweltschutz“ der Gesellschaft für Informatik (GI), Bonn.
- Günther-Diringer, Detlef (2003): Aufbau eines Flusssaueninformationssystems großer Flüsse Mitteleuropas (Rhein, Elbe, Oder, Donau). In: Strobl, J., T. Blaschke & G. Griesebner (Hrsg.), 2003: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XV. Beiträge zum AGIT-Symposium, Salzburg 2003.
- Koenzen, Uwe (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder -. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie, Heft 65, Bonn – Bad Godesberg.
- Mehl, Dietmar (2004): Machbarkeitsstudie für eine bundesweite Erfassung des ökologischen Zustands von Flußauen. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg), Bonn – Bad Godesberg.
- Quick et al. (2007): Bilanzierung Methodik der bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Weißensee Verlag: in diesem Band.

Untersuchungen zur Makrophyten-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“

Timm Kabus

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddin,
gewaesseroekologie-kabus@gmx.de

Keywords: Elbtalaue, Makrophyten, Gräben, Altwässer, Naturschutz

Einleitung

Das Land Brandenburg führt in den UNESCO-Biosphärenreservaten ein Dauermonitoring typischer Ökosystemtypen mit repräsentativen, alle Natur- und Nutzungstypen umfassenden Probestellen durch. Als aquatische Ökosysteme wurden dabei im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“ Fließgewässer, Altwässer (Flutrinnen, Altarme, Bracks, Qualmwasser) und Gräben ausgewählt (Täuscher & Kabus 2003) und an 17 Probestellen untersucht. Die Erstaufnahme fand im Untersuchungsjahr 2004 statt, nachfolgend sollen einige Ergebnisse für die eher stehenden Gewässertypen (Altwässer und Gräben) vorgestellt werden.

Untersuchungsmethoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im Nordwesten des Landes Brandenburg im Landkreis Prignitz im Bereich der Orte Lenzen, Wittenberge und Quitzöbel. Es wurden ca. 100 m lange Gewässerabschnitte der Gräben bzw. die gesamte Fläche der Altwässer hinsichtlich der Makrophytenbesiedlung untersucht und deren Häufigkeit in einer 3-stufigen Skala aufgenommen, sowie Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet angefertigt. Zusätzlich wurden vier Wasserproben im Untersuchungsjahr entnommen und auf ökologische Parameter (Nährstoffe, Säure-Base-Parameter usw.) im Labor des Institutes für angewandte Gewässerökologie (Seddin) untersucht (vgl. Kabus & Täuscher 2004).

Ergebnisse und Diskussion

a) Seeartige Gewässer

Die seeartigen Gewässer gliedern sich in zwei in der rezenten Aue gelegene Altwässer, die aufgrund ihrer unterschiedlichen Elbanbindung unterschiedlich stark von den Schwankungen des Elbewasserspiegels erreicht werden: Die Flutrinne Bälów steht außer bei Niedrigwasser immer mit der Elbe in Kontakt, die Flutrinne Rühstädt wird nur bei Hochwasser vom Elbwasser erreicht und entwässert dann über die Flutrinne Bälów in die Elbe. Binnendeichs wurden zwei weitere Gewässer untersucht, der Lawen, ein Altwasser/ Altarm bei Bälów, sowie eine flusseeartige Erweiterung der

Löcknitz bei Lenzen. Beide Gewässer werden höchstens indirekt von den Schwankungen des Elbewasserspiegels erreicht.

Tab. 1: Einige Kenndaten der „seeartigen“ Untersuchungsgewässer

| | Flutrinne Bälów | Flutrinne Rühstädt | Lawen s Bälów | Löcknitz-Flusssee |
|-------------------------------|-----------------|--------------------|---------------|-------------------|
| Größe [ha] | 5 | 0,4 | 0,7 | 25 |
| max. Tiefe [m] | 2,0 | 4,0 | 2,5 | 1,4 |
| TP Sommer [$\mu\text{g/l}$] | 150 | 60 | 271 | 86 |
| Sichttiefe [m] | 0,60 | 1,10 | 0,90 | z. T. Grund |
| Chl-a [$\mu\text{g/l}$] | 62 | 27 | 40 | 15 |
| Leitföh. [$\mu\text{S/cm}$] | 809 | 778 | 836 | 721 |

Den Gewässern ist eine starke Trübung gemeinsam, die jedoch hinsichtlich der Nährstoffsituation unterschiedlich zu beurteilen ist. So ist die in direktem Elbkontakt stehende Flutrinne Bälów in allen Parametern als polytroph zu bezeichnen. Dies zeigt sich auch in der Makrophytenbesiedlung, da submerse Arten völlig fehlen und auch die Schwimmblattpflanzen sind auf kleinflächige *Nuphar lutea*-Bestände beschränkt. Das Gewässer wird daher von den Uferpflanzen geprägt, die zudem höhere Wasserstandsschwankungen ertragen müssen. Dafür ist das Auftreten von Arten der Flutrasen und der Schlammfluren charakteristisch. So wurden z. B. *Alisma plantago-aquatica*, *Alopecurus geniculatus*, *Oenanthe aquatica*, *Rorippa x anceps* und *R. amphibia* nachgewiesen. Daneben treten jedoch auch Flussröhrichte und Riede auf (*Phalaris arundinacea*, *Carex acuta*), sowie eine Strandsimsen-Sippe, die vermutlich mit der inzwischen beschriebenen *Bolboschoenus laticarpus* identisch ist (vgl. dazu Krumbiegel 2005).

Der geringere Elbwassereinfluss führt bei der weiter oberhalb gelegenen Flutrinne Rühstädt zu etwas nährstoffärmeren Verhältnissen, so dass das Gewässer als hocheutroph charakterisiert werden kann. Dies äußert sich auch im Auftreten der Unterwasserpflanzen *Ranunculus aquatilis* agg. und *R. circinatus*. Letztere Art ist ein typischer Vertreter eutropher Seen in Brandenburg (Petzold et al. 2006). Aufgrund der großen Wassertiefe nehmen die Hahnenfüße jedoch nicht das gesamte Gewässer sondern nur dessen Flachwasserzonen ein. Die Verlandungszonen werden von Flutrasengesellschaften (*Alopecurus geniculatus*, *Glyceria fluitans*) und einem Wasserfenchel-Sumpfkressenröhricht (*Oenanto-Rorippetum amphibiae*) geprägt. Letzteres ist typisch in Verlandungszonen von Auengewässern mit Wasserstandsschwankungen und tritt häufig in Verzahnung oder Durchdringung mit Wasserhahnenfußgesellschaften auf (Kabus 2004). Auch an diesem Gewässer wurden in den Uferzonen weitere typische Röhrichte und Riede ausgebildet, darunter auch die Schwanenblume (*Butomus umbellatus*).

Einen anderen Charakter besitzt der Lawen, ein Altwasser, das durch Abdeichung von der rezenten Aue nur noch indirekt mit dem Elbewasserspiegel in Verbindung steht (z. B. durch Qualmwassereinflüsse oder Grundwasseranstieg). Der Lawen kann insgesamt als sehr nährstoffreich gelten, jedoch mit schwankendem Zustand. Neben einer relativ einheitlichen Sichttiefe wurden stärker schwankende Chlorophyll-a- und Gesamtposphorkonzentrationen gemessen. Die Chl-a-Konzentration war in der Mitte der Vegetationsperiode am geringsten und lag teilweise bei nur 14 $\mu\text{g/l}$ (23.06. und 19.08.2004). Damit korreliert die Konzentration nicht mit der TP-Konzentration, die im Frühjahr ein Minimum und im Spätsommer ein extremes Maximum von 456 $\mu\text{g/l}$ aufwies (30.08.2004).

Für das geringe Wachstum des Phytoplanktons im Sommer können allelopathische Einflüsse der Krebschere (*Stratiotes aloides*) verantwortlich sein (vgl. Täuscher, in diesem Band). *Stratiotes aloides* bedeckte im Sommer einen großen Teil der Gewässerfläche des Lawen (Abb. s. Petzold et al. 2006) und war mit den typischen Begleitern vergesellschaftet (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*). In dem Gewässer traten auch Unterwasserpflanzen auf, jedoch handelte es sich um Bestände der nährstofftoleranten Arten *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus* und *P. pectinatus* (zur Indikation vgl. Petzold et al. 2006).

Der Lawen ist trotz des Nährstoffreichtums als Gewässer von hohem naturschutzfachlichen Wert anzusehen, insbesondere aufgrund der Dominanz der Krebschere, aber auch aufgrund einer hohen Artenvielfalt bei den Libellen, bei denen u.a. die an die Krebschere gebundene *Aeshna viridis* auftrat (vgl. Petzold in Kabus & Täuscher 2004). Es wird empfohlen, Einträge aus landwirtschaftlicher Düngung zu reduzieren, wie sie aufgrund des starken Anstiegs der TP- und DRP-Konzentration im Spätsommer möglich erscheinen und wie sie auch in der Vergangenheit im Untersuchungsgebiet zu beobachten waren (vgl. Kabus 2000).

Der Löcknitz-Flusssee unterhalb von Lenzen ist ein Gewässer anderen Charakters. Der Elbwasser-einfluss ist hier insgesamt noch geringer. Das vergleichsweise große, aber relativ flache Gewässer besitzt einen schlammigen Untergrund und fast keine Fließgeschwindigkeit. Es herrschte im Sommer häufig Grundsicht, das Gewässer kann insgesamt als eutroph bis hocheutroph bezeichnet werden. Dies trifft auch auf eine Indikation über charakteristische Pflanzenarten zu (vgl. Petzold et al. 2006). Das Gewässer wird optisch stark durch Schwimmblattpflanzen geprägt (*Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Hydrocharis morsus-ranae*), ist aber auch stark mit Unterwasserpflanzen bewachsen. Dominant sind *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton perfoliatus* und stellenweise *P. crispus*. Auch das in Brandenburg seltene Stachelspitzige Laichkraut (*P. friesii*) wurde nachgewiesen.

b) Gräben

Die untersuchten Gräben im Biosphärenreservat können als stehende Gewässer charakterisiert werden, die besonders nach Regenfällen schwache Fließgeschwindigkeiten aufweisen. Als Gewässer der Aue sind sie außerdem von Elbhochwässern beeinflusst, auch wenn keines der Untersuchungs-gewässer in der rezenten Aue liegt. Durch allgemein ansteigende Grundwasserstände, teilweise auch durch Rückstau, in erster Linie aber durch Qualmwassereinfluss (unter den Deichen durchdrückendes und sich in Senken binnendeichs sammelndes Wasser) können Gräben bei länger andauernden Hochwasserereignissen hohe Extremwasserstände aufweisen.

Tab. 2: Charakteristika der untersuchten Gräben (Untersuchungen Mitte Mai, Anfang Juli, Mitte Oktober, Ende November 2004, Graben se Lenzen nur an den ersten beiden Terminen wasserführend)

| Lage des Grabens | se Lenzen | s Karthane | n Gnevsdorf | sw Legde |
|-------------------------------|------------------|-------------------|--------------------|-----------------|
| Wasserführung | temporär | perennierend | perennierend | perennierend |
| TP Jahr Ø [$\mu\text{g/l}$] | 169 | 31 | 65 | 64 |
| TN Jahr Ø [mg/l] | 1,43 | 0,54 | 0,86 | 0,57 |
| Cl [mg/l] | 68 | 53 | 47 | 40 |
| Leitfähigkeit | 800 | 769 | 674 | |

Der von Eisenocker geprägte Graben im Grünland Lenzen trocknete zum Spätsommer hin aus und hatte auch vorher nur eine Wasserführung von 5 – 20 cm. Insgesamt handelt es sich um den Graben

mit den höchsten Nährstoff-, Chlorid- und Leitfähigkeitswerten unter den 4 Untersuchungsgewässern. Maßgeblich dürfte hier auch der geringe Wasseraustausch und die ohnehin geringe Wassermenge verantwortlich sein, die keinen großen Verdünnungseffekt gegenüber Einträgen aus dem landwirtschaftlich genutzten Gebiet haben. Wasserpflanzen traten erwartungsgemäß nicht auf, sondern Röhrichtarten (*Glyceria maxima*), Flutrasen (*Alopecurus geniculatus*, *Glyceria fluitans*) und Vertreter schlammiger Standorte (*Alisma plantago-aquatica*, *Ranunculus sceleratus*).

Der perennierende Graben südlich der Karthane war durch dichte Bestände submerser Makrophyten gekennzeichnet. Der Bestand wurde dabei mosaikartig aus *Elodea canadensis*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus* und *Ranunculus circinatus* gebildet und entsprach weitestgehend früheren Untersuchungen (Kabus 2000). Mit *Chara globularis* wurde hier jedoch eine Art nachgewiesen, die als Pionierart abhängig vom Sukzessionsstadium (z. B. nach Grabenunterhaltungsmaßnahmen) auftritt. Als „Hauptgraben“ wird dieses Gewässer jährlich gekrautet.

Auch der Graben n Gnevsdorf wurde stark von submersen Makrophyten geprägt. Hier waren *Callitriche palustris* agg., *Chara vulgaris*, *Hottonia palustris*, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus* und *Ranunculus aquatilis* agg. vertreten. Zusätzlich konnte die Rote-Liste-Art *Potamogeton trichoides* nachgewiesen werden, die in den Gräben des Untersuchungsgebietes teilweise dichte Bestände bildet (vgl. Kabus 2002, 2003) und auch in Gräben anderer Gebiete vergleichsweise häufig ist (z. B. Bolbrinker 2006). Daneben traten Makroalgen auf, von denen besonders große Bestände der Xanthophyceae *Vaucheria* spec. zu erwähnen sind. Auch dieses Gewässer wird jährlich gekrautet, woraus auch einige Änderungen in der Artenzusammensetzung gegenüber 1999 resultieren könnten (vgl. Kabus 2000).

Der vierte Graben (sw Legde) wurde ausgewählt, weil hier in früheren Jahren Bestände der Krebschere (*Stratiotes aloides*) nachgewiesen wurden (Kabus 2002) – für Gräben des Biosphärenreservates eine Besonderheit. Im Untersuchungsjahr war die Art jedoch nicht mehr aufzufinden und auch im an den Graben angebundenen Altwasser „Legder Diek“ war die Krebschere stark zurückgegangen, so dass eine Wiederbesiedlung fraglich ist. Dominiert wird der Graben durch die Laichkräuter *Potamogeton crispus*, *P. natans* und *P. pectinatus*, außerdem treten submers auch *Callitriche palustris* agg. und der Neophyt *Elodea canadensis* auf. Diese Art, die sich von der Havel in Brandenburg bzw. Deutschland ausgebreitet hat, ist heute im Untersuchungsgebiet gemein und kann auch in Fließgewässern ausserhalb der Niederungen dichte Bestände bilden (vgl. z. B. Kabus 2006).

Diskussion

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass unterschiedliche Typen stehender Auengewässer eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung haben können. Aus Sicht des botanischen Artenschutzes sind die Gewässer mit direktem Elbwassereinfluss als geringerwertig einzustufen. Hierbei ist jedoch anzufügen, dass aufgrund der noch immer als belasteten Wasserqualität der Elbe, einige Arten z. Zt. noch keine ausreichenden Lebensbedingungen in der rezenten Aue finden. Daher können binnen-deichs gelegene Auengewässer als Refugialbiotope für Arten dienen. Andererseits besaßen auch die im Elbewassereinfluss liegenden Flutrinnen eine typische und artenreiche Sumpfpflanzenflora mit als gefährdet anzusehenden Ufergesellschaften.

Auch die Gräben haben eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung als Refugialbiotope. In der agrarisch genutzten Aue sind Gräben oft die einzig geduldeten Kleingewässer. Solange hier eine agrarische Nutzung stattfindet, ist eine Vernässung (Überstauung) von Flächen als ursprünglichem Lebensraum der Arten nicht realistisch. Daher bietet sich eine Pflege der in den Gräben vorhandenen wertvollen Flora an. Die vorliegenden Untersuchungen, wie auch der Vergleich mit älteren

Daten (Kabus 2002, 2003) haben gezeigt, dass besonders die regelmäßig gemähten „Hauptgräben“ mosaikreiche Bestände u.a. mit einem hohen Anteil an Rote-Liste-Arten ausbilden können. Bei der Mahd ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Mähkorb nicht zu tief geführt wird, um eine Verletzung der Rhizome zu vermeiden. Eine jährlich Böschungsmahd andererseits reduziert die Ausbildung von Hochstaudenfluren und ist daher naturschutzfachlich als negativ zu bewerten (vgl. Kabus 2002). Auch aus anderen Untersuchungsgebieten werden ähnliche Pflegemaßnahmen für Wasserpflanzen in Entwässerungsgräben empfohlen (Diederich et al. 1995, Handke et al. 1999, Pardey et al. 2004, Remy et al. 1997, Wade & Edwards 1980).

Mit der Einrichtung von Dauerbeobachtungsstellen im Rahmen der Ökosystemaren Umweltbeobachtung bietet sich die Chance, ausgewählte Gewässerabschnitte auf ihre Entwicklung hin zu beobachten und Änderungen zu erkennen und ihre Ursachen aufgrund der miterhobenen Messdaten zu erklären.

Literatur

- Bolbrinker, P. (2006): Zu bedeutenden Laichkrautvorkommen an Sekundärstandorten im Bereich der Wasserscheide zwischen den Niederungsflüssen Recknitz und Trebel im Grenztal (Mecklenburg-Vorpommern). – Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 41: 95-108.
- Diederich, A., Neumann, Dietrich, Borchering, J. (1995): Flora und Fauna in Gräben einer niederrheinischen Auenlandschaft. Auswirkungen von Grabenräumungen. – Natur und Landschaft 70 (6): 263-268.
- Handke, U., Köck, B., Kundel, W., Riesner-Kabus, M., Schreiber, K.-F. (1999): Grabenräumprogramm in der Bremer Flussmarsch. – Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (9): 267-274.
- Kabus, T. (2002): Gefährdete Pflanzenarten in Gewässern der Rühstädter Elbaue und Ursachen für ihre Verbreitung. – Auenreport 7-8, Rühstätt: 122-131.
- Kabus, T. (2003): Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der Gräben in der Rühstädter Elbaue (Prignitz, Brandenburg). – Untere Havel. Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 13: 44-52.
- Kabus, T. (2004): Einige Bemerkungen zum Wasserfenchel-Sumpfkressen-Röhricht (*Oenanthe-Rorippetum amphibiae*) in Altmark und Prignitz – Untere Havel. Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 14: 64-70.
- Kabus, T. (2006): Die Makrophyten im Belziger Bach (Fläming, Brandenburg). – Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 5: 58-61.
- Kabus, T., L. Täuscher (2004): Ökosystemare Umweltbeobachtung im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“. Ökosystemgruppe: Fließgewässer. Ergebnisbericht. – Unveröff. Bericht, Institut für angewandte Gewässerökologie.
- Krumbiegel, A. (2005): Die Breitfrüchtige Strandsimse (*Bolboschoenus laticarpus*) im brandenburgischen Elbtal. – Untere Havel. Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 15: 40-44.
- Pardey, A., Rauers, H., van de Weyer, K. (2004): Gräben in Nordrhein-Westfalen. Empfehlungen zur Unterhaltung aus naturschutzfachlicher Sicht. – LÖBF-Mitteilungen 4/2004: 46.
- Petzold, F., Kabus, T., Brauner, O., Hendrich, L., Müller, R., J. Meisel (2006): Natürliche eutrophe Seen (FFH-Lebensraumtyp 3150) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos. – Naturschutz und Landschaftspflege 15 (2): 36-47.
- Remy, D., Wageringel, U., Hoppe, A. (1997): Einfluß von Wasserregime und Pflegemaßnahmen auf die Vegetation der Gräben im Bereich der Dümmerniederung. – DGL-Tagungsbericht 1996: 112-116.
- Täuscher, L., T. Kabus (2003): Konzept und Flächenauswahl für die Ökosystemare Umweltbeobachtung im BR Flusslandschaft Elbe (Brandenburg). Ökosystemgruppe: Fließgewässer. – unveröff. Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie, Seddin. 18 S.
- Wade, P. M., Edwards, R. W. (1980): The effect of channel maintenance on the aquatic macrophytes of the drainage channels of the Monmouthshire Levels, South Wales, 1850-1976. – Aquatic Botany 8: 307-322.

Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse

Ina Quick¹, Emil Dister¹, Martin Döpke¹, Detlef Günther-Diringer² & Dietmar Mehl³

¹ Bereich WWF-Auen-Institut, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe, Josefstr. 1, 76437 Rastatt, ina.quick@iwg.uni-karlsruhe.de

² Hochschule Karlsruhe – Technik und Wirtschaft, Fakultät für Geoinformationswesen, Moltkestr. 30, 76133 Karlsruhe, detlef.guenther-diringer@hs-karlsruhe.de

³ biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Nebelring 15, 18246 Bützow, dietmar.mehl@institut-biota.de

Keywords: Morphologische Auen, rezente Überschwemmungsgebiete, Altaue, Fluss, Bilanzierung, BRD

Einleitung

Auen gehören bundesweit zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen. In Folge des Flussausbaues sind an den großen Flüssen heute nur noch etwa 15–25% der ursprünglichen Überschwemmungsgebiete erhalten geblieben. Auf den verbliebenen Flächen sind mehr als $\frac{3}{4}$ aller Biotoptypen der Flüsse und Auen gefährdet, etwa $\frac{1}{4}$ von der vollständigen Vernichtung bedroht (Riecken et al. 1994). Der Gewässer- und Auenschutz ist zwar inzwischen national und international in Gesetzen, Richtlinien und Programmen verankert, doch bislang ist keine Trendwende im Auenschutz erreicht worden. Aufgrund des anhaltenden Nutzungsdruckes werden Flüsse und Flussauen auch künftig im Fokus widerstreitender Interessen stehen. Ohne geeignete bundesweite Konzepte und neue Instrumente einer nachhaltigen Sicherung und Entwicklung von Auen kann einer weiteren Verknappung von Flüssen und Flussauen nicht entgegen getreten werden. Die Bearbeitung des in diesem Kontext stehenden F+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz mit dem Titel „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“ (FKZ 80582010) erfolgt seit Oktober 2005 durch das Institut für Angewandte Forschung der Hochschule Karlsruhe, den Bereich WWF-Auen-Institut der Universität Karlsruhe und biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH.

Als Bearbeitungskulisse gelten die Auen der als Bundeswasserstraßen genutzten Flüsse und die Auen von vergleichbar großen Fließgewässern mit einer Einzugsgebietsgröße ab 1.000 km². Die Gesamtlänge der zu bearbeitenden Fließgewässer beträgt ca. 10.000 km.

Als erster Schritt ist die bundesweite und -einheitliche Erfassung der morphologischen Auen, rezenten Überschwemmungsgebiete, wiedergewinnbaren Potenziale und naturschutzfachlich wertvollen Gebiete (z.B. NATURA-2000 Gebiete und auentypgemäße Biotoptypen) an großen Flüssen zu nennen. So wird ein bundesweit einheitlicher Überblick über die Auen auf Basis vorhandener geowissenschaftlicher, naturschutzfachlicher und wasserwirtschaftlicher Daten und Informationen gewonnen. In einem zweiten Schritt werden übersichtsartige und bilanzierende Auswertungen durchgeführt.

Generelles Ziel ist ein bundesweiter, fortschreibungsfähiger Datensatz als Grundlage und räumliche Kulisse für einen nachhaltigen Auenschutz und als wesentliche Basis für zukünftige Auenbewertungsverfahren (bezüglich näherer Projekt-Informationen s. www.flussauen-bilanzierung.de).

Im Folgenden soll aufbauend auf dem Beitrag von Günther-Diringer et al. (2007) in diesem Band speziell die Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse anhand verschiedener Beispiele veranschaulicht werden.

Methoden Bearbeitungskulisse

Bei gleicher inhaltlicher und methodisch adäquat abgestimmter Vorgehensweise bearbeitet das Institut biota die Flusseinzugsgebiete, die zum größten Teil in der norddeutschen Tiefebene liegen (Elbe, Weser, Ems sowie die direkt in die Nord- und Ostsee abfließenden Gewässer), die Hochschule Karlsruhe bearbeitet gemeinsam mit der Universität Karlsruhe die Einzugsgebiete Rhein, Donau, Maas sowie Oder.

Ausweisung der morphologischen Aue

Als Untersuchungsgebiet des F+E-Vorhabens zur Auenbilanzierung gilt der Bereich der morphologischen Aue; diese ursprüngliche Auenausdehnung ist als Raummaßstab von großer Relevanz und muss mit in ein übergreifendes Gesamtkonzept zum Auenschutz einbezogen werden. Neben der morphologischen Aue wird ebenfalls die rezente Aue sowie die Altaue ausgewiesen (s.u. und vgl. Günther-Diringer et al. 2007). Der Anteil der morphologischen Aue, der durch unterschiedliche wasserbauliche Maßnahmen gesteuert überflutet werden kann, wird aufgrund der seltenen Überschwemmungen der Altaue zugeordnet. Ungesteuert geflutete Bereiche und Fließpolder, d.h. Anteile der morphologischen Aue, die frei mittels ökologischer Flutungen wieder überflutet werden können, werden dagegen der rezenten Aue zugewiesen.

Zur Ausweisung der morphologischen Aue wird das Digitale Geländemodell für Deutschland (DGM-D mit einer Rasterweite von 50 m) mit dem Digitalen Landschaftsmodell 1:25.000 (DLM 25) kombiniert. Abgeglichen werden die Daten mit den holozänen Bildungen aus der Geologischen Karte im Maßstab 1:200.000 (GÜK 200) oder großmaßstäblicher; so ist eine sichere Erfassung der morphologischen Aue z.B. gegenüber älteren Niederterrassenarealen möglich..

In den reliefschwachen Regionen im Nordosten Deutschlands ist die räumliche Abgrenzung der morphologischen Aue bedingt durch Flusstalmoore der Jungmoränenlandschaft methodisch schwieriger. Zwischen dem typischen Auenüberflutungsregime im Bereich eines Überflutungsmoores und dem sich beidseits davon erstreckenden Durchströmungsmoor besteht der größte innere Zusammenhang, so dass die Begrenzung der morphologischen Aue bei der Grenzlinie des Durchströmungs- zum Quellmoor gezogen wird (vgl. Koska 2001; Succow 1988; Succow & Joosten 2001). Darüber hinaus werden in diesen reliefarmen Gebieten ergänzend Höhenlinien aus Topographischen Karten zur Ausweisung des morphologischen Auenverlaufs hinzugezogen. Landnutzungsinformationssysteme (z.B. ATKIS- oder CORINE-Daten) und Biotop- und Nutzungstypendaten können gleichfalls helfen, indem u.a. der Wechsel von Acker auf Grünland, Bruchkanten in digitalen Geländemodellen oder Baumgruppen Hinweise auf Grenzen der Auenfläche geben können. In kritischen Fällen werden historische Karten hinzugezogen, auch die Nutzung pedologischer Daten hat sich bewährt.

Im Mündungsbereich von Nebengewässern mit signifikant eigenem Auenbereich wird die Aue des zufließenden Gewässers an der Grenze zur Aue des größeren Gewässers und damit Vorfluters abgeschnitten. Die Aue des größeren Flusses wird dem Lauf des Hauptgewässers folgend vervollstän-

digt. Die Grenzlinie zwischen den beiden morphologischen Auen wird in Geographischen Informationssystemen (GIS) entsprechend attribuiert. Das Nebengewässer erhält in seinem Verlauf in der morphologischen Aue des größeren Gewässers die Attributierung „Fluss im Fremdtal“. Somit ist gewährleistet, dass die Flächen nicht wiederholt in die Bilanzierungen einfließen.

Ausweisung der rezenten Aue

Überschwemmungsgebiete der jeweiligen Bundesländer, in denen statistisch gesehen mindestens einmal in hundert Jahren ein Hochwasserereignis mit Überschwemmung stattfindet (hundertjährliches Hochwasser/Wiederkehrintervall $T = 100a$, HQ100) werden mit Deichlinien aus dem DLM im GIS verschnitten. Die rezente Aue, die an die aktuelle Überflutungsdynamik angeschlossen ist, erstreckt sich beidseits des Fließgewässers bis zum Hochwasserschutzdeich oder kann sich an höher gelegenen Geländearealen orientieren. Weniger hohe Sommerdeiche werden ignoriert. Die rezente Aue ist nicht ausschließlich den Überschwemmungsgebietsdaten der Länder gleichzusetzen, da hier beispielsweise geflutete Polder impliziert sein können. Ein Abgleich mit den regionalen Gegebenheiten und Deichlinien ist daher unverzichtbar.

Aus der Differenz zwischen der morphologischen Aue und der rezenten Aue ergeben sich automatisch die Flächenanteile der Altaue.

Ausweisung der Fließgewässer

Die Fläche des Fließgewässers wird gesondert betrachtet. Das Gewässer entspricht dem Flussschlauch ohne Häfen, Altarme etc.; diese werden der Aue zugeordnet. Als problematisch erwiesen sich die Fließgewässerdaten im Bereich von Bundeslandgrenzen aufgrund differierender und z.T. fehlender flächenhafter Darstellungen der Fließgewässer im Basis-DLM. Hier war zur Erzeugung der Gewässerflächen eine Nachdigitalisierung sowie Ergänzung aus Biotop- und Nutzungstypenkartierungen erforderlich (Datensatzanpassung).

Erstellung der geometrischen Basisstruktur

Die ausgewiesenen morphologischen Auenbereiche mit ihren Teileinheiten rezente Aue, Altaue und Fluss bilden die geometrische Basisstruktur für das gesamte Vorhaben. Werden diese Elemente im GIS zusammengefügt, resultiert der Projektbetrachtungsraum, der für die weiterführenden Bilanzierungen als Kulisse herangezogen wird (s. Abb. 1).

Zur Bilanzierung der erfassten und homogenisierten Daten wird eine Regionalisierung respektive Segmentierung der Auengebiete entlang der untersuchten Flüsse angestrebt (Unterteilung nach Kriterien der EU-WRRL, weitere Aufteilung nach flussmorphologischen und flussökologischen Einheiten, linkes und rechtes Ufer etc.).

Auf Grundlage dieser Basisdaten werden weitere Informationen ergänzt, wie z.B. Kenntnisse der Nutzungen und Belastungen, Daten der EU-WRRL oder naturschutzfachliche und -rechtliche Gebietsfestsetzungen bzw. -bewertungen.

Methoden Bilanzierung

Auf Grundlage der bundesweiten und -einheitlichen Erfassung der geometrischen Basisstruktur sind übersichtsartige und bilanzierende Auswertungen und folglich Aussagen zu verschiedenen auenspezifischen Inhalten möglich. Je nach Betrachtungsmaßstab sind diese Bilanzierungen abschnittsweise, für ein gesamtes Fließgewässer oder für die bundesweite Betrachtungsebene des F+E-Vorhabens durchführbar. Für die Bilanzierung werden z.B. Landnutzungsdaten aus dem Basis-DLM, Biotoptypen, Schutzgebiete (NATURA-2000 Gebiete, Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete,

Nationalparks, Gesetzlich geschützte Biotop) und hydrologisch-wasserwirtschaftliche Parameter (Überschwemmungsgebiete und überschwemmungsgefährdete Gebiete entsprechend §§ 31b und 31c WHG, Flusseinzugsgebiete, Bearbeitungsgebiete nach WRRL etc.) verwendet. Darüber hinaus werden hydrologisch-wasserwirtschaftliche Angaben als weitere Informationsebene aufgenommen, die aus bereits vorhandenen Geometrien der morphologischen Aue abgeleitet werden (z.B. Poldergebiete, Deichrückverlegungsgebiete, Rückstaubereiche) bzw. neu aufzunehmen sind (z.B. Flussmittellinien, Staustufen, Wehre).

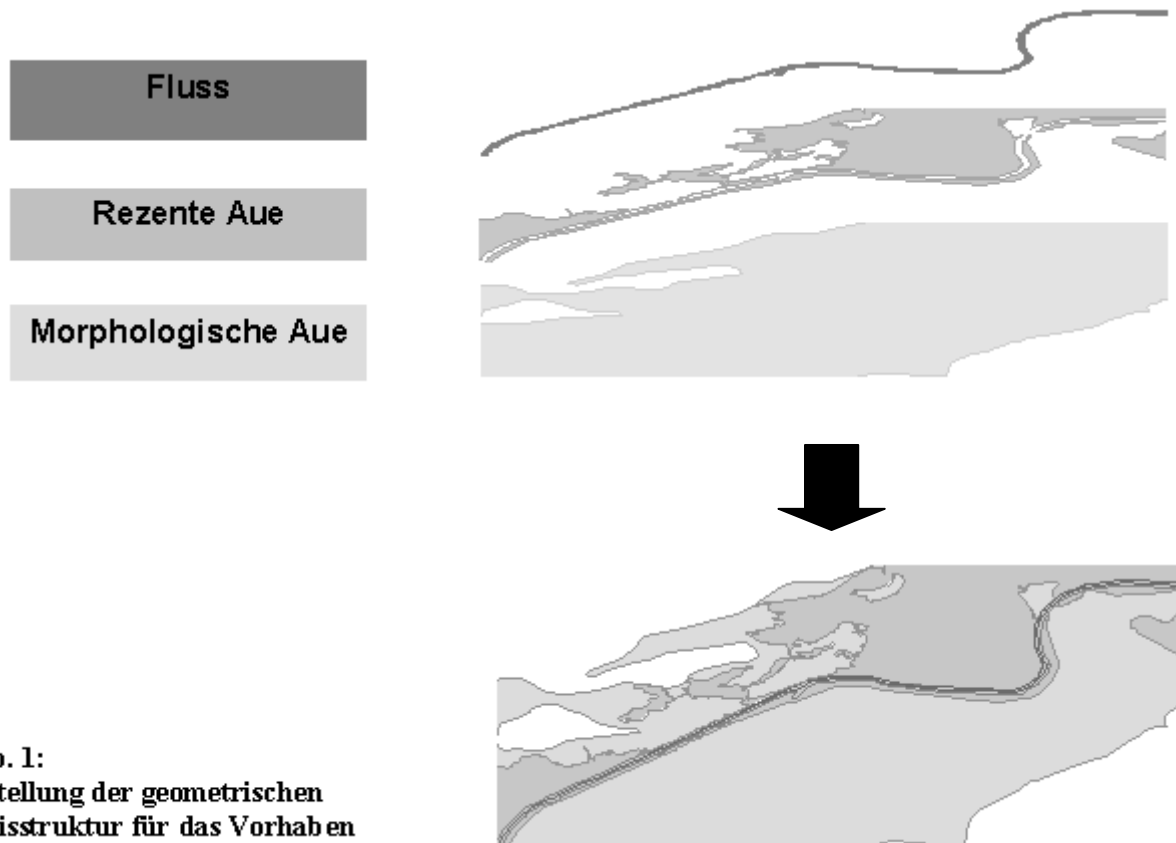


Abb. 1:
Erstellung der geometrischen Basisstruktur für das Vorhaben

Für jedes untersuchte Gewässer wird ein Steckbrief erstellt, der u.a. Angaben zur Lage des Gewässers, zur untersuchten Lauflänge und die Flächenanteile der morphologischen Aue mit ihren Untereinheiten rezente Aue und Altaue jeweils für die linke und rechte Gewässerseite unterteilt sowie die gesamten Flächenanteile in ha-Angaben enthält. Weiterhin werden die oben genannten Daten wie z.B. Schutzgebietsausweisungen jeweils für die drei Flächenkulissen morphologische Aue, rezente Aue und Altaue ausgewertet, so dass z.B. der Flächenanteil verschiedener Schutzgebietskategorien in konkreten ha-Angaben und prozentualen Aussagen in tabellarischer Form und mit Hilfe von Diagrammdarstellungen angegeben werden kann. Ein weiterer Schwerpunkt der Bilanzierung liegt auf der Visualisierung der Bilanzierungsergebnisse u.a. mittels im GIS erstellter Karten, die die Ausdehnung der Altaue und rezenten Aue, die Lage der Gewässer sowie Schutzgebiete veranschaulichen. Mit den Ausweisungen und Bilanzierungen der Auen wird auch eine Statusquo-Analyse zum Auenzustand ermöglicht.

Zusammenfassung

Bundesweit existieren bisher keine einheitlichen Erhebungen über die Flächengröße oder bilanzierende Aussagen zu morphologischen Auen, rezenten Überschwemmungsgebieten oder gar rückgewinnbaren Potenzialen. Die bundesweite und -einheitliche, zusammenführende und vergleichende

Vorgehensweise des Projektes ist in seiner Form neuartig und modellhaft und ermöglicht die grundsätzliche räumliche Übertragung der entwickelten Methodik auf perspektivische, großmaßstäbliche Anwendungen. Erstmals wird eine systematische Datengrundlage und daher ein bundesweiter Datensatz für Auen an größeren Flüssen in der BRD geschaffen, der durch die Nutzung eines Geographischen Informationssystems sowie durch einheitliche Methoden der Datenaufbereitung und -homogenisierung in vielfältiger Weise aktualisierbar und ergänzbar ist („offenes Baukastenprinzip“).

In die Betrachtungskulisse und in ein übergreifendes Gesamtkonzept zum Auenschutz müssen neben den heute noch überschwemmten Flächen vor allem die morphologischen Auen in ihrer Gesamtausdehnung einbezogen werden. Mit Hilfe einer Ausweisung der naturschutzfachlich wertvollsten Flächen und des Aufzeigens rückgewinnbarer Potenziale in diesen Auenbereichen werden weitere Vorbedingungen für eine nachhaltige Flächensicherung wie eine standortangepasste Nutzung geschaffen.

Die bundesweiten Ergebnisse können als wertvolle Grundlage gleichermaßen für die Wasserwirtschaft und den Naturschutz für gewässer- und auenbezogene Aufgaben herangezogen werden. Das Vorhaben der bundesweiten Flussauenbilanzierung besitzt einen hohen Stellenwert, da ökologisch funktionsfähige Auen z.B. hinsichtlich der Biodiversität (Auen als Zentren der biologischen Vielfalt), des Biotopverbundes (Vernetzungsfunktion von Auenkorridoren, Erkennen von „Fehlstellen“), der Erreichung des guten ökologischen Zustands von Gewässern nach EU-WRRL sowie des sich ändernden Klimas und Wasserhaushaltes (Bedeutung für Hochwasserschutz, Landschaftswasserhaushalt, Grundwasserschutz) eine erhebliche Bedeutung genießen. Ein bundesweiter Auenschutz stellt daher eine wichtige Ergänzung z. B. beim vorbeugenden Hochwasserschutz oder der Umsetzung der EU-WRRL dar.

Danksagung

Die Bearbeiter des F+E-Vorhabens „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“ (FKZ 805 82 010) möchten sich beim Auftraggeber Bundesamt für Naturschutz und den dort zuständigen Projektbetreuern Thomas Ehlert und Bernd Neukirchen bedanken. Sämtlichen Behörden, Institutionen und Kommissionen sei für ihre Kooperation und die zur Verfügung gestellten Daten gedankt. Darüber hinaus danken wir den TeilnehmerInnen der projektbegleitenden Arbeitsgruppe (PAG) und den diese entsendenden Landes- und Bundesbehörden wie sonstigen Einrichtungen und den weiteren internen Projektmitarbeitern am Institut für Angewandte Forschung der Hochschule Karlsruhe, im WWF-Auen-Institut der Universität Karlsruhe und bei biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH für ihre Unterstützung.

Literatur

- Günther-Diringer et al. (2007): Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Weißensee Verlag: in diesem Band.
- Koska, I. et al. (2001): Vegetationskundliche Kennzeichnung von Mooren. In: Succow, M., Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart: 112-184.
- Riecken, U. et al. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. In: Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz. BfN. H. 41. Bonn- Bad Godesberg: 184 S.
- Succow, M. (1988): "Landschaftsökologische Moorkunde". Fischer Verlag, Jena: 340 S.
- Succow, M., Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart: 622 S.

Modellierung der Schadstoffausbreitung bei Extremhochwasser im Raum Bitterfeld

Marcus Schulz¹, Olaf Büttner², Michael Matthies¹, Michael Böhme² & Wolf von Tümpling²

¹ Institut für Umweltsystemforschung, Universität Osnabrück, Barbarastrasse 12, 49076 Osnabrück, mschulz@uni-osnabrueck.de

² UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg

Keywords: Schadstoffkontamination, Arsen, Partitionierung, Ölfilme, Transportmodell

Einleitung

In Industrieregionen können Extremhochwässer eine erhebliche Kontamination durch organische und anorganische Schadstoffe sowie durch Ölablagerungen verursachen, wie es beim Muldehochwasser im August 2002 der Fall war (Krüger et al., 2005; Umlauf et al., 2005). Potentielle Risiken entstehen durch die Mobilisierung belasteter Fluss- und Auensedimente und durch Punktquellen wie Güllegruben und Heizöltanks. Zu den mechanischen Schäden treten Gesundheitsschädigungen durch menschlichen Kontakt mit Flutwasser und –ablagerungen (Mielke et al., 2006; Pardue et al., 2005).

Daraus leitet sich die Notwendigkeit ab, besiedelte Gebiete gegen Extremhochwässer zu schützen. Solche Schutzmaßnahmen sollten georeferenzierte Risiken durch Schadstoffexposition berücksichtigen, die aus Erfahrungswerten abgeleitet werden können. Eine effektive Alternative zu empirischen Messungen besteht in der Modellierung der Schadstoffkontamination. Mit dem zweidimensionalen Modellsystem Telemac-2D (Hervouet & van Haren, 1996) wird es ermöglicht, Schadstoffkonzentrationen am Ausstromrand als Risiko für stromabwärtige Gebiete sowie Ablagerungsfluxe von Schadstoffen in überfluteten Bereichen zu berechnen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Als Modellgebiet diente der Raum Bitterfeld, der seit Beginn der Industrialisierung im 19. Jahrhundert durch Emissionen chemischer Industrien stark mit Schadstoffen wie Quecksilber, HCH und Dioxinen belastet wurde. Hinzu traten diffuse Emissionen aus dem Erzbergbau im oberen und Braunkohletagebau im unteren Einzugsgebiet der Mulde: Bei periodischen Hochwässern wurden Schwermetalle und Arsen aus dem Fluss in die Aue exportiert, wodurch starke Elementanreicherungen im Oberboden entstanden.

Beim Jahrhunderthochwasser der Mulde im August 2002 wurden solche stark kontaminierten Ablagerungen teilweise resuspendiert und zusammen mit Schwebstoffen aus stromaufwärts gelegenen Bereichen der Mulde in Bitterfeld und benachbarten Gemeinden abgelagert.

Modellsystem

Als Grundlage für die Modellierung der Schadstoffexposition wurde das 2D-Modellsystem Telemac-2D verwendet, das von Hervouet & van Haren (1996) detailliert beschrieben wurde. Ein hydrologisches Modul (Telemac-2D) berechnet für jeden Knoten eines Gitternetzes zwei Fließgeschwindigkeitskomponenten und die Wassertiefe. Diese Daten werden an ein Transportmodul (Subief-2D) übergeben, das die Fließgeschwindigkeit in Beziehung zu kritischen Erosions- und Depositionsgeschwindigkeiten setzt und für mehrere Korngrößen und partikulär gebundene Schadstoffe Ablagerungsfluxe und Konzentrationen in der Suspension berechnen kann. Im Transportmodul ist ein Gewässergütemodul (wq2subief) integriert, das der Benutzer des Systems numerisch gestalten kann und das in diesem Fall folgende Gleichung erster Ordnung zur Partitionierung von Arsen beinhaltet:

$$\frac{d[As_{aq}]}{dt} = k_1 \cdot [As_s] - K_D \cdot [SM] \cdot [As_{aq}] \quad (1)$$

Dabei sind $[As_{aq}]$ die gelöste Arsenkonzentration $[g\ l^{-1}]$, $[As_s]$ die Konzentration partikulär gebundenen Arsens im Wasser $[g\ l^{-1}]$, $[SM]$ die Schwebstoffkonzentration $[g\ l^{-1}]$, K_D ein Partitionskoeffizient zwischen gelöster und partikulärer Phase $[l\ g^{-1}]$ und k_1 ein kinetischer Koeffizient $[s^{-1}]$. Zeitliche Änderungen der Konzentration partikulären Arsens aufgrund von Phasenaustausch wurden der negativen Änderungsrate gelösten Arsens gleichgesetzt. Darüber hinaus wurden für die zeitliche Änderung partikulär gebundenen Arsens Sedimentation und Resuspension berücksichtigt.

Öl aus stromaufwärts gelegenen Bereichen wurde in dem Modell numerisch als partikuläre Substanz behandelt, dessen Sinkgeschwindigkeit indes $0,0\ m\ s^{-1}$ betrug. Damit wurde berücksichtigt, dass Ölfilme erst bei sinkenden Wasserständen sedimentieren und nicht im Wasser gelöst sind.

Simulationen

Wir berechneten für ein kleines Gebiet zwischen Bitterfeld und dem Muldestausee ein hydrodynamisches Szenario (Büttner et al., 2006) und zwei Transportszenarien (Arsen und Öl) des Flutereignisses im August 2002. Ein regelmäßiges Gitternetz dieses Gebiets umfasste 4.384 Elemente mit einer jeweiligen Fläche von ca. $1.250\ m^2$. Die Oberflächenrauigkeit wurde aus einer Biotopkartierung abgeleitet. Mit einer zeitlichen Auflösung von 10 s simulierten wir einen Dammbbruch am westlichen Rand der Goitzsche, einem Tagebaurestloch, das kurz zuvor während des Ereignisses vollständig geflutet wurde. Vor der Flutung war das Simulationsgebiet trocken. Während der Flutung wurde ein konstanter Wasserstand an der Dammbbruchstelle angenommen, so dass sich die in Tabelle 1 dargestellten Quellterme ergaben. Für K_D verwendeten wir einen generischen Wert von $31,0\ l\ g^{-1}$. Für k_1 wurde ein Wert von $0,001\ s^{-1}$ gewählt, der einer schnellen Phasenreaktion in einem turbulenten Milieu entspricht. Zweidimensionale Grafiken der Szenarien wurden mit Hilfe des Programms JANET (Smile Consult, Germany) erstellt.

Tab. 1: Quellterme von Wasser, Arsen und Öl an der Dammbbruchstelle.

| t [h] | Abfluss $[m^3\ s^{-1}]$ | As_s $[g\ s^{-1}]$ | As_{aq} $[g\ s^{-1}]$ | Öl $[kg\ s^{-1}]$ |
|-------|-------------------------|----------------------|-------------------------|-------------------|
| 0 | 226 | 28,3 | 4,5 | 750 |
| 3 | 226 | 28,3 | 4,5 | 750 |
| 6 | 195 | 24,4 | 3,9 | 650 |
| 9 | 1 | 0,1 | 0,02 | 3,3 |
| 12 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Ergebnisse und Diskussion

Der zeitliche Verlauf des hydrodynamischen Szenarios stimmte gut mit Beobachtungen und Luftbildern überein, die während der Flut im August 2002 gemacht wurden. Ungefähr sieben Stunden nach dem Dammbbruch war das Simulationsgebiet nahezu vollständig überflutet, so dass die simulierten Fliessgeschwindigkeiten danach auf nahezu $0,0 \text{ m s}^{-1}$ fielen. Die Konzentration gelösten Arsens wurde hauptsächlich durch Advektion und Dispersion bestimmt. Der Austausch mit der partikulär gebundenen Phase war von geringer Bedeutung (Abb. 1). Die Sedimentation von partikulär gebundenem Arsen und von Schwebstoffen stieg nach sieben Stunden unter den strömungsberuhigten Bedingungen an, so dass nach drei weiteren Stunden ($t=10$ Stunden) die Konzentration partikulär gebundenen Arsens und somit die Arsensedimentation gering waren. Die akkumulierte Sedimentmächtigkeit zeigte kleinräumig eine starke Heterogenität (Abb. 2). Dieses Verteilungsmuster stimmte mit Beobachtungen nach dem Flutereignis 2002 überein.

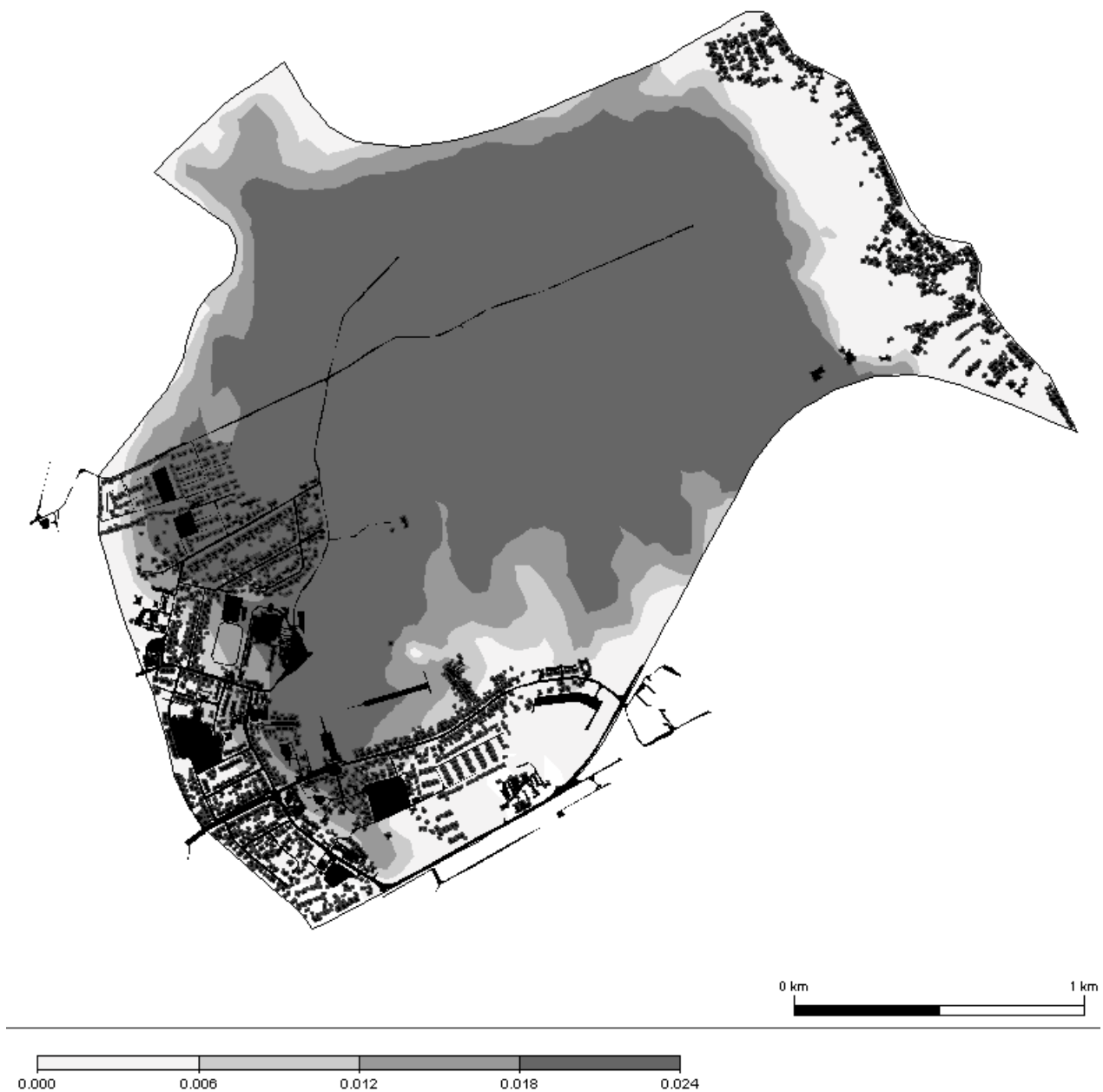


Abb. 1: Gelöste Arsenkonzentration [mg As l^{-1}] in dem Simulationsgebiet 10 Stunden nach Dammbbruch.



Abb. 2: Akkumulierte Sedimentmächtigkeit [m] 10 Stunden nach Dambruch.

Das einfache Partitionierungsmodell genügt den Ansprüchen, den Phasenaustausch von Arsen in einem sehr turbulenten Milieu darzustellen. In der Pedologie wurden indes weitaus komplexere Sorptions-Modelle entwickelt, die die chemische und räumliche Heterogenität von Böden berücksichtigen. (Dijkstra et al., 2004; Tao et al., 2005). Jedoch ist eine turbulente Suspension ein weitaus einfacheres System als ein komplex gefügter Boden, so dass unser einfacher Partitionierungsansatz den Anforderungen der Modellierung gerecht wurde.

Öl verhielt sich in dem zweiten Transportszenario signifikant anders als gelöstes und partikuläres Arsen. Der Transport des aufschwimmenden Ölfilmes wurde allein durch Advektion und Dispersion bestimmt, da Sedimentation erst bei sinkenden Wasserständen einsetzen würde. Wir können noch nicht beurteilen, ob dieses Szenario plausibel ist. Der Vergleich mit Luftbildaufnahmen vom

Hochwasser 2002 könnte unsere Ergebnisse verifizieren. Andere Modelle, die die Ausbreitung von Öl behandeln, zeigten gute und validierte Ergebnisse. Diese Modelle benötigten aber eine weitaus höhere Rechenzeit als unser Ansatz (Al-Rabeh et al., 1992; Venkatesh & Murty, 1994). Unser Modell wird jedoch durch Berücksichtigung von Grenzflächeneffekten verbessert werden, so dass insbesondere die Ablagerung von Öl durch Adhäsion dargestellt werden kann.

Schlussfolgerungen und Ausblick

In Übereinstimmung mit vorhergehenden Studien zeigten die Simulationen von Arsen und Öl mit Hilfe von Telemac-2D in einem mesoskaligen Gebiet plausible Ergebnisse bei mäßigem Rechenaufwand (30 Min. für das hydrodynamische Szenario, je 20 Min. für die Transportszenarien). Das Modell wird anhand von Sedimentfallenuntersuchungen kalibriert und validiert werden. Flächen erhöhter Kontamination konnten aufgezeigt werden, und plausible Konzentrationen von gelöstem Arsen und Öl am Ausstromrand konnten berechnet werden, woraus sich wiederum Risiken für stromabwärts gelegene Gebiete ableiten lassen können.

Danksagung

Wir danken F. Walkow für die Bereitstellung von chemischen Daten und für logistische Unterstützung. M. Schulz wurde durch das BMBF-Projekt SARISK finanziert. Weiteren Kollegen aus diesem Projekt danken wir für ihre wissenschaftliche Unterstützung.

Literatur

- Al-Rabeh A. H., Cekirge H. M. & N. Gunay (1992): Modeling the fate and transport of Al-Ahmadi oil spill. *Water, Air, and Soil Pollution* 65: 257-279.
- Büttner O., Böhme M., Sonnabend B., Gläßer C & M. Rode (2006): Hydrodynamic flood simulation in urban areas in the region of Bitterfeld, Germany. Contribution to the conference "Strategies and Instruments for Improving Flood prevention", 23.-25.11.2006, Tangermünde, in press.
- Dijkstra J. J., Meeussen J. C. L. & R. N. J. Comans (2004): Leaching of heavy metals from contaminated soils: An experimental and modeling study. *Environmental Science & Technology* 38: 4390-4395.
- Hervouet J.-M. and L. van Haren (1996): Recent advances in numerical methods for fluid flows. In: *Floodplain Processes*, Anderson M. G., Walling D. E. and P. D. Bates (eds.). Wiley: Chichester: 183-214.
- Krüger F., Meissner R., Gröngröft A. and K. Grunewald (2005): Flood induced heavy metal and arsenic contamination of Elbe River floodplain soils. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33: 455-465.
- Mielke H. W., Powell E. T., Gonzales C. R., Mielke Jr. P. W., Ottesen R. T. and M. Langedal (2006): New Orleans soil lead (Pb) cleanup using Mississippi River alluvium: Need, feasibility, and cost. *Environmental Science & Technology* 40: 2784-2789.
- Pardue J. H., Moe W. M., McInnis D., Thibodeaux L. J., Valsaraj K. T., Maciasz E., van Heeden I., Korevec N. & Q. Z. Yuan (2005): Chemical and microbiological parameters in New Orleans floodwater following Hurricane Katrina. *Environmental Science & Technology* 39: 8591-8599.
- Tao F., Jiantong L., Bangding X. Xiaoguo C. and X. Xiaoqing (2005): Mobilization potential of heavy metals: a comparison between river and lake sediments. *Water, Air, and Soil Pollution* 161: 209-225.
- Umlauf G., Bidoglio G., Christoph E. H., Kampheus J., Krüger F., Landmann D., Schulz A. J., Schwartz R., Severin K., Stachel B. & D. Stehr (2005): The situation of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs after the flooding of River Elbe and Mulde in 2002. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 33: 543-554.
- Venkatesh S. & T. S. Murty (1994): Numerical simulation of the movement of the 1991 oil spills in the Arabian Gulf. *Water, Air, and Soil Pollution* 74: 211-234.

Konzept des natürlichen Schadstoffrückhalts in belasteten Flussauen - Beispiel Spittelwasser

Schwartz, René, Gerth, Joachim & Ulrich Förstner

Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Eißendorfer Str. 40, D-21073 Hamburg

Keywords: Flussgebietsmanagement, Chemiedreieck Bitterfeld/Wolfen, rezente Aue, Auenboden, Bodenbelastung, Bodenbewertung

Einleitung

Infolge des langjährigen, hochwassergebundenen Eintrags anthropogen belasteter Partikel lässt sich in den Auenböden der norddeutschen Tiefebene die flächenhaft größte zusammenhängende schädliche Bodenveränderung (SBV) in Mitteleuropa feststellen. Als eine der am stärksten belasteten Flussauen in Deutschland gilt die lediglich ca. 60 km² umfassende, im sogenannten Chemiedreieck Leuna-Buna-Schkopau befindliche Spittelwasserniederung bei Bitterfeld/Wolfen im Bundesland Sachsen-Anhalt (Abb. 1).

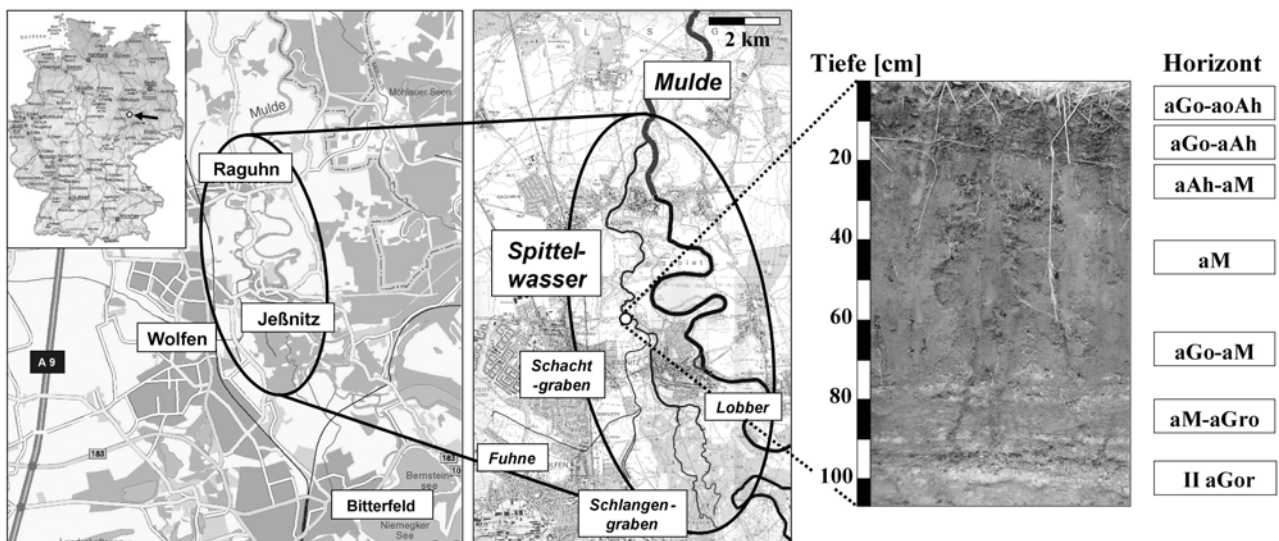


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes bzw. -standortes (inkl. beprobtes Bodenprofil)

Seit Beginn der Industrialisierung haben sich in den Auenböden der Spittelwasserniederung insbesondere Quecksilber, Cadmium und Arsen aber auch chlororganische Komplexe wie beispielsweise Dioxine, Furane und Pestizide angereichert (SCHWARTZ et al. 2004, 2005). Ein ökotoxikologisches Potential der Sedimente und Böden konnte ebenfalls nachgewiesen werden (BLEY et al. 2005). Im Gegensatz zum Oberflächenwasser weisen die Auenböden, auch nachdem der aktuelle Schadstoffeintrag wesentlich zurück gegangen ist, nach wie vor eine erhebliche Belastung mit anorganischen und organischen Schadstoffen auf (NEUMEISTER & RUSKE 1995). Obwohl das Einzugsgebiet des Spittelwassers nur einen geringen Anteil am gesamten Einzugsgebiet der Elbe ausmacht (ca. 0,4 %), ist es für die Schadstoffführung der Elbe von großer Relevanz. Aus der Abb. 2 ist,

exemplarisch für die HCH-Belastung im Elbe-Einzugsgebiet, zu erkennen, wie bedeutsam das Teileinzugsgebiet der Mulde für den unterstromigen Flussbereich bezüglich dieser pestizid-wirksamen Verbindung (sowie seiner Isomere) ist.

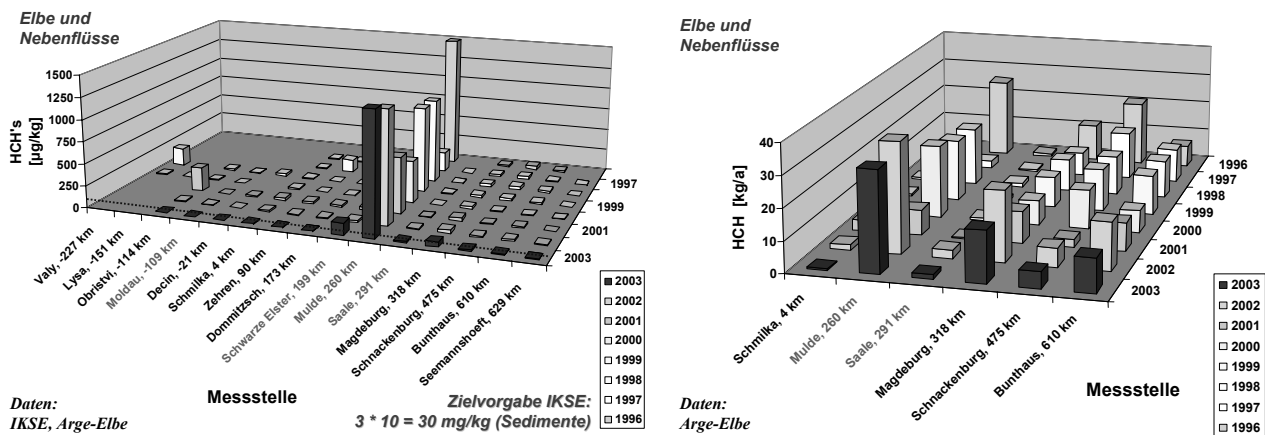


Abb. 2: Längs- und Zeitprofil der HCH-Konzentration (links) sowie der HCH-Fracht im Elbe-Einzugsgebiet (HEISE et al. 2005)

Da aufgrund der großflächigen Ausdehnung der Kontamination in der Spittelwasseraue in Kombination mit der stofflichen Vielfältigkeit und der räumlichen Inhomogenität klassische Sanierungsverfahren wie beispielsweise eine gezielte Entnahme oder Abdeckung der Hauptbelastungsbereiche ausgeschlossen sind, stellt sich die Frage, ob und in welchem Maße es infolge natürlicher Schadstoffrückhalteprozesse im Laufe der Zeit zu einer Gefahrenreduzierung für die Umwelt kommt. Das Ziel der Untersuchungen ist es daher, zum Nachweis von natürlichen, pedogen bedingten Rückhalteprozessen geeignete Methoden zu identifizieren und zu erproben. Mit dem Beleg dieser Prozesse kann den Anforderungen beispielsweise des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG), auf den teilweise landwirtschaftlich genutzten Flächen Maßnahmen zur Gefahrenabwehr zu ergreifen, Folge geleistet werden.

Konzept des natürlichen Schadstoffrückhalts

Um natürliche Rückhaltungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone nachzuweisen, wurde eine geochemisch-ökotoxikologische Testkombination entwickelt und an einem für die Spittelwasserniederung typischen Auenboden (vergleyte Norm-Vega aus holozänem schluffigem Auenlehm über tiefem pleistozänem, grobsandigem Auensand) angewendet (Abb. 1). Die Testkombination besteht aus einer Extraktionssequenz zur Bestimmung der Bindungsfestigkeiten (BCR-Verfahren) sowie Säulen-Elutionstests zur Ermittlung der Rückhaltekapazität und der Schadstoff-Quellstärke unter variierenden Wassersättigungs- und Redoxspannungsverhältnissen an gestörten und ungestörten Bodenproben. Zusätzlich wird die biologische Verfügbarkeit über Festphasenmikroextraktion (SPME) und die Wirkung der Schadstoffe über eine Auswahl ökotoxikologischer Verfahren erfasst.

Abb. 3 zeigt das Prinzip des natürlichen Schadstoffrückhalts in Auenböden, wobei die mit dem Hochwasser eingetragenen Schadstoffe im Boden auf unterschiedliche Art und Weise zurückgehalten werden können. Neben der hier nicht näher betrachteten Bioretention können folgende pedogene Prozesse in unterschiedlichem Maße zum natürlichen Schadstoffrückhalt beitragen: Einbindung in neu gebildete Mineralphasen, Sorption an elektronegative bzw. -positive Oberflächen,

Diffusion und Bindung in porösen Strukturen. Die Pedoretention soll dazu führen, dass die Schadstoffe nicht oder zumindest nur in einem akzeptablen Maß in die Nahrungskette bzw. in das Grundwasser gelangen.

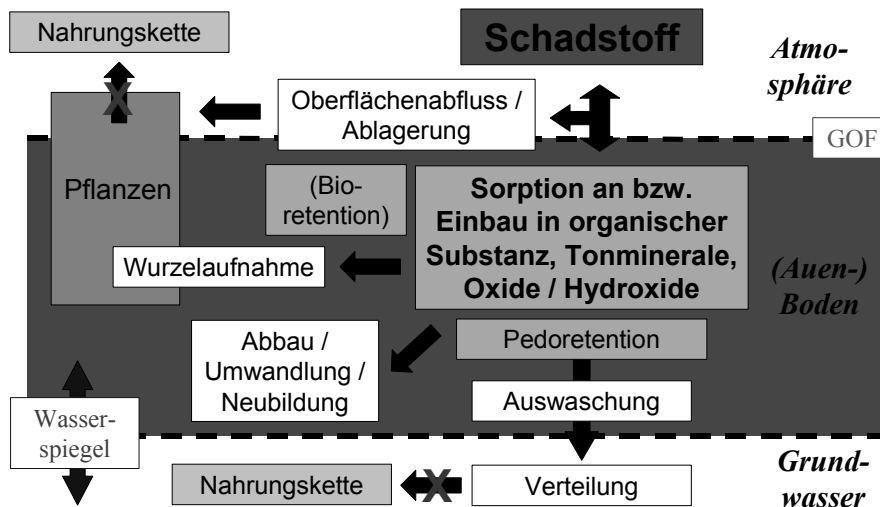


Abb. 3: Prinzip des natürlichen Schadstoffrückhalts in Auenböden

Bei der Bewertung der Umweltbelastung durch anorganische und organische Schadstoffe in einem Flussökosystem ist der Fluss als Einheit mit seiner rezenten Aue zu betrachten. Bezüglich rechtlicher Vorgaben ist zunächst zu unterscheiden, ob das Sediment im Fluss oder der Boden der Aue die Bewertungsgrundlage bildet. Hieraus ergeben sich die je nach Kompartiment bzw. Wirkungspfad anzuwendenden europäischen sowie bundesbezogenen Richtlinien bzw. Gesetze (Abb. 4).



Abb. 4: Administrative Rahmenbedingungen zur Schadstoffbewertung in einem Flusssystem

Die wesentlichen für den natürlichen Schadstoffrückhalt in der Spittelwasseraue verantwortlichen Bodenbestandteile sind in Abb. 5 dargestellt. Im dem überwiegend seit der Industrialisierung entstandenen Oberboden dominieren die anthropogen in das System eingebrachten Ionenaustauscherharze als Elemente für den Schadstoffrückhalt. Sie sorgen dafür, dass ein Teil der kationischen Spurenelemente aus der Bodenlösung ionar gebunden werden. In dem größtenteils im Mittelalter entstandenen Auenlehm (aM-Horizonte) finden sich sowohl primäre Minerale wie Flint/Hornstein und Glimmer, welche als Sorbenten für anorganische Elemente dienen, als auch sekundäre (pedogene) Eisen- und Manganoxide bzw. -hydroxide, bei denen es zu einer Mitausfällung (Copräzipitation) von einzelnen Schadelementen (z.B. Arsen) kommt. Darüber hinaus sind die im gesamten Profil vorzufindenden Braunkohlestückchen aufzuführen, die für einen effektiven Rückhalt von organischen Schadstoffen wie beispielsweise DDT und Dioxinen/Furanen sorgen.

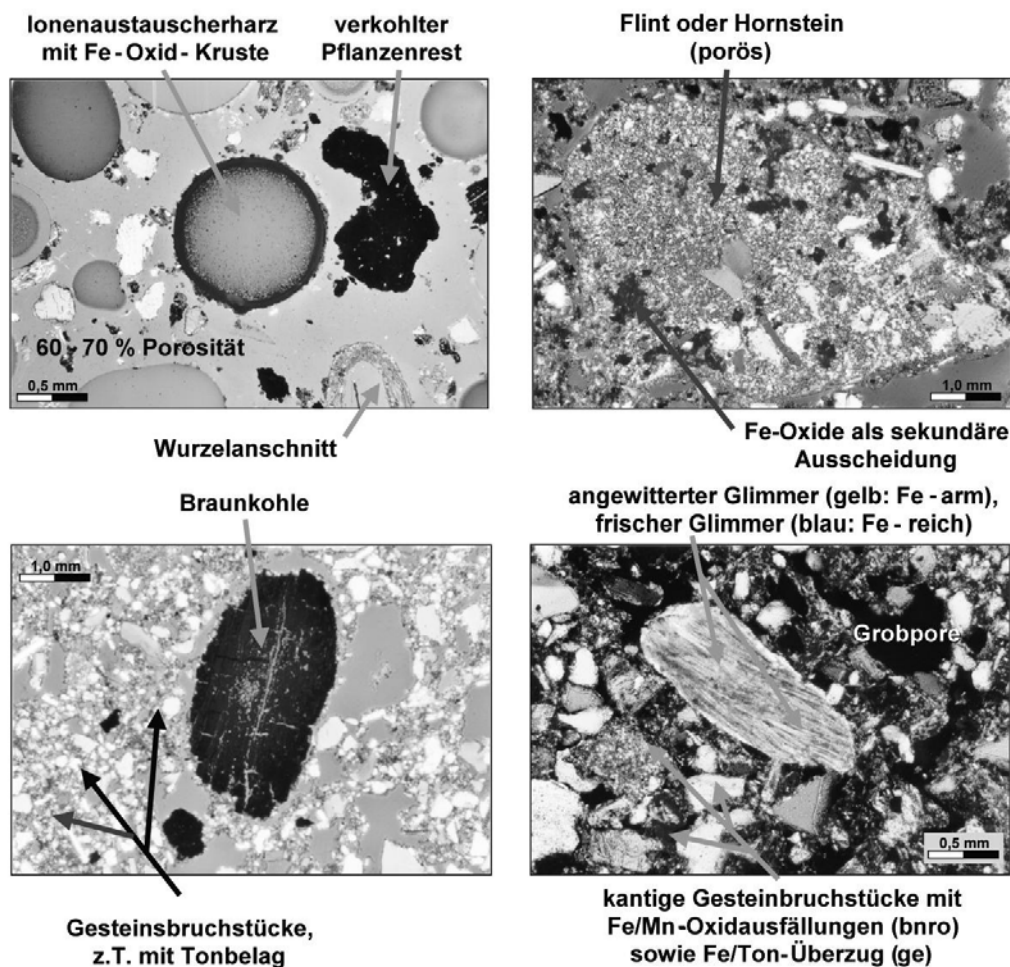


Abb. 5: Elemente des natürlichen Schadstoffrückhalts in der Spittelwasseraue bei Jelfnitz

Zusammenfassung und Standortbewertung

Damit das Konzept des natürlichen Schadstoffrückhalts als geeignete Maßnahme zur Gefahrenabwehr Anwendung finden kann, müssen mehrere Kriterien erfüllt sein. Als Grundlage sind im Rahmen einer Auswirkungsprognose neben der Recherche der Belastungshistorie eine umfangreiche tiefenbezogene Erfassung des Belastungsstatus zu tätigen und die aktuell vorhandenen sowie möglichen zukünftigen Wirkungsfade (Rezeptoren) zu ermitteln. Es folgt eine Festlegung von Zielvorgaben, die u.a. eine Auswahl von möglichen Arten und Orten der Beurteilung beinhalten. Im

Anschluss daran werden die maximalen Schadkonzentrationen und -frachten ermittelt. Hiernach wird der Standort hinsichtlich des Vorhandenseins und der Wirksamkeit von Elementen bzw. Prozessen im Boden, die für einen effektiven Schadstoffrückhalt sorgen, analysiert und bewertet. Abschließend wird erwogen, ob es durch gezielte Eingriffe in das System zu einer verbesserten Schadstoffrückhaltung kommen kann und ein mehrphasiger Monitoringplan ggf. mit Handlungsempfehlungen erstellt.

Aufgrund des im Boden vorherrschenden (hydro-)geochemischen Milieus sowie der vorhandenen Elemente des natürlichen Schadstoffrückhalts ist festzuhalten, dass der untersuchte Auenboden zunächst einmal als eine bedeutsame primäre partikuläre Schadstoffsene (Hg, As, Pb, DDT, PCDD/F) fungiert. Aufgrund des niedrigen pH-Wertes des Bodens (ca. 3,5) und der überwiegend oxidativen Redoxverhältnisse weist der Boden zusätzlich eine hohe sekundäre Schadstofffreisetzungsrates (Quellstärke) auf. Dies gilt als erstes für zahlreiche Schwermetalle (Cd, Cu, Zn, Ni, Al) aber auch für das HCH. Innerhalb der Passage des Sickerwassers durch das Bodenprofil kommt es zu einem anteiligen sekundären Schadstoffrückhalt. Maßgeblich sind hierbei die organische Substanz, Schicht- und Gerüstsilikate sowie Braunkohlestückchen. Als Besonderheit für den Schadstoffrückhalt sind am untersuchten Standort die Ionenaustauscherharze zu nennen. Insgesamt ist aufgrund der überwiegend hohen elementspezifischen Abminderungsfaktoren die Schadstoffrückhaltekapazität des Standortes als hoch anzusehen. In der Summation aller Eigenschaften überwiegen daher am Profil 'Jeßnitz' die Rückhalte- über den Quellfunktionen.

Danksagung

Das Projekt 'Methoden der Erfassung, Bewertung und Prognose der intrinsisch/zeitlich verstärkten Schadstoffrückhaltung in kontaminierten Böden und Sedimenten' ist Teil des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungs- und Entwicklungs-Vorhabens zum Thema 'KORA - Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Gewässer' - Forschungsnummer: 033 0519.

Literatur

- BLEY S., SCHWARTZ R., GERTH J., NEUMANN-HENSEL H. & FÖRSTNER U. (2005): Ökotoxikologische Untersuchung eines Schadstoff belasteten Auenbodens der Spittelwasserniederung bei Jeßnitz (Sachsen-Anhalt) als Grundlage zur Beurteilung natürlicher Rückhaltungsprozesse in Auenböden. 71. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft - (GDCh), Tagungsband, Bad Mergentheim, S. 447-451.
- HEISE S., CLAUS E., HEININGER P., KRÜGER F., SCHWARTZ R. & FÖRSTNER U. (2005): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet - Ursachen und Trends. Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement BIS (TU Tech GmbH) im Auftrag der Wirtschaftsbehörde Hamburg, Amt für Strom und Hafenaufbau (Hamburg Port Authority), Hamburg, 168 S.
- NEUMEISTER H., RUSKE R. (1995): Immissionsgeprägte Böden der Industrieregion Bitterfeld. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 77, S. 339-372.
- SCHWARTZ R., GERTH J., NEUMANN-HENSEL H., WALKOW F., FÖRSTNER U. (2004): Geochemisch-ökotoxikologische Charakterisierung und Bewertung der Schadstoffbelastung in der Spittelwasserniederung bei Jeßnitz (Sachsen-Anhalt) als Grundlage zur Beurteilung natürlicher Rückhaltungsprozesse in Auenböden. In: Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (Hrsg.): Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden - KORA, Leipzig, S. 263-274.
- SCHWARTZ R., GERTH J., ZSCHOCKE A., NEUMANN-HENSEL H., BLEY S., RUTKOWSKI V. & FÖRSTNER U. (2005): Geochemische und ökotoxikologische Methoden zur Erfassung, Bewertung und Prognose der intrinsisch / zeitlich verstärkten Schadstoffrückhaltung in kontaminierten Böden. In: Statusseminar Forschungsverbund KORA, DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt a.M., S. 359-370.

Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe - Brandenburg“

Lothar Täuscher

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See,
e-mail: gwaesseroekologie-taeuscher@gmx.de

Keywords: Elbtalaue, Brandenburg, Auengewässer, Monitoring, Phytoplankton

Einleitung

Im Rahmen der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB: vgl. Luthardt & Friedrich 2005, Luthardt et al. 2003a, 2005 und zit. Lit.) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe - Brandenburg“, die bei den Gewässeruntersuchungen die Erfassungen von physikalisch-chemischen Parametern, der Makrophyten, des Zooplanktons und des Makrozoobenthos (incl. Odonata-Imagines) zum Inhalt hatte (s. Kabus & Täuscher 2004), wurde auch die Entwicklung von planktischen Mikroalgen in vier typischen Gewässern bzw. Gewässer-Abschnitten, die vor oder hinter dem Deich liegen bzw. einen rückgestauten Elbe-Nebenfluss-Abschnitt repräsentieren, untersucht.

Für das bundesländerübergreifende Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ liegen bisher ökologische Untersuchungen von Auengewässern für die „Mittlere Elbe“ von Krienitz (1992 und zit. Lit.), Langheinrich et al. (2002) und Lüderitz et al. (1994) und für den „Elb-Havel-Winkel“ von Täuscher (1996a) vor.

Untersuchungsgebiet, Material, Methoden

Die untersuchten Gewässer liegen im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe-Brandenburg“, das sich zwischen Quitzöbel (Elbe-km 431,3 = natürliche Havelmündung: geschlossen) und Gaarz (Elbe-km 502,0 = natürliche Löcknitzmündung: geschlossen) erstreckt (Kabus & Täuscher 2004, LAGS 1999, Luthardt et al. 2003a, 2005, Täuscher 1996b). Es wird durch die Stromelbe, ihre Altwässer (Haken, Bracks), Qualmgewässer, Flutrinnen, Tümpel und Nebenflüsse (Havelmündung über den Gnevsdorfer Vorfluter; Karthane mit Cederbach; Stepenitz mit Jeetzbach; Löcknitz mit Schmaldiemen, Alter Flut und Alter Elde; incl. Entwässerungsgrabensystemen) geprägt. Stehende Gewässer spielen eine untergeordnete Rolle (z.B. Rudower See: 178 ha – s. Täuscher 1997; Breetzer See; Rambower See; Cumloser See).

Die Entnahme der Phytoplankton-Proben erfolgte im Untersuchungszeitraum Mai bis August 2004. Es wurden eine lichtmikroskopische (LM) qualitative und quantitative (Biovolumen-Bestimmung in Sedimentationskammern) Determination der planktischen Mikroalgen und eine Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes (nach DIN 38412-L 16) als Biomasseäquivalent des Phytoplanktons durch-

geführt (ausführliche Methoden-Beschreibung s. Kabus & Täuscher 2004, Luthardt et al. 2003b, 2005)

Ergebnisse und Diskussion

Gewässer vor dem Deich (aktive Aue)

Altarm/Flutrinne:

nordwestlich von Bälöw

In diesem Gewässer im Überflutungsbereich der Stromelbe in der aktiven Aue ist eine sehr starke Phytoplankton-Entwicklung mit hohen Biovolumina (16,3 bis 35,2 mm³/l) Ausdruck für hocheutrophe bis polytrophe Verhältnisse. Dabei traten im Jahr 2004 Phasen mit zwei Phytoplankton-gesellschaften (vgl. Täuscher 1998a) auf. Diese sind das *Aulacoseira* *granulata* Täuscher 1980 corr. 1995 Anfang August und Ende September als Kieselalgen-Plankton bzw. das *Planktothriceum* *agardhii* Budde 1930 emend. Täuscher 1980 corr. 1995 Mitte Mai (mit hohem *Aulacoseira granulata*-Anteil!) und Ende Juni als Blaualgen/Cyanobakterien-Vegetationsfärbung mit geringen Sichttiefen, die kein Wachstum submerser Makrophyten erlauben (s. Makrophyten-Kartierung: Kabus 2007: in diesem Heft, Kabus & Täuscher 2004). Diese Phytoplankton-Besiedlung des/r Altarmes/Flutrinne nw Bälöw ist Ausdruck für einen naturfernen und ökologisch unbefriedigenden Zustand nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (s. Täuscher 2005).

Flutrinne:

im Vorland Rühstädt westlich von Rühstädt, nördlich des Stichdeiches (Sommerdeich)

Nach einer starken Phytoplankton-Entwicklung Mitte Mai 2004 in diesem Vorland-Gewässer in der aktiven Aue mit einem Biovolumen von 15,9 mm³/l (= eutrophe Verhältnisse), kam es Ende Juni zu einem Klarwasserstadium mit verringerter Phytoplankton-Biomasse (4,4 mm³/l). Danach entwickelten sich die planktischen Mikroalgen Anfang und Ende August wieder mäßig bis stark (9,4 bis 13,7 mm³/l). Sowohl die Phytoplankton-Quantität als auch die polyspezifische Artenzusammensetzung indizieren in diesem Auengewässer nährstoffreiche Verhältnisse.

Gewässer hinter dem Deich (inaktive Aue)

Lawen:

(Krebsscheren-Gewässer) südlich von Bälöw

Nach einer Phytoplankton-Entwicklung Mitte Mai 2004 im Lawen, die mit einem Biovolumen von 12,6 mm³/l für eutrophe Gewässer typisch ist, nahm die Phytoplankton-Quantität in den Sommermonaten (Ende Juni bis Ende August 2004) ab (5,5 bis 7 mm³/l), und es waren nur noch wenige planktische Mikroalgen im Freiwasser zu finden, wobei *Cryptomonas*-Arten zusammen mit wenigen Kieselalgen, Goldalgen und Panzergeißlern die Hauptrolle spielten. Während dieser Zeit war die Krebschere (*Stratiotes aloides*) die bestimmende, große Teile der Wasseroberfläche des Lawens einnehmende Wasserpflanze (vgl. Makrophyten-Kartierung: Kabus 2007: in diesem Heft, Kabus & Täuscher 2004; Abb. 4 in Petzold et al. 2006).

Dies ist für Krebscheren-Gewässer eine typische Erscheinung, die auch von Täuscher (1995 und zit. Lit., 1996a) so beobachtet werden konnte. Zur Wechselwirkung von Krebscheren- und Phytoplankton-Wachstum ist aus der Literatur folgendes bekannt. Mau et al. (2004) und Mulderij (2006

und zit. Lit.) stellten fest, dass *Stratiotes aloides* durch allelopathische Wechselwirkungen das Wachstum von Phytoplankton-Arten (z.B. *Anabaena variabilis*, *Microcystis aeruginosa*, *Scenedesmus obliquus*, *Nannochloropsis limnetica*) hemmt.

Löcknitz:

flusseartige Erweiterung westlich von Lenzen

In diesem Gewässerabschnitt mit einer Dominanz submerser und natanter Makrophyten (s. Makrophytenkartierung: Kabus 2007: in diesem Heft, Kabus & Täuscher 2004) entwickelte sich im Jahr 2004 ein besonders im Mai artenreiches Phytoplankton mit einem Biovolumen von 5,3 bis 12,3 mm³/l. Diese Phytoplankton-Quantität ist für eutrophe Verhältnisse typisch. Auch die Phytoplankton-Taxa-Zusammensetzung indiziert diese Wasserqualität, wie sie auch in anderen Flusseen, Fließseen und Flachgewässern der Elb- und Havelauen festgestellt wurde (s. Täuscher 1997, 1998b und zit. Lit.). Damit ist der flusseartige Löcknitz-Abschnitt westlich von Lenzen als naturnah und ökologisch gut einzuschätzen, da Flusseen in Auengebieten nach den Kriterien der EU-Wasser-rahmenrichtlinie eutroph und beta-mesosaprob sind (vgl. Täuscher 1996a, c, 2001, 2005).

Diskussion

Während für die Stromelbe umfangreiche Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung vorliegen (vgl. Böhme et al. 2006, Krienitz & Täuscher 2001 und zit. Lit., Täuscher 1998c), sind unsere Kenntnisse über die planktischen Mikroalgen in Auengewässern und Elbe-Nebengewässern gering (vgl. auch Krienitz 1992, Langheinrich et al. 2002, Lüderitz et al. 1994, Täuscher 1996a). Es zeigte sich ein Unterschied zwischen den vor dem Deich in der aktiven Aue liegenden nährstoffreichen, von der Stromelbe unmittelbar beeinflussten, Altarmen und Flutrinnen und den hinter dem Deich in der inaktiven Aue liegenden durch Makrophyten dominierten eutrophen Klargewässern, die naturnahe Zustände repräsentieren und als ökologisch wertvolle Biotope mit den Rote Liste-Arten *Potamogeton friesii* (Rote Liste-Kategorie Brandenburg 2) und *Stratiotes aloides* (Rote Liste-Kategorie Brandenburg 2) (s. Kabus 2007: in diesem Heft, Kabus & Täuscher 2004, Täuscher 2001) geschützt werden müssen (s. Tabelle 1).

Eine Phytoplankton-Dominanz in nährstoffreichen Altwässern und Flutrinnen mit einer teilweisen Ausbildung eines Klarwasserstadiums durch Zooplankton-Fraßdruck (s. Täuscher 1998c) wurde auch von Langheinrich et al. (2002) und Lüderitz et al. (1994) bei Untersuchungen im Biosphären-reservates „Mittlere Elbe“ und von Täuscher (1996a) im Elb-Havel-Winkel festgestellt. Bei den Krebscheren-Gewässern ergibt sich ebenfalls eine sehr gute Übereinstimmung. Sowohl die Erfassungen von Langheinrich et al. (2002) im Crassensee mit einem großflächigem *Stratiotetum aloides* (Rübel 1920) Nowinski 1930 mit dem Vorkommen der Grünen Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) als auch unsere Untersuchungen im Lawen mit der Dominanz dieser natanten Wasserpflanzen-Gesellschaft im Sommer (s.o.) mit dem Nachweis der sehr selten Libelle als Rote Liste-Art (Petzold in Kabus & Täuscher 2004) zeigten, dass leicht eutrophen Standgewässern in der Elbaue einen hohen ökologischen und naturschutzfachlichen Wert darstellen (s. auch Scholten et al. 2007).

Tabelle 1: Zusammenfassende Charakteristik der Untersuchungsgewässer
(zusammengestellt nach Angaben in Kabus & Täuscher 2004)

| Gewässer | Tiefe [m] | Chlorophyll-a [µg/l] Sichttiefe [m] | Phytoplankton- Biovolumen [mm³/l] | Makrophyten s. auch Kabus 2007: in diesem Heft |
|------------------|----------------------|--|---|--|
| Altarm/Flutrinne | 2,0 | 24 - 119 0,6 | 16,3 - 35,2 | - |
| Flutrinne | 4,0 | 8 - 36 1,1 | 4,4 (Klarwasserstadium) 9,4 - 15,9 | + <i>Ranunculus aquatilis</i> <i>Ranunculus circinatus</i> |
| Lawen | 2,5 | 14 - 87 0,9 | 5,5 - 12,6 | + <i>Stratiotes aloides</i> |
| Löcknitz | 1,0 | 8 - 25 z.T. Grundsicht | 5,3 - 12,3 | + <i>Potamogeton friesii</i> |

Danksagung

Die Ergebnisse entstanden im Rahmen eines Auftrages durch das Landesumweltamt Brandenburg.

Literatur

- Böhme, M., H. Guhr & K. Ockenfeld (2006): Phytoplanktondynamik. – In: Pusch, M. & H. Fischer (eds.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. – Berlin: 33-43.
http://www.weissensee-verlag.de/autoren/pusch_fischer.htm
- Kabus, T. & L. Täuscher (2004): Ökosystemare Umweltbeobachtung im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe-Brandenburg“ Ökosystemgruppe: Fließgewässer. – Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie, Seddin, 46 S. + Anhang.
- Krienitz, L. (1992): Algologische Beobachtungen in Gewässern des Biosphärenreservates “Steckby-Lödderitzer Forst” (Deutschland) II. - Limnologica 22: 51-81.
- Krienitz, L. & L. Täuscher (2001): Algen (excl. Charophyceae). - In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3/2: 207-213; 2/3: 707-709.
<http://www.mu.sachsen-anhalt.de/start/fachbereich04/artenschutz/absp-elbe.htm> → Kapitel 4/Teil 2: Pflanzenarten; Kapitel 9: Anhang
- LAGS (Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg) (ed.) (1999): Die Großschutzgebiete in Brandenburg: Biosphärenreservat Flußlandschaft Elbe-Brandenburg. – Potsdam: 19.
- Langheinrich, U., S. Dorow & V. Lüderitz (2002): Schutz- und Pflegestrategien für Auenoberflächengewässer des Biosphärenreservates „Mittlere Elbe“. – Hercynia 35: 17-35.
- Lüderitz, V., P. Hentschel, K. Berndt, Y. Degner & G. Weißbach (1994): Aspekte der Gewässerökologie im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 31: 33-40.
- Luthardt, V. H. Bansen, M. Rös, L. Täuscher & T. Kabus (2003a): Konzeption der Ökosystemaren Umweltbeobachtung des Offenlandes und der Gewässer für das UNESCO-Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe-Brandenburg. - Ergebnisbericht im Auftrag der LAGS Brandenburg, FH Eberswalde, 113 S. + Anhang

- Luthardt, V. O. Brauner, F. Dreger, A.-K. Hirsch, T. Kabus, G. Krüger, J. Meisel, D. Schmidt, L. Täuscher, W.-G. Vahrson & B. Witt (2003b): Methodenkatalog zum Monitoring-Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs für die Ökosystemtypen Acker, Grasland, Moor, Seen und Fließgewässer. 3. akt. Ausg. Unveröff. – Im Auftrag der LAGS Brandenburg, FH Eberswalde.
- Luthardt, V., O. Brauner, B. Witt, S. Friedrich, M. Zeidler, G. Hofmann, M. Jenssen, J. Meisel, T. Kabus, L. Täuscher, G. Krüger & D. Schmidt (2005): Lebensräume im Wandel – Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. – In: Landesumweltamt Brandenburg (ed.): Fachbeiträge des Landesumweltamtes 94: 1-188.
http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2320/luu_bd94.pdf
- Luthardt, V. & S. Friedrich (2005): Umweltbeobachtung – jung und vielfältig. Ökosystemare Umweltbeobachtung in UNESCO-Biosphärenreservaten Brandenburgs (ÖUB). – Naturmagazin 2/2005: 4-9.
- Mau, B., G. Mulderij, E. van Donk & E. Gross (2004) : Allelochemische Aktivität von *Stratiotes aloides* L. (Krebsschere, Hydrocharitaceae). – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)- Abstractband Jahrestagung 2004 (Potsdam): 210-211 + Poster.
- Mulderij, G. (2006) : Chemical warfare in freshwater - allelopathic effects of macrophytes on phytoplankton. – Diss. Univ. Nijmegen, 289 S.
- Petzold, F., T. Kabus, O. Brauner, L. Hendrich, R. Müller & J. Meisel (2006): Natürlich eutrophe Seen (FFH-Lebensraumtyp 3150) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 15 (2): 36-47.
- Scholten, M., M. Kleinwächter & L. Täuscher (2007): Biodiversität der Elbe und ihrer Aue. – In: Kühnborn, J., M. Scholten. & S. Kofalk (eds.): Struktur und Dynamik der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 2. – Berlin: im Druck.
http://www.weissensee-verlag.de/autoren/kuehlnborn_scholten.htm
- Täuscher, L. (1995): Hydrobotanische und ökologische Untersuchungen an und in Gewässern des nördlichen Elb-Havel-Winkels II. Garzer See und naturnahes Kleingewässer. – Untere Havel - Naturkdl. Ber. (Havelberg) 4: 3-11.
- Täuscher, L. (1996a): Beitrag zur Gewässerökologie des Elbe-Havelwinkels (Sachsen-Anhalt). - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 33: 40-50.
- Täuscher, L. (1996b): Hydrobotanische Untersuchungen an und in Gewässern von Berlin und Brandenburg II. Seltene und gefährdete Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der Brandenburgischen Elbtalaue. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 129: 141-149.
- Täuscher, L. (1996c): Algen- und Makrophytengesellschaften als Indikatoren der Trophie und Saprobie in planktondominierten Fließgewässern Nordostdeutschlands. - Lauterbornia 26:77-83.
- Täuscher, L. (1997): Das Phytoplankton des Rudower Sees - ein Beitrag zur Limnologie des größten Flachgewässers im brandenburgischen Naturpark Elbtalaue. – Auenreport (Rühstädt) 3: 82-88.
- Täuscher, L. (1998a): Mikroalgenengesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. - Feddes Repertorium 109: 617-638.
- Täuscher, L. (1998b): Veränderungen der Phytoplankton-Artstruktur und Wiederbesiedlung des Kamernschen Sees (Elb-Havel-Winkel) mit submersen Makrophyten als Zeichen einer Reoligotrophierung. - Untere Havel - Naturkdl. Ber. (Havelberg) 8: 35-38.
- Täuscher, L. (1998c): Hydrobotanische und ökologische Untersuchungen an und in Gewässern des nördlichen Elb-Havel-Winkels V. Die Mikro- und Makrophytenbesiedlung von Teilbereichen der Oberen Mittelelbe und ihrer Auengewässer (Elbe-km 395 bis 430). - Untere Havel - Naturkdl. Ber. (Havelberg) 8: 39-51.
- Täuscher, L. (2001): Die aquatische Mikro- und Makrophyten-Besiedlung der Mittelelbe und ihrer Auengewässer im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ (Brandenburg, Sachsen-Anhalt). - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 127-130.
- Täuscher, L. (2005): Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL - Teil III: Qualitative und quantitative Untersuchungen des Phytoplanktons und ökologische Bewertungen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2004 (Potsdam): 49-54.

BALTZER, S., ZEIDLER, M. & E. I. MEYER: Drift und Eiablage als Wiederbesiedlungsstrategien in einem temporären Karstgewässer

BEULKER, C., HOFFMANN, A. & G. GUNKEL: Einsatz von biogenen und inerten Partikeln zur Untersuchung des Feststofftransportes in Litoralsedimenten unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration

DECKING, CH., RISS, H. W. & E. I. MEYER: Einfluss regelmäßiger Wasserstandsschwankungen auf die Besiedlungsdynamik und Funktion von Periphyton in einem Sandbach

GROSS, E. M. & S. HILT: Benthisch-pelagische Kopplung: Wechselwirkungen zwischen Periphyton, Phytoplankton und submersen Makrophyten in flachen eutrophen Seen

GRÜTZMACHER, G., WESSEL, G., BARTEL, H. & I. CHORUS: Prozesse der Elimination von Cyanobakterientoxinen bei der Infiltration

HILT, S. & E. M. GROSS: Allelopathie stabilisiert Klarwasserstadien? Stand der Forschung

HOFFMANN, A. & G. GUNKEL: Chemisch-biologische Stoffumsätze im sandigen Litoral des Tegeler See unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration

IBISCH, R. B., KRÄTZ, D. & D. BORCHARDT: Beeinflusst die Kolmation des hyporheischen Interstitials den Temperaturhaushalt von Fließgewässern?

SPINDLER, J., BORGES, N., NEEF, T., SEEGER, J. & M. RODE: N-Limitation in einem landwirtschaftlichen Entwässerungsgraben

TINGWEY, E. I., RÜCKER, J., LAUNHARDT, A., WIEDNER, C. & B. NIXDORF: Germination of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon* species under natural and experimental conditions

TITTIZER, TH., FEY, D., SOMMERHÄUSER, M. & S. ANDRIKOVICS: Laborversuche und Freilandexperimente zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart *Palingenia longicauda* (OLIVIER) in der Lippe

TOTSCHKE, O., KNOBLOCH, C., PLUNTKE, TH., SAUER, W. & H.-P. KOZERSKI: Einfluss von Biofilmen bei der Partikelretention durch submerse Makrophyten

VÖGE, M.: Gestalt als Autobiographie: das See-Brachsenkraut *Isoetes lacustris*

Drift und Eiablage als Wiederbesiedlungsstrategien in einem temporären Karstgewässer

Sabine Baltzer¹, Michael Zeidler² & Elisabeth I. Meyer³

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, ¹ s.baltzer@gmx.de, ² zeidlem@web.de, ³ meyere@uni-muenster.de

Keywords: temporäre Gewässer, Austrocknung, Wiederbesiedlung, Drift, Eiablage, Trichoptera

Einleitung

Hydrologische Störungen, wie die Austrocknung von Gewässern, führen zur Dezimierung und Eliminierung vieler Makroinvertebratengruppen (Boulton 2003). Aquatische Organismen reagieren auf die Austrocknung eines Fließgewässers mit Strategien der Resistenz oder Resilienz (Meyer 2006). Verfolgen sie eine resiliente Strategie, so findet die Wiederbesiedlung nach Williams und Hynes (1976) über folgende Pfade statt: Drift, Wanderung an der Gewässersohle, Wanderung aus anderen Refugien (z.B. hyporheisches Interstitial, Restpools), Reproduktion durch Imagines (Eiablage). Handelt es sich um resistente Organismen, so gibt es nach Schellenberg (2000) die Möglichkeit des Überlebens in der aktiven Phase, der Quieszens oder der Diapause.

In gestörten Fließgewässerbereichen stellt die Drift einen bedeutenden Pfad zur Wiederbesiedlung dar, besonders, wenn permanente Refugien in räumlicher Nähe vorhanden sind (Waters 1964, Collier und Quinn 2003). Die Besiedlung durch Eiablage von Insekten gewinnt in größerer Entfernung von permanenten Refugien an Bedeutung (Collier und Quinn 2003).

Meyer (2005) untersuchte die Ähnlichkeiten der Biozöosen in der Sauer, einem Karstbach, der besonders im Sommer abschnittsweise von monatelanger Austrocknung betroffen ist. Es wurden starke Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung zwischen dem permanenten Bereich und dem unterhalb gelegenen temporären Bereich festgestellt. Wenige Kilometer bachabwärts zeigte sich jedoch eine davon deutlich abweichende Biozönose. Stichpunktartig konnte Meyer (2005) Eiablage im trockenen Bachbett für zwei Trichopterenarten nachweisen.

Im vorliegenden Projekt wurde ein temporärer Abschnitt des Karstbaches Sauer hinsichtlich der zwei Wiederbesiedlungspfade Eiablage und Drift am Beispiel der Trichopteren untersucht. Dazu wurden Zoobenthos-Probenahmen über eine relativ kurze Strecke von 2,6 km in unterschiedlicher Entfernung zum permanenten Fließbereich entlang eines hydrologischen Gradienten durchgeführt. Um den Erfolg der Wiederbesiedlung feststellen zu können, wurde abschließend die Benthosgemeinschaft an den drei Probestellen untersucht.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgewässer „Sauer“ liegt auf der Paderborner Hochfläche, einer Karstlandschaft am süd-östlichen Rand der Westfälischen Tieflandsbucht. Der Untergrund ist durch Schichten der

Oberkreide (Cenoman, Turon und Coniac) geprägt (Stille 1903). Aufgrund von tektonischen Bewegungen am Ende der Kreidezeit, durch die das Münsterländer Kreidebecken entstand, stehen heute im Untersuchungsgebiet die untersten Schichten der Oberkreide an.

Die Sauer entspringt am Westhang des Eggebirges. Nach 10 km Fließstrecke tritt sie in die Schicht des Cenoman-Kalks ein. Es handelt sich um einen festen reinen Kalk, der typischerweise Klüfte aufweist (Stille 1903). Dies führt dazu, dass sich im Bachbett sogenannte Karstschwinden (Ponoren) und Karstquellen bilden.

Die drei Probestellen liegen im temporären Abschnitt des Karstbaches und beschreiben einen hydrologischen Gradienten. Entlang des Gradienten nimmt der Abfluss mit der Entfernung zum nicht verkarsteten Bereich kontinuierlich ab (Meyer 2005). Zwischen Probestelle 1 und 3 (PS 1 und 3) befinden sich zahlreiche Ponore (Abb. 1). Wird der Abfluss im Frühjahr geringer, zieht sich das Wasser von Ponor zu Ponor weiter in Richtung des permanent fließenden Bereiches zurück. Bei ansteigendem Abfluss vollzieht sich dieser Prozess invers. Sobald ein Ponor die Wassermenge nicht mehr aufnehmen kann, fließt das Wasser darüber hinaus. Bei gefülltem Grundwasserkörper und fehlendem Oberflächenabfluss werden Karstquellen aktiv, die vornehmlich unterhalb der letzten Probestelle PS 3 zu finden sind (Abb. 1). Nach starken Regenfällen im Winterhalbjahr führt die Sauer durchgehenden Oberflächenabfluss, und der Grundwasserkörper ist gefüllt. In diesem Falle kann es vorkommen, dass der Gradient kurzzeitig verwischt.

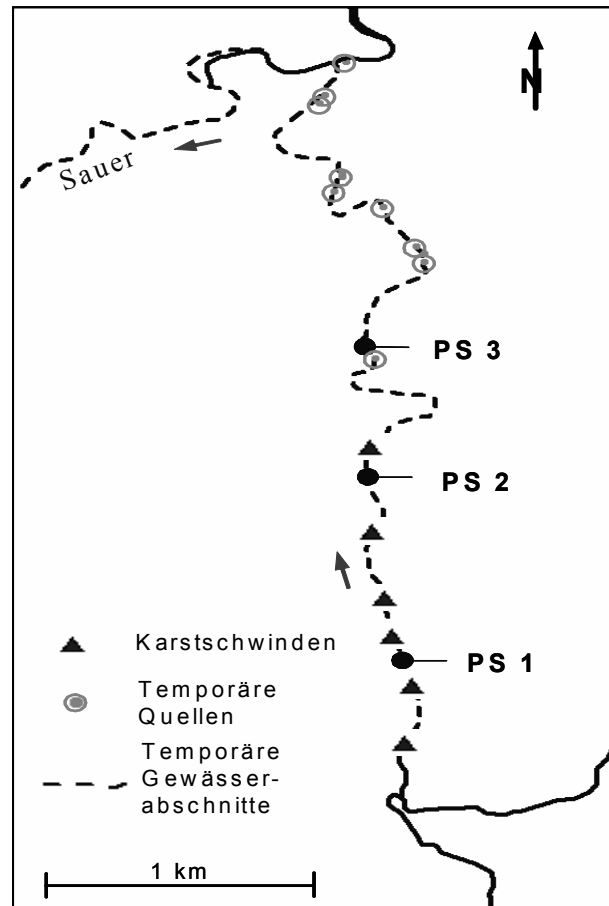


Abb. 1: Lage der Probestellen (PS) 1–3 und typische Karsterscheinungen an der Sauer.

Material und Methoden

Eigelege

Es wurde eine einmalige Besammlung von Eigelegen im trockenen Bachbett am Ende der Trockenphase Mitte November 2005 durchgeführt. Die gefundenen Eigelege wurden ca. 5 Monate gehältert, bis die Larven ein Stadium erreicht hatten, in dem die Artbestimmung möglich war.

Drift

Nach dem Wiedereinsetzen des Abfluss über den gesamten Untersuchungsabschnitt, wurde von Anfang Dezember 2005 bis Ende März 2006 an fünf Terminen die Drift erfasst. Hierzu wurden Driftnetze (250 µm Maschenweite) mit einer Öffnung von 10 x 50 cm ca. drei Stunden vor und nach der Abenddämmerung an den drei Probestellen exponiert. Zusätzlich wurden der Abfluss und die Morphologie des Bachbettes sowie physiko-chemische Parameter erfasst.

Benthos

Parallel zur letzten Driftmessung wurde eine quantitative Benthosbeprobung auf einer Fläche von 30 x 30 cm mittels Surber-Sampler (3 Min. Beprobungsdauer, 250 µm Maschenweite) durchgeführt. Die Proben wurden bei Fließgeschwindigkeiten von 0,3 m/s bis 0,8 m/s erfasst. Es wurden an jeder Probestelle drei Replika genommen.

Ergebnisse

Eigelege

Entlang des Austrocknungsgradienten wurden ausschließlich an der Probestelle, die in größter Entfernung zum permanenten Bereich liegt (PS 3), Eigelege von Trichopteren gefunden. Hierbei handelte es sich um Eier der Arten *Micropterna testacea* und *M. nycterobia*.

Drift

An Probestelle 1 zeigt sich – gemittelt über die 5 Probentermine – die höchste Driftintensität [Ind./ m³ * h] der Trichopterenlarven (Abb. 2). Mit zunehmender Entfernung zum permanenten Bereich nahm die Driftintensität entlang des Gradienten deutlich ab.

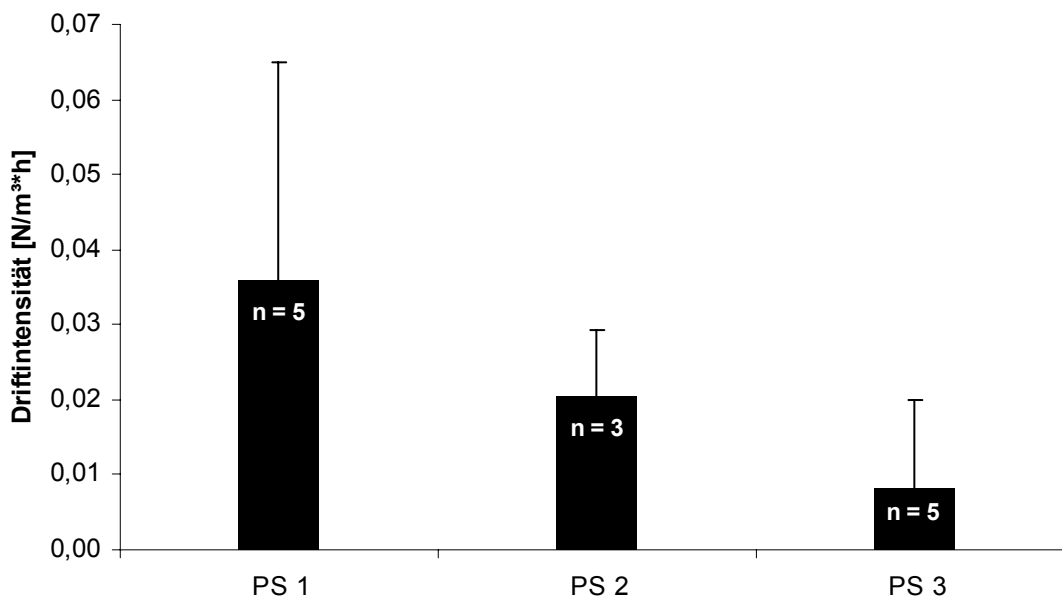


Abb. 2: Driftintensitäten der Trichopterenlarven über fünf bzw. drei Termine gemittelt und Darstellung der Standardabweichung an den Probestellen (PS) 1-3. (n: Anzahl der Probennahmen, N: Individuenzahl)

Benthos

Die zwei *Micropterna*- Arten (siehe auch Eigelege) wurden an PS 3 bei den Benthosbeprobungen nach ca. fünf Monaten auch im Larvenstadium in hoher Abundanz von 25 und 7 Individuen pro Probe (0,27 m²) gefunden (Tab. 1). An Probestelle 1 und 2 wurde *M. testacea* nur in geringer Abundanz von einem und zwei Individuen pro Probe gefunden. Die dritte Art der Probestelle 3, *Limnephilus bipunctatus*, war hier mit 29 Individuen pro Probe deutlich stärker vertreten als an Probestelle 2 (8 Individuen pro Probe).

Tab. 1: Individuenzahlen pro Probe [N / 0,27 m²] der Trichopterenarten der Benthosprobe vom 19.03.2006 ohne Einzelfunde. (* frühes Larvenstadium, nicht weiter bestimmbar).

| Familie | Art | PS 1 | PS 2 | PS 3 |
|----------------|--------------------------------|-------------|-------------|-------------|
| Rhyacophilidae | <i>Rhyacophila</i> sp. | 7 | | |
| Hydropsychidae | <i>Hydropsyche</i> sp. | 2 | 1 | |
| Limnephilidae | Limnephilidae non det. * | 10 | 4 | |
| Limnephilidae | <i>Micropterna testacea</i> | 1 | 2 | 25 |
| Limnephilidae | <i>Limnephilus bipunctatus</i> | | 8 | 29 |
| Limnephilidae | <i>Micropterna nycterobia</i> | | | 7 |

Köcherlose Trichopterenlarven und sehr kleine Larvenstadien, deren Bestimmung nur bis auf das Familienniveau möglich war, wurden vermehrt an Probestelle 1 gefunden, nicht dagegen an Probestelle 3.

Diskussion

Die Eiablage im trockenen Bachbett stellt eine Anpassung von *Micropterna testacea* und *M. nycterobia* an die Austrocknung dar. Der Wiederfund der Larven an dieser Stelle im fortgeschrittenen Entwicklungsstadium knapp 5 Monate später zeigt, dass diese Strategie bei beiden Arten erfolgreich war. Arten der Gattung *Micropterna* werden u.a. bei Sommerhäuser (2000) als Besiedler sommertrockener Bäche beschrieben. In schattigen und kühlen Verstecken durchleben sie eine Imaginaldiapause, um im Herbst ihre Eier abzulegen. Wird das Gewässer nicht direkt nach der Eiablage wieder durchflossen, kommt es trotzdem zum Schlupf der Erstlarven, die in der Eimasse verbleiben und in Dormanz auf das Wasser warten (Hiley 1978). Dies konnte auch bei den im Untersuchungsgewässer gesammelten Eigelegen beobachtet werden. Obwohl die Gelege keinen Kontakt zum Wasser hatten, waren die einzelnen aus den Eiern geschlüpften Erstlarven in der Gallerte erkennbar.

Limnephilus bipunctatus wurde im Abschnitt der stärksten Austrocknungsintensität (PS 3) zwar sehr häufig als Larve, jedoch nicht als Eigelege gefunden. Dagegen konnte Meyer (2005) Eigelege dieser Art in der Sauer nachweisen. Eventuell wurden Eier dieser Art an Probestelle 3 nicht erfasst.

Die höheren Driftintensitäten der Trichopterenlarven in der Nähe des permanenten Fließabschnittes im Vergleich zu den Bereichen mit größerer Distanz dazu deuten darauf hin, dass die Drift hier eine größere Bedeutung für die Wiederbesiedlung einnimmt. Es ist anzunehmen, dass das Potenzial an driftenden aquatischen Organismen im ungestörten Abschnitt deutlich höher liegt als in lange ausgetrockneten Abschnitten. Auch in Bereichen, die durch Hochwasser gestört sind, stellt die Drift den wichtigsten Prozess zur Wiederbesiedlung dar, sofern oberhalb ungestörte Bereiche vorhanden sind (Collier and Quinn 2003).

Trotz der geringen Entfernung zwischen den Probestellen von 1-2 km lässt die Benthosbeobachtung eine deutliche Differenzierung der Trichopteren-Gemeinschaften erkennen (Tab. 1, vgl. auch Meyer 2005). Im Bereich weniger extremer Austrocknungsbedingungen (PS 1 und PS 2) wurden die Arten *Micropterna testacea*, *M. nycterobia* und *Limnephilus bipunctatus* in deutlich geringerer Abundanz oder gar nicht nachgewiesen. Es ist denkbar, dass an PS 1 und PS 2 Eigelege im trockenen Bachbett in solch geringer Abundanz abgelegt wurden, dass sie bei der Besammlung nicht erfasst wurden. An Probestelle 3 scheinen die Austrocknungsbedingungen für weitere Arten lebensfeindlich zu sein. In den Driftproben wurde hier zusätzlich *Glyptotaelius pellucidus* erfasst, welche ebenfalls an temporäre Standorte angepasst ist (Sommerhäuser 2000). Das Fehlen in der Benthosprobe hängt vermutlich mit ihrer Präferenz für strömungsarme Habitate zusammen. Bei den Benthosbeobun-

gen schwankte die Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 m/s und 0,8 m/s (vgl. Material und Methoden).

Da der Fließabschnitt an Probestelle 3 jedes Frühjahr zuerst von der Austrocknung betroffen ist, muss die Entwicklung der Larven hier möglichst schnell vollzogen werden. Die Larven müssen die Umwandlung zur Puppe und schließlich zum Imago *vor* dem Ausbleiben des Abflusses vollziehen, um sich reproduzieren zu können. Sämtliche Larven der Probestelle 3 waren Ende März in einem fortgeschrittenen Larvenstadium. An den Probestellen 1 und 2 konnte ein großer Teil der Larven aufgrund des frühen Entwicklungsstadiums nur bis zur Familienebene bestimmt werden. Dies spricht für eine weitere artspezifische Anpassung an die Austrocknung. Weitere Artüberschneidungen zwischen Probestelle 1 und 2 mit der Probestelle 3 sind unwahrscheinlich, da alle Proben am selben Tag (19.03.2006) entnommen wurden.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Kreis Paderborn sowie allen Helferinnen und Helfern der Freilandprobenahmen.

Literatur

- Boulton, A. J. (2003): Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48: 1173-1185.
- Collier, K. J. & J. M. Quinn (2003): Land-use influences macroinvertebrate community response following a pulse disturbance. *Freshwater Biology* 48: 1462-1481.
- Hiley, P. D. (1978): Some aspects of the life histories of Limnephilidae (Trichoptera) related to the distribution of their larvae. *Proc. of the 2nd Int. Symp. on Trichoptera, 1977*: 297-301.
- Meyer, A. (2005): The hydrological and faunal variability of temporary karst stream system. (Diss. WWU Münster).
- Meyer, E. I. (2006): Fließgewässer und Niedrigwasser – eine ökologische Perspektive. *Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz* 42: 62-76.
- Schellenberg, E. T. (2000): Anpassungsstrategien von Makroinvertebraten an Austrocknung und Niedrigwasser in Fließgewässern. (Diss. WWU Münster).
- Sommerhäuser, M. (2000): Sommertrockene Fließgewässer im nordrhein-westfälischen Tiefland – Lebensraumbedingungen und Lebensgemeinschaften. In: *Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2000): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer* 5: 101-114. NUA-Seminarbericht.
- Stille, H. (1903): Geologisch-hydrologische Verhältnisse im Ursprungsgebiete der Paderquellen zu Paderborn. *Abhandlungen der Kköniglich-Preußischen Geologischen Landesanstalt Berlin, N.F.* 38: 1- 129.
- Waters, T. F. (1964): Recolonization of denuded stream bottom areas by drift. *Transactions of the American Fisheries Society* 93: 311-325.
- Williams, D. D. und Hynes, H. B. N. (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265- 272.

Einsatz von biogenen und inerten Partikeln zur Untersuchung des Feststofftransportes in Litoralsedimenten unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration

Beulker, Camilla, Hoffmann, Anja & Günter Gunkel

Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, FG Wasserreinhaltung, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin, Fon ++49(0)3031425658, * jetzt BBGes, ILAT, FB3, Invalidenstr. 60, 10557 Berlin, Fon ++49(0)39784-397, e-mail: beulker@bbges.de, anja.hoffmann@tu-berlin.de, guenter.gunkel@tu-berlin.de

Keywords: Interstitial, Kolmation, Partikeltransport, Fluoreszenz-Tracer, Uferfiltration, FPOM

Einleitung

Zur Erarbeitung von Richtlinien für eine zukünftige optimale Nutzung der Uferfiltration zur Trinkwassergewinnung ist ein umfangreiches Verständnis der ablaufenden Reinigungsprozesse notwendig (Hiscock & Grischek 2002, siehe auch Hoffmann & Gunkel 2006), wobei auch der bisher wenig untersuchte limnisch-lentische Bereich von hoher Bedeutung ist. Die Filtrationskapazität ist einer der grundlegenden Parameter, welcher zu einer kontrollierten wassermengenbezogenen Steuerung der Trinkwassergewinnung beitragen kann, und er wird wesentlich durch die Kolmationsprozesse beeinflusst. Zur Bewertung der Filtration bezüglich der Abtrennung von Feinpartikeln wurden Enclosureversuche mit organischen und anorganischen Fluoreszenztracern im Bereich der am Tegeler See betriebenen Uferfiltrationsanlage durchgeführt. Der in situ Einsatz von biogenen Partikeln (Erlenlaub-FPOM < 1 mm) am Ort ihrer natürlichen Entstehung ermöglicht direkte Rückschlüsse auf den dynamischen Prozess des Partikelrückhalts und -transports sowie auf die Prozesse des Abbaus und der Zerkleinerung unter Berücksichtigung standortspezifischer Besonderheiten (z. B. beschleunigte Grundwasserneubildung). Zugleich kann er als Indikator für die Bioturbation der Meiofauna genutzt werden und liefert einen Anhaltspunkt für den Umsatz von partikulärem Material im Kohlenstoffkreislauf. Der Partikelrückhalt wird durch die Ausbildung einer Kolmationsschicht und einer daraus resultierenden reduzierten hydraulischen Leitfähigkeit vergrößert. Das Interstitial stellt ein heterogenes System dar, in dem lebende Organismen, Detritus, organische Sekretstoffe, biogene Strukturen, mineralische Komponenten und der verbleibende Porenraum eine komplexe Matrix bilden. Die strukturelle Aufklärung des Interstitials und der kolmationswirksamen Faktoren in Zusammenhang mit den Versuchsergebnissen bildet den Schwerpunkt dieses Beitrags.

Material und Methoden

Untersuchungsort

Die Untersuchungen erfolgten im Litoralbereich des Tegeler Sees, Berlin (0,3 – 1 m Wassertiefe) im Einzugsbereich einer Brunnengalerie. Der Durchlässigkeitsbeiwert k_f wurde parallel nach Hazen anhand der Siebkornanalyse (DIN 4022) sowie nach Darcy anhand der Messungen der Infiltrationsraten (Hoffmann & Gunkel 2006) und des Potentialabfalles in 2 cm Sedimenttiefe kalkuliert. Die

Struktur des Biofilms wurde nach Entwässerung (Westal & Rince (1994) und Luft- oder critical point Trocknung mittels REM-EDS-Analyse (ZELMI, TU Berlin) analysiert.

Partikelversuche erfolgten in Enclosures (L = 25 cm, d = 7 cm) mit PVC-Kappe und Schlauchansatz, welche in situ im Litoral (Sedimenttiefe 10 – 15 cm) exponiert wurden (Beulker et al. submitted). Über eine Schlauchverbindung wurde die jeweilige Partikeltracer-Suspension in den Enclosure pipettiert, mit Seewasser nachgespült und der Schlauch anschließend entfernt, so dass sich die Öffnung unterhalb des Seewasserspiegels befand und eine ungestörte Infiltration stattfinden konnte.

Als inerte Tracer kamen Melaminharz-Mikropartikel (d = 2,44 µm, 1,5 g cm⁻³) mit einer positiven oder negativen Oberflächenladung (durch Amino- bzw. Carboxylgruppen) zum Einsatz, welche mit einem blauen Fluoreszenzfarbstoff (7-Amino-4-methylcoumarin, AMC, λ_{em} 360, λ_{ex} 429 nm) beschichtet waren (MicroParticles GmbH). Die zur Dotierung eingesetzte Partikelkonzentration lag im Bereich von 2,2 x 10⁷ mL⁻¹. Nach 3, 7, resp. 14 d Expositionszeit wurden die Enclosures entnommen und der enthaltene 15 cm langen Sedimentkern in Zentimeterabschnitte fraktioniert. Teilproben wurden suspendiert, mit Ultraschall behandelt (15 Min., 35 kHz), gesiebt (100 µm) und Aliquots nach Trocknung in Petrischalen mikroskopisch unter Fluoreszenzanregung ausgezählt (Zeiss Axioskop, Filtersatz 02, x 400). Ein weiterer Versuch wurde nach vorhergehender Entfernung der oberen 1, 3 und 6 cm Sedimentschicht über die Dauer von 3 Tagen durchgeführt.

Als organische Tracer kamen mit Fluorescein-5-isothiocyanat (FITC) markierte Erlenlaubpartikel < 1 mm zum Einsatz (λ_{em} 506/λ_{ex} 529 nm, MicroParticles GmbH). Die Versuche erfolgten analog zum o. g. Schema bei Expositionszeiten von 14, 28 und 126 d und einer Ausgangsdosis von 7,8 x 10⁵ Partikeln je Enclosure (≅ 1,23 x 10⁴ mm²). Abweichend wurden Teilmengen einzelner Sedimentschichten lediglich suspendiert, gesiebt (Fraktion > 15 – < 1000 µm) und in wässriger Suspension unter Betrachtung von Partikelzahl und -fläche (Bildauswertung, SIS-Analyse) ausgewertet. Die Wiederfindung im Laborversuch an 4 Subkernen ergab 90 %.

Ergebnisse und Diskussion

Sedimentcharakteristik

Tab. 1: Sedimentcharakteristik mit theoret. Durchlässigkeitsbeiwert entsprechend der Korngrößenverteilung (Kf Hazen) sowie dem anhand der Infiltrationsrate ermittelten Durchlässigkeitsbeiwert in 2 cm Sedimenttiefe (Kf Darcy).

| Sedimenttiefe (cm) | 0 – 5 | 5 – 10 | 10 – 15 | 15 – 20 | 20 – 25 |
|--|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Wassergehalt (%) | 20,3 | 20,2 | 11,5 | 14,5 | 17,6 |
| Mittlerer Korndurchmesser (mm) | 0,12 | 0,14 | 0,24 | 0,22 | 0,20 |
| Sortierungskoeffizient (Müller) | 1,5 | 1,5 | 1,6 | 1,5 | 1,4 |
| Porenvolumen | 0,40 | 0,40 | 0,26 | 0,31 | 0,36 |
| Kf (Hazen, m s ⁻¹) | 5 x 10 ⁻⁵ | 5 x 10 ⁻⁵ | 7 x 10 ⁻⁵ | 1 x 10 ⁻⁴ | 1 x 10 ⁻⁴ |
| Kf (Darcy, m s ⁻¹) in 2 cm | 1,9 x 10 ⁻⁴ – 1,6 x 10 ⁻⁸ | | | | |

Am Ufer des Tegeler See bilden wenig sortierte Feinsande bis in 10 cm Sedimenttiefe, darunter Mittelsande die vorherrschende Kornfraktion (Tab. 1). Die anhand des gemessenen Potentialabfalls

in 2 cm Sedimenttiefe und der Infiltrationsrate kalkulierten Durchlässigkeitsbeiwerte sind insbesondere während der Wintermonate um bis zu 3 Zehnerpotenzen geringer als theoretisch nach der Korngrößenanalyse zu erwarten wäre und liefern einen Hinweis auf eine signifikante Kolmation.

Transport von feinpartikulärem organischen Material (FPOM)

Die Enclosureversuche unter Dotierung von feinpartikulärem organischen Erlenlaubmaterial < 1000 µm ergaben einen effektiven Partikelrückhalt im obersten Sedimentzentimeter. Eine Partikelverlagerung in größere Tiefen (bis 5 cm) konnte weder in kurzen Zeiträumen von 14 Tagen (Beulker et al. 2006) noch innerhalb längerer Expositionszeiten bis zu 126 Tagen beobachtet werden. Vereinzelt wurden hier jedoch fluoreszierende amorphe Strukturen (evtl. Kot) beobachtet. Die Veränderungen in den oberen 2 cm sind in Abb. 1 dargestellt. Innerhalb von 126 Tagen ergab sich nur eine minimale Zunahme der kleineren Partikelklassen in 2 cm Tiefe. Bereits nach 14 Tagen waren nur noch ca. 20 % der Ausgangsmenge und Fläche vorhanden. Die Aufnahme des fluoreszenzmarkierten FPOM in die Nahrungskette wurde für mehrere Organismengruppen nachgewiesen, eine starke Verlagerung durch Bioturbation ist aufgrund der geringen Größe und Wanderungstätigkeit der im Sandsediment vorherrschenden Meiofauna aber nur von geringer Bedeutung.

Der Hauptumsatz des leicht abbaubaren POM scheint somit am Ort des Eintrags durch die heterotrophe Biozönose (Meiofauna, Makrozoobenthos, Bakterien) zu erfolgen. Der organische Partikeltransport außerhalb der Nahrungskette ist folglich als unbedeutender und sehr langsamer Prozess anzunehmen.

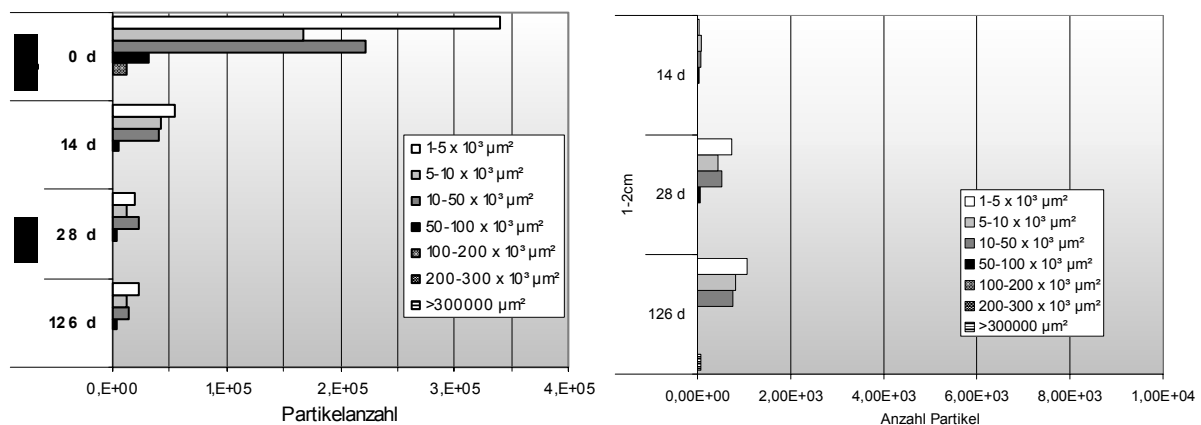


Abb. 1: Verteilung FITC-markierter Erlenlaubpartikel nach 14, 28 und 126 Tagen Versuchsdauer in 0–1 cm (links) und 1–2 cm (rechts). Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der x-Achse.

Transport von Mikropartikeln

Auch der Einsatz von inerten, fluoreszierenden Mikropartikeln (Abb. 2) ergab unabhängig von der Oberflächenladung der Partikel und von der Versuchsdauer ein ähnliches Wiederfindungsmuster. Innerhalb von 14 Tagen war sowohl bei positiv als auch bei negativ geladenen Partikeln keine Verlagerung von der Oberfläche auf Tiefen unterhalb von 2 cm erkennbar. Insgesamt lag die Wiederfindung im Bereich von Laborversuchen ohne infiltrative Bedingungen (64 – 88 %).

Die Ergebnisse zeigen einen hohen Rückhalt und damit eine große Filtrationswirksamkeit für Partikel im Größenordnungsbereich von Bakterien, insbesondere im obersten Sedimentzentimeter. Der Abscheidungsgrad von kolloidal stabilen und suspendierten Partikeln bei der Uferfiltration und Untergrundpassage gilt als sehr hoch, er liegt für Mikroorganismen bei 80 – 90 % (Schulte-Ebbert 2004, Mietinen 1996) während der Bodenpassage. Die Filtrations- und Sorptionsprozesse sind dabei von der Porengröße, Filterkorngröße und der Oberflächenbeschaffenheit der Sandkörner, den

wirksamen elektrostatischen Kräften sowie den Partikeleigenschaften abhängig. Eine Biofilmbildung kann die Sorption auch von Partikeln $< 2 \mu\text{m}$ wie Viren günstig beeinflussen (DVWK 2004).

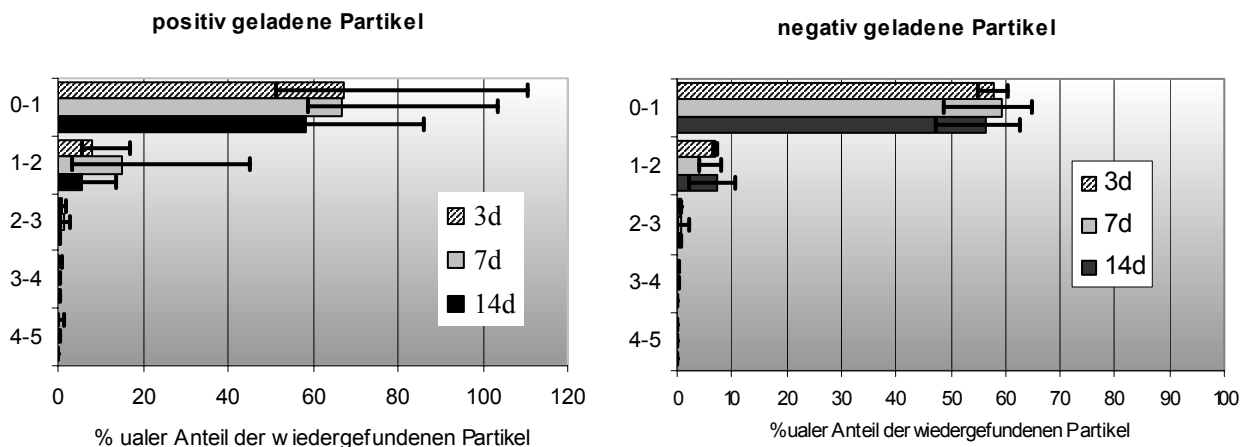


Abb. 2: Verteilung inerter Mikropartikel nach 3, 7 und 14 Tagen bei einer Dotierung von 4×10^7 Partikeln je Enclosure. Links: positive Oberflächenladung, rechts: negative Oberflächenladung

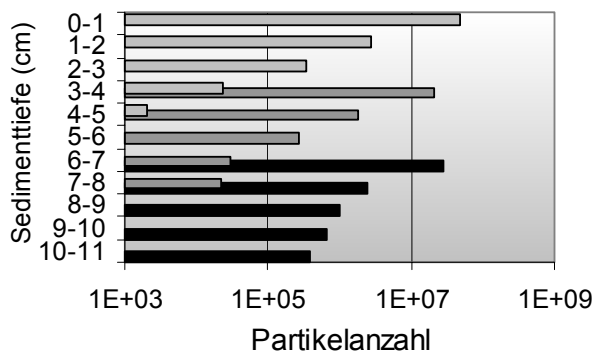


Abb. 3: Anzahl wiedergefundener negativ geladener Partikel nach 3 Tagen in unterschiedlichen Sedimenttiefen. Vor Versuchsbeginn Entfernung der oberen 0 cm (hellgrau), 3 cm (grau) bzw. 6 cm (schwarz) Sediment

Struktur der Biofilme

Organisches Material, das bis in Tiefen von 20 cm mit Trockengewichtsanteilen von über 1 % vorkommt (Abb. 4), besteht in den oberen 3 cm Sediment vorwiegend (bis zu 60 %) aus benthischen Algen (überwiegend Diatomeen). In größeren Tiefen kommen neben Organismen auch Rhizomaterial oder Material, das im Zuge von Extremereignissen verlagert wurde, in Betracht. Abb. 4 zeigt, dass etwa die Hälfte des Porenraumes mit partikulärer organischer Substanz (17 Vol.-% bei 40 % Porenanteil) verfüllt ist, die Kolmation ist somit vorwiegend biologisch verursacht.

Typische Ausprägungen des Biofilms in Form von benthischen Algen und EPS-Strukturen zeigt Abb. 5. Das Clogging durch organische Substanz ist erst unterhalb von 10 cm geringer, wo nur 6 % des Porenraumes mit POM verfüllt sind.

Das Litoralsediment von Seen nimmt bezüglich seiner Infiltrationscharakteristik bei der Uferfiltration eine Mittelstellung zwischen dem Langsandsfilter und dem Flussbett ein. Eine regelmäßige mechanische Reinigung des Interstitialraumes durch Hochwasserereignisse oder Abschälung findet hier nicht statt, und die Kolmation erreicht auch für Partikel im Mikrometerbereich bedeutende

Ausmaße. Letztere wird zum einen durch den Eintrag von POM gesteuert, jedoch trägt auch der direkt im Sediment erfolgende photosynthetische Aufbau organischer Masse incl. extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) einen bedeutenden Anteil bei. Der Hauptumsatz des partikulären Kohlenstoffs erfolgt dabei innerhalb der oberen 10 Zentimeter.

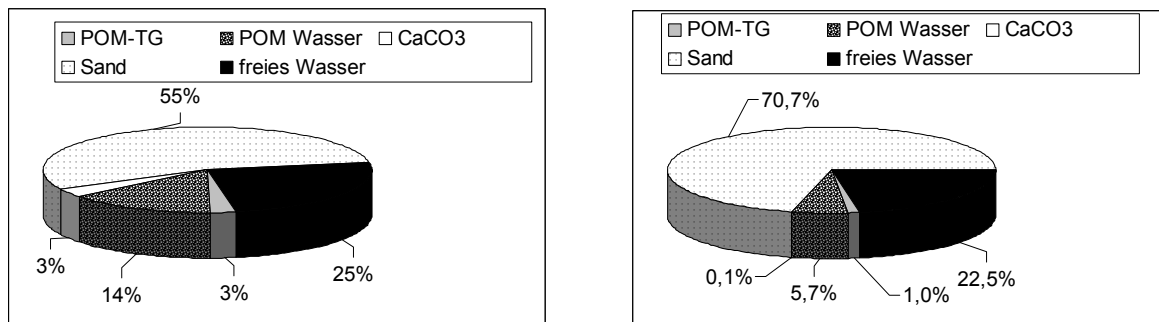


Abb. 4: Mittlere Volumenanteile (%) einzelner Sedimentkomponenten in 0 – 2 cm (links) und 14 – 20 cm Tiefe (rechts). Berechnung von POC und CaCO₃ nach C/N-Analyse anhand des molaren Verhältnisses der Elemente, Umrechnung in Volumenanteile je nach spezifischer Dichte.



Abb. 5: REM-Darstellungen des Interstitials. Links: Biofilm (nach Lufttrocknung), Schilfbereich, 05.02.2004, 7 – 8 cm Tiefe. Mitte: Biofilm (nach critical point Trocknung), erodiertes Ufer, 17.05.2004, 3 – 4 cm Tiefe. Rechts: Mikroflora, erodiertes Ufer, 27.04.2004, 0 – 1 cm Tiefe.

Danksagung

Es handelt sich um ein seit November 2003 von der DFG gefördertes Projekt und zugleich um Teilergebnisse im Rahmen der Promotion der Coautorin. Für ihre Mitwirkung sei den studentischen Hilfskräften der TU-Berlin gedankt.

Literatur

- Beulker, C., Gunkel, G., Hoffmann, A., Kosmol, J. (submitted): Fluorescence markers as a tool for the study of POM transport and biogenic metabolism in littoral sediments.
- Hiscock, K.M., Grischek, T. (2002): Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology* 266: 139 – 144.
- Hoffmann, A. & Gunkel, G. (submitted): Chemisch-biologische Stoffumsätze im sandigen Litoral des Tegeler Sees unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden)*, Weißensee Verlag: in diesem Band.
- Miettinen, I., Vartiainen, T., Martikainen, P. (1996): Changes in water microbiology and chemistry during bank filtration of humus rich lake water. In: Kivimäki, A.-L., Suokko, T. (Hrsg.): *Artificial Recharge of Groundwater. Proc. Intern. Symposium, Helsinki, Finland, NHP Report No. 38*: 203 – 208.
- Schulte-Ebbert, U. (2004): Künstliche Grundwasseranreicherung und Untergrundpassage. In: *Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW): Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd.6.*, Oldenbourg Industrieverlag GmbH.

Einfluss regelmäßiger Wasserstandsschwankungen auf die Besiedlungsdynamik und Funktion von Periphyton in einem Sandbach

Christina Decking, H. Wolfgang Riss & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, stina-d@web.de, riss@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de

Keywords: Periphytonbesiedlung, hydraulische Störung, Produktivität

Einleitung

Der Gellenbach, ein sandgeprägter Tieflandbach zweiter Ordnung (nach Strahler 1952), fließt im Naturschutzgebiet „Bockholter Berge“ (Kreis Steinfurt in NRW) in nahezu natürlichem Zustand. Aufgrund einer Aufstauung zur Energiegewinnung durchläuft er jedoch fast täglich Wasserstandsschwankungen um bis zu 20 cm. Diese hydrologische Störung entspricht nicht dem natürlichen Abflussverhalten eines Baches und war Anlass, die damit verbundenen Auswirkungen auf das Phyto-benthos zu studieren.

Die Hypothese der mittleren Störung (Ward und Stanford 1983) besagt, dass die Biodiversität von Lebensgemeinschaften bei mittlerer Störung am höchsten ist. Habitate mit extrem konstanten ökologischen Bedingungen sowie stark gestörte Bereiche sollten eine geringere Artenvielfalt zeigen. Außerdem besagt die Hypothese, dass Fließgewässer mit häufigen Störungen, wie z. B. zyklischen Abflussschwankungen, eine geringere Diversität aufweisen. Da gerade in kleinen, bis zum Grund belichteten Bächen mit wenig Makrophyten das Periphyton großen Anteil am Metabolismus hat, stellt sich die Frage, welche Auswirkungen die Wasserstandsschwankungen im Gellenbach auf die Besiedlung und somit auch auf die Produktivität des Periphytons haben. In dieser Arbeit wurden speziell die Diatomeen näher betrachtet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Gellenbach, ein sandgeprägter Tieflandbach, fließt durch das nördliche Münsterland (NRW). Er gehört zum Gewässersystem der Ems und hat ein Einzugsgebiet von 21,67 km². Im Oberlauf fließt der Gellenbach stark begradigt und wird nur vereinzelt von Erlenreihen beschattet. Viele der umliegenden Flächen werden stark landwirtschaftlich genutzt, wodurch eine anthropogene Belastung mit Nährstoffen gegeben ist. Dagegen bietet sich im Unterlauf, im Naturschutzgebiet „Bockholter Berge“, ein ganz anderes Bild. In diesem Bereich fließt der Bach mäandrierend durch einen, auf Binendünen gelegenen, Eichen-Buchenwald. Das Bachbett ist bis zu drei Meter in das Gelände eingetieft, und es sind deutliche Gleit- und Prallhänge ausgebildet.

Aufgrund einer Aufstauung des Gellenbaches oberhalb der „Bockholter Berge“ kommt es im Bereich des Naturschutzgebietes besonders im Frühjahr und Herbst zu fast täglichen Wasserstandsschwankungen von bis zu 20 cm (Abb.1).

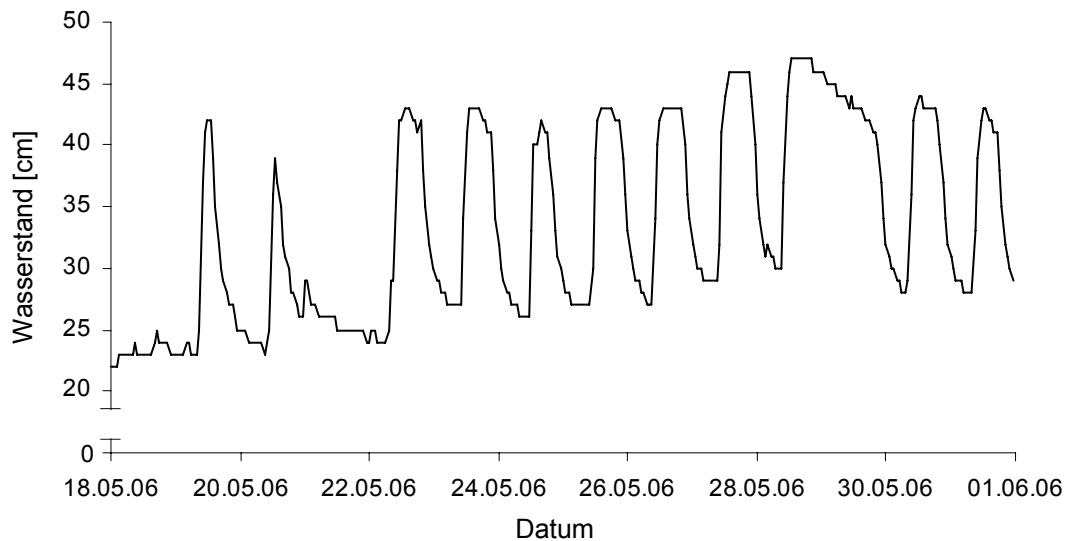


Abb. 1: Wasserstandsschwankungen des Gellenbaches über 2 Wochen im Mai 2006.

Methodik

Zur Untersuchung des Periphytons wurden über sechs Expositionszeiträume von jeweils 2-3 Wochen künstliche Substrate (Glasobjektträger) zum Bewuchs im Freiland ausgebracht. An drei Probestellen im Gellenbach wurde je eine Aufwuchsträgerschiene mit 10 Objektträgern in den permanent submersen Bereich in der Bachmitte sowie in den fluktuierend submersen Randbereich gesetzt.

Im Labor wurden die Proben zunächst in einer Plexiglas-Respirationskammer hinsichtlich der Parameter Sauerstoffproduktion und Respiration untersucht. Die Messungen erfolgten in einer Klimakammer bei konstanten 15 °C unter einer Tageslichtlampe (PAR: 700 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$). Für die Respirationmessungen wurde die Respirationskammer mit Alufolie abgedunkelt. Nach den Produktivitätsmessungen wurde das Periphyton zur Bestimmung der Biomasse und des Chlorophyll a-Gehalts von den Objektträgern abgekratzt. Zwei weitere Objektträger je Aufwuchsträgerschiene wurden zur Bestimmung des Artenspektrums der Diatomeen verwendet. Hierzu wurde der Aufwuchs von den Objektträgern geschabt und zur Säuberung von organischen Bestandteilen sowie zur Trennung der Schalenhälften mit konzentrierter Schwefelsäure, gesättigter Kaliumpermanganatlösung und gesättigter Oxalsäurelösung behandelt. Das gereinigte Diatomeenmaterial wurde anschließend durch mehrmaliges Spülen mit Aqua dest. neutralisiert. Zur mikroskopischen Bestimmung wurden Deckgläser mit Diatomeenlösung unterschiedlicher Konzentration betropft. Nach Abtrocknung des Wassers wurden Deckgläser mit angemessener Diatomeendichte ausgewählt und mit einem Tropfen stark brechenden Einbettmediums (Naphrax) auf Objektträger gelegt. Zur Bestimmung wurde ein Lichtmikroskop mit einer 1250-fachen Vergrößerung verwendet. Durch Bestimmung und Zählung von 500 Schalenhälften je Probe wurde das Artenspektrum ermittelt.

Ergebnisse

Die Produktivität der Biofilme pro μg Chlorophyll a (Abb. 2) der ersten beiden Probenahmen war deutlich geringer als an den folgenden Entnahmetagen. Die Aufwuchsproben aus den fluktuierenden Bereichen zeigten höhere Respirations- und Produktionsraten als die Biofilme der permanenten Bereiche; dies traf auch für den 12. Juni 2006 zu. Die am 29. Mai und 11. Juli 2006 entnommenen Biofilme aus den permanenten Bereichen respirierten und produzierten stärker als diejenigen aus den fluktuierenden Bereichen. Bei den Proben vom 26. Juni 2006 konnten bezüglich der chlorophyllbezogenen Respiration und Produktion kaum Unterschiede zwischen beiden Bachbereichen festgestellt werden.

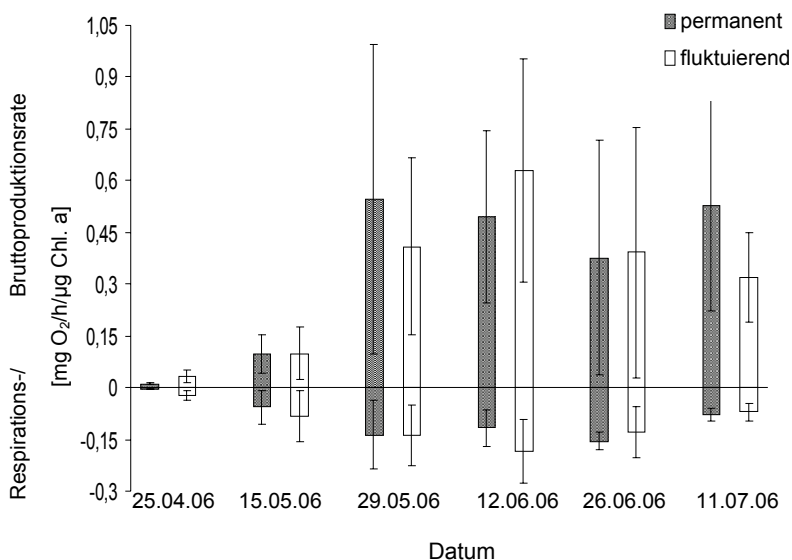


Abb. 2: Sauerstoff- Respirations- und Bruttoproduktionsraten der Aufwuchsproben aus permanent und fluktuierend submersen Bereichen von unterschiedlichen Entnahmetagen. Dargestellt sind Mittelwerte (aus $n = 3$) und Standardabweichungen.

Der Chlorophyllgehalt nahm vom ersten zum letzten Entnahmedatum sowohl im permanenten als auch im fluktuierenden Bereich ab (Abb. 3). Am ersten Entnahmetag war der Chlorophyllgehalt im permanenten Bereich mit $2,33 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ deutlich höher als die Werte an den anderen Probetagen ($0,123 - 0,023 \mu\text{g}/\text{cm}^2$). Die fluktuierend submersen Aufwuchsproben wiesen Chlorophyllgehalte zwischen $0,187 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ und $0,017 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ auf.

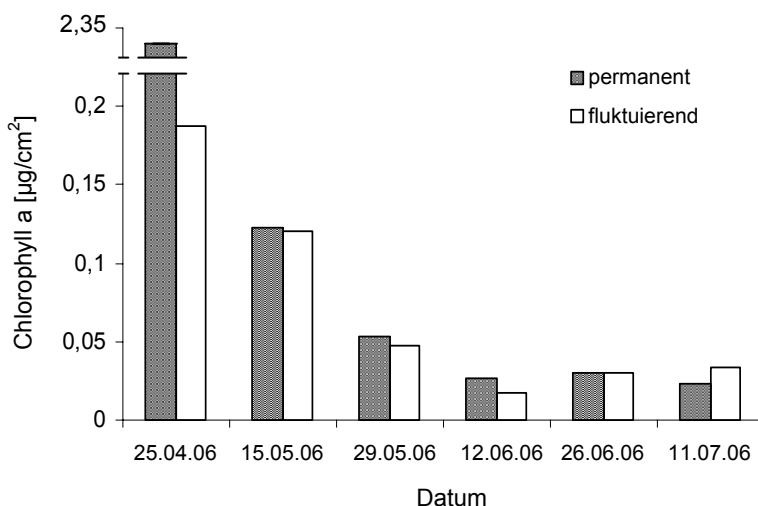


Abb. 3: Mittelwerte ($n = 3$) des Chlorophyll a-Gehaltes der Aufwuchsproben vom Randbereich (fluktuierend submers) und der Bachmitte (permanent submers) von unterschiedlichen Entnahmetagen.

Bei der Untersuchung des Artenspektrums wurden im Gellenbach 165 verschiedene Diatomeenarten/-sippenkomplexe gefunden. Die sechs häufigsten Arten/Sippen mit den jeweiligen Abundanzen sind in Tabelle 1 dargestellt. *Achnanthes lanceolata* kam mit 14,14 % im permanenten Bereich am häufigsten vor, im fluktuierenden Bereich war *Nitzschia palea* mit 11,78 % am stärksten vertreten. *Meridion circulare* kam in beiden Bereichen mit einer Häufigkeit von 5,12 % vor. In der permanent submersen Bachmitte wurden 142 Arten nachgewiesen, von denen 40 Arten an allen 6 Entnahmetagen zu finden waren. Im fluktuierend submersen Randbereich wurden 143 Arten gefunden, und es kamen 44 Arten an allen Entnahmetagen vor. Von den 22 Diatomeenarten, die nur im permanenten Bereich vorkamen, sind die fünf häufigsten ebenfalls in Tabelle 1 dargestellt. Nur im fluktuierenden Bereich kamen 23 Arten vor. Die sechs häufigsten sind in Tabelle 1 aufgelistet. Die Abundanz der nur im permanenten oder fluktuierenden Bereich vorkommenden Arten war sehr gering. *Gomphonema minutum* und *Nitzschia agnita* waren mit 0,11 % und 0,09 % die häufigsten dieser Arten. Die anderen Diatomeenarten kamen nur mit Abundanzen unter 0,05 % vor. Der Bray-Curtis Test ergab eine durchschnittliche Ähnlichkeit von 0,64 (+/- 0,054) zwischen beiden Bereichen.

Tab. 1: Artenliste der sechs häufigsten Diatomeen sowie die häufigsten nur im permanenten oder fluktuierenden Bereich vorkommenden Arten mit den jeweiligen Abundanzen.

| | Artenanzahl | häufigste Arten | Abundanz [%] | |
|------------------------|-------------|---------------------------------|--------------|--------------|
| | | | permanent | fluktuierend |
| Alle Probestellen | 166 | <i>Achnanthes lanceolata</i> | 14,14 | 8,29 |
| | | <i>Nitzschia palea</i> | 11,66 | 11,78 |
| | | <i>Navicula gregaria</i> | 8,07 | 9,57 |
| | | <i>Meridion circulare</i> | 5,12 | 5,12 |
| | | <i>Fragilaria capucina</i> | 4,48 | 3,39 |
| | | <i>Achnanthes minutissima</i> | 4,22 | 3,18 |
| Permanenter Bereich | 143 | <i>Gomphonema minutum</i> | 0,11 | - |
| | | <i>Nitzschia constricta</i> | 0,04 | - |
| | | <i>Cocconeis pediculus</i> | 0,02 | - |
| | | <i>Neidium affine</i> | 0,02 | - |
| | | <i>Stauroneis lauenburgiana</i> | 0,02 | - |
| Fluktuierender Bereich | 144 | <i>Nitzschia agnita</i> | - | 0,09 |
| | | <i>Anemoneis sphaerophora</i> | - | 0,04 |
| | | <i>Stauroneis legumen</i> | - | 0,04 |
| | | <i>Navicula oblonga</i> | - | 0,03 |
| | | <i>Cymbella cistula</i> | - | 0,02 |
| | | <i>Gyrosigma nodiferum</i> | - | 0,02 |

Schlussfolgerung

Das Artenspektrum der Diatomeen zeigte am Gellenbach insgesamt eine hohe Diversität. Dieses Ergebnis unterstützt die Hypothese der mittleren Störung (Ward und Stanford 1983). Trotz der fast täglichen Wasserstandsschwankungen und der somit unterschiedlichen Einflüsse auf die Objektträger im Randbereich und der Bachmitte unterscheiden sich beide Bereiche in ihrer Artenzusammensetzung dennoch nur sehr gering. Dies hängt vermutlich mit der Beweglichkeit der Diatomeen und den räumlich sehr nah aneinander liegenden Untersuchungsbereichen zusammen. Die durchschnittliche Ähnlichkeit zwischen Probestellen des gleichen Bereichs (z.B. zwischen versch. Bachmitte-

proben), welche deutlich weiter voneinander entfernt waren, war teilweise niedriger als die zwischen den unterschiedlichen Bereichen. Die fluktuierenden Bereiche werden offensichtlich trotz Austrocknung kaum von anderen Arten oder in anderer Artenzusammensetzung besiedelt. Die Abnahme des Chlorophyllgehalts ist auf das jahreszeitlich abhängige Diatomeenwachstum zurückzuführen (Krammer und Lange-Bertalot 1997). Auch in Bezug auf die Produktivität pro Chlorophyllgehalt waren keine deutlichen Unterschiede zwischen beiden Bereichen festzustellen. Da im gestörten Randbereich keine erhöhte Produktivität oder Artendiversität feststellbar war – wie bei Ward und Stanford (1983) beschrieben – lässt sich dieser Effekt nicht auf so kleinräumigem Gebiet nachweisen. Die Störung wirkt in diesem Falle vermutlich auf den gesamten Bachbereich.

Danksagung

Diese Studie ist Bestandteil einer Diplomarbeit. Allen, die diese Untersuchung ermöglicht und bei der Durchführung geholfen haben, sei hiermit gedankt.

Literatur

- Krammer, K & H. Lange-Bertalot. (1997). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Band 2, Teil 1-4
- Strahler, A.N. (1952): Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topograph. Bulletin of the Geological Society of America 63: 1117-42.
- Ward, J. W. & J. A. Stanford. (1983). The Intermediate-Disturbance Hypothesis: An Explanation for Biotic Diversity Patterns in Lotic Ecosystems. Ann Arbor Science, Ann Arbor MI 35: 347-356

Benthisch-pelagische Kopplung: Wechselwirkungen zwischen Periphyton, Phytoplankton und submersen Makrophyten in flachen eutrophen Seen

Elisabeth M. Gross¹ & Sabine Hilt²

¹ Limnologisches Institut der Universität Konstanz, PF 5560 M659, 78457 Konstanz, e-mail: elisabeth.gross@uni-konstanz.de, ² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, e-mail: hilt@igb-berlin.de

Keywords: Flachseen, Bistabilität, Periphyton, Phytoplankton, submerse Makrophyten

Einleitung

Den See wieder ‚zusammenfügen‘, sowohl pelagische als auch benthische Nahrungsnetze in die Gesamtbeurteilung eines Gewässers mit einzubeziehen fordern nicht nur Vadeboncoeur et al. (2002) mit ihrem Statement: „Lake Ecologists tend to focus their research on pelagic energy pathways, but, from algae to fish, benthic organisms form an integral part of lake food webs.“ Dieses Konzept wird seit einiger Zeit verstärkt vertreten, Studien zur ‚Benthisch-pelagischen Kopplung‘ nehmen zu. Der Einfluss des Benthos hängt von der Seestruktur und dem Seetyp ab und steigt generell bei flachen und kleinen Gewässern. Eine komplexe Wechselwirkung verschiedener pelagischer und benthischer Organismen findet in eutrophen Flachseen, welche eine Bistabilität zwischen submersen Makrophyten oder Phytoplankton aufweisen, statt. Nach dem Prinzip ‚Krautsalat‘ (Wasserpflanzen) oder ‚Erbsensuppe‘ (Algenblüten) liegt der Schwerpunkt dabei entweder auf den benthischen Pflanzen oder dem pelagischen Phytoplankton, Aufwuchs- und andere benthische Algen werden jedoch häufig nicht untersucht. Dabei haben schon Phillips et al. (1978) erkannt, dass bei zunehmender Eutrophierung der Rückgang der Makrophyten primär auf der Zunahme filamentöser und epiphytischer Algen beruht. Im Rahmen eines Tagungsschwerpunkts der DGL-Tagung in Dresden haben wir (S. Hilt, E. Gross) die vielfältige Interaktion der verschiedenen Primärproduzenten – Periphyton, Phytoplankton und Makrophyten – analysiert. Die Begriffe Epiphyton und Periphyton werden im Folgenden synonym verwendet.

Folgende Fragestellungen werden näher betrachtet:

1. Welche Wechselwirkungen bestehen zwischen Periphyton, Phytoplankton und Makrophyten?
2. Welche Faktoren tragen zu starker Periphytonentwicklung bei?
3. Wie sehen trophische Interaktionen in Periphyton-dominierten Systemen aus?
4. Können Makrophyten ‚ihr‘ Periphyton beeinflussen? (s. auch Beitrag Hilt & Gross)

Welche Wechselwirkung bestehen zwischen Periphyton, Phytoplankton und Makrophyten?

Eine hohe Phytoplanktendichte und die daraus resultierende geringe Sichttiefe verhindern das Wachstum von submersen Makrophyten. Oberhalb eines Chlorophyllgehalts von 100 $\mu\text{g/l}$ war kein Wachstum von *Elodea nuttallii* in experimentellen Mesokosmen mehr zu sehen (Jones et al. 2002), unterhalb dieser Schwelle gab es keinen klaren Zusammenhang zwischen Makrophytenbiomasse und Algendichte. Mit zunehmender Periphytendichte nahm die Biomasse submerser Makrophyten in verschiedenen englischen Flachseen signifikant ab (Jones & Sayer 2003).

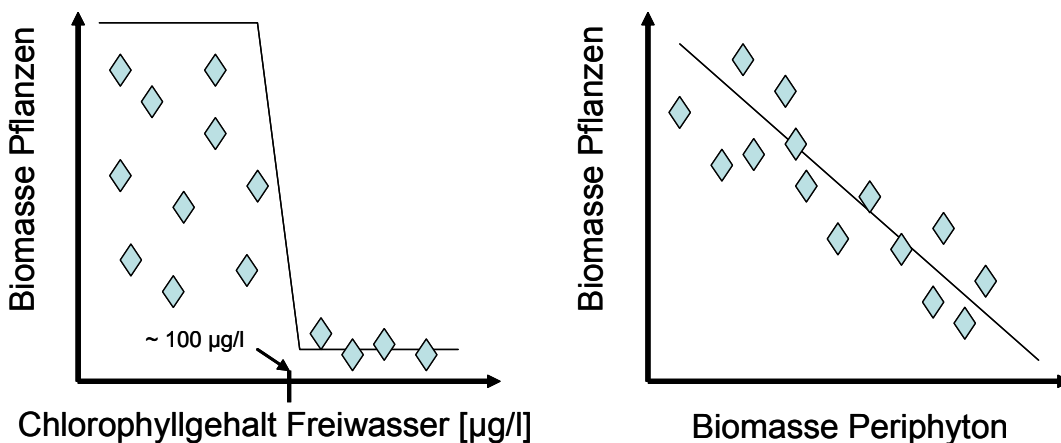


Abb. 1: Schematischer Zusammenhang zwischen Phytoplankton-, Periphyton- und Makrophytenbiomasse in eutrophen Flachseen. Während mit zunehmendem Periphyton die Biomasse der Pflanzen stetig abnimmt (B), gibt es einen deutlichen Schwellenwert (A) der Phytoplanktendichte, unterhalb dessen auch hohe Makrophytenbiomasse möglich ist, aber oberhalb dessen Makrophyten kaum noch wachsen können. Modifiziert nach Jones et al. (2002) & Jones & Sayer (2003).

Filamentöse Algen und Periphyton führen i.d.R. zu einer sehr starken Lichtattenuation, die schon bei weniger als 10 g/cm^2 Periphytonbiomasse (aschefreies Trockengewicht) zu ca. 80% geringerer Lichtverfügbarkeit führen kann ((Roberts et al. 2003). Viele andere Freilandbeobachtungen und Laborstudien bestätigen den stärkeren Effekt von Epiphyten vs. Phytoplankton auf submerse Makrophyten (Sand-Jensen 1990, Sand-Jensen & Madsen 1991).

Welche Faktoren tragen zu einer starker Periphytonentwicklung bei?

Eutrophierung und damit verbunden der erhöhte Eintrag insbesondere von Makronährstoffen wie Phosphat und Stickstoff in ein Gewässer beeinflussen das Wachstum der verschiedenen Primärproduzenten unterschiedlich. Insbesondere erhöhte Stickstoffwerte wirken sich negativ auf submerse Makrophyten aus. Oberhalb eines Schwellenwertes von ca. 2 mg/l war kein Makrophytenwachstum mehr zu verzeichnen, unterhalb dieses Grenzwertes jedoch schon (Gonzalez Sagrario et al. 2005), vergleichbar zur sprunghaften Änderung in Abhängigkeit vom Chlorophyllgehalt (s. Abb. 1A).

Die anorganische Kohlenstoffverfügbarkeit, d.h. CO₂ oder HCO₃⁻-Aufnahme der Makrophyten wird auch durch eine dichte Epiphytenschicht limitiert. Der negative Effekt zunehmender Periphytondichten auf *E. nuttallii* stieg mit abnehmender Verfügbarkeit anorganischen Kohlenstoffs (Jones et al. 2002). Die Untersuchung mehrerer eutropher englischer Flachseen zeigte, dass in diesen die Biomasse von Makrophyten nur signifikant mit der Periphytonbiomasse negativ korrelierte. Keine Korrelationen fanden sich zwischen Makrophytenbiomasse und den Faktoren Nährstoffe, Trübung, Phytoplankton und filamentöse Algen (Jones & Sayer 2003). Nährstoffe, insbesondere Stickstoff und Silikat, beeinflussten umgekehrt die Periphytondichte und damit die Beschattung von Makrophyten, zu unterschiedlichen Zeitpunkten während der Vegetationsperiode (Roberts et al. 2003).

Wie sehen trophische Interaktionen in Periphyton-dominierten Systemen aus?

Periphyton ist eine wichtige Nahrungsquelle für herbivore Makroinvertebrate, insbesondere Schnecken und aquatische Insektenlarven. Ist die Dichte dieser Grazer hoch, wird die Periphytondichte entsprechend reduziert, und submerse Makrophyten wachsen besser (Jones & Sayer 2003). In Gegenwart von Räufern, wie z.B. der Schleie, die sich auf Schnecken spezialisieren kann, nimmt der Einfluss des Grazings stark ab, das Periphyton nimmt zu und die Makrophyten wachsen deutlich langsamer (Brönmark & Vermaat 1998). Einen signifikanten Effekt steigender Dichten von grazenden Makroinvertebraten auf die Biomasse von Periphyton fanden auch Jones et al. (2002). In dieser multivariaten Mesokosmosstudie war nach multipler Stufenweiser Regression die Dichte der Makroinvertebraten der wichtigste Faktor, gefolgt von der anorganischen Kohlenstoffverfügbarkeit und Nährstoffen, insbesondere Stickstoff. Die Dichte der Makroinvertebraten hängt stark von der Dichte der benthivoren Fische ab. Allgemein gilt, dass in kleinen, flachen Seen der Anteil benthivorer Nahrung gegenüber planktischer Nahrung sprunghaft und stark zunimmt (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002).

Können Makrophyten ‚ihr‘ Periphyton beeinflussen?

Wenig untersucht ist bisher, ob Makrophyten Periphytongrazer oder deren Räuber anlocken können. Bei Landpflanzen ist bekannt, dass ein bestimmter Pflanzenduft Räuber von Fraßfeinden anlocken kann. Dabei ändert sich das Muster der flüchtigen, von den Pflanzen ausgeschiedenen Substanzen abhängig von den Herbivoren, die die Pflanze bedrohen und dient damit als eindeutiges Signal z.B. für Schlupfwespen oder andere Räuber (Arimura et al. 2005). Auch Wasserpflanzen produzieren flüchtige Stoffe, aber deren Bedeutung in solchen tritrophischen Wechselwirkungen ist bislang wenig untersucht. So ließ sich *Lymnea peregra* nur durch intakte Hornblattsprosse (*Ceratophyllum demersum*) anlocken, nicht jedoch durch zerkleinerte Pflanzen oder abgekratztes Epiphyton (Brönmark 1985). Der Epiphytenbewuchs unterschied sich deutlich zwischen künstlichen und natürlichen Pflanzen bei zwei unterschiedlichen Makrophyten (*Littorella uniflora* und *E. nuttallii*). Während auf künstlicher *Littorella* weniger Periphyton als auf den echten Pflanzen gefunden wurde, war dieser Effekt umgekehrt bei *E. nuttallii* (Jones et al. 1999). Eventuell ist dieser Effekt auf die Exsudation allelopathisch aktiver Substanzen durch *E. nuttallii* zurückzuführen (Erhard & Gross 2006). Auf die Bedeutung der Allelopathie für die gegenseitige Beeinflussung von Makrophyten, Periphyton und Phytoplankton wird näher im Beitrag ‚Allelopathie stabilisiert Klarwasserstadien? Stand der Forschung‘ von S. Hilt & E. Gross in diesem Tagungsband eingegangen.

Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lassen sich folgende Schlussfolgerungen und daraus abgeleitete Forschungsschwerpunkte ziehen:

1. Periphyton ist ein wichtiger Faktor in eutrophen Flachseen und die Periphytondichte oft entscheidend für die Biomasseentwicklung submerser Makrophyten. Daraus folgt, dass die Beprobung von Periphyton in solchen Gewässern unbedingt mit eingezogen werden muss, wenn die Ursachen verringerter Makrophytenbesiedlung oder die Produktivität untersucht werden sollen. Allerdings sind häufig hohe Replikatzahlen nötig, da die Heterogenität des Periphytons deutlich stärker ist als die des Phytoplanktons.
2. Mehrere Ressourcen, darunter besonders Licht, Kohlen- und Stickstoff, beeinflussen sowohl die Dichte von Periphyton als auch von Makrophyten. Periphyton führt zu einer deutlich stärkeren Lichtattenuation als Phytoplankton oder andere Trübstoffe. Ein verringertes Angebot anorganischen Kohlenstoffs (DIC) verstärkt den negativen Effekt von Periphyton auf submerse Makrophyten. Stickstoff scheint in der Interaktion Periphyton-Makrophyten wichtiger zu sein als für die Wechselwirkung von Phytoplankton und Makrophyten. Es wäre sinnvoll, Lichtattenuation, DIC und Makronährstoffe in entsprechenden Fallstudien zu untersuchen.
3. Benthische Nahrungsnetze sind entscheidend für die Periphytonentwicklung. Abhängig von der Abundanz der Räuber, der Größe der Grazer und möglicher Refugien ist der Einfluss von grazenden Makroinvertebraten für die Periphytonentwicklung wesentlich, und hat einen stärkeren Effekt als DIC- und Makronährstoffverfügbarkeit. Der Anteil benthivorer Nahrung in entsprechenden Systemen sollte bestimmt werden.
4. Es gibt mehrere Hinweise auf eine aktive Rolle der Pflanzen bei der Steuerung der Periphytondichte. Mögliche Lockstoffe für Grazer bzw. Räuber von Grazern sollten untersucht werden. Auch Allelopathie kann die Epiphytendichte beeinflussen. Diese Aspekte der chemischen Ökologie submerser Makrophyten sind bisher, bis auf wenige Ausnahmen, nicht sehr gut untersucht.

Die relative Bedeutung von Fraßdruck durch Makroinvertebrate und deren Räubern („Top down“) zu dem Einfluss von Ressourcen (Licht, DIC, Nährstoffe; „Bottom up“) ist trotz der bisherigen Freilandbeobachtungen und experimentellen Ergebnisse nicht unumstritten. Es fehlen insbesondere mehr saisonale Studien zur Ressourcenverfügbarkeit und dem Vorkommen von Grazern und deren Räubern. In Zukunft sollten benthische und pelagiale Nahrungsnetze nicht mehr getrennt, sondern häufiger zusammen untersucht werden.

Literatur

- Arimura G-I, Kost C, Boland W (2005) Herbivore-induced, indirect plant defences. *Biochimica et Biophysica Acta* 1734:91-111
- Brönmark C (1985) Interactions between macrophytes, epiphytes and herbivores: an experimental approach. *Oikos* 45:26-30
- Brönmark C, Vermaat JE (1998) Complex fish-snail-epiphyton interactions and their effects on submerged freshwater macrophytes. In: Jeppesen E, Sondergaard M, Sondergaard M, Christoffersen K (eds) *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, Vol 131. Springer, New York, p 47-68

- Erhard D, Gross EM (2006) Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquatic Botany* 85:203-211
- Gonzalez Sagrario MA, Jeppesen E, Goma J, Sondergaard M, Jensen JP, Lauridsen T, Landkildehus F (2005) Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50:27-41
- Jones JI, Sayer CD (2003) Does the fish-invertebrate-periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology* 84:2155-2167
- Jones JI, Young JO, Eaton JW, Moss B (2002) The influence of nutrient loading, dissolved inorganic carbon and higher trophic levels on the interaction between submerged plants and periphyton. *Journal of Ecology* 90:12-24
- Jones JI, Young JO, Haynes GM, Moss B, Eaton JW, Hardwick KJ (1999) Do submerged aquatic plants influence their periphyton to enhance the growth and reproduction of invertebrate mutualists? *Oecologia* 120:463-474
- Phillips GL, Eminson D, Moss B (1978) A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4:103-126
- Roberts E, Kroker J, Körner S, Nicklisch A (2003) The role of periphyton during the recolonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 509:525-530
- Sand-Jensen K (1990) Epiphyte shading - its role in resulting depth distribution of submerged aquatic macrophytes. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 25:315-320
- Sand-Jensen K, Madsen TV (1991) Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. *Journal of Ecology* 79:749-764
- Vadeboncoeur Y, Vander Zanden MJ, Lodge DM (2002) Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. *Bioscience* 52:44-54
- Vander Zanden MJ, Vadeboncoeur Y (2002) Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83:2152-2161

Prozesse der Elimination von Cyanobakterientoxinen bei der Infiltration

Gesche Grützmacher¹, Gabriele Wessel², Hartmut Bartel² & Ingrid Chorus²

¹ Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB), Cicerostraße 12, 10709 Berlin, gesche.gruetzmacher@kompetenzwasser.de, ² Umweltbundesamt, FG Trinkwasseraufbereitung, Schichauweg 58, 12307 Berlin, gabriele.wessel@uba.de, hartmut.bartel@uba.de, ingrid.chorus@uba.de

Keywords: Cyanobakterien, Microcystine, biologischer Abbau, Uferfiltration

Einleitung

In Berlin – wie auch in anderen Regionen Deutschlands – wird ein Großteil des Trinkwassers durch Uferfiltration gewonnen. Durch eine Untergrundpassage mit einer Dauer von meist mehreren Wochen erhält es eine Aufreinigung, die den Aufwand der konventionellen Trinkwasseraufbereitung verringert und eine zusätzliche Barriere gegenüber Schadstoffen darstellt (Kühn 2001). Das Ziel eines interdisziplinären Forschungsvorhabens mit dem Titel NASRI (Natural and Artificial Systems for Recharge and Infiltration) war, die Reinigungsprozesse für verschiedenste Substanzen zu ermitteln und Empfehlungen für das zukünftige Wassermanagement in Berlin abzuleiten (Fritz 2003). Aufgabe der Arbeitsgruppe des Umweltbundesamtes war dabei zu klären, wie wirksam Microcystinen (MCYST) als wichtigste Gruppe der Cyanobakterientoxine durch die Bodenpassage eliminiert werden. Im Folgenden werden einige Schlüsselergebnisse berichtet. Für eine ausführliche Ergebnisdarstellung siehe Grützmacher et al. (2006).

MCYST sind in der Regel überwiegend (> 90 %) zellgebunden, so dass die physikalische Filtration der Zellen an der Sedimentoberfläche als Eliminationsprozess im Vordergrund steht (Grützmacher et al. 2003). Das extrazelluläre MCYST wird dagegen überwiegend biologisch abgebaut (Lahti et al. 1998, Grützmacher et al. 2005a). Um unter naturnahen Bedingungen Extremfälle für den biologischen Abbau zu simulieren, wurden i) Freilandversuche unter variierenden Redoxbedingungen und ii) Laborsäulenversuche bei unterschiedlichen Temperaturen durchgeführt. Ferner wurde die Freisetzung von MCYST aus sedimentierten Zellen untersucht (Tab. 1).

Tab. 1: Übersicht über die durchgeführten Labor- und Freilandversuche.

| Nr. | Versuchsaufbau | Ort | Zielstellung / variabler Parameter | Art der Applikation des Microcystins |
|-----|--------------------|------------------------------|---|--------------------------------------|
| 1 | Enclosureversuche | UBA Versuchsfeld Marienfelde | Einfluss des Redoxmilieus auf den Abbau von extrazellulärem MCYST | pulsartig |
| 2 | Laborsäulenversuch | TU Berlin | Einfluss der Temperatur auf den Abbau von extrazellulärem MCYST | kontinuierlich |
| 3 | Enclosureversuch | UBA Versuchsfeld Marienfelde | Freisetzung von MCYST aus sedimentierten Zellen | semi-kontinuierlich, intakte Zellen |

Material und Methoden

Enclosureversuche (Versuche 1 und 3)

Die Enclosures, die für die Versuche Nr. 1 und 3 (Abbildung 1) verwendet wurden, sind 1,2 m mächtige Filterkörper unterhalb eines ca. 50 cm tiefen Wasserreservoirs, besteht aus feinsandigem Mittelsand – gut durchlässiges Grundwasserleitermaterial, das auch bei der Grundwasseranreicherung und Langsandsandfiltration eingesetzt wird. Die Basis bildet ein Dränagekörper aus Mittel- bis Grobkies, aus dem das infiltrierte Wasser abgepumpt wird. Probenahmestellen befinden sich in 40 cm und 80 cm Tiefe.

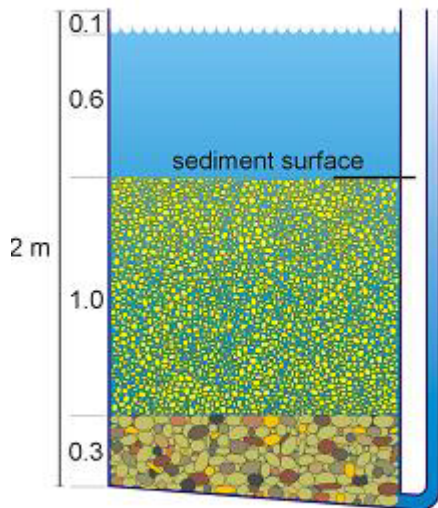


Abb. 1: Schematischer Schnitt durch einen Enclosure (nach Grützmacher et al. in prep.).

Versuch 1 (Variation der Redoxbedingungen)

Für die Erfassung des biologischen Abbaus unter variierenden Redoxbedingungen wurde ein Extrakt einer *Plankthothrix agardhii*-Massenkultur als Puls in das Wasserreservoir eines Enclosures gegeben. Der Extrakt wurde durch wiederholtes Einfrieren und Auftauen eines Konzentrats der Massenkultur gewonnen, das anschließend zentrifugiert wurde, um die wasserunlöslichen Zellbestandteile zu entfernen. Die resultierende Konzentration im Wasserkörper des Enclosures betrug zwischen 6,0 µg/L und 9,0 µg/L, der Durchfluss betrug 30 L/h ± 5 % (entsprechend einer Filtergeschwindigkeit von 0,7 m/d; siehe Grützmacher et al. (2005b) für Details).

Der Versuch wurde zweimal unter aeroben Bedingungen und einmal unter anoxischen Bedingungen wiederholt. Anoxische Bedingungen wurden durch die Zugabe von leicht abbaubarem DOC (Essigsäure) in das Wasserreservoir hergestellt. Die DOC Konzentration erhöhte sich dadurch um 3,6 mg/L auf 9,6 mg/L. Nach 3 Wochen konnte weder in den Probenahmestellen noch im Ablauf Sauerstoff nachgewiesen werden, Eisen war dagegen ab 40 cm Tiefe bestimmbar. Zu diesem Zeitpunkt erfolgte die puls förmige Zugabe von MCYST für den anoxischen Versuch.

Proben wurden aus dem Wasserüberstand, aus 40 cm und 60 cm Tiefe sowie aus dem Ablauf entnommen und mittels ELISA (Enzyme Linked ImmunoSorbent Assay, nach Zeck et al. (2001)) auf MCYST untersucht. Für die Auswertung erfolgte die Berechnung des wiedererhaltenen MCYST durch die Aufsummierung der zeitlich gewichteten Konzentrationen in Relation zur insgesamt applizierten Menge.

Versuch 3 (Freisetzung aus sedimentierten Zellen)

Für den Versuch zur Freisetzung von MCYST aus sedimentierten Zellen wurden 20 mL/min *Planktothrix agardhii*-Massenkultur (intra- plus extrazelluläres MCYST: ca. 240 mg/L) über vier Tage in das Wasserreservoir dosiert. In regelmäßigen Abständen wurden der Sedimentoberfläche Sedimentkerne (bis ca. 10 cm Tiefe) entnommen. An diesen wurden semi-quantitativ der Gesamt-MCYST-Gehalt (ELISA nach zweimaligem Einfrieren) sowie das Biovolumen bestimmt. Wasserproben für die MCYST-Analytik (ELISA) und die Bestimmung des Biovolumens wurden täglich vom Wasserüberstand sowie vom Ablauf entnommen.

Laborsäulenversuch (Versuch 2)

Für den Laborsäulenversuch (Versuch 2) wurden drei parallele Durchflusssäulen genutzt (0,5 m Höhe, 0,14 m Durchmesser), die mit Quarzsand (Korngröße: 0.7 bis 1.2 mm) gefüllt waren und mit Oberflächenwasser des Tegeler Sees bei einer Abstandsgeschwindigkeit von ca. 0,2 m/d durchströmt wurden (Jekel et al. 2005). Die Säulen wurden unterschiedlich temperiert (5°C, 15°C und 25°C) und am Säulenauslauf täglich einmal beprobt. MCYST wurde als Extrakt der *Planktothrix agardhii*-Massenkultur dem gemeinsamen Vorratsbehälter zudosiert, so dass eine Eingangskonzentration zwischen 10 µg/L und 20 µg/L MCYST konstant aufrechterhalten werden konnte (Garing 2005).

Ergebnisse und Diskussion

Enclosureversuch zu variierenden Redoxbedingungen (Versuch 1)

Die im anoxischen Versuch (E9 in Abb. 2) wiedererhaltenen MCYST-Mengen liegen – mit Ausnahme des Ablaufs – nur geringfügig über oder in demselben Bereich wie die der aeroben Versuche (E4 und E5 in Abb. 2). Dies lässt den Schluss zu, dass ein Abbau auch unter anoxischen Bedingungen möglich ist, wie dies auch in Säulenversuchen (Grützmaier et al. 2002, Holst et al. 2003) beobachtet wurde. Da die Aufenthaltszeiten – bedingt durch ein kollimationsbedingtes geringeres Porenvolumen bei gleichem Durchfluss – im anoxischen Versuch geringer sind als in den aeroben Versuchen, dürften die Abbauraten denen der aeroben Versuche entsprechen.

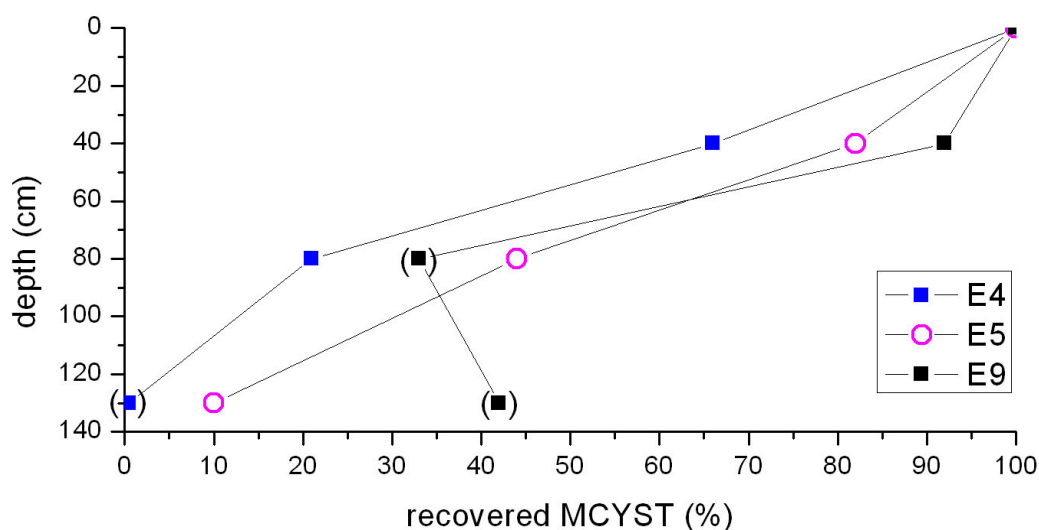


Abb. 2: .Wiedererhaltenes MCYST in Abhängigkeit von der Tiefe innerhalb des Enclosures. E4, E5: aerobe Versuche, E9: anoxischer Versuch aus Grützmaier et al. (in prep.).

Laborsäulenversuch zu variierenden Temperaturen (Versuch 2)

Die im Ablauf der Säulen gemessenen MCVYST-Konzentrationen zeigen nach ca. 5 Tagen einen ersten Anstieg der Gehalte, parallel in allen drei Säulen (Abb. 3). Bei den Versuchen mit 15°C und 25°C erreichen die Werte nach ca. 7 Tagen ein Maximum von 2,6 µg/L bzw. 2,2 µg/L. Das Maximum in der Säule, die bei 5°C betrieben wurde, betrug dagegen 8,6 µg/L am 9. Tag nach Versuchsbeginn. Dies gibt bereits einen Hinweis auf ein verspätetes Einsetzen des biologischen Abbaus unter kälteren Umgebungsbedingungen. Während bei gleichbleibender Abbaurrate unter konstanten Bedingungen zu erwarten wäre, dass die Konzentrationen im Ablauf der Säulen ein Plateau erreichen, gingen nach Erreichen des Maximums in allen Säulen die Konzentrationen zurück. So wurden in den 15°C- und 25°C-Säulen nach 26 bzw. 21 Tagen Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze erreicht. Für den Versuch bei 5°C dauerte dies 47 Tage. Die innerhalb der Säulen eliminierte Gesamtmenge an MCVYST betrug zwischen 97 % (15°C und 25°C) und 88 % (5°C).

Die Modellierung des Abbauverhaltens ergab eine kontinuierliche Steigerung der Abbauraten für alle 3 Säulen mit Abbauraten zwischen $< 0,01 \text{ d}^{-1}$ zu Beginn des Versuchs und $0,8 \text{ d}^{-1}$ (5°C) und $0,9 \text{ d}^{-1}$ (15°C und 25°C) zu Versuchsende (Garing 2005). Der wesentliche Unterschied besteht dabei in einem schnelleren Anstieg der Abbauraten in den Säulen mit 15°C und 25°C.

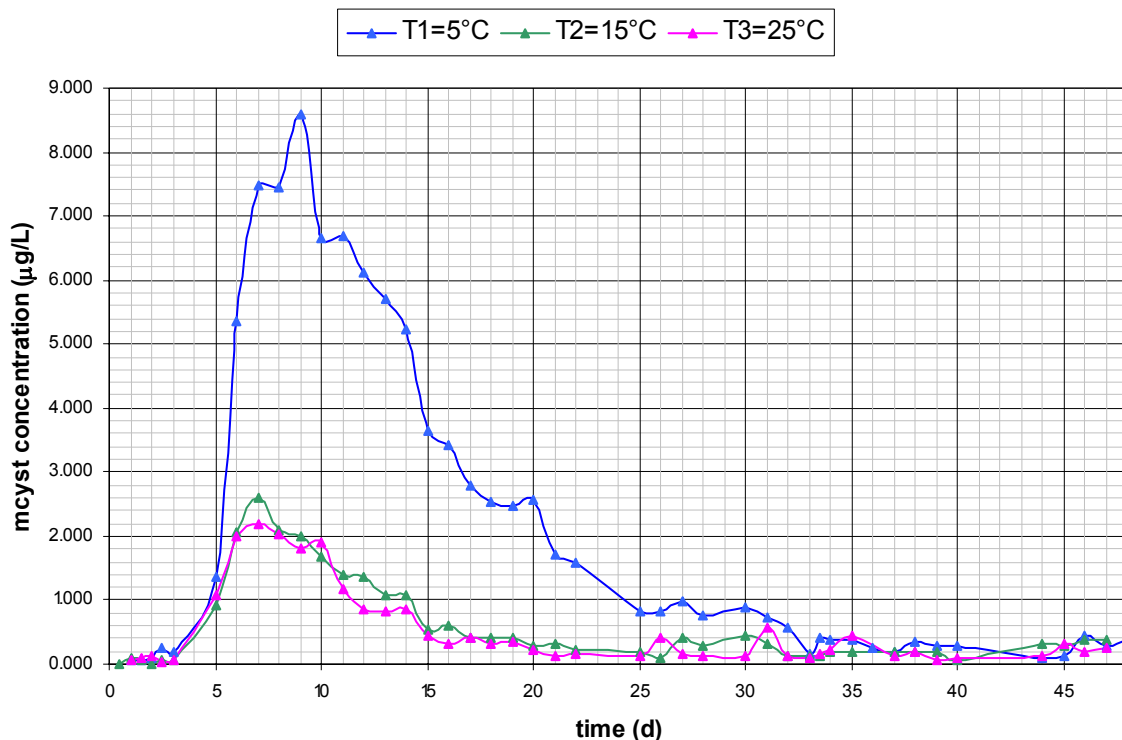


Abb. 3: MCVYST-Konzentrationen im Ablauf der bei 5°C, 15°C und 25°C durchgeführten Laborsäulenversuche (aus Garing 2005). Einlaufkonzentration für alle Säulen identisch zwischen 20 µg/L und 10 µg/L MCVYST über die gesamte Versuchsdauer.

Der biologische Abbau von MCVYST ist somit deutlich temperaturabhängig mit einem schnelleren Einsetzen des Abbaus bei Temperaturen von 15°C oder höher. Als Ursache hierfür wird die bei diesen Bedingungen raschere Selektion und / oder Adaptation der abbauenden Mikroorganismen vermutet, wie sie für andere natürlich vorkommende, organische Substanzen bereits nachgewiesen wurde (Schönheitz et al. 2005).

Enclosureversuch zur Freisetzung zellgebundenen Microcystins (Versuch 3)

Während der Dosierung von Cyanobakterien war eine Akkumulation von Zellen, wie auch von MCYST in den oberen 2 Zentimetern des Sedimentkörpers zu beobachten. MCYST war bis in 4,5 cm Tiefe, die Zellen bis in 8 Zentimeter Tiefe nachweisbar (Abb. 3). Nach dem Ende der Dosierung verringerte sich die MCYST-Konzentration in den obersten 2 Zentimetern rasch, innerhalb von 4 Tagen auf 25 % der Maximalkonzentration. Gleichzeitig war in diesem Bereich kein nennenswerter Rückgang der Zelldichten zu verzeichnen. Zehn Tage nach Versuchsbeginn war bis in 8 Zentimeter Tiefe kein MCYST mehr nachweisbar, während das cyanobakterielle Biovolumen noch bei 50 % der Maximalgehalte lag. Zu keinem Zeitpunkt während des gesamten Versuches konnte MCYST im Ablauf des Enclosures nachgewiesen werden.

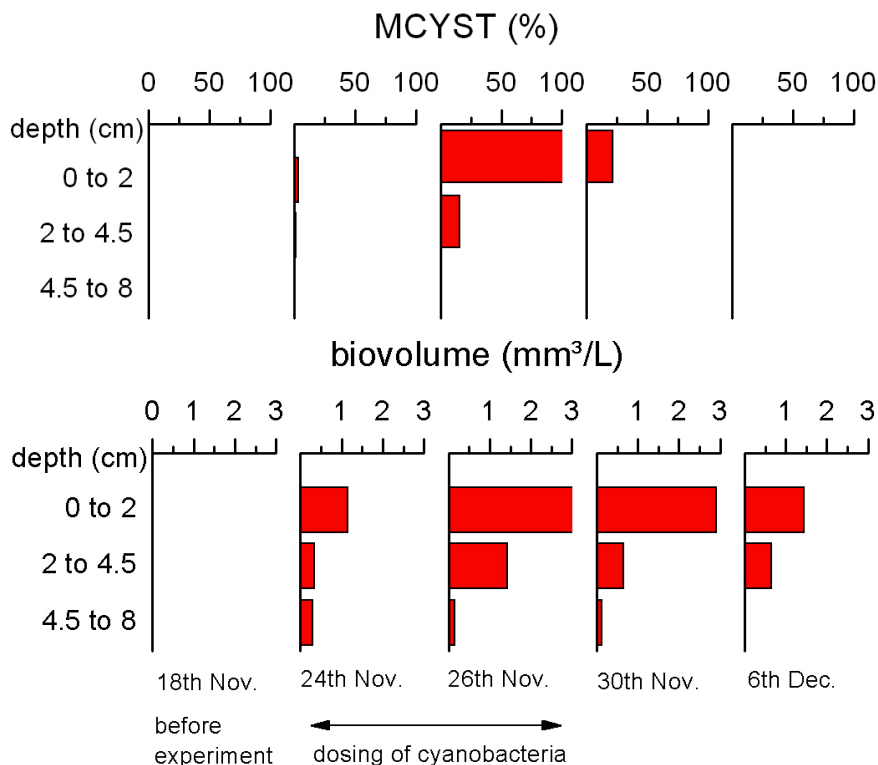


Abb. 4: .Relative MCYST-Konzentrationen und Biovolumen von *Plantkothrix agardhii* in Sedimentkernen vor, während und nach der Dosierung mit Cyanobakterien. (aus Grützmaier et al. 2006)

Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass es mit der Sedimentation der Zellen rasch zu einer Freisetzung von MCYST kommt, während die Zellen mehr als 4 Tage lang noch optisch intakt bleiben können. Das gleichzeitige Fehlen nachweisbarer Konzentrationen von MCYST im Ablauf deutet darüber hinaus auf einen raschen Abbau hin – d.h. auf Abbauraten, die nicht unter Freisetzungsraten liegen, so dass auch unter diesen Umständen keine Durchbruch des Toxins zu erwarten ist.

Schlussfolgerungen

In der Zusammenschau der Ergebnisse, einschließlich der in der Literatur publizierten, ist das Risiko eines Durchbruchs von Microcystinen bei der Bodenpassage sehr gering, sofern es sich überwiegend um mittelsandige oder feinkörnige Grundwasserleiter handelt, die Aufenthaltszeit im Untergrund mindestens 9 Tage beträgt, die Bedingungen aerob sind und die Temperaturen über 15 °C liegen. Dies gilt für Ausgangskonzentrationen im Gewässer von bis zu 500 µg/L MCYST (zellge-

bunden plus extrazellulär); bei höheren Konzentrationen können längere Aufenthaltszeiten erforderlich werden. Dabei ist nicht gesagt, dass bei ungünstigeren Bedingungen ein Durchbruch zu erwarten ist, jedoch müsste dies von Fall zu Fall überprüft werden.

Danksagung

Diese Untersuchungen fanden im Rahmen des NASRI-Vorhabens statt, das wurde von den Berliner WasserBetrieben und Veolia Water unter Koordination des Kompetenzzentrums Wasser Berlin finanziell unterstützt wurde. Wir danken T. Köhler, C. Hensel, H.-W. Althoff, T. Starzetz und L. Beetz für die Unterstützung bei den Freilandversuchen. Besonderer Dank gilt C. Garing für die Durchführung und Modellierung der Temperatursäulenversuche, S. Grünheid für die Bereitstellung und Betreuung der Säulen und A. Baldus für die sorgfältigen Mikroskopierarbeiten sowie Fr. Flieger für die HPLC-Validierung der Microcystinanalytik sowie Fr. Stadelmeyer für die Durchführung der ELISA Analysen.

Literatur

- Fritz, B. (2003): Uferfiltration und Wasseranreicherung – Natürliche Prozesse mit hoher Effizienz. WWT 10-11/03: 10 – 17.
- Garing, C. (2005): Investigations on microcystin removal during underground passage: column experiments on temperature effects. Report submitted in fulfilment of the requirements for and ENSIACET engineer diploma. Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Grützmaker, G., Wessel, G., Bartel, H. & Chorus, I. (in prep.): Final report „NASRI“: Retention and elimination of cyanobacterial toxins (microcystins) through artificial recharge and bank filtration. – Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Grützmaker, G., Wessel, G., Bartel, H., Chorus, I. & Holzbecher, E. (2005a): On the behaviour of microcystins in saturated porous medium, In: Recharge Systems for Protecting and Enhancing Groundwater Resources, UNESCO IHP-VI Series on Groundwater 13: 491 - 497.
- Grützmaker, G., Wessel, G., Chorus, I. & Bartel, H. (2005b): Are there limits to cyanobacterial (microcystin) elimination by sand passage? In: Recharge Systems for Protecting and Enhancing Groundwater Resources, UNESCO IHP-VI Series on Groundwater 13: 485 - 490.
- Grützmaker, G., Chorus, I., Böttcher, G. & Pawlitzky, E. (2003): Strategien zur Vermeidung des Vorkommens ausgewählter Algen- und Cyanobakterienmetabolite im Rohwasser. Teilprojekt: Wirksamkeit der Infiltration / Bodenpassage für die Retention von Algen- und Cyanobakterienmetaboliten. Abschlussbericht BMBF-Forschungsvorhaben 02WT9852/7, 145 pp.
- Grützmaker, G., Böttcher, G. Chorus, I. & Bartel, H. (2002): Removal of Microcystins by slow Sand Filtration. Environ. Tox. 17 (4): 386-394
- Holst, T., Jørgensen, N.O.G., Jørgensen, C. & Johansen, A. (2003): Degradation of microcystin in sediments at oxic and anoxic, denitrifying conditions. – Wat. Res. 37: 4748 – 4760.
- Jekel, M., Grünheid, S., Kutz, K., Hübner, U., Mucha, M., Jacobs, C., & Mundt C. (2006): Final report “NASRI“: Organic Substances in Bank filtration and Groundwater Recharge-Process Studies.
- Kühn, W. & Müller, U. (2000): Riverbank Filtration – an Overview. Journal AWWA, 60-69.
- Lahti K., Vaitomaa J., Kivimäki A.L., Sivonen K. (1998): Fate of cyanobacterial hepatotoxins in artificial recharge of groundwater and in bank filtration. In: Peters et al. (eds): Artificial Recharge of Groundwater, p. 211-216 Balkema, Rotterdam.
- Schoenheinz, D., Börnick, H. & Worch, E. (2005): Temperature effects on organics removal during river bank filtration. In: Recharge Systems for Protecting and Enhancing Groundwater Resources, UNESCO IHP-VI Series on Groundwater 13: 581 – 590.
- Zeck, A., Weller, M.G., Bursill, D. & Niessner, R. (2001): Generic microcystin immunoassay based on monoclonal antibodies against ADDA. Analyst 126: 2002-2007.

Allelopathie stabilisiert Klarwasserstadien? Stand der Forschung

Sabine Hilt¹ & Elisabeth M. Gross²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, e-mail: hilt@igb-berlin.de, ² Limnologisches Institut der Universität Konstanz, PF 5560 M659, 78457 Konstanz, e-mail: elisabeth.gross@uni-konstanz.de

Keywords: Flachseen, Bistabilität, Allelopathie, submerse Makrophyten

Einleitung

Flachseen sind bei geringer Nährstoffkonzentration meist klar und Makrophyten-dominiert, bei hoher Nährstoffkonzentration dagegen trüb und Phytoplankton-dominiert. Bei mittleren Nährstoffkonzentrationen können beide Zustände alternativ auftreten, ein als Bistabilität bezeichnetes Phänomen (Scheffer et al., 1993). Beide Zustände stabilisieren sich durch eine Reihe von Mechanismen selbst. Die für das Phytoplanktonwachstum hemmende Wirkung allelopathischer Substanzen aus submersen Makrophyten wird als einer der potentiellen Stabilisierungsmechanismen des Klarwasserzustandes angesehen. Aus zahlreichen Untersuchungen im Labormaßstab ist bekannt, dass allelopathische Substanzen durch submerse Makrophyten produziert und abgegeben werden. Aufgrund fehlender *in situ* Nachweise der Phytoplanktonhemmung (Gross et al., im Druck) ist jedoch noch unklar, welche ökologische Relevanz dieser Prozess unter Freilandbedingungen hat. Im Folgenden wird auf der Basis der verfügbaren Literatur und eigener aktueller Studien dargestellt, inwieweit die Beantwortung der Frage, ob Allelopathie zur Stabilisierung von Klarwasserzuständen in Flachseen beitragen kann, bereits möglich ist.

Allelopathisch aktive submerse Makrophyten

Eine allelopathische Aktivität gegenüber Phytoplankton wurde bisher für mindestens 37 Arten submerser Makrophyten nachgewiesen (Mulderij, 2006). Obwohl es zahlreiche Untersuchungen zur allelopathischen Aktivität diverser Arten submerser Makrophyten gibt, führten nur einige wenige einen direkten Vergleich der Aktivität durch. Es scheinen sich jedoch einige sehr aktive Arten von weniger aktiven und komplett inaktiven wie verschiedenen Laichkräutern abzugrenzen (Tab. 1). Bisher basiert diese Rangfolge auf relativ wenigen Studien mit unterschiedlicher Methodik, so dass von weiteren Veränderungen im Verlauf der nächsten Jahre zu rechnen ist.

Verbreitung allelopathisch aktiver Arten

Sollen submerse Makrophyten eine signifikante Rolle bei der Stabilisierung von Klarwasserzuständen in eutrophen Flachseen spielen, so müssen diese Arten auch in signifikanten Mengen in diesen Seen vorkommen. Tatsächlich finden sich unter den zehn häufigsten Arten submerser Makrophyten in verschiedenen Seen gemäßigter Breiten viele allelopathisch aktive Arten (Tab. 2). In Flachseen Mecklenburg-Vorpommerns sind allelopathisch aktive Arten mit 27-52% überproportional häufig an der Gesamtzahl submerser Makrophyten vertreten (Abb. 1), waren also häufiger als ihr numeri-

scher Anteil von 20% unter 89 Arten. Dieser Anteil war unabhängig von der Gesamtartenzahl, der Seengröße und der mittleren Tiefe der Seen.

Tab. 1: Rangfolge submerser Makrophyten gemäßiger Regionen hinsichtlich ihrer allelopathischen Aktivität gegenüber Phytoplankton (Referenzen siehe Hilt & Gross, eingereicht)

| Allelopathisches Potential | Makrophytenart | Aktive Komponenten |
|------------------------------|--|--|
| Hoch | <i>Myriophyllum spicatum</i> | Polyphenole (hydrolysierbare Tannine), Tellimagrandin II |
| | <i>Ceratophyllum demersum</i> | Elementarer Schwefel, labile Schwefelverbindungen, unbekannt |
| Mittel | <i>Elodea canadensis/ E. nuttallii</i> | Phenolische Verbindungen(en), unbekannt |
| | <i>Najas marina</i> subssp. <i>intermedia</i> | Unbekannt |
| | <i>Myriophyllum verticillatum</i> | Phenylpropanoidglucoside, hydrolysierbare Tannine |
| | <i>Stratiotes aloides</i> | Unbekannt |
| | <i>Chara aspera, C. globularis, C. tomentosa, C. contraria</i> | Dithian, Trithian, unbekannt |
| Niedrig oder nicht vorhanden | <i>Potamogeton lucens, P. crispus</i> <i>P. pectinatus</i> | unbekannt |

Allelochemikalien

Hinsichtlich der in den Makrophyten gebildeten Allelochemikalien gibt es noch große Lücken, da noch viele der aktiven Substanzen völlig unbekannt sind und daher auch deren in den Pflanzen produzierte Mengen bzw. wirksame Konzentrationen (Tab. 1, Gross, 2003a). In vielen Arten scheinen Polyphenole bzw. phenolische Verbindungen eine große Rolle zu spielen, wie unsere Untersuchungen an *Myriophyllum*-Arten zeigen (z.B. Gross et al., 1996; Hilt et al., 2006). Der Gehalt an Allelochemikalien wird durch eine Reihe von Faktoren wie Licht, Nährstoffverfügbarkeit, Temperatur und Herbivorie beeinflusst (z.B. Gross, 2000; Gross 2003b). Dass die in der Pflanze produzierten Allelochemikalien auch exsudiert werden, konnte für *M. spicatum* und *M. verticillatum* nachgewiesen werden, wobei auch bei der Exsudationsrate eine Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren sowie Saisonalität nachgewiesen wurden (Gross et al., 1996; Hilt et al., 2006). Sobald die aktiven Substanzen die Pflanze verlassen haben, tritt eine Verdünnung sowie ein bakterieller und photolytischer Ab- und Umbau ein. Auf diesem Feld ist ebenfalls noch relativ wenig bekannt. Erste Untersuchungen zum Einfluss der bakteriellen Metabolisierung auf die Wachstumsinhibition bei verschiedenen Phytoplanktonarten zeigen eine Abschwächung der Sensitivität gegenüber Allelochemikalien in Anwesenheit suspendierter und an den Algen haftender Bakterien (Nadine Bauer, Hans-Peter Grossart & Sabine Hilt, unveröffentlichte Daten).

Tab. 2: Die 10 häufigsten Arten submerser Makrophyten (allelopathisch aktive Arten fett markiert) in Irland (574 Seen, 1976-95), den Niederlanden (101 Seen, 1999-2000), Dänemark (82 Seen, 1983-94) und Deutschland (Brandenburg, 372 Seen, 1950er Jahre, Mecklenburg-Vorpommern, 434 Seen, 1956-2000) (C.g.: *Chara globularis*, C.t.: *C. tomentosa*, C.v.: *C. vulgaris*, E.c.: *Elodea canadensis*, E.n.: *Elodea nuttallii*, F.a.: *Fontinalis antipyretica*, L.u. *Littorella uniflora*, N.m.: *Najas marina*, P.a.: *Potamogeton alpinus*, P.b.: *P. berchtoldii*, P.c.: *P. crispus*, P.l.: *P. lucens*, P.o.: *P. obtusifolius*, P.p.: *P. pectinatus*, P.per.: *P. perfoliatus*, M.s.: *Myriophyllum spicatum*, P.pu.: *P. pusillus*, R.c.: *Ranunculus circinatus*, S.a.: *Stratiotes aloides*, S.e.: *Sparganium emersum*, T.i.: *Tolypella intricata*, U.v.: *Utricularia vulgaris*, Z.p.: *Zannichellia palustris*), Referenzen in Hilt & Gross (eingereicht)

| Irland | Niederlande | Dänemark | Deutschland (Brandenburg) | Deutschland (Mecklenburg-Vorpommern) |
|--------------------|-----------------|-------------------|----------------------------|--------------------------------------|
| E.c. 52.3% | E.n. 75% | P.p. 50% | C.d. 56% | C.d. 31% |
| S.e. 32.6% | P.p. 53% | E.c. 39% | M.s. 54% | U.v. 31% |
| P.o. 32.6% | P.pu. 47% | P.per. 39% | S.a. 34% | M.s. 29% |
| L.u. 30% | C.d. 40% | R.c. 37.8% | Elodea spp. 23% | P.p. 27% |
| P.b. 20.7% | P.l. 38% | M.s. 37.8% | P.per. 22% | N.m. 20% |
| P.a. 18.6% | R.c. 29% | P.c. 37.8% | Chara spp. 17% | P.per. 19% |
| P.per. 17.9% | C.v. 26% | P.o. 37.8% | P.c. 12% | P.l. 19% |
| P.c. 17.6% | P.c. 24% | P.b. 34.1% | F.a. 8% | R.c. 16% |
| M.s. 15.3 % | T.i. 18% | C.d. 26.8% | <i>Utricularia</i> spp. 5% | C.g. 16% |
| P.pu. 14.3% | Z.p. 17% | S.e. 26.8% | P.p. 5% | C.t. 15% |

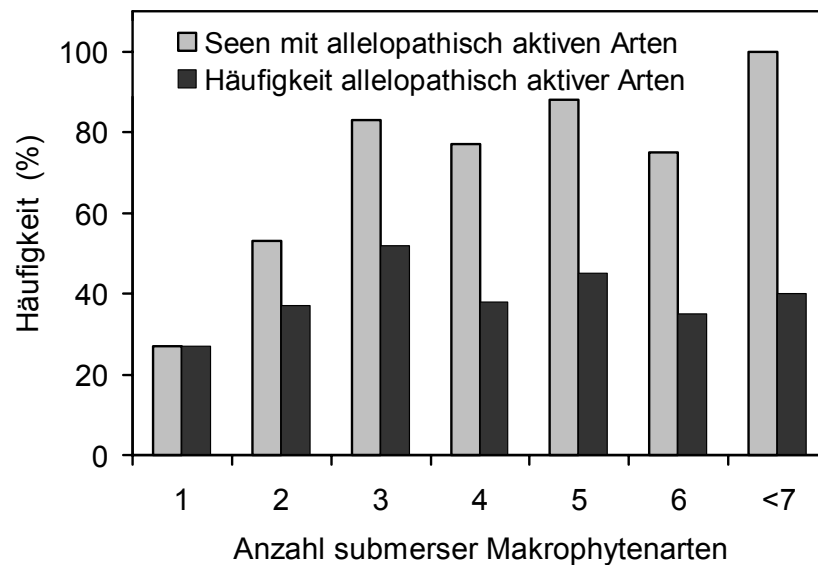


Abb. 1: Häufigkeit von Seen mit allelopathisch aktiven submersen Makrophytenarten und mittlerer Häufigkeit allelopathisch aktiver Arten in 202 Flachseen (mittlere Tiefe < 5 m) Mecklenburg-Vorpommerns (Daten aus Leske et al., 2005) in Abhängigkeit von der Gesamtzahl der vorhandenen submersen Makrophyten.

Nachweismethoden

Für den Nachweis der Inhibition des Phytoplanktons durch Allelochemikalien existieren verschiedene Methoden, die von der Verwendung von Pflanzenextrakten, aufgereinigten Extrakten, Exsudaten über Koexistenzversuche bis zu *in situ* Versuchen mit Dialysegefäßen reichen. Alle diese Methoden weisen verschiedene Vor- und Nachteile auf und spiegeln die realen Verhältnisse im Gewässer unterschiedlich realistisch wider, wobei die Anzahl vorhandener Studien, die allelopathische Effekte nachweisen, mit zunehmenden Realitätsgrad abnimmt (Gross et al, im Druck; Hilt & Gross, eingereicht). Idealerweise werden mehrere Methoden kombiniert, was bisher nur für *M. spicatum* und *M. verticillatum* gelungen ist (Gross et al., 1996; Körner & Nicklisch, 2002; Leu et al., 2002; Hilt et al., 2006).

Relevante Phytoplankton-Arten

In eutrophen Flachseen dominieren vor allem Diatomeen und Cyanobakterien, bei sehr hohen Phosphorgehalten auch Grünalgen. Die Auswertung einer Literaturstudie zu allen publizierten Allelopathie-Experimenten (Hilt, 2006) zeigt, dass für die getesteten Diatomeen und Cyanobakterien in der Mehrzahl der Fälle eine signifikante Hemmung gefunden werden konnte, während Grünalgen oft weniger sensitiv reagierten (Abb. 2). Aufgrund der geringen Zahl der publizierten Fälle ist dieser Fakt noch nicht statistisch gesichert. Ein Ranking der Sensitivitäten ist bisher noch nicht möglich. Für einige Cyanobakterien konnte gezeigt werden, dass es innerhalb dieser Gruppe große artspezifische Unterschiede in der Sensitivität gibt (Körner & Nicklisch, 2002). Die Sensitivität des Phytoplanktons wird auch durch zusätzlichen Stress wie z.B. Phosphor-Limitation beeinflusst (Hilt et al., 2006), wobei hierzu weitere Untersuchungen notwendig sind. Erste Experimente sowie eine Metaanalyse von Literaturdaten deuten erstaunlicherweise darauf, dass epiphytische Arten im Allgemeinen weniger durch Allelochemikalien beeinflusst sind als planktische, obwohl sie direkt auf der Pflanzenoberfläche leben und durch ihre Beschattung eine Schlüsselrolle für das Wachstum der Makrophyten spielen. Dies ist möglicherweise auf Adaptation oder Koevolution zurückzuführen (Hilt, 2006).

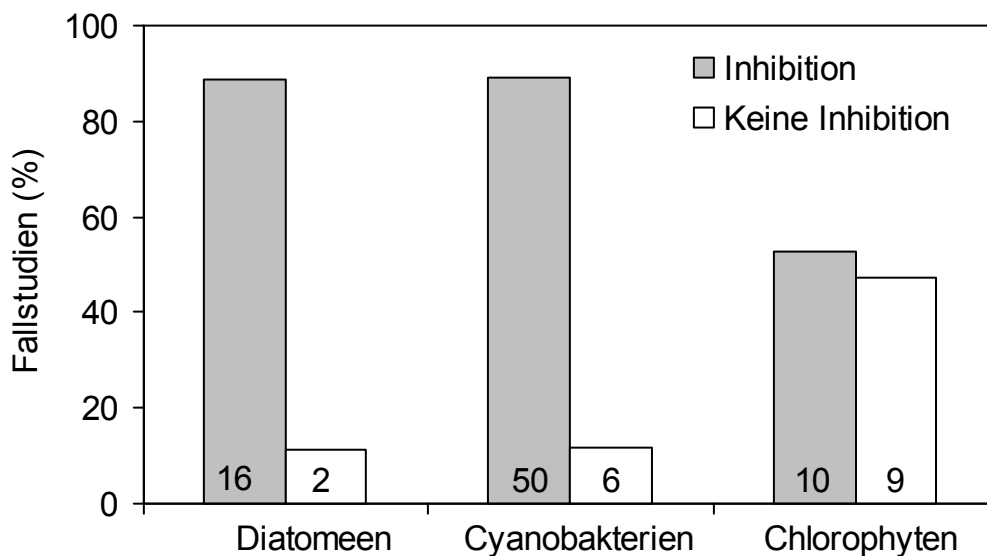


Abb. 2: Fallstudien zu allelopathischen Effekten submerser Makrophyten auf verschiedenen Phytoplankton-Gruppen (Daten aus Hilt, 2006)

Schlussfolgerungen

Wir sind der Meinung, dass Allelopathie von submersen Makrophyten zur Stabilisierung von Klarwasserstadien in eutrophen Flachseen beitragen kann, sofern allelopathisch aktive Arten submerser Makrophyten enthalten sind, das Phytoplankton einen signifikanten Anteil an der Trübung im See hat, die aktiven Pflanzen einen großen Teil des Wasservolumens füllen und sensitive Phytoplankton-Arten wie Diatomeen und bestimmte Cyanobakterienarten dominieren. Ob zusätzlicher Stress z.B. durch Phosphatlimitation allelopathische Interaktionen verstärkt oder abschwächt, muss noch geklärt werden. Die Einbeziehung weiterer komplexer Ebenen wie Nährstoffinteraktionen, Grazing und Klimaänderungen wird eine Ökosystem-basierte Sicht allelopathischer *in situ* Aktivität weiter vertiefen.

Danksagung

Wir danken allen Studenten, TechnikerInnen und KollegInnen des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin und Neuglobsow sowie der Universität Konstanz für ihre Unterstützung der Allelopathie-Forschung in den letzten Jahren. Gerben van Geest steuerte netterweise die Makrophytendaten aus den Niederlanden bei. Jürgen Matthes und Ilona Korczynski danken wir für die Bereitstellung von Seendaten aus Mecklenburg-Vorpommern. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sowie dem Berliner Programm zur Förderung der Chancengleichheit von Frauen in Forschung und Lehre danken wir für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

- Gross, E.M. (2000). Seasonal and spatial dynamics of allelochemicals in the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie, 27, 2116-2119.
- Gross, E. M. (2003a). Allelopathy of aquatic autotrophs. Critical Reviews in Plant Sciences, 22, 313-339.
- Gross, E. M., Meyer, H., & Schilling, G. (1996). Release and ecological impact of algicidal hydrolyzable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. Phytochemistry, 41, 133-138.
- Gross, E.M., Hilt, S., Lombardo, P., & Mulderij, G. (2007, im Druck). Searching for allelopathy in action – state of the art and open questions. Hydrobiologia.
- Hilt, S. (2006). Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. Aquatic Botany, 85, 252-256.
- Hilt, S., Ghobrial, M.G.N., & Gross, E. M. (2006). In situ allelopathic potential of *Myriophyllum verticillatum* (Haloragaceae) against selected phytoplankton species. Journal of Phycology, 42, 1189-1198.
- Hilt, S. & Gross, E.M. (eingereicht). Can allelopathically active submerged macrophytes stabilize clear-water states in shallow lakes? Basic and Applied Ecology.
- Körner, S., & Nicklisch, A. (2002). Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. Journal of Phycology, 38, 862-871.
- Leske, S., Berg, C., Kabus, T., & Täuscher, L. (2005). Bibliographie „Submerse Makrophyten in Seen Mecklenburg-Vorpommerns“. Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern, 40, 79-104.
- Leu, E., Krieger-Liszkay, A., Goussias, C., & Gross, E. M. (2002). Polyphenolic allelochemicals from the aquatic angiosperm *Myriophyllum spicatum* L. inhibit photosystem II. Plant Physiology, 130, 2011-2018.
- Mulderij, G. (2006). Chemical warfare in freshwater- allelopathic effects of macrophytes on phytoplankton. Netherlands Institute of Ecology, Ph.D. Thesis, The Netherlands.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology and Evolution, 8, 275-279.

Chemisch-biologische Stoffumsätze im sandigen Litoral des Tegeler See unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration

Anja Hoffmann & Günter Gunkel¹

¹ Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Wasserreinhaltung, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin, Tel.: 314 25658, e-mail: anja.hoffmann@tu-berlin.de, guenter.gunkel@tu-berlin.de

Keywords: DOC, POC, Porenwasser, Redoxspannungen, Uferfiltration

Einleitung

Im Rahmen eines DFG-geförderten Projektes zur Erforschung der Dynamik und Funktionalität des Interstitials unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration, wurden chemisch-biologische Stoffumsätze im sandigen Litoralbereich des Tegeler See im Jahresverlauf untersucht. Diese ermöglichen Rückschlüsse auf selbstreinigungswirksame Mechanismen wie die Sorption/Fällung, die biologische Oxidation von Wasserinhaltsstoffen, die Denitrifikation und die Kohlenstoff-Metabolisierung. Beim Tegeler See handelt es sich um ein wichtiges Trinkwassergewinnungsgebiet im Berliner Raum, in dem Rohwasser (370.000 m³/d) zu ca. 80 % durch induzierte Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung gewonnen wird. Zugleich existiert hier ein Teilkreislauf des geförderten Trinkwassers, das nach Nutzung über Kläranlagenabläufe wieder in den See gelangt. Dies führt zu Abwasseranteilen von 14 - 28 % im Rohwasser (Ziegler 2001), den zugleich höchsten Werten im Berliner Raum. Diverse Nutzungsansprüche führten v. a. in der Vergangenheit zur Verschlechterung der Wasserqualität, zu Uferabbau und Röhrichtverlust. Diese Tatsachen erfordern ein umfangreiches Prozessverständnis insbesondere im bisher wenig untersuchten limnisch-lentischen Bereich, in dem die Infiltration vorwiegend erfolgt, um die Nachhaltigkeit der Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration zu gewährleisten. Dabei ist gerade der obere Sedimentbereich die biologisch aktive Zone, in der intensive Abbau-, Transformations- und Adsorptionsvorgänge innerhalb relativ kurzer Aufenthaltszeiten stattfinden (Hiscock & Grischek 2002) und in der sich bevorzugt chemische Gradienten zwischen Oberflächenwasser und dem Sediment bilden (Paterson 2001). Zugleich wird hier die Menge des infiltrierenden Wassers durch die Ausbildung einer Kolmationsschicht und damit verbundener reduzierter hydraulischer Leitfähigkeit verringert. Die Verstopfung des Porenraumes (Clogging) kann dabei biologischer, physikalisch-chemischer bzw. mechanischer Natur sein (z.B. Hiscock & Grischek 2002; Reichert 1991; Rinck-Pfeiffer et al. 2000). Die biologischen und physikochemischen Komponenten und ihre Dynamik stehen dabei in engem funktionalem Zusammenhang und sollen in dieser Arbeit auch in diesem Kontext untersucht werden. Während sich der Beitrag von Beulker et al. (2006) mit den Kolmationsursachen und Auswirkungen auf den Partikeltransport bzw. -rückhalt befasst, sollen hier die Fragen nach der Ausbildung von physikochemischen Tiefengradienten, insbesondere auch eines gelösten organischen Kohlenstoff-(DOC)-Gradienten, unter Berücksichtigung der Dynamik der Redoxspannungen beantwortet werden. Von großer Bedeutung ist zudem, ob eine Änderung der Verteilung des partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) erkennbar ist und welche Bedeutung der POC/DOC Eintrag und Umsatz haben.

Material und Methoden

Für die Erfassung der zeitlichen und räumlichen Varianz der Infiltrationsraten wurden 3 wöchentliche in situ Messungen der Versickerung an 7 Standorten mittels Plexiglaskammern ($d = 20$ cm), an die wassergefüllte Hollisterbeutel angeschlossen wurden, durchgeführt. Die Gewichts-differenz gilt dabei als Maß für die pro Zeiteinheit versickerte Wassermenge.

Die Redoxspannung wurde an ungestörten Sedimentkernen in ca. 4 wöchentlichen Abständen im Jahresverlauf 2004 und 2005 gemessen. Hierzu wurde die Redoxelektrode über eine Lochbohrung in einer Plexiglasröhre in den entnommenen Sedimentkern eingeführt. Der Sedimentkern wurde dann sukzessive nach oben geschoben und so Messabstände von 2 cm über eine Gesamtlänge von 24 cm eingehalten.

Für die Erfassung bodenchemischer Parameter wurden in 6 wöchentlichen Abständen Sedimentkerne bis in eine Tiefe von 20 cm entnommen und in 1 cm Intervalle aufgeteilt. Zur Bestimmung des Gesamt-Kohlenstoffs, Gesamt-Stickstoffs und organischen Kohlenstoffs erfolgte eine C/N-Analyse (Vario EL III, Elementar). Kationen (wie Calcium-, Eisen- und Manganionen) sowie Gesamtphosphor wurden nach saurem Bodenaufschluss (VDLUF 1991) mittels Atomabsorptionsspektrometrie (GBC 906 AA, Scientific Equipment Pty Ltd. und Spektr AA-400, Varian) bzw. Flow Injection Analysis (Fiastar 5000, Foss Tecator) gemessen.

Gradienten der physikochemischen Parameter des Interstitials wurden im oberen Sedimenthorizont (1 – 26 cm) an 3 Standorten alle 3 – 4 Wochen innerhalb eines 1 – 2 jährigen Beobachtungszeitraumes erfasst. Das Porenwasser wurde mit Mikrofiltersaugwurzeln (UMS GmbH München), die mittels Plexiglassäulen in 5 cm Abständen dauerhaft im Sediment exponiert waren, nach Anlegen eines Unterdrucks gewonnen. Die Porenwasseranalyse (Nährstoffe, Ionen, pH, Leitfähigkeit) erfolgte nach nochmaliger Filtration (Porenweite $0,45 \mu\text{m}$) vor Ort (z. B. Nitrit, Merck) oder nach sofortigem Transport ins Labor. Die Nährstoffe und Metallionen wurden mittels FIA und AAS (s. o.) quantifiziert. Für einzelne Sedimenthorizonte wurden die Konzentrationen mit dem Median der Infiltrationsrate multipliziert und bilanziert. Die Poolkonzentrationen werden unter Berücksichtigung der Porosität und des Sedimentausschnitts angegeben.

Begleitet wurden diese Untersuchungen u. a. durch flächenintegrierte Gasanalysen (IGB).

Ergebnisse und Diskussion

Die Infiltrationsraten zeigen große standortabhängige und zeitliche Unterschiede (Abb. 1). Die durchgehend höchsten Raten wurden am Standort „Durchlass“ ermittelt, der infolge des Fehlens von Pallisaden durch ständige Wellenbewegung, fehlende Rhizome und etwas größere Wassertiefe (0,49 m gegenüber 0,36 m am Standort „Seerosen“) charakterisiert ist. Geringste Mengen infiltrieren am Standort „Seerosen“. Im jahreszeitlichen Verlauf ergeben sich mitunter größere Veränderungen, der Median der Infiltration aller Standorte und zu allen Messzeiten liegt bei $8,2 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und ist damit deutlich geringer als bei der Langsandsandfiltration, bei der im Mittel $104 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ versickern (DVGW 2004). Es ist unter den natürlichen Verhältnissen von einer starken Kolmation des Interstitials auszugehen, die durch organische Biomasse, die Ausbildung von Biofilmen, Ausfällungen (z. B. Calcitfällung), Gasbildung, Konsolidierung des Sedimentes und Ablagerung von Schwebstoffen verursacht wird (siehe auch Beulker et al. 2006). Eine häufige Sedimentumlagerung wie sie am Pallisadendurchlass gegeben ist, sollte dieser entgegenwirken.

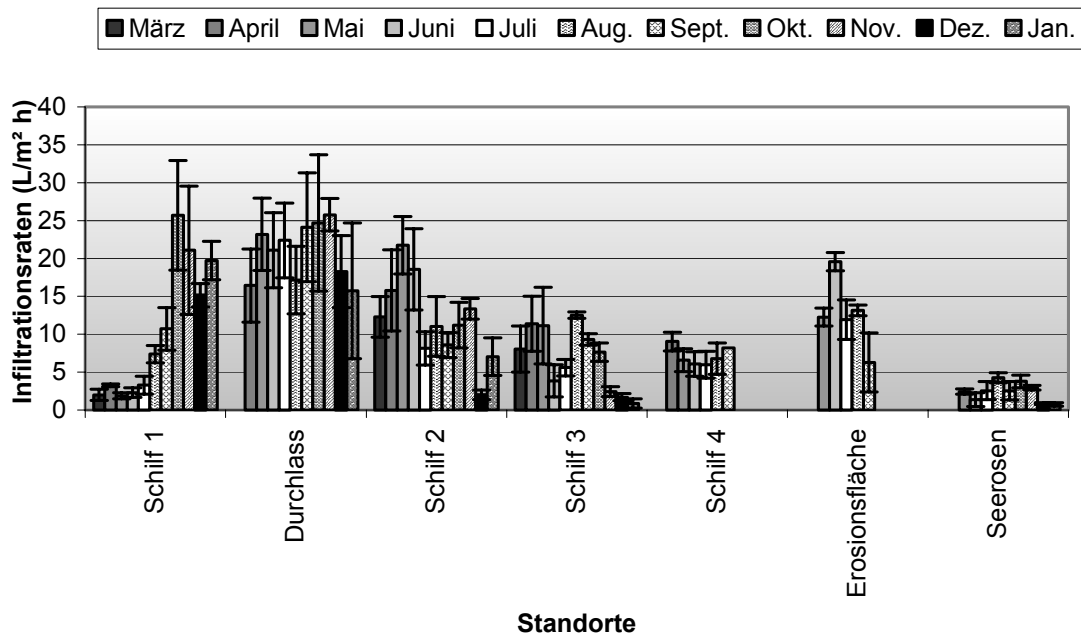


Abb. 1: Infiltrationsraten (MW \pm STABW) an 7 Standorten zwischen März 2004 und Januar 2005. Der Standort „Schilf“ soll lediglich die Nähe zum Röhrichtgürtel andeuten.

Das Redoxpotential (Abb. 2) zeigt im Jahresverlauf 2004 signifikante Veränderungen. Im Juni wurden im Zuge gesteigerter mikrobieller Stoffumsätze bis in 22 cm Sedimenttiefe durchgehend anaerobe Verhältnisse erreicht. Zu diesem Zeitpunkt ist von gesättigten Bedingungen im oberen Interstitial auszugehen, die Differenz zwischen Wasserspiegel und oberem Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet betrug annähernd 3 m (Daten der BWB und Wiese, pers. Mitteilung).

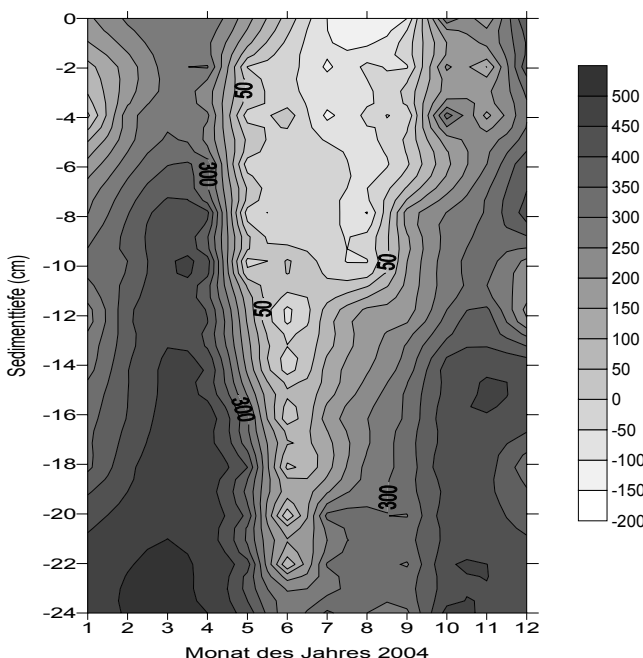


Abb. 2: Veränderungen der Redoxspannung im Jahresverlauf 2004

In Zusammenhang mit gesteigerten Förderleistungen der Wasserwerksbrunnen (wie im Sommer 2004) und Kolmation des Interstitials entsteht ein Absenktrichter zwischen dem Gewässergrund und dem oberen Grundwasserleiter, der dann um ca. 2 m (Juli bis August 2004) absinkt. Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone vergrößert sich und führt zu einer sukzessiven Belüftung des Sedimentes, erkennbar an einer Zunahme der Redoxspannungen ab Juli 2004, die ihren Ausgang in 24 cm Tiefe bzw. darunter nimmt.

Bestätigt wird dieses Szenario durch Gasanalysen, die bereits im Juli 2004 mit 80,4 % Stickstoff-Anteil und 20,6 % Sauerstoff-Anteil auf das Vorkommen von Luft hinweisen sowie durch das Trockenfallen von Observationsröhren in 46 cm Sedimenttiefe (September 2004). Die Sauerstoff-Versorgung des Sedimentes durch die Primärproduktion und durch die Bioturbation und

die biologische Oxidation von Wasserinhaltsstoffen ist somit während des Sommers nicht ausreichend, eine Reoxidation erfolgt jedoch über die unterschiedliche Ausdehnung ungesättigter Zonen.

Im Zuge der geringen Redoxspannungen und des Abbaus organischen Materials kommt es ab Juni 2004 zur Abnahme von Nitrat auf minimale Konzentrationen von $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, zur Erhöhung der Nitritkonzentrationen auf maximal $150 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ und der Ammoniumkonzentrationen auf maximal $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ im Porenwasser. Während im Sommer unter vorwiegend anaeroben Bedingungen die Denitrifikation überwiegt, findet im Winter im oxischen Milieu sogar eine geringfügige Ammoniumoxidation statt, die Bilanz ist nahezu ausgeglichen.

Tab. 1: Spezifische Frachten einzelner Stickstoffparameter während des Sommers (MW Juli – Sept. 04) bzw. Winters (MW Okt. 04 – März 05) eines Standortes über einen Sedimentausschnitt von 6 cm

| | Sommer: | | | Winter: | | |
|--|--------------------|--------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|-----------------------|
| | NO ₃ -N | NH ₄ -N | Ges-N _{gel.} | NO ₃ -N | NH ₄ -N | Ges-N _{gel.} |
| Inflow ($\text{mg dm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) | 2,30 | 0,23 | 2,56 | 3,27 | 0,22 | 3,53 |
| Pool (mg) | 0,12 | 0,03 | 0,15 | 0,27 | 0,01 | 0,28 |
| Outflow ($\text{mg dm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) | 1,02 | 0,44 | 1,50 | 3,34 | 0,15 | 3,51 |
| Bilanz ($\text{mg dm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) | -1,28 | +0,21 | -1,06 | +0,07 | -0,07 | -0,02 |

Mangan- und Eisen-Ionen, die infolge der mikrobiellen Nutzung als weitere Elektronenakzeptoren in Lösung gehen, zeigen starke Konzentrationserhöhungen während des Sommers auf Werte von maximal $457 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ und $463 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Das sich im Zuge der Frühdiagenese bildende geringe Redoxpotential ist somit die steuernde Größe der physikochemischen Parameter. Eine Abnahme von Sulfationen ist im Jahresverlauf 2004 nicht erkennbar. Durch die unterschiedliche Verteilung organischen Materials und assoziierter Mikroorganismen im heterogenen Aquifer kommt es zur Ausbildung anaerober Mikrozonierungen und ist das gleichzeitige Auftreten von aeroben und anaeroben Organismen möglich (DVGW 2004).

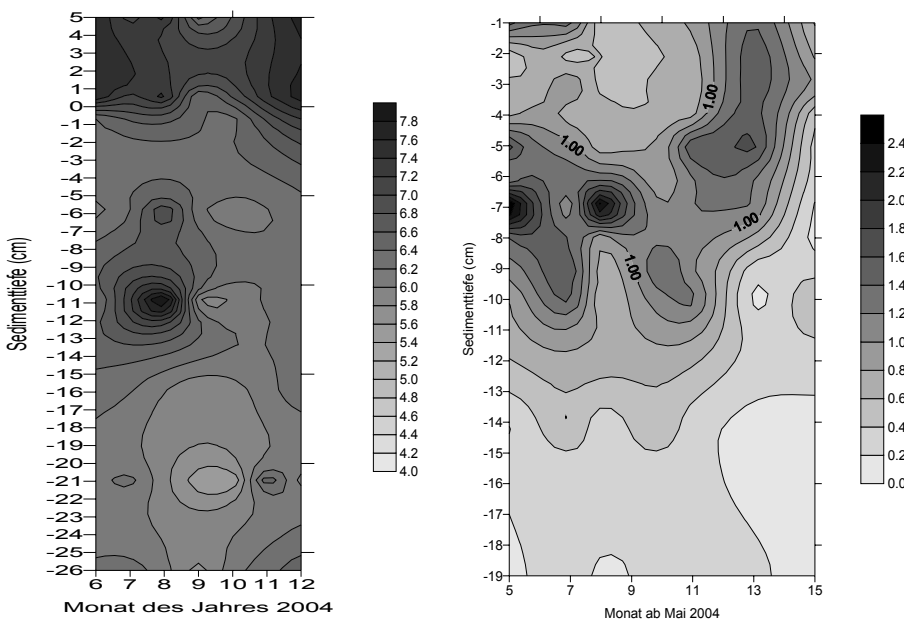


Abb. 3 (links): Konzentrationsverläufe des DOC (mg L^{-1}) während des Jahres 2004

Abb. 4 (rechts): Tiefenverteilung des partikulären organischen Kohlenstoffs (% TG) von Mai 2004 bis März 2005

Es existiert nur ein geringer DOC-Gradient (Abb. 3), erkennbar sind eine im Jahresverlauf gleichbleibende DOC-Abnahme im obersten Zentimeter Sediment sowie kleinräumige Freisetzungen. Lokale POC-Akkumulationen (Abb. 4) treten in mittleren Tiefen von 6 - 8 cm auf, ansonsten liegen die Konzentrationen bei 1 % und nehmen unterhalb von 10 cm nochmals ab. Hinweise auf einen POC-Transport ergeben sich aus Abb. 4 lediglich im Winter 2004/2005. In der Regel kann von einem nahezu vollständigen Abbau bzw. Fraß des abgesunkenen, partikulären organischen Materials nahe der Sedimentoberfläche ausgegangen werden (Beulker et al. 2006). Zu berücksichtigen ist allerdings eine spontane Verlagerung desselben in größere Tiefen aufgrund von Extremereignissen (wie z.B. sturmbedingte Sedimentumlagerung) und der Eintrag von Rhizommaterial in mittlere Tiefen. Auch für den DOC wurden spezifische Frachten (in $\text{mg dm}^{-2} \text{d}^{-1}$) berechnet. In die Massenbilanz gehen die DOC-Produktion durch benthische Algen im Zuge der Primärproduktion und der daraus resultierende Umsatz des DOC ein. Die Kalkulation erfolgt über die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen im obersten Zentimeter des Sedimentes, ist also als Minimalannahme zu verstehen. Nach Margaleff (1983) ergeben die Chlorophyll a-Konzentrationen multipliziert mit 30 bis 100 den organischen Kohlenstoffgehalt der Algen ($90 - 290 \text{ mg dm}^{-2}$). Unter der weiteren Minimalannahme von einer Teilung in 5 Tagen und einem Anteil von 30 % des DOC an der Primärproduktion beträgt der DOC-Input allein durch die Interstitialalgen $5,4 - 17,4 \text{ mg dm}^{-2} \text{d}^{-1}$.

Tab. 2: Spezifische DOC-Frachten innerhalb eines oberen Sedimentausschnitts von 6 cm und für die Zeit zwischen August und Dezember 2004

| | durch Infiltration | durch Interstitialalgen |
|--|--------------------|-------------------------|
| Inflow/Input ($\text{mg dm}^{-2} \text{d}^{-1}$) | 14,1 | 5,4 – 17,4 |
| Pool (mg) | 1,04 | |
| Outflow ($\text{mg dm}^{-2} \text{d}^{-1}$) | 11,6 | |
| Bilanz ($\text{mg dm}^{-2} \text{d}^{-1}$) | -2,5 | |
| Umsatz ($\text{mg dm}^{-2} \text{d}^{-1}$) | -7,9 – 19,9 | |

Es wird deutlich, dass ein kurzgeschlossener Kohlenstoff-Kreislauf mit höchster Kohlenstoff-Assimilation in den oberen 1 - 6 cm existiert, bei dem der durch die Primärproduzenten produzierte DOC sogleich wieder veratmet wird, ohne dass sich dieser im Porenwassergradienten bemerkbar macht. Der DOC- und POC-Eintrag aus dem infiltrierendem Wasser haben somit gegenüber den sedimentinternen Prozessen nur eine geringe quantitative Bedeutung.

Danksagung

Es handelt sich um ein seit November 2003 von der DFG gefördertes Projekt und zugleich um Teilergebnisse im Rahmen der Promotion der Autorin. Für ihre Mitwirkung sei den studentischen Hilfskräften der TU-Berlin gedankt.

Literatur

Beulker, C., Hoffmann, A., Gunkel, G. (submitted): Einsatz von biogenen und inerten Partikeln zur Untersuchung des Feststofftransportes in Litoralsedimenten unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Weißensee Verlag: in diesem Band.

- DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (2004): Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd.6., Oldenbourg Industrieverlag GmbH.
- Hiscock, K.M., Grischek, T. (2002): Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology* 266: 139 – 144.
- Margaleff, R., 1983: *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona: 1010 S.
- Paterson (2001): The fine structure and properties of the sediment surface. In: Boudreau, B.P. & Jorgensen, B.B. (Eds.): *The Benthic Boundary Layer. Transport Processes and Biogeochemistry*. Oxford University Press: 127 – 143.
- Reichert, B. (1991): Anwendung natürlicher und künstlicher Tracer zur Abschätzung des Gefährdungspotentials für Uferfiltrationssysteme. Dissertation an der Universität Fridericiana in Karlsruhe.
- Rinck-Pfeiffer, St., Ragusa, S., Sztajnbik, P., Vandavelde, Th.. (2000): Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Wat. Res.* 34: 2110-2118.
- VDLUFA (1991): Die Untersuchung von Böden. Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik – VDLUFA – Methodenbuch, Bd. I.
- Ziegler, D. (2001): Untersuchungen zur Nachhaltigkeit der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin. Dissertation, Fak.III (Prozesswissenschaften) der Technischen Universität Berlin: 128 S.

Beeinflusst die Kolmation des hyporheischen Interstitials den Temperaturhaushalt von Fließgewässern?

Ralf B. Ibisch¹, Daniel Krätz¹ & Dietrich Borchardt¹

¹ Universität Kassel, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung, Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel, Tel.: 0561/804-3608, Fax: 0561/804-3176, e-mail: ibisch@uni-kassel.de

Keywords: Feinsedimente, Grundwasser, vertikaler Austausch

Einleitung

Das hyporheische Interstitial erfüllt mehrere für Fließgewässerökosysteme essenzielle Funktionen. Es ist ein eigenständiger Lebensraum mit abgrenzbarer Biozönose, dem Hyporheos (Boulton 2000) (Habitatfunktion), es ist als ein biogeochemischer Festbettreaktor anzusehen (Edwards et al. 1990) (Stofftransformationsfunktion) und fungiert als hydrologischer Retentionsraum mit Anbindung an das Grundwasser (Fernald et al. 2001) (Retentionsfunktion). Weiterhin hat das hyporheische Interstitial die Funktion eines thermischen Puffers, was sich zwangsläufig aus der hydrologischen Verbindung zwischen Grund- und Oberflächenwasser (In- und Exfiltration) ergibt.

Das Wissenschaftliche Zentrum für Umweltsystemforschung an der Universität Kassel untersucht im Rahmen eines Forschungsprojektes in der Mongolei die ökologischen Auswirkungen in ausschließlich durch Feinsedimenteinträge belasteten Fließgewässern. Die Feinsedimente werden dort vor allem durch Bodenauswaschungen beim Bergbau eingetragen (Krätz et al. 2003). Im Besonderen werden dabei die Einflüsse der Feinsedimenteinträge auf die Prozesse des vertikalen Wasser- und Stofftransports zwischen fließender Welle und Interstitial, der Eintrag und Abbau von Stoffen und die Auswirkungen auf die Fließgewässerlebensgemeinschaften analysiert. In der vorliegenden Studie soll geklärt werden, ob der Eintrag von Feinsedimenten in die Gewässersohle zu einer Veränderung der Oberflächenwassertemperatur führen kann.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Norden-Osten der Mongolei, am Rande des streng geschützten Gebiets Khan Khentii, etwa 130 km nördlich der Hauptstadt Ulan Bator. Die untersuchten Gewässerabschnitte sind dem Metarhithal zuzuordnen und entwässern über die Flüsse Eroo und Orkhon in die Selenge und gehören damit großräumig zum Einzugsgebiet des Baikalsees. In diesem Gebiet sind mindestens 40 Goldlagerstätten bekannt, zumeist alluviale Seifenlagerstätten, unter anderem auch an dem ausgewählten Untersuchungsgebässern Yalbag und Barchuluut. Während des Abbaus werden in der Regel einfache Techniken eingesetzt, das Bodenmaterial wird unter Nutzung großer Grund- oder Oberflächenwassermengen gewaschen und als Folge gelangt feinkörniges Bodenmaterial direkt in die Fließgewässer. Der Gewässerabschnitt Yalbag unterhalb des Abbaugbietes weist

eine natürliche Morphologie auf, ist jedoch aufgrund des Feinsedimenteintrags deutlich getrübt. Tabelle 1 zeigt die wichtigsten limnologischen Kenndaten der Untersuchungsgewässer.

Tab. 1: Limnologische Kenndaten der Untersuchungsgewässer. Der Barchuluut mündet oberhalb des Goldtagebaugesbietes in den Yalbag.

| | Barchuluut | Yalbag |
|-----------------------------|----------------------------------|--|
| Höhe [m ü. NN] | ~ 1300 | ~ 1300 |
| A_{eo} [km ²] | ~ 200 | ~ 220 |
| Länge [km] | ~ 35 | ~ 30 |
| Q_{Basis} [l/s] | ~ 1500 | ~ 1500 |
| Mittlere Breite [m] | 10,0 ± 1,0 | 10,0 ± 1,0 |
| Einzugsgebietseigenschaften | boreale Nadelwälder, Waldsteppen | boreale Nadelwälder, Waldsteppen, Gold-Tagebau |
| Trübung [FNU] | < 5 | 50 – 170 |
| Trophie | oligotroph | oligotroph |

Untersuchung des hyporheischen Interstitials

Zur Ermittlung der Konzentration suspendierter Sedimente im Oberflächenwasser wurden Schöpfproben aus dem Oberflächenwasser entnommen (1 Liter) und über Glasfaserfilter (Whatman GF/C) filtriert. Nach Trocknung im Trockenschrank (105 °C, 24 h) wurde das Trockengewicht der Probe bestimmt und anschließend der Glühverlust (550 °C, 1 h) ermittelt.

Die Einlagerung von Schwebstoffen in die Gewässersohle wurde mit Matrixfallen untersucht. Dabei wurden an vier Untersuchungsstellen (zwei am Barchuluut und zwei am Yalbag) je drei Sedimentfallen (zwei ineinander gesteckt Körbe aus Edelstahlmaschendraht, Maschenweite = 5 mm; Korbhöhe = 22 cm, Ø = 17 cm innen und 22 cm außen; Befüllung mit Matrixsediment gewaschen, 20 – 63 mm) über den Zeitraum vom September 2004 bis Mai 2005 und von Mai bis September 2005 exponiert. Bei der Entnahme der Sedimentfallen wurde von unten ein Gazesack übergestülpt (Maschenweite = 63 µm), um den Verlust von Feinmaterial zu minimieren. Das Sediment wurde aus den Fallen entnommen und im Labor die Menge an eingelagertem Feinmaterial (< 250 µm) bestimmt.

Im Frühjahr 2003 wurden in die Gewässersohle neben den Matrixfallen Multi-Level-Interstitialsonden (Lenk et al. 1997) eingebracht. Nach einer Standzeit von zwei Monaten wurde der vertikale hydraulische Druckgradient (Boulton 1993) mit Hilfe einer Piezo-Manometer-Druckharfe ermittelt. So konnten Bereiche von In- und Exfiltration bestimmt werden.

Weiterhin wurden an zwei Untersuchungsstellen (eine am Barchuluut und eine am Yalbag) kontinuierliche Temperaturmessungen in Vertikalprofilen in der Gewässersohle und im Oberflächenwasser (Temperaturlogger EBI 85 A, Fa. Ebro) vorgenommen. Aus den Ergebnissen können Hinweise auf Veränderungen des Oberflächenwasser-/Grundwasseraustauschs gewonnen werden.

Ergebnisse

An den Untersuchungsstellen am Yalbag wurden signifikant höhere Konzentrationen an suspendierten Sedimenten gemessen, was die visuellen Beobachtungen bestätigt. Abb. 1 zeigt die Konzentration der suspendierten Sedimente am Barchuluut (Referenz) und am Yalbag unterhalb des Bergbaugesbietes. Aus Abb. 1 ist weiterhin ersichtlich, dass die Konzentration der Feinsedimente am Yalbag

im Jahr 2005 geringer war als in den beiden Jahren davor. Dieser Befund steht offensichtlich mit einer verminderten Bergbauaktivität im Yalbag-Tal im Jahr 2005 in Verbindung.

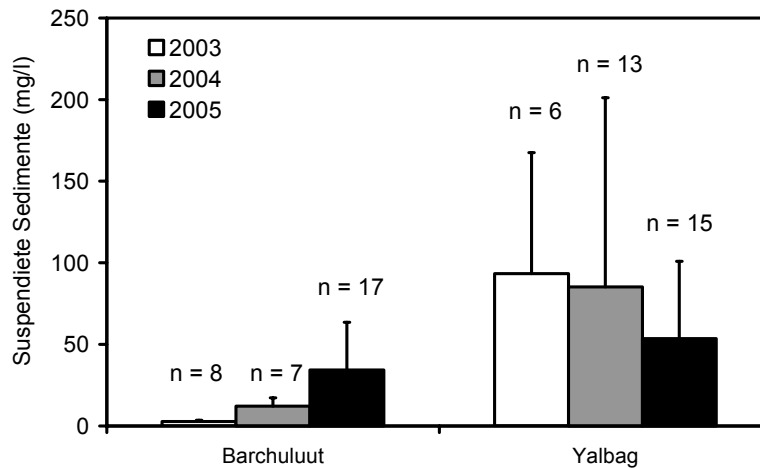


Abb. 1: Konzentration Suspensierter Sedimente im Oberflächenwasser in den Untersuchungsjahren 2003, 2004 und 2005 (Mittelwerte ± Standardabweichung).

Die erhöhten Konzentrationen an suspendierten Stoffen im Oberflächenwasser führten offensichtlich auch zu einer Anreicherung von Feinsedimenten in der Gewässersohle, wie die durchgeführten Matrixfallenversuche zeigten. Die Einlagerungsraten von Feinmaterial < 250 µm ($\text{g Feinmaterial} / \text{dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) waren an den beiden Untersuchungsstellen Yalbag signifikant höher (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,05$) als an den Referenzstellen im Barchuluut (Abb. 2). Dabei ergaben sich auch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten. Die Untersuchungsstelle Yalbag dlp, kurz unterhalb des Bergbaugebietes, wies deutlich höhere Infiltrationsraten auf als die weiter flussabwärts gelegene Stelle Yalbag 300muE. Das lässt darauf schließen, dass die Feinsedimente im Gewässerverlauf absedimentieren und aus dem Oberflächenwasser entfernt werden. Weiterhin ist aus Abb. 2 erkenntlich, dass im Sommer 2005 höhere Mengen an Feinmaterial transportiert wurden als im Winter 2004 / 2005, zu einer Zeit als kein Abbau stattfand. Vermutlich wird im Winter im Wesentlichen resuspendiertes Material aus Absetzbecken transportiert.

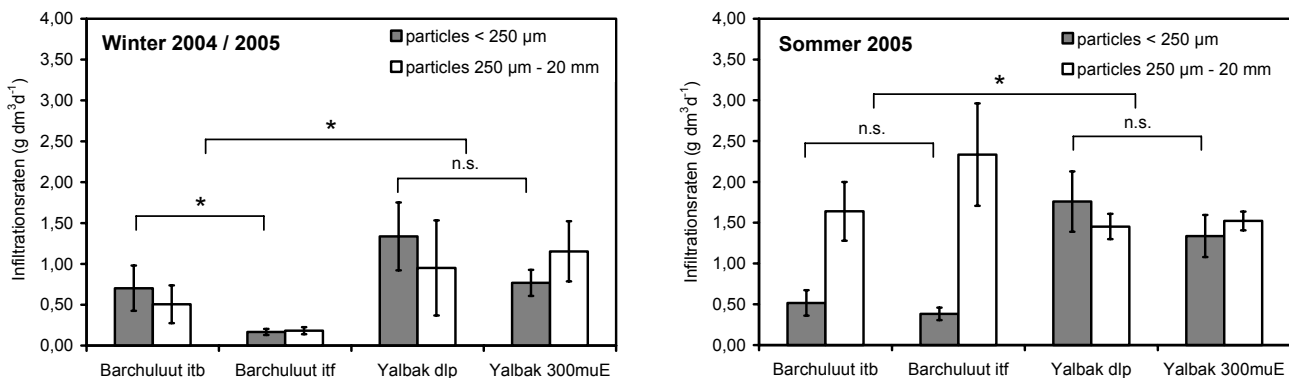


Abb. 2: Einlagerungsraten von Feinmaterial < 250 µm und von Grobmaterial 250 µm – 20 mm in Matrixfallen. Links: Exposition der Fallen im Winter 2004/2005. Rechts: Exposition der Fallen im Sommer 2005. Signifikante Unterschiede sind mit * gekennzeichnet.

Bei der Untersuchung der organischen Anteile über den Glühverlust konnten signifikant geringere organische Anteile in der Schluff- und Tonfraktion ($< 63 \mu\text{m}$) am Yalbag als an den Stellen am Barchuluut festgestellt werden (im Mittel $9,2 \pm 3,4 \%$ am Barchuluut, im Gegensatz zu $2,7 \pm 0,6 \%$ am Yalbag). Das deutet darauf hin, dass sich die im Oberflächenwasser transportierten Feinmaterialien am Yalbag im Wesentlichen aus anorganischen Partikeln zusammensetzen.

Die aus den Piezometermessungen berechneten vertikalen hydraulischen Druckgradienten (VHG) zeigten deutliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsstrecken (cf. Krätz et al. 2003). So wurden deutliche ausgebildete Gradienten am Barchuluut gefunden, was auf intensives ein- und ausströmen von Oberflächenwasser hindeutet. Hingegen wurden am Yalbag VHG-Werte nahe Null berechnet, was auf verringerten Oberflächenwasser / Grundwasseraustausch und damit auf Kolmation des Interstitials hindeutet. Allerdings wurden auch am Yalbag in einigen Sonden stärkere Gradienten festgestellt, so dass nicht von einer flächenhaften Abdichtung der Gewässersohle auszugehen ist.

Die kontinuierlichen Temperaturmessungen offenbarten stark veränderte Wassertemperaturen unterhalb des untersuchten Bergbaugebietes. Die mittlere Wassertemperatur im August 2005 war um mehr als 7°C erhöht im Vergleich zu den Referenzmessstellen oberhalb (Abb. 3). Dabei waren die nächtlichen Tiefsttemperaturen im Gewässer nur etwa um 4°C erhöht, die Tagesmaxima jedoch um bis zu 10°C . Alle Temperaturkurven zeigten extreme Tagesschwankungen, wie es für das hochkontinentale Klima der Mongolei typisch ist. Die Interstitialwassertemperaturen waren in den Tagesamplituden gedämpft und zeitversetzt. Die Jahresmittelwerte 2005 im Oberflächenwasser waren ebenfalls signifikant erhöht (Barchuluut: $1,92 \pm 4,40^\circ\text{C}$; Yalbag: $4,07 \pm 6,73^\circ\text{C}$).

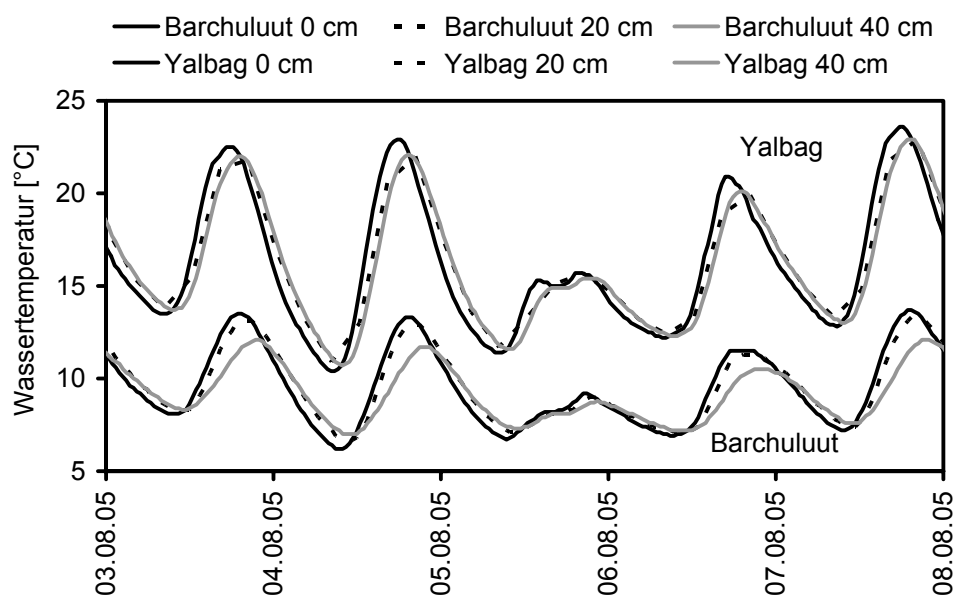


Abb. 3: Tagesgänge der Wassertemperatur im Oberflächenwasser (0 cm), in 20 cm und 40 cm Sedimenttiefe an den Messstellen Barchuluut und Yalbag für den Zeitraum 03.08.05 bis 08.08.05.

Diskussion

Der hydraulische Austausch zwischen Oberflächen- und Grundwasser ist eine wesentliche Voraussetzung für die Ausbildung einer hyporheischen Zone in Fließgewässern (Brunke & Gonser 1997). Die Retention und das Eindringen von Partikeln in die Gewässersohle (Kolmation) verringern den

Porenraum, der aquatischen Organismen zur Verfügung steht und erniedrigen die hydraulische Leitfähigkeit der Sedimente.

Die in der vorliegenden Untersuchung durchgeführten, piezomanometrischen Messungen zeigten, dass an den durch Bergbau belasteten Gewässerabschnitten die Austauschvorgänge zwischen sauerstoffreichem Oberflächenwasser und Interstitial-Porenwasser minimiert waren. Dies wird wahrscheinlich durch die Bergbauaktivitäten im Untersuchungsgebiet bedingt, wo Feinbodenmaterial ausgewaschen und in stromabwärts gelegene Gewässerstrecken verfrachtet wird. Die von den Bergbauunternehmen angelegten Absetzbecken sind nach eigener Anschauung unzureichend und bei Hochwasserereignissen brüchig.

Das Temperaturregime von Fließgewässern ist ein Schlüsselfaktor für viele biologische Prozesse, wie beispielsweise für die Entwicklung aquatischer Insekten (White et al. 1987). So kann es bei großräumiger Exfiltration von kühlem Interstitialwasser zu einem „Kühleffekt“ der fließenden Welle und dadurch zur Förderung einer sommerkühlen Biozönose kommen, wie beispielsweise am Rheinsberger Rhin (Benndorf, persönliche Mitteilung). In den untersuchten Gewässerabschnitten unterhalb kam es zu einer deutlichen Erwärmung des Oberflächenwassers, was erhebliche Konsequenzen auf physiologische Vorgänge und Wanderaktivitäten z.B. von Fischen haben kann. Dieses Ergebnis kann begründet sein durch i) fehlende Ufervegetation in den Gewässerstrecken im Bergbaugbiet und daher erhöhte Sonneneinstrahlung, ii) verlängerte Standzeiten des Oberflächenwassers in den Absetzbecken der Bergbaugebiete, iii) verminderter Oberflächenwasser-/Grundwasseraustausch in Folge der verschlammten Gewässersohle und damit fehlende „Kühlfunktion“ des Interstitials. Auf der Grundlage weiterer Messungen im Jahr 2006 sollen die dominanten Prozesse mit Hilfe von Gewässergütemodellen weiter differenziert werden.

Danksagung

Die Untersuchung wurde finanziell gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Förderkennzeichen 0330398.

Literatur

- Boulton, A. J. (1993): Stream ecology and surface-hyporheic hydrologic exchange: implications, techniques and limitations. - *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44: 553-564.
- Boulton, A. J. (2000): The subsurface macrofauna. In: J. B. Jones & P. J. Mulholland (Hrsg.): *Streams and Ground Waters*. Academic Press, San Diego, S. 337-361.
- Brunke, M. & Gonser, T. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37: 1-33.
- Edwards, R. T., Meyer, J. L. & Findlay, S. E. (1990): The relative contribution of benthic and suspended bacteria to system biomass, production, and metabolism in a low-gradient blackwater river. *Journal of the North American Benthological Society*, 9: 216-228.
- Krätz, D., Ibsch, R. B., Melchert, P. & Borchardt, D. (2003): Fließgewässer im Nordosten der Mongolei: Modellgewässer für die Salmonidenreproduktion unter natürlichen Bedingungen und dem Einfluss von Feinsedimenteinträgen? *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln)*, Weißensee Verlag, Berlin: 297 - 302.
- Lenk, M., Saenger, N., Träbing, K., Killich, F., Fischer, J. & Borchardt, D. (1999): Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methode zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten. In: Kern, U., Westrich, L. & Bonn, S. (Hrsg.), *DVWK Schrift 128*: 150-157.
- White, D. S., Elzinga, C. H. & Hendricks, S. P. (1987): Temperature patterns within the hyporheic zone of a northern Michigan river. *Journal of the North American Benthological Society*, 6: 85-91.

N-Limitation in einem landwirtschaftlichen Entwässerungsgraben

Joris Spindler, Nadine Borges, Tina Neef, Juliane Seeger & Michael Rode

¹UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Department Hydrologische Modellierung, Brückstrasse 3a, D-39114 Magdeburg, joris.spindler@ufz.de, ²UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Department Bodenphysik, Dorfstrasse 55, D-39615 Falkenberg

Keywords: Makrophyten, Nitrat, N:P Verhältnisse, Nährstofflimitation

Einleitung

Die Stickstoffbelastung von Gewässern spielt eine besondere Rolle in landwirtschaftlich geprägten Gebieten mit diffusen Nährstoffeinträgen. Natürliche Retentionsprozesse vermindern die N-Belastung des Grund- und Oberflächenwassers und den Export des Nitrats zu den Küstengebieten. Untersuchungen in einem landwirtschaftlichen Kleineinzugsgebiet (Schaugraben, Sachsen-Anhalt) zeigen den typischen Jahresgang der N-Verbindungen im Oberflächenwasser. Dabei gibt es verschiedene Hinweise, dass in den Sommermonaten im Schaugraben N-Limitation auftritt. Ziel dieser Untersuchung war es, festzustellen ob die gemessenen Nährstoffkonzentrationen zur N-Limitierung von Makrophyten führen können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Schaugraben- Einzugsgebiet, einem Kleineinzugsgebiet im pleistozänen Tiefland im Norden von Sachsen-Anhalt, durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet ist 20,1 km² groß und wird mit einem System offener Gräben entwässert. Das baumartig verzweigte Grabensystem setzt sich aus permanent und temporär wasserführenden Gräben zusammen (Abb. 1).

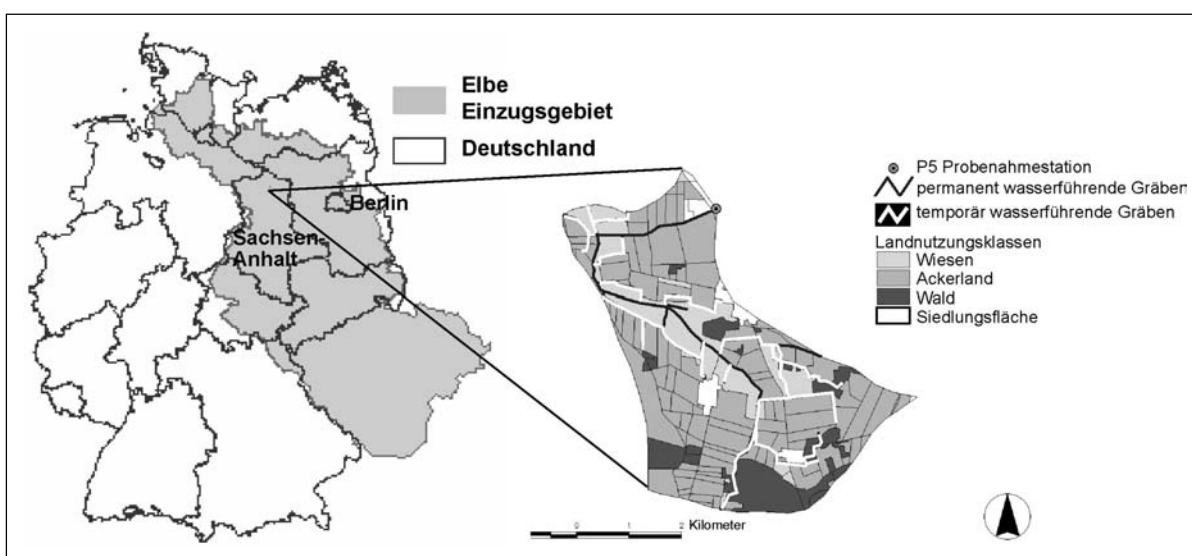


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets und Landnutzung

Während die feuchteren Bereiche, angrenzend an die permanent wasserführenden Gräben, als Weideland genutzt werden überwiegt an den trockeneren Standorten mit trockenfallenden Gräben die Ackernutzung. Das Trockenfallen der Gräben führt damit zu einer Abkopplung hoch Nitratbelasteter Bereiche vom Grabensystem.

Analysen

Die Ergebnisse basieren auf einer fünfjährigen Zeitreihe wöchentlicher Messungen und vier Jahren monatlicher bis zweimonatlicher Messungen der Wasserqualität und des Durchflusses am Gebietsauslass des Schaugrabens. Makrophyten wurden in den Jahren 1996 und 1998 an verschiedenen Stellen jeweils am Ende des Sommers auf einer Fläche von 0,8 bis 2,5 m² geerntet und hinsichtlich ihrer N und P Gehalte analysiert. Statistische Auswertungen wurden mit dem Statistikprogramm SAS durchgeführt.

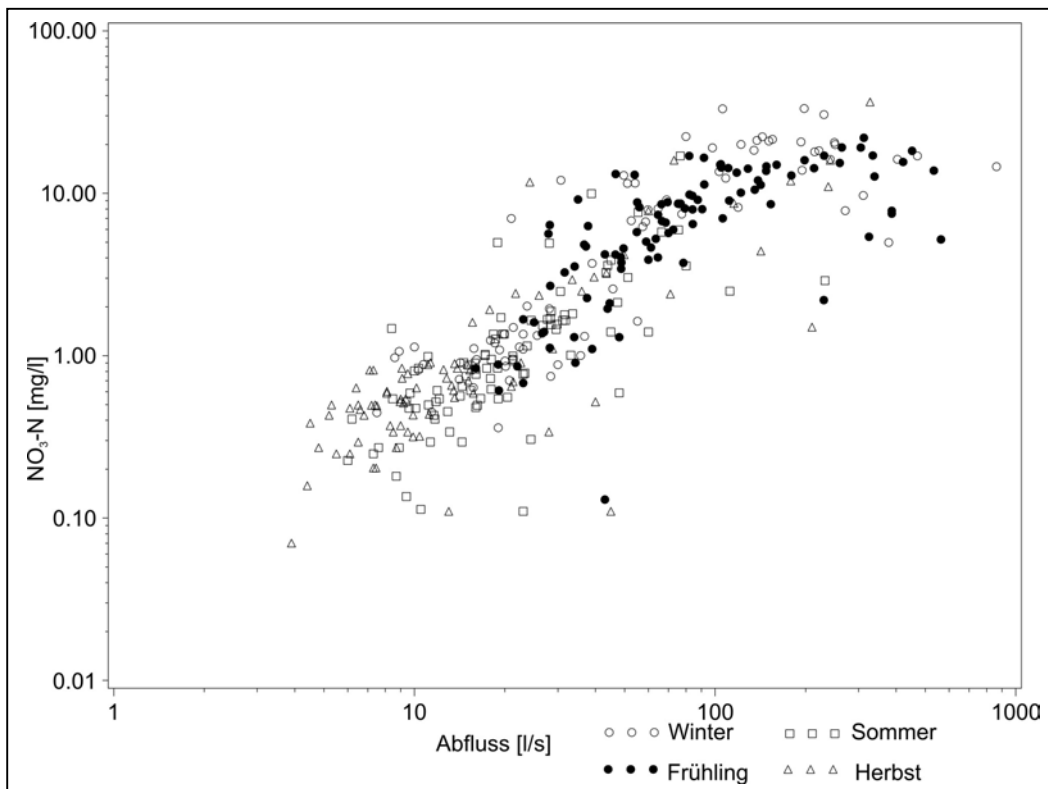


Abb. 2: Nitratkonzentration und Abfluss am Gebietsauslass des Schaugrabens

Ergebnisse und Diskussion

Nitratkonzentration und Abfluss

Es zeigt sich ein sehr enger Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und Abfluss (Abb.2). Hohe Nitratkonzentrationen treten häufig im Winter und Frühjahr auf. Bei hohen Abflüssen werden aber auch im Sommer hohe Nitratkonzentrationen gemessen. Einen ähnlich starken Zusammenhang gibt es auch zwischen Grundwasserstand und Nitratfracht.

Ähnliche Muster in der Nitrat-Abfluss Beziehung sind von Mena et al. (2005) in zwei Tieflandeinzugsgebieten in Nord-Westdeutschland beobachtet worden, während Kemp & Dodds (2001) von einem gegenteiligen Verlauf der Nitratkonzentrationen in einem Untersuchungsgebiet in Kansas (USA) berichten. Sie zeigen, dass anthropogen unbeeinflusste Areale in den quellnahen Gebieten

bei hohem Abfluss eine Verdünnung der Nitratkonzentrationen im stark landwirtschaftlich genutzten Unterlauf des Untersuchungsgebiets bewirken können. Mena et al. (2005) argumentiert, dass die landwirtschaftliche Nutzung im gesamten Einzugsgebiet zu einem höheren Nährstoffexport in abflussreichen Zeiträumen führt. Die Landnutzungsverteilung im Schaugraben zeigt den höchsten Weidelandanteil angrenzend an den permanent wasserführenden Teil des Grabensystems. Im Sommer, wenn nur dieser Bereich wasserführend ist treten im Schaugraben gleichzeitig die niedrigsten Nitratkonzentrationen auf. Nach Guhr et al. (2001) leistet der Nährstoffentzug durch Makrophyten nur einen geringen Beitrag zur Nährstoffretention (N < 1%, P ca. 5 %) im Schaugraben-Einzugsgebiet. Die positiven Korrelationen zwischen Abfluss und Nitratkonzentration im Schaugraben deuten darauf hin, dass hydrologische Einflüsse für den N-Export im Untersuchungsgebiet wesentlich bedeutender sind als Veränderung der N-Retentionsprozesse im Jahresverlauf.

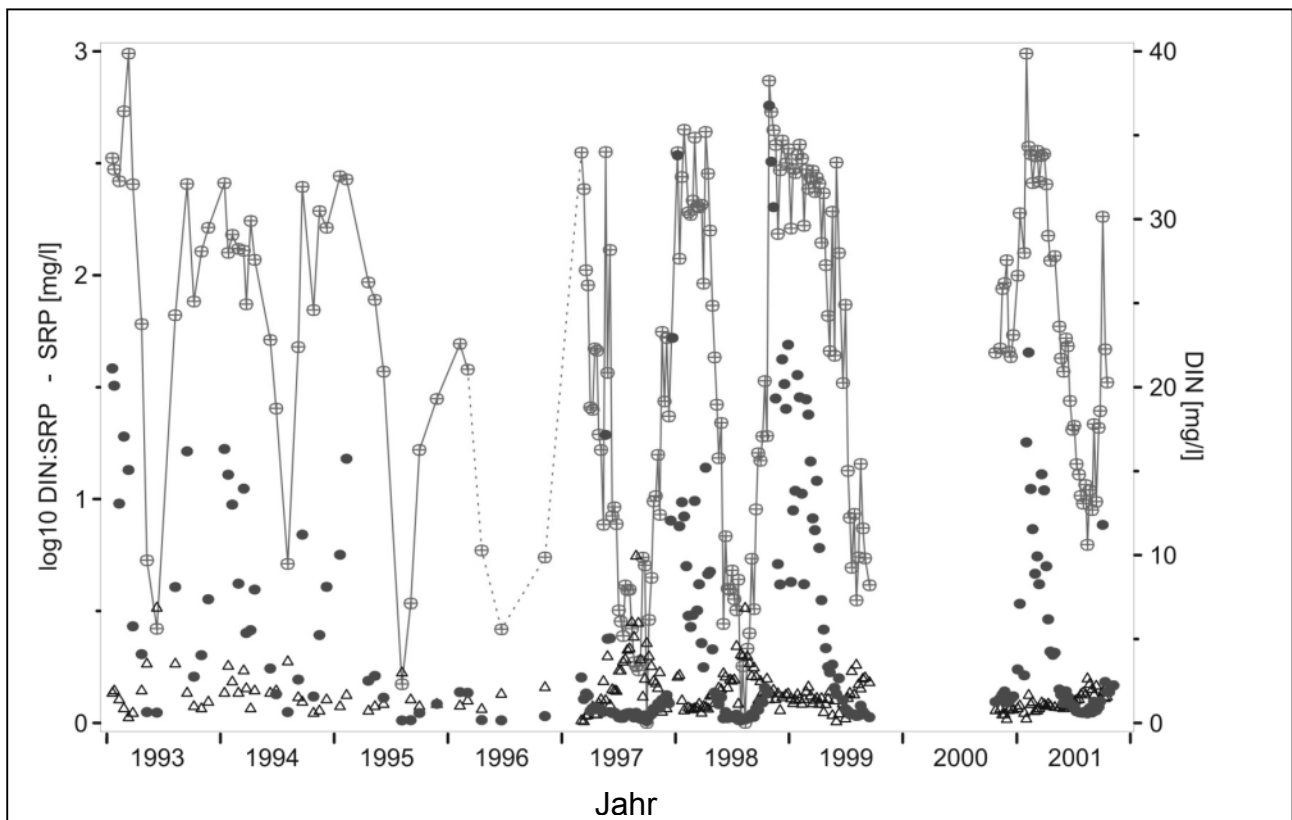


Abb. 3: DIN ●●● (gelöster anorganischer Stickstoff) und SRP ▲▲▲ (löslicher reaktiver Phosphor) Konzentration und DIN:SRP Verhältnis ⊕⊕⊕. Unterhalb des N:P Wertes 10 ($\log_{10}=1$) kann es zu Nährstofflimitation kommen

Nährstoffe am Gebietsauslass

Die Nährstoffverhältnisse im Oberflächenwasser können als ein Indikator für Nährstofflimitation genutzt werden. Während die Phosphorkonzentrationen im Schaugraben das ganze Jahr deutlich oberhalb des limitierenden Bereichs liegen sinken die Nitratkonzentrationen im Sommer oftmals auf Werte nahe der Nachweisgrenze (Abb.3). Die Verhältnisse der Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor wurden vielfach für die Bestimmung des Nährstoffstatus von Flussökosystemen genutzt (Grimm et al. 2003). DIN:SRP Verhältnisse unter 10:1, weisen auf Nährstofflimitation hin und wurden im Sommer regelmäßig im Schaugraben bestimmt.

Nährstoffe in Makrophyten

Im Schaugraben ist eine sehr starke Makrophytenentwicklung zu beobachten. Es wurden im Schaugraben u.a. Rohrglanzgras, Schilf, Rohrkolben und Wasserschwaden bestimmt. Die Nährstoffverhältnisse der Makrophyten zeigen einen Zusammenhang zu Nitratkonzentrationen im Oberflächengewässer. Die N:P Verhältnisse und die N-Gehalte der Makrophyten im eher trockenen Jahr 1996 weisen am Ende des Sommers nach einer langen Periode niedriger Nitratkonzentrationen im Grabenwasser auf eine Nährstofflimitation hin. Im deutlich feuchteren Jahr 1998 sind die N:P-Verhältnisse und die N-Gehalte durchschnittlich oberhalb des limitierenden Bereichs (Abb.4).

Chambers et al. (2005) stellte eine Korrelation in der Chlorophyllkonzentration der benthischen Algen mit der Nitratkonzentration im Schaugraben fest. Untersuchungen zur Nährstofflimitation in dieser Gruppe zeigten uneinheitliche Ergebnisse. In vier Versuchen an jeweils drei Standorten im Schaugraben konnte nur in zwei Versuchsansätzen eine Erhöhung der Periphytonbiomasse nach Zugabe von N und P festgestellt werden.

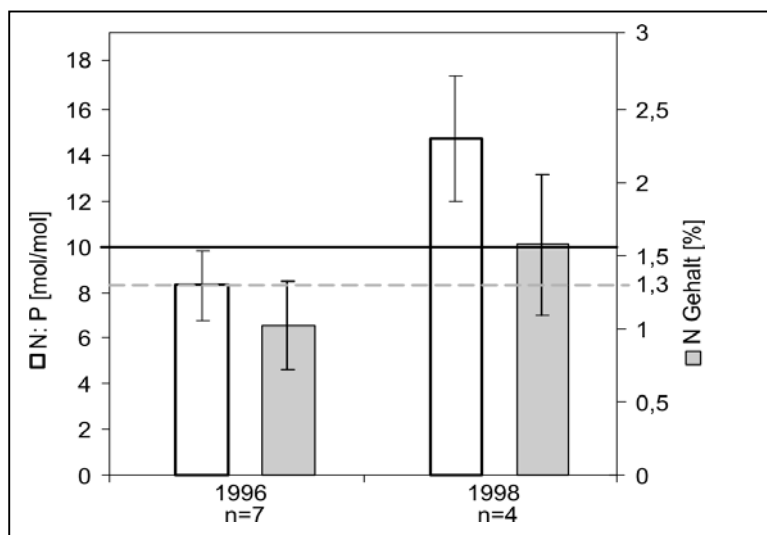


Abb. 4:
N-Gehalte und N:P Verhältnisse von Makrophyten im Schaugraben.
Horizontale Linien markieren den potentiell limitierenden Bereich (nach Gerloff & Krombholz (1966) und Atkinson & Smith (1983))

Schlussfolgerungen

In Abhängigkeit vom Grundwasserstand und vom Abfluss kann es auch in landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu sehr niedrigen u. U. limitierenden Nährstoffkonzentrationen kommen. Das Trockenfallen der Gräben führt im Untersuchungsgebiet zu einer großen Variabilität in den Abflüssen und Nitratkonzentrationen. Dieser Mechanismus hat einen wesentlichen Einfluss auf den Stickstoffkreislauf im Schaugraben-Einzugsgebiet.

Danksagung

Wir danken Dr. Guhr (UFZ) für die Überlassung der Makrophytendaten aus dem Schaugrabengebiet. Ein Dank gilt den Mitarbeitern der Lysimeterstation Falkenberg, insbesondere Frau Stratschka für die langjährige kontinuierliche Datenerhebung im Schaugrabengebiet. Den anderen Doktoranden am Standort Magdeburg gilt Dank für rege Diskussionen, ebenso wie Frau Dr. Hilt (IGB-Berlin) für fachliche Hinweise zur Datenauswertung.

Die Untersuchung wurde finanziell gefördert durch die DFG.

Literatur

- Atkinson, M.J., Smith, S.V. (1983): C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. and Oceanogr.* 28, 3: 568-574.
- Chambers P.A., Meissner R., Wrona F.J., Rupp H., Guhr H., Seeger J., Culp J.M., Brua R.B. (2006): Changes in nutrient loading in an agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. *Hydrobiologia* 556: 399-415.
- Gerloff, G.C., Krombholz, P.H. (1966): Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnol. and Oceanogr.* 11, 4: 529-537.
- Grimm, N.B., Gergel, S.E., McDowell, W.H., Boyer, E.W., Dent, C.L., Groffman, P., Hart, S.C., Harvey, J., Johnston, C., Mayorga, E., McClain, M.E., Pinay, G. (2003): Merging aquatic and terrestrial perspectives of nutrient biogeochemistry. *Oecologia* 137, 4: 485-501.
- Guhr, H., Meißner, R., Schonert, P., Seeger, J., Chambers, P. (2001): Der Entzug von Nährstoffen durch Wasserpflanzen am Beispiel des Schaugrabens. In: Geller, W., Puncochar, P., Barion, D., Feldmann, H., Guhr, H., Jirasek, V., Simon, M., Smrtak J. (Eds.): *Gewässerlandschaften - Aquatic landscapes, Conference proceedings part II Leipzig, Germany: 305-306.*
- Kemp, M.J., Dodds, W.K. (2001): Spatial and temporal patterns of nitrogen concentrations in pristine and agriculturally-influenced prairie streams. *Biogeochemistry* 53: 125-141.
- Mena, R., Meyer, E.I., Kaschek, N. (2005): Temporal variation of nitrate concentrations in two lowland streams of North Germany. In: *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag: 286-290.*

Germination of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon* species under natural and experimental conditions

Emilienne I. Tingwey¹, Jacqueline Rücker¹, Andrea Launhardt¹, Claudia Wiedner² & Brigitte Nixdorf¹

¹ Brandenburg University of Technology Cottbus, Chair of Freshwater Conservation, D-15526 Bad Saarow, Germany, e-mail: b.nixdorf@t-online.de, ² Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department of Limnology of Stratified Lakes, D-16775 Stechlin-Neuglobsow, Germany

Keywords: Cyanobacteria, Nostocales, Akinete, Germination, *Cylindrospermopsis*, *Aphanizomenon*

Introduction

Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju and *Aphanizomenon* spp. are both freshwater cyanobacteria of the order Nostocales. *C. raciborskii* was thought confined to tropical and sub-tropical environments but spread to temperate climatic regions on all continents except Antarctica (Padisák, 1997). It is known to be widely distributed in Northern Germany reaching the northernmost margin of its distribution at latitudes of 53 - 54°N (Krienitz & Hegewald, 1996; Stüken et al., 2006). Strains of this species are detected to produce the hepatotoxin cylindrospermopsin, from which human injury has been clearly identified (Falconer & Humpage, 2006).

Nostocales are characterized by trichomal structures such as vegetative cells, heterocysts and akinetes. The heterocysts can fix atmospheric nitrogen (N₂) when aquatic nitrogen is depleted (Kim et al., 2005). Akinetes are non-motile, resistant cells that accumulate proteinaceous reserves in the form of cyanophycin granules (Wetzel, 2001). These akinetes can survive low temperatures, desiccation and other adverse environmental conditions. When favourable conditions return, they germinate to produce trichomes. The ability of Nostocales to form akinetes confers a distinct advantage in environmental adaptation and subsequent bloom formation (Kim et al., 2005; Wetzel, 2001).

C. raciborskii akinetes are more commonly observed in subtropical and temperate populations late in the population cycle as a component of seasonal population dynamics (Kravchuk et al., 2006). Particular set of physico-chemical conditions stimulate akinetes to germinate (Moore et al., 2005). Light has been implicated as well as temperature and nutrients as triggering factors (Huber, 1985). According to Moore (2004) germination of akinetes occurs at temperatures between 15 °C and 30 °C in tropical Australian strains of *C. raciborskii*. Mischke (2003) found filaments of this species at temperatures of about 17 °C in temperate lakes with those in the Scharmützelsee region in Germany.

We therefore, tried to find out at what temperature the akinetes germinate in temperate region hypothesizing it should be below 15 °C. Since *Aphanizomenon* species like *A. gracile* and *A. flos-aquae* are the most abundant natural Nostocales in that habitat, we compare it to the invaded *C. raciborskii*. To figure out the germination temperature for both species, field observations are complemented by experiments at different temperatures.

Study site

The study site is Lake Melangsee (52.17 lat; 13.98 long.) in Brandenburg, Germany. This lake with its catchment area of 5 km² belongs to the catchment area of the River Dahme. It receives inflow from groundwater and from mesotrophic Lake Tiefer See (Schmitt & Nixdorf, 1999). The residence time of the water is 22 days. For more details see Nixdorf & Deneke (1997), Rucker (2004).

Table 1: Some morphometrical and trophic parameters (annual means, 2004-2005 of Lake Melangsee (TP=total phosphorus; SRP=Soluble reactive inorganic phosphorus)

| | | | |
|---------------|-------------------------------------|--------------|----------------------------|
| Maximum depth | 3.3 m | TP | 42.33 $\mu\text{g l}^{-1}$ |
| Mean depth | 1.6 m | SRP | 5.32 $\mu\text{g l}^{-1}$ |
| Area | 0.11 km ² | Secchi depth | 0.92 m |
| Volume | 0.17x10 ⁶ m ³ | Chl <i>a</i> | 55.68 $\mu\text{g l}^{-1}$ |

Materials and methods

Sediment cores were taken monthly to bi-weekly in vegetation period. Vertical profiles of water temperature were measured in 0.5 m intervals using a Hydolab[®] H20 probe. Underwater light was measured by two Licor quantum sensors in a distinct distance of 39 cm. Mean PAR in the mixed layer (Imix) was calculated after Nixdorf & Rucker (2006).

The uppermost 2 cm of the sediment were sliced off from the sediment cores. For enumeration of seasonal course of akinete number the material was fixed with formaldehyde (final concentration 4 %). For germination experiments fresh sediment was suspended in N-free culture medium (modified after Nicklisch, 1992) or in filtered (pore size 0.45 μm) lake water (experiment at 19 °C). The flasks were placed in a culture chamber and cultivated at temperatures of 13, 15, 17 and 19 °C, respectively. All the flasks were placed in a light intensity of 130 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$ which corresponds to the mean light in the mixed layer in Lake Melangsee in May in a light:dark cycle of 12:12 h. Sub-samples of 20 ml were taken from the flask daily over two weeks, fixed with Lugol's solution and stored in the refrigerator until counting.

Enumeration and estimation of biovolume employed the Utermöhl technique (Utermöhl, 1958) using a Limnos[®] sedimentation chamber and an inverse Nikon[®] Diaphot microscope. To each fixed sample two different sedimentation chambers were prepared to do a parallel counting. Akinetes were counted at 400x magnification. Since filaments and germlings of different *Aphanizomenon* species hardly can be distinguished, *Aphanizomenon gracile* and *A. flos-aquae* which are the most important species of the genus *Aphanizomenon* in Lake Melangsee are summed up together. Whereas the samples of germination experiments were counted in the original concentration, formaldehyde fixed sediment samples for annual course were diluted 1:100 with thinned Lugol's solution. Following phases of development were differentiated: i) akinete, ii) growing akinete (elongating envelope and formation of holes at the poles of the akinete) iii) germling without envelope or in germination in the size of the akinete (up to 30 μm), iiiii) growing filament.

Results

Following the seasonal dynamics of these two species (fig. 1), *Aphanizomenon* spp. appeared earlier in the water column than *C. raciborskii*. In both years, *Aphanizomenon* spp. were found as early as April corresponding to the beginning of spring with increasing water temperatures. The appearance

of *C. raciborskii* in 2004 came in later towards the beginning of June 2004 and towards the end of June in 2005 when the water temperature was about 18 °C. The biovolume of *Aphanizomenon* spp. in 2004 was more than that of *C. raciborskii*. Same trend was noted in 2005, but unlike 2004 the biovolume of both species decreased. The population peaks too were different for the two species. Whereas that of *Aphanizomenon* spp. came up as early as June that of *C. raciborskii* was around August corresponding to the peak of the summer period.

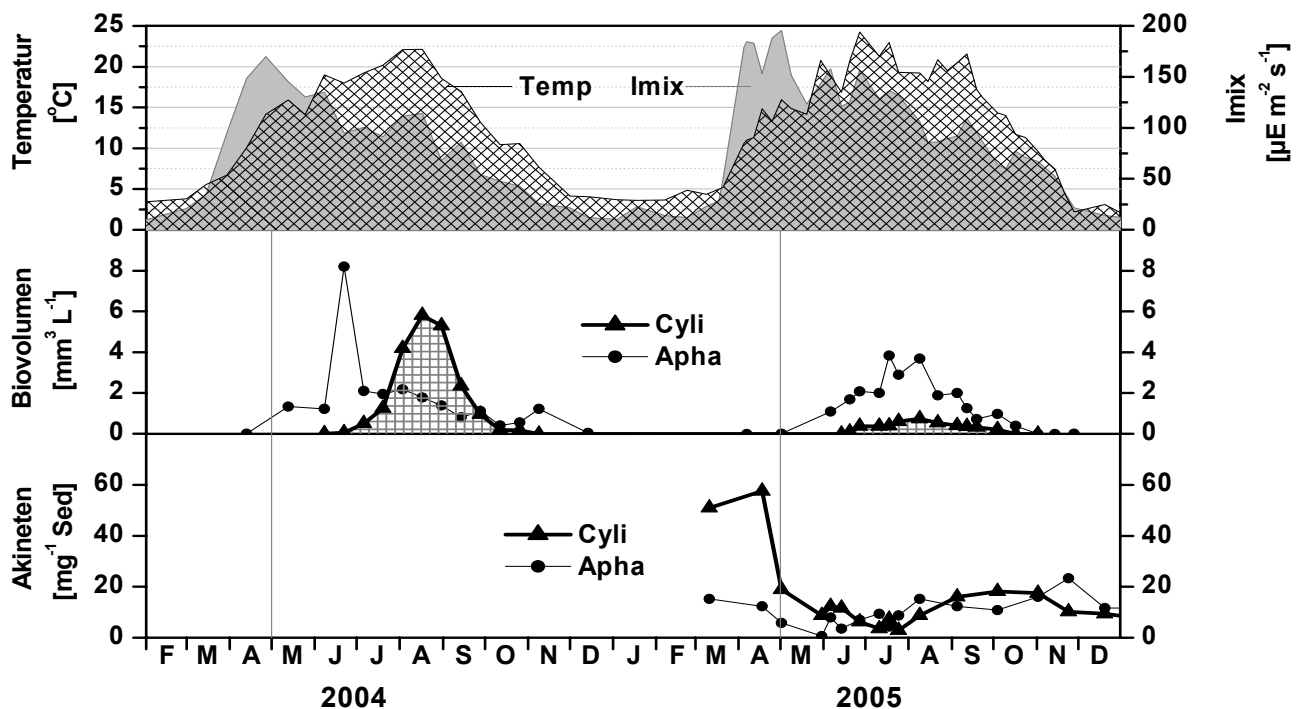


Figure 1: Seasonal development of water temperature (Temp), underwater light (Imix; upper panel), biovolume (middle) and number of akinetes per mg fresh weight of the uppermost 2 cm of sediment for *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyli) and *Aphanizomenon gracile* plus *A. flos-aquae* (Apha; lower panel) in Lake Melangsee 2004 and 2005.

The number of akinetes per mg fresh weight of sediment was monitored starting in 2005. At the beginning of May, it was noticed that at a water temperature of between 13 °C and 15 °C, there was a sharp decrease in the number of akinetes counted from the uppermost 2 cm of sediment.

This too was observed in the samples germinated in the laboratory (fig. 2). *Cylindrospermopsis* and *Aphanizomenon* species germinated at temperatures as low as 13 °C as can be seen from the increasing biovolume of growing akinetes and germlings in the sample cultured at this temperature. Most of the akinetes at all the cultured temperatures started germinating within the first 3 days of incubation. One important aspect of the germination observed was that germlings of *Cylindrospermopsis* hatched out of the envelope of the akinetes but do not show any significant further growth at low temperatures like 13 °C. But for *Aphanizomenon* spp., it exhibited growth and heterocyte differentiation already at 13 °C within the first three days and increasingly with growing temperatures. Considerable growth and heterocyte formation was observed for both species at 17 °C and above.

Discussion

In the field, the akinete number in the sediment of both genera declined synchronously at the beginning of May 2005 when the temperature at the sediment surface reached 13 – 14 °C. We suppose

that this decrease was as a result of the akinetes germination. After a lag phase of 5 weeks for *Aphanizomenon* spp. and 7 weeks for *C. raciborskii* filaments of the investigated species were found in the water column. The same could be observed in the culture experiments. *C. raciborskii* hatched out of the akinete envelope at 13 °C so does those of *Aphanizomenon*. Whereas young filaments of *Aphanizomenon* with first heterocysts were detected after one week in the culture at 13 °C, *Cylindrospermopsis* germlings exhibited much slower growth with growing filaments appearing in the 13 °C sample only on the 9th day of incubation. They also stayed in the size of akinetes without any further cell differentiation at this temperature and the total number of individuals decreased.

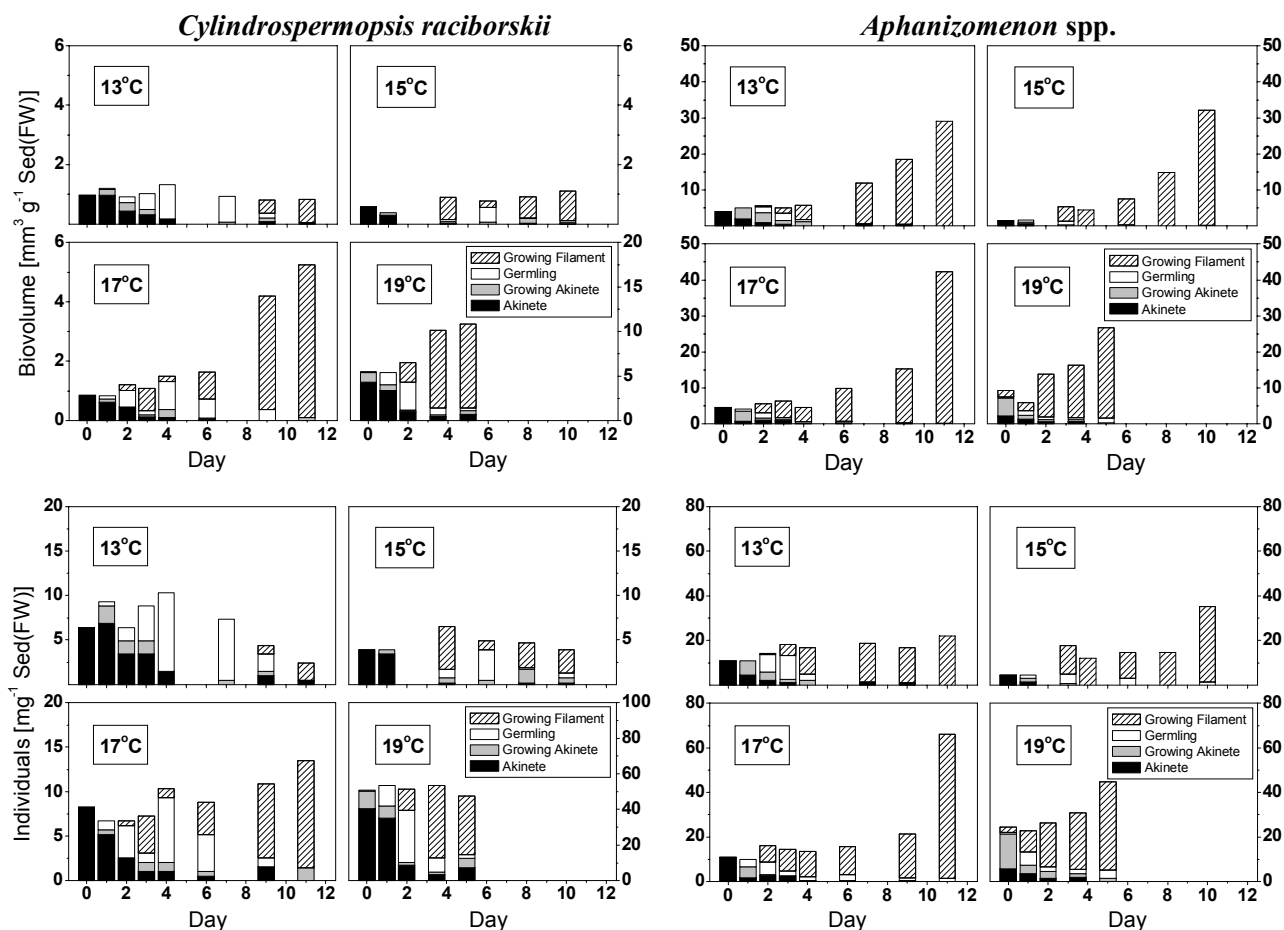


Figure 2: Biovolume (above) and abundance (below) of different phases of development of *Cylindrospermopsis raciborskii* (left) and *Aphanizomenon* species (right) in the course of germination experiments at different temperatures with sediment of Lake Melangsee.

At this point we can say if *C. raciborskii* germinates already at low temperatures, further population development is dependent on increasing temperatures in the course of the seasons. In other words, should the temperature at which the akinete started germinating remains constant the naked germlings which are supposed to be more sensitive than complete akinete would be destroyed. We assume that fluctuating temperatures observed in 2005 resulted in the death of some naked germlings. This caused the observed decrease in *C. raciborskii* population of 2005 as compared to 2004.

Aphanizomenon species exhibited higher growth rates at lower temperatures. From this we can deduce that they are more adapted to the temperate habitat, thus are more successful under low temperatures in northern habitats. Contrary to previous studies the akinete germination of the temperate population of *C. raciborskii* is initiated at temperatures as low as 13 °C but requiring an increase in temperature for further growth. Unfavourable conditions in the phase after germination

delayed the development of the *C. raciborskii* population in the year 2005. An open window which is still left for investigation is to find whether this germination can be initiated below 12 °C and its dependence on light. Should there be higher spring temperatures in the consequence of global warming it would promote the flourishing of this species and why not its colonisation of other freshwater bodies.

Acknowledgement

We would like to thank Ingo Henschke and Wolfgang Terlinden who were responsible for field work and Gudrun Lippert in the lab. The studies are part of a PhD thesis.

References

- Falconer, I.R., Humpage, A.R. (2006): Cyanobacterial (Blue-Green Algal) toxins in water Supplies: *Cylindrospermopsis*. *Environ. Toxicol.* 21: 29-304.
- Huber, A.L. (1985) Factors affecting the germination of akinetes of *Nodularia spumigena* (cyanobacteriaceae). *Applied and Environmental Microbiology* 49(1): 73-78.
- Kim, B.H., Lee, W.S., Kim, Y.-O., Lee, H.-O., Han, M.-S. (2005): Relationship between akinete germination and vegetative population of *Anabaena flos-aquae* (Nostocales, Cyanobacteria) in Seokchon reservoir (Seoul, Korea). *Arch. Hydrobiol.* 163 (1): 49–64.
- Kravchuk, E.S., Ivanova, E.A., Gladyshev, M.I. (2006): Seasonal dynamics of akinetes of *Anabaena flos-aquae* in bottom sediments and water column of small Siberian reservoir. *Aquatic Ecology* 40: 325-336.
- Krienitz, L., Hegewald, E. (1996): Über das Vorkommen von wärmeliebenden Blaualgenarten in einem norddeutschen See. *Lauterbornia*: 26: 55–63.
- Mischke, U. (2003): Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta Oecologia* 24: 11-23.
- Moore, D. (2004): Akinete differentiation and germination in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. Cooperate research centre for water quality and treatment. Australia. www.waterquality.crc.org.au/Programs/program3D/YWSOTY/YWSOY_Moore_paper.doc
- Moore, D., O'donohue, M., Garnett, C., Critchley, C. & Shaw, G. (2005): Factors affecting akinete differentiation in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria). *Freshwater biology* 50: 345-352.
- Nicklisch, A. (1992): The interaction of irradiance and temperature on the growth rate of *Limnithrix redekei* and its mathematical description. *Arch. Hydrobiol.* 91 (Suppl, Algological Studies 63):1-18.
- Nixdorf, B., Deneke, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269–284.
- Nixdorf, B., Rucker, J. (2006): Meteorological versus trophic influences on phytoplankton succession in lakes in the temperate zone during winter. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1671-1674.
- Padisák J. (1997): *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archives of Hydrobiology Supplement* 107 (Monographic Studies) 4: 563-593.
- Rucker, J. (2004): 10 Jahre Gewässeruntersuchung im Scharmützelseegebiet - Trophie- und Phytoplanktonentwicklung 1994-2003. In: J. Rucker & B. Nixdorf (Hrsg.) *Gewässerreport Nr. 8. BTUC-AR 3/2004* - Eigenverlag der BTU Cottbus, 7-24.
- Schmitt, M., Nixdorf, B. (1999): Spring phytoplankton dynamics in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408/409: 269-276.
- Stüken, A., Rucker, J., Endrulat, T., Preussel, K., Hemm, M., Nixdorf, B., Karsten, U., Wiedner, C. (2006): Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in northeast Germany: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. *Phycologia* 45 (6): 696–703.
- Utermöhl H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. angew. Limnol.* 9: 1-38.
- Wetzel, R.G. (2001): *Limnology (lake and river ecosystems)*. 3rd edition, Academic Press USA.

Laborversuche und Freilandexperimente zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart *Palingenia longicauda* (OLIVIER) in der Lippe

Thomas Tittizer ¹, Daniel Fey ², Mario Sommerhäuser ³, Sándor Andrikovics ⁴

¹ Institut für Zoologie, Universität Bonn, Poppelsdorfer Schloß, D-53115 Bonn, thomas@tittizer.de

² Institut für Zoologie, Universität Bonn, Im Rosenhag 1a, D-53125 Bonn, fischefey@gmx.net

³ Lippeverband, Kronprinzenstr. 24, D-45128 Essen, mario.sommerhaeuser@eglv.de

⁴ Eszterházi Károly Főiskola, Eszterházi tér 1, H-3300 Eger, hidrobiosz@axelero.hu

Keywords: Ephemeroptera, *Palingenia longicauda*, Wiederansiedlung

Einleitung

Palingenia longicauda, die größte und wahrscheinlich auch eine der am ältesten bekannten Eintagsfliegenart in Europa, wurde bereits im 17. Jh. in der Fachliteratur erwähnt (SWAMMERDAM 1675, FRANCISSSEN et al. 1984).

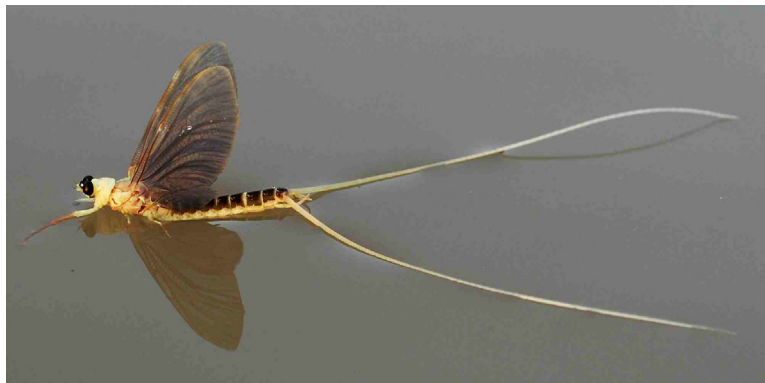


Abb.1: *Palingenia longicauda*, Männchen (Foto: Daniel Fey)

Bis Anfang des 20. Jh. war sie in ganz Europa verbreitet und besiedelte die Mittel- und Unterläufe großer Fließgewässer mit tonig-schluffiger Gewässersohle. Die in Folge der Industrialisierung (Gewässerverunreinigung, Gewässererwärmung, Intoxikation), der Intensivierung der Landwirtschaft (Eutrophierung der Gewässer) und der Schiffbarmachung der Fließgewässer (Veränderung der Hydrologie und Morphologie durch Begradigung, Vertiefung und Verbreiterung, Uferbefestigung, Stauregulierung) eingetretenen Verschlechterungen der Lebensbedingungen für aquatische Organismen führten in den ersten drei Jahrzehnten des 20. Jh. zum Verschwinden dieser Art aus den Fließgewässern Westeuropas und zugleich zur drastischen Abnahme ihrer Bestände in den Fließgewässern Mitteleuropas (TITTIZER et al. 1992, TITTIZER & KREBS 1996,). Ende der 70-er Jahre des 20. Jh. konnte die Art noch in der Unteren Donau nachgewiesen werden (RUSSEV 1987). Danach verschwand sie auch aus diesem Lebensraum. Heute kommt sie nur noch in der

Theiß und in einigen ihrer Zuflüsse (Szamos, Bodrog, Körös und Maros) sowie in einigen Kanälen der Pannonischen Tiefebene (Banat) vor.

Aus der Literatur sind auch ehemalige Fundorte von *Palingenia longicauda* in deutschen Gewässern bekannt. Sichere Angaben stammen von TRIEBKE (1840) über das Vorkommen dieser Eintagsfliegenart in der Oder und ihrer Zuflüsse sowie von CORNELIUS (1848) über Funde in der Lippe.

Eine natürliche Wiederbesiedlung ehemaliger Wohngewässer findet aus dreierlei Gründen nicht statt: 1. zu schlechte Wasserqualität, 2. zu stark veränderte hydrologische und morphologische Bedingungen, 3. unüberwindbare Entfernung zwischen der Restpopulation in der Theiß und den ehemaligen Wohngewässern (REINHOLD & TITTIZER 1999, TITTIZER 1997, TITTIZER et al. 2000).

Hauptziel unseres Forschungsprojektes ist die Wiederansiedlung von *P. longicauda* in Deutschland.

Material und Methoden

Für die Wiederansiedlung kamen verschiedene Methoden zum Einsatz: Zum einen wurden 1- bis 3-jährige Larven aus der Theiß entnommen und umgesiedelt, zum anderen wurden befruchtete Weibchen gefangen, deren Eier erbrütet und die Junglarven in die Lippe eingesetzt.

Durch die lang anhaltenden Frühjahrshochwässer an der Theiß und ihren Zuflüssen wurde die geplante Entnahme der Larven im Zeitraum April 2006 erschwert. Der Schwerpunkt der Arbeiten wurde daher auf die Weiterentwicklung von Methoden und Techniken zum Fang, Zucht, Transport und Einsatz der Larven gelegt. Zu diesem Zweck wurden mehrere Typen von Geräten konstruiert und erprobt. Als besonders gut geeignet für den Fang von Larven erwies sich ein „Tonstecher“, der sowohl vom Ufer als auch vom Boot aus eingesetzt und auf verschiedene Gewässertiefen angepasst werden kann.

Für den Fang von befruchteten Imagines während der Emergenz wurden Fangnetze unterschiedlicher Form und Größe konstruiert. Zum einen sind handelsübliche Angler- / Teichkescher modifiziert worden, indem ihre groben Netze durch Netzgaze mit 1mm Maschenweite ausgetauscht wurden, zum anderen sind Handnetze mit größerer Öffnung und Volumen angefertigt worden. Hierbei wurde der Rahmen aus Aluminiumrohr gebogen und ebenfalls mit Netzgaze bespannt.

Durchführung der Versuche und Ergebnisse

Wegen ungünstiger Witterungsverhältnisse (lang anhaltende Frühjahrshochwässer, Regen, niedrige Luft- und Wassertemperaturen) verschob sich die für Mitte Juni erwartete Emergenz von *P. longicauda* um ca. 2 Wochen. Die ersten Meldungen einer Massenemergenz kamen von der Maros (Zufluss der Theiß) im Zeitraum 25. - 28. Juni 2006 und von der Unteren Theiß (Raum Szeged). An der Mittleren Theiß (Raum Tiszafüred) begann der Massenschlupf Ende Juni.

Fang der Imagines

Am 30. Juni und 1. Juli 2006 konnten wir eine im Vergleich mit den Vorjahren sehr intensive Massenemergenz an der Mittleren Theiß (Raum Tiszafüred) beobachten. Die Wassertemperatur betrug 23,3°C und die Sichttiefe war mit 20 cm sehr gering. Trotz ungünstiger Witterungsbedingungen

(Niederschlag, bedeckter Himmel), niedriger Sichttiefe und hohem Wasserstand stiegen die ersten männlichen Subimagines am frühen Nachmittag aus dem Wasser empor, um sich an Land ihrer letzten Häutung zum Imago zu unterziehen. Innerhalb der nächsten Stunden stieg die Anzahl männlicher Imagines unaufhörlich an. Ufernah und mit geringem Abstand zur Wasseroberfläche flogen sie auf beiden Seiten des Flusses auf der Suche nach paarungsbereiten Weibchen, die erst später aus dem Wasser emporstiegen. Am späten Nachmittag war die Wasseroberfläche in den Randzonen der Theiß von Millionen männlicher und weiblicher *Palingenia*-Imagines bedeckt. Es bildeten sich regelrechte „Trauben“, die daraus entstanden, dass mehrere Männchen gleichzeitig versuchten, ein Weibchen zu begatten. Nach ihrer Befruchtung befreiten sich die Weibchen aus der Umklammerung der Männchen, flogen zuerst in Richtung Flussmitte, um von dort aus ihren flussaufwärts gerichteten Kompensationsflug zu beginnen. Dabei berührten die Weibchen von Zeit zu Zeit die Wasseroberfläche und legten ihre Eipakete ab. Kurz nach dem Paarungsakt starben die Männchen, „womit ihr Lebensraum, die Theiß, zu ihrem Grab wurde“ (ungarisches Volkslied). Die toten Tierkörper der Männchen, gemeinsam mit ihren abgestreiften Nymphenhäuten, bildeten an der Wasseroberfläche einen weiß-grau-bräunlichen „Teppich“, die so genannte „Theißblüte“, die dann von der Strömung flussabwärts getrieben wurde.

Während des Kompensationsfluges konnten wir ca. 2.500 bis 2.800 befruchtete Weibchen mit Handnetzen von Booten aus fangen. Die eingefangenen Imagines wurden in Behälter überführt, die zu einem Viertel mit Wasser gefüllt und verschließbar waren. In diesen Behältern erfolgte auch die (erzwungene) Eiablage (ca. 20-22 Millionen Eier). Makroskopisch waren die Eier als gelbe Masse zu erkennen, die sich am Boden der Behälter absetzte. Die Eier wurden in Kühlboxen überführt und unter ständiger Luftzufuhr durch Kompressoren nach Deutschland transportiert. Dort erfolgte die Erbrütung der Eier.

Erbrütung der Eier

Für diesen Zweck wurde die Mehrzahl der Eier auf fünf Zugergläser (eine Apparatur, die auch zur Eierbrütung in der Fischzucht verwendet wird) verteilt. Die Zugergläser wurden von der Unterseite her mit Luft beschickt, wodurch die Eier mit Sauerstoff versorgt und ständig in der Schwebelage gehalten wurden. Die Bildung sauerstoffarmer Bereiche in den Zugergläsern konnte somit verhindert und einer Verpilzung der Eier entgegengewirkt werden.

Ein geringer Teil der Eier wurde in belüfteten und unbelüfteten Aquarien erbrütet. In den unbelüfteten Aquarium konnte nach einigen Tagen ein Pilzbefall der Eier festgestellt werden, der jedoch mit einem Malachitgrügemisch erfolgreich behandelt wurde.

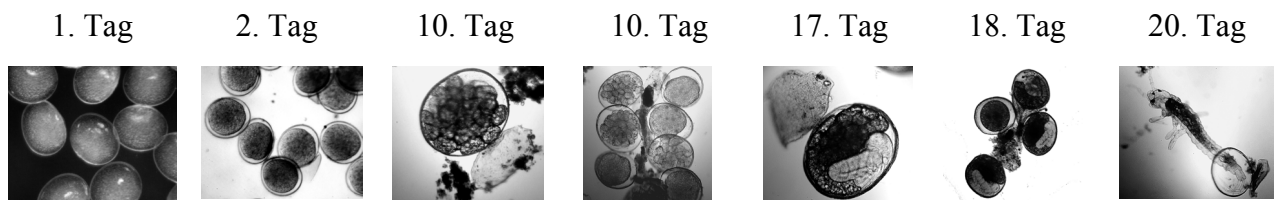


Abb. 2: Phasen der Embryonalentwicklung von *P. longicauda* (Fotos: Daniel Fey)

Die Embryonalentwicklung dauerte in den verschiedenen Erbrütungseinheiten unterschiedlich lang. In den Zügergläsern schlüpften die Larven nach 21 und in den belüfteten Aquarien nach 24 Tagen. Die Wassertemperatur in den Zügergläsern betrug im Durchschnitt 25°C und in den Aquarien 22°C. Die Embryonalentwicklung ist demnach temperaturabhängig und beträgt ca. 530 Tagesgrade.

Einsatz der Junglarven in der Lippe

Am 24. Juli 2006 fand der Einsatz der Junglarven in ihr künftiges Wohngewässer statt. Der Transport der Larven vom Labor bis zur Lippe erfolgte in belüfteten Aquarien. Zur thermischen Isolierung wurden diese in Styroporboxen, die für den Lebendfischversand konzipiert wurden, verpackt. Die Wassertemperatur in den Transportbecken wurde der Temperatur des Einsatzgewässers angeglichen. Um während des Transportes den Larven eine Anheftungsmöglichkeit zu gewähren, bestückten wir die Aquarien mit Quellmoos (*Fontinalis*).

Um eine erfolgreiche Wiederansiedlung von *P. longicauda* in der Lippe zu gewährleisten, musste zuerst die Frage der Eignung dieses Gewässers beantwortet werden. Dies setzte einen Vergleich der hydrologisch-morphologischen Verhältnissen, der physikalisch-chemischen Wasserbeschaffenheit sowie der artenmäßigen Zusammensetzung der Begleitfauna der Theiß und der Lippe voraus (ANDRIKOVICS & TURCSÁNYI 2001, STAATLICHES UMWELTAMT LIPPSTADT 2002, LIPPEVERBAND 2006).

Durch Freilanduntersuchungen und Laborexperimente sind im Vorfeld des Wiederansiedlungsversuchs an der Lippe auch Fragen hinsichtlich der Ansprüche dieser Eintagsfliegenart an ihre Umwelt beantwortet worden. So konnte z.B. die Abhängigkeit ihres Vorkommens und ihrer Besiedlungsdichte von der Wasserqualität, Korngrößen- und stofflichen Zusammensetzung der Sedimente, Gewässertiefe sowie Fließgeschwindigkeit geklärt werden (ANDRIKOVICS et al. 1992, ANDRIKOVICS & TURCSÁNYI 2001, LANDOLT et al. 1995). Die Kenntnis dieser Lebensansprüche erlaubte uns die richtige Auswahl künftiger Ansiedlungsbereiche an der Lippe.

Die Einsatzbereiche der Larven in der Lippe wurden nach folgenden Kriterien ausgesucht: geringe Strömung, tonig-lehmige Gewässersohle, Anheftungsmöglichkeiten für die Larven.

Unmittelbar vor dem Einsatz der Larven in die Lippe wurde das Transportwasser in den Aquarien mit Wasser aus der Lippe vermischt und die Vitalität der Larven geprüft. Eine Schädigung der Larven konnte nicht festgestellt werden. Für die Einbringung der Junglarven in die Lippe wurden die Transportbehälter samt Inhalt vorsichtig in das Gewässer getaucht, so dass die Larven aus eigener Kraft die Aquarien verlassen konnten. Die meisten von ihnen hefteten sich an submerse Makrophyten an oder gruben sich im Lockersediment der Gewässersohle ein.

Entnahme der Larven aus der Theiß und Einsatz in der Lippe

Unter optimalen Witterungsverhältnissen und normalem Wasserstand konnten an der Theiß (Raum Tiszafüred), Ende September 2006, ca. 700 1- bis 2-jährige Larven gesammelt werden. Die Larvenentnahme erfolgte vom Boot aus mit den speziell für diesen Zweck entwickelten Tonstechern. Die so gesammelten Larven wurden in Kühlboxen unter ständiger Luftzufuhr nach Deutschland transportiert.

Die Ansiedlung der Larven in der Lippe erfolgte am 2. Oktober 2006. Zum Aussetzen der Larven wurden perforierte Kunststoffröhren (OERTEL et al. 2001) und bodenlose Kunststoffboxen verwendet. Die perforierten Kunststoffröhren, mit einer Länge von 50 cm und einem Durchmesser von

10 cm, wurden zuerst zu zwei Dritteln mit tonig-lehmigem Substrat aus der Theiß gefüllt. Danach erfolgte die Bestückung der Röhre mit je 20 Larven und ihre Verankerung am Gewässerboden in einer Tiefe von ca. 1 m. Die Larven wurden auf diese Weise gegen Fressfeinde geschützt und hatten die Möglichkeit, eigenständig die Röhren zu verlassen.

Die bodenlosen Kunststoffboxen wurden im ufernahen Gewässerboden eingestochen. Dabei ragte der obere Teil der Boxen aus dem Wasser, so dass keine Strömung innerhalb der Boxen vorhanden war. Die in die Boxen eingesetzten Larven wurden so vor Verdriftung geschützt und konnten sich in das tonige Sediment der Lippe eingraben. Diese Methode hatte den Vorteil, dass man beobachten konnte, wie sich die Larven aus eigener Kraft im Substrat eingruben. Dieser Vorgang dauerte nur einige wenige Minuten.

Ausblick

Nach der erfolgreichen „Umsiedlung“ der Larven in die Lippe erfolgt 2007 eine kontinuierliche Beobachtung ihrer Weiterentwicklung.

Um den Larvenbestand in der Lippe zu sichern, werden 2007 erneut befruchtete Weibchen in Ungarn gefangen und deren Eier erbrütet. Die Erbrütungsapparatur wird weiter modifiziert und perfektioniert, z.B. durch die Verwendung von MacDonald- Gläser. Auch werden 1 bis 2- jährige Larven aus der Theiß gesammelt und in die Lippe umgesiedelt.

Literatur

ANDRIKOVICS, S., T. J. FINK & B. CSER (1992): Tiszavirág monográfia, *Palingenia longicauda* (Olivier, 1791). -Tisza Klub Füzetek 2: 1-35.

ANDRIKOVICS, S. & I. TURCSÁNYI (2001): Tiszavirág. -Tisza Klub Füzetek 10: 1-69.

CORNELIUS, C. (1848): Beiträge zur näheren Kenntnis der *Palingenia longicauda* (Oliv.): 1-37. - Büschler'sche Verlagsbuchhandlung, Elberfeld.

FRANCISSSEN, F. P. M. & A. W. M. MOLL (1984): Augerius Clutius and his „de Hemerobio“, an early work on Ephemeroptera. -Basilikenpresse, Marburg.

LANDOLT, P., M. SARTORI, C. ELPERS & I. TOMKA (1995): Biological studies on *Palingenia longicauda* (Olivier) (Ephemeroptera: Palingeniidae) in one of its last European refuges - Feeding habits, ethological observations and egg structure. -In: Corkum, L. & J. J. Ciborowski (eds.): Current Directions in Research on Ephemeroptera, Proc. 7th International Conference on Ephemeroptera. Maine 1992: 273-281, Canad. Scholars'Press Inc., Toronto.

LIPPEVERBAND (Hrsg.)(2006): Fließgewässer im Lippeverbandsgebiet, Biologie-Beschaffenheit-Bachsysteme, Schrörers, Essen.

OERTEL, N., J. NOSEK & S. ANDRIKOVICS (2001): Mesterséges alzatok alkalmazása a kolonizáció vizsgálatá során. -Hidrobiológiai Közlöny 81: 438-440.

REINHOLD, M. & T. TITTIZER (1999): Verschleppung von Makrozoen durch Kühlwasserfilter eines Schiffes. -Wasser und Boden 51/1+2: 61-66.

- RUSSEV, B. (1987): Ecology, life history and distribution of *Palingenia longicauda* (Olivier) (Ephemeroptera). -Tijd. Ent. 130: 109-127, Amsterdam.
- STAATLICHES UMWELTAMT LIPPSTADT (Hrsg.) (2002): Die Klostermersch, Ein Fluss erobert seine Aue zurück. Westkämper, Lippetal-Herzfeld.
- SWAMMERDAM, J. (1752): Bibel der Natur (Haft, Uferaas): 100-114.-
J. F. Gleditschens Buchhandlung, Leipzig.
- TITTIZER, T. (1997): Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstrassen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals. -Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 4, S. 113-134.
- TITTIZER, T. & F. KREBS (1996): Ökosystemforschung. Der Rhein und seine Auen -eine Bilanz. -Springer Verlag Berlin, 516 S. + 2 Disketten
- TITTIZER, T., M. SCHLEUTER, A. SCHLEUTER, C. BECKER, H. LEUCHS & F. SCHÖLL (1992): Aquatische Makrozoen der „Roten Liste“ in den Bundeswasserstrassen.- *Lauterbornia* 12: 57-102.
- TITTIZER, T., F. SCHÖLL, M. BANNING, A. HAYBACH & M. SCHLETER (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. -*Lauterbornia* 39: 1-72.
- TRIEBKE, F. (1840): Einige Bemerkungen über *Ephemera flos-aquae* Illiger. -*Stettiner Entomologische Zeitschrift* 1: 54-58.

Einfluss von Biofilmen bei der Partikelretention durch submerse Makrophyten

Oliver Totsche, Carsten Knobloch, Thomas Pluntke, Werner Sauer & Hans-Peter Kozerski

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, totsche@igb-berlin.de

Keywords: Partikelretention, Biofilm, Makrophyten, Lycopodium, Sporen

Einleitung

Es ist allgemein bekannt, dass Makrophyten in Gewässern eine wichtige Rolle bei der Retention von gelösten und partikulären Stoffen spielen, (Bauer 1985, Sand-Jensen 1998, Schulz et al. 2003, Böhme 1996, 1998). Sie wirken als hydraulischer Widerstand und begünstigen dadurch die Sedimentation (Schulz et al. 2003, Pluntke & Kozerski 2003) und verringern die Resuspension (Vermaat et al. 2000, Braskerud 2001) von Stoffen innerhalb ihres Bestandes.

Einen weiteren wichtigen Einflussparameter für die Retention suspendierter Stoffe stellt der Bewuchs von Makrophyten (Bauer 1985) durch einen Biofilm dar. Biofilme können die Oberflächeneigenschaften der Makrophyten verändern und somit das Abgleiten bzw. die Resuspension von Partikeln verhindern (Pluntke & Kozerski 2002). Obwohl Biofilme in der Literatur zwar oft als Einflussfaktor für die Partikelretention genannt werden (Lock 1993, Johnson 1978, Bauer 1985, Pluntke & Kozerski 2003), fand eine echte Quantifizierung dieses Einflusses bisher nicht statt.

Im folgenden Beitrag wird die Bedeutung der Biofilme für die Partikelretention durch Makrophyten mit einem Freilandversuch am Müggelsee und einem Fließbrinnenversuch untersucht. Der Einfluss der Strömung auf die Partikelretention durch Biofilme wurde unabhängig von den Makrophyten mit Hilfe von Aufwuchsplatten in der Spree untersucht.

Material und Methoden

Freilandversuch mit Kunstpflanzen

Bei einem Freilandversuch wurden Kunstpflanzen (Nachbildung einer Efeutute, *Epipremnum sp.*) verwendet. Auf einigen Pflanzen wuchs durch eine mehrtägige Exposition der Kunstpflanzen im Müggelsee ein Biofilm. Zu Versuchsbeginn wurde alles locker sitzende Material von diesen Pflanzen abgeschüttelt und zusammen mit sauberen, biofilmfreien Pflanzen wieder im Uferbereich des Müggelsees bei einer Wassertiefe von etwa einem Meter eingesetzt. Nach einer sechsstündigen Exposition wurden die Pflanzen mit einer Plastiktüte überstülpt und aus dem Wasser gehoben. Die Plastiktüte wurde kräftig geschüttelt, um das auf den Pflanzen abgelagerte Material zu resuspendieren. Zur Bestimmung der Trockenmasse wurde die Suspension auf Cellulose-Acetat-Filter (Sartorius, CA, 0,45µm) filtriert und der Filtrerrückstand bei 105°C für 12 Stunden getrocknet.

Fließbrinnenversuch mit Kunstpflanzen

Für diesen Versuch wurden künstliche Wasserpflanzen (Plastiknachbildung der Wasserpest, *Elodea canadensis*) in die Fließrinne eingesetzt. Auf der Oberfläche einiger dieser Pflanzen konnten sich

durch eine vorausgehende 7-tägige Exposition an unterschiedlichen Stellen im Gewässersystem Spree vier unterschiedliche Biofilme entwickeln. Ein Wuchsort befand sich im Litoralbereich des Müggelsees und wies keine gerichtete Strömung auf. Die anderen Wuchsorte befanden sich bei Freienbrink in einem langsam durchflossenen ($V=2,4$ cm/s) Altarm, im Uferbereich ($V=10,2$ cm/s) sowie der Hauptströmung der Spree ($V=25,8$ cm/s). Nach der Exposition wurden die mit Biofilm bewachsenen Pflanzen in PVC-Röhren aus dem Gewässer entnommen und in diesen zur Fließrinne transportiert. Der Sedimentationsversuch wurde in der 1,5 m breiten und 28 m langen Fließrinne des Hydrotechnikums des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) bei einem Wasserstand von 40 cm und einer mittleren Fließgeschwindigkeit von etwa 9 cm/s durchgeführt. Im Wasser waren Sporen des Kolbenbärlapps (*Lycopodium calvatum*) suspendiert, die einen mittleren Durchmesser von etwa 42µm hatten. Die Versuchsdauer in der Fließrinne betrug 5 Stunden. Danach wurden die Pflanzen mit einem dafür konstruierten Probenahmerohr entnommen und gemeinsam mit dem Probewasser in separate Gefäße überführt. Um die Sporen von der Pflanzenoberfläche zu lösen und den Biofilm zu zerstören, wurden die Proben geschüttelt und teilweise mehrfach mit Wasserstoffperoxyd versetzt und erhitzt. Die Sporenkonzentration der Proben wurde durch eine mikroskopische Zählung mit Hilfe von Utermöhl-Zählkammern ermittelt.

Freilandversuche mit Messplatte

Diese Sedimentationsversuche wurden auf einer 2 m langen und ca. 30 cm breiten horizontalen PVC-Platte unmittelbar neben einem Steg, der 4 m weit in die Spree bei Freienbrink hineinreicht durchgeführt. Mit zunehmendem Abstand vom Ufer nahm die Fließgeschwindigkeit bis auf 11 cm/s zu, so dass die Sedimentationsrate in dem relevanten Strömungsbereich gemessen werden konnte. Die Platte war durch regelmäßige Gitterlinien im Abstand von je 10 cm in Parzellen eingeteilt. Vor dem Versuch konnte sich über mehrere Tage hinweg ein Biofilm auf der Platte entwickeln. Zu Beginn des Versuchs wurde die Platte kräftig gespült, so dass die absaugbaren Partikel vor Versuchsbeginn eliminiert waren, der Biofilm aber nicht. Das im Laufe eines Tages angesammelte Material wurde parzellenweise unter Wasser mit Hilfe eines Saugrohres und einer Schlauchpumpe, (Fließgeschwindigkeit im Schlauch ca. 30 cm/s). Die Trockenmasse dieser abgesaugten Suspension wurde analog zum Freilandversuch ermittelt. Innerhalb der nächsten 24 Stunden wurde der Versuch nach gründlicher mechanischer Reinigung der Platte ohne Biofilm wiederholt.

Ergebnisse und Diskussion

Der Einfluss von Biofilmen auf die Partikelretention insbesondere in Makrophytenbeständen mit ihren großen Oberflächen wurde zwar vermutet (Bauer 1985, Pluntke & Kozerski 2003), bisher jedoch kaum experimentell untersucht. Im Rahmen dieser Studie ist es gelungen die Retentionswirkung von Biofilmen auf Makrophyten in zwei unabhängigen Versuchen statistisch signifikant nachzuweisen (Abb. 1 und Abb. 2).

Im ersten Versuch (Abb. 1) wurden Kunstpflanzen mit und ohne Biofilm im Müggelsee eingesetzt und die Trockenmasse des auf den Pflanzen sedimentierten Materials bestimmt. Dabei war allerdings nicht völlig auszuschließen, dass beim Resuspendieren der Partikel auch ein Teil des Biofilms abgelöst und somit als zurückgehaltenes Material interpretiert würde. Um dies mit Sicherheit ausschließen zu können wurden beim Fließrinnenversuch (Abb. 2) statt der Trockenmasse des natürlich vorkommenden Sestons die Anzahl der zurückgehaltenen Lycopodiumsporen bestimmt. Diese Sporen wurden bereits in früheren Versuchen (Reynolds et al 1990, Wanner & Pusch 2000) erfolgreich als Modellpartikel für feines partikuläres organisches Material (FPOM) eingesetzt.

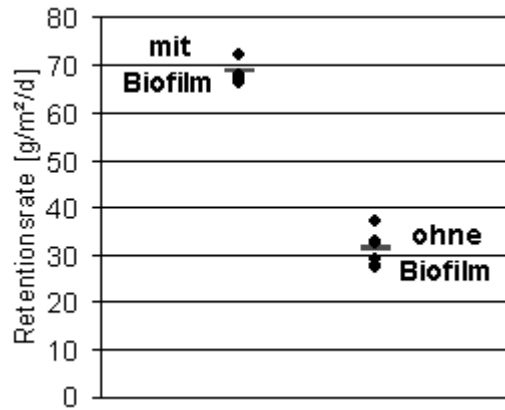


Abb. 1: Einzelwerte und Mittelwert der auf die Trockenmasse bezogenen Retentionsraten von künstlichen Makrophyten mit und ohne Biofilm im Müggelsee. Die Retentionsrate der mit Biofilm bewachsenen Kunstpflanzen ist statistisch (zweiseitiger T-Test für unabhängige Stichproben) hoch signifikant ($p < 0,001$) größer als die der biofilmfreien Pflanzen.

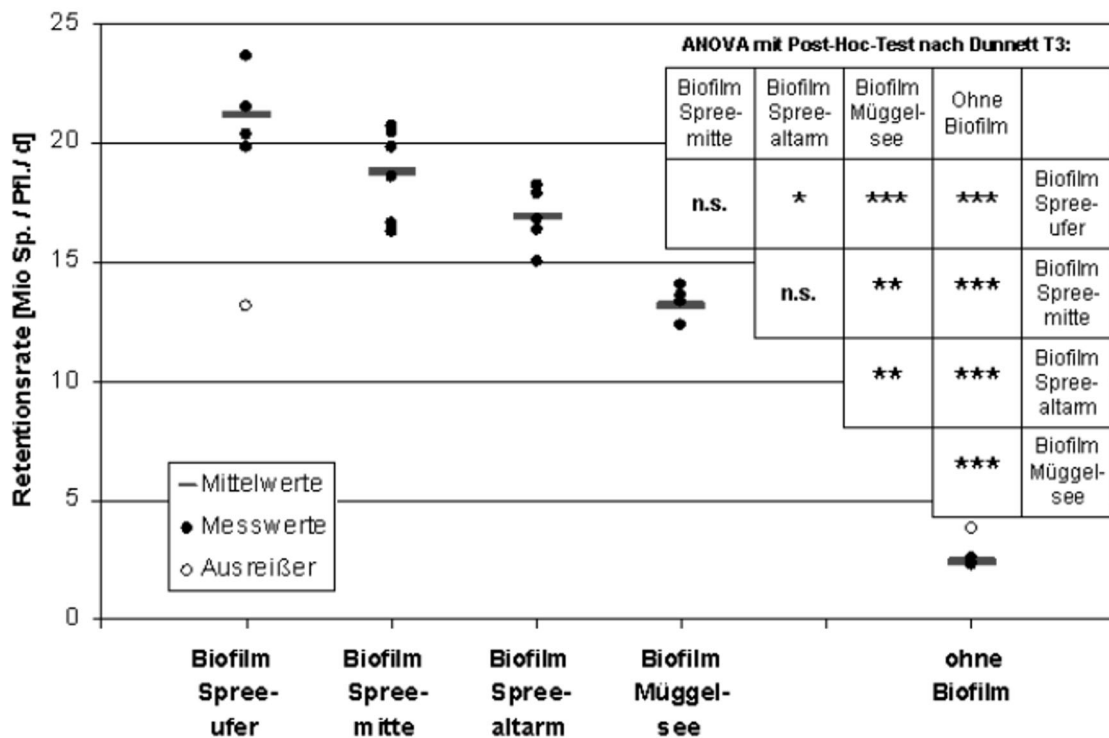


Abb. 2: Einzelwerte und Mittelwert der Retentionsraten von künstlichen Makrophyten mit und ohne Biofilm. Die als weiße Punkte dargestellten Werte wurden mit dem Nalimov-Test als signifikante Ausreißer identifiziert und darum nicht zur ANOVA herangezogen. Die Ergebnisse der ANOVA mit dem Post-Hoc-Test nach Dunnett-T3 sind in der Tabelle angegeben. Die Signifikanz, mit der die Mittelwerte sich voneinander unterscheiden wurden mit n.s. = $p > 0,05$ (nicht signifikant), * = $p < 0,05$ (wahrscheinlich), ** = $p < 0,01$ (signifikant) und *** = $p < 0,001$ (hoch signifikant) angegeben.

Zusätzlich zu dem im Müggelsee gewachsenen Biofilm wurden bei diesem Versuch auch drei Biofilme eingesetzt, welche in der Spree bei unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten gewachsen waren. Die Retentionsraten der Makrophyten mit den vier unterschiedlichen Biofilmen waren alle

hoch signifikant größer als die der biofilmfreien Pflanzen. Außerdem konnten auch signifikante Unterschiede zwischen den Wirkungen der Biofilme gefunden werden, die im Müggelsee und in der Spree gewachsen waren. Die Unterschiede innerhalb der drei Spreebiofilme, die sich vor allem durch die Anströmgeschwindigkeiten während des Biofilmwachstums unterschieden, waren dagegen nicht signifikant. Eine geringe Fließgeschwindigkeit begünstigt die Ausbildung von dicken Biofilmen mit vielen Hohlräumen und einer rauen Oberfläche während eine hohe Fließgeschwindigkeit zu dünnen, kompakten Biofilmen mit einer glatten Oberfläche führt (Battin et al. 2003). Da Rauigkeit mit Retentionsleistung einhergeht hätte die Biofilme von der Flussmitte über das Ufer und den Altarm bis zum Müggelsee hin wirkungsvoller werden müssen. Die Ergebnisse des Fließrinnenversuchs zeigen jedoch, dass die Partikelretention nicht nach diesem einfachen Schema funktioniert. In Zukunft ist darum eine eingehende Charakterisierung der Biofilme und die Identifizierung der für die Partikelretention entscheidenden Parameter notwendig.

Die Ergebnisse der strömungsabhängigen Plattenversuche (Abb. 3) zeigen, dass die Retentionswirkung durch Biofilme auch bei unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten nachzuweisen und somit ein generelles Phänomen ist. Die Partikelretention nimmt, wie erwartet, mit steigender Anströmgeschwindigkeit ab. Dies gilt sowohl für die biofilmfreie wie auch für die mit Biofilm bewachsene Platte. Dabei liegen die Retentionsraten der mit Biofilm bewachsenen Platten bei allen untersuchten Fließgeschwindigkeiten etwa doppelt so hoch wie die der biofilmfreien Platten. Da die Retentionsraten auf der Platte mit und ohne Biofilm nicht gleichzeitig, sondern nacheinander ermittelt wurden, wurde ein weiterer Versuch durchgeführt, bei dem der Biofilm vor dem Versuch streifenweise entfernt wurde. Damit war eine gleichzeitige Exposition von Plattenflächen mit und ohne Biofilm möglich. Dieser Versuch bestätigte die in Abbildung 3 dargestellten Ergebnisse.

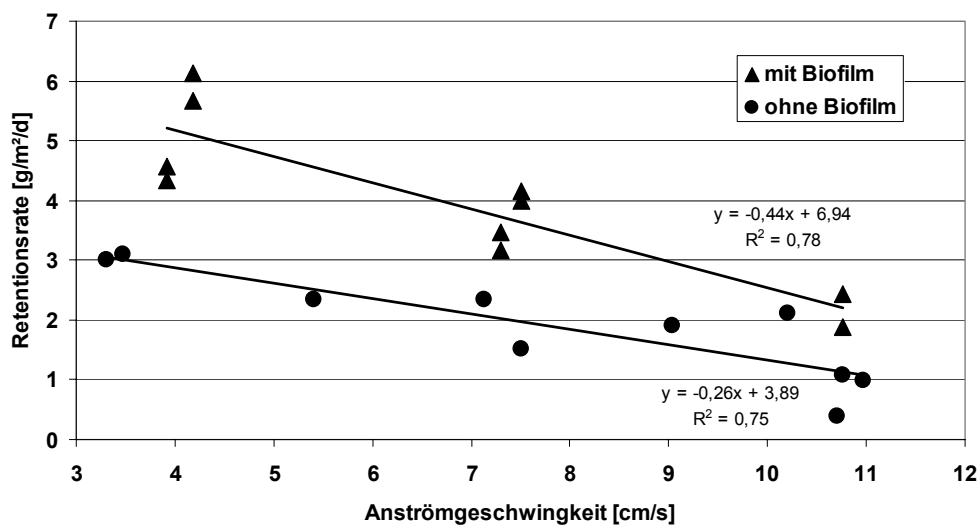


Abb. 3: Retentionsraten der biofilmfreien und mit Biofilm bewachsenen Platten in Abhängigkeit von der Anströmgeschwindigkeit und die Ergebnisse der linearen Regressionen.

Die Höhe der Retentionswirkung von Biofilmen war in den Freilandversuchen deutlich geringer als im Fließrinnenversuch. Bei den Freilandversuchen im Müggelsee und in der Spree wurde eine Verdoppelung der Retentionsrate, im Fließrinnenversuch jedoch eine fünf bis zehnmal höhere Retentionsrate für die mit Biofilm bewachsenen Pflanzen ermittelt. Dies kann natürlich an den Unterschieden in der Biofilmzusammensetzung bzw. der Biofilmstruktur liegen. Es kann aber auch daran liegen, dass unterschiedliche Partikelfractionen betrachtet werden. Während beim Freilandversuch durch die Bestimmung der Trockenmasse alle Partikel, also auch die schweren anorgani-

schen Partikel erfasst wurden, die auch ohne Biofilm gut sedimentieren bzw. vor Resuspension geschützt sind, wurden beim Fließbrinnenversuch nur die relativ kleinen und leichten Sporen ausgewertet, die ohne die haftenden Eigenschaften des Biofilms nur schlecht sedimentieren bzw. leichter resuspendiert werden können. Für Gewässer sind die kleinen und leichten organischen Partikel (FPOM), zu denen vor allem planktische Algen und feine Detrituspartikel gehören, besonders wichtig, da sie eine entscheidende Rolle für die Trophie und die Lichtverhältnisse im Gewässer spielen.

Schlussfolgerung

Biofilme haben in Gewässern einen entscheidenden Einfluss auf den Rückhalt von partikulärem Material. In den durchgeführten Freilandversuchen führte das Vorhandensein von Biofilmen etwa zu einer Verdoppelung der Partikelretention. Zusätzlich gibt ein Fließbrinnenversuch Hinweise darauf, dass die Retentionswirkung auf das ökologisch besonders bedeutsame FPOM noch deutlich höher ausfällt.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei allen Kolleginnen und Kollegen von IGB und ZALF, die zum Gelingen dieser Studie beigetragen haben. Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden im Rahmen der DFG-Projekte „Sedimentation“ (KO 1352/1) und „Retentionswirkung submerser Makrophyten“ (KO 1352/6) erarbeitet.

Literatur

- Battin TJ, Kaplan LA, Newbold JD, Cheng X, Hansen C (2003) Effects of current velocity on the nascent architecture of stream microbial biofilms. *Applied and Environmental Microbiology* 69:5443-5452.
- Bauer J (1985) Limnologische Untersuchung über die Bedeutung von Makrophyten über die Selbstreinigung und den Stoffhaushalt von stehenden Gewässern. *Münch Beitr Abwasser-Fisch-Flussbiol* 39: 431-464.
- Böhme M (1996) Sauerstoffhaushalt, Sestonrückhalt und die Bedeutung von Makrophyten in einem naturnahen Flachlandfluss (Löcknitz), *Beiträge angewandter Gewässerökologie Norddeutschlands 3 (Die Löcknitz und ihr Einzugsgebiet)*: 60-68.
- Böhme, M. (1998) Literaturstudie zum Thema: „Direkter und indirekter Einfluss von Makrophyten auf den Planktongehalt von Fließgewässern“, i.A. der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: 82 S.
- Braskerud BC (2001) The influence of vegetation on sedimentation and Resuspension of soil particles in small constructed wetlands, *Journal of Environmental Quality* 30 (4): 1447-1457.
- Johnson T (1978) Aquatic Mosses and Stream Metabolism in a North Swedish River. *Verh Int Ver Theor Angew Limnol* 20(3) 1471-1477.
- Lock MA (1993) Attached microbial communities in rivers. In Ford TE (Hrsg.) *Aquatic Microbiology*. Blackwell, Cambridge, S. 113-138.
- Pluntke T, Kozerski HP (2002) Sedimentationsprozesse in unbewachsenen und mit submersen makrophyten bewachsenen Litoralbereichen des Müggelsees (Berlin). In DGL Tagungsbericht 2001 (Kiel). Eigenverlag der DGL, Tutzing, 867-872.
- Pluntke T, Kozerski HP (2003) Particle trapping on leaves and on the bottom in simulated submerged plant stands. *Hydrobiologia* 506-509: 575-581.
- Reynolds CS, White ML, Clarke RT (1990) Suspension and settlement of particles in flowing water: comparison of the effects of varying water depth and velocity in circulating channels. *Freshwater Biology* 24: 23-34.
- Sand-Jensen, K (1998) Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams, *Freshwater Biology* 39: 663-679.
- Schulz M, Kozerski HP, Pluntke T, Rinke K (2003) The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower river Spree (Germany), *Water Research* 37: 569-578.
- Vermaat JE, Santamaria L, Roos PJ (2000) Water flow across and sediment trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form, *Archiv für Hydrobiologie* 148: 549-562.
- Wanner SC, Pusch M (2000) Use of fluorescently labeled Lycopodium spores as a tracer for suspended particles in a lowland river. *J N Am Benthol Soc*, 19 (4): 648-658.

Gestalt als Autobiographie: das See-Brachsenkraut *Isoetes lacustris*

Margrit Vöge

D-22117 Hamburg, Pergamentweg 44b, waterplants@solo-tauchen.de

Keywords: *Isoetes lacustris*, Korrelationen, Wachstumsbedingungen, Blattanzahl, Pflanzengestalt

Einleitung

Das See-Brachsenkraut *Isoetes lacustris* besiedelt vorzugsweise nährstoff- und elektrolytarmer Klarwasserseen. Vom Kormus, der als gestreckter Sproß betrachtet wird, gehen die Wurzeln und rosettenförmig angeordnete Blätter aus. Die Blattrosette wird in jedem Jahr neu gebildet. Sie besteht aus Megasporophyllen, Blättern, die am Blattgrund Megasporangien besitzen, die mehr als 100 Megasporen enthalten können, sowie aus Mikrosporophyllen, deren Mikrosporangien einige Hunderttausend Mikrosporen besitzen können. Weiterhin kommen, besonders in belasteten Seen, Blätter vor, an denen keine Sporangien entwickelt sind. Die Wurzelmasse ist im Verhältnis zur Blattmasse hoch. Aus den Sporen entwickeln sich Gametophyten, aus denen die Sporophyten hervorgehen. Indem der junge Sporophyt heranwächst, steigt mit zunehmendem Kormusdurchmesser die Blattanzahl. Mit etwa 10 Blättern wird die nun etwa 2-jährige Pflanze fertil (Szmeja 1994). Das Brachsenkraut ist konkurrenzschwach und wird bei Eutrophierung von hochwüchsigen Makrophyten leicht verdrängt (Rørslett & Brettum 1989). Daher ist es in Deutschland stark gefährdet bzw. vom Aussterben bedroht. Die regelmäßige Überwachung und Bewertung der verbliebenen Populationen ist daher notwendig.

Material und Methoden

Exemplare des Brachsenkrautes wurden in zahlreichen Seen in Skandinavien und Deutschland teils über Jahre hinweg untersucht. Dabei erwiesen sich in früheren Untersuchungen gewonnene Korrelationen als hilfreich: Die Blattanzahl pro Rosette ist meist hoch signifikant mit der Sporenzahl pro Megasporangium, der gesamten Wurzellänge und dem Kormusdurchmesser einerseits und der Sichttiefe, der Wasserfarbe und der Länge der Vegetationsperiode andererseits korreliert (Vöge 1997a, b). Es hat sich als sinnvoll erwiesen, eine Bewertung der Brachsenkraut-Individuen mittels der Blattanzahl vorzunehmen; Pflanzen mit mehr als 30 Blättern wachsen in optimalen Bedingungen auf, solche mit 20 Blättern unter suboptimalen und solche mit 10 Blättern unter schwierigen Bedingungen. Der Zusammenhang zwischen Blattanzahl und Wachstumsbedingungen ist für optimale und schwierige Bedingungen in Tab. 1 dargestellt (Vöge 2003). Schwierige Bedingungen können weniger als 3 Monate mit einer Durchschnittstemperatur von 10 °C, 1 m Sichttiefe, eine Wasserfarbe von 60 Hazen, ein pH-Wert über 8 oder weniger als 5, eine Leitfähigkeit von über 200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ oder ein extrem harter Boden sein. Eine Pflanze unter optimalen Bedingungen besitzt einen Kormusdurchmesser von mehr als 24 mm und 130 Sporen pro Megasporangium, unter schwierigen Bedingungen dagegen nur 8 mm Kormusdurchmesser und 35 Megasporen. Faktoranalyse ergab einen deutlichen Zusammenhang zwischen Wasserfarbe und Rosettenhöhe. Prall gefüllte Sporan-

gien im Hochsommer zeigen optimale Wachstumsbedingungen an. Anthropogene Belastung verändert erfahrungsgemäß die normale Zusammensetzung der Blattrosette. Tab. 2 zeigt die Zusammensetzung im Frühsommer mit Überwiegen der Mikrosporophylle und im Hochsommer/Herbst mit Überwiegen der Blätter ohne Sporen in naturbelassenen Seen (Vöge im Druck).

Blattanzahl und Rosettenhöhe bestimmen die Pflanzengestalt. Indem die Blattrosette in jedem Jahr neu aufgebaut wird, kann die Pflanze rasch auf veränderte Umweltbedingungen reagieren. Auch das Wurzelsystem und der Kormus können Hinweise zur Lebensgeschichte des Brachsenkrautes geben.

Tab. 1: Optimale und schwierige Wachstumsbedingungen

| Wachstumsbedingungen | Optimal | Schwierig |
|---|-------------------|------------|
| Länge der Vegetationsperiode (Monate) | 5 | 3 |
| Sichttiefe (m) | 10 | 1 |
| Wasserfarbe (Hazen) | 10 | 60 |
| pH | 6,5 | >8 oder <5 |
| Leitfähigkeit ($\mu\text{S cm}^{-1}$) | <50 | >200 |
| Bodenbeschaffenheit | Lockeres Sediment | Hartboden |

Tab. 2: Blattrosette in verschiedenen Jahreszeiten

| Zusammensetzung der Blattrosette | Frühsommer | Spätsommer / Herbst |
|----------------------------------|------------|---------------------|
| % Megasporophylle | 31 | 36 / 31 |
| % Mikrosporophylle | 52 | 18 / 13 |
| % Blätter ohne Sporen | 17 | 47 / 56 |

Ergebnisse und Diskussion

Die Entwicklung der heranwachsenden Sporophyten bei guten Wachstumsbedingungen zeigt Abb. 1. Nach zunächst seitlicher Anordnung der Blätter (a) bildet sich die Rosette (b). Mit zunehmendem Kormus-Durchmesser steigt die Blattanzahl (c). Bei voll entwickelten Pflanzen (d) entwickeln sich bis ca. 20 Sporlinge auf dem Kormus. (s. Pfeil). Fehlen solche jungen Sporophyten in einem Bestand, erscheint er gefährdet.

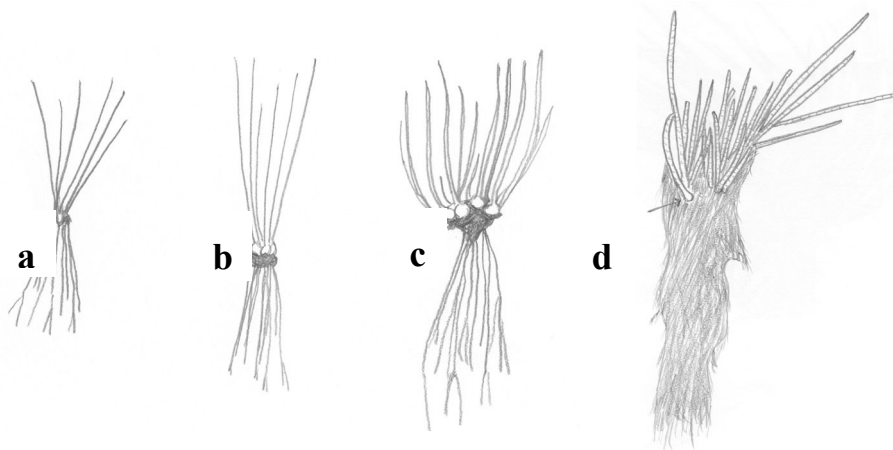


Abb 1: Heranwachsende Pflanzen in optimalen Bedingungen

In Abb. 2 sind Vertreter der drei Bewertungsklassen dargestellt. Optimal entwickelte Individuen (a) haben zeitlebens optimale Wachstumsbedingungen erfahren, wie Blattanzahl und Rosettenhöhe zeigen. Mit 18 Blättern ist die Pflanze aus subarktischen Bedingungen (b) suboptimalen Bedingungen ausgesetzt mit entsprechend kurzer Vegetationsperiode und der Wasserfarbe von 30 Hazen, die die geringe Rosettenhöhe verursacht. Einem in dystropher Umgebung gelegenen See (60 H) wurde die Pflanze entnommen, die in schwierigen Bedingungen lebt (c). Blattanzahl und Rosettenhöhe sind entsprechend gering. In allen gezeigten Fällen von Abb.1 und 2 entspricht die Kormusbreite der Blattrosette und damit sind im Wesentlichen konstante Wachstumsbedingungen angezeigt.

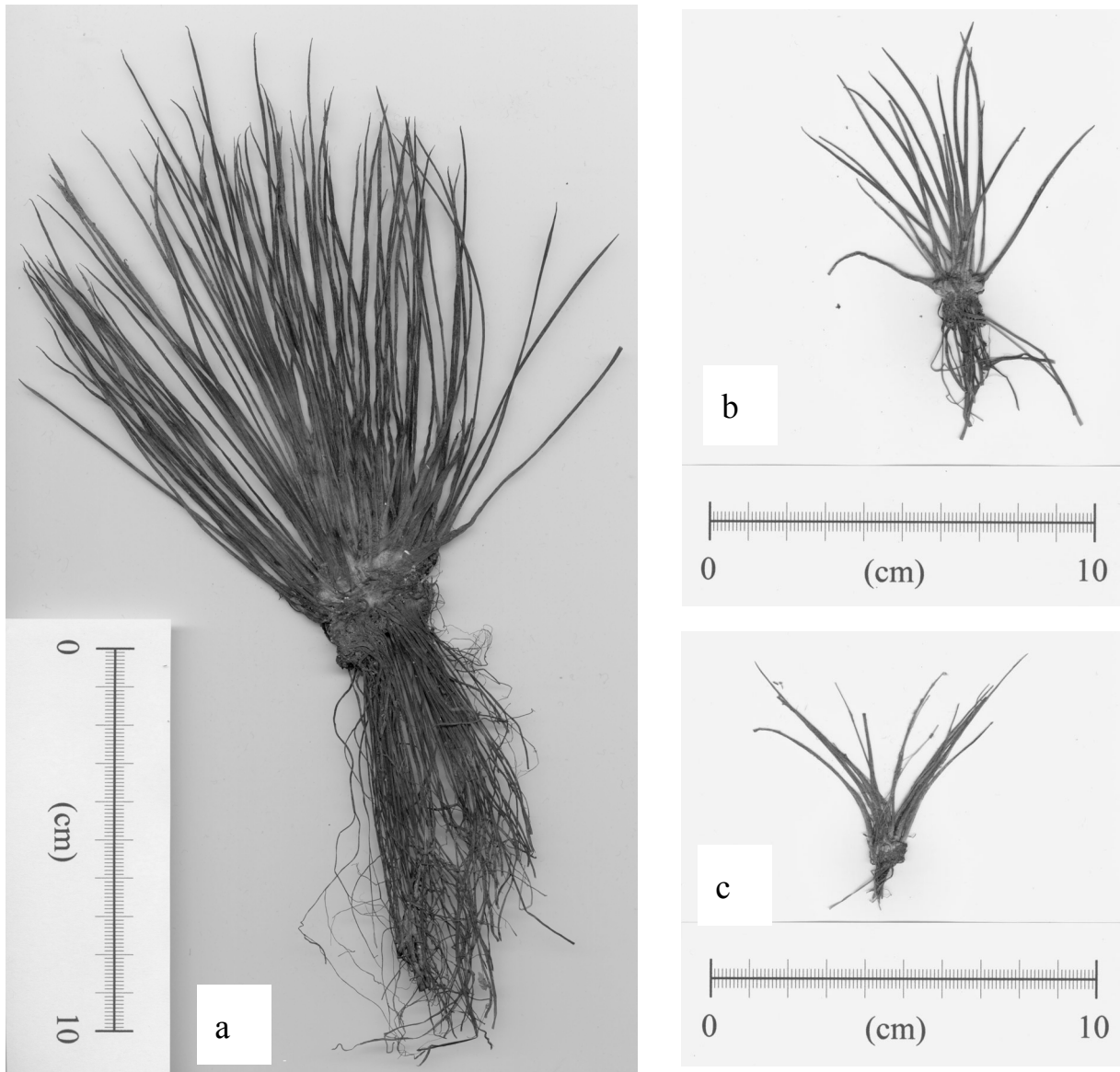


Abb 2: Pflanzen in optimalen, suboptimalen und schwierigen Wachstumsbedingungen

Für Pflanzen in Abb.3 a und b haben sich die Wachstumsbedingungen im Laufe der Zeit verschlechtert. Blattanzahl und Kormus-Durchmesser entsprechen nicht mehr einander. Solche Individuen sind an mitteleuropäischen Seen häufig zu beobachten. Das in Abb.3a dargestellte Exemplar entstammt einem See, in dem sich die Wachstumsbedingungen in den letzten Jahrzehnten zuerst langsam und dann von Jahr zu Jahr verschlechtert hatten; die Produktion von Blättern und Kormusgewebe wurde von Jahr zu Jahr verringert und so erklärt sich der konusförmige Kormus. Diese Form unterscheidet solche Exemplare von jungen Pflanzen mit noch geringer Blattanzahl. Die alte,

in Abb. 3b gezeigte Pflanze, hat offenbar lange Zeit in guten Wachstumsbedingungen gelebt und dabei einen kräftigen Wurzelstock ausgebildet. Rasch sich verschlechternde Bedingungen führten zu einer nunmehr geringen Blattanzahl. Die Abb. 3 a und b gezeigten Pflanzen sind keine Einzelexemplare sondern entsprechen überwiegend der Population.

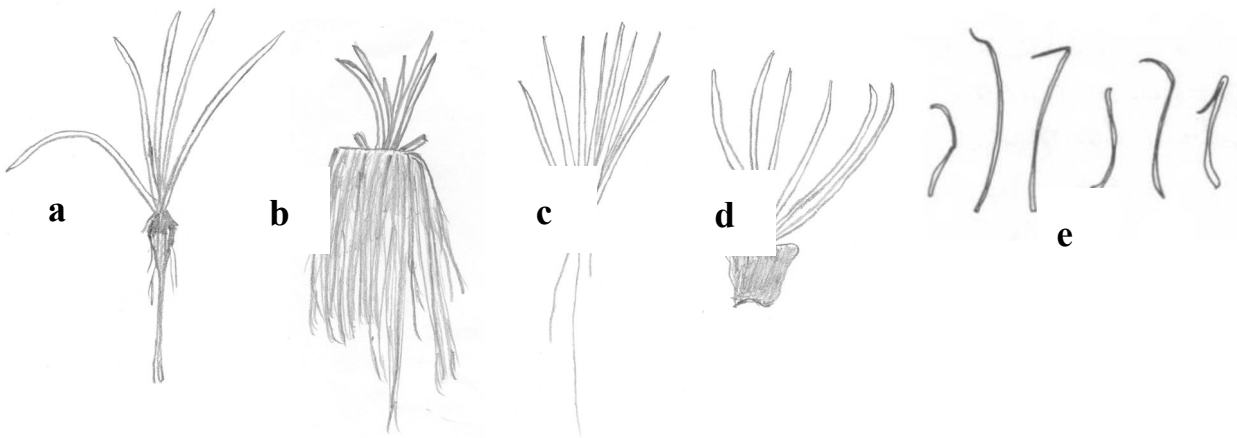


Abb 3: Pflanzenentwicklung bei Verschlechterung der Wachstumsbedingungen

Die in Abb. 3c und d gezeigten Pflanzen wurden nach Stürmen in zwei dänischen Seen an Land gespült, ein Ereignis, das an vitalen Pflanzen nie beobachtet wurde. Das erste Exemplar (3c) fällt durch das schwach entwickelte Wurzelsystem auf, das auf ungünstige Wachstumsbedingungen schließen läßt. Ein kräftiger Wurzelstock ermöglicht die ausreichende Aufnahme von Kohlendioxid, anderenfalls ist die Photosynthese eingeschränkt. An einem weiteren See wurden massenhaft wurzellose Individuen angetrieben (3d). Es scheint, daß die Wurzeln im Boden verblieben sind und von der restlichen Pflanze getrennt wurden: eine ungewöhnliche Instabilität ist erkennbar. In versauerten Seen sind oft die Enden der Blätter abgewinkelt (3e).

In einem Dreieckskoordinaten-System (Abb.4) sind die Ergebnisse einer ausgedehnten Untersuchung in naturbelassenen norwegischen Seen dargestellt: die Rosettenzusammensetzung zwischen Spätwinter und Frühwinter des folgenden Jahres zeigt einen klaren Jahresgang. In verschiedenen

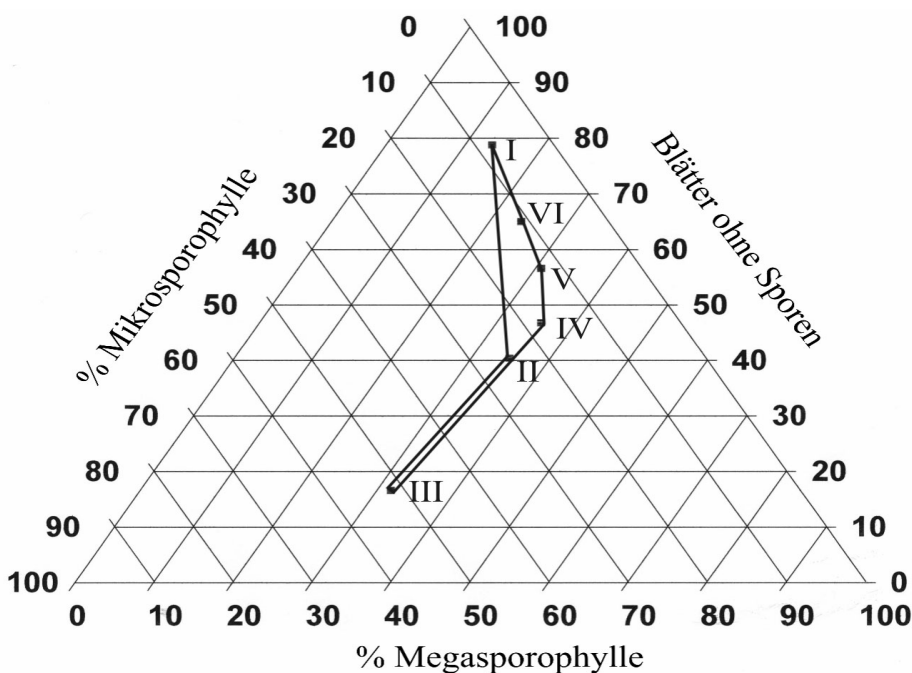


Abb 4: Jahresgang der Rosettenzusammensetzung
I: Spätwinter,
II: Frühling,
III: Frühsommer,
IV: Spätsommer,
V: Herbst,
VI: Frühwinter

Seen mit suboptimalen/schwierigen Bedingungen wurde zwischen Frühling und Herbst die Rosettenzusammensetzung untersucht. Die Abweichungen zu Tab. 2 bzw. Abb. 4 waren erheblich: bei den Mikrosporophyllen lag der Anteil zwischen 19 und 28 %, der typische Frühsommer-Peak (mit 52 %) fehlte. Der Anteil der Megasporephyll schwankte zwischen 24 und 26% und ist damit geringer als normal. Der Anteil der Blätter ohne Sporen lag stets bei 50%, was normalerweise nur für Spätsommer/Herbst gilt. Der typische Jahresgang fehlt somit. In belasteten Gewässern ist der Anteil der Blätter, in denen keine Sporangien ausgebildet werden, deutlich höher als in naturbelassenen Seen, die weitere Ausbildung von Mega- und Mikrosporangien erscheint eher zu fällig.

Zusammenfassung

Häufig wird eine Verschlechterung der Wachstumsbedingungen in Mitteleuropa durch Eutrophierung verursacht und ist allgemein verbunden mit einer Verringerung der Sichttiefe und der Zunahme der Leitfähigkeit. Hier wird gezeigt, daß die Pflanzengestalt d.h. Blattanzahl, Rosettenhöhe und die Blattzusammensetzung der Rosette sowie der Kormus Informationen zu den Wachstumsbedingungen, die das Brachsenkraut am jeweiligen Standort erfährt, und damit zur Vitalität der Pflanzen geben können.

Danksagung

Meinem Mann. Harald Vöge, danke ich für ständige Unterstützung bei der Feldarbeit und die Hilfe am Computer.

Literatur

- Rørslett, B., Brettum, P., (1989): The genus *Isoetes* in Scandinavia: An ecological review and perspectives. *Aquat. Bot.* 35: 223-261.
- Szmeja, J., (1994): An individual's status in populations of isoetid species. *Aquat. Bot.* 48: 203-224.
- Vöge, M., 1997a: Plant size and fertility of *Isoetes lacustris* L. in 20 lakes of Scandinavia: a field study. - *Arch. Hydrobiol.* 139: 171-185.
- Vöge, M., (1997b): Number of leaves per rosette and fertility characters of the quillwort *Isoetes lacustris* L. in 50 lakes of Europe: a field study. *Arch. Hydrobiol.* 139: 415-431.
- Vöge, M., (2003): Environmentally related demography: Field studies on *Isoetes lacustris* L. (Lycophyta, Isoetaceae) in Europe. In: *Pteridology in the New Millennium*, S.Chandra & M. Srivastava (eds.) Kluwer Acad. Publ.
- Vöge, M., (2006): The reproductive phenology of *Isoetes lacustris* L.: results of field studies in Scandinavian lakes. *Limnologica* (im Druck).

BIELE, ST. & M. THOMAS: Die Vorbereitung von Maßnahmenprogrammen zur weiteren Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel von zwei kleinen Fließgewässereinzugsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern

GACEK, S. & D. HERING: Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen auf die Laufkäferfauna

JÄHNIG, S., LORENZ, A. & D. HERING: Wieder-Verzweigung von Fließgewässerabschnitten im Mittelgebirge – Auswirkungen auf das Makrozoobenthos

LORENZ, A. & S. JÄHNIG: Beispiele von Makrozoobenthosgemeinschaften im Vergleich von renaturierten und degradierten Tiefland-Sandgewässern

ULRICH, K.-U., MEYBOHM, A. & L. PAUL: Chemical Reversal of Acidic Reservoir Ecosystems in SE Germany

VAN DEN BOOM, A. & W. SCHARF: Auswirkungen eines naturnahen Rückbaus auf Habitate, Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) Erste Ergebnisse

WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, TH. & R. KOSCHEL: Kombinierte Fällmittel im Vergleich

WESSELS, M., GÜDE, H., HETZENAUER, H., KÜMMERLIN, R., ROBKNECHT, H., SCHRÖDER, H.-G., STICH, H.-B. & TH. WOLF: Der Bodensee – ein Modell für erfolgreiche Gewässersanierung?

Die Vorbereitung von Maßnahmenprogrammen zur weiteren Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel von zwei kleinen Fließgewässereinzugsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern

Steffen Biele & Michael Thomas

UmweltPlan GmbH Stralsund, Tribseer Damm 2, 18437 Stralsund, sb@umweltplan.de

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Bewirtschaftungspläne, Maßnahmenprogramme

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) verpflichtet die Mitgliedstaaten zur Festlegung verbindlicher Bewirtschaftungsziele und verlangt zur Umsetzung der Ziele die Erstellung von Maßnahmenprogrammen, die Bestandteil von Bewirtschaftungsplänen für gesamte Flussgebietseinheiten sind. Diese Maßnahmenprogramme sind bis zum Ende des Jahres 2009 aufzustellen und bis 2012 umzusetzen, so dass die Gewässer die festgelegten Ziele bis spätestens 2015 erreichen.

Die Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes Mecklenburg-Vorpommern hat bereits im vergangenen Jahr vorbereitende Planungen zur Erstellung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne für die Stand- und Fließgewässerkörper in Auftrag gegeben. Die hierbei erzielten Ergebnisse sollen die Grundlage für weitere Planungsschritte zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele und für die öffentliche Darstellung der Umsetzungsabsichten des Landes bilden.

Durchgeführt wurden diese vorbereitenden Planungen bisher vor allem in kleinen Einzugsgebieten, wie z.B. der vorpommerschen Küstenzuflüsse Prohner Bach und Saaler Bach. Ausgehend von einer Überprüfung und Konkretisierung der Bestandsaufnahme sowie einer Defizitanalyse wurden dabei vor allem zielorientierte Maßnahmenvorschläge erarbeitet und deren Umsetzbarkeit mit beteiligten und interessierten Stellen sowie den Betroffenen im Einzugsgebiet diskutiert.

Vorgehensweise

Planungsschritte

Die Herangehensweise entspricht im Grundsatz derjenigen für Gewässerentwicklungskonzepte nach der Definition des DVWK (1999). Der Planungshorizont ist aber nur auf den ersten Bewirtschaftungszeitraum nach EU-WRRL festgelegt und weist vorrangig die Maßnahmen aus, die bis zum Jahr 2012 auch umgesetzt werden können.

Um das Potenzial möglicher Maßnahmen aber auch die Akzeptanz in Bezug auf konkrete Umsetzungsabsichten abprüfen zu können, werden die Planungen unter Beteiligung der im Einzugsgebiet zuständigen Behörden sowie besonders betroffener Verbände (insbesondere Wasser- und Bodenverbände) und Nutzer (Land- und Forstwirtschaft) durchgeführt (vgl. Abb. 1).

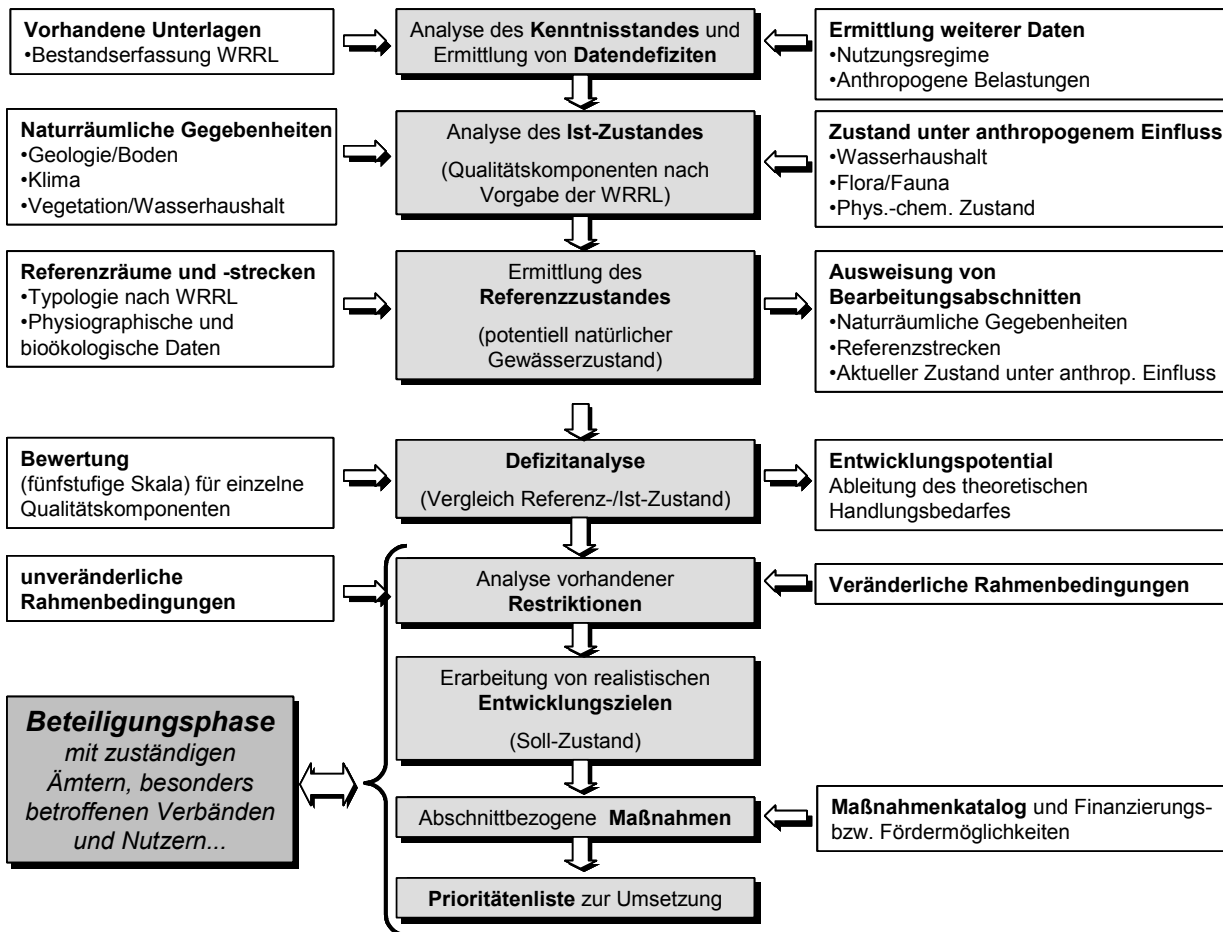


Abb. 1: Übersicht der Planungsschritte

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Einzugsgebietgebiet liegen in der Flussgebietseinheit Warnow / Peene und sind naturräumlich der Vorpommerschen Boddenlandschaft zuzuordnen (Abb. 2).

Der Saaler Bach umfasst ein oberirdisches Einzugsgebiet von 65,5 km² mit einem berichtspflichtigen Gewässernetz von insgesamt 25 km, das in freier Vorflut in die Darß-Zingster Bodden entwässert.

Das Einzugsgebiet des Prohner Baches ist etwa 73 km² groß und umfasst 36 km berichtspflichtiger Fließgewässer sowie einen ehemals für Bewässerungszwecke im Mündungsbereich des Baches angestauten Speicher. Die Entwässerung erfolgt künstlich über ein Schöpfwerk oberhalb des Stausees.



Abb. 2: Lage der Einzugsgebiete

Ergebnisse und Diskussion

Die Bestandsaufnahme und Defizitanalyse kamen zu dem Ergebnis, dass alle Wasserkörper im Einzugsgebiet des Prohner Baches als erheblich verändert ausgewiesen werden müssen. Als Ursachen sind insbesondere die künstliche Abflusssteuerung über das Schöpfwerk Prohn sowie die dadurch bereits im Mündungsbereich unterbrochene Durchgängigkeit des Gewässersystems zu nennen. Hierbei handelt es sich um Entwicklungsbeschränkungen, die aus technischen Gründen und wegen unverhältnismäßig hoher Kosten auch langfristig nicht beseitigbar erscheinen. Auch der Saaler Bach ist als erheblich verändert auszuweisen, was aus der stark anthropogen überprägten Gewässerstruktur und der Funktion als Vorfluter für das großflächig über Drainagen entwässerte Einzugsgebiet resultiert (vgl. Kollatsch et al. 2004).

Die hauptsächlichen Defizite und daraus ableitbaren Entwicklungsziele für die Qualitätskomponenten sind in nachfolgender Tabelle aufgeführt. Für die biologischen Qualitätskomponenten (BI) können die Entwicklungsziele „Ökologische Durchgängigkeit“ sowie „Erhalt bzw. Etablierung der potenziellen Lebensgemeinschaften“ formuliert werden, letzteres ist jedoch mit herkömmlichen Maßnahmen nicht erreichbar. Es können lediglich Voraussetzungen geschaffen werden, indem die bestmöglichen hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Randbedingungen angestrebt werden – die letztliche Ansiedlung der Lebewesen entzieht sich menschlicher „Machbarkeit“.

Tab. 1: Zustand, Defizite und Entwicklungsziele der untersuchten Einzugsgebiete

| | Prohner Bach | Saaler Bach |
|-------------------|--|---|
| Gewässer | 6 Fließgewässerkörper (36 Fließkilometer) 1 Standgewässerkörper (58,5 ha) | 1 Fließgewässerkörper (Haupt- und Nebenlauf, insgesamt 25 Fließkilometer) |
| Zustand | alle Wasserkörper erheblich verändert, vermutlich kein gutes ökologisches Potenzial | erheblich verändert, vermutlich kein gutes ökologisches Potenzial |
| Defizite | künstliche Abflusssteuerung (Schöpfwerk), dadurch ist die Durchgängigkeit bereits mündungsnah unterbrochen; intensive Fließgewässerunterhaltung; hohe diffuse Stoffbelastung (Nitrat: LAWA-GK III-IV) | ökologische Durchgängigkeit deutlich beeinträchtigt bzw. zum Nebenlauf unterbrochen, stark veränderte Gewässerstruktur (Güteklasse 4-6), intensive Gewässerunterhaltung, hohe diffuse Stoffbelastung (Nitrat: LAWA-GK III-IV) |
| Restriktionen | Schöpfwerksbetrieb, Landwirtschaft | Landwirtschaft, Dränsysteme |
| Entwicklungsziele | <i>Gewässermorphologie (GM)</i> : Verbesserung der Gewässerstruktur durch Entrohrung von insgesamt 2.200 m Fließstrecke; <i>Physikalisch-chemische Parameter (PC)</i> : Reduzierung diffuser und punktueller Stoffeinträge; Einhaltung der Grenzwerte für <i>spezifische Schadstoffe (SC)</i> sowie Erhalt des guten <i>chemischen Zustands (CH)</i> ; Modifizierung der <i>Gewässerunterhaltung (GU)</i> ; <i>Gewässerumland (AU)</i> : Verbesserung des Wasserrückhalts und Anlage Gewässerrandstreifen | <i>Gewässermorphologie (GM)</i> : Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit im Nebenlauf; <i>Physikalisch-chemische Parameter (PC)</i> : Reduzierung punktueller Einträge aus Kleinkläranlagen; Einhaltung der Grenzwerte für <i>spezifische Schadstoffe (SC)</i> sowie Erhalt des guten <i>chemischen Zustands (CH)</i> ; Modifizierung der <i>Gewässerunterhaltung (GU)</i> ; <i>Gewässerumland (AU)</i> : Erweiterung der bereits vorhandenen Gewässerrandstreifen bzw. Stilllegungsstreifen |

Ausgehend von den Entwicklungsbeschränkungen und den Entwicklungszielen wurden für den Prohner Bach insgesamt 23 Maßnahmenvorschläge erarbeitet und mit den beteiligten Behörden, Nutzern sowie Verbänden diskutiert (vgl. Auszug des Maßnahmenkatalogs in Tab. 2). Im Ergebnis dieser Veranstaltung sowie der anschließenden Akzeptanzanalyse mussten zwölf Vorschläge als nicht realisierbar zurückgezogen werden. Dies betrifft in erster Linie Maßnahmen zum Wasser- und Stoffrückhalt sowie strukturverbessernde Maßnahmen, die zu Einschränkungen bei der landwirtschaftlichen Nutzung führen würden.

Tab. 2: Maßnahmenübersicht Prohner Bach (Auszug)

| NVPK-1000: Prohner Bach - Oberlauf (14/6) | | Stat.: 8.670 ... 13.336 | |
|--|-------------|---|--------------|
| Renaturierungs- und Sanierungsmaßnahmen: - M1: Abwasserbeseitigungskonzept Bereich Duvendiek - M2: Umgestaltung der Fließquerschnitte (Stat.10.000 bis 12.500), abschnittsweise Neutrassierung in aufgelassener Teilfläche (Stat. 10.800 bis 11.100) - M3: Einrichtung von beidseitigen Gewässerentwicklungstreifen bei angrenzender Grünlandnutzung (Stat.10.300 bis 12.500), Anpflanzung von Gehölzgruppen - M4: zwei Staubauwerke (Stat. 10.400 u. 11.650) zurückbauen und Errichtung von 2 Sohlenschwellen (Stat. 10.050 u. 11.700) zur Wasserstandshebung im Grünlandbereich - M5: moorschonende Grünlandnutzung (Fläche: 153 ha) - M6: Reduzierung/Einstellung der Gewässerunterhaltung im Grünlandbereich (Stat.10.000 bis 12.500) | | für Entwicklungsziel- Nr.: → PC, SC → BI, GM → AU2, GM, BI → GM, AU1, PC → AU1, PC → GU, AU1, BI, GM | |
| Maßn.: | Priorität: | Baukosten (inkl. Planungskosten): | Realisierung |
| M1 | unabdingbar | entfällt | ja |
| M2 | hoch | 50.000 € (2.500 m Umgestaltung + 300 m Neutrassierung) | nein |
| M3 | hoch | 20.000 € (Gehölzgruppen am Südufer u. an gehölzfreien Abschnitten am Nordufer, Markierungspfähle) | nein |
| M4 | hoch | 12.000 € | nein |
| M5 | hoch | entfällt | nein |
| M6 | hoch | entfällt | nein |

Die Planungen am Saaler Bach sind noch nicht abgeschlossen. Im Ergebnis der bisherigen Arbeitsschritte sowie bereits vorangegangener umfangreicherer Untersuchungen unter Mitwirkung von Landwirten aus dem Einzugsgebiet (Biele et al. 2005) zeichnet sich aber bereits ab, dass auch hier mögliche Maßnahmen, die mit Nutzungseinschränkungen verbunden sind, mangels Akzeptanz sowie geeigneter finanzieller Förderinstrumente bis 2012 nicht realisierbar sein werden.

Danksagung

Die Planungen werden durchgeführt im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Stralsund. Den zuständigen Wasser- und Bodenverbänden wird für die konstruktive und engagierte Mitarbeit gedankt.

Literatur

Biele, S., Gehm, O., Rudat, C., Krech, M. (2005): Untersuchungen zum Einfluss diffuser Nährstoffquellen auf die Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern am Beispiel des Saaler Baches (Mecklenburg-Vorpommern). DGL-Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee-Verlag Berlin. S. 167-170
 DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1999): Gewässerentwicklungsplanung: Begriffe, Ziele, Systematik, Inhalte. – Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn
 EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WRRL), Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22. Dezember 2000
 Kollatsch, R.-A., Küchler, A., Olbert, C., Hölzl, K. (2004): Vorläufige Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Fließgewässerkörper in Mecklenburg-Vorpommern. KA – Abwasser, Abfall 51 Nr. 11, S. 1212-1215

Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen auf die Laufkäferfauna

Sebastian Gacek¹ & Daniel Hering²

¹ Fachbereich Biologie und Geographie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen, e-mail: sebastian_gacek@web.de ² email: daniel.hering@uni-due.de

Keywords: Renaturierung, Hydromorphologie, Mittelgebirgsfluss, Laufkäfer (Carabidae), Bioindikatoren

Einleitung

Um die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im Uferbereich an Mittelgebirgsflüssen zu untersuchen, wurden in dieser Arbeit Laufkäfer als Bioindikatoren herangezogen.

Sie sind aus mehreren Gründen ideale Indikatoren für die Veränderungen infolge der Renaturierung. Die natürlichen Uferbereiche der Mittelgebirgsflüsse beheimatet eine typische Uferlaufkäferfauna auf Kies- und Lehmbänken. Begradigten Flüssen fehlen diese Uferbänke und damit die darauf vorkommenden Arten. Infolge der Renaturierungsmaßnahmen entstehen neue Uferbänke. Damit ist zu erwarten, dass die typischen Uferarten, welche zum Großteil flugfähig sind und eine große Ausbreitungskapazität besitzen, sich wieder rasch ansiedeln, sofern noch Besiedlungsquellen in der Nähe existieren. Es ist daher möglich über einen relativ kurzen Zeitraum Veränderungen innerhalb des Artenspektrums der Laufkäfer zu erfassen. Wenn man nun berücksichtigt, dass über einen Großteil der Laufkäferarten umfangreiche ökologische Daten vorhanden sind (z.B. BÖHME 2005), dann lassen sich mittels dieser Rückschlüsse auf den Erfolg der Renaturierung für die Lebensgemeinschaft des Uferbereiches schließen.

Die Untersuchung basiert auf folgenden Hypothesen:

1. Der Anteil der typischen Uferlaufkäfer erhöht sich in Folge der Renaturierung.
Ein hoher Anteil dieser Arten spricht für das Vorhandensein einer vollständig ausgeprägten und periodisch überschwemmten Uferzone.
2. Der Anteil der Arten aus der Roten Liste erhöht sich.
Der Lebensraum der Kies- und Lehmbänke gilt als deutschlandweit „stark gefährdet“ (JED-DICKE 1997), daher sind auch viele darauf vorkommende Arten gefährdet. Es ist daher mit einem Anstieg der gefährdeten Arten in den renaturierten Abschnitten zu rechnen.
3. Der Anteil eurytoper Arten sinkt.

Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Ackerflächen, in Wäldern und Wiesen haben, werden in Folge der Renaturierung durch Uferarten verdrängt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Es wurden fünf Mittelgebirgsflüsse mit vergleichbarer Morphologie und Einzugsgebietsnutzung in NRW (Bröl), Hessen (drei Probestellen an der Lahn, je eine an Orke und Eder) und Rheinland-Pfalz (Nims) untersucht. All diese Flüsse wurden in den Jahren 2000-2002 aktiv (z.B. Entfernung der Uferbefestigung) oder passiv (z.B. durch Belassen von Sturzbäumen) renaturiert.

Die renaturierten Bereiche werden im Folgenden als **verzweigte Abschnitte** bezeichnet, da sie in Folge der Renaturierung meist Seitenarme und ein flaches Profil ausgebildet haben. In den verbauten Bereichen können Hochwässer die Flussufer nicht derart umgestalten; sie werden im Weiteren als **unverzweigte Abschnitte** bezeichnet. Diese beiden „Abschnittstypen“ liegen jeweils in unmittelbarer Nachbarschaft; anhand des Vergleiches der beiden Abschnitte wurde der Effekt der Renaturierung überprüft.

Lebensraumstrukturen

Als Basis für das Probenschema fungieren die morphologischen Aufnahmen von JÄHNIG et al. (2006), die alle Flussabschnitte kartierten. Zu den terrestrischen Lebensräumen gehören die Uferbank, Inselbank, Insel (bewachsen), Böschung und Aue.

Viele Uferlaufkäfer sind Spezialisten für Kies-, Sand- oder Lehmبانke. Die vorgefundenen besiedelten mineralischen Substrattypen waren: Mesolithal (Faustgroße Steine, 6-20cm), Mikrolithal (Grobkies, 2-6cm), Akal (Feinkies, 0,2-2cm), Argyllal (<0,06cm) und als einziges organisches Substrat Organischer Schlamm.

Probennahme

Für jeden Abschnitt wurden drei repräsentative Transekte herausgesucht, die ausreichend Schotter- bzw. Lehmبانke für Probennahmen aufwiesen.

Die Probennahme erfolgte in zwei Schritten. Als erstes wurden zwei bis vier Handproben (☞), abhängig von Anzahl bzw. Größe der im Transekt vorhandenen Uferبانken, mit einem Exhaustor genommen. Da in den unverzweigten Abschnitten sehr oft keine Uferبانke vorhanden waren, konnten dort nur zum Teil Handproben genommen werden.

Im zweiten Schritt wurden auf beiden Ufern ca.1-2 Metern von der Uferlinie entfernt pro Transekt je eine Barberfalle (☞) ausgebracht (Fangdauer: 1. Woche).

Ergebnisse und Diskussion

In den verzweigten Abschnitten sind die Artenzahlen und Individuendichten in den Handproben deutlich erhöht, nicht jedoch in den Fallenfängen (Abb. 1). Letzteres lässt sich auf den großen Einfluss des Umlandes innerhalb der unverzweigten Abschnitte zurückführen (siehe dazu Abb. 2.). Insgesamt wurden mehr Individuen und Arten in den verzweigten Abschnitten gefunden.





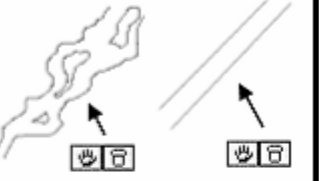
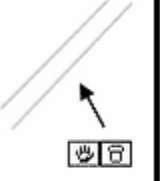
| Probenart | Handprobe | | Falle | | Handprobe + Falle | |
|--|---|---|--|--|---|---|
| | Verzweigt | Unverzweigt | Verzweigt | Unverzweigt | Verzweigt | Unverzweigt |
| Abschnitt |  |  |  |  |  |  |
| Probenanzahl | 63 | 7 | 38 | 41 | 101 | 48 |
| Individuenzahl pro m ² /Falle | 9,3 | 7,5 | 3,6 | 2,4 | 7,2 | 3,2 |
| Artenzahl | 25 | 10 | 26 | 28 | 37 | 33 |
| Mittelwert Arten pro Probe | 2,9 | 1,2 | 1,6 | 1,7 | 2,6 | 1,6 |

Abb. 1. Vergleich von verzweigten und unverzweigten Abschnitten im Überblick.

Vergleich der Lebensraumstrukturen

Der Vergleich der Lebensräume zeigt durchgehend eine größere Diversität in den verzweigten Abschnitten (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der Strukturen an verzweigten und unverzweigten Abschnitten

| Probestelle | Lahn-W | | Lahn-LH | | Lahn-C | | Orke | | Eder | | Nims | | Bröl | |
|----------------------------------|------------------------------|----|---------|----|--------|----|---------------------------|----|------|---|------|----|------|----|
| Fluss | Lahn | | Lahn | | Lahn | | Orke | | Eder | | Nims | | Bröl | |
| Abschnitt | UV | V | UV | V | UV | V | UV | V | UV | V | UV | V | UV | V |
| Anzahl verschiedener Lebensräume | 2 | 10 | 4 | 12 | 5 | 12 | 8 | 10 | 7 | 9 | 3 | 10 | 3 | 13 |
| Anzahl beprobter Substratbänke | 0 | 9 | 1 | 9 | 0 | 11 | 4 | 8 | 1 | 9 | 0 | 8 | 0 | 9 |
| | UV = Unverzweigter Abschnitt | | | | | | V = Verzweigter Abschnitt | | | | | | | |

Die Uferlebensräume beschränken sich in den unverzweigten Abschnitten im Wesentlichen auf die befestigten steilen Uferböschungen. Strukturelemente die infolge von Verzweigungen entstehen, wie Inseln, Inselbänke und Uferbänke aus Schotter, Kies oder Lehm, fehlen dort fast völlig. Die Renaturierung hat mit den Uferbänken neue Lebensräume für Uferkäfer geschaffen.

Vergleich der Biotoppräferenz

Die Biotoppräferenz der in beiden Abschnittstypen gefundenen Arten unterscheidet sich prägnant. In den verzweigten Abschnitten finden sich wesentlich mehr Ufer- bzw. feuchtigkeitsliebende Arten. Darunter gehören zum Großteil Arten der Gattung *Bembidion*, am Häufigsten waren *B. tibiale*, *B. decorum* und *B. atrocaeruleum*.

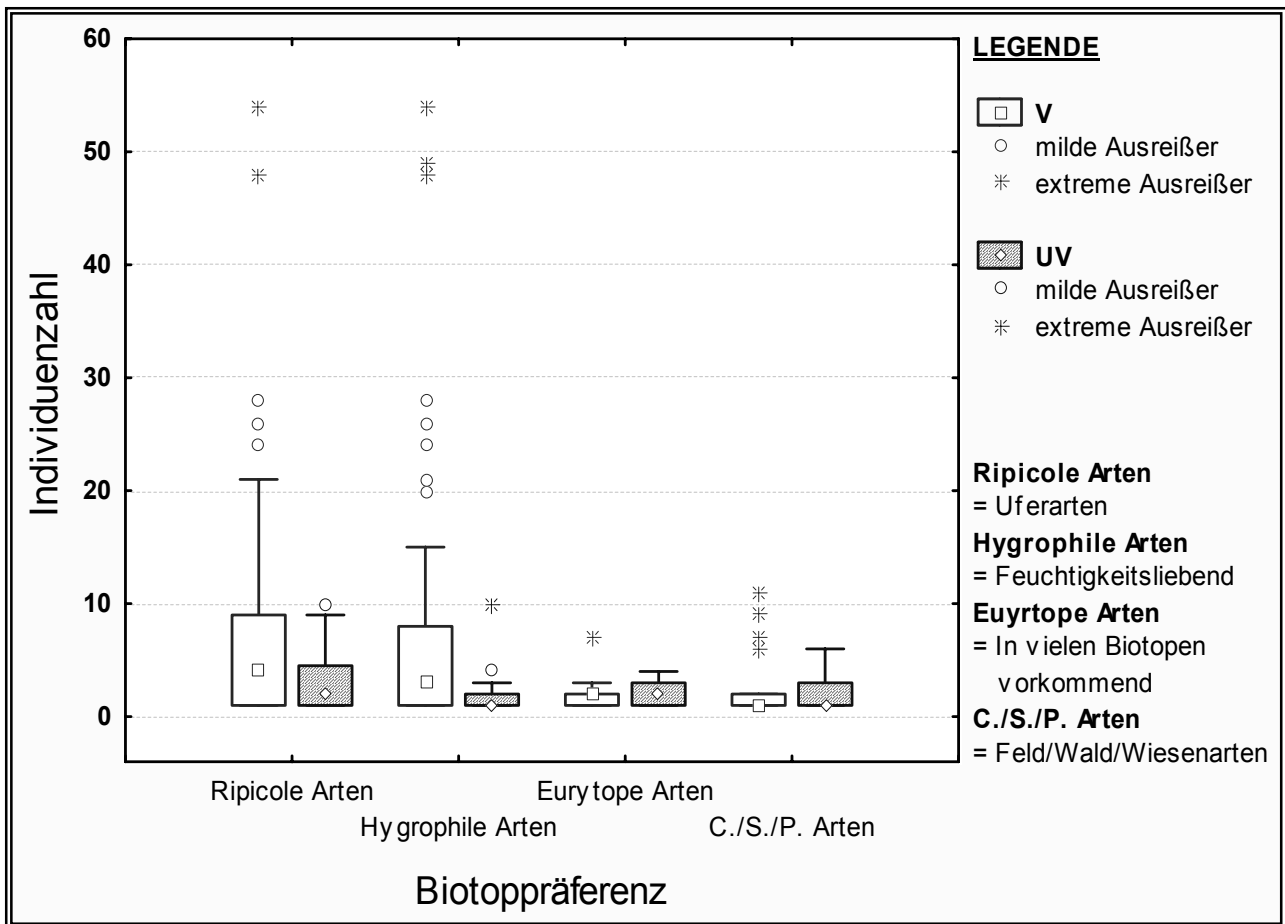


Abb. 2. Vergleich der Biotoppräferenz an den verzweigten (V) und unverzweigten (UV) Abschnitten

Die Anzahl eurytoper Arten ist ungefähr gleich. Ebenfalls fanden sich ähnlich viele Arten aus den umgebenden Biotopen (Feld-, Wald-, Wiesenarten). Diese wurden fast ausschließlich in den 1-2 Metern vom Wasser entfernt vergrabenen Fallen gefangen. Dies war vor allem dann der Fall, wenn das Ufer steil war und das Gewässer vom Umland auf die Weise „isolierte“ wurde; diese Ufermorphologie fand sich an fast allen unverzweigten Abschnitten. In den verzweigten Abschnitten gab es auch solche Stellen; ca. 1/3 der Fallen war jedoch an flach ansteigenden Uferbereichen vergraben, in denen auch hauptsächlich Ufer- bzw. feuchtigkeitsliebende Arten gefunden wurden. Dies zeigt, dass die Ufererosion in den renaturierten Abschnitten zwar schon begonnen hat, aber keineswegs schon abgeschlossen ist. Dieser Prozess bewirkt vermutlich erst längerfristig eine Veränderung, während Erfolge durch die Entstehung von Uferbänken schon nach wenigen Jahren erkennbar sind.

Vergleich der Rote Liste Arten

Der Anteil gefährdeter Arten beträgt im unverzweigten Abschnitt ca. 2% und betrifft nur Einzelfunde. Im verzweigten Abschnitt beträgt der Anteil ca. 17%, bedingt durch regelmäßig angetroffene Arten wie *B. atrocaeruleum* und *B. ascendens* (Gefährdungskategorie 3 nach Rote Liste aus JEDICKE 1997). Dabei handelt es sich vorwiegend um Uferarten.

Schlussfolgerungen

Die eingangs aufgestellten Hypothesen werden durch die Untersuchungen gestützt; die Renaturierung führte zu einer Steigerung der Artenzahl, der Dichten und einem höheren Anteil charakteristischer Uferarten.

Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen des von der EU finanzierten Projektes Euro-limpacs (EC contract no. GOCE-CT-2003-505540) durchgeführt (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk).

Literatur

- Böhme, J. (2005): Die Käfer Mitteleuropas - Katalog Band K. 2. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag in Elsevier, Krefeld: 516 S..
- Jähmig, S. Lorenz, A. & Hering, D. (2006): Hydromorphological parameters indicating conservation value and restoration success of multiple-channel mountain rivers in Germany; *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems (in Revision)*.
- Jedicke, E. (Hrsg.) (1997): Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 581S.
- Trautner, J., Assmann, T. (1998): Bioindikation durch Laufkäfer – Beispiele und Möglichkeiten. *Bayer.Akad.Natursch.Landschaftspfl., Laufen/Salzach. Laufende Seminarbeiträge 8*, S. 169-182.

Wieder-Verzweigung von Fließgewässerabschnitten im Mittelgebirge – Auswirkungen auf das Makrozoobenthos

Sonja Jähmig¹, Armin Lorenz² & Daniel Hering³

¹ Universität Duisburg-Essen, FB Biologie & Geographie, Abt. Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, 45117 Essen; Fon: 0201-183 4308; Fax: 0201-183 2529; e-mail: sonja.jaehmig@uni-due.de

² armin.lorenz@uni-due.de, ³ daniel.hering@uni-due.de

Keywords: Renaturierung, aquatische Habitate, Diversität

Einleitung

Die drei Faktoren Gefälle, Abflussregime und Substratgrößenverteilungen bestimmen maßgeblich die Ausbildung der Gerinneform von Fließgewässern. Bei bestimmten Parameterkombinationen entstehen verzweigte Flüsse, welche in Deutschland sowohl im Voralpenraum als auch in den Mittelgebirgen auftreten können. Historisch bedingt sind letztere nur noch in Ansätzen zu finden. Erkenntnisse über den Klimawandel (mehr und stärkere Hochwasserereignisse) sowie in der Renaturierungsökologie (Leitbild Typ 9 (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004)) lassen zukünftig vermehrt Renaturierungsvorhaben in diese Richtung erwarten. Das Ziel solcher Maßnahmen ist es, die Nutzung der Auen von Mittelgebirgsflüssen zu ändern oder aufzugeben und eine erhöhte Fließgewässerdynamik zu ermöglichen. Diese Maßnahmen dienen sowohl einem verbesserten Hochwasserschutz als auch der Erhöhung der biologischen Vielfalt. Unklar ist jedoch, ob sich Unterschiede in der Laufform, die auch auf die Substrat- und Strömungsverhältnisse wirken, auch Auswirkungen auf die Besiedlung durch Organismen zeigen.

Die durchgeführten Untersuchungen an begradigten (unverzweigten) und natürlicherweise oder durch Renaturierung verzweigten Abschnitten sollten die folgenden Fragen beantworten:

- welche Unterschiede ergeben sich hinsichtlich morphologischer Vielfalt und Habitatdiversität zwischen unverzweigten und verzweigten Abschnitten?
- Unterscheidet sich die Besiedlung von unverzweigten und verzweigten Abschnitten?
- Unterscheidet sich die Besiedlung einzelner Habitate innerhalb von unverzweigten / verzweigten Abschnitten?

Material und Methoden

Im Frühjahr und Sommer 2004 und 2005 wurden vergleichende hydromorphologische und hydrobiologische Untersuchungen an 7 Probestellen der Mittelgebirgsflüsse Lahn, Eder, Orke, Nims und Bröl durchgeführt. Jede Probestelle umfasst einen renaturierten oder naturnahen verzweigten Abschnitt und einem begradigten, unverzweigten Vergleichsabschnitt. An den renaturierten / naturnahen Strecken wurde durch die Entfernung / Abwesenheit von Ufer- und Sohlbefestigungen die

laterale Ausdehnung der Flüsse in die Aue und die Entwicklung von Mehrbettgerinnen ermöglicht. Neben den offensichtlichen (Wieder-) Verzweigungen veränderte sich auch die aquatische Habitatstruktur, die an 400 Punkten über die Parameter Substrat, Tiefe und Strömungsgeschwindigkeit dokumentiert wurde. Insgesamt 199 habitatspezifische Makrozoobenthos-Aufsammlungen wurden mit Hilfe des AQEM-Shovel-Samplers (25 x 25 cm, 500µm Maschenweite; www.aqem.de) durchgeführt. Für die Vergleiche der Probenstellen wurde jedes Substrate in jedem Abschnitt einmal beprobt; für die Substratvergleiche wurde das dominierende Substrat jeder Probestelle mit acht Einzelproben und die seltenen Substrate mit zwei Einzelproben besammelt.

Tab. 1: Basisdaten der Untersuchungsgewässer; Shannon-Wiener-Index (Makrozoobenthos) der Probestellen.

| Stelle | Fluss | Ort | Einzugsgebiet (km ²) | Fläche (ha) (un.- / verzweigt) | Ursprung Verzweigung | Shannon-Wiener-Index (un.- / verzweigt) |
|---------|-------|---------------|----------------------------------|--------------------------------|----------------------|---|
| Lahn_W | Lahn | Wallau | 278 | 0,29 / 0,62 | Renaturierung 2001 | 2,57 / 2,79 |
| Lahn_LH | Lahn | Ludwigs-hütte | 288 | 0,31 / 1,14 | Renaturierung 2002 | 2,90 / 2,92 |
| Lahn_C | Lahn | Coelbe | 650 | 0,48 / 1,24 | Renaturierung 2000 | 3,04 / 2,74 |
| Orke | Orke | Niederorke | 289 | 0,43 / 0,92 | natürlich | 3,18 / 3,24 |
| Eder | Eder | Dodenau | 480 | 0,73 / 0,74 | unbekannt | 3,16 / 3,23 |
| Nims | Nims | Birtlingen | 222 | 0,35 / 0,55 | natürlich | 3,30 / 3,31 |
| Bröl | Bröl | Waldbröl | 181 | 0,45 / 1,04 | natürlich | 3,04 / 3,14 |

Ergebnisse

Hydromorphologie

Die verzweigten Stellen zeigen einen deutlichen Anstieg im Struktureichtum. Die mittlere Breite ist um den Faktor 2,26 erhöht. Die Uferlänge steigt bei vergleichbaren 200m Abschnitten von 432m auf 1408m (Faktor 3,26). Die mittlere Ausdehnung aquatischer und terrestrischer Bereiche, die entlang von 20 Transekten an jeder Probestelle bestimmt wurde, nimmt in ähnlichem Umfang zu. Semiaquatische Bereiche, die in den unverzweigten Stellen fast gar nicht vorhanden sind, sind fast neunmal so lang in den verzweigten Abschnitten. Die aquatische Habitatvielfalt hat ebenfalls zugenommen: der Variationskoeffizient von Strömungsgeschwindigkeit und Tiefe ist erhöht, und es kommen weitere Substrate im verzweigten Abschnitt vor. Die Substratdiversität, ausgedrückt als Shannon-Wiener-Index, nimmt im Mittel zu (Details in Jähnig et al. 2006).

Makrozoobenthos

Gesamte Abschnitte

In den verzweigten Abschnitten sind die Taxazahlen zumeist geringfügig erhöht oder gleich hoch. Die Abundanzen sind außer an der Lahn_LH und der Eder ebenfalls erhöht (Abb. 1). Der Shannon-Wiener-Index ist außer für den Abschnitt Lahn_C in den verzweigten Abschnitten höher als in den unverzweigten (Tab. 1). Das erweiterte Strukturangebot wird zunächst vor allem von mobilen Or-

ganismen genutzt. Die besonders vagilen Coleoptera stellen deswegen die Mehrzahl der nur an einer Probestelle vorkommenden Taxa (Tab. 2).

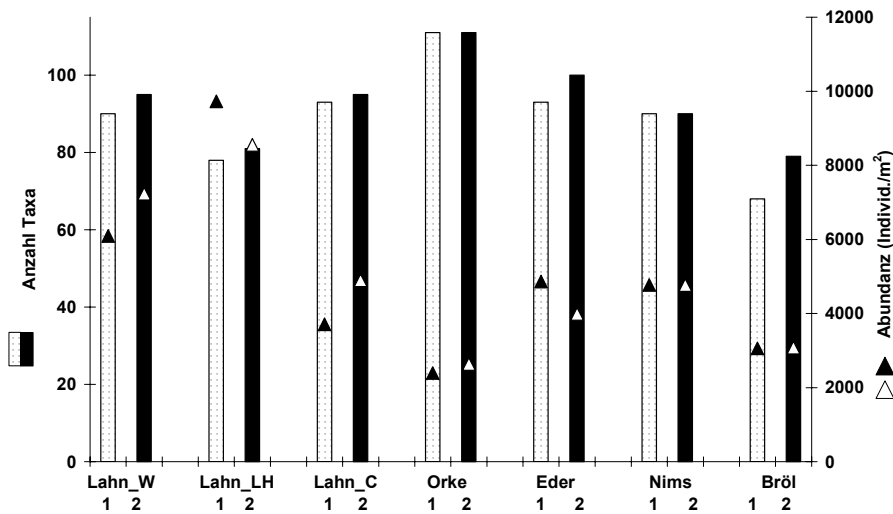


Abb. 1: Taxazahl und Abundanz an unverzweigten (1) und verzweigten (2) Probestellen.

| | unverzweigt | verzweigt |
|---------------|-------------|-----------|
| Gesamt | 8 | 15 |
| Coleoptera | 2 | 8 |
| Diptera | 1 | 1 |
| Ephemeroptera | 2 | 2 |
| Odonata | | 1 |
| Planipennia | | 1 |
| Plecoptera | | 1 |
| Trichoptera | 3 | 1 |

Tab. 2: Zusammensetzung der jeweils nur an einer Probestelle vorkommenden Taxa (Summe aller Probestellen).

Einzelne Substrate

Die geringsten mittleren Taxazahlen finden sich auf Holz und Steinblöcken (Abb. 2). Die mineralischen, häufig auftretenden Substraten Steine und Kiese haben mit CPOM (weniger als 1% Häufigkeit) die höchste mittlere Taxazahl. Die Hälfte der Substrate weisen, wenn sie in verzweigten Abschnitten beprobt wurden, höhere Taxazahlen auf. Die Unterschiede sind nicht signifikant. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch für die Abundanzen.

Die höchsten Werte des Shannon-Wiener-Index (Abb. 3) konnten in den Stein und Kiessubstraten festgestellt werden, allerdings ohne Anstieg in den Proben der verzweigten Abschnitte (außer Sand). In den organischen Substraten ist der Shannon-Wiener-Index, der im verzweigten Abschnitt genommenen Proben erhöht (außer Schlamm).

Substratbesiedlung

Die Substrate in verzweigten und unverzweigten Abschnitten sind ähnlich besiedelt (Abb. 4). Es lassen sich drei Gruppen identifizieren: im oberen Bereich der Graphik die Substrate "Teile terrestrischer Pflanzen" und "Holz" (Xylal), in der unteren rechten Ecke die feineren an langsame Strömung gebundene Substrate CPOM und organischer Schlamm und ein dazwischenlegender Bereich, der die verschiedenen mineralischen Substraten beinhaltet.

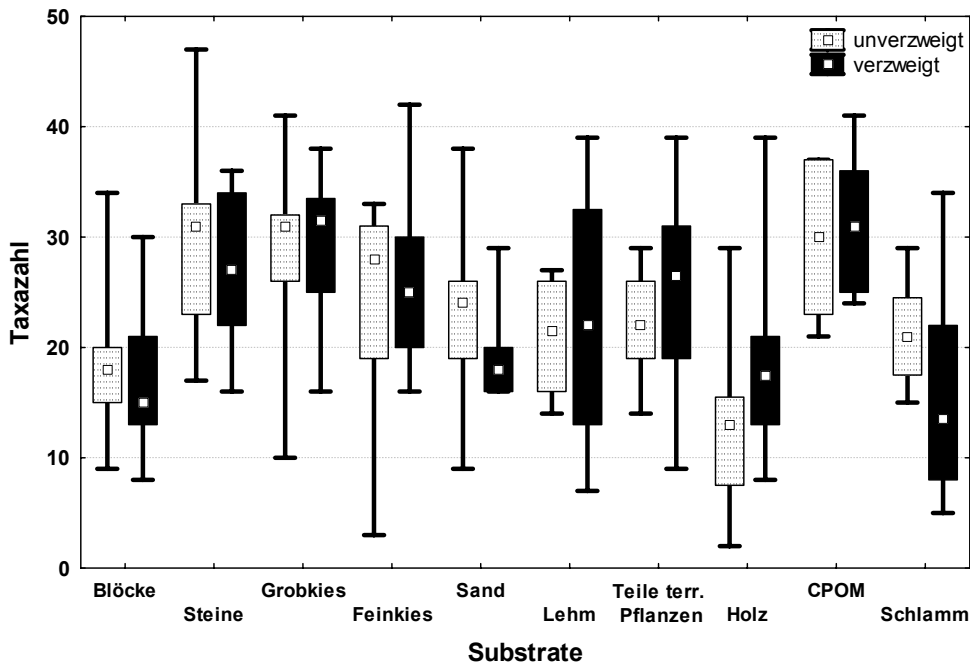


Abb. 2: Mittlere Taxazahl in den beprobten Substraten.

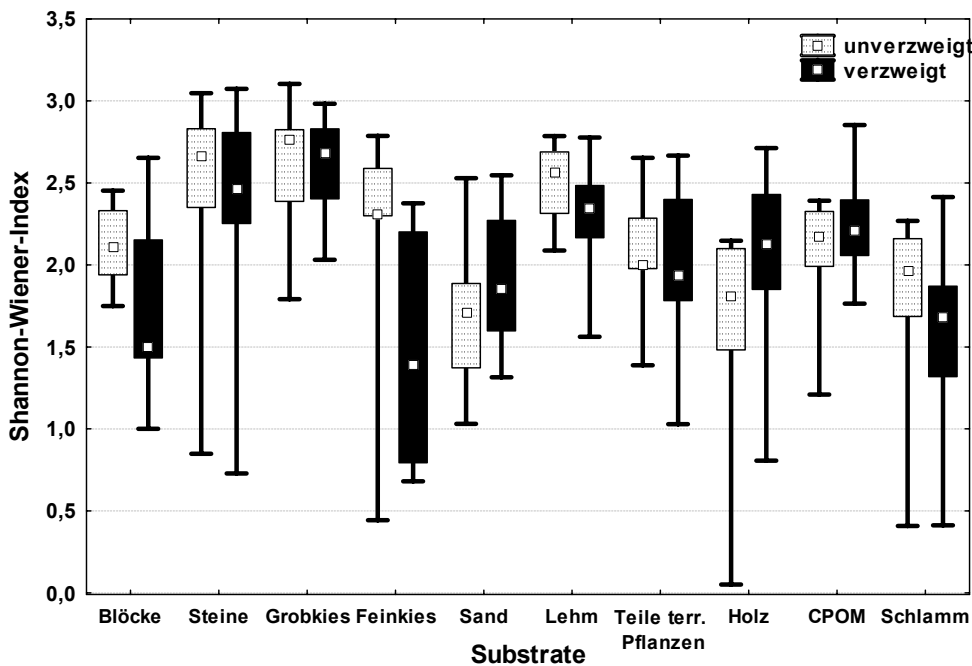


Abb. 3: Mittlere Diversität (Shannon-Wiener Index) in den Substraten.

Diskussion und Zusammenfassung

Die Renaturierungsmaßnahmen bewirken eine signifikante Erhöhung der Struktur- und aquatischen Habitatvielfalt (Jähnig et al. 2006). Im Rahmen unserer Untersuchung konnte aber noch keine bedeutsame Auswirkung auf das Makrozoobenthos nachgewiesen werden. Taxazahl und Abundanzen sind im Mittel im verzweigten Abschnitt höher, die Shannon-Wiener-Diversität ist meist erhöht. Auch die verschiedenen Substrate, die in unverzweigten oder verzweigten Abschnitten beprobt wurden, unterscheiden sich nicht signifikant in ihrer Besiedlung. Die einzelnen Substrate sind dagegen

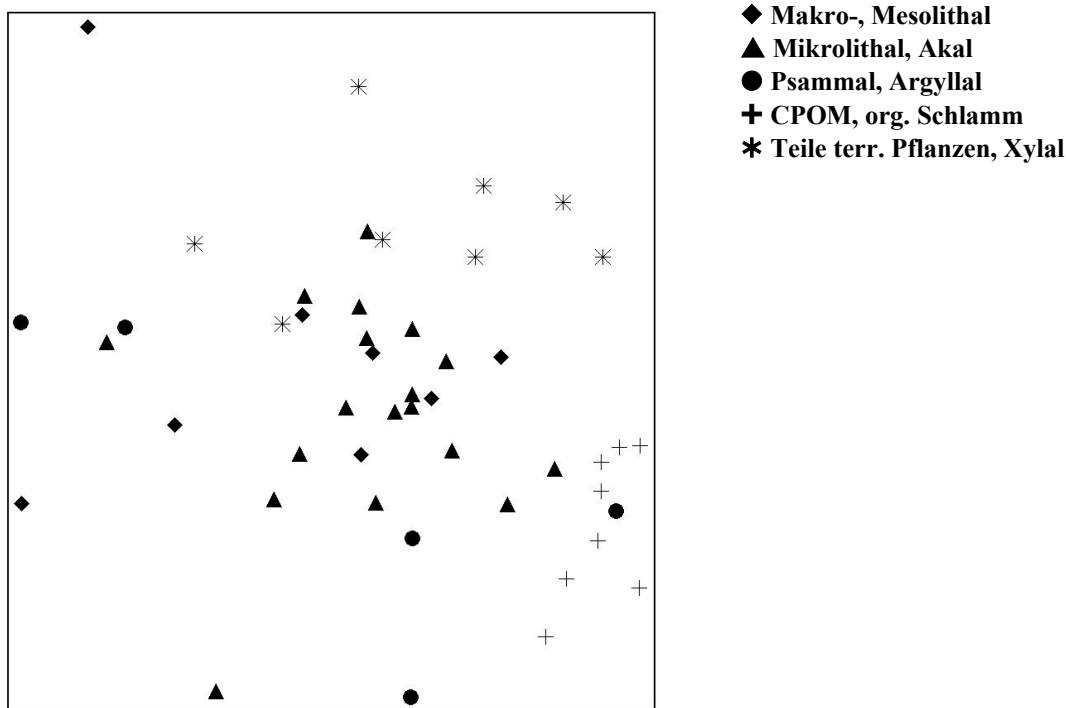


Abb. 4: NMS mit Taxalisten der Einzelsubstrate der beiden Abschnitte der Probestelle Lahn_C (Stress: 13,3).

ungleich besiedelt. Die Substratbesiedlung ist unabhängig von der Substrathäufigkeit. Es lässt sich vermuten, dass die trotz Renaturierung noch seltenen (<5% Häufigkeit) organischen (CPOM, Teile terrestrischer Pflanzen oder Xylal) oder feinen mineralischen Substrate (Akal, Psammal, Argyllal) besonderes Potential als Habitat für weitere Taxa besitzen.

Während sich vermehrt hydromorphologisch wertvolle Strukturen ausbilden, vollzieht die Fauna diese Entwicklung eher zögerlich nach. Mögliche Ursachen hierfür könnten sein, dass die Belastungssituation im Einzugsgebiet nicht verändert werden konnte, oder dass die Größe der Renaturierungsmaßnahmen im Vergleich zum ober- und unterhalb liegenden Gebiet zu gering ist. Im Fall der untersuchten Maßnahmen sind die Abschnitte mit ca. 200m Länge vergleichsweise kurz. Seitens des Makrozoobenthos spielen der vorhandene Artenpool und dessen Wiederbesiedlungspotential eine Rolle. Die vorwiegend anthropogen geprägten Einzugsgebiete betreffen auch die für die Wiederbesiedlung zur Verfügung stehenden Metapopulationen. Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf die aquatische wirbellose Fauna scheinen somit – zumindest in größeren Gewässern – längere Zeiträume zu benötigen.

Danksagung

Die Arbeit wurde erstellt im Rahmen eines Promotionsstipendiums der Stiftung der Deutschen Wirtschaft – Studienförderwerk Klaus Murmann. Sie ist Teil des von der EU finanzierten Projektes Euro-limpacs (EC contract no. GOCE-CT-2003-505540 (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk)).

Literatur

- Jähmig, S., Lorenz, A. & Hering, D. (2006): Hydromorphological parameters indicating conservation value and restoration success of multiple-channel mountain rivers in Germany; *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (in Revision).
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano W., Wilken R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.

Beispiele von Makrozoobenthosgemeinschaften im Vergleich von renaturierten und degradierten Tiefland-Sandgewässern

Armin Lorenz¹ & Sonja Jähnig²

¹ Fachbereich Biologie und Geographie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen, Tel: 0201-1832442, Fax: 0201-1834442;

¹e-mail: armin.lorenz@uni-due.de ²e-mail: sonja.jaehnig@uni-due.de

Keywords: Renaturierung, Remäandrierung, Substratbesiedlung, Bewertung

Einleitung

Renaturierungsmaßnahmen zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes gemäß der Wasserrahmenrichtlinie wurden in den letzten Jahren an vielen Gewässern durchgeführt. Die Begradigung und Tieferlegung des letzten Jahrhunderts zum Hochwasserschutz und dem schnelleren Abfließen des Wassers haben sowohl die Substratvielfalt stark erniedrigt als auch Strömungs- und Tiefenverhältnisse besonders der Tieflandgewässer vereinheitlicht. Der Uferbewuchs wurde fremdbestimmt oder ganz unterbunden und zumeist die Loslösung der Gewässer von ihrer Aue bewirkt. Renaturierungsmaßnahmen in Form von Remäandrierungen, Uferentfesselungen oder Sohlhebungen versuchen diesen Effekten entgegenzuwirken oder sie umzukehren. Die morphologischen Veränderungen ziehen aber nicht selbstverständlich faunistische Veränderungen nach sich. Bei vergleichenden Untersuchungen von jeweils einem remäandrierten und einem begradigten Abschnitt zweier Gewässer im Nordrhein-Westfälischen Tiefland gingen wir folgenden Fragen nach:

- Unterscheiden sich degradierte und renaturierte Fließgewässerabschnitte faunistisch?
- Wie wirkt sich eine Renaturierungsmaßnahme auf die Bewertung aus?
- Sind die einzelnen Substrate unterschiedlich besiedelt oder die einzelnen Abschnitte?

Material und Methoden

An zwei Modellgewässern (Tab. 1) wurde jeweils ein begradigter, eingetiefter Abschnitt einem renaturierten (remäandrierten) Abschnitt gegenüber gestellt. Im Sommer 2005 erfolgte eine Substratkartierung über 200 m an den Probestellen zur Identifizierung der Substratverteilung (vgl. Schlachta et al. 2007). Dann wurden habitatspezifischen Makrozoobenthos-Aufsammlungen mit Hilfe des Aqem-Shovel-Samplers (www.aqem.de, 25 x 25 cm, 500 µm Maschenweite) durchgeführt. Die dominanten Substrate wurden mit 4 und die seltenen Substrate mit 1-2 Einzelproben beprobt. Die Einzelproben wurden vollständig aussortiert und auf das bestmögliche Niveau (hauptsächlich Artniveau) bestimmt.

Tab. 1: Basisdaten der Untersuchungsgewässer.

| Gewässer | Typ | EZG | Jahr der Renaturierung |
|----------------------|---|-------------------------|------------------------|
| Gartroper Mühlenbach | 14 (Tiefeland - Sandbach) | ca. 30 km ² | 2003/2004 |
| Schwalm | 12 (organisch geprägter Tiefelandfluss) | ca. 250 km ² | 1995 |

Ergebnisse

Faunistik

In den remäandrierten Abschnitten der beiden Gewässer sind Taxazahl, Gattungszahl und Familienanzahl jeweils höher als in den begradigten Abschnitten (Abb. 1 A/B). Des Weiteren existierten in den remäandrierten Abschnitten eine höhere Anzahl Taxa, die nur dort und nicht auch in dem begradigten Abschnitten vorkamen ("Ausschlusstaxa" in Tab. 2). Diese Taxa setzten sich hauptsächlich aus Coleoptera, Trichoptera und Mollusca zusammen.

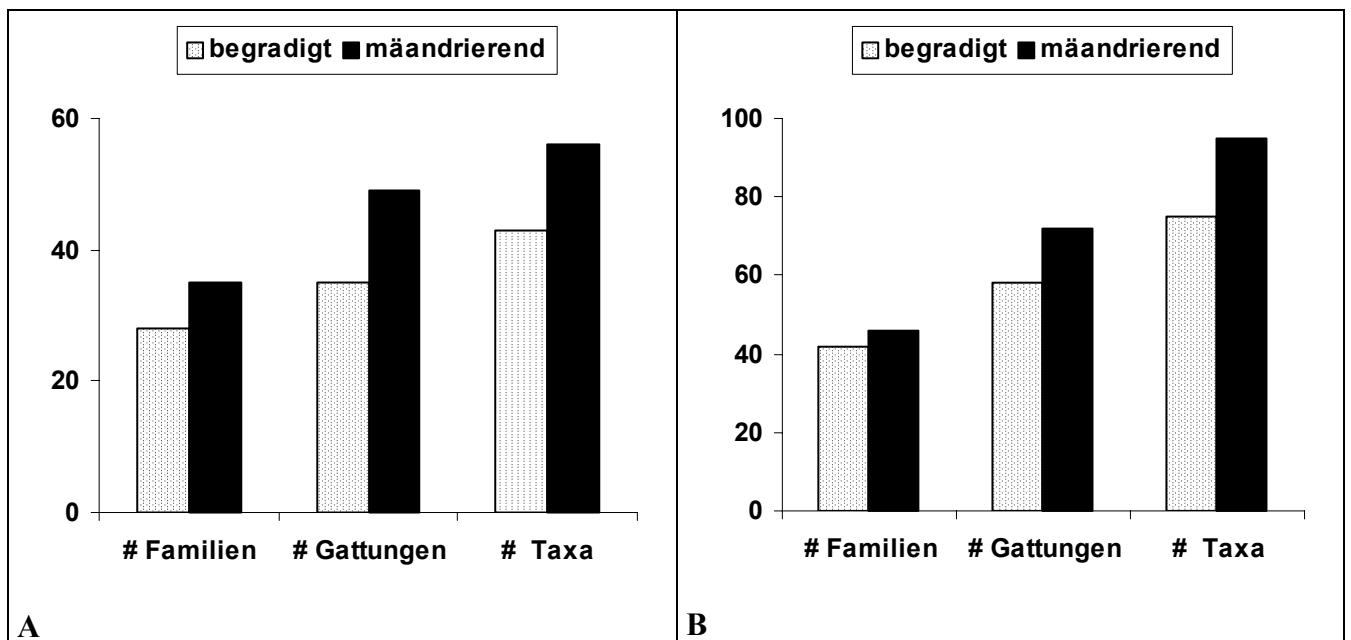


Abb. 1: Anzahl Familien, Gattungen und Taxa an den Probestellen des Gartroper Mühlenbaches (A) und der Schwalm (B).

Tab. 2: Zusammensetzung der jeweils nur an einer Probestelle vorkommenden Taxa.

| | Gartroper Mühlenbach | | Schwalm | |
|----------------|----------------------|--------------|-----------|--------------|
| | begradigt | mäandrierend | begradigt | mäandrierend |
| Ausschlusstaxa | 14 | 25 | 5 | 21 |
| Mollusca | 0 | 1 | 0 | 6 |
| Ephemeroptera | 2 | 3 | 0 | 1 |
| Plecoptera | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Trichoptera | 3 | 5 | 1 | 5 |
| Odonata | 1 | 3 | 0 | 2 |
| Coleoptera | 8 | 12 | 4 | 7 |

Bewertung

Die Ergebnisse des deutschen Bewertungssystems Perloides (Meier et al. 2006) für die vier Probestellen sind uneinheitlich (Tab. 3). Die vor kurzer Zeit renaturierte Stelle am Gartroper Mühlenbach zeigt einen niedrigeren Wert ("Verschlechterung") gegenüber der begradigten Stelle in der ökologischen Zustandsklasse, was hauptsächlich auf den Metric Deutscher Faunindex (Typ 14) und Prozentanteil Litoralbesiedler zurückzuführen ist. Die Trichoptera-Anzahl ist ebenso wie in der renaturierten Stelle der Schwalm höher. Dort liegt die Maßnahme zeitlich länger zurück und die Bewertung ergibt gleiche Zustandsklassen und nur undeutlich verbesserte Werte im remändrierten Abschnitt.

Tab. 3: Ergebnisse des deutschen Bewertungssystems und der Metrics des Moduls allgemeine Degradation zu den vier Probestellen

| | Gartroper Mühlenbach | | Schwalm | |
|-----------------------------------|-----------------------------|-----------------------|------------------|--------------------|
| | begradigt | mändrierend | begradigt | mändrierend |
| Ökologische Zustandsklasse | mäßig | schlecht | mäßig | mäßig |
| Saprobie | gut (1,92) | gut (2,05) | gut (2,09) | gut (2,14) |
| allgemeine Degradation | mäßig (0,44) | schlecht (0,17) | mäßig (0,46) | mäßig (0,49) |
| Fauna Index Typ 14 bzw. 12 | mäßig (0,27) | schlecht (-0,83) | schlecht (-0,60) | schlecht (-0,50) |
| EPT [%] (Ab.-Kl.) | unbefriedigend (32,4) | unbefriedigend (28,7) | mäßig (29,7) | mäßig (29,3) |
| # Trichoptera-Taxa | unbefriedigend (4) | mäßig (6) | sehr gut (16) | sehr gut (20) |
| Litoral [%] | unbefriedigend (18,4) | schlecht (42,3) | ----- | ----- |

Substratbesiedlung

NMS-Analysen der Besiedlung der Substrate erbrachten beim Gartroper Mühlenbach eine Trennung auf Grundlage der Probestellen (Abb. 2). Alle beprobten Substrate an der jeweiligen Probestelle sind untereinander ähnlicher besiedelt, als die gleichen Substrate an der anderen Probestelle.

Im Gegensatz dazu erfolgte bei der Schwalm eine Trennung gemäß der Substrate (Abb. 3). Gleiche Substrate sind an beiden Probestellen annähernd gleich besiedelt (clustern sich zusammen im Diagramm). Unterschiedliche Substrate sind von einander entfernt dargestellt. Eine Auftrennung in die Probestellen war nicht festzustellen (nicht dargestellt).

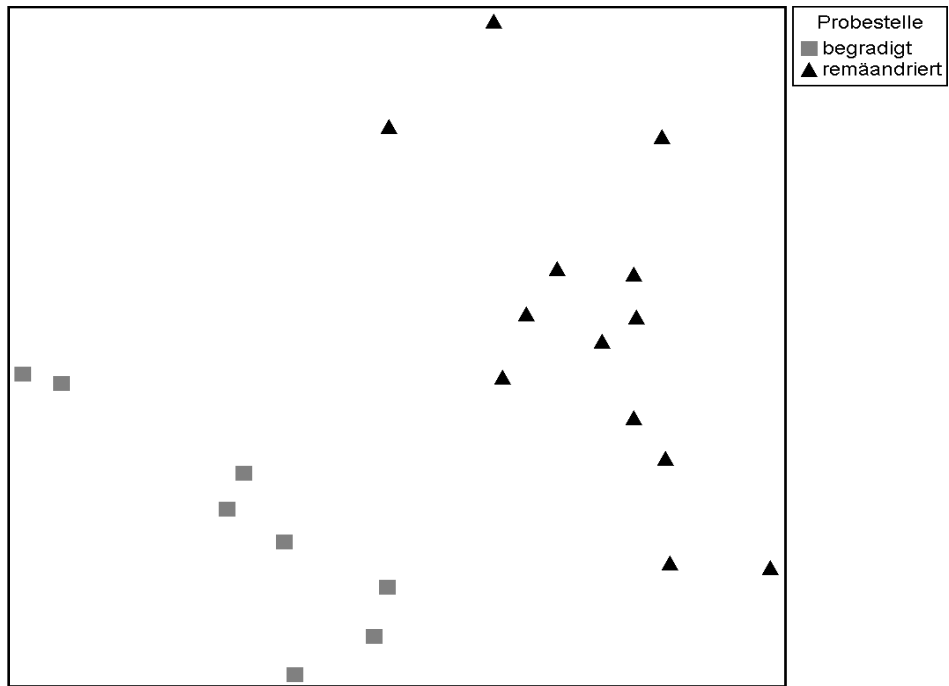


Abb. 2: NMS mit Taxalisten der Einzelsubstrate der beiden Probestellen des Gartroper Mühlenbaches; Overlay: Probestellen; (Stress: 13,4).

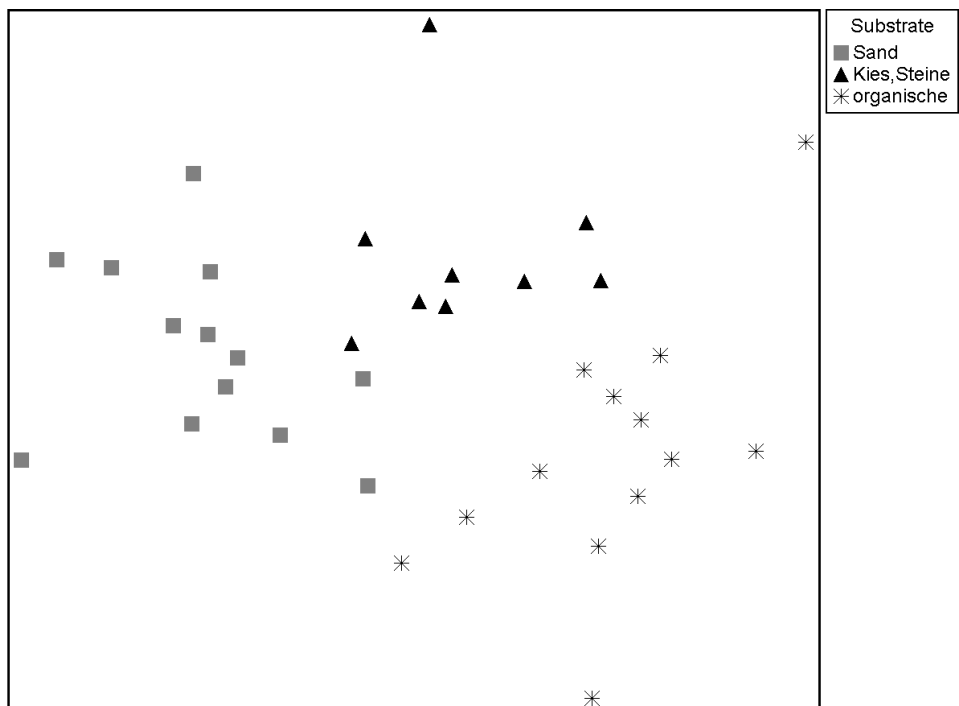


Abb. 3: NMS mit Taxalisten der Einzelsubstrate der beiden Probestellen der Schwalm; Overlay: Substrate; (Stress: 14,0).

Diskussion und Zusammenfassung

Renaturierungsmaßnahmen unterliegen sowohl einer morphologischen als auch einer faunistischen Sukzession. Auf der abiotischen Seite steigen im Laufe der Zeit nach einer großflächigen Maßnahme die Substratdiversität und die Strukturvielfalt stark an (siehe auch Schlachta et al. 2007). Auf der faunistischen Ebene steigen durch derartige Remäandrierungen absolute Anzahlen sowohl von Taxa, Gattungen als auch Familien an. Besonders die gut flugfähigen Coleoptera und Trichoptera siedeln sich als erste neu an und nutzen die neuen (besonders organischen) Habitate. Diese Erhöhungen spiegeln sich aber nicht direkt in den Ergebnissen durch das deutsche Bewertungssystem wieder. Bei den untersuchten Gewässern verschlechtern sich die Metric-Ergebnisse des Bewertungssystems im Falle des Gartroper Mühlenbaches, bei dem die Maßnahme nur 2 Jahre zurückliegt. Dies kann auf die vollständige Ausräumung und Umverlegung des Gewässers zurückgeführt werden. Bei der Schwalm, bei der die Renaturierungsmaßnahme bereits 10 Jahre zurückliegt haben sich die Metricergebnisse nur geringfügig verbessert. Der Erfolg einer Maßnahme wie in diesem Fall ist im Besonderen abhängig vom Wiederbesiedlungspotential bzw. Neubesiedlungspotential der umgebenden Gewässer und der oberhalb und unterhalb der Renaturierungsmaßnahme liegenden Abschnitte. Die Analyse der Substratbesiedlung zeigt das in anschaulicher Weise. Hierbei ist die Substrat- und Probestellenbesiedlung unähnlich an dem Gewässer, was erst vor kurzem renaturiert wurde. Die Artenzusammensetzung der länger zurückliegenden Maßnahme hat sich der begradigten Probestelle wieder angenähert. Die Ansiedlung neuer anspruchsvoller Arten kann darüber hinaus lange dauern. Grund dafür ist das Ausbreitungspotential vieler Arten welches relativ gering ist, so dass für einen kurzfristigen Erfolg einer Maßnahme über Wiederansiedlungs- oder Neuansiedlungsmaßnahmen nachgedacht werden sollte.

Literatur

- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand Mai 2006].
- Schlachta, O., Lorenz, A., Jähmig, S. (2007): 10 Jahre danach - fluvialmorphologische Dynamik und Entwicklung der Substratdiversität einer Renaturierungsmaßnahme. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Weißensee Verlag: in diesem Band.

Chemical Reversal of Acidic Reservoir Ecosystems in SE Germany

Kai-Uwe Ulrich¹, Andreas Meybohm² & Lothar Paul³

¹ Washington University in St. Louis, Dept. of Energy, Environmental & Chemical Engineering, Campus Box 1180, St. Louis, MO 63130, USA; k.ulrich@seas.wustl.edu ² Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Investigation Center Plauen, Bärenstr. 46, 08523 Plauen; andreas.meybohm@ltv.smul.sachsen.de ³ TU Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, 09514 Lengefeld; lothar.paul@tu-dresden.de

Keywords: Acidification, Deposition, Soil liming, Surface water, Chemical trends, Recovery

Introduction

Air pollution in central Europe caused by high emissions of acidic sulfur (S) and nitrogen (N) compounds peaked in the mid-1980s, and then declined considerably (by 67% and 34% as of 1997, Kopáček et al. 2002). Whereas several lakes in the non-limed Bohemian Mountains and High Tatra Mountains quickly showed signs of reversal from acidification (Kopáček et al. 1998), crystalline mountain ranges of Germany did not respond (Alewell et al. 2001). Soil acidification even increased in some watersheds. Alewell et al. (2000) concluded that “water authorities need to consider a delay of decades in the recovery of streams and thus, drinking water supplies”. Several Saxon waterworks were reconstructed at vast expense after 1990 to adapt treatment technologies in order to match the water quality standards (SMUL 2002). Furthermore, 46 million EUR have been spent for forest soil protection liming until 2004 (Leube 2005). The successful abatement of air pollution, the huge liming efforts, and the highly variable chemical response of European surface waters motivated us to analyze the effects of changed deposition and forest liming on the long-term trends of water composition in seven reservoirs and 22 tributaries in the Ore Mountains, SE Germany.

Study Site and Methods

The study reservoirs and their watersheds are located on the northern slope of the Ore Mountains (Saxony). Due to crystalline bedrock (granite, gneiss, phyllite), the soil base saturation is low (5-20%), and forest stands with Norway spruce predominate (Tab. 1). The Forest Liming Guideline (LAF 2000) recommends application of Mg-rich CaCO₃ (crushed dolomite) at a dose of 3-4 t ha⁻¹ (base equivalent of 6-8 eq m⁻²) and repetition every 6-10 years. Some forest stands were treated only once since 1988, others repeatedly, excluding reservoirs and a protection belt of 50 m. For more details see Ulrich et al. (2006).

Water samples were taken weekly to monthly (with lower frequency during winter), and analyzed according to German Standard Methods (DIN-DEV). Alkalinity was determined by titration and corrected according to Henriken (1982). Due to sparsely available Na⁺ and K⁺ concentrations, we calculated the equivalent ratios of SO₄²⁻ (Ca²⁺ + Mg²⁺)⁻¹ (Lorz et al. 2003) and (Ca²⁺ + Mg²⁺)(NO₃⁻ + SO₄²⁻)⁻¹ (acidification index, ACI) instead of acid neutralizing capacity (ANC) derived from charge balance. The nonparametric **Seasonal Kendall Test** (Hirsch et al. 1982, Libiseller 2002) was used to calculate a standardized test statistics, MK_{stat}, which is compared to the Z_{1- α /2} value of cumulative normal distribution at the α level of significance in order to test the null hypothesis of no trend

against either upward (positive) or downward trend (negative MK_{stat}). Trend slopes were calculated as the median concentration change within 1993 and 2003 based on monthly seasons (Sen 1968).

Tab. 1: Basic features of 22 watersheds and 7 reservoirs monitored in the Ore Mountains: Carlsfeld (CF), Cranzahl (CR), Falkenstein (FA), Großer Galgenteich (GG), Muldenberg (MB), Neunzehnhain II (NH), Sosa (SO), Stollberg (ST), Werda (WD).

| Watersheds | | | Reservoirs | | |
|-------------|------------------------------------|------------|----------------|--------------------|-------------------------|
| Altitude | m a.s.l. | 444 – 1037 | Start-up | Year | (~1465) 1910 – 1977 |
| Area | km ² | 5.3 – 24.4 | Volume | Mio m ³ | 0.6 – 6.0 |
| Forest area | % | 74 – 98 | Residence time | yr | 0.2 – 0.7 |
| Annual MQ | L s ⁻¹ km ⁻² | 11 – 30 | Trophic state | - | Oligo-/meso-/dystrophic |

Results and Discussion

Water Composition Trends between 1993 and 2003

At the onset of 1993, five of the seven studied reservoirs showed pH values around or below pH 5, thus being classified as either permanently (stage 4) or strongly (stage 3) acidic. Acidification stage 3 is characterized by a pH seasonally oscillating between 4 and 6. Although the initial degree of acidification differed among the study waters, their reversal trend progressed along a sequence from stage 4 to stage 3, stage 2 (moderately acidic with pH seasonally fluctuating between 5 and 7), stage 1 (weakly acidic waters with pH 6-7, only episodically as low as pH 5), or even to stage 0 (non-acidic waters with minima of pH > 6). This general pH trend pattern is illustrated in Fig. 1 for two reservoirs, Muldenberg and Werda, and the Lautenbach tributary (reservoir Neunzehnhain II).

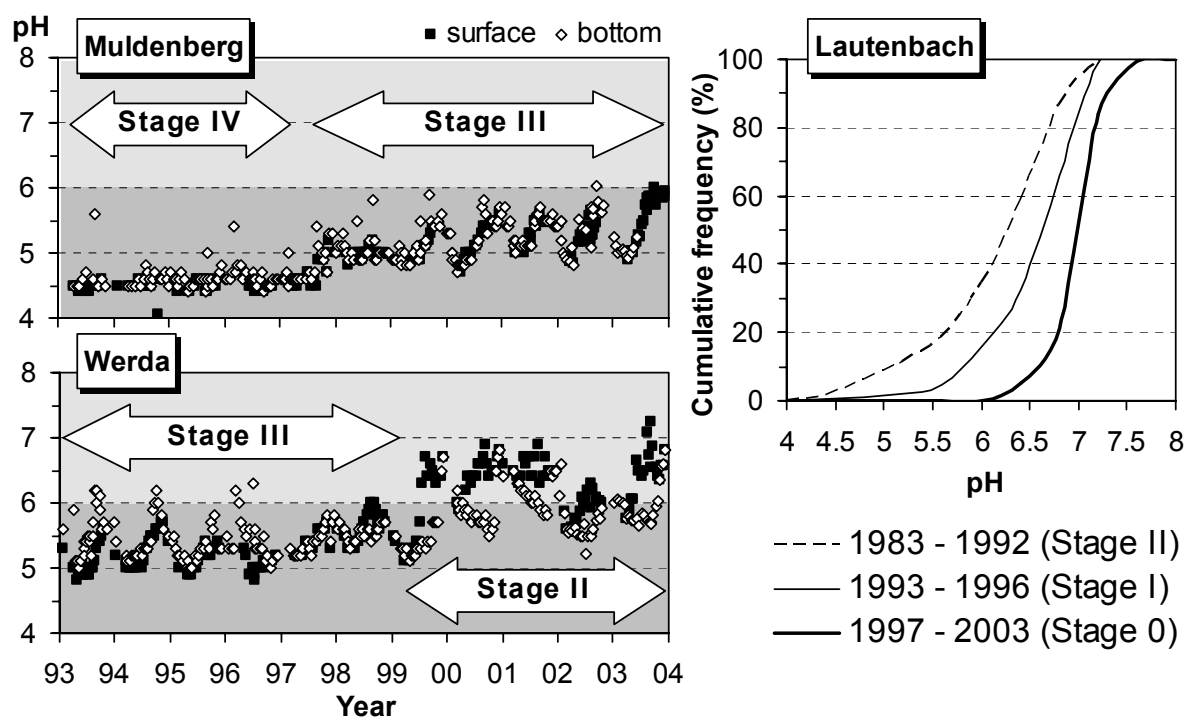


Fig. 1: Surface and bottom water pH as a function of time for two drinking-water reservoirs and cumulative frequency of pH ($n = 807$) measured within three different time periods in the Lautenbach tributary.

Within the last decade until 2003, the H^+ concentration declined by $1.6 \pm 1.5 \mu\text{eq L}^{-1} \text{a}^{-1}$, or by 69% on total average of all sites, being significant ($p < 0.05$) in 86% of the study reservoirs and tributaries (Ulrich et al. 2006). Nearly all of these waters shifted to the next lower acidification stage within the monitoring period. This observation is contrary to the permanently acidified Rotherdbach (NE Ore Mountains) which showed no trend of stream water pH between 1995 and 1999 in spite of rising ANC (Armbruster et al. 2003). The reason might be elevated concentrations of inorganic Al and weak organic acids, both capable of buffering the pH by protonation and deprotonation.

The concentrations of SO_4^{2-} and NO_3^- decreased by 18 ± 12 and $6 \pm 7 \mu\text{eq L}^{-1} \text{a}^{-1}$, or by 27% and 41%, respectively. This decline is significant in 83% of the waters (Ulrich et al. 2006). The average trend values are 4-5 times higher than those averaged for Bohemian Forest lakes (Kopáček et al. 2002), but similar to those reported from the SE Ore Mountains, where median concentrations of SO_4^{2-} and NO_3^- declined by 19% and 53% within 12 years (Vesely et al. 2002). The proportionally lower decline of the SO_4^{2-} concentration in the stream water compared to the 99% decrease of regional sulfur emissions is attributed to the release of S previously stored in the soils. The trend of diminishing stream water nitrate is remarkable because the total inorganic N deposition did not change much between 1993 and 2004 (Oulehle et al. 2005). A possible explanation is higher N-uptake by reforestation and recovering forest vegetation.

About 90% of the sites showed falling trends of conductivity, EC ($3 \pm 2 \mu\text{S cm}^{-1} \text{a}^{-1}$) and dissolved Al ($3 \pm 2 \mu\text{mol L}^{-1} \text{a}^{-1}$). The declining EC reflects the overall decreasing sum of ions (especially H^+) in solution. The dissolved Mn diminished in 41% of the study waters. The concentrations of Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Cl^- , Mn, Fe, DOC, and UV-light absorption (estimate of humic substances) and ACI showed no significant trends in 59-76% of the study waters. The alkalinity increased in nearly half of the study waters by 250% on average, which was partly due to elevated HCO_3^- concentration. Surprisingly, the dissolved Fe rose in 28% of the waters, thereof in four reservoirs (CF, GG, MB, WD). These reservoirs also showed substantial increase of UV-light absorption, which positively correlated not only with DOC, but likewise or even better with dissolved Fe. Though the rising DOC trends were insignificant in the related tributaries, the four reservoirs probably integrated loads of colloidal Fe-humic complexes from floods which were not caught by sampling the tributaries. This may explain the significantly rising DOC trends in these reservoirs (Ulrich et al. 2006).

Effects of Forest Soil Liming on Tributaries

The forest liming was performed at the same time as the acidic S deposition decreased strongest. Hence, it is hard to differentiate between both effects and to quantify their contribution to the observed water composition trends. We compared runoff from treated and untreated watersheds with respect to trend slopes of parameters that could be affected directly or indirectly by liming. Dolomite dissolution may raise Mg^{2+} , Ca^{2+} , and alkalinity in the stream water, and enhance proton buffering by the soil ion exchange complex. Since most watersheds were not completely limed, we calculated a cumulative watershed-weighted dolomite dose, CDD, by dividing the total dolomite supply (in base equivalents, eq) until 2003 by the total (treated and untreated) drainage area (in m^2).

The CDD of the SO watershed reached $\sim 14 \text{ eq m}^{-2}$ which is nearly nine times higher than CDD of the WD watershed. However, no substantial difference in the median annual decline of H^+ and SO_4^{2-} concentrations was found, and the SO reservoir remained permanently acidified until 1998. Two of all watersheds received a very low CDD, and their tributaries served as untreated reference. The Bruggerbach tributary showed significantly declining trends of sulfate, nitrate, and Mg^{2+} concentration and a rising trend of alkalinity, but no trend of pH. This is most likely due to the comparatively low H^+ concentration and only episodic acidification, causing high variance of the data.

The Wilzsch tributary exhibited significantly rising alkalinity, and falling trends of H^+ , Al, Mg^{2+} , nitrate, and sulfate. Only the sulfate trend was insignificant due to highly variable data in the past. The magnitude of the H^+ decrease in the Wilzsch reference stream ($-5.5 \mu\text{eq L}^{-1}\text{a}^{-1}$) was even higher than in the Neugraben tributary ($-4.7 \mu\text{eq L}^{-1}\text{a}^{-1}$) which drains the watershed with the highest CDD of $\sim 24 \text{ eq m}^{-2}$. Similarly, the pH frequency distribution of the Lautenbach tributary (Fig. 2) already showed reversal from acidification before the first liming measure took place. Overall, no correlation was found between the annual H^+ concentration change in the surface waters and the CDD in the related watershed (Fig. 2a).

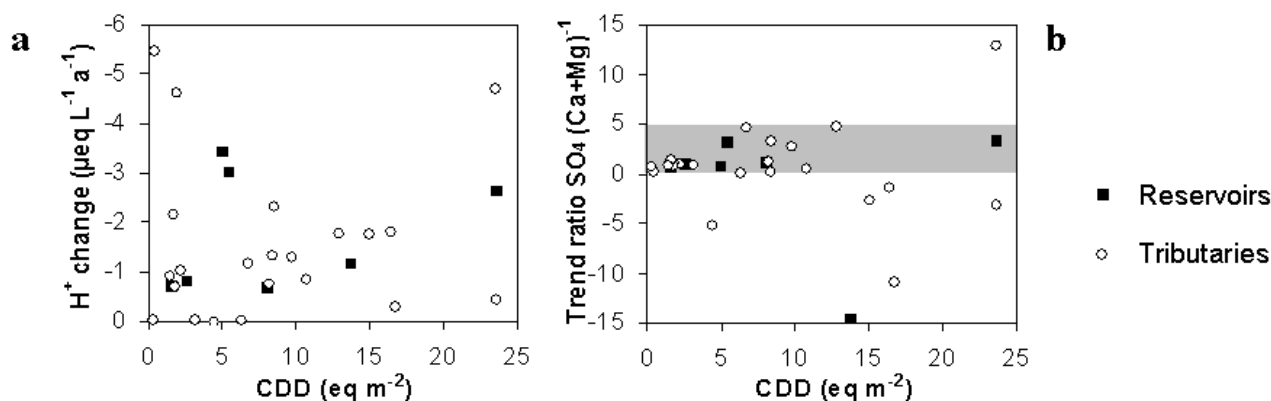


Fig. 2: Median H^+ trend (a) and $\text{SO}_4^{2-}(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})^{-1}$ trend ratio (b) as a function of CDD. Grey bar shows the range of negligible impact of forest liming on tributaries and reservoirs for $\sim 80\%$ of study sites.

Lorz et al. (2003) used the trend ratio of $\text{SO}_4^{2-}(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})^{-1}$ to compare the non-limed Lysina watershed (Hruška et al. 2002) with the Große Pyra watershed (Ore Mountains) which was extensively limed by $\sim 15.5 \text{ eq m}^{-2}$ between 1988 and 2000. Since the calculated trend ratios of 2.6 and 3.4 were similar, the authors concluded that the effects of liming should be very limited. However, the magnitude of this ratio may depend on the local soil composition. Since we calculated $\text{SO}_4^{2-}(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})^{-1}$ trend ratios of 0.3 and 0.8 for the above mentioned reference tributaries, we suggest that values in the order of 0 to 5 may represent waters that are negligibly affected by forest liming. About 80% of the study waters are within this range (Fig. 2b). Outlying waters show rising trends of water hardness (Mg^{2+} and/or Ca^{2+} concentration); and except one tributary, the related watersheds received a CDD $> 13.5 \text{ eq m}^{-2}$ (7 t ha^{-1}). Though these water composition trends are weak, our data suggest that surface water chemistry profited from soil liming if it was repeatedly applied.

Even the most recent acid deposition of $175 \text{ meq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (derived from sulfur and total inorganic nitrogen throughfall in 2004 for a spruce stand on the central plateau of the Ore Mountains; Oulehle et al. 2005) is still higher than the natural buffering capacity provided by bedrock weathering which amounts to $43\text{-}66 \text{ meq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Raben et al. 2000). Assuming annual rates of dolomite dissolution according to Hindar et al. (2003), the critical loads are still exceeded in all the reservoir watersheds except one even when they were limed several times.

Conclusions

Acidified reservoir ecosystems and their tributaries in SE Germany showed substantial reversal of their water composition within the past decade. This trend is mainly due to the 99% reduction of regional SO_2 emissions from formerly very high levels, and subsequently declining deposition of protons and sulfate. Significantly falling trends of nitrate in the surface waters despite nearly unchanged N deposition suggest substantial N uptake by vegetation. Forest liming did not favor nitrate

leaching from soils, but seemed to increase runoff hardness (and pH) in watersheds which have been repeatedly treated with dolomite (cumulative dose >7 t/ha). This holds for almost 20% of the study surface waters. Rising pH trends are coupled with substantially falling trends of dissolved Al concentration. The absence of toxic Al ions provides a basis for recovery of aquatic organisms like fish. However, ongoing episodic acidification and highly imbalanced food-web structures still delay the desired biological recovery of the reservoirs and tributaries (Meybohm & Ulrich 2007).

Acknowledgements

We thank the authorities, Dam Administration of Saxony State (LTV), Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, and forestry offices for providing useful data and background information.

References

- Alewell, C., Manderscheid, B., Meesenburg, H., Bittersohl, J. (2000): Is acidification still an ecological threat? *Nature* 407: 856-857.
- Alewell, C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Evans, C.D., Meesenburg, H., Moritz, K., Prechtel, A. (2001): Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3): 367-378.
- Armbruster, M., Abiy, M., Feger, K.-H. (2003): The biogeochemistry of two forested catchments in the Black Forest and the eastern Ore Mountains (Germany). *Biogeochemistry* 65: 341-368.
- Henriksen, A. (1982): Alkalinity and acid precipitation research. *Vatten* 38: 83-85.
- Hindar, A., Wright, R.F., Nilsen, P., Larsson, T., Hogberget, R. (2003): Effects on stream water chemistry and forest vitality after whole-catchment application of dolomite to a forest ecosystem in southern Norway. *Forest Ecology and Management* 180: 509-525.
- Hirsch, R.M., Slack, J.R., Smith, R.A. (1982): Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research* 18: 107-121.
- Hruška, J., Moldan, F., Krám, P. (2002): Recovery from acidification in central Europe – observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. *Environ. Pollut.* 120: 261-274.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Stuchlík, E., Fott, J., Veselý, J. (1998): Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emissions in Central Europe. *Limnol. Oceanogr.* 43: 357.
- Kopáček, J., Stuchlík, E., Veselý, J., Schaumburg, J., Anderson, I., Fott, J., Hejzlar, J., Vrba, J. (2002): Hysteresis in reversal of Central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water Air Soil Pollut: Focus* 2, 91-114.
- LAF (2000): Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten (LAF Graupa) 21/2000: 58 pp.
- Leube, F. (2005): 14 Jahre Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen – ökologischer Segen oder Fass ohne Boden? Vortrag zum 3. Tag des Landesforstpräsidiums am 17.03.05. http://www.forsten.sachsen.de/de/wu/organisation/obere_behoerden/landesforstpraesidium/graupa/index.html (Archiv, Vorträge).
- Libiseller, C. (2002): MULTMK/PARTMK, a program for the computation of Multivariate and Partial Mann-Kendall Test. URL: <http://www.mai.liu.se/~cllib/welcome/PMKtest.html>
- Lorz, C., Hruška, J., Krám, P. (2003): Modeling and monitoring of long-term acidification in an upland catchment of the Western Ore Mountains, SE Germany. *Science Total Environ.* 310: 153-161.
- Meybohm, A., Ulrich, K.-U. (2007): Response of drinking-water ecosystems to decreased acidic atmospheric deposition in SE Germany: Signs of biological recovery. *Water Air Soil Pollut: Focus* (online).
- Oulehle, F., Hruška, J., Hofmeister, J. (2005): Effects of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at Načetín, Ore Mts., Czech Republic; in: Hůnová, I. (Ed.), *ACID RAIN 2005*, 7th International Conference on Acid Deposition, Prague, Czech Republic, p. 276.
- Raben, G., Andreae, H., Meyer-Heisig, M. (2000): Long-term acid load and its consequences in forest ecosystems of Saxony (Germany). *Water Air Soil Pollut* 122: 93-103.
- Sen, P.K. (1968): Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *J. Am. Statist. Assoc.* 63: 1379-1389.
- SMUL (2002): Grundsatzplan Öffentliche Wasserversorgung Freistaat Sachsen 2002. http://www.smul.sachsen.de/de/wu/umwelt/wasser/index_646.html
- Ulrich, K.-U., Meybohm, A., Paul, L. (2006): Response of drinking-water ecosystems to decreased acidic atmospheric deposition in SE Germany: Trends of chemical reversal. *Environ. Pollut.* 141: 42-53.

Auswirkungen eines naturnahen Rückbaus auf Habitate, Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) Erste Ergebnisse

Andrea van den Boom¹ & Wilfried Scharf²

Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal

¹ vdb@wupperverband.de ² scha@wupperverband.de

Keywords: Rückbau, Makrozoobenthos, Fische, Gewässerstrukturgüte, Habitate

Einleitung

Defizite in der Gewässerstruktur sind ein Hauptproblem unserer Fließgewässer mit Blick auf die Umsetzung eines „guten Zustands“. Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an technisch ausgebauten Fließgewässern auf die Gewässerbiozönose liegen nur wenige intensive Langzeituntersuchungen vor (LUCKER 2000, DICKHAUT 2005). Die Reaktionen von Makrozoobenthos und Fischfauna sowie ihrer Habitate nach Rückbau eines drei Kilometer langen Abschnittes der Dhünn, eines Mittelgebirgsflusses in Nordrhein-Westfalen, wird durch langfristige Begleituntersuchungen dokumentiert. Dieser Beitrag stellt die Ergebnisse der ersten drei Jahre dar.

Material und Methoden

Gewässer/Untersuchungsgebiet

Die Dhünn ist mit 40 km Lauflänge der größte Nebenfluss der Wupper. Im Oberlauf wird sie zur Große Dhünn – Talsperre aufgestaut. Der naturnah rückgebaute Streckenabschnitt verläuft in der Rheinterrasse durch den Ballungsraum von Leverkusen und ist in der Vergangenheit durch Eindeichung, Laufverlegung, Uferbefestigung, Begradigung, Einbau von Sohlschwellen strukturell stark verändert worden. Die Dhünn gehört hier dem

- Gewässertyp 9 - Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (MUNLV 2005)
- Übergang von der Äschen- zur Barbenregion (StUA-Bestandserfassung) an.

Durchführung der Rückbau-Maßnahmen

Die Rückbaumaßnahmen wurden von Juli bis Oktober 2003 von Flusskilometer 0,0 bis 3,0 durchgeführt. Sie umfassten die Entfernung der Uferbefestigungen und Sohlschwellen und die Schaffung von Initialstrukturen in Form von Gewässer-Aufweitungen, Uferabflachungen, Laufwindungen, Inseln und Bänken als aktive Initialmaßnahmen. Die weitere Entwicklung der Gewässerstruktur wird seiner Eigendynamik überlassen. Bezüglich der Entwicklung der Ufervegetation wird auf die Sukzession gesetzt, wobei im Rahmen eines Pflegeprogrammes das Massenaufkommen von Neophyten durch Schafbeweidung kontrolliert wird. Die Lage in einem dicht besiedelten Raum erforderte eine Berücksichtigung von siedlungstechnischen Einrichtungen wie Verkehrsstrassen, Versorgungsleitungen etc., an denen punktuell der Gewässerausbau erhalten blieb.

Untersuchungsmethoden

Gewässerstrukturgütekartierungen: nach LUA (1998) in den Jahren 1999 und 2006

Kartierung von Substraten und Querprofilen: Substratverteilung entlang von 11 Transekten auf 20 (2003) bzw. 40 m (2006) langen Abschnitten an jeweils 2 Probestellen (M1, M2), Vermessung von typischen Querprofilen

Makrozoobenthos: „multi-habitat sampling“ – Methode (AQEM 2002, Meier et al 2006) ein Mal jährlich im Frühjahr an zwei Probestellen (M1, M2), Auswertung mit ASTERICS/PERLODES 3.01 (2006)

Fische: Elektrofischung zwei Mal jährlich im Frühjahr und Herbst an fünf jeweils 100 m langen Probe-Abschnitten mittels zweier Elektrofischfanggeräte vom Typ DEKA 3000

Ergebnisse

Gewässerstrukturgüte

Die Bewertung der Gewässersohle verbesserte sich durch die Maßnahme bis zum Jahr 2006 von Güteklasse 6 auf 4 und die Bewertung des Ufers von 6 auf 5 (Mittelwerte der 30 100m-Abschnitte). Das Umfeld verschlechterte sich von 3 auf 5, was im Wesentlichen der Schafbeweidung als Pflegemaßnahme zuzuschreiben ist.

Habitate/Querprofile

Die Kartierung zeigt eine deutlich Zunahme der Tiefen- und Breitenvarianz. Die höhere Strömungsdiversität führt zu einer stärkeren Sortierung der Substrate. Dominierendes Substrat ist Mikrolithal. Daneben finden sich höhere Anteile von Mesolithal. Totholz ist nach wie vor nur untergeordnet in dem Gewässerabschnitt vorhanden.

Makrozoobenthos

Nach einer Verzögerungszeit von einem Jahr ist ein deutlicher Anstieg der Individuendichten feststellbar (Abb. 1). Nach einer Verzögerungszeit von zwei Jahren ist 2006 erstmalig eine Zunahme der Taxa-Anzahl feststellbar. Die ökologische Zustandsklasse ist durch die Rückbaumaßnahmen und die nachfolgende Eigendynamik bis zum Jahr 2006 unverändert „mäßig“ (Tab. 1). Verantwortlich für diese Einstufung ist das Modul „Allgemeine Degradation“.

Fische

Nach einer Verzögerungszeit von einem Jahr ist ein deutlicher Anstieg der Individuendichten feststellbar (Abb. 2). Artenanzahl und Artenspektrum (Tab. 2) sind nach wie vor gewässertypisch (MUNLV 2005). Die Dominanzstruktur weicht von der zugrunde liegenden Gewässerzonierung der Äschen/Barbenübergangsregion ab. Barben und Äschen sind nach wie vor deutlich unterrepräsentiert. Bestandsbildend sind vor allem Groppen, Schmerlen, Elritzen und Neunaugen-Querder.

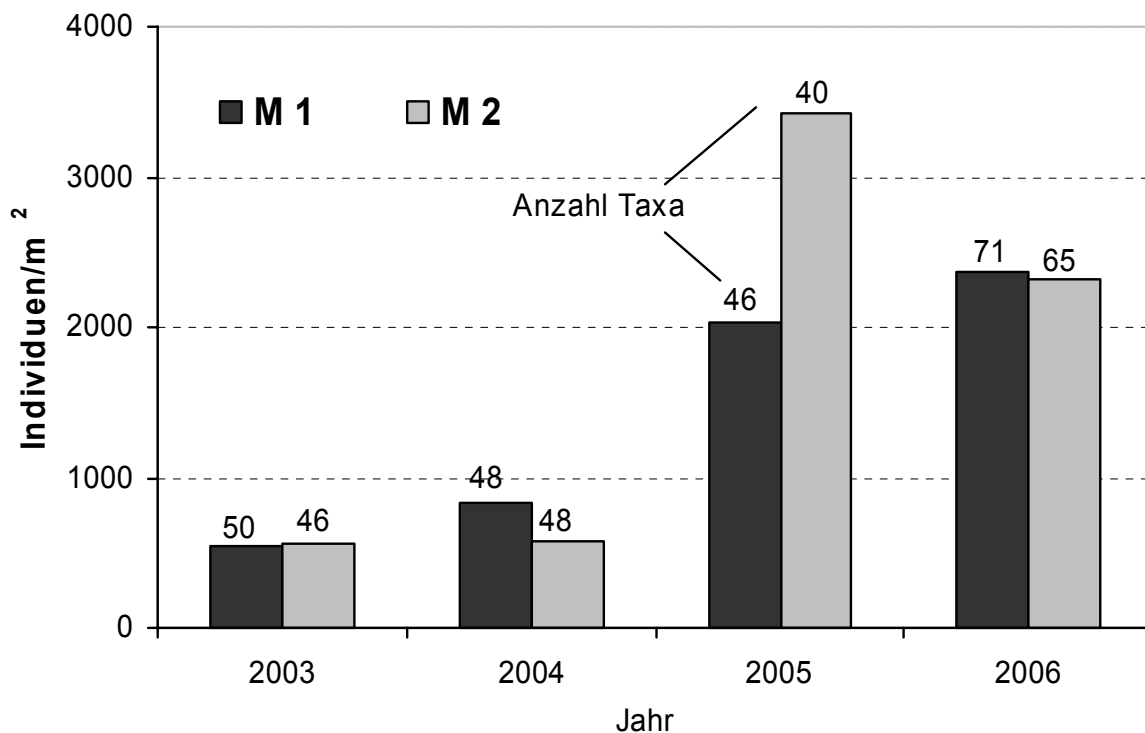


Abb. 1: Entwicklung der Individuendichten und Taxazahlen des Makrozoobenthos an den Probestellen M1 und M2 von 2003 bis 2006. 2003: vor der Rückbaumaßnahme, 2004-2006: nach der Rückbaumaßnahme.

Tab. 1: Darstellung der PERLODES – Bewertungsergebnisse für die Einzelmetrics, die beiden Module Allgemeine Degradation und Saprobie und die ökologische Zustandsklasse. 2003: vor der Rückbaumaßnahme, 2004-2006: nach der Rückbaumaßnahme. M1, M2: Probestellen. Dargestellt sind die Bewertungswerte für die Einzelmetrics, die Module Allgemeine Degradation und Saprobie und die Ökologische Zustandsklasse. Umrechnung in die Qualitätsklassen: 0-0,2: schlecht, >0,2-0,4: unbefriedigend, >0,4-0,6: mäßig, >0,6-0,8: gut, >0,8-1,0 sehr gut. m = mäßig, u = unbefriedigend.

| Gewässertyp 9 | 2003 | | 2004 | | 2005 | | 2006 | |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | M1 | M2 | M1 | M2 | M1 | M2 | M1 | M2 |
| ASTERICS/PERLODES Version 3.01 | | | | | | | | |
| Einzelmetrics | | | | | | | | |
| Fauna-Index Typ 9 | 0,39 | 0,54 | 0,48 | 0,35 | 0,26 | 0,69 | 0,48 | 0,47 |
| Metarhithral-Besiedler [%] (eingestufte Taxa = 100 %) | 0,49 | 0,33 | 0,61 | 0,68 | 0,54 | 0,59 | 0,49 | 0,45 |
| EPT-Taxa [%] (Häufigkeitsklassen) | 0,24 | 0,22 | 0,28 | 0,12 | 0,40 | 0,12 | 0,31 | 0,21 |
| EPTCBO-Taxa | 0,57 | 0,54 | 0,54 | 0,57 | 0,57 | 0,39 | 1,00 | 0,93 |
| Modul Allgemeine Degradation | 0,42 | 0,45 | 0,48 | 0,40 | 0,38 | 0,53 | 0,54 | 0,50 |
| Modul Saprobie [Saprobienindex] | 1,80 | 1,83 | 1,85 | 1,95 | 1,88 | 1,86 | 1,87 | 1,86 |
| Ökologische Zustandsklasse | m | m | m | m | u | m | m | m |

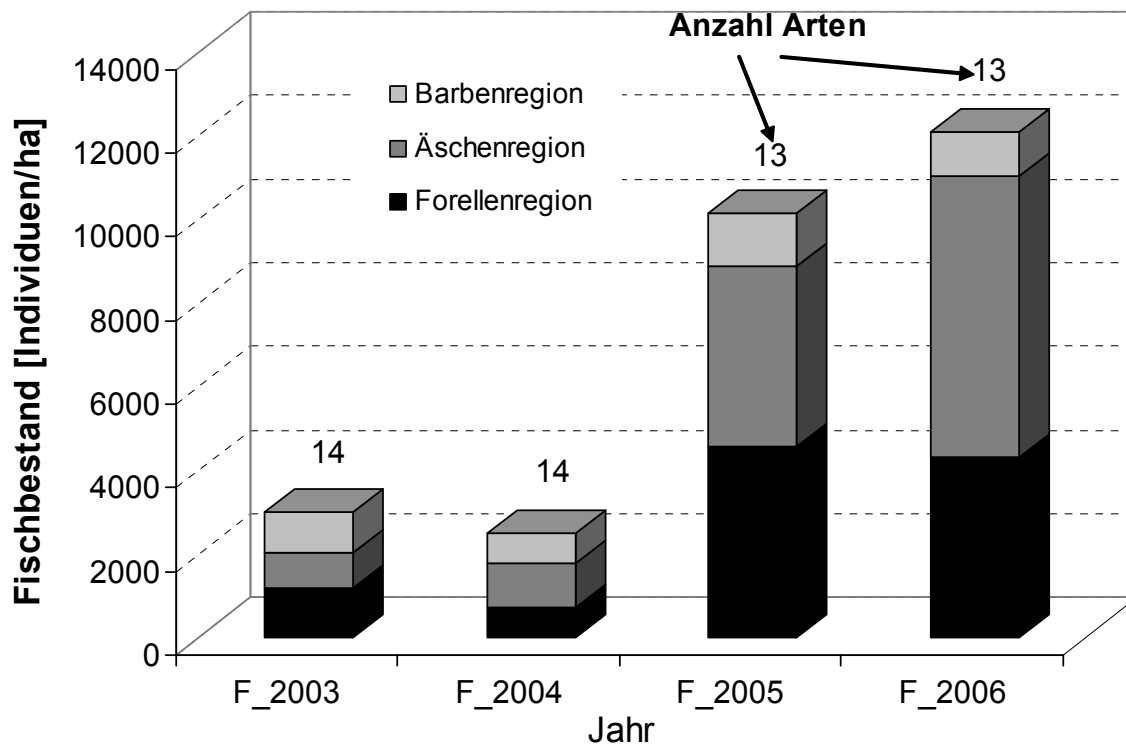


Abb. 2: Entwicklung der Individuendichten und Artenzahlen des Fischbestandes. Dargestellt sind die Ergebnisse der Frühjahrsbefischungen von 2003 bis 2006. Die Individuendichten sind Mittelwerte aus den fünf Probestellen. 2003 vor der Rückbaumaßnahme, 2004 - 2006: nach der Rückbaumaßnahme.

Tab. 2: Die Tabelle zeigt die gefundenen Fischarten aufgeteilt nach ihrer Fischregionen-Zugehörigkeit (MURL 1998, MUNLV 2001). Innerhalb der Fischregionen sind sie nach Häufigkeit sortiert. Arten mit $\geq 5\%$ des Gesamtbestandes sind fett hervorgehoben.

| | F_2003 | F_2004 | F_2005 | F_2006 |
|-----------------------|---|--|--|---|
| Forellenregion | Groppe Bachforelle | Groppe Bachforelle Bachneunauge | Groppe Bachforelle | Groppe Bachforelle |
| Äschenregion | Schmerle Neunaugen-Querder Elritze Äsche Meerforelle Döbel | Neunaugen-Querder Elritze Schmerle Lachs Döbel Meerforelle | Schmerle Elritze Neunaugen-Querder Äsche Döbel Meerforelle | Elritze Schmerle Neunaugen-Querder Lachs Döbel Meerforelle Äsche |
| Barbenregion | Aal Dreistachl. Stichling Flussbarsch Barbe Gründling Kaulbarsch | Aal Gründling Ukelei Aland Barbe | Dreistachl. Stichling Cypriniden-Brut Aal Flussbarsch | Barbe Dreistachl. Stichling Aal Flussbarsch |

Diskussion

Was hat die Maßnahme bisher bewirkt?

Als Auswirkungen der Rückbaumaßnahmen lassen sich bisher die Wiederherstellung der Durchgängigkeit, die Erhöhung der Makrozoobenthos- und Fischabundanzen auf ein gewässertypischeres Maß und nicht zuletzt die Verbesserung des Landschaftsbildes und der dadurch erhöhte Freizeitwert in einem dicht besiedelten Raum dokumentieren.

Was hat die Maßnahme - bisher – nicht bewirkt?

Trotz Erhöhung der Habitatvielfalt wurde bisher keine Veränderung der ökologischen Zustandsklasse auf Basis des Makrozoobenthos festgestellt. Die Dominanzstruktur der Fischfauna weicht weiterhin von einer gewässertypischen Dominanzstruktur ab.

Mögliche Ursachen:

Die bisher betrachtete Zeitschiene von drei Jahren ist zu kurz. Da die weitere Entwicklung des Gewässers der Eigendynamik überlassen wird, ist von einer mindestens 10-jährigen Entwicklungsphase auszugehen (LUCKER 2000).

Da die Abflusssdynamik durch die oberhalb gelegene Talsperre vergleichmäßig ist, ist die Häufigkeit bettbildender Abflüsse gegenüber dem Naturzustand reduziert und verlangsamt möglicherweise die Geschwindigkeit der eigendynamischen Entwicklung.

Die Entwicklung der zur Zeit noch sehr spärlichen Ufergehölze wird der Sukzession überlassen. Bis sie sich zu einer wirksamen Größe hinsichtlich Beschattung, Unterstand für Fische, Struktur für Imagines aquatischer Insekten, CPOM- und Totholz-Lieferant entwickelt haben muss auf einer Zeitschiene von Jahrzehnt(en) gesehen werden.

Totholz als strukturbildendes Element aber auch als Struktur für Fische und Makrozoobenthos und als Nahrungsgrundlage für Makrozoobenthos ist im System bisher nur spärlich enthalten.

Es stellt sich auch die Frage, ob die Länge der naturnah rückgebauten Strecke ausreicht, oder ob der Einfluss des gesamten Einzugsgebietes stärker prägend ist (Umfeldnutzung, durch den Talsperrenbetrieb veränderter Geschiebe- und Temperaturhaushalt).

Literatur

- ASTERICS/PERLODES (2006): Software und Software-Handbuch für die deutsche Version. www.aqem.de
- DICKHAUT (2005): Fließgewässerrenaturierung heute. Forschung zu Effizienz und Umsetzungspraxis. Abschlussbericht. www.fliessgewaesser-renaturierung.de.
- LUA (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung. Merkblatt Nr. 14. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUCKER (2000): Limnologisch-ökologische Untersuchungen in der Ise - 10 Jahre Effizienzkontrollen im E+E-Projekt „Revitalisierung in der Ise-Niederung“. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999, Weißensee Verlag, Berlin: 589-593.
- MEIER, C., P. HAASE, P. ROLAUFFS, K. SCHINDEHÜTTE, F. SCHÖLL, A. SUNDERMANN & D. HERING (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. www.fliessgewaesserbewertung.de
- MUNLV (2001): Fische unserer Bäche und Flüsse. 200 S. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- MUNLV (2005): Ergebnisbericht Wupper. Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- MURL (1998): Fische. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Kombinierte Fällmittel im Vergleich

Gerlinde Wauer, Peter Casper, Thomas Gonsiorczyk & Rainer Koschel

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, email: gerlinde@igb-berlin.de

Keywords: Seenrestaurierung, Sedimentbehandlung, Fällmittel, P-Retention

Einleitung

Der Trophiegrad eines Sees und die Prozesse an der Sediment-Wasser-Grenze stehen in engem Zusammenhang. Da P in vielen Seen der limitierende Nährstoff für die Primärproduktion ist, wird er als messbare Bezugsgröße für Nährstoffbilanzen im See herangezogen. Der P-Inhalt eines Sees hängt sowohl von P-Import und -Export als auch von den internen Prozessen der P-Bruttosedimentation (BS) und der P-Rücklösung (RL) aus den Sedimenten ab.

Die Differenz zwischen BS und RL wird als P-Nettosedimentation (NS) bezeichnet und charakterisiert die P-Retention der Sedimente. Eine Fällmittelanwendung ist nur dann sinnvoll, wenn die NS sehr gering ist. Zum Beispiel kann infolge externer Maßnahmen die BS zunächst schneller als die RL abnehmen. Dann kann die NS zeitweise sogar negativ werden, also eine Netto-Freisetzung von P auftreten. Ziel eines Fällmitteleinsatzes ist stets die Erhöhung der NS.

Anhand von zwei Großexperimenten zur Fällmittelanwendung soll im folgenden dargestellt werden, welchen Einfluss die Fällmittelzugaben auf die RL aus den Sedimenten, auf P-Bindungsformen sowie auf mikrobielle Stoffumsätze in den oberen Sedimentschichten nahmen. Mögliche Schlussfolgerungen in Bezug auf die Nachhaltigkeit eines solchen Eingriffs werden diskutiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer und Fällmittelanwendung

Ein Experiment fand in einer Enclosure-Anlage im Dagowsee, einem eutrophen dimiktischen See in Nordbrandenburg statt. Die Enclosure-Anlage befindet sich an einer Stelle mit 8 m Wassertiefe. Sie besteht aus 4 Becken á 10 m Ø, die bis zum Sediment mit Planen dicht abgegrenzt sind. Zwei Becken wurden im Jahr 2002 mit Fe-NO₃-Depotstoff (50 g NO₃-N m⁻² Sediment) behandelt, zwei dienten als Kontrolle. Der Depotstoff ist eine spezielle Suspension, die das sonst sehr schnell wasserlösliche Nitrat in einer Fe-Matrix bindet und sukzessive über einen längeren Zeitraum freisetzt. Dadurch wird die Nitrat-Verfügbarkeit an der Sedimentoberfläche verlängert (Wauer et al. 2005).

Beim zweiten Großversuch wurde der hocheutrophe dimiktische Tiefwareensee (Mecklenburg-Vorpommern) in den Jahren 2001 bis 2005 durch die hypolimnische Zugabe einer Fällmittelkombination von Al und Ca (gesamt 137 g Al und 154 g Ca je m² Sediment) restauriert (Koschel et al. 2006, Wauer 2006).

Analytische Methoden

Je Probenahme und Untersuchungspunkt wurden mit einem Sedimentstecher 2-3 Sedimentkerne gestochen, kühl und dunkel (Standortverhältnisse) ins Labor transportiert, in 2-Zentimeter-Schichten geschnitten und schichtweise homogenisiert. Je Teilprobe wurde Feuchtsediment für die Ermittlung der CH₄-Konzentration mit NaOH-Lösung (2,5 %) fixiert; ausserdem für die Messung der CH₄-Bildungsrate mit gleichem Volumen an sterilem Standortwasser aufgeschwämmt und bei Standorttemperatur inkubiert (Casper 1992). 1,5 g Feuchtsediment wurde zur Bestimmung der P-Bindungsformen eingewogen und der Rest für Porenwassergewinnung und Ermittlung des Wassergehalts und der Anteile an organischer Substanz bzw. Carbonat aufgeteilt.

Das Interstitialwasser wurde durch Zentrifugieren (5 min; 13000 g; 4 °C) des Feuchtsediments und anschließendes Filtrieren (CN-Filter, 0,45 µm) des Überstands gewonnen.

Die Konzentrationen von SRP wurden gemäß der Phosphor-Molybdänblau-Methode nach Murphy & Riley (1962) photometrisch an einem Photometer Nanocolor[®] 300 D (Macherey & Nagel, Deutschland) analysiert. Die Kalkulation der P-Diffusionsraten erfolgte analog zu Gonsiorczyk et al. (1997) anhand der SRP-Gradienten an der Sedimentoberfläche nach dem 1. Fick'schen Gesetz.

Zur Bestimmung der P-Bindungsformen in der Festsubstanz wurde ein modifiziertes Psenner-Extraktions-Verfahren (Hupfer et al. 1995) angewandt.

Die Konzentrationen von SO₄²⁻ und NH₄⁺ im Porenwasser wurden ionenchromatographisch (DX-100, Leitfähigkeitsdetektor, Dionex, USA) und die CH₄-Konzentrationen am Gaschromatographen (GC-14A, Flammenionisationsdetektor, Shimadzu, Japan) ermittelt.

Ergebnisse

Nitrat-Depotstoff im Dagowsee-Enclosure

Die SRP-Konzentrationen im Interstitial stiegen vor der Behandlung mit zunehmender Sedimenttiefe von 200 auf 2000 µg L⁻¹ (0 bis 4 cm Sedimenttiefe) an. Danach blieben die Profile in den Kontrollbecken unverändert, während die einmalige Depotstoffzugabe die SRP-Konzentrationen in den behandelten Becken auch nach einem Jahr noch auf Werte unter 100 µg L⁻¹ senkte.

Dadurch wurde die RL in den behandelten Becken nahezu vollständig unterdrückt, während sie in den Kontrollen unvermindert hoch blieb.

Ursache dafür ist die Festlegung des gelösten P im Sediment. Menge und Verteilung der P-Bindungsformen in der Festsubstanz blieben in den Kontrollen gleich. In den oberen Sedimentschichten der behandelten Becken nahm hingegen der P-Gehalt zu und zwar sowohl in der oxidisch, also permanent gebundenen P-Fraktion als auch der reduktiv lösliche an Fe gebundene P, der bei niedrigem Redoxpotenzial mobilisiert werden kann.

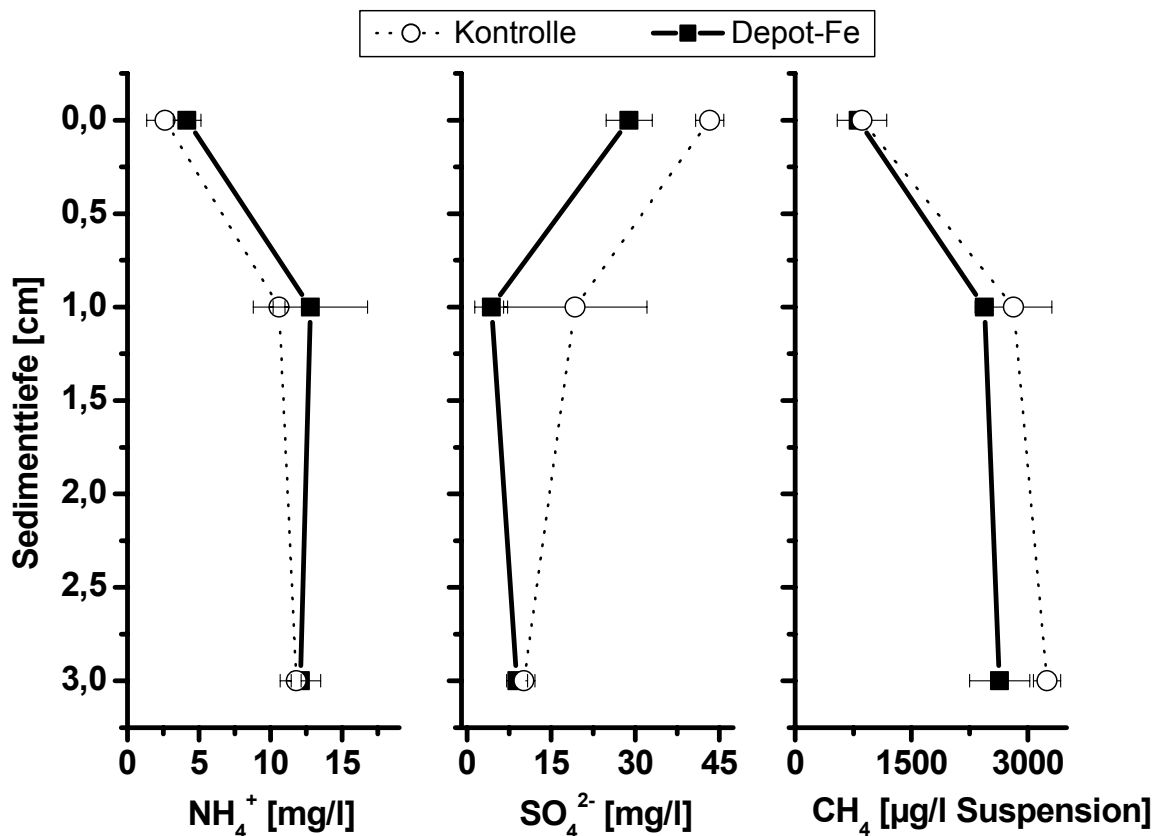


Abb. 1 Sedimentprofile von NH_4^+ , SO_4^{2-} und CH_4 an der Sedimentoberfläche (5 cm über Sediment) der Dagowsee-Enclosure-Becken am 12.08.2002 (2 Monate nach der Fällmittelzugabe).

Die Konzentrationen von NH_4^+ , SO_4^{2-} und CH_4 als Stoffwechselendprodukte bzw. Elektronenakzeptoren anaerober Mineralisationsvorgänge an der Sedimentoberfläche blieben von der Fällmittelzugabe nahezu unbeeinflusst (Abb 1).

Kombinierte Zugabe von Aluminat und Kalk im Tiefwareensee

Die SRP-Konzentrationen im Interstitial waren vor der Restaurierung (1998-2001) sehr hoch mit einem ausgeprägten Gradienten an der Sediment-Wasser-Grenze (0 cm, Abb. 2). Im Laufe der Fällmittelzugaben bildete sich eine ca. 6 cm starke P absorbierende Deckschicht aus.

Folglich wurde die RL auch hier nahezu vollständig unterdrückt. Der TP-Gehalt der Festsubstanz in den oberen Sedimentschichten wurde mehr als verdoppelt, wobei die P-Zunahme hauptsächlich in der oxidisch gebundenen P-Fraktion erfolgte.

Die Verteilungsmuster von NH_4^+ , SO_4^{2-} und CH_4 im Porenwasser unterschieden sich in den Jahren vor der Restaurierung nicht von denen während der Sedimentbehandlung (Abb. 3).

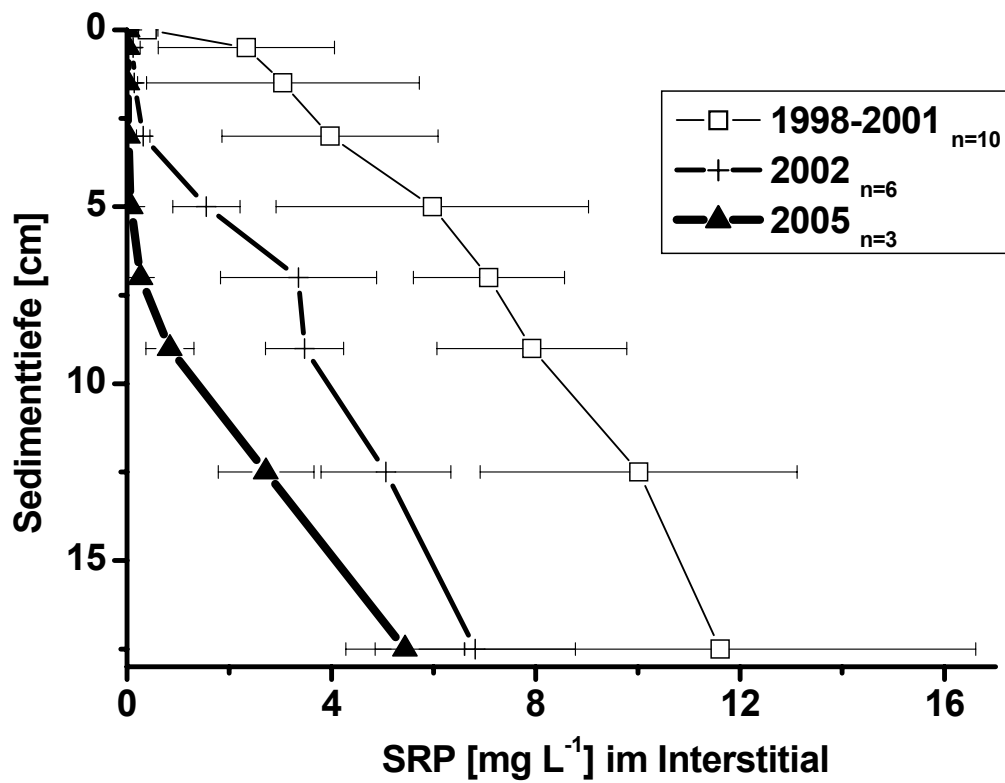


Abb. 2 Entwicklung der SRP-Konzentrationen im Interstitial des Tiefwareensees während der Restaurierung.

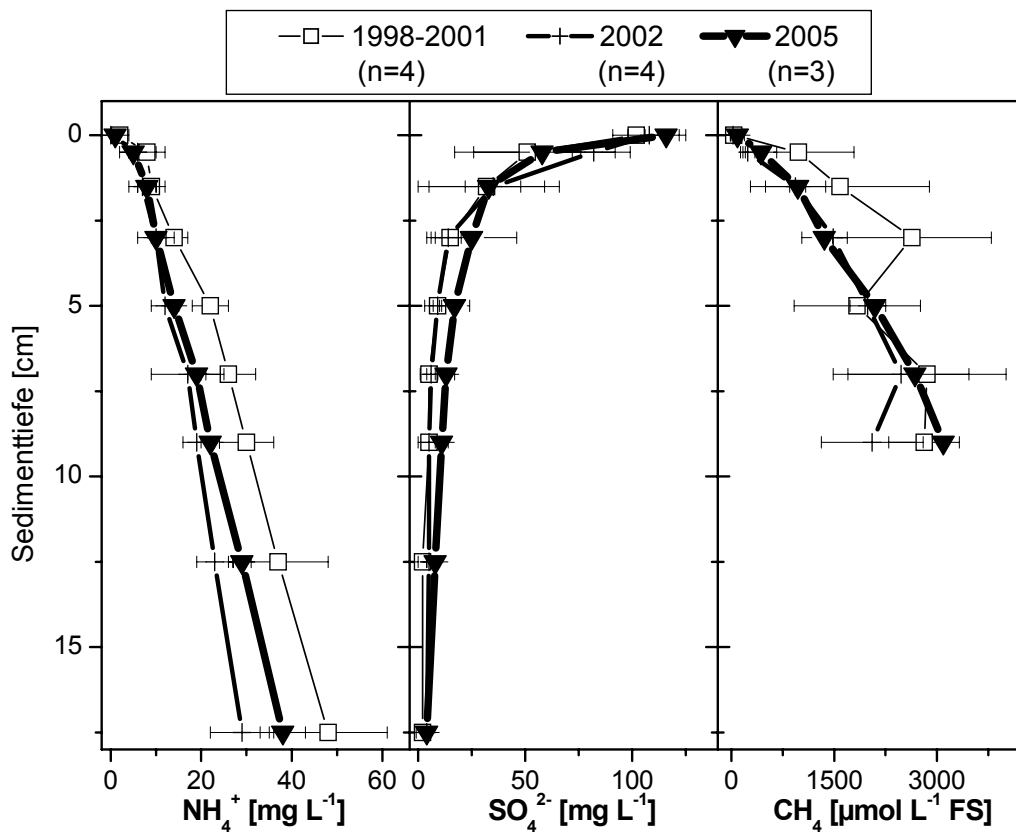


Abb. 3 Profile der Porenwasserkonzentrationen von NH₄⁺, SO₄²⁻ und CH₄ im Sediment des Tiefwareensees in ausgewählten Jahren.

Zusammenfassende Diskussion

Beide Fällmittelanwendungen führten durch die permanente Festlegung von P im Sediment zu einer starken Verminderung der RL.

Die Nitrat-Zugabe mittels eines Depotstoffes beim Enclosure-Versuch stabilisierte über einen Zeitraum von 2 Monaten ein im Vergleich zu den Kontrollen deutlich erhöhtes Redoxpotenzial an der Sediment-Wasser-Grenze. Die fast unveränderten Konzentrationsprofile des Produktes der Methanogenese (CH₄) und des Elektronenakzeptors der Desulfurikation (SO₄⁻²) vermitteln den über- raschenden Eindruck, dass die anaeroben Mineralisationsvorgänge Desulfurikation und Methanogenese offenbar nicht inhibiert wurden. Möglicherweise waren sie an der Sedimentoberfläche tatsächlich gehemmt, liefen jedoch in tieferen Sedimentschichten ab, was mit den durchgeführten Ionenanalysen nicht detektiert wurde. Es ist somit denkbar, dass durch die Fällung das Angebot an organischen Substraten so stark erhöht war, dass davon mehrere mikrobielle Redoxprozesse gleichermaßen stimuliert wurden und so die vertikale Sedimentzonierung aufgehoben wurde.

Im Unterschied zum Nitrat verändern weder Al noch Ca das Sedimentmilieu. Es war also zu erwarten, dass die anaerobe Mineralisierung unverändert abläuft, was sich in den Konzentrationsprofilen (Abb. 4) scheinbar auch bestätigt. Bedenkt man aber, dass die Altsedimente von einer 6 cm starken Neuauflage bedeckt wurden, so ist es bemerkenswert, dass die Zone der höchsten Produktivität beispielsweise bei der Sulfatreduktion konstant in 3 cm Tiefe zu finden ist. Da in der Deckschicht ein stark verändertes Substrat vorliegt, kann davon ausgegangen werden, dass auch der Prozess an sich verändert ablief.

Bakterielle Stoffumsetzungen an der Sediment-Wasser-Grenze bestimmen letztlich die Nachhaltigkeit einer Fällmittelanwendung. Die P-Retention wird nur dann erhöht, wenn die ausgefällten partikulären P-Verbindungen dauerhaft auch dem mikrobiellen Stoffwechsel entzogen werden.

Dazu sind weitergehende Nachuntersuchungen erforderlich. Neben den Stofffluxen sollten dazu möglichst auch Aktivitäten auf Prozess- und evtl. sogar Organismenebene betrachtet werden.

Danksagung

Die Arbeiten wurden durch die EU, das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und die Stadt Waren gefördert.

Literatur

- Casper (1992): Methanhaushalt in baltischen Seen unterschiedlicher Trophiestufe. *Limnologica* 22, 2: 121-128.
- Gonsiorczyk, T., Casper, P., Koschel, R. (1997): Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes. *Water Air Soil Pollut.* 99: 427-434.
- Hupfer, M., Gächter, R., Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences* 57, 4: 305-324.
- Koschel, R., Casper, P., Gonsiorczyk, T., Rossberg, R., Wauer, G. (2006): Hypolimnetic Al- and CaCO₃-treatments and aeration for restoration of a stratified eutrophic hardwater lake (Lake Tiefwareensee, Mecklenburg-Vorpommern, Germany). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29 (in press).
- Murphy, J., Riley, J. P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.
- Wauer, G., Gonsiorczyk, T., Casper, P., Koschel, R. (2005): P-immobilisation and microbial activities in lake sediments following treatment with nitrate and iron. *Limnologica* 35: 102-108.
- Wauer, G. (2006): Der Einfluss von Fällmittelkombinationen auf die P-Retention in Sedimenten geschichteter Seen. Dissertation, Humboldt-Universität Berlin (<http://edoc.hu-berlin.de/dissertationen/wauer-gerlinde-2006-10-17/PDF/wauer.pdf>).

Der Bodensee – ein Modell für erfolgreiche Gewässersanierung?

Martin Wessels, Hans Güde, Harald Hetzenauer, Reiner Kümmerlin, Henno Roßknecht, Heinz-Gerd Schröder, Hans-Bernd Stich & Thomas Wolf

Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, martin.wessels@lubw.bwl.de)

Keywords: Bodensee, Sedimente, EU-WRRL, Makrobenthos, Meiobenthos, persistent organic pollutants

Einleitung

Vor dem Hintergrund der großen Erfolge bei der Reinhaltung des Bodenseewassers wurde im Rahmen des Interreg-Projektes „Bodensee-Untersuchung-Seeboden“ (BUS) der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee untersucht: 1) welche Nährstoff- und Schadstoffpotentiale sind im Sediment vorhanden 2) können diese gegebenenfalls remobilisiert werden 3) indizieren Benthosorganismen den Rückgang der Nährstoffeinträge bzw. die vorhandene Schadstoffbelastung.

Die Probenstellen wurden so ausgewählt, dass unterschiedliche Bereiche des Sees erfasst (z.B. Ufernähe, Wassertiefe, Beeinflussung durch Flussmündungen, unterschiedliche Seeteile, Nähe zu Siedlungen), vorhandene Informationen aus älteren Arbeiten einbezogen, und möglicherweise vorhandene Gradienten verfolgt werden konnten (z.B. entlang von Zuflüssen, vom Nordufer zum Südufer).

Material und Methoden

Zwischen Januar und März 2004 wurden an insgesamt 48 Stationen im Bodensee mit einem selbst konstruierten Probenahmegerät bis zu 12 Sedimentkerne je Station entnommen (Abb. 1). Für die umfangreiche chemische Analytik wurde je Station aus einem Kern das Tiefenintervall 0-1 cm entnommen und gefriergetrocknet. Fünf Teilmengen zwischen 1 g und 50 g der getrockneten Proben wurden an externe Labore verschickt oder im eigenen Labor untersucht. Von jeweils drei Parallelkernen bestimmten wir zur Beschreibung der Lithologie Korngrößen, Mineralbestand, die Kohlenstoff- und Schwefelgehalte sowie das Mikrobenthos; jeweils fünf Parallelproben wurden für die Bestimmung der Meio- und Makrofauna verwendet. Ergänzt wurden die Proben im Jahr 2005 durch Analysen an gut datierten Sedimentkernen, um einen Hinweis auf die zeitliche Entwicklung der chemischen Schadstoffe zu erhalten. Mit einer zeitlich hoch auflösenden Beprobung mit Sedimentfallen (ca. 14 tägig) und Sedimentoberflächen (4 wöchentlich) wurde die intraannuelle Variabilität der biologischen und sedimentologischen Parameter getestet. Diese Untersuchungen wurden an Stellen mit sehr hohem und sehr geringem allochthonen Materialeintrag durchgeführt.

Sämtliche Stoffgruppen, Analyseverfahren, beteiligte Labore und die verwendeten Methoden sind in Tabelle 1 genannt, an anderem Ort ausführlicher beschrieben (Güde 2007; ISF 2006; IGKB 2007; Kümmerlin & Stich 2007; Stich 2007) bzw. bei den Autoren erhältlich. Die Daten sind für Interessierte verfügbar und können nach Absprache gemeinschaftlich genutzt werden.

| Stoffgruppe, Organismengruppe bzw. Untersuchungsobjekt | Beispiel | Anzahl der bestimmten Parameter | Methode / Instrument |
|---|--------------------------|--|---|
| Wassergehalt | Wassergehalt | 1 | Gefrierdrying |
| Elementanalysen | Corg. | 7 | IR-Spektrometrie |
| Mineralbestand | Quarz | 24 | Röntgendiffraktometrie |
| Korngrößen | Sandgehalt | 28 | Laserdiffraktometrie |
| Cs-Datierung | ¹³⁷ Cs | 1 | Radiometrie |
| Strömungen | Geschwindigkeit | 2 | Analoger Strömungsmesser |
| Wassertemperaturen | Temperatur | 8 | Thermistorkette |
| Sauerstoff | Sauerstoffsättigung | 3 | SeaCat-Sonde |
| Metalle und Nichtmetalle | Chrom | 27 | ICP/MS, OES |
| Chlorierte Verbindungen | DDT | 29 | GC/ECD |
| Duftstoffe | Dihydrojasmonsäure | 3 | GC/MS |
| Halogenbenzole | Hexabrombenzol | 17 | GC/MS |
| Halogenphenole | 2,4,6-Tribromphenol | 16 | GC/MS |
| Organozinn-Verbindungen | Tributylzinn | 7 | GC/MS-MS |
| Pharmazeutika | Metoprolol | 33 | HPLC/MS-MS |
| Phenolische Desinfektionsmittel | Triclosan | 4 | GC/MS |
| Phenolische Xenoestrogene | Bisphenol A | 12 | GC/MS |
| Phthalate | DEHP | 5 | GC/MS |
| Polybromierte Diphenylether (PBDE) | BDE-47 | 11 | GC/MS |
| Polychlorierte Biphenyle (PCB) | PCB-138 | 6 | GC/ECD |
| Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane* (PCDD/F) | 1,3,7,8-TCDD | 17 | HRGC/HRMS |
| Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) | Benzo(a)pyren | 15 | HPLC/Fluoreszenz |
| Sonstige Polymerkomponenten | Terephthalsäure | 4 | GC/MS |
| Trialkylphosphate | Tri-n-butylphosphat | 7 | GC/MS |
| Algen | Cyclotella bodanica | Ca. 150 | Lugolfixierung, mikroskop. Auswertung |
| Pigmente | Cantaxanthin | 47 | Extraktion mit Aceton/Wasser, HPLC analyse |
| Mikrobenthos (ATP, Bakterien (DAPI), Gesamtkeimzahl, EC, IE, Schwefelbakterien, Protozoen) | Intestinale Enterokokken | 7 | Heißwasserextr., luminometr. Best. (ATP), Formolfixierung und DAPI – färbung (Fluoresz.), Ausplattieren auf Selektivagar (EC, IE, GKZ), Lebendzählung (Protozoen) |
| Meiobenthos Nematoden (150 Arten), Rotatorien, Tardigraden, Harpacticoiden, Copepoden, Gastrotrichen, Ehippien, 5 weitere Gruppen | Gastrotrichen | Ca 200 | Formolfixierung, Extraktion mit Ludox, Aussiebung der Fraktion < 500 > 40 µm, mikroskopische Auswertung |
| Makrobenthos Oligochaeten (15 Arten), Chironomiden.(36 Arten) Turbellarien, Pisidien | Turbellarien | Ca 60 | Aussieben auf 250 µm Sieb, Zähl. der Individuen, Fixierung in Alkohol, mikroskopische Auswertung (Artanalysen) |

Tab. 1: Untersuchte Stoff- und Organismengruppen im BUS-Projekt.

Ergebnisse

Geringfügige Anreicherungen von organischen und anorganischen Schadstoffe in den Sedimentoberflächen sind auf lokale Verschmutzungen und nicht einen großräumigen Eintrag zurückzuführen. Die Konzentrationen von Schwermetallen in der Friedrichshafener Bucht liegen heute in der Größenordnung des geogenen Hintergrundes (Abb. 1) und bestätigen das weitere Zurückgehen einer maximalen Verschmutzung in den frühen 1960 Jahren (Wessels et al. 1995).

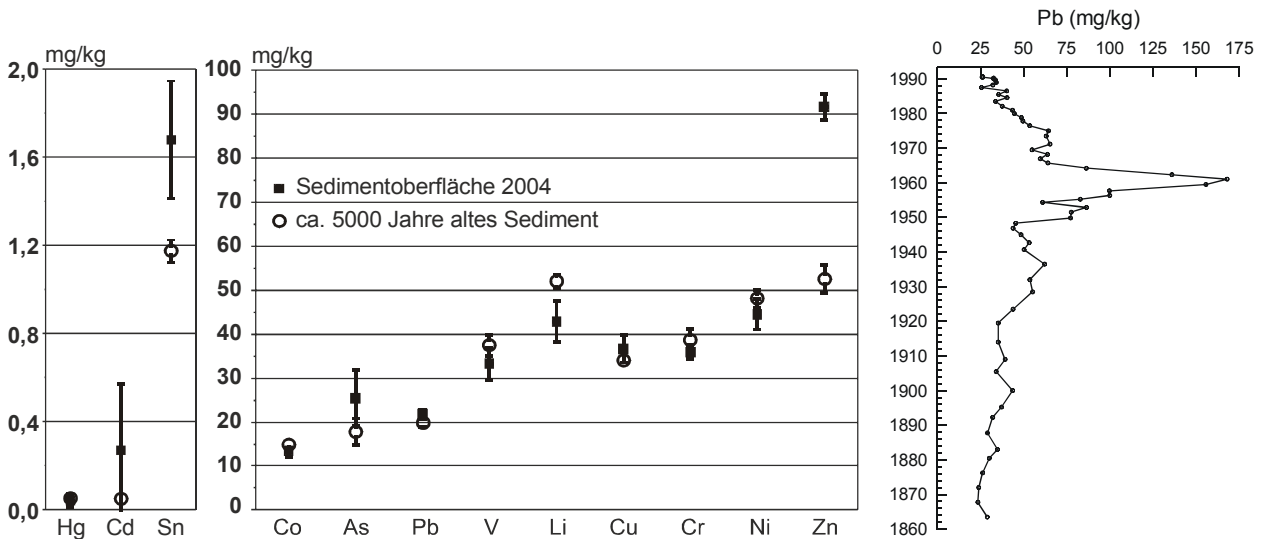
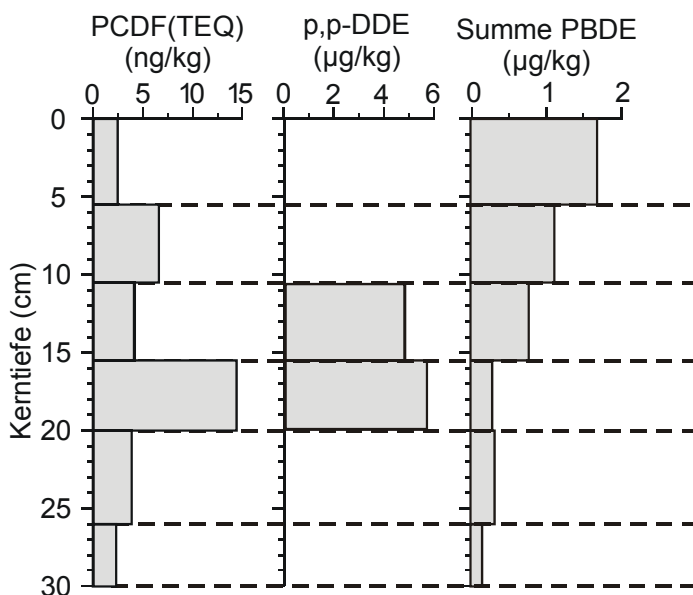


Abb. 1: Schwermetalle in Oberflächenproben der Friedrichshafener Bucht liegen in der Größenordnung des geogenen Hintergrundes wie der Vergleich mit ca. 5000 Jahre alten Sedimenten zeigte (Wessels 1995) und zeigen einen deutlichen Rückgang gegenüber eine Maximalbelastung in den frühen 1960er Jahren (Wessels et al. 1995).

Die meisten organischen Schadstoffe und Metalle haben ihr Konzentrationsmaximum in den 1960er – 80er Jahren. Als Beispiel hierfür sind die nur geringfügig über der Nachweisgrenze liegenden Stoffe bzw. Stoffgruppen PCDF und DDE gezeigt. PCDF sind „Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane, ausgedrückt in Toxischen Äquivalenten (TEQ), DDE bezeichnet ein Abbauprodukt des früher verwendeten DDT. Von allen untersuchten Substanzen weisen lediglich die bromierten Diphenylether zunehmende Konzentrationen in jüngeren Sedimentschichten auf, liegen aber noch



im Spurenbereich (Abb. 2). Diese Stoffgruppe wird vorwiegend als Flammenschutzmittel eingesetzt, und lagert sich bei marinen Säugern in Fettgeweben ein, in einer schwedischen Studie wurden PBDE zudem in der Muttermilch nachgewiesen (Symons et al. 2004; Norén & Meirontyé 1998).

Abb. 2: Dioxine und Furane (PCDF) sowie das DDT-Abbauprodukt DDE weisen wie die meisten anderen organischen Schadstoffe maximale Konzentrationen in den 1960er-70er Jahren auf. Nur bei den polybromierten Diphenylethern (PBDE) ist eine kontinuierliche Zunahme bis in die heutige Zeit zu beobachten.

Ein Vergleich der Oligochaeten mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen zeigt eine mäßige Abundanzabnahme, wohingegen die räumlichen Verteilungsmuster und die Artzusammensetzung fast unverändert im Vergleich zur hocheutrophen Phase blieben. Für die anderen Benthosorganismen – mit je nach Gruppe sehr unterschiedlichen räumlichen Verteilungsmustern – fehlen zwar entsprechende Vergleichsuntersuchungen, sie entsprechen jedoch zumindest am Obersee in Menge und Zusammensetzung dem oligotrophen „Tanytarsus-Seetyp“ nach Thienemann.

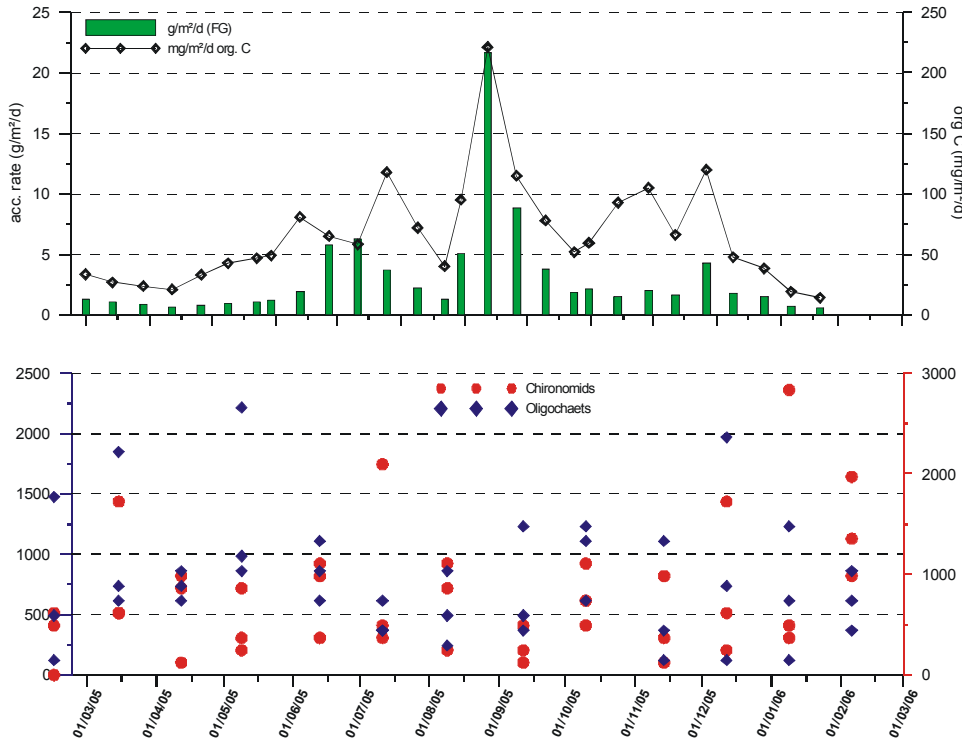


Abb. 3: Chironomiden (rechte Achse) und Oligochaeten (linke Achse) haben sehr unterschiedliche Abundanz in den Parallelproben und reagieren nicht auf das Nahrungsangebot (Sedimentation von organischem Kohlenstoff).

Die Zeitserien von Sedimentfallen und Makro- Meiobenthosuntersuchungen zeigten keine signifikante Reaktion der benthischen Lebensgemeinschaften auf kurzfristige Änderungen des sedimentierenden Nahrungsangebots (Abb. 3). Sehr viel wichtiger für sämtliche Stoffumsetzungsprozesse mit direkter oder indirekter Beteiligung der Benthosorganismen scheint die langfristige Zufuhr von allochthonem (organischem) Material zu sein.

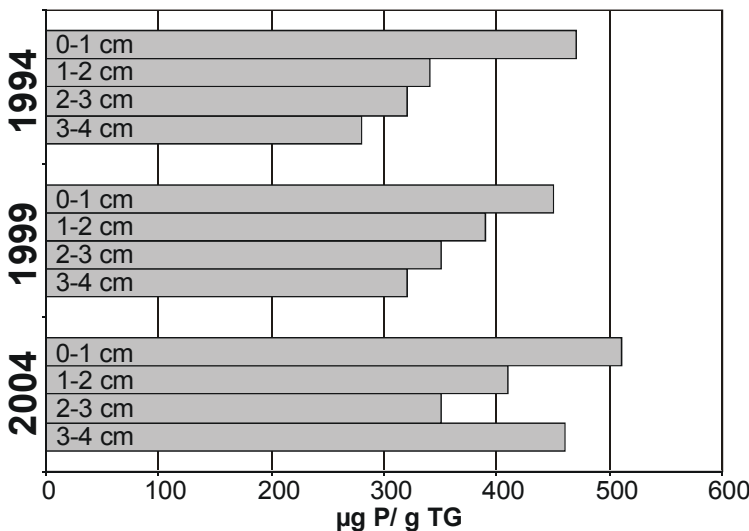


Abb. 4: Gradienten der BD-(Eisen gebundenen) Phosphorfraktion (Psenner 1984) im Bodensee. Aus dem Sediment wird weniger Phosphor rückgelöst, wodurch das gesamte Inventar zunimmt.

Schlussfolgerungen

Von organischen und anorganischen Schadstoffen in den Sedimenten geht derzeit weder im Untersee noch im Obersee eine akute Gefährdung des Wasserkörpers aus. Lediglich die als Flamm- schutzmittel eingesetzten polybromierten Diphenyläther zeigen eine Zunahme in den jüngeren Sedimenten.

Eine nennenswerte Freisetzung von Nährstoffen aus den Sedimenten des Obersees ist – trotz hoher P-Inventare (Abb. 4) - derzeit wegen der durch Re-Oligotrophierung nachhaltigen Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser nicht zu befürchten. Im eutropheren Untersee hingegen bleibt wegen der dort immer noch hohen Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser ein beträchtlicher Teil des Nährstoffinventars für Rücklösungsprozesse auf nicht absehbare Zeit verfügbar.

Die allochthone Beeinflussung ist der dominierende Prozess für die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften. Aus Untersuchungen des Makrozoobenthos lässt sich demnach kein Hinweis auf die Trophie dieses Gewässers ableiten. Die Bedeutung des Qualitätselementes Makrozoobenthos zur Seenbewertung im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie sollte daher überdacht werden.

Insgesamt lässt sich aus den Sedimenten sehr eindrucksvoll ein Erfolg der Bemühungen zur Gewässerreinigung am Bodensee ableiten. Eine fortwährende Beobachtung bleibt allerdings notwendig um neue Stoffe (z.B. PDBE) in ihrer Entwicklung zu beobachten.

Danksagung

Das Projekt Bodensee-Untersuchung-Seeboden (BUS) wurde aus dem Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung (INTERREG III A) gefördert. Allen Mitarbeitern am Institut für Seenforschung sei für Ihren großen Einsatz im BUS-Projekt gedankt.

Literatur

- Güde, H., Fuentes, N., Wessels, M., Traunspurger, W. (2007): Einfluss allochthoner und autochthoner Sedimentation auf benthische Lebensgemeinschaften des Bodensees DGL 2006, Dieser Band.
- ISF (2006): Bodensee-Untersuchung-Seeboden – Abschlußbericht für die Projektträger Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee und INTERREG IIIA Alpenrhein – Bodensee – Hochrhein: 1-149.
- ISF (2007, in Vorbereitung): Bodensee-Untersuchung-Seeboden. - Ber. Int. Gewässerschutzkommission Bodensee, 58.
- Kümmerlin, R., Stich, H.-B. (2007): Algen aus Phytoplankton und Phytobenthos im Bodensee-Sediment. DGL 2006, Dieser Band.
- Norén, K., Meirontye, D. (1998): Contaminants in Swedish human milk. Decreasing levels of organochlorine and increasing levels of organobromine compounds. *Organohalogene Compounds* 38, 1-4.
- Psenner, R., Puczsok, R., Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. - *Arch. Hydrobiol.* 70: 111 - 155.
- Stich, H.B. (2007): Pigmente in Oberflächensedimenten des Bodensees. DGL 2006, Dieser Band.
- Symons, R., Burniston, D., Piro, N., Yates, A. (2004): A Study of the Presence of Brominated Flame Retardants in Australian Fauna. *Organohalogen Compounds* 66, 3959-3956.
- Wessels, M., Lenhard, A., Giovanoli, F., Bollhöfer, A. (1995): High resolution time series of lead and zinc in sediments of Lake Constance. - *Aquatic Sciences* 57: 291-304.
- Wessels, M. (1995): Bodensee-Sedimente als Abbild von Umweltänderungen im Spät- und Postglazial. *Göttinger Arb. Geol. Paläont.* 66, 1-105.
- Wessels, M., Hetzenauer, H., Rosknecht, H. (2006, im Druck): Schadstoffe in den Sedimenten des Bodensees. *Bull. Bodenkundl. Ges. Schweiz*, 29.

- BARSCHE, A., GLASER, F. F., MEISEL, J., BOCK, R. & ST. RUNGE: Gewässerstrukturkartierung mittelgroßer und kleiner Fließgewässer im Land Brandenburg – Praktische Umsetzung und Ergebnisse
- CHRISTEN, TH., RÜCKER, J. & B. NIXDORF: Zur Repräsentativität von Probenahmen und Bewertung in morphologisch komplexen Gewässern – Fallbeispiel Scharmützelsee
- FOCKE, R. & E. KIEL: Ostfriesische Tiefs: limnische und brackige Systeme
- GLOEDE, F. & U. KARLOWSKI: Wer indiziert was? Makrophyten als Bioindikatoren in kleinen Stillgewässern im norddeutschen Tiefland
- GUNKEL, G., BEULKER, C., GRUPPE, B. & F. VITERI: Der Vulkansee Laguna Cuicocha, Ecuador: Limnologische Bewertung und Risikoanalyse
- GUTFLEISCH, M. & M. MARTEN: Bewertung der Veränderungen der Wasserpflanzenflora der Alb im Verlauf der letzten 3 Jahrzehnte nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie
- HAMM, A.: Fluss- und Seenlandschaften – vor ca. 200 Jahren und heute
- HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U. & B. NIXDORF: Seenbewertung mit Phytoplankton nach EG Wasserrahmenrichtlinie - Voraussetzungen und Erfahrungen.
- KINST, V., KASCHEK, N. & E. I. MEYER: Auswirkungen einer extensiv genutzten Angelteichanlage auf die Hydrologie, Chemismus und benthische Besiedlung des sie speisenden Bachlaufs: Fallbeispiel Welter Bach, Kreis Coesfeld (NRW)
- KROKER, J. & J. WOLF: Einführung der Phylib-Methode in Sachsen – Methodenkritik und Regionalisierung
- KUSBER, W.-H. & R. JAHN: Harmonisierung von Algen-Taxalisten für die Umsetzung der EU-WRRL aus Sicht von Taxonomie und Daten-Management
- MARTEN, M.: 10 Jahre Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg – Ergebnisse biologischer Langzeituntersuchungen in Fließgewässern
- PAUL, M. & A. DOEGE: Bewertung des Phytoplanktons in sächsischen Fließgewässern nach den Anforderungen der EU-WRRL
- POHL, K., ALTENBURGER, R. & A. KÜSTER: Entwicklung und Etablierung eines Kurzzeit-Biotestsystems für aquatische Makrophyten
- SUNDERMANN, A. & P. HAASE: Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen – Datenauswertung und Interpretation mit STARBUGS

VEIT, U. & A. KOHLER: Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern

VÖLKER, J. & D. BORCHARDT: Hängt die Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften in Fließgewässern von der Strukturgüte ab?

WERNER, M., SPRINGER, M. & D. STEINHAGEN: Typisierung mittelamerikanischer Fließgewässer – Eignen sich benthische Makroinvertebraten zur Charakterisierung?

Gewässerstrukturkartierung mittelgroßer und kleiner Fließgewässer im Land Brandenburg – Praktische Umsetzung und Ergebnisse

Barsch, Antje¹, Glaser, Frank Felix², Meisel, Jens¹, Bock, Rainer³ & Stephan Runge²

¹ Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, 14554 Seddiner See, gewaesseroekologie-seddin@t-online.de

² Luftbild Brandenburg GmbH Planer + Ingenieure, Karl-Liebknecht-Straße 1, 15711 Königs Wusterhausen, info@luftbildbrandenburg.de

³ Landesumweltamt Brandenburg, Abteilung ÖNW, Referat Ö4, Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam, rainer.bock@lua.brandenburg.de

Keywords: Fließgewässer, Gewässerstruktur, Übersichtsverfahren, ökomorphologische Bewertung, EU-WRRL

Einleitung

Neben der Bewertung der Gewässergüte hat die Einschätzung der ökomorphologischen Strukturen von Fließgewässern in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung gewonnen. Hier stehen die strukturellen Eigenschaften von Gewässerbett, Ufer und Aue im Vordergrund, wie beispielsweise die Linienführung mit Windungen und Verzweigungen, Quer- und Längsstrukturen wie Bänke oder strukturelle Differenzierungen des Ufers und der Aue. Diese Elemente determinieren den physikalisch-strukturellen Lebensraum im Gewässer und sind damit ausschlaggebend für dessen ökologische Funktionsfähigkeit (vgl. auch PATT ET AL. 1998, HÜTTE 2000).

Für die morphologischen Gewässerelemente wurde in Deutschland von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) der Begriff Gewässerstruktur geprägt. Es wurden zudem zwei Verfahrensempfehlungen zur bundesweiten Anwendung eingeführt: das „LAWA-Übersichtsverfahren“ (LAWA 2000) für eine überblicksweise Betrachtung und das „Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer“ (Vor-Ort-Verfahren, LAWA 2002) für eine Untersuchung mit hohem Detailgrad.

Das Land Brandenburg besitzt ein fast 32.000 km langes Fließgewässernetz. Dieses setzt sich zu ungefähr zwei Dritteln aus kleinen zumeist künstlichen Gräben zusammen, welche nur kleinflächige Einzugsgebiete entwässern. Über 1000 Ströme, Flüsse, Bäche und Gräben mit einer Gesamtlänge von mehr als 10.000 km sind jedoch von größerer Bedeutung und bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) zu berücksichtigen.

Im Zuge der Bestandsaufnahme für diese Fließgewässer kam im Land Brandenburg das LAWA-Übersichtsverfahren zum Einsatz. Es beruht auf der Aufnahme von Gewässereigenschaften überwiegend aus Luftbildern, topographischen Karten, Unterlagen der zuständigen Behörden und Verbände sowie ggf. Befragungen Ortskundiger. Die Gewässerstrukturen von über 10.000 km Fließgewässern konnten so mit vertretbarem Aufwand bewertet werden.

Für 1000m-Abschnitte werden zunächst gewässermorphologische Grundlagen (Taltyp, Größe etc.) dokumentiert. Es werden des Weiteren neun Einzelparameter (z.B. Linienführung, Uferverbau, Abflussregelung) aufgenommen, bewertet und dann in zwei Zwischenschritten zur Gesamtbewertung aggregiert. Der Bewertung geht die Erstellung eines Leitbildes für jedes Gewässer voraus, welches die potenzielle natürliche morphologische Ausprägung des Gewässers in Form des Krümmungstyps beschreibt und als Bewertungsmaßstab dient. Die Vergabe des Strukturwertes erfolgt in sieben Klassen (1 „unverändert“ bis 7 „vollständig verändert“) und wird in der Karte analog zur Gewässergüte in der Farbskala von dunkelblau über grün und gelb zu rot dargestellt.

Die Unternehmen Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH und Luftbild Brandenburg GmbH führten die Kartierung nach dem Übersichtsverfahren in den Jahren 2004 und 2005 im Auftrage des Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) des Landes Brandenburg durch. Insgesamt wurden ca. 9000 km Fließgewässer kartiert und damit an eine bereits 2000/2001 durchgeführte Kartierung von 25 großen und mittelgroßen Gewässern angeknüpft (LUA 2002). Entsprechend dem Bestand an Grundlagendaten wurde die empfohlene Vorgehensweise bei der Kartierung angepasst. Aufgrund der guten und umfangreichen digitalen Datenbasis, die im Land Brandenburg zur Verfügung stand, konnte die praktische Kartierarbeit fast ausschließlich am PC mit Hilfe eines GIS erledigt werden.

Umsetzung des Übersichtsverfahrens im Land Brandenburg

Der hohe Generalisierungsgrad des Verfahrens und eine sehr ungleichmäßige Datenhaltung zu den Gewässern machten einige Anpassungen der Vorgehensweise im Land Brandenburg notwendig. Problematisch waren zunächst vor allem mehrere bei vielen kleinen Gewässern der brandenburgischen Niederungen nicht aus den vorhandenen Unterlagen aufnehmbare Parameter. Hierzu wurden standardisierte Interviews mit den 26 Wasser- und Bodenverbänden durchgeführt. Nur so konnten die ausschließlich durch Ortskundige einzuschätzenden Parameter wie Uferverbau, Ausuferungsvermögen oder Trockenfallen erfasst werden. Des Weiteren wurden u.a. Methodiken zur Bewertung von durchströmten Seen oder zur Ausuferung von Bereichen in Quellnähe ausgearbeitet.

Da im Land Brandenburg keine morphologischen Leitbilder für Fließgewässer vorlagen, mussten diese vor der Bewertung erarbeitet werden. War der Zustand des Gewässers vor seinem Ausbau nicht mehr aus historischen Karten (z.B. geologische Karte von Preußen) ableitbar, wurde er nach einer eigens entwickelten Methodik hergeleitet (Abbildung 1). Ausschlaggebend waren dabei Talgefälle und Talform sowie das dominierende Sohlsubstrat. Da die Überzahl der brandenburgischen Gewässer bereits in früher Zeit begründet wurde und ein Großteil vermutlich auch künstlichen Ursprungs ist, kam überwiegend diese Vorgehensweise zum Einsatz.

Das Übersichtsverfahren beschränkt sich auf die wesentlichen Parameter zur Beurteilung von Gewässerstrukturen, die i. A. mittels Luftbildern und Karten ermittelt werden können. Dabei sind oft sehr große Datenmengen auszuwerten. Die traditionelle Bearbeitung des Übersichtsverfahrens basiert auf der Auswertung analoger Informationsquellen. Der enorme logistische Aufwand, der dadurch entstanden wäre, konnte durch die Verwendung der zwischenzeitlich vorliegenden digitalen Informationsquellen und die Bildschirmbearbeitung deutlich reduziert werden. Gleichzeitig wurde die Qualität und Vergleichbarkeit der Ergebnisse deutlich verbessert, da wesentliche Fehlerquellen ausgeschlossen wurden.

Von den Bearbeitern wurden daher Vorgehensweisen unter Verwendung Geographischer Informationssysteme (GIS) geprüft bzw. entwickelt, wie es bereits von der LAWA 1999 angeregt worden ist.

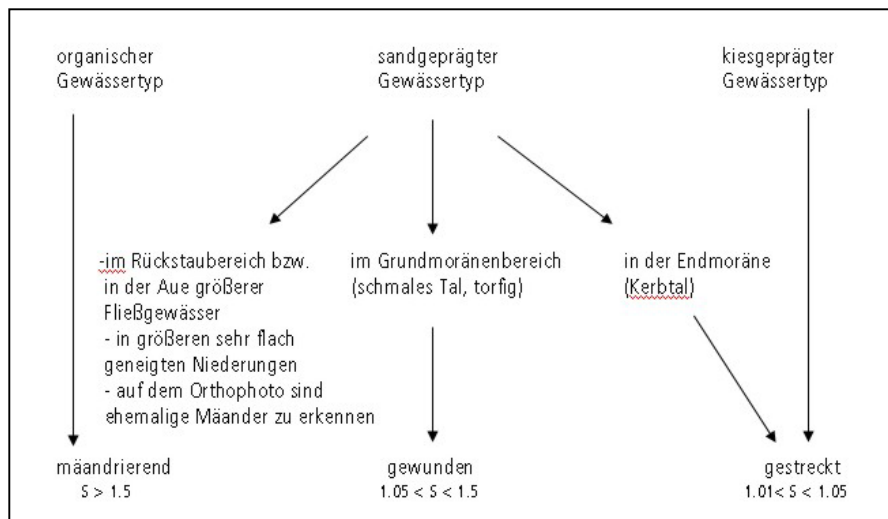


Abb. 1: Schema zur Ermittlung der potenziell natürlichen Krümmung für Fließgewässer in Brandenburg als Bewertungsmaßstab

Die letztendlich angewendete Methodik ergab sich aus der Entwicklung einer eigenen Bearbeitungsmaske, die es erlaubt, die Ergebnisse direkt für jeden Gewässerabschnitt am Bildschirm in die Datenbank zu schreiben. Für die Bearbeitung kam das Geographische Informationssystem ESRI ArcGIS Desktop 9.0 zum Einsatz. Durch die Verwendung von sogenannten Domänen, d.h. Referenztabelle erlaubter Eingabeparameter in der Personal Geodatabase, wurden Fehleingaben durch die Bearbeiter faktisch ausgeschlossen.

Bearbeitung des Gewässernetzes im GIS

Grundlage für die Bearbeitung war das digitale Fließgewässernetz des LUA, welches geroutet, d.h. in 1000m-Segmente unterteilt, vorlag. Zur Kartierung wurde der betreffende Gewässerabschnitt vom Bearbeiter markiert. Im sich öffnenden Pull-Down-Menü (vgl. Abbildung 2) wurde der zu editierende Wert ausgewählt und die Wertstufe gemäß den Informationen aus Karte, Luftbild oder Interviewbogen in die Geodatabase geschrieben. Das gleichzeitige Editieren mehrerer Abschnitte und Parameter war ebenfalls möglich.

Ergänzend zu den aktuellen Orthophotos wurden die flächendeckend vorhandenen CIR-Luftbilder als Informationsquelle verwendet. Da diese landesweit bereits hinsichtlich der Biotoptypen ausgewertet wurden (Luftbild Brandenburg GmbH in den 90iger Jahren) bildete dies in Kombination mit den aktuellen Orthophotos eine hervorragende Grundlage zur Bewertung der Auedynamik. Dazu wurde ein 1000m breiter Streifen an den Gewässerufern aus dem Datensatz selektiert und entsprechend dem LAWA Verfahren klassifiziert, so dass die Auen-Wertstufen der Realnutzungen direkt abzulesen und festzuhalten waren.

Nach erfolgter Kartierung wurden aus den eingetragenen Einzelparametern Teilparameter und Strukturklasse pro Abschnitt automatisch berechnet.

Die digitale Umsetzung der Gewässerstrukturkartierung bietet vielfältige Möglichkeiten im Umgang mit den Daten. Kartierung, Auswertung und kartographische Umsetzung waren mit der GIS-gestützten Bearbeitung in einem Programm möglich. Eine separate Datenbank ist somit nicht notwendig.

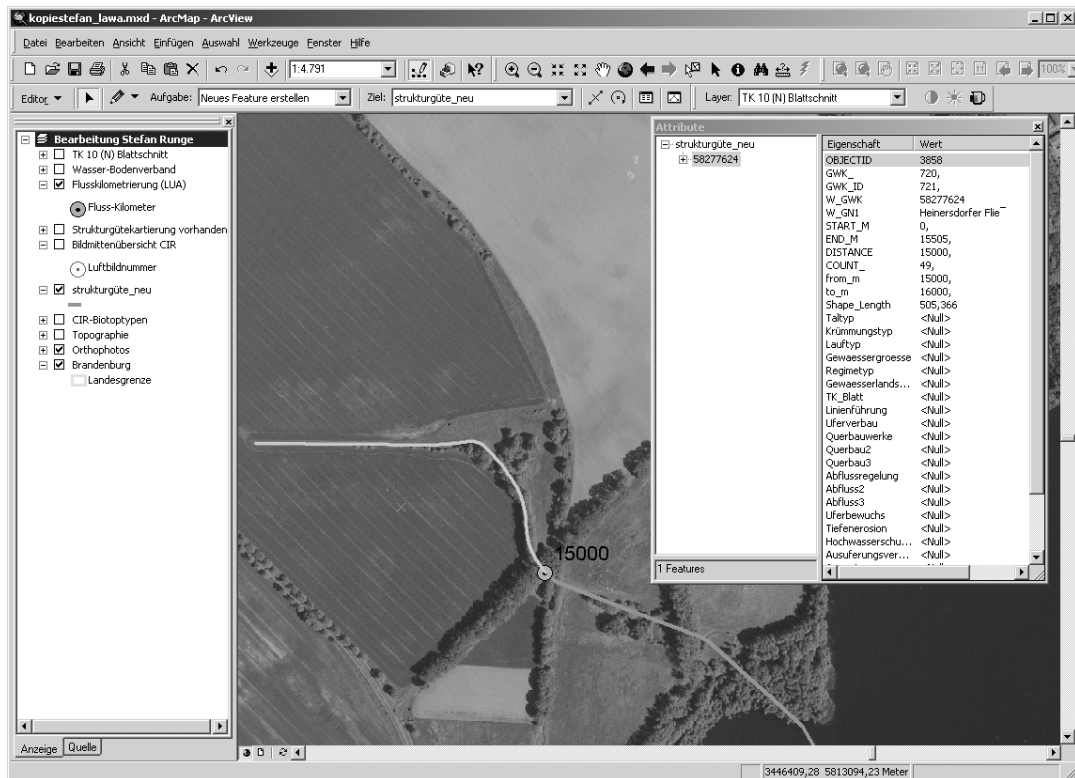


Abb. 2: Orthophoto und Gewässerabschnitt mit Pull-Down, in welches die pro Abschnitt einzutragenden Parameter direkt eingegeben werden

In der Datentabelle sind kartierte Parameter und die Beurteilung von Teilparametern und Strukturklasse jederzeit nachvollziehbar. Die Daten können komfortabel gepflegt und in verschiedenen Übersichts- und thematischen Detailkarten visualisiert und ausgedruckt werden. Dem Landesumweltamt ist es somit möglich, Daten problemlos zu aktualisieren. Die Gewässerstruktur kann gemeinsam mit anderen Fachschalen ausgewertet, Nutzern bereitgestellt und im Rahmen der Berichtspflicht zur EU-WRRL verwendet werden. Auch eine Integration in Umweltinformationssysteme wie das LUIS BB (Landesumweltinformationssystem Brandenburg) ist möglich.

Die strukturelle Ausprägung der Gewässer Brandenburgs

Durch die Strukturkartierung bestätigte sich der vielfach auch in der Landschaft entstehende Eindruck, dass ein Großteil der Fließgewässer Brandenburgs eine naturferne Gewässermorphologie aufweist. Die prozentuale Verteilung der Strukturklassen in Abbildung 3 macht dies deutlich. Es befinden sich 62% der bewerteten Kilometer in einem stark bis vollständig veränderten Zustand. Lediglich 1,5 % können als ökomorphologisch unverändert eingestuft werden. Für die Gesamtheit der bewerteten brandenburgischen Fließgewässer ergibt sich eine durchschnittliche Strukturklasse von 4,6 was einem „deutlich veränderten“ bis „stark veränderten“ Zustand entspricht.

Große Defizite liegen sowohl im Bewertungskomplex Gewässerbettynamik als auch im Komplex Auendynamik. Hier sind vor allem Parameter ausschlaggebend, welche hochintegrierend und besonders bedeutsam für die ökologische Funktionsfähigkeit sind. Sie gehen daher auch stark gewichtet in die Bewertung ein. Dies sind vor allem die Linienführung (86 % der Gewässerkilometer gelten diesbezüglich als mehr oder weniger stark verändert) und das Ausuferungsvermögen (64 % der Gewässerkilometer haben ein stark vermindertes, 12 % ein beeinträchtigtes Ausuferungsvermögen, 24 % ufern naturgemäß aus).

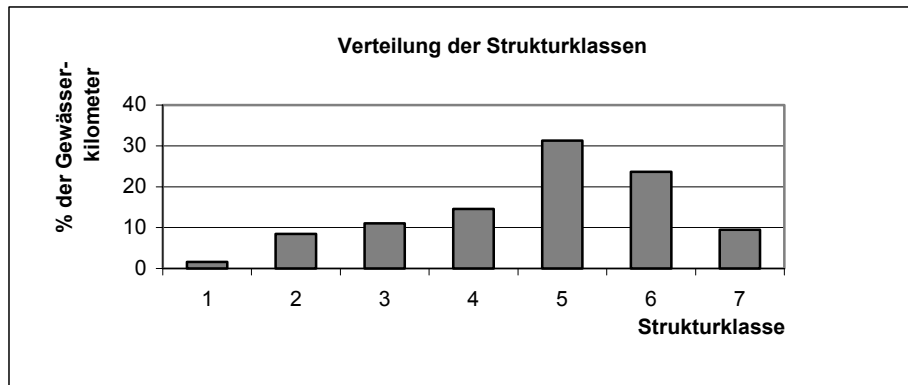


Abb. 3: Prozentuale Aufteilung der Strukturklassen auf die in Brandenburg bewerteten Gewässer-kilometer

Ungefähr ein Drittel der kartierten Abschnitte enthalten mindestens ein undurchgängiges Querbauwerk, diese machen über 80% der untersuchten Gewässer für wandernde Fischarten undurchgängig. An die Existenz eines Querbauwerkes ist zudem oft ein Bereich mit Rückstau gebunden, welcher sich auch über mehrere 1000 m erstrecken kann und den Charakter des Gewässers verändert. Ein deutlicher Einfluss auf die Eigendynamik des Gewässers ist vielerorts durch Uferverbau gegeben: 55 % der Gewässer weisen einen Uferverbau zwischen 10 und 100 % auf.

Deutliche Defizite weisen auch die Auen auf: 80% der kartierten Gewässerkilometer haben keinen Uferstreifen, der sie gegen genutzte Auenbereiche abschirmt. Über die Hälfte der Gewässer besitzt keinen standorttypischen oder gar keinen Gehölzstreifen am Ufer. Insgesamt weisen nur rund ein Viertel der untersuchten Gewässerkilometer eine überwiegend naturnahe Aue auf. Der Einfluss von Hochwasserschutzbauwerken tritt in Brandenburg insgesamt jedoch eher zurück: Lediglich rund 670 der kartierten Gewässerkilometer sind ohne Vorland eingedeicht. Hier liegt der Schwerpunkt eindeutig auf den Abschnitten der großen Gewässer, von denen rund ein Viertel eingedeicht ist.

Die Strukturkartierung zeigt, dass die ökologische Funktionsfähigkeit der brandenburgischen Fließgewässer vielfach beeinträchtigt ist. Es wird deutlich, wo die Schwerpunkte von Maßnahmen zur Aufwertung der Fließgewässer liegen sollten. Für das Land Brandenburg zeichnet sich diesbezüglich ein besonderer und mit der Umsetzung der EU-WRRL bis 2015 aktueller Handlungsbedarf ab.

Die Gewässergüte der brandenburgischen Fließgewässer hat sich seit 1990 stark verbessert, die strukturelle Ausstattung der meisten Gewässer ist jedoch noch unübersehbar durch den Gewässer-ausbau während der letzten dreihundert Jahre geprägt. Die kleinen und mittelgroßen Fließgewässer Brandenburgs sind davon in besonderem Maße betroffen.

Literatur

- HÜTTE, M. (2000): Ökologie und Wasserbau. – Vieweg, Stuttgart
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. – Kulturbuch-Verlag, Berlin
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2002): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. – Kulturbuch-Verlag, Berlin
- LUA (2002): Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburgs. Studien und Tagungsberichte Band 37. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam
- PATT, H.; JÜRGING, P. und W. KRAUS (1998): Naturnaher Wasserbau – Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. – Springer, Berlin, Heidelberg, New York

Zur Repräsentativität von Probenahmen und Bewertung in morphologisch komplexen Gewässern – Fallbeispiel Scharmützelsee

Thomas Christen, Jacqueline Rücker & Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow;
eMail: thomas.christen@web.de; b.nixdorf@t-online.de

Keywords: Trophiebewertung, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Sichttiefe, Polymixis, Dimixis

Einleitung

In der Regel werden zur Einschätzung der Qualität von Standgewässern nur die Daten einer Messstelle über der größten Tiefe eines Sees herangezogen. Insbesondere bei großen oder stark untergliederten Seen stellt sich jedoch die Frage, wie repräsentativ diese eine Stelle für die Bewertung des gesamten Sees sein kann.

Zur Beantwortung dieser Frage wurden die seit 1993 vom Lehrstuhl Gewässerschutz an 4 Stationen im Längsverlauf des Scharmützelsees monatlich bis 14tägig erhobenen Daten zur Sichttiefe ausgewertet sowie im Sommer 2005 zwei Feldmesskampagnen durchgeführt.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Der Scharmützelsee ist ein eiszeitlich entstandener Rinnensee, der etwa 10 km lang und durchschnittlich 1,2 km breit ist (Abb. 1). Während der südliche Teil (RIE) eine maximale Tiefe von 29 m aufweist, beträgt die maximale Tiefe nördlich einer in der Höhe der Ortschaft Pieskow gelegenen Schwelle nur 6 m (INS) bis 10 m (SAA). Diese Schwelle ist ein flacher Bereich mit etwa 2 m Wassertiefe. Der See wurde bis 2002 (Ausnahme 2000 mesotroph) als eutroph 1 eingestuft, zeigt aber seit 2003 eine Verbesserung infolge externer Nährstoffreduzierung zur Mesotrophie.

In den Messkampagnen 2005 (Christen, 2006) wurden 24 verschiedene Messstellen im Längsverlauf des Sees in einem Abstand von etwa 500 m beprobt. Es wurde die Sichttiefe

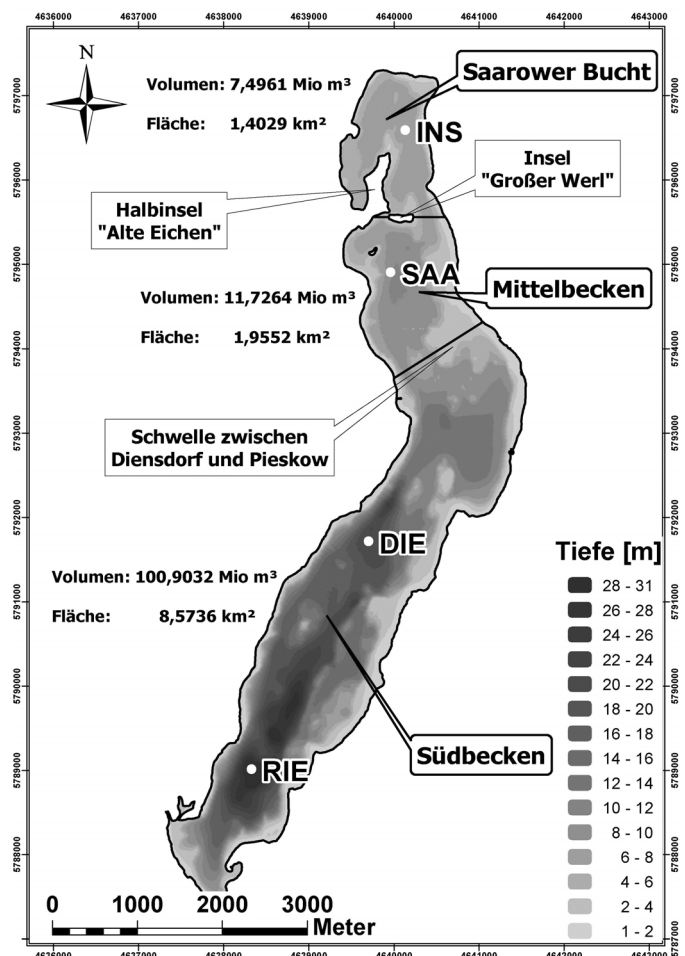


Abb. 1: Tiefenkarte des Scharmützelsees mit Angaben zu den Volumina der Teilbecken.

gemessen sowie epilimnische Mischproben für die Bestimmung der TP- und Chl a-Konzentration sowie der Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung entnommen. Bei der statistischen Analyse der Langzeitdaten wurden *t-Test* und *U-Test* angewandt.

Ergebnisse

Analyse der Langzeitreihen zur Trophieentwicklung

Die Analyse der Langzeitdaten bestätigte u.a. die Hypothese, dass die horizontalen Inhomogenitäten trophierelevanter Parameter in Jahren geringerer Trophie stärker ausgeprägt waren als in Jahren höherer Trophie.

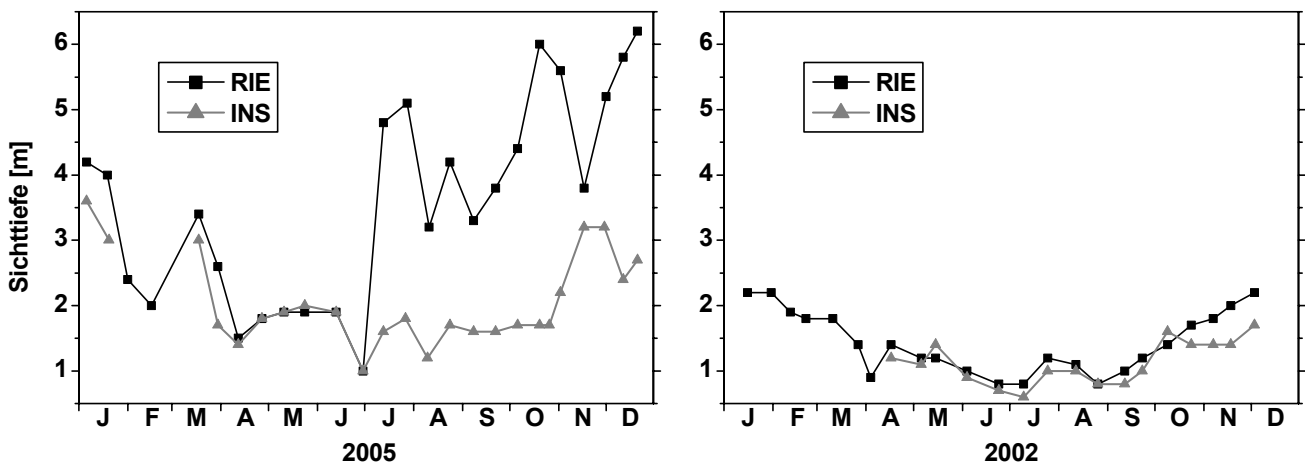


Abb. 2: Der Sichttiefenverlauf an den Messstellen RIE und INS im mesotrophen Zustand (2005, links) und eutrophen Zustand (2002, rechts) des Scharmützelsees.

Für den Parameter Sichttiefe ergaben sich 2005 (mesotroph) signifikante Unterschiede zwischen den Messstellen RIE und INS (N=34), die in der zweiten Jahreshälfte stärker ausgeprägt waren. Im Jahr 2002 (eutroph) waren keine signifikanten Unterschiede (N=36) nachzuweisen (Abb. 2).

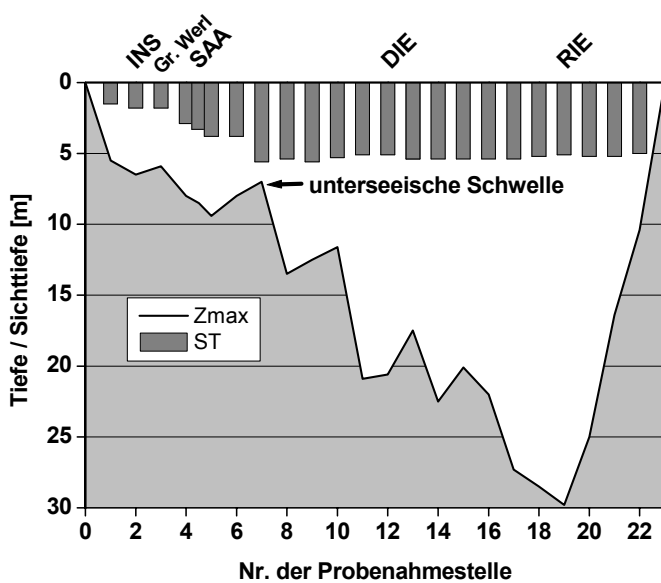


Abb.3: Sichttiefen-Tiefen-Längsprofil des Scharmützelsees im Juli 2005.

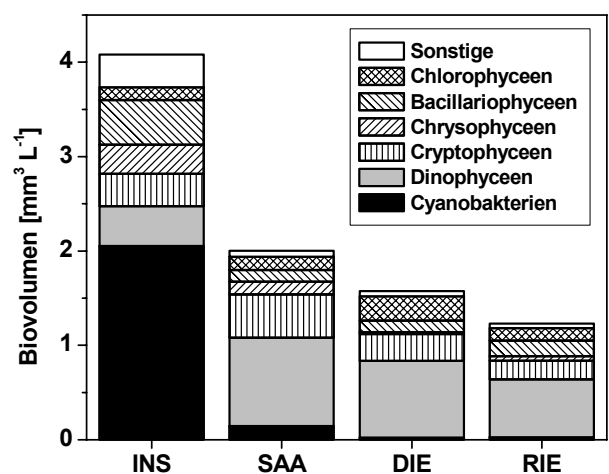


Abb.4: Algenklassen entlang eines Nord-Süd-Längsprofils im Scharmützelsee, Juli 05.

Kleinräumige Untersuchung des Scharmützelsees

Die kleinräumige Untersuchung der horizontalen Unterschiede trophierelevanter Parameter (27.07. bis 29.07.2005) ergab im Vergleich der Messstationen von Nord nach Süd beträchtliche Schwankungsbreiten in den Parametern Sichttiefe (1,50 - 5,60 m), Chlorophyll a (18,9 - 4,2 µg L⁻¹) und Gesamtphosphor (36,0 - 9,6 µg L⁻¹). In Höhe der Insel „Großer Werl“ (zwischen Messstelle 3 und 4) sowie im Bereich der unterseeischen Schwelle bei Pieskow (zwischen Messstelle 6 und 7) wurden besonders große Gradienten in den oben genannten Parametern gemessen (z.B. Sichttiefe, Abb. 3).

Die Phytoplanktonzusammensetzung und das -biovolumen unterschieden sich im Juli 2005 in den flachen und tiefen Seeteilen ebenfalls sehr stark (Abb. 4). Während der Norden (insbesondere die Saarower Bucht; INS) mit über 50 % des Gesamtbiovolumens (4,1 mm³ L⁻¹) von fädigen Cyanobakterien dominiert wurde, waren die Dinophyceen an den übrigen drei Routinemessstellen bei stark reduzierter Gesamtbiomasse (1,2 – 2 mm³ L⁻¹) mit 47 – 52 % die dominante Algenklasse.

Trophiebewertung

Die deutlichen Längsgradienten innerhalb der Trophieparameter rechtfertigen eine Unterteilung des Scharmützelsees in drei Teilabschnitte: Saarower Bucht, Mittelbecken und Südbecken (Abb. 1). Die Teilung erfolgt an zwei natürlichen Barrieren: 1. Einengung durch die Halbinsel *Alte Eichen* und die Insel *Großer Werl* im Norden und 2. die unterseeische *Schwelle zwischen Diensdorf und Pieskow* im Süden, die bereits von Wundsch (1940) vorgeschlagen wurde.

Die Trophiebewertung der drei Teilbecken des Scharmützelsees (Saarower Bucht (2,8), Mittelbecken (2,6 bzw. 2,5) und Südbecken (2,3 bzw. 2,2)) nach LAWA (1999) ergab für die Jahre 2004 und 2005 unterschiedliche Einstufungen (Tab. 1).

Tab.1: Die Trophieklassifikation nach LAWA (1999).

| Becken- teil (Mess- stelle) | Referenz- trophie | Ist-Zustand 2005 | |
|--------------------------------------|----------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | Bewertet als | |
| | | ungeschichtet | geschichtet |
| Saarower Bucht (INS) | mesotroph (m) | 2,8 eutroph (e1) | 2,6 eutroph (e1) |
| Mittel- becken (SAA) | mesotroph (m) | 2,5 mesotroph (m) | 2,4 mesotroph (m) |
| Süd- becken (RIE) | mesotroph (m) | – | 2,2 mesotroph (m) |

Tab.2: Die Trophieklassifikation nach Nixdorf et al. (2006)

| Beckenteil (Seentyp) | Phytoplank- ton-Seen- Index (PSI) | Degrada- tionsklasse | Trophie- -klasse |
|---|---|-------------------------|---------------------|
| Saarower Bucht (14, unge- schichtet) | 2,2 (≤2,5) | 1 (sehr gut) | m1 – m2 |
| <i>Saarower Bucht</i> (13, ge- schichtet) | 2,7 (>2,5 - 3,0) | 3 (mäßige) | <i>e1</i> |
| Südbecken (13, ge- schichtet) | 1,7 (≤2,0) | 1 (sehr gut) | o – m1 |

Erfolgte die Bewertung auf Grundlage der Morphometrie des gesamten Sees, waren die Trophie-Indizes nach LAWA (1999) der Saarower Bucht und des Mittelbeckens um 0,1 bis 0,2 Punkte besser als bei der Einstufung gemäß der Morphometrie der einzelnen Teilbecken. Das änderte je-

doch nichts an der grundsätzlichen Aussage, dass sich die Saarower Bucht und das Mittelbecken in einem trophisch höheren Zustand befanden als das Südbecken. Letzteres hat seinen Referenzzustand (mesotroph) nach LAWA (1999) seit 2003 erreicht.

Die Trophiebewertung anhand der Teilkomponente Phytoplankton gemäß EU-WRRL (Nixdorf et al., 2006) ergab ebenfalls unterschiedliche Einstufungen des Südbeckens (Phytoplankton-Seen-Index (PSI 1,7)) und der Saarower Bucht (PSI 2,2).

Legt man der Bewertung der Saarower Bucht den Seentyp 13 (gesamter Scharmützelsee) zugrunde, ergab sich ein PSI von 2,9 und die Einstufung in die dritte Degradationsklasse („mäßiger“ ökologischer Zustand), während die beiden anderen Becken in einem „sehr guten ökologischen Zustand“ sind.

Diskussion

Reduzierte Nährstoffbelastungen des Scharmützelsees seit den neunziger Jahren erhöhen horizontale Inhomogenitäten trophierelevanter Parameter im Scharmützelsee hauptsächlich aufgrund folgender morphometrischer Gegebenheiten:

1. Die natürliche Gliederung des Scharmützelsees in drei Seebecken (Saarower Bucht, Mittelbecken und Südbecken) durch die Einengung an der Halbinsel *Alte Eichen* und der Insel *Großer Werl* sowie durch die unterseeische *Schwelle zwischen Diensdorf und Pieskow* bedingen eine physikalische Behinderung des Wasseraustausches der drei Becken untereinander, was den Ausgleich der horizontalen Unterschiede in den ökologischen Güteparametern verhindert.
2. Die unterschiedliche Tiefe der Seebecken und das daraus resultierende Mixisverhalten (di- bzw. polymiktisch) mit seinen Konsequenzen in Nährstoff- und Lichtverfügbarkeit, Produktivität und Phytoplanktonzusammensetzung werden als Hauptursache der beschriebenen Unterschiede angesehen.

Im Hinblick auf ein zunehmend begrenztes Nährstoffangebot wird das Phytoplanktonregime eher durch morphologische Gegebenheiten beeinflusst, was zur Ausprägung der festgestellten Inhomogenitäten in den unterschiedlichen Seebecken führte. Der Schwellenwert für die TP-Konzentration nach Chorus (1995) unterhalb dessen eine Reaktion des Phytoplanktons erwartet werden kann, wird bereits seit dem Jahr 2000 unterschritten. Auffällig ist die Separierung der Phytoplanktondominanz von Cyanobakterien in flachen Bereichen und Dinoflagellaten in den tieferen Seebecken. Cyanobakterien können beispielsweise wegen der günstigeren trophischen Bedingungen (höhere TP-Konzentrationen, geringere Verfügbarkeit von Licht) in flachen Seen weitaus effektiver Biomasse bilden als in tiefen Seen. Das erklärt unter anderem die unterschiedlich schnelle Reaktion der einzelnen Seebecken auf die Senkung der externen Belastung.

Die Bewertung nach der Biokomponente Phytoplankton ergab beträchtliche Unterschiede für die einzelnen Becken des Scharmützelsees. Dabei ist zu beachten, dass das flache Nordbecken (INS) trotz der höheren Trophieausprägung keine Degradation anzeigt, wenn das Teilbecken separat wie ein ungeschichteter See bewertet wird. Das steht jedoch im Widerspruch zum subjektiven Empfinden der Badenden und Anlieger, da die Nordbucht aufgrund der Cyanobakteriendominanz nicht einer guten ökologischen Qualität entspricht.

Handlungsempfehlungen für den Umgang mit horizontalen Unterschieden trophierelevanter Parameter im Hinblick auf die Trophiebewertung

Grundsätzlich wird die Einrichtung fester Messstellen in jedem Seebecken eines Sees empfohlen, wenn:

1. die Seebecken sich in ihrer Morphologie voneinander so unterscheiden, dass unterschiedliche Durchmischungsverhältnisse zu erwarten sind (z.B. räumliche Abtrennung sowie Unterschiede in der Tiefe und im Mixisverhalten).
2. hydrologische Verhältnisse (z.B. ober- und unterirdischer Zu- bzw. Abfluss) Inhomogenitäten der Wasserqualität erwarten lassen.
3. Trophieunterschiede in den Seebecken bereits festgestellt wurden, die nach LAWA (1999) mehr als 0,5 Trophieeinheiten betragen.
4. das jeweilige Seebecken und sein Einfluss auf die Bewertung des Gesamtsees relativ groß ist.
5. durch historisches Wissen (z.B. Nährstoffbelastung in der Vergangenheit) Trophieunterschiede erwartet werden können.

Die vorstehenden Punkte erfordern zunächst eine Aufklärung der Situation im Hinblick auf die Existenz von horizontalen Inhomogenitäten. Ein adäquates und einfaches Mittel dafür sind Sichttiefenbestimmungen mit der Secchi-Scheibe an mehreren Punkten des zu untersuchenden Sees (beispielsweise als Raster). Diese Untersuchung ist mit verhältnismäßig geringem Aufwand schnell durchführbar und liefert wertvolle Hinweise auf das Vorhandensein möglicher Trophieunterschiede. Diese Ergebnisse können wirkungsvoll durch Fluoreszenzmessungen mit einer Sonde zur Detektion der Phytoplanktonverteilung gestützt werden.

Werden bestehende Unterschiede festgestellt, so wird vorgeschlagen, die Trophie-Indizes aller Seebecken eines Sees zu mitteln und einen Gesamt-Trophie-Index zu bilden, solange die Abweichungen in den einzelnen Trophie-Indizes nicht größer sind als 0,5. Im anderen Fall sollte die Ermittlung des Trophie-Zustandes und die Bewertung jedes Seebeckens gesondert erfolgen (Mathes, 2006, pers. Mitteilung).

Danksagung

Für die seit vielen Jahren engagierte und verlässliche Probenahme danken wir Ingo Henschke und Wolfgang Terlinden sowie Gudrun Lippert und ihren Mitarbeiterinnen für die sorgfältige Arbeit im Labor. Die Ergebnisse sind Bestandteil der Diplomarbeit von Thomas Christen (2006).

Literatur

- Chorus, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In: Jaeger, D., Koschel, R.: Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York: 21–28.
- Christen, T. (2006): Horizontale Unterschiede trophierelevanter Parameter in großen Seen – Ihre Ausprägung und Bedeutung für die Trophiebewertung. BTU Cottbus, Diplomarbeit.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Mathes, J. (2006): Expertenbefragung in Christen (2006).
- Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E., Riedmüller, U., Rücker, J., Schönfelder, I., Rohde, E. (2006): Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Projekt: Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie / BTU Cottbus, IGB und LBH Freiburg. Berlin, Bad Saarow. – Forschungsbericht. FKZ: OK 5.90.
- Wundsch, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen, VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H₂S-Oscillatorien-Seen) im Flußgebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. In: Zeitschrift für Fischerei 38: 443–658.

Ostfriesische Tiefs: limnische und brackige Systeme

René Focke & Ellen Kiel

AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl-von-Ossietzky-Universität, 26111 Oldenburg, Rene.Focke@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Marschengewässer, Brackwasser, Salinitätsschwankung, Salinitätspräferenz, Referenzzustand

Einleitung

Die meisten ostfriesischen Tiefs zählen zu den geschöpften Marschengewässern. Sie werden über Siele und Schöpfwerke technisch gesteuert und entwässern in Richtung Nordsee. Die Siele schützen das Marschland vor Hochwasserlagen, gleichzeitig verhindern Siele das natürliche Eindringen des Tidenwassers in die Unterläufe der Marschengewässer. Diese Gewässer werden daher als limnische Systeme betrachtet, zeichnen sich aber durch mindestens zeitweise Salzbeeinflussung aus. Bisher scheiterte die Erstellung eines Referenzzustandes für diese nach der EU-WRRL als künstlich eingestuft geschöpften Marschengewässer am unzureichenden Kenntnisstand über die Ökologie dieser Systeme.

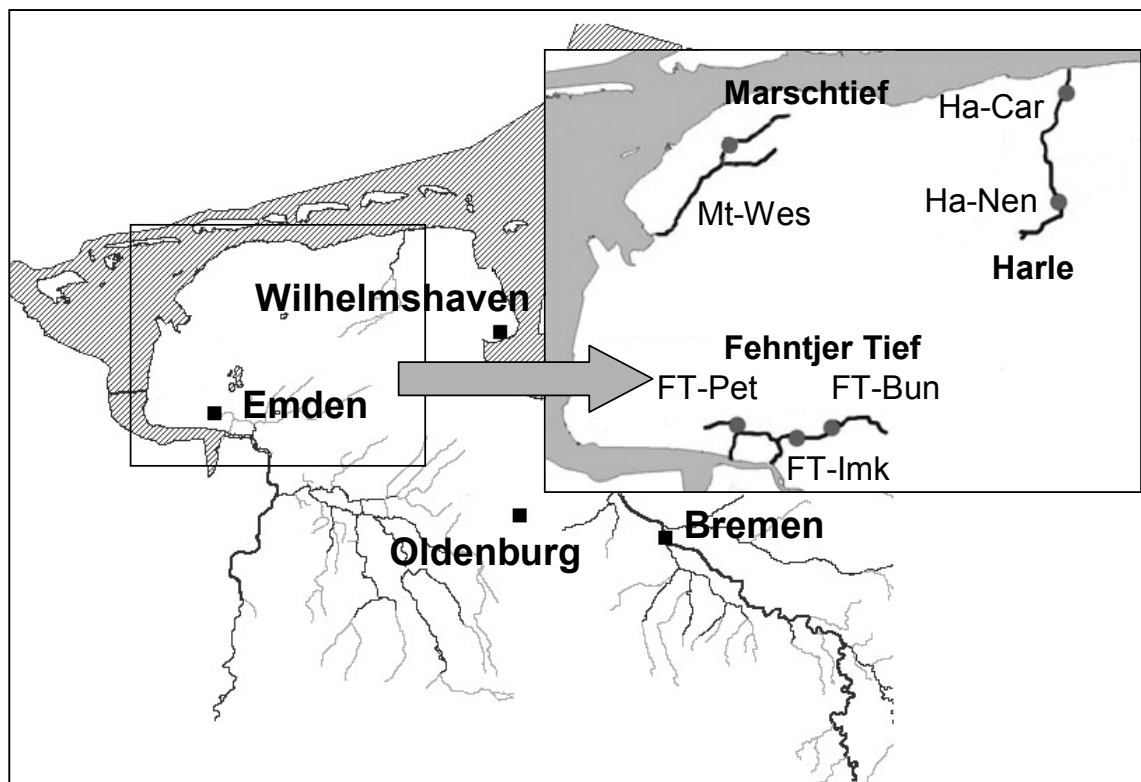


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes und der Untersuchungs-gewässer mit den jeweiligen Messstellen (Punkte) am Fehnthjer Tief, an der Harle und am Marschtief.

In einem Forschungsprojekt der Universität Oldenburg werden derzeit die Salinitätsdynamiken und die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Fauna ausgewählter geschöpfter Gewässersysteme Ostfrieslands untersucht. Das Programm umfasst Untersuchungen an fünf geschöpften Gewässersystemen Ostfrieslands (Abb. 1). Insgesamt wurden für diese Studie 14 Messstellen festgelegt. Ziel ist zunächst, grundlegende abiotische und biotische Daten zu erfassen, die zukünftig in eine ökologische Beschreibung und ggf. Differenzierung münden sollen.

Material und Methoden

Zunächst wurden langjährige Messreihen des zuständigen NLWKN Aurich ausgewertet. Die Auswertung der abiotischen Faktoren konzentriert sich dabei auf eine Charakterisierung der Abfluss- und Salinitätsdynamik. Ausgewählte Messstellen, die typische Muster der Salinitätsdynamik reflektieren (Abb. 2), werden im Zeitraum Mai 2006 bis September 2007 jeweils an sechs Terminen untersucht. Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus der ersten Probenahme im Mai 2006.

Das Makrozoobenthos wird mit Hilfe von Dreieckskeschern (Kantenlänge 50 cm, Maschenweite 500 µm) beprobt. Dabei werden jeweils im Litoral und oberen Sublitoral zwei Proben durch jeweils 15-minütige Kescherfänge entnommen. Abiotische Parameter, die strukturelle Situation und die Vegetation werden begleitend aufgenommen. Die nachgewiesenen Taxa werden unter anderem hinsichtlich der Salinitätspräferenzen mit Hilfe des Bewertungsprogramms „Asterics 3.0“ (AQEM 2006) ausgewertet. Das dabei verwendete Einstufungsprinzip nach den Salinitätspräferenzen der Taxa wird in Kürze veröffentlicht (Wolf et al. in Vorb.) und baut auf dem Venice-System auf. Für jedes eingestufte Taxon werden dabei 10 Punkte an die verschiedenen Salinitätsbereiche „limnisch“ bis „euhalin“ vergeben.

Ergebnisse

Salinität

In Abb. 2 a-c sind die Leitfähigkeitswerte von Messstellen der Gewässer Norder Tief, Marschtief, Harle und Fehntjer Tief aus den Jahren 1996 bis 2004 dargestellt. Anhand der Salzbelastungen lassen sich innerhalb der geschöpften Marschgewässer Typen differenzieren. Ihre Charakteristika werden hier jeweils an Beispielen dargestellt: Das Norder Tief (Abb. 2a, NT-Nor & NT-Neu) ist ein in seinem gesamten Verlauf dauerhaft limnisch geprägtes Gewässer. Das einmündende Marschtief (Abb. 2a, Mt-Wes) weist Bereiche mit ständigem Salzeinfluss auf. Die Salinitätsverhältnisse liegen hier im oligo- bis mesohalinen Bereich. Die Harle (Abb. 2b) besitzt in ihrem oberen Abschnitt (Ha-Nen) einen überwiegend limnischen Charakter. Im unteren Abschnitt (Ha-Car) ist sie jedoch von regelmäßigen, z.T. hohen Salzschüben bei ansonsten limnischen Werten geprägt. Auch die oberen Bereiche des Fehntjer Tiefs (Abb. 2c, FT-Bun) sind limnisch. Im mündungsnahen Abschnitt (FT-Pet) treten ebenfalls Salzschübe auf. Diese sind unregelmäßiger, wechseln mit kürzeren limischen Phasen und erreichen geringere Maxima als in der Harle.

Fauna

Zwischen den einzelnen Messstellen zeigen sich deutliche Unterschiede in der Anzahl nachgewiesener Taxa (Abb. 3). Sowohl im Fehntjer Tief als auch in der Harle sinken die Taxazahlen in Mündungsnähe (FT-Pet und Ha-Car).

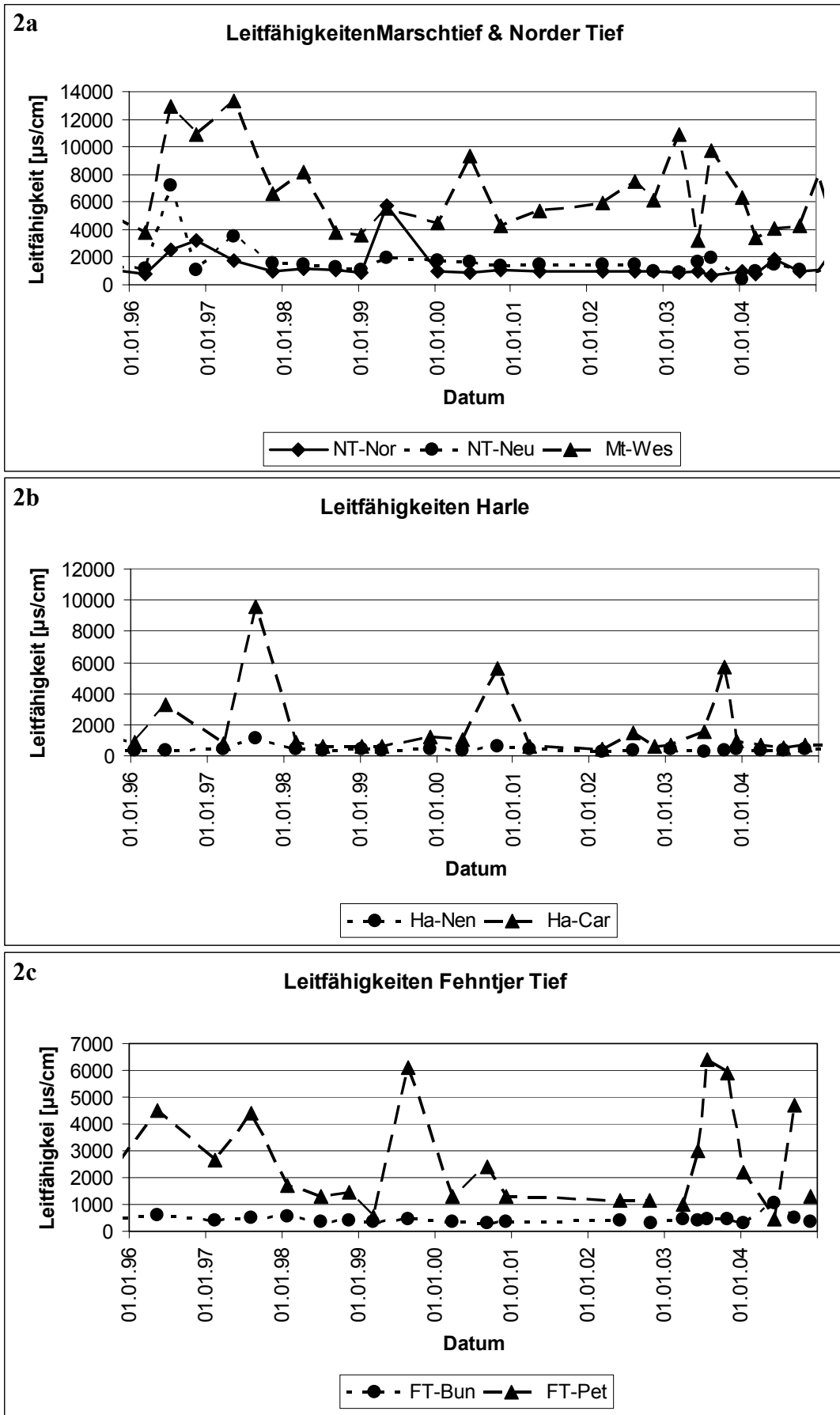


Abb. 2a-c: Leitfähigkeitswerte der Gewässer Norder Tief / Marsch Tief, Harle und Fehntjer Tief von 1996 bis 2004. Daten zur Verfügung gestellt vom NLWKN Aurich

Obwohl die Durchschnittswert der Leitfähigkeit an den Messstelle FT-Pet und Ha-Car niedriger sind als am Marschtief (Mt-Wes), sind an diesen Stellen weniger Taxa nachgewiesen worden. Zudem fehlen an den Messstellen FT-Pet und Ha-Car ganze Großgruppen, die an den anderen Standorten vertreten waren (Coleoptera, Trichoptera).

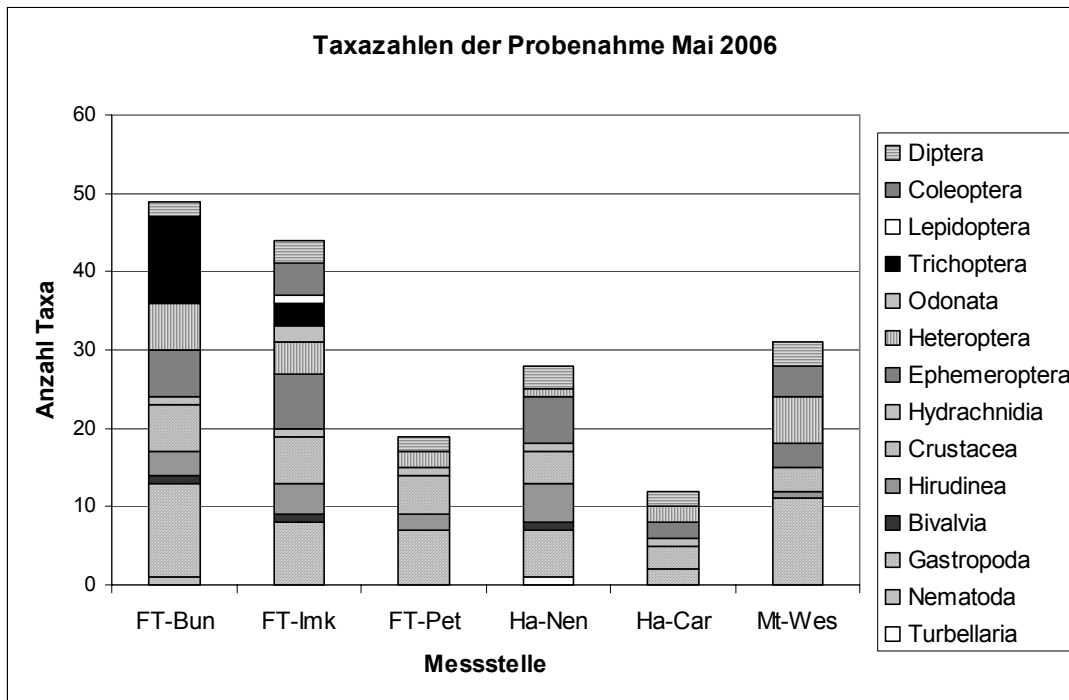


Abb. 3: Nachgewiesene Taxazahlen der Gewässser Fehntjer Tief (FT-Bun, FT-Imk, FT-Pet), Harle (Ha-Nen, Ha-Car) und Marschtief (MT-Wes) der Probenahme Mai 2006. Oligochaeta und Chironomidae sind nicht berücksichtigt

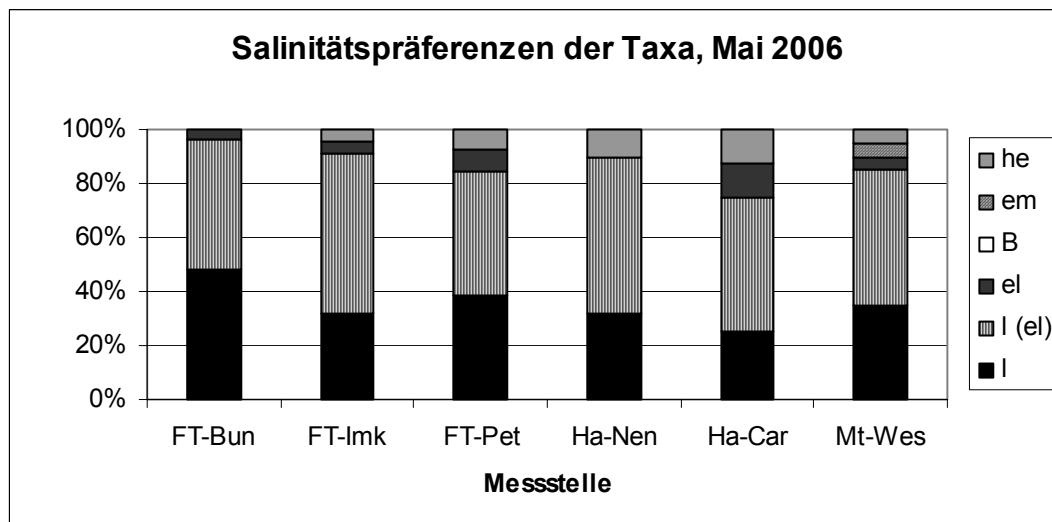


Abb. 4: Prozentuale Verteilung der Salinitätspräferenzen an den einzelnen Messstellen. Nicht eingestufte Taxa, welche einen Anteil von 20-30 % einnahmen sowie Oligochaeta und Chironomidae sind nicht berücksichtigt. Die Einstufung erfolgte nach Wolf, B., Kiel, E., Hage, A., Krieg, H.-J. & Feld, C. K. (in Vorb.). he = holeuryhalin, em = euryhalin-marin, B = Brackwasser, el = euryhalin-limnisch, l (el) = limnisch-salztolerant, l=limnisch

Die Auswertung der Salinitätspräferenzen der vorgefundenen Fauna ergab, dass an allen Messstellen die limnischen (l) und limnisch-salztoleranten (l(el)) Salinitätspräferenzen überwiegen (Abb. 4). Eine angepasste Brackwasserfauna konnte bisher an keiner der Messstellen des Projektes nachgewiesen werden.

Diskussion

Die bisherigen Ergebnisse der Faunenuntersuchungen der geschöpften Marschengewässer belegen frühere Aussagen zur Heterogenität dieser Systeme (Kiel et al. 2004). Seit langem ist bekannt, dass Brackwasser eine geringere Artenvielfalt aufweist als Süß- oder Salzwasser (Remane 1958). Die meisten Faunenelemente sind nur bedingt in der Lage, sich an unterschiedliche Salzgehalte anzupassen. Ihr Toleranzbereich gegenüber der Salinität ist in den meist Fällen sehr eng gefasst. Insbesondere Schwankungen im Salzgehalt haben einen negativen Einfluss auf die Artendiversität eines Gewässers (McLusky & Elliott 2004).

In dieser Untersuchung drückt sich dieser Zusammenhang deutlich aus. Die niedrigsten Taxazahlen und das Fehlen ganzer Ordnungen, wie z.B. der Coleoptera und Trichoptera, kennzeichnet jene geschöpften Marschengewässer, die durch höchsten Salinitätsschwankungen charakterisiert waren (FT-Pet & Ha-Car, Abb. 3 & 4).

Obwohl es Bereiche mit dauerhaft erhöhter Salinität gibt (Mt-Wes, Abb. 2a), unterscheiden sich die Lebensbedingungen dort offenbar deutlich von den Bedingungen in natürlichen Ästuaren. Selbst in geschöpften Gewässern, die durch oligohaline Bedingungen gekennzeichnet sind, konnte keine spezifische Brackwasserfauna nachgewiesen werden, wie sie als typisch für Bereiche dieser Salinität in tideoffenen Systemen genannt wird (Michaelis 1981). Ob dieses an den instabilen Salzgehalten der Gewässer liegt, kann jedoch bisher nicht belegt werden.

Derzeit scheidet die Erstellung eines Referenzzustandes für die Berechnung des ökologischen Potenzials der geschöpften Marschengewässer am unzureichenden Wissen über die Ökologie und die Artenzusammensetzung dieser Systeme. Die hier vorgestellten Daten deuten an, dass die Erstellung einer Referenz in den von Salz beeinflussten Abschnitten dieser Gewässer möglicherweise ein differenziertes Vorgehen verlangt, bei dem die spezifische Dynamik der Gewässer zu berücksichtigen ist.

Literatur

- AQEM (2006): Asterics - einschließlich Perloides – Version 3.0, herausgegeben im Mai 2006. Download Programm und Handbuch unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/berechnung/>
- Kiel, E., Schaper, O., Wolf, B. & Feld, C.K. (2004): Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- McLusky, D.S. & Elliott, M.E. (2004): *The Estuarine Ecosystem*. Oxford University Press.
- Michaelis, H. (1981): Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers Ems and Weser. In: Dankers, N. & Kühl, H. [Hrsg.]: *Ecology of the Wadden Sea*. Balkema, Rotterdam, Seiten 158-188
- Remane, A. (1958): Ökologie des Brackwassers. In: Remane, A. & Schlieper, C. [Hrsg.]: *Die Biologie des Brackwassers*. Die Binnengewässer 22, Seiten 219-312
- Wolf, B., Kiel, E., Hagge, A., Krieg, H.-J. & Feld, C.K. (in Vorb.): Using benthic macroinvertebrates to classify the salinity of running waters in brackish marshes along the German North Sea Coast.

Wer indiziert was? Makrophyten als Bioindikatoren in kleinen Stillgewässern im norddeutschen Tiefland

Frank Gloede¹ & Ursula Karlowski²

¹ Schillingallee 89, 18057 Rostock, frank.gloede@lycos.de, ² Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Allgemeine & Spezielle Botanik, Wismarsche Str. 8, 18051 Rostock; ursula.karlowski@uni-rostock.de

Keywords: Makrophyten, Bioindikation, Bioindikator, Sölle, Mecklenburg

Einleitung

Die Landschaft Mecklenburg-Vorpommerns zeichnet sich durch eine große Anzahl von Söllen aus. Sölle sind kreisrunde bis ovale, kleine Stillgewässer, die entweder glazigen in der Weichseleiszeit, oder anthropogen entstanden sind. Die Anzahl der Sölle in Mecklenburg-Vorpommern wird auf 40.000 bis 90.000 geschätzt (Klafs & Lippert 2000; Kalettka 2005).

Der Wissensstand über Makrophyten als Bioindikatoren für den Gewässerchemismus und -zustand von kleinen Stillgewässern ist im Vergleich zu Flüssen und Seen sehr eingeschränkt. Einige Gründe dafür sind die hohen Wasserstandsschwankungen, der relativ große Einfluss des Niederschlags auf die Wasserqualität und der Mangel an Studien zu diesem Thema. Bereits vorhandene Makrophytenindizes, wie sie zum Beispiel im Rahmen der EU-WRRL entwickelt wurden, können derzeit nicht auf die Situation der Sölle übertragen werden, da sich sowohl Gewässertypus als auch das betrachtete Artenspektrum deutlich voneinander unterscheiden (Melzer 1976; Melzer & Schneider 2001). Auch das zeitweilige Trockenfallen erschwert die Entwicklung eines Bioindikations-Systems, da während der Trockenperiode keine wasserchemischen Parameter messbar sind.

Durch umfangreiche Untersuchungen des Wasserchemismus und des Arteninventars in Söllen in der Umgebung Rostocks konnten verschiedene Pflanzenarten gefunden werden, die sich als Bioindikatoren eignen.

Methoden

Es wurden insgesamt 26 Sölle aus zwei Untersuchungsgebieten ausgewählt. Die Kleingewässer besaßen eine durchschnittliche Flächengröße von 0,02 bis 1,2 ha. Das Untersuchungsgebiet 1 liegt innerhalb der Gemeinde Retschow, ca. 20 km westlich von Rostock. Hier treten zahlreich Grünland- und Waldsölle auf. Untersuchungsgebiet 2 befindet sich ca. 14 km südlich von Rostock in der Gemeinde Damm. Hier befinden sich um die Ackersölle etwa 10 m breite Schutzstreifen, die die Nährstoffeinträge des Ackers in die Wasserkörper puffern sollen. Fünf der untersuchten Sölle wurden in den Jahren 2000 bis 2002 renaturiert (entschlammte und ausgebaggert).

Um den Wasserchemismus der einzelnen Sölle zu charakterisieren, wurde viermal im Jahr die Temperatur, der pH-Wert, die Leitfähigkeit sowie die Carbonat- und Gesamthärte gemessen.

Das Arteninventar der aquatischen Zone wurde mit Hilfe einer Wurfharke vom Ufer und teilweise mit Hilfe eines Schlauchbootes ermittelt. Die Erfassung des Arteninventars der amphibischen Zone erfolgte durch Begehung der Uferzone des Kleingewässers im Jahr 2005 (Gloede 2006).

Ergebnisse

Im Wasser der Sölle traten im Sommer durchschnittliche Leitfähigkeiten von 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Um das Vorkommen einzelner Pflanzenarten in Abhängigkeit von der Leitfähigkeit (Lf) zu untersuchen, wurden vier Klassen gebildet: A: Lf unter 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (n=7), B: 150 bis 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (n=7), C: 250 bis 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (n=6), D: über 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (n=6). Es wurden 17 Pflanzenarten gefunden, deren Auftreten eng mit der Leitfähigkeit zusammenhängt (Tabelle 1). Ein Beispiel ist *Spirodela polyrhiza*, eine Art, die vor allem in der zweiten Klasse in 5 von 7 Söllen vertreten ist (Abbildung 1).

Mit der "indicator species analysis" (Dufrene & Legendre 1997) konnte gezeigt werden, dass einige Arten eine deutliche Präferenz für nicht renaturierte bzw. renaturierte Sölle besitzen. So treten *Chara globularis*, *Lemna trisulca* und *Potamogeton natans* überwiegend in renaturierten Söllen auf. Im Gegensatz zu diesen drei Arten zeigt *Oenanthe aquatica* eine Affinität zu nicht renaturierten Söllen (Abbildung 2).

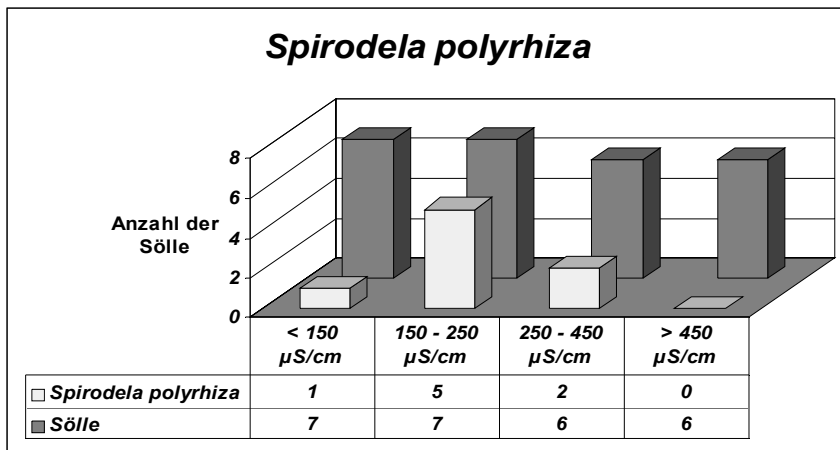


Abbildung 1: Das Vorkommen von *Spirodela polyrhiza* in Abhängigkeit der Leitfähigkeit

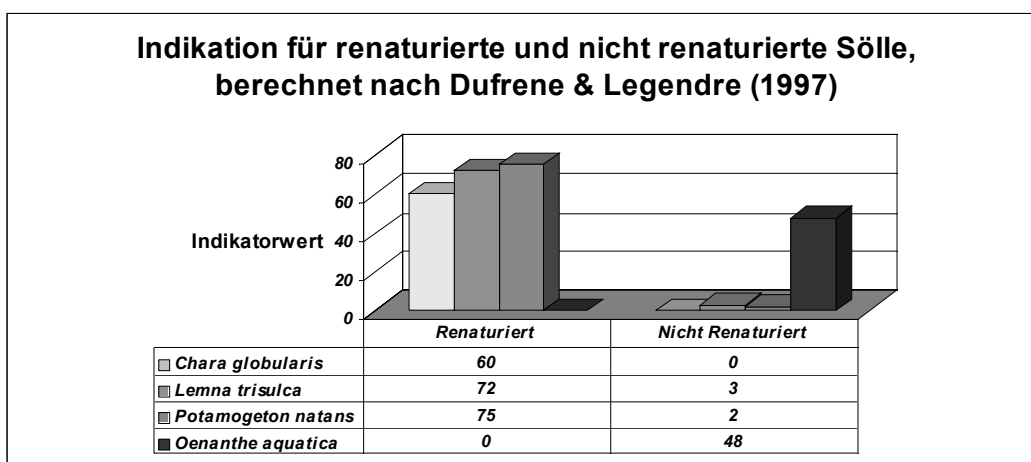


Abbildung 2: Indikationswert einzelner Pflanzenarten

Tabelle 1: Vorkommen der Arten entlang des Leitfähigkeitsgradienten

| Soll-Nr. | R28 | R63 | R33 | R57 | R29 | R55 | R51 | V83 | R12 | V44 | V86 | V84 | V62 | V85 | R84 | R71 | R81 | R65 | V99 | R82 | V71 | V66 | V46 | V48 | R35 | V87 |
|----------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Lf [$\mu\text{s}/\text{cm}$] | 75 | 100 | 101 | 107 | 115 | 127 | 146 | 166 | 174 | 175 | 184 | 222 | 239 | 241 | 307 | 375 | 404 | 421 | 490 | 492 | 520 | 537 | 594 | 604 | 623 | 935 |
| <i>Galium uliginosum</i> | + | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Utricularia cf. australis</i> | ++ | ++ | | | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Utricularia vulgaris</i> | ++ | ++ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nitella flexilis</i> | ++ | | | | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Peucedanum palustre</i> | | + | | | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Elodea canadensis</i> | | | +++ | | | +++ | ++ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Epilobium tetragonum</i> | | | | | | | + | | ++ | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bidens cernua</i> | | | + | + | | | ++ | ++ | | | | ++ | ++ | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rumex aquaticus</i> | | | | | | | + | | | + | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rumex maritimus</i> | | | | | | + | | | + | | | | + | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | | | ++ | | | | | ++ | | ++ | | +++ | ++ | +++ | +++ | | | | + | +++ | | | ++ | | | |
| <i>Ceratophyllum submersum</i> | | | | | | | | | | | | | | | | +++ | | | +++ | | | | ++ | | | |
| <i>Mentha aquatica</i> | | | | | | | | | | | | | | | | + | | + | | | | | | | | |
| <i>Chara globularis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | +++ | ++ | | | | |
| <i>Carex acutiformis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | ++ | | | | + |
| <i>Nasturtium officinale</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | | | | | |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | | + | | |

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Sölle stellen ökologisch breit gefächerte Lebensräume dar, die jeweils von diversen Pflanzen genutzt werden. So kann man durch das Auftreten bestimmter Makrophyten einen Rückschluss auf einen oder mehrere abiotische Parameter in einem bestimmten Söll ziehen. Durch eine größere Datengrundlage ist zu erwarten, noch mehr Indikatorarten zu finden.

Literatur

- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetric approach. *Ecological Monographs*, Bd. 67 (3): 345-366.
- Gloede, F. (2006): Makrophyten der Kleingewässer in der Umgebung Rostocks (M-V) als Bioindikatoren für die Lebensbedingungen in Söllen. Diplomarbeit, Universität Rostock.
- Kaletka, T. (2005): DGL-2005 in Karlsruhe, Vortrag.
- Klafs, G. & Lippert, K. (2000): Landschaftselemente Mecklenburg-Vorpommerns im hundertjährigen Vergleich. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 43, Heft 2: 58-65.
- Melzer, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes Oberbayrischer Seen. *Dissertationes Botanicae*, Bd. 34, Verl. J. Cramer Vaduz: 1-195.
- Melzer, A. & Schneider, S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren für die Nährstoffbelastung von Seen. *Angewandte Limnologie*, Bd. 13: 3-12.

Der Vulkansee Laguna Cuicocha, Ecuador: Limnologische Bewertung und Risikoanalyse

Gunkel, Günter¹; Beulker, Camilla¹, Grupe, Bernd² & Francisco Viteri³

1) Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, FG Wasserreinhaltung, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin. guenter.gunkel@tu-berlin.de; beulker@bbges.de

2) Technische Universität Berlin, Wasser, Umwelt, Meeresforschung und Technik (WUM), Müller-Breslau-Str. (Schleuseninsel), 10623 Berlin. grupe@vws.tu-berlin.de,

3) Facultad de Geología, Minas, Petróleo y Medio Ambiente, Universidad Central, Quito, Ecuador. aviteri@hoy.net

Keywords: Vulkanseen, Calderaseen, Risikoanalyse, CO₂

Einleitung

Calderaseen aktiver Vulkane stellen mitunter ein Risiko für die Region dar, und eine Bewertung der Eruptionsgefährdung muss ein elementarer Bestandteil der Risikoanalyse sein. Seit der CO₂ Eruption von Lake Nyos, Kamerun, im Jahre 1986 mit ca. 2.000 Opfern ist das Risiko einer limnischen CO₂ Eruption allgemein bekannt, allerdings bestehen noch Defizite in der Bewertung, insbesondere der Akkumulationsprozesse von CO₂ in Gewässern sowie den limnischen Umsetzungen. Bislang sind ca. 20 Vulkanseen bekannt, in denen es zu CO₂ Akkumulationen kommt und bei denen z. T. eruptionsartige Gasemissionen in der Vergangenheit mehrfach stattgefunden haben. Das Risiko ist jedoch erheblich gestiegen, i. w. weil potentiell gefährdete Gebiete heute bewohnt sind. Dennoch sind viele der Vulkanseen, insbesondere in den Staaten Süd- und Mittelamerika, noch nicht bzw. unzureichend auf ihre CO₂ Akkumulation untersucht. Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes wurde ein tiefer Calderasee in Ecuador, die Lagune Cuicocha, nördlich von Quito gelegen, untersucht, um die Mechanismen der CO₂ Akkumulation und der möglichen Umsetzungen in der Wassersäule zu erfassen.

In der Lagune Cuicocha (Abb. 1) treten gegenwärtig CO₂ Emissionen auf, so dass bedingt durch die große Tiefe des Sees ein hohes Potential für CO₂ Anreicherungen im Hypolimnion besteht; bereits in 100 m lösen sich unter den dortigen Bedingungen 1 L CO₂ im Wasser. Dieses kann z. B. durch eine Hangrutschung aufsteigen und spontan entgasen, man spricht hierbei von einer limnischen Eruption. Eine umfassende Bewertung der vulkanischen Aktivitäten und des Eruptionsrisikos am Cuicocha wurde durchgeführt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Vulkan Cuicocha ist ein rezenter, aktiver Vulkan, dessen Eruptionstätigkeit vor 4.500 Jahren begann und sich über 3.200 Jahre erstreckte, ca. vor 3.000 Jahren erfolgte der Einbruch der Magmakammer und die Bildung der Caldera. Der Vulkan liegt an der Flanke des erloschenen pleistozä-

nen Vulkans Cotacachi, der vor ca. 630.000 Jahren aktiv war. Die Laguna Cuicocha ist ein Calderasee, d. h. ein See im Einbruchskrater des gleichnamigen Vulkans. Cuicocha liegt ca. 100 km nördlich von Quito, Ecuador. Der See liegt auf 3.072 m ü NN, hat einen Durchmesser von 3,2 km, eine Fläche von 3,78 km² und eine maximale Tiefe von 148 m. Im See befinden sich 2 Inseln, die durch vier weitere Eruptionen nach Bildung der Caldera entstanden sind. Die Bildung des Sees erfolgte erst nach diesen Eruptionen, und das Seealter wird auf einige 100 Jahre geschätzt.

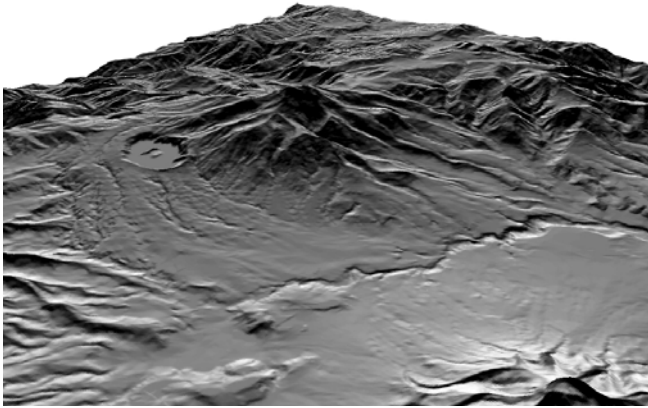


Abb. 1:
DEM Modell des Cuicocha (links auf der Flanke) als parasitärer Vulkan des Cotacachi (Mitte).

Untersuchungsverfahren

Es erfolgten jeweils zwei Untersuchungskampagnen pro Jahr über 3 Jahre hinweg. Bathymetrie und Topographie der Region wurden mittels eines digitalen Höhenmodells (DEM) dargestellt. Temperatur, pH, Leitfähigkeit, Redoxpotential, und CO₂ wurden mit einem hochauflösenden Lake-profiler (Idronaut) bestimmt, daneben wurden die wasserchemischen Parameter mittels der üblichen Verfahren (DEV, APHA) im Tiefenprofil ermittelt. Das hydrothermale Wasser auf der Insel Yerovi wurde in einem kleinen Brunnen beprobt, der sich ca. 1 m neben der Uferlinie befand. Die Detektion der Gasblasen erfolgte mit einem Sonar Garnim Fishfinder 250 mit doppelter Frequenz, 50/200 kHz.

Die Lagune Cuicocha

Physikalische und chemische Parameter

Der Ionengehalt in der Lagune Cuicocha ist mit 700 µS cm⁻¹ deutlich erhöht, verglichen mit dem benachbarten Calderasee Mojanda (35 µS cm⁻¹) und dem Zufluss zum See über Wasserfälle (260 µS cm⁻¹). Dies ist auf hydrothermale Quellen zurückzuführen, die im See vorhanden sind, u. a. in der Insel Yerovi. Der Cuicocha ist ein Natrium-Hydrogencarbonatsee (mittlere Konzentration 59 mg L⁻¹ Na⁺, 324 mg L⁻¹ HCO₃⁻) mit signifikanten Anteilen von Magnesium und Calcium (29 mg L⁻¹ Mg²⁺, 41 mg L⁻¹ Ca²⁺) als Kationen und Chlorid (73 mg L⁻¹ Cl⁻) als Anion. Ionen geringerer Konzentration sind die Kationen K⁺, Li⁺, Fe³⁺, Mn²⁺, Al³⁺ und die Anionen SO₄²⁻, SiO₃²⁻, B⁻, PO₄³⁻. Verglichen mit nicht vulkanischen Gewässern sind die Konzentrationen von Si (43 mg L⁻¹ SiO₂) als sehr hoch einzustufen, auch die Konzentrationen von Al³⁺ sind erhöht, aber noch im Bereich von Oberflächengewässern (0 – 0.14 mg L⁻¹ Al³⁺).

Der See Cuicocha weist ein monomiktisches Verhalten auf, mit einer Vollzirkulationsperiode in den Monaten Juni bis August auf, ausgelöst durch starke Winde (Abb. 2). Daneben muss aber auch mit

Teildurchmischungen als Folge der nächtlichen Auskühlung gerechnet werden, wie dies für den benachbarten See Lago San Pablo gezeigt werden konnte (Gunkel & Casallas 2002a, 2002b).

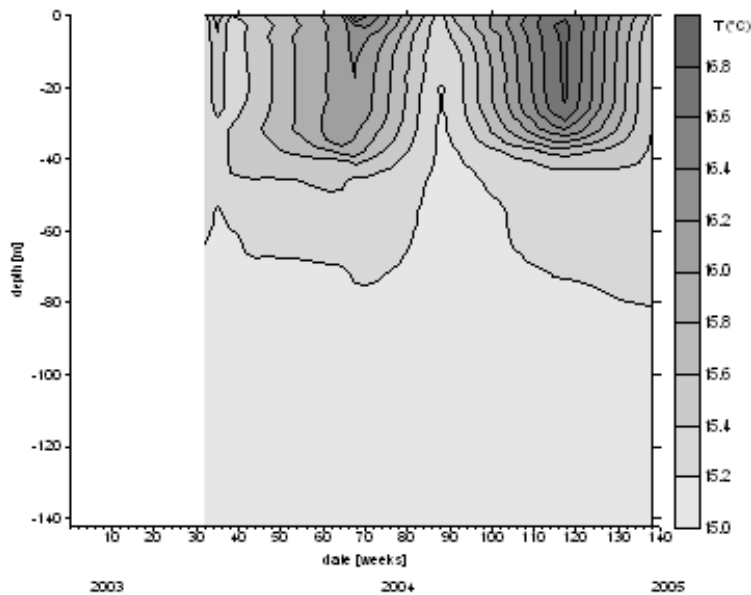


Abb. 2:
Isothermen des Cuicocha in den Jahren 2003 - 2005, Temperaturbereich 15 - 17 °C.

Vulkanische Aktivitäten des Cuicocha

Hydrothormaler Wasserzufluss

Gegenwärtig können geothermale Aktivitäten in der Lagune Cuicocha in Form von Gasblasen, die durch Klüfte und Spalten am Seeboden eindringen sowie durch aufsteigendes hydrothermales Wasser registriert werden. Ein Eintrag von hydrothermale Wasser in den See ist bereits aufgrund des Ionengehaltes zu vermuten (s. o.), es konnten aber auch regelmäßige Einträge direkt auf der Insel Yerovi, zwischen den Inseln und in dem westlichen Seeteil in 78 m Tiefe gefunden werden. Das hydrothermale Wasser auf der Insel Yerovi hat eine Wassertemperatur von 23 - 26°C und ist somit ca. 10 °C wärmer als der See. Die wasserchemischen Analysen zeigen, dass das Wasser reich an Natrium, Calcium, Eisen, Arsen und Bor als Kationen ist, als Anionen treten Sulfat, Chlorid und Silikat auf. Indikatoren für den geothermalen Ursprung des Wassers sind insbesondere die hohen Arsen- und Eisenkonzentrationen.

Wasserproben, die im Kanal zwischen den Inseln genommen wurden, zeigen 50 cm über Grund signifikant eine Zunahme der Temperatur (+ 0,05 °C) und der Leitfähigkeit (+ 160 $\mu\text{S cm}^{-1}$), verbunden mit einem Rückgang des Eh auf - 30 mV. Die Daten des westlichen Seebeckens (78 m Tiefe) zeigen vergleichbare Phänomene bei geringeren Gradienten ($T \sim 0.04$ °C, $Lf \sim 25$ $\mu\text{S cm}^{-1}$), wobei hier eintretendes hydrothermales Wasser einer guten Durchmischung als Folge von konvektiven Strömungen des aufsteigenden warmen Wassers und der Turbulenz durch die auftreibenden Gasblasen unterliegt.

CO₂ Emissionen und Anreicherungen im See

Die Untersuchungen zum Gaseintritt in den See haben ergeben, dass an vier Positionen ein direkter und permanenter Eintritt von CO₂ in Form von Gasblasen erfolgt, zum einen an der Insel Yerovi in 1 m Tiefe, zwischen den Inseln Yerovi und Wolf in bis zu 5 m Tiefe, am nord-westlichen Ufer oberflächenah und in einem großen Bereich in dem westlichen Seeteil in 78 m. Hier treten regelmäßig CO₂ Emissionen auf, teilweise gelangen die Gasblasen bis an die Wasseroberfläche. Die Gas-

blasen konnten mit einem Sonar detektiert werden, wobei neben der CO₂ Emission auch eine Re-suspension der Sedimente festgestellt wurde.

Die Gaszusammensetzung mit überwiegend CO₂ (46 %) und N₂ (25 %) sowie Spuren von O₂ (2,7 %), CO (1,3 %) und CH₄ (0,8 %) deutet auf vulkanische Gase hin; das Vorhandensein von Bor in höheren Konzentrationen im Wasser (bis 6 mg L⁻¹) bestätigt die vulkanische Herkunft der Gase.

Im Tiefenwasser des Sees akkumuliert CO₂ bis zu ca. 40 mg L⁻¹, dies entspricht einem CO₂ Volumen von 30 mL und einer Übersättigung von 78 x bezogen auf die Luftatmosphäre und dem lokalen Luftdruck. Dies ist eine vergleichsweise geringe Übersättigung und wesentlich geringer als sie z. B. im Quilotoa/Ecuador (0,9 L CO₂ pro L Wasser) oder Lake Nyos/Kamerun (bis zu 14 L CO₂ pro L Wasser) auftritt. Die geringe Akkumulation von CO₂ im Cuicocha bei hoher monatlicher Freisetzungsrates von über 150 t CO₂ ist durch das dimiktische Verhalten des Sees zu erklären. Regelmäßig kommt es zur Ausgasung des CO₂ über die Seeoberfläche und verhindert somit eine langfristige Akkumulation.

CO₂ Fällungen als Calcit

Das Vorkommen von freiem CO₂ im Wasser ist sehr stark abhängig vom pH (über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht) und dem Auftreten von Carbonatfällungen als Travertin. Am Cuicocha ist in Wassertiefen von weniger als 40 m eine starke Calcitübersättigung festzustellen, und es kommt zu krustenartigen Ausfällungen an den Calderawänden mit ca. 1 cm dicken Belägen. Bedingt durch die pH Absenkung im Hypolimnion als Folge des CO₂ Eintrages ca. auf pH 7,0 ergibt sich dort allerdings eine starke Untersättigung des Calcit Sättigungs-Index mit -0,25 ab 40 m Wassertiefe, das bedeutet, dass in größeren Tiefen Calcit rückgelöst wird. Calcit tritt somit auch im Seesediment nicht auf. Somit ergibt sich ein CO₂ Kreislauf in See mit Freisetzungen am Seeboden, der Lösung überwiegend im Hypolimnion, dem Transport ins Epilimnion durch konvektive Strömungen und der Fällung als Travertin. Durch die Wellenwirkung wird der Travertin versandet, sinkt in die Tiefe und wird dort wieder rückgelöst (Abb. 3). Allerdings steht das Epilimnion mit der Atmosphäre im Gleichgewicht, und hier finden permanent CO₂ Austräge statt. Die im Lake Nyos festgestellte Bildung von Siderit (FeCO₃) mit anschließender Fällung konnte im Cuicocha nicht nachgewiesen werden.

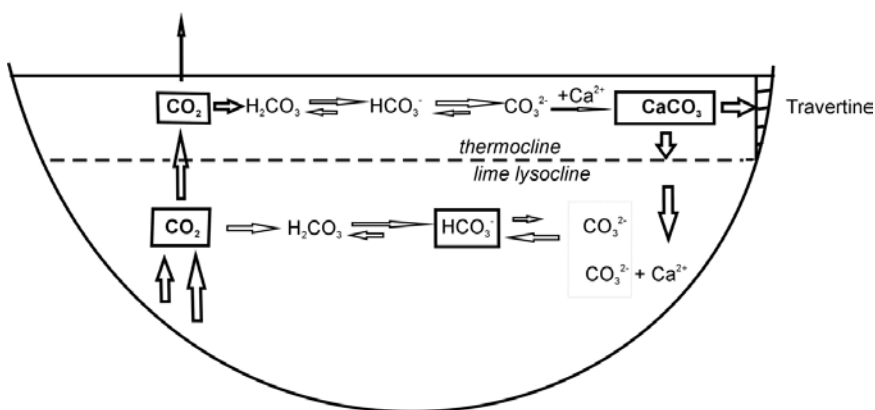


Abb. 3: Schematische Darstellung der Umsetzungen von CO₂ in der Lagune Cuicocha.

Kolmation des Seebodens

Seit dem schweren Erdbeben 1987 ist ein permanenter Wasserverlust im See festzustellen, der inzwischen zum Sinken des Seespiegels um 3 m geführt hat. Es ist zu vermuten, dass die Kolmation des Sees zerstört wurde und durch Spalten und Klüfte Wasser versickert. Durch den Einsatz einer

Unterwasserkamera konnte der Seeboden untersucht werden, und es zeigte sich, dass durch das Beben die Auflage an Feinsedimenten nur wenige Zentimeter beträgt – dies ist bei dem jungen Alter des Sees plausibel. Zudem befinden sich sedimentfreie, mehrere Zentimeter große Löcher zwischen den Steinen am Seeboden, durch denen CO₂ und/oder das hydrothermale Wasser aufsteigt.

Risikoabschätzung des Vulkans Cuicocha

Der Cotacachi/Cuicocha Komplex ist ein aktive Vulkan, der nach den geologischen Untersuchungen zwei aktive Phasen hatte, eine im Pleistozän mit der Bildung des mächtigen Vulkankegels Cotacachi und eine rezente, mit Ausbrüchen zwischen 2.500 v. Christi bis zum Jahr 700 n. Christi. Heutige vulkanische Aktivitäten sind die Emission von vulkanischen Gasen und das Aufsteigen von hydrothermale Wasser, zugleich finden in der Region häufig Erdbeben statt (Gruppe et al. 2007).

Die CO₂ Emissionen im See führen zu einer deutlichen, aber nicht gefährlichen Anreicherung von CO₂ im Wasser, u. a. da es regelmäßig zu Entgasungen über das monomiktische Zirkulationsverhalten des Sees kommt. Eine limnische Eruption von CO₂ ist somit auszuschließen.

Allerdings ist in den letzten 10 Jahren seit einem schweren Erdbeben im Jahre 1987 eine stetige Abnahme des Seewasserspiegels festzustellen. Das Erdbeben hat die Kolmation des Sees zerstört, und Wasser versickert in Spalten und Klüften um insgesamt 3 m seit 1987. Wenn dieses Wasser mit aufsteigender Magna in Kontakt kommt, kann eine phreatisch-magmatische Eruption auftreten, die in ihrer Wirkung einem charakteristischen Vulkanausbruch gleicht. Eine weiteres Monitoring, insbesondere auch der seismischen Aktivitäten, ist dringend erforderlich, um Änderungen in der Lagune und des Magmas unter dem Cuicocha Vulkan zu erfassen (Gunkel et al. 2007).

Das Wasser des Cuicocha weist erhöhte Borkonzentrationen auf, und die derzeitige Nutzung als Trink- und Bewässerungswasser muss revidiert werden. Das Wasser ist als Trinkwasser ungeeignet, da es den WHO Richtwert von 0,5 mg L⁻¹ überschreitet; als Bewässerungswasser wirkt es phytotoxisch auf die Kulturen und führt zur Verringerung der Erträge.

Danksagung

Die vorgestellte Untersuchung wird durch die DFG und das BMZ gefördert. Unterstützung erfolgt durch die Universidad Central, Quito, Ecuador und den Nationalpark von Cotacachi, Ecuador. Die Analytik wurde dankenswerterweise ergänzt durch das Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Fischerei Berlin (Gasanalytik), das Leibnitz Institut für Angewandte Geowissenschaften Hannover (C¹⁴-Analytik) und die Zentraleinrichtung Elektronenmikroskopie (TU Berlin). Digitale Daten zur Erstellung des Höhenmodells wurden von Souris, IRD, Frankreich, zur Verfügung gestellt.

Literatur

- Gunkel, G., Casallas, J., 2002a. Limnology of an equatorial high mountain lake, Lago San Pablo, Ecuador: Limitation of lake productivity by deep diurnal mixing. *Verh. Inter. Verein. Limnol.* 28, 1818-1823.
- Gunkel, G., Casallas, J., 2002b. Limnology of an equatorial high mountain lake – Lago San Pablo, Ecuador: The significance of deep diurnal mixing for lake productivity. *Limnologica* 32, 33-43.
- Gunkel, G., Beulker, C., Grupe, B., Viteri, F., 2006. Risk analysis of a caldera lake with volcanic CO₂ emission, lake Cuicocha, Ecuador. *Bull. Volcanology* (subm.).
- Grupe, B., Viteri, F., Gunkel, G., Beulker & C. von Hillebrandt-Andrade, Ch., & 2007. The Cuicocha/Cotacach volcano complex: History and post volcanic activities. In: (Eds.) J. B. Johnson, P. Samaniego, M. Hall & J.-P. Eissen: Recent and active volcanism in the Ecuadorian Andes. *J Volcan Geothermal Research*, Special Issue. Subm.

Bewertung der Veränderungen der Wasserpflanzenflora der Alb im Verlauf der letzten 3 Jahrzehnte nach den Vorgaben der EU-Wasser-rahmenrichtlinie

Melanie Gutfleisch¹ & Michael Marten²

¹ Hirschstr. 113, 76137 Karlsruhe, melaniegutfleisch@gmx.de, ² Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW), Baden-Württemberg, Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: submerse Makrophyten, Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Handlungsanweisung, Alb, Wasserpflanzenflora

Einleitung

Im Sommer 2005 wurde der Bestand der submersen Makrophyten der Alb, einem 52 km langen Fließgewässer des Nordschwarzwaldes und der Rhein-Niederung, erhoben. Begleitend wurden an 10 Terminen während der Vegetationsperiode physikalisch-chemische Untersuchungen des Wassers an insgesamt 15 Probestellen im Flussverlauf durchgeführt. Auf Grundlage einer zusätzlich angefertigten Strukturgütekartierung wurde die Alb zwischen der Quelle südlich von Bad Herrenalb und der Mündung in den Rhein in 92 unterschiedlich lange, homogene Abschnitte unterteilt, über die die aktuelle Ausbreitung der Wasserpflanzen im Flussverlauf dargestellt wird. Durch den Vergleich mit Ergebnissen früherer Untersuchungen der Wasserpflanzen dieses Flusses von 1979 und 1996 werden Veränderungen in der Ausbreitung der einzelnen Arten beschrieben. Mit der Wiederholungskartierung 2005 wurde der Zusammenhang zwischen Nährstoffbelastung und Verbreitung der Arten auch auf Grundlage des neuen Verfahrens zur Bewertung der ökologischen Qualität von Gewässern nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) durch Einbeziehung der Ergebnisse von 1979 und 1996 geprüft.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das bearbeitete Fließgewässer, die Alb, liegt im Bereich des Nordschwarzwaldes in Baden-Württemberg. Neben diesem Gebiet durchquert die Alb auch die Oberrheinniederung bei Karlsruhe, wo sie in den Rhein mündet. Der gesamte Flussverlauf hat eine Länge von 52 km und ein Einzugsgebiet von ca. 457 km² (LfU 2005).

Kartierungsmethode

Der Hauptbestandteil der Geländearbeit bestand - neben der Probenentnahme für die Wasseranalysen und der Strukturgütekartierung - aus der Erfassung der Makrophyten (echten Hydrophyten) in den 92 Kartierungsabschnitten der Alb, die eine Länge zwischen 100 m und 5800 m (oberes Albtal) aufweisen. Der Definition entsprechend wurden nicht nur die höheren Wasserpflanzen aufgenommen, sondern auch die Wassermoose und die Armelechteralgen (Characeen). Erfasst wurden alle

Pflanzen, die submers wachsen bzw. zumindest bei Mittelwasser im Gewässer wurzeln. Die Kartierung wurde im Zeitraum Anfang Juli bis Ende August 2005 nach der Methode von Kohler (1978)

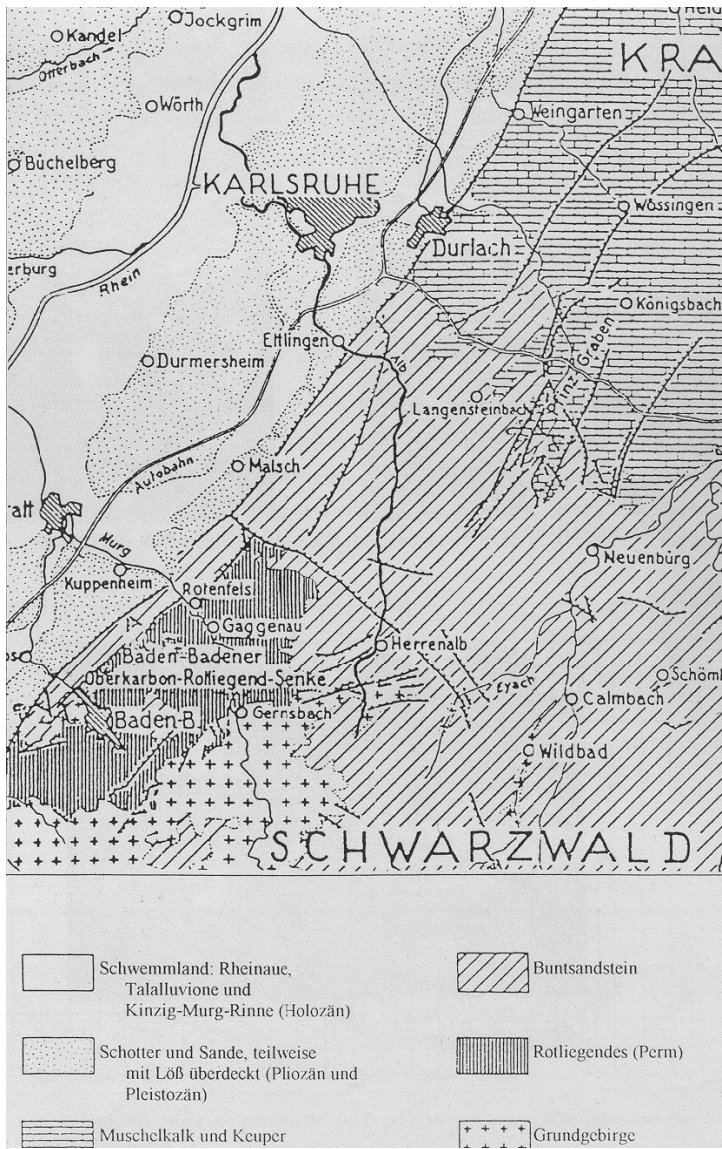


Abb. 1: Geologie des Einzugsgebiets der Alb (Metz 1976, verändert durch Schneider (1997))

Wichtig dabei war zum Einen die Zuordnung des jeweiligen Fließgewässerabschnittes zu einem der Fließgewässertypen – hier MRS (= silikatisch-rhithral geprägtes Fließgewässer der Mittelgebirge) im Oberlauf und MP (= potamal geprägtes Fließgewässer der Mittelgebirge) im Unterlauf der Alb – zum Anderen die Zuordnung der gefundenen Arten zu den Gruppen A, B oder C. Artengruppe A steht dabei für typspezifische Arten, B stellt die Gruppe der indifferenten Arten dar und C die der Störzeiger (LfW 2004).

„... nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist der ökologische Zustand eines Gewässers durch den Vergleich der vorhandenen Gesellschaft mit der gewässertypspezifischen Referenzgemeinschaft und durch den Grad der Abweichung von dieser zu definieren“ (LfW 2004, S. 9). Diese Abweichung von der Referenzzusammensetzung der Arten wird durch die Zuordnung zu einer der 4 ökologischen Zustandsklassen nach WRRL sichtbar gemacht (1= sehr guter ökologische Zustand, 4/5=schlechter ökologischer Zustand). Dabei weist die Klasse 1 den Zustand auf, welcher

durchgeführt. Die beiden vorangegangenen Untersuchungen von 1979 und 1996 wurden ebenfalls nach dieser Methode durchgeführt, so dass eine direkte Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet ist.

Das Kartierverfahren nach Kohler (l. c.) hat sich in zahlreichen wasserfloristischen Arbeiten der letzten Jahre sowie in den Vorgaben zur Kartierung der submersen Makrophyten nach WRRL etabliert (LfW 2004, LfW 2005). Dabei werden die Wasserpflanzen nach einer fünfstufigen Skala von 1 = sehr selten bis 5 = massenhaft erfasst. Wo die Tiefe des Gewässers eine Begehung nicht zuließ, erfolgte die Kartierung mit Hilfe eines Schlauchbootes, in jedem Fall wurde zur Verbesserung der Sicht auf den Gewässergrund ein sog. Sichtkasten (siehe Abb. 2) verwendet.

Auswertung nach den Vorgaben der WRRL

Die Auswertung der Kartierergebnisse der submersen Makrophyten wurde nach den Vorgaben der vom bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (LfW 2005) erarbeiteten Handlungsanweisung in der Fassung von April 2005 durchgeführt.

der Referenzbiozönose am nächsten kommt, wohingegen Klasse 4/5 die größte Degradation signalisiert.



Abb. 2: Durchführung der Kartierung

Auch die vorliegenden, in den Originalarbeiten veröffentlichten Vegetationstabellen von 1996 (Schneider 1997) und 1979 (Monschau-Dudenhausen 1982) wurden analog bewertet und anschließend den aktuellen Daten von 2005 gegenüber gestellt. Diese Darstellung erfolgte mittels Arc View (GIS), so dass der Flussverlauf mit den Bewertungen der einzelnen Kartierabschnitte dieser drei Jahre direkt nebeneinander dargestellt sowie tabellarisch ausgewertet werden konnte.

Begleitende Untersuchungen

Die Strukturgütekartierung der 92 Fließgewässerabschnitte erfolgte nach den Vorgaben der LAWA (2000), wobei die abschließende Einteilung in Güteklassen nach dem Schema vom Baden-Württemberg erfolgte, bei dem 5 (statt 7 bei der LAWA) Güteklassen unterschieden werden.

schieden werden.

Die Wasseranalysen umfassten die Bestimmung von Temperatur, pH, LF (vor Ort) sowie $K_{S4,3}$ Ammonium, Nitrat, ortho- und Gesamt-Phosphat, Chlorid sowie Gesamt- und Carbonathärte im Zentrallabor der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz in Karlsruhe.

Ergebnisse

In der Alb wurden 2005 insgesamt 26 Arten der submersen Makophyten gefunden. Damit wurde die bisher höchste Artenzahl dieser Organismengruppe in der Alb nachgewiesen (1979: 17 Arten; 1996: 20 Arten). Verglichen mit anderen Fließgewässern Süddeutschlands ist diese Zahl für ein einzelnes Gewässer beachtlich, wobei der Oberlauf mit durchschnittlich 3,8 Arten pro Abschnitt deutlich artenärmer ist als der eher potamal geprägte Unterlauf mit im Mittel 9,2 Arten. Diese Pflanzenbesiedlung entspricht den natürlichen Gegebenheiten dieses in Fließgewässertyp 5 „grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ nach Pottgießer & Sommerhäuser (2004) eingeordneten Fließgewässers.

Die auf den Unterlauf beschränkten Arten *Potamogeton nodosus* und *P. natans* sowie *Butomus umbellatus* bleiben weiterhin auf den Abschnitt nach Einmündung des Federbachs begrenzt. *Ranunculus fluitans* zeigt sich in der Verbreitung gegenüber 1996 konstant, nachdem sich diese Art seit 1979 vor allem im Mittellauf ausgebreitet hatte. *Potamogeton pectinatus* hat im Unterlauf ein seit 1979 stabiles, allerdings in den Häufigkeiten schwankendes Vorkommen. Starke Ausbreitungstendenzen zeigte *Potamogeton crispus* zwischen 1979 und 1996, während die Areale 2005 mit denen von 1996 übereinstimmen. Die Arten *Ranunculus peltatus*, *Fontinalis antipyretica* und *F. squamosa* haben nach starker Ausbreitung zwischen 1979 und 1996 nun seither eine recht konstante Verbreitung, wobei *F. antipyretica* zwischen Bad Herrenalb und dem Rheinhafen Karlsruhe inzwischen fast flächendeckend in allen Abschnitten nachgewiesen werden konnte. Einzig die Armleuchteralge *Nitella opaca* ist nach einer starken Zunahme in den 80er und 90er Jahren des letzten Jahrhunderts nun in den Bereichen ihres Vorkommens rückläufig.

Tab. 1: Bewertungen nach WRRL im Vergleich

| | Bewertung WRRL | Anzahl Abschnitte | %-Anteil an Gesamtanzahl Abschnitte | Summe der bewerteten Abschnitte | Bewertung WRRL | Summe Kilometer | %-Anteil an den Gesamt-Kilometern | Summe der bewerteten Kilometer |
|------|----------------|-------------------|-------------------------------------|---------------------------------|----------------|-----------------|-----------------------------------|--------------------------------|
| 2005 | Klasse 1 | 12 | 13,04 | 57 (93) - 61,29 % | Klasse 1 | 3,7 | 7,13 | 28,1 (52,7) - 53,32 % |
| | Klasse 2 | 25 | 27,17 | | Klasse 2 | 13,2 | 25,43 | |
| | Klasse 3 | 10 | 10,87 | | Klasse 3 | 4,4 | 8,48 | |
| | Klasse 4 | 10 | 10,87 | | Klasse 4 | 6 | 11,56 | |
| | k.A. | 35 | 38,04 | | k.A. | 24,6 | 47,40 | |
| | Summe | 92 | 100,00 | | Summe | 51,9 | 100,00 | |
| 1996 | Klasse 1 | 12 | 13,79 | 51 (87) - 58,62 % | Klasse 1 | 5,3 | 10,06 | 28,8 (52,7) - 54,65 % |
| | Klasse 2 | 21 | 24,14 | | Klasse 2 | 10,9 | 20,68 | |
| | Klasse 3 | 13 | 14,94 | | Klasse 3 | 7 | 13,28 | |
| | Klasse 4 | 5 | 5,75 | | Klasse 4 | 5,6 | 10,63 | |
| | k.A. | 36 | 41,38 | | k.A. | 23,9 | 45,35 | |
| | Summe | 87 | 100,00 | | Summe | 52,7 | 100,00 | |
| 1979 | Klasse 1 | 5 | 8,93 | 22 (56) - 39,29 % | Klasse 1 | 3,1 | 5,88 | 16,8 (52,7) - 31,88 % |
| | Klasse 2 | 13 | 23,21 | | Klasse 2 | 9,5 | 18,03 | |
| | Klasse 3 | 1 | 1,79 | | Klasse 3 | 0,7 | 1,33 | |
| | Klasse 4 | 3 | 5,36 | | Klasse 4 | 3,5 | 6,84 | |
| | k.A. | 34 | 60,71 | | k.A. | 35,9 | 68,12 | |
| | Summe | 56 | 100,00 | | Summe | 52,7 | 100,00 | |

Das zusammengefasste Ergebnis der anschließenden Auswertung nach den Vorgaben der WRRL für die drei Jahre zeigt Tabelle 1. „Keine Angabe“ bezüglich der Einordnung in eine Klasse nach WRRL war bei Abschnitten der Fall, die entweder zu wenige Arten oder auch zu geringe Abundanzen der vorgefundenen Arten aufwiesen, um eine Aussage zu treffen. Der Anteil der Abschnitte (linke Tabelle) und Strecken (rechte Tabelle), die nicht bewertet werden konnten, hat sich seit 1979 verringert. Dennoch sind 2005 weiterhin mehr als 1/3 der Abschnitte, bzw. 47 % der Länge der gesamten Alb, nicht in eine der 4 ökologischen Zustandsklassen einzuteilen. Gegenüber 68% der Strecke im Jahre 1979 ist dies aber eine wesentliche Verbesserung der Auswertbarkeit.

Die ökologische Zustandsklasse 1 erfährt nach der Steigerung der Streckenanteile von 5,9 % (1979) auf 10,1 % (1996) nun eine Verringerung auf 7,1 %. Bei der Anzahl der Abschnitte findet diese Tendenz des Rückgangs mit 13,0 % (2005) gegenüber 13,8 % im Jahre 1996 keine so deutliche Entsprechung. Gleiche Tendenzen ergeben sich bei der Klasse 3, die ebenfalls von 1979 auf 1996 deutliche Zunahmen zeigte, während sie jetzt wieder geringere Anteile sowohl der Strecke als auch der Abschnitte einnimmt. Eine leichte, dennoch deutlich erkennbare Zunahme bei beiden Berechnungen zeigt die Zustandsklasse 2, die 1979 einen Anteil von 18 % des Albverlaufs ausmachte, 1996 bei 20,7 % lag und aktuell auf einen Anteil von 25,4 % kommt. Die Klasse 4 stagniert bei 10 bis 11 % der Streckenlänge der Alb im Vergleich von 1996 und 2005 gegenüber 6,7 % im Jahre 1979. Folglich ist als deutlichste Entwicklung festzuhalten, dass die Anteile der überhaupt bewertbaren Abschnitte und Streckenlängen kontinuierlich zunehmen. Dies beruht auf einer allgemein höheren Artenzahl bzw. Abundanz im Jahre 2005 gegenüber 1996 und 1979.

Im Durchschnitt über den gesamten Flussverlauf der Alb ergibt sich in der Summe keine wesentlich veränderte Einstufung in den 3 betrachteten Jahren. In allen drei Jahren ist die Alb im Durchschnitt in die ökologische Zustandsklasse 2 nach WRRL einzuordnen (2005: 2,43; 1996: 2,45; 1979: 2,27).

Diskussion / Zusammenfassung

Die Gegenüberstellung mit den Ergebnissen der Strukturgütekartierung zeigt, dass die Strömungsverhältnisse, die Beschaffenheit der Sohle und die Beschattungsverhältnisse im und am Gewässer ausschlaggebende Faktoren für die Besiedelung mit submersen Makrophyten sind. Die für die Strukturgüte ebenso gewichtigen – für die Wasserpflanzenbesiedelung aber nicht wesentlichen – Ufer- und Umlandstrukturen ergeben bei der zusammenfassenden Bewertung in Form einer Struk-

turgüteklasse ein anderes Bild als die mittels der Makrophyten ausgewiesenen ökologischen Zustandsklassen nach WRRL.

Durch die vorliegende Untersuchung wurde in der Alb eine Abnahme der Nährstoffkonzentrationen sowie der Belastung durch das erwärmte Rheinwasser, das als Kühlwasser für das Heizkraftwerk West in Karlsruhe Verwendung findet, festgestellt. Trotz der weiter verbesserten Belastungssituation stellt die Kläranlage Neurod im Albtal noch immer einen Belastungsschwerpunkt im Gewässer-verlauf dar.

Die Anwendung des vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft erarbeiteten Verfahrens zur Makrophyten-Bewertung nach den Vorgaben der WRRL war für die Ergebnisse der Kartierungen an der Alb grundsätzlich möglich, aber insbesondere im für diesen Gewässertyp üblicherweise makrophytenarmen Oberlauf konnten viele Abschnitte alleine auf Grund der Wasserpflanzen nicht bewertet werden. In allen Jahren reicht die Spanne für die einzelnen Abschnitte von Zustandsklasse 1 bis 4. Im Mittel aller bewertbaren Abschnitte ergibt sich bei der Betrachtung des gesamten Fluss-verlaufs für die Bewertung nach WRRL im Vergleich der drei Jahre kein Unterschied: sowohl 1979 (2,27) als auch 1996 (2,45) und 2005 (2,43) wird die Alb in die ökologische Zustandsklasse 2 eingestuft. Bezogen auf die stoffliche Gewässerbelastung ergibt sich z. T. ein unerwartetes Bild, so steigt unterhalb der Kläranlage Neurod – bei erheblich gesteigener Nährstoffbelastung – die ökologische Zustandsklasse von 2 (gut) auf 1 (sehr gut).

Danksagung

Diese Untersuchung war Gegenstand einer Diplomarbeit im Studiengang Geoökologie, angefertigt an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg in Karlsruhe (Gutfleisch 2006).

Literatur

- Gutfleisch, M. (2006): Bewertung der Veränderungen der Wasserpflanzenflora der Alb im Verlauf der letzten 3 Jahrzehnte nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Diplomarbeit im Studiengang Geoökologie am Institut für Geographie und Geoökologie der Universität Karlsruhe (TH), 127 S.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - In: Landschaft + Stadt 10: 73-85.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Hrsg.) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, 145 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz, Hrsg.) (2005): Das Albtal. Natur und Kultur vom Schwarzwald bis zum Rhein. Verlag Regionalkultur, Heidelberg, 320 S.
- LfW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Hrsg.) (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht Januar 2004, 615 S.
- LfW (Hrsg.) (2005): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand April 2005, 88 S.
- Monschau-Dudenhausen, K. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. - In: LFU (Hrsg.): Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 28, Karlsruhe: 1-118.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands. Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – In: Steinberg, C., Bernhardt, H., & Klapper, H. (Hrsg.), Handbuch Angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag, VIII-2.1.
- Schneider, Sylvia (1997): Untersuchungen zur Verbreitung von Makrophyten als Belastungsindikatoren in der Alb, 1996 im Vergleich zu 1979. Diplomarbeit im Studiengang Geoökologie am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (TH), 87 S.

Fluss- und Seenlandschaften – vor ca. 200 Jahren und heute

Hamm, Alfred

Farnweg 16, 86161 Augsburg; ursula.hamm-boehme@augustakom.net

Der Vergleich von Fluss- und Seenlandschaften auf Gemälden und Graphiken aus der Zeit von ca. 1750 – 1850 (also vor Erfindung der Fotografie) mit den heutigen Ansichten bietet interessante Möglichkeiten, die Entwicklung der Gewässer und ihrer Landschaften zu rekonstruieren. Dabei spielen nicht nur gewässermorphologische Aspekte eine Rolle, sondern auch kulturhistorische und sozioökonomische Momente. Insbesondere wird der Wandel der Nutzungsansprüche an die Gewässer deutlich.

Die zeichnerische oder malerische Bearbeitung der heutigen Ansichten auf der Grundlage der früheren Bilder oder Graphiken erweist sich als Vorteil gegenüber der Fotografie, da man:

- sich ähnlicher Stil und Arbeitsmittel bedienen kann,
- unabhängig wird von der getreuen Auffindung der früheren Standorte, was heute z.T. äußerst schwierig oder auch unmöglich ist,
- Teile der Ansichten im Bilde zusammenbauen kann (was die Maler und Zeichner früher auch getan haben), und
- wesentliche Aussagen herausarbeiten kann.

Dabei helfen moderne Techniken der Bildbearbeitung am Computer.

Elbe

Der Canaletto-Blick: zugleich eine Hommage an Dresden, den Tagungsort der DGL-Jahrestagung 2006



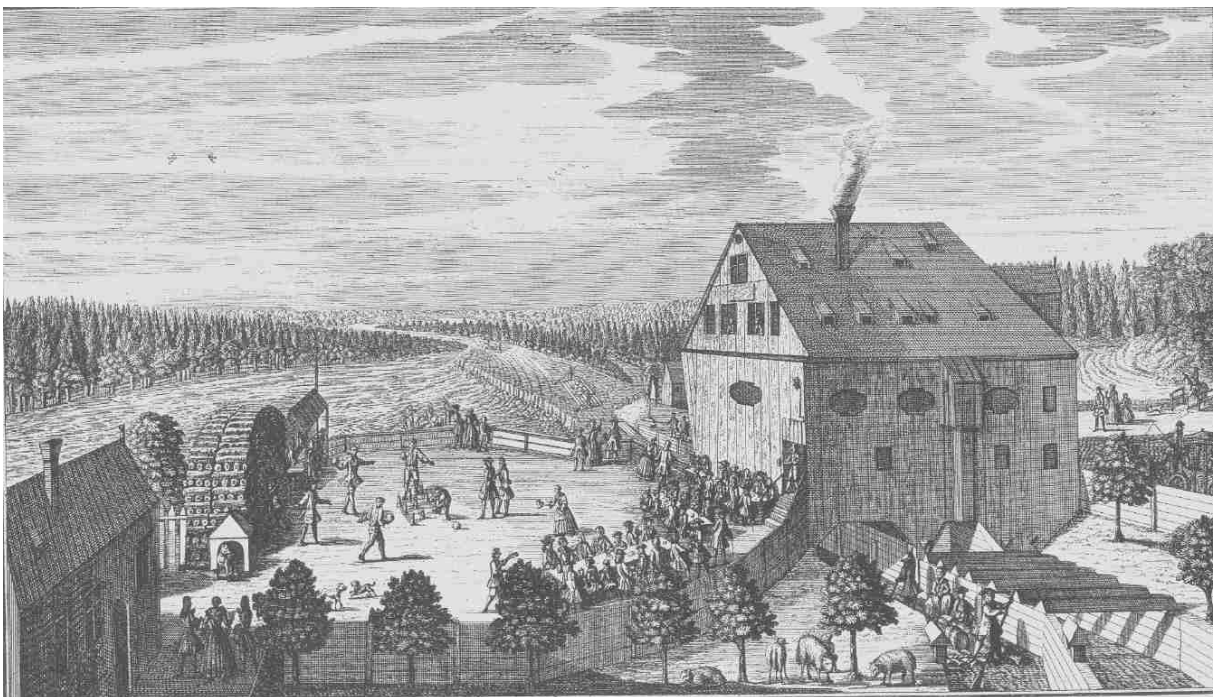
Bernardo Bellotto, gen. Canaletto: Dresden vom rechten Elbufer unterhalb der Augustusbrücke, 1748; Gemäldegalerie Alte Meister, Staatliche Kunstsammlungen Dresden



A.Hamm: Adaptation des Canaletto-Bildes an die Situation des Jahres 2006. Staffage im Vordergrund: das Geschäftsführende Präsidium der DGL auf den Elbwiesen.

Der Hochablass am Lech bei Augsburg

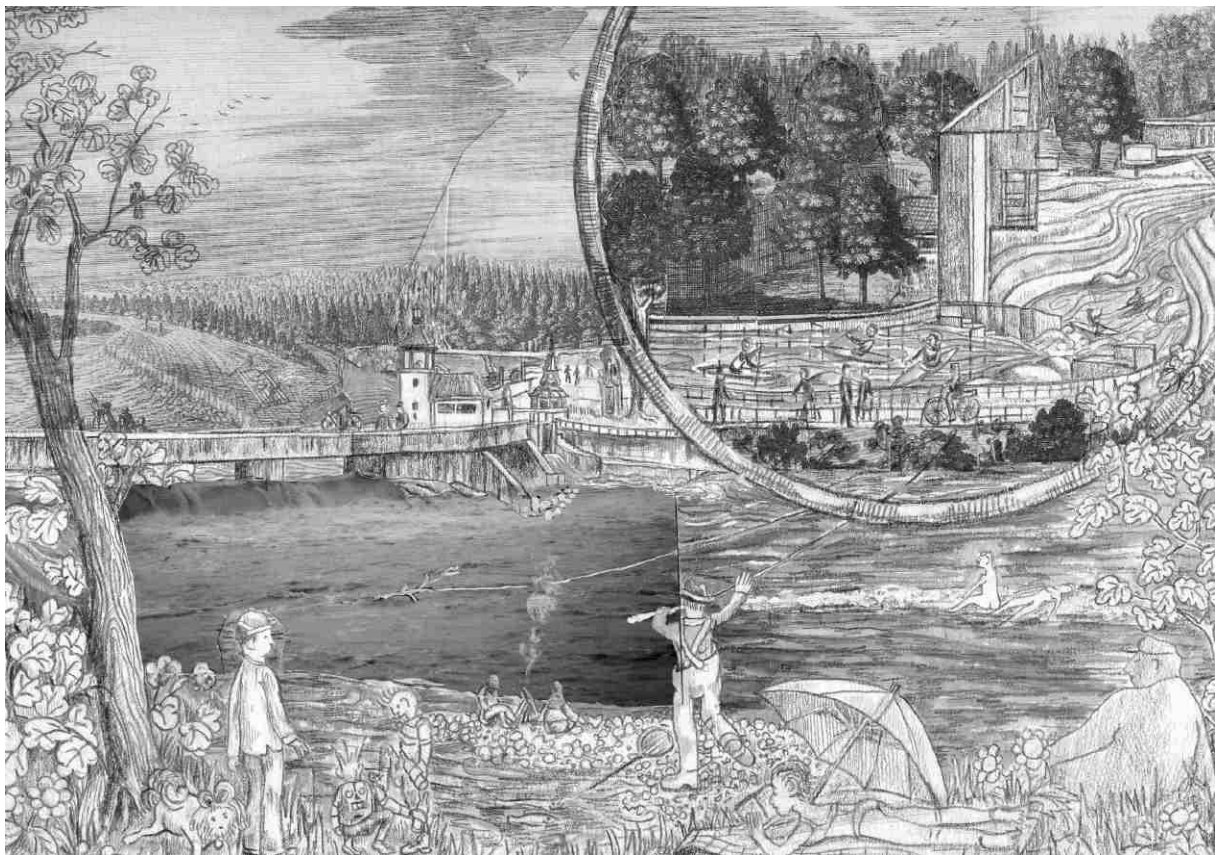
Der sog. „Hochablass“ am Lech bei Augsburg existiert seit dem Spätmittelalter und dient der Ableitung von Lechwasser in die Stadtbäche. Die dadurch bereit gestellte Wasserkraft, die in vielen Mühlen, Trieb- und Pumpwerken genutzt wurde, war für die Entwicklung von Augsburg als gewerbefleißige Reichsstadt – und insbesondere auch im 19. Jhd. als Industriestadt – von ausschlaggebender Bedeutung (siehe auch: *W. Ruckdeschl*: Technische Denkmale in Augsburg. Brigitte Settele Verlag, 1984).



Carolus Remshard: Clausura Lici; Kupferstich; Ed. Joh. Frid. Probst, Augsburg; um 1720

Der Kupferstich um 1720 zeigt ein Streichwehr, dessen westlicher Kopf etwa 150 m unterhalb des heutigen Wehres lag. Das Wehr wurde aus mit Holzpfehlen in den Boden gerammten „Wuhr“- oder Wehrkästen errichtet, die mit Steinen gefüllt waren. Das Schleusenhaus hatte zwei Durchlässe, von denen der Hauptdurchlass auch als Floßgasse diente. Wie der Stich sehr anschaulich zeigt, war der Hochablass schon damals ein beliebtes Ausflugsziel, wo sich die Menschen bei Speis und Trank, beim Kegeln, Spazieren gehen und mit Floßfahrten vergnügten.

Die Wehreinrichtungen wurden durch kriegerische Einwirkungen und Hochwässer im Lauf der Jahrhunderte mehrfach schwer beschädigt; endgültig zerstört wurde das alte Streichwehr durch ein Hochwasser im Juni 1910. Daraufhin wurde der Hochablass völlig neu errichtet, mit festen und beweglichen Wehrklappen, so wie er heute noch steht. Für die Olympiade 1972 wurde eine der beiden Ableitungen als Wildwasser-Kanu-Strecke ausgebaut. Nach wie vor sind der Lech am Hochablass und die Kanustrecke beliebte Ausflugsziele, wobei sich die Formen der Erholungsnutzung am Wasser selbstverständlich in manchen Details gegenüber früher geändert haben.

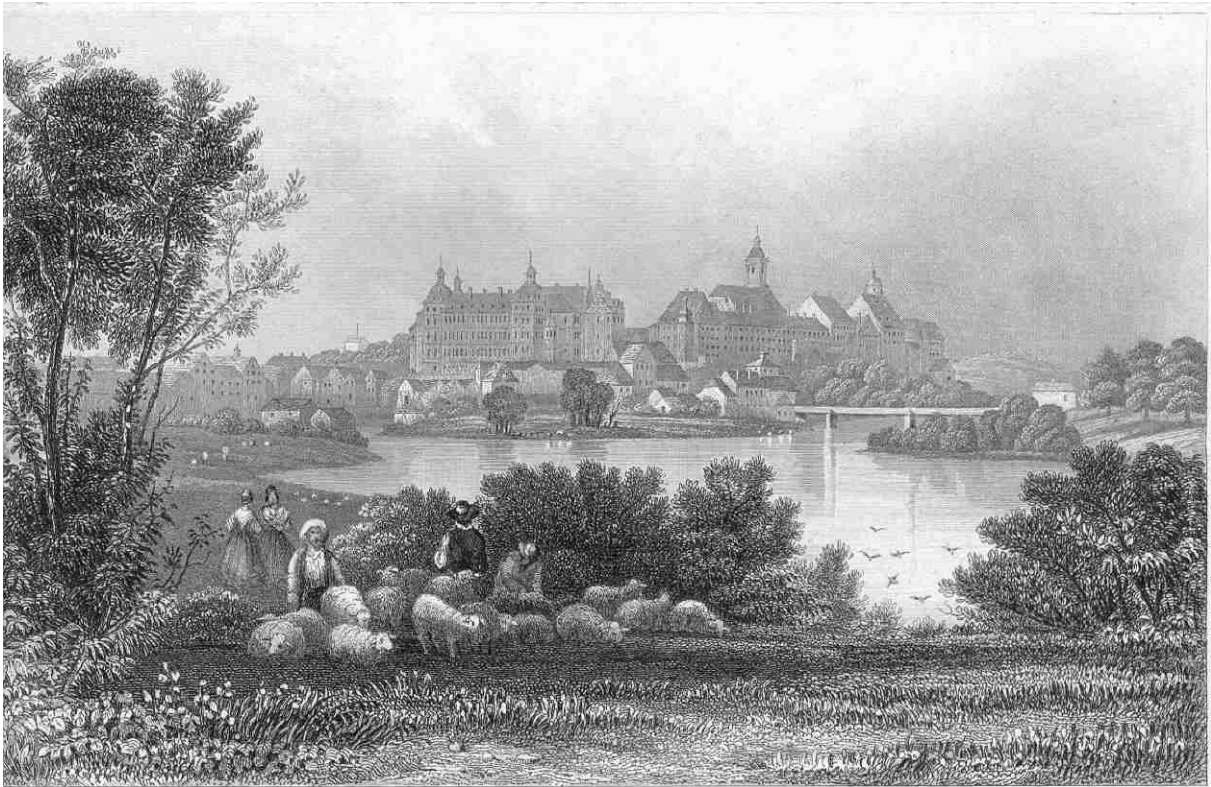


A.Hamm: Der Hochablass am Lech bei Augsburg im Jahre 2006; Collage

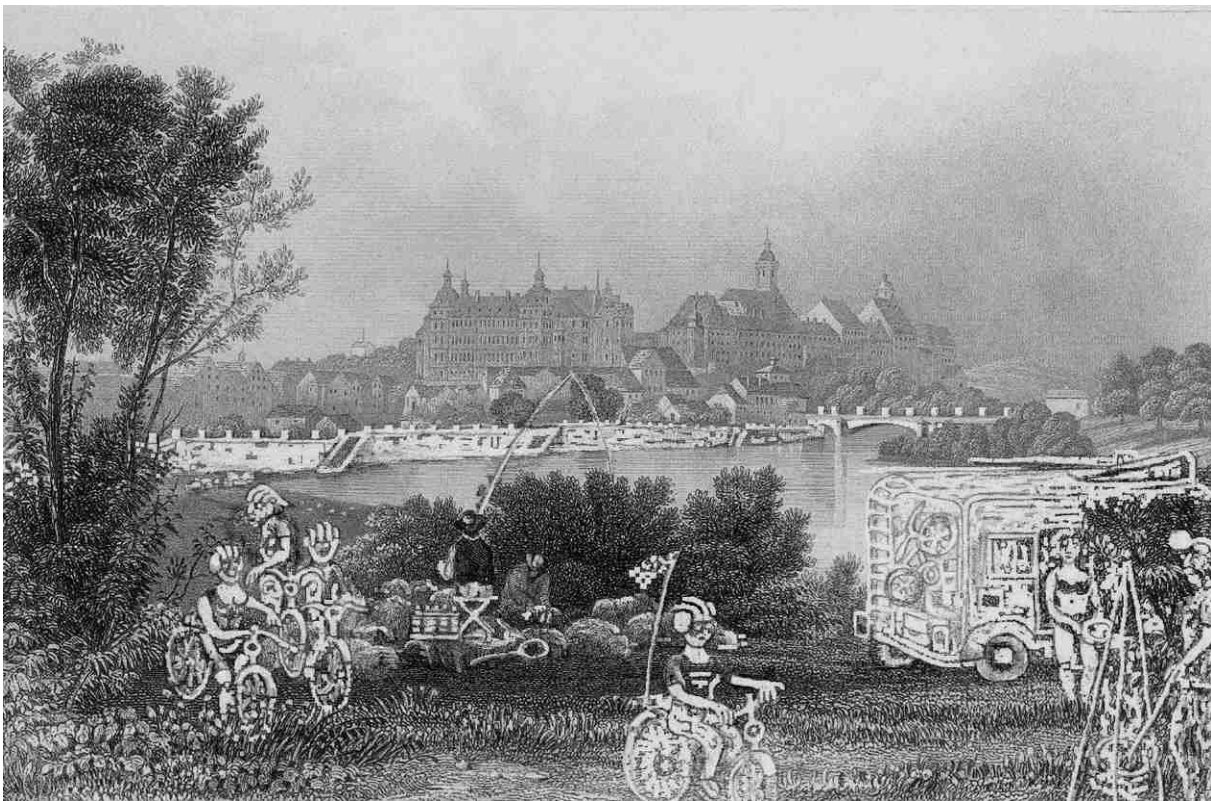
Neuburg an der Donau

Schloss und Altstadt auf einem Hügel über der Donau sind in ihrer Ansicht vom Fluss aus kaum verändert. Auch der Flusslauf der Donau mit zwei Armen stellt sich heute noch weitgehend so dar, wie um 1850. Neu ist die Hochwasserschutzmauer, die nach dem Pfingsthochwasser 1999, das sich in Neuburg an der Donau besonders kritisch ausgewirkt hat, gebaut wurde. Anstelle des Schäferidylls am weidenbewachsenen Ufer findet sich heute ein großräumiger Wohnwagenparkplatz. Der

stark frequentierte Donau-Radwanderweg als neue Form der gewässerbegleitenden Nutzung führt hier vorbei.

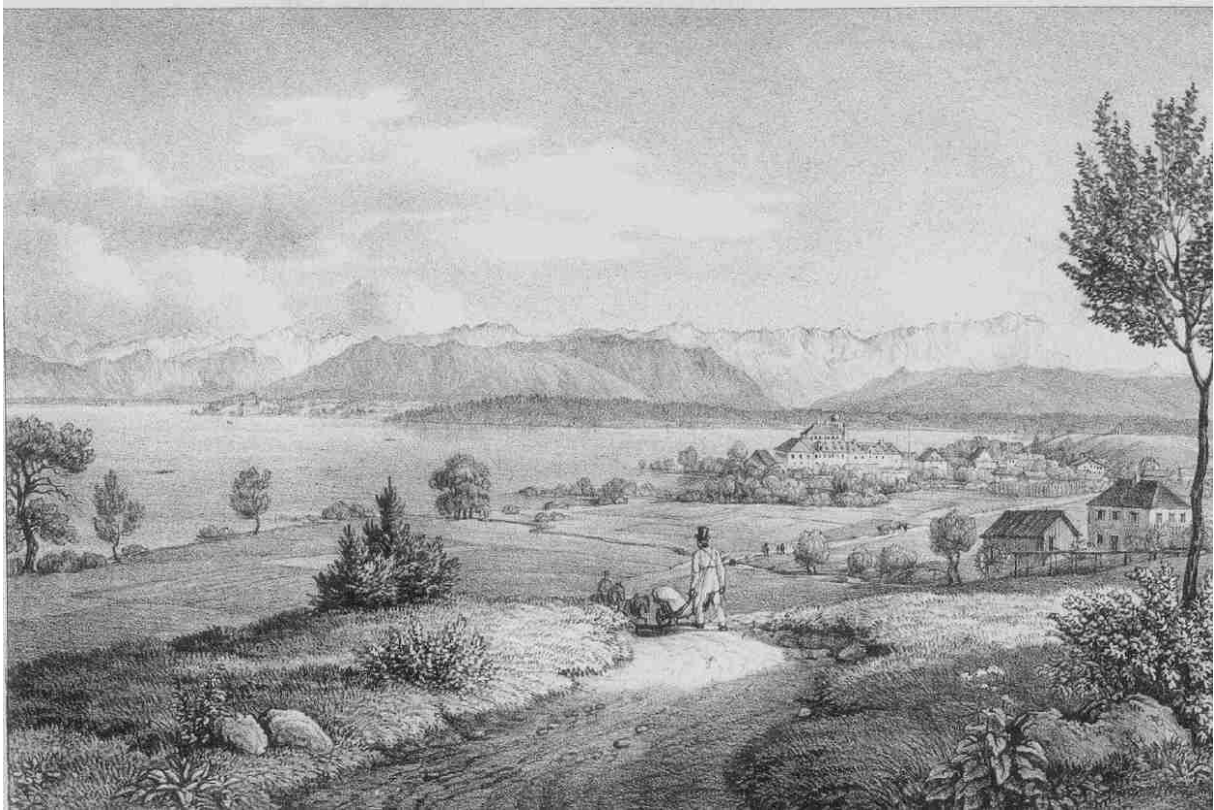


Neuburg an der Donau; Stahlstich um 1850



A.Hamm: Adaptation des Stahlstiches an die Situation im Jahre 2006

Tutzing am Starnberger See



Gustav Kraus: Lithographie, 1837; aus: „Alpenblumen“; Verlag Lindauer München
(siehe auch: *Christine Pressler*: *Gustav Kraus – Monographie*, Verlag Robert Wölfle, 1977; Nr. 260)



A. Hamm: Adaptation der Lithographie von G. Kraus an die Situation im Jahre 2006

Die Lithographie von G. Kraus aus dem Jahre 1837 zeigt das Schloss und die wenigen Häuser des einstigen Fischerdorfes Tutzing am Starnberger See. Im Vordergrund Wiesen und ein Weg sowie am Bach (dem sog. „Kalkgraben“) die Walzmühle. Auffallend ist der geringe Baumbestand. Im Hintergrund See und Alpen (rechts die Zugspitze). Die Adaptation dieser Ansicht an die heutige Situation von etwa dem gleichen Standpunkt aus zeigt im Vordergrund den Blick auf die üblichen Versorgungseinrichtungen eines Ortes. Die Bebauung hat sich erheblich ausgeweitet, bemerkenswert ist aber auch, dass es wesentlich mehr Gärten und Bäume gibt. Auf dem See dominiert die Erholungsnutzung. Der Himmel ist gezeichnet von den Spuren der Flugzeuge. Nur die Alpen erscheinen zumindest von der Ferne unverändert.

Schlussfolgerungen

In einem früheren Beitrag (*Hamm, 2003*) wurde dargelegt, dass die Gemälde, Zeichnungen und Graphiken insbesondere aus der ersten Hälfte des 19. Jhd. sehr anschaulich das Erscheinungsbild unserer Landschaften und Gewässer vor ca. 200 Jahren widerspiegeln. Es gab damals weithin eine „offene Landschaft“ mit vergleichsweise wenig Wald, auch mit erheblichen Erosionsflächen, aber mosaikartig und vielgestaltig, eine Folge der Jahrhunderte langen (ungeordneten) Nutzung. Die ökologische Diversität dürfte sehr hoch gewesen sein. In den o.a. Bildbeispielen wird gezeigt, dass die Gewässer im Bereich der Siedlungen aber auch früher schon in vielfältiger Weise „verbaut“ und die Gewässernutzungen von ausschlaggebender Bedeutung für die wirtschaftlichen, kulturellen und sozioökonomische Entwicklungen waren. Die Nutzungsansprüche haben sich in mancher Hinsicht geändert, wobei heute die Erholungsnutzung eine besonders wichtige Rolle spielt.

Literaturhinweise

A. Hamm: Die malerische Entdeckung der Fluss- und Seenlandschaften in der 1. Hälfte des 19. Jhd. – ein Beitrag zur Leitbilddiskussion. Tagungsbericht 2003 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL) und der deutschsprachigen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL); Köln, 29.Sept.- 3.Okt. 2003; S.1.

Seenbewertung mit Phytoplankton nach EG Wasserrahmenrichtlinie - Voraussetzungen und Erfahrungen.

Hoehn, Eberhard¹, Riedmüller, Ursula¹, Mischke, Ute² & Nixdorf, Brigitte³

¹LBH, Glümerstr. 2a, D-79102 Freiburg, E-Mail Hoehn: lbh@gmx.de, E-Mail Riedmüller bnoe@gewässerfragen.de

²Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin. E-Mail: mischke@igb-berlin.de

³Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: b.nixdorf@t-online.de

Keywords: Phytoplankton, Seenbewertung, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Mutimetrischer Index, Probenahme, Praxistest

Einleitung

Für ein Bewertungsverfahren nach EU-Wasserrahmenrichtlinie ist Phytoplankton grundsätzlich geeignet, da es als Anzeiger der Nährstoffbelastung dienen kann. Phosphateinträge in die Seen sind auch heute noch eine der Hauptbelastungsquellen. Phytoplankton kann für eine Bewertung der Trophie (Ausmaß der Primärproduktion) als Maß für die Degradation (Eutrophierung) herangezogen werden. In einem bundesweiten F+E-Projekt wurde aus vorliegenden Datensätzen im Auftrag der LAWA ein Bewertungsverfahren für Phytoplankton entwickelt (Nixdorf et al. 2006). Die Wasserrahmenrichtlinie erfordert einen typspezifischen Ansatz, wobei Referenzbedingungen definiert werden müssen. Hierfür wurde Typologie nach LAWA (Mathes et al. 2002) zu Grunde gelegt. Die Bewertung erfolgt durch ein multimetrisches System. Das Bewertungsergebnis ist ein nach Ökoregion unterschiedlich gewichteter Mittelwert aus den Einzelmetrics Gesamtbiovolumen, Algenklassenanteile, Artenzusammensetzung sowie im Tiefland Diatomeenzusammensetzung aus Proben des Profundals. Das Bewertungsverfahren wurde mit Daten aus 2005/2006 einem Praxistest unterzogen.

Einzelmetrics des Bewertungsverfahrens

Gesamtbiovolumen

Für alle Seentypen erfolgte eine spezifische stufenlose Anpassung des Bewertungswertes (1 bis 5) an das mittlere Gesamtbiovolumen in der Vergetationszeit April – Oktober (Tab. 1).

Tab. 1: Regressionen kontinuierliche Funktion mittl. Biovolumen vs. Bewertungswert, alle Typen

| Referenztrophie | LAWA-Typ (Mathes et al. 2002) | Bewertungswert (y) von x (Biovolumen [mm ³ /l]) |
|-----------------|-------------------------------|--|
| o | 4 | $y = 1,0923 \ln(x) + 2,2647$ |
| o-m1 | 13 | $y = 1,2362 \ln(x) + 1,8321$ |
| o-m1 | 2 + 3 | $y = 1,3971 \ln(x) + 1,3689$ |
| m1-m2 | 1 | $y = 1,3852 \ln(x) + 0,953$ |
| m1-m2 (-e1) | 10 | $y = 3,095x + 1,0329$ |
| m1-m2 | 14 | $y = 1,3979 \ln(x) + 0,5329$ |
| m2-e1 | 11.1 + 12 | $y = 1,4881 \ln(x) - 0,5943$ |
| e1-e2 | 11.2 | $y = 1,5706 \ln(x) - 1,3397$ |

Algenklassen

Zur Bewertung wird entweder der relative Anteil der spezifischen Algenklassen oder im Fall von Chlorophyceen, Cryptophyceen und Cyanobakterien die absoluten Biovolumina der Algenklassen in ausgewählten Zeiträumen herangezogen (Tab.2). In den Alpen- und Voralpenseen führt ein Cyanobakterien-Vorkommen, über 4 mm³/l zu einer schlechten Bewertung, in den geschichteten Tieflandseen werden die Dinophyceen zur Indikation zur Cyanobakterienbiomasse dazu addiert. Die Mittelwerte der Algenklassen werden mit den Seetyp-spezifischen Werten verglichen (nicht dargestellt). Das „Algenklassen“-Metric ist ein Mittel aller Werte einer definierten Periode mit 3 bis 4 Bewertungsergebnissen aus Einzelprobenterminen.

Tab. 2: Verwendete Algenklassen und die zu betrachtende Perioden.

| spezifische Algenklasse Ökoregion | Cyanobakterien | Chlorophyceen + Cryptophyceen | Dino- phyceen | Chryso- phyceen | Diatomeen |
|--------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------------------|--------------------|-------------|
| Alpen + Voralpen | April-Oktober | April-Oktober | Juni - Juli | April- Oktober | verschieden |
| Tiefland, geschichtet | Juli – Oktober plus Dinophyceen | Juni-Juli nur Chlorophyceen | Juli - Oktober | April- Oktober | |
| Tiefland, ungeschichtet | Juli - Oktober | Juni-Juli nur Chlorophyceen | Juni - Juli | April- Oktober | verschieden |

Artenzusammensetzung (PTSI)

Die Bewertung der Artenzusammensetzung erfolgt mit dem sog. Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI). Dieser beruht auf der Verwendung von Indikatorarten. Für die Ökoregionen Alpen und Voralpen und das norddeutsche Tiefland wurden eigene Indikatorlisten mit jeweils rund 100-120 verschiedenen Taxa erstellt, wobei im Tiefland nochmals zwischen geschichteten und ungeschichteten Seen unterschieden wird (Riedmüller et al. 2006).

Die Anwendung der Indikatorlisten sowie die Berechnung des PTSI erfolgt auf der Basis eines Probenbefundes nach der Formel (vergleichbar dem Saprobien- oder Diatomeenindex):

$$PTSI = \frac{\sum (Abundanzklasse_i \times TAW_i \times Stenökiefaktor_i)}{\sum (Abundanzklasse_i \times Stenökiefaktor_i)}$$

PTSI = Phytoplankton-Taxa-Seen-Index pro Probe

Abundanzklasse_i = Abundanzklasse des i-ten Taxons in der Probe, Taxon-Biovolumen log-transformiert.

TAW_i = Trophieankerwert des i-ten Indikatortaxons

Stenökiefaktor_i = Stenökiefaktor des i-ten Indikatortaxons

Als kritische Grenzen der Indexermittlung wurden festgelegt: Standardabweichung < 0,6, in der Vorwarnstufe < 0,4, Mindestzahl der Indikator taxa = 4, Summe der Abundanz ziffern > 12.

Diatomeen im Profundal (DI-Prof, Anwendung ausschließlich in Tieflandseen)

Für die Anwendung des Diatomeenindex aus Profundalproben (DI-Prof) müssen Sedimentproben genommen werden. Aus einer Probe des Oberflächensediments werden die Diatomeen aufbereitet. Es genügt i.d.R. eine einmalige Probennahme, welche die vergangenen ca. 2-5 Jahre integriert. Es wird die relative Häufigkeit [%] der gefundenen Diatomeenschalen ermittelt. Für 22 pelagische Diatomeenarten wurden in Relation zum Gesamt-P die Trophieoptima und Stenökiewerte ausschließlich für Tieflandseen ermittelt (Schönfelder 2003, 2004a, b).

Die Index-Berechnung erfolgt nach folgender Formel:

$$DI - PROF = \frac{\sum(\sqrt{DOM - W_i} \times TO - PROF_i \times G - PROF_i)}{\sum(\sqrt{DOM - W_i} \times G - PROF_i)}$$

Hier gehen ein (für jedes Taxon der 22 Diatomeenarten):

| | |
|------------------------------|--------|
| Dominanzwert (DOM-W) | [%] |
| Trophieoptimumwert (TO-PROF) | [1..5] |
| Gewichtungswert (G-PROF) | [1..4] |

Methodische Vorgaben

Für die Durchführung des Praxistests wurden methodische Vorgaben zu Probenahme und Laborbehandlung gemacht, um vergleichbare Daten zu erhalten.

Probennahme

In Abhängigkeit vom Durchmischungs- und Durchlichtungsregime wird jeweils eine Mischprobe mit Intergralschöpfer (optimal) bzw. Friedinger-Schöpfer aus den folgenden Wasserschichten entnommen (vgl. auch CEN-Entwurf 2007):

- a) in polymiktischen Seen (auch wenn der See zum Probennahmezeitpunkt geschichtet sein sollte, liegt in diesen Gewässern in der Vegetationsphase die Temperatur im Hypolimnion über 8°C) aus der gesamten Wassersäule bis maximal 6 m bzw. etwa 1 m über Grund in Mischproben in 0,5–1 m–Abständen.
- b) in mono- oder dimiktischen Seen, Mischproben in 1–2 m–Abständen:
 - während der Vollzirkulation aus der durchmischten Schicht bis zur mittleren Tiefe des Sees, im norddeutschen Tiefland jedoch maximal nur bis in 10 m Tiefe. Für besonders tiefe Seen (z.B. Bayern, Baden-Württemberg) kann bei Vollzirkulation eine gesonderte Strategie zur Probenahme festgelegt bzw. beibehalten werden (Bayern, Baden-Württemberg: 0-20 m Beprobung bzw. euphotische Tiefe).
 - bei Stagnation werden zwei Zustände für die Probenahme unterschieden:
 - A) In trüben ($Z_{eu} < Z_{epi}$) Seen wird bei Stagnation eine epilimnische Mischprobe entnommen.
 - B) In klaren ($Z_{eu} > Z_{epi}$) Seen wird entweder eine Probe aus der euphotischen Zone oder alternativ aus der epilimnischen Zone entnommen.

Mikroskopie-Vorschrift

Für die Mikroskopie wurden in Anlehnung an EN 15204 folgende methodische Vorgaben gemacht:

- Mindestens 400 Objekte zählen mit Utermöhl-Technik
- Mindestens 15 – 20 Taxa (in ultraoligotrophen artenarmen Seen mindestens 9 Taxa)
- Zählung bei 2 verschiedenen Vergrößerungen: a) 400x, mindestens 2 Zähltransekte und b) 100-200x, gesamte Zählkammerfläche (mindestens halbe Kammerfläche)
- Arten mit hoher Größenvariabilität müssen in Größenklassen gezählt und vermessen werden
- Für Arten mit geringer Größenvariabilität dürfen ggf. Standard-Biovolumen verwendet werden
- Die Bestimmung muss nach einer Mindestbestimmbarkeitsliste erfolgen, in der neben dem taxonomischen Niveau das Standard-Biovolumen aufgeführt ist (Mischke 2006)

Analyse der pelagischen Diatomeen

Die Diatomeenbestimmung muss mit gesonderten Objektträger-Präparaten (Vergrößerung 1000x, Öl-Immersion) erfolgen. Die relative Häufigkeit aller gefundenen Diatomeentaxa wird auf die Utermöhl-Zählung der selben Größenklasse übertragen um die absolute Zellzahl zu erhalten. Bei der Übertragung dieser Ergebnisse auf die Daten der Utermöhl-Probe kann sich folgendes Problem ergeben:

In Utermöhl-Probe (quantitativ) werden nur „lebende Zellen“ (mit Protoplast) in den Größenklassen aufgenommen, hingegen kann im Diatomeenpräparat hier keine Unterscheidung erfolgen, da die organischen Bestandteile der Schalen mit der Präparation entfernt wurden. Ein großer Anteil toter Zellen kann zu nicht besetzten Größenklassen bei Zählungen führen. Daher wurde die Festlegung getroffen, dass Größenklassen der quantitativen Probe maßgebend sind. Nur auf diese wird die relative Zusammensetzung der Diatomeenarten übertragen, die am Schalenpräparat ermittelt wurden.

Eine Auswertung in Größenklassen ist sinnvoll und ohne Alternative, da sonst die Gefahr besteht, dass z.B. große tote, leere Zellen in die Biovolumenberechnung mit eingehen würden und ohne Größenklassen keine Standardbiovolumina für die Biovolumenbestimmung verwendet werden könnten.

Datenmaterial im Praxistest

Ab 2005 sollten Planktonuntersuchungen der Bundesländer mit neuen Methoden erfolgen (Praxistest). Mit diesen Daten soll das Bewertungsverfahren nun validiert und angepasst werden (Tab. 3).

Tab. 3: Daten im Praxistest 2005/2006 der beteiligten Bundesländer

| Bundesland | Seenjahre angekündigt | Anzahl Seen angekündigt | Diatomeen-analyse der planktischen Taxa in Seenjahre | Di-Prof Seen Anzahl | Beprobungsfrequenz |
|-------------------------------|-----------------------|-------------------------|--|---------------------|-----------------------|
| Mecklenburg-Vorpommern | 93 | 73 | nein | | nur 4-5 Proben |
| Schleswig-Holstein | 44 | 38 | 15 Seenjahre | 14 (35) | ok |
| Brandenburg | 25 | 25 | 25 Seenjahre | 24 + (14) | Beginn erst Ende Juni |
| Bayern | 14 | 14 | (5) Seenjahre | | ok |
| Sachsen-Anhalt | 8 | 8 | 3 Seenjahre | | ok |
| Rheinland-Pfalz | 1 | 1 | 1 Seenjahr | | ok |
| Hessen | 4 | 4 | 2 Seenjahre | | 2 ok |
| Baden-Württemberg | 13 | 4 | 5+5 Seenjahre Bodensee (mit REM-Kontrolle?) | 0 | ok |
| Nordrhein-Westfalen | 2 | 2 | 2 Seenjahre | | ok |
| Summe: | 204 | 169 | 61 | 62 (+ 49) | |

Als Problemfälle ergeben sich dabei die fehlenden Diatomeenanalysen (hoher Anteil), der späte Beginn von Beprobungen (v. a. im Tiefland), z.T. weniger als 6 Beprobungen pro Jahr (v. a. im Tiefland) und die ungenaue Bestimmung (weniger als 15 Taxa/Probe, v. a. im Tiefland und den Alpen).

Ausblick

Eine in der LAWA-Arbeitsgruppe entstandene neue Typisierung der Tieflandseen (nach Wasser-aufenthaltszeit) erfordert eine Überarbeitung des gesamten Bewertungsansatzes. Die neuen Daten des Praxistests müssen auf Verfahrenskonformität und Eignung für die PTSI-Analyse getestet werden. Mit neuen Daten des PTSI und des DI-Prof wird getestet, ob der DI-Prof (1 Probe) die aufwendigere pelagische Diatomeenanalyse (6 Proben) ersetzen kann. Wegen dieser Erschwernisse ergibt sich ein neuer Zeitplan, der nun den Abschluss des Praxistests und Überarbeitung des Bewertungsverfahrens voraussichtlich im Juni 2007 vorsieht.

Danksagung

Diese Arbeit entstand in Zusammenhang mit dem LAWA-Projekt „Bewertung von natürlichen Seen mit Phytoplankton“. Wir danken der LAWA und den Bundesländern für die Unterstützung und dem LAWA-Expertenkreis „Biologische Bewertung, Seen und Interkalibrierung nach WRRL“, unter Leitung von Dr. Eberhard Rohde für die fachliche Begleitung. Für die Überlassung der Daten danken wir allen beteiligten Stellen der Bundesländer, welche hier nicht alle namentlich genannt werden können.

Literatur

- CEN-Entwurf (2007): Guidance on quantitative and qualitative sampling of phytoplankton from inland waters. DIN 2007.
- EN 15204 (2006): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik), DIN, Beuth-Verlag, Berlin, Dezember 2006.
- Mathes, J., Plambeck, G. & J. Schaumburg (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband.
- Mischke, U. (2006): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL <http://unio.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/> (11.09.2006).
- Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E. & Riedmüller U. (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. LAWA Landesförderprogramm Wasser, Boden Abfall. Projekt-Nr: OK 5.90, 152 S. + Anlagen. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz: <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Geweschu/>.
- Riedmüller U., Hoehn, E., Nixdorf, B. & Mischke, U. (2006): Bewertung der natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Tagung Karlsruhe 26.09-01.10.2005. S. 351-355.
- Schönfelder, I. (2003): Teilprojekt 2 (Subrezenter Ansatz): Ermittlung eines Eichdatensatzes von Diatomeen anhand ihrer Schalenreste im Profundal von Seen mit bekannter Trophie. Endbericht MLUR Projektes „Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg anhand der Merkmalskomponente Phytoplankton“ (Bearbeiterin U. Mischke u.a., BTU Cottbus 2003)
- Schönfelder, I. (2004a): Anwendung und Validierung von Indices zur Bewertung von Seen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie auf der Basis von Kieselalgen aus dem Profundal Schleswig-Holsteinischer Seen. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. 35 S.
- Schönfelder, I. (2004b): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen. Abschlussbericht im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. 54 S. zzgl. Anhang.

Auswirkungen einer extensiv genutzten Angelteichanlage auf die Hydrologie, Chemismus und benthische Besiedlung des sie speisenden Bachlaufs: Fallbeispiel Welter Bach, Kreis Coesfeld (NRW)

Vanessa Kinst¹, Norbert Kaschek² & Elisabeth I. Meyer³

Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Universität Münster, Hüfferstr. 1, 48149 Münster
¹vanny@gmx.at, ²kaschekn@uni-muenster.de, ³meyere@uni-muenster.de

Keywords: extensive Angelteichanlage, sandgeprägter Tieflandbach, Gewässerbeeinträchtigung

Einleitung

Fließgewässer unterliegen heute vielfältigen Nutzungsansprüchen. Einen dieser Ansprüche stellt die Teichwirtschaft dar, bei der Fließgewässer in unterschiedlichen Intensitäten zur Versorgung von Teichanlagen mit Frischwasser und zur Aufnahme des Ablaufwassers genutzt werden. Es wird zwischen intensiver, semi-intensiver und extensiver Fischhaltung unterschieden, die häufig als Hobbyteichwirtschaft betrieben wird. Es gibt jedoch kaum wissenschaftlich fundierte Informationen über die ökologischen Folgen der Freizeitfischerei (Hilge 1998). Für die Betreiber von Hobbyteichanlagen bedeutet dies, dass sie nur wenig über die Auswirkungen ihrer Teichanlage auf das sie speisende Fließgewässer wissen, bzw. diese einschätzen können. Wie kann eine Teichanlage das sie speisende Fließgewässer belasten? Zum Einen kann eine stoffliche Belastung mit dem Ablaufwasser auftreten. Zum Anderen können hydromorphologische Beeinträchtigungen des Vorfluters vorliegen. In dieser Fallstudie wurde eine Hobbyteichanlage im Tiefland Nordrhein-Westfalens (Kreis Coesfeld) auf ihre Auswirkungen auf das sie speisende Fließgewässer über ein Jahr untersucht. Zum Ausgleich von Wasserverlusten in den Teichen erfolgt eine periodische Aufstauung des Welter Baches, der sich im Nebenschluss befindet. Nach vollständiger Auffüllung wird dem Bach Wasser über einen Mönch wieder zugeführt. Somit ergeben sich drei von der Teichanlage beeinflusste Fließstrecken: ein Rückstaubereich, eine Zwischenstrecke, in der das entnommene Wasser fehlt, und der unterhalb des Mönches gelegene Fließabschnitt. Diese drei Gewässerabschnitte und zwei Referenzstellen wurden hinsichtlich Einflüssen der Teichanlage auf Hydrologie, Chemismus und benthische Besiedlung untersucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Kreis Coesfeld befindet sich im Nordwesten von NRW, westlich der Stadt Münster. Der Welter Bach liegt im Nord-Westen des Kreisgebietes. Das Untersuchungsgebiet gehört zum Kernmünsterland, einem Teil der Westfälischen Tieflandsbucht, einer aus Kreidegesteinen aufgebauten Schüssel. Die Nutzung des Gebietes ist vorwiegend landwirtschaftlich mit hohem Grünlandanteil. Der Welter Bach ist nach Strahler (1952) ein Fließgewässer erster Ordnung und gehört zu den sandgeprägten Fließgewässern der Sander und sandigen Aufschüttungen (LUA NRW 1999). Er hat ein

Einzugsgebiet von ca. 9,7 km². Neben zwei Naturschutzgebieten im unteren Verlauf durchfließt der Bach landwirtschaftlich genutztes Umland. Die untersuchte Teichanlage befindet sich im Nebenschluss zum Welter Bach mit einer Wasserfläche von 1,3 ha. Die durchschnittliche Wassertiefe der Teichanlage, in der sich, neben kleineren Weißfischen, überwiegend Karpfen und Schleien befinden, beträgt ca. 1,25 m. Eine Zufütterung erfolgt nicht. Um Wasserverluste durch Verdunstung und Undichtigkeit der Bauwerke auszugleichen, wurde erstmals 1987 ein Staurecht auf den Welter Bach genehmigt. Zur Aufspeisung der Teichanlage erfolgt eine periodische Aufstauung des Bachlaufes, bei der ein Teil des Bachwassers in die Anlage geleitet wird. Nach vollständiger Auffüllung wird Wasser über einen Mönch in den Bach zurückgeleitet. Für die Zwischenstrecke wurde eine Restwassermenge von 4 l/s festgelegt.

Auswahl der Probestellen, Hydrologie, Chemismus und benthische Besiedlung

Die Auswahl der fünf Probestellen erfolgte nach ihrer relativen Lage zur Teichanlage. Drei befanden sich in den von der Anlage beeinflussten Fließabschnitten: im Rückstaubereich (RST), in der Zwischenstrecke (ZWS) und unterhalb der Teichanlage (UTA). Zusätzlich wurden eine obere und eine untere Referenzprobestelle beprobt (ORZ und URZ), an denen ein Einfluss der Teichanlage ausgeschlossen werden konnte. Zur Erfassung des Abfluss- und Staugeschehens wurden am Welter Bach zwei Pegel installiert, von denen sich einer oberhalb der Teichanlage außerhalb des Rückstaues befand (Pegel NSG), um die natürliche Abflussdynamik aufzunehmen, und der zweite innerhalb der Zwischenstrecke neben der Anlage (Pegel ZWS), um das Staugeschehen zu erfassen. Der Chemismus wurde monatlich an den fünf Probestellen am Welter Bach und im Teich untersucht. Es erfolgte die Bestimmung von Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-Stickstoff, sowie Ortho-Phosphat-Phosphor. Zusätzlich wurde der Chlorophyll a-Gehalt und der BSB₇ der Proben ermittelt. Die Aufnahme der benthischen Besiedlung erfolgte fünfmalig über ein Jahr verteilt (Juni 05, August 05, Oktober 05, Januar 06, April 06) nach der Zeitsammelmethode bei einer Maschenweite des Handkeschers von ca. 1 mm. Größere Steine oder Totholz wurden mit einer Pinzette abgesammelt oder über dem Probeneimer abgewaschen. Anschließend wurden die Proben ausgesammelt und die enthaltenen Taxa möglichst auf Artniveau bestimmt.

Ergebnisse

Mit Hilfe der Pegelmessungen und durch Geländebeobachtungen konnten unregelmäßige Staueignisse am Welter Bach erfasst werden. Insgesamt konnten so im Untersuchungszeitraum vier Stauphasen unterschiedlicher Länge festgestellt werden. Dreimalig lag eine Unterschreitung der Mindestwassermenge von 4 l/s für die Zwischenstrecke vor, wobei ein Trockenfallen dieses Fließabschnittes nicht beobachtet werden konnte. Die Tagesmaxima des Abflusses bewegten sich zwischen 5 l/s im Oktober und 821 l/s im Dezember. Die Stauphasen werden erkennbar durch die voneinander abweichenden Ganglinien, die die Pegel aufgezeichnet haben. So weist z.B. das hohe Tagesmaximum am Pegel ZWS Mitte November auf ein schnelles Ziehen der Staubretter hin. Ohne Staueinfluss folgen beide Pegel dem durch Niederschlagsereignisse bedingten Muster (Abb. 1). Beim Chemismus zeigten die Parameter PO₄-P, NH₄-N und teilweise NO₃-N eine Abnahme der Konzentrationen unterhalb der Teichanlage zu Stauzeiten. Im September und April war eine Abweichung davon zu erkennen. Die Parameter NO₂-N, Chlorophyll a und BSB₇ ließen keine eindeutigen Aussagen in Bezug auf eine Auswirkung der Teichanlage zu. Ohne Staueinfluss wiesen die teichbeeinflussten Probestellen RST, ZWS und UTA sehr ähnliche Messwerte für die bestimmten Parameter auf. Beispielhaft wird hier der Verlauf des PO₄-P dargestellt (Abb. 2).

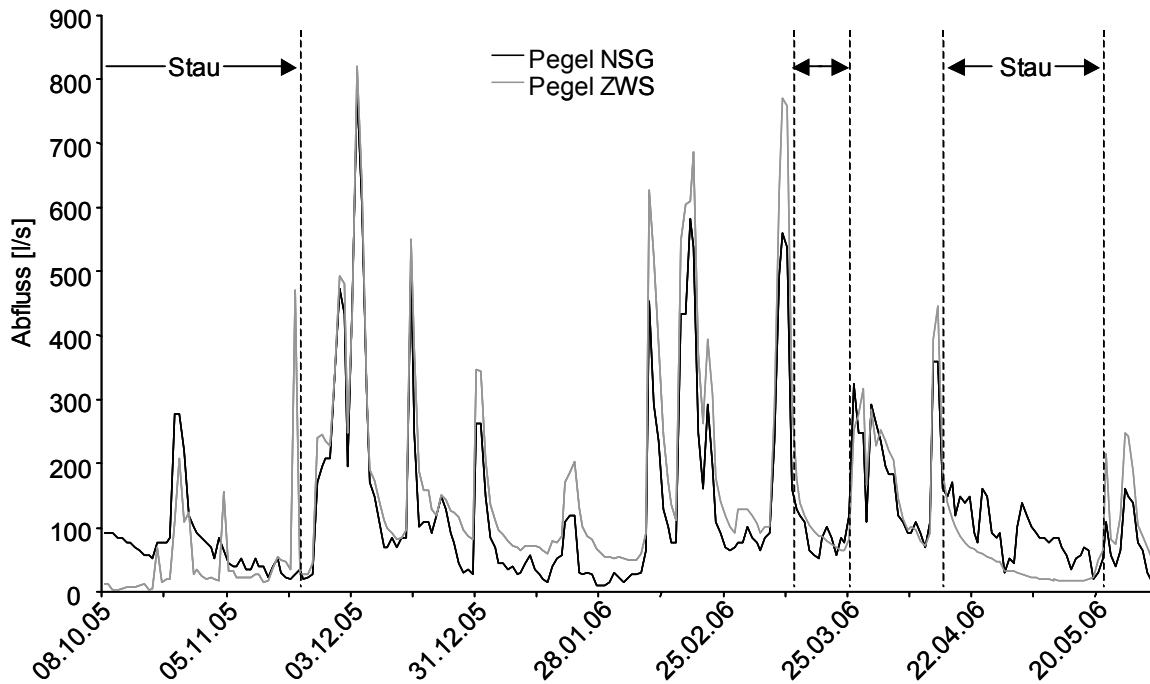


Abb. 1: Tagesmaxima des Abflusses an den Pegeln NSG und ZWS mit Angabe der Stauphasen im Untersuchungszeitraum.

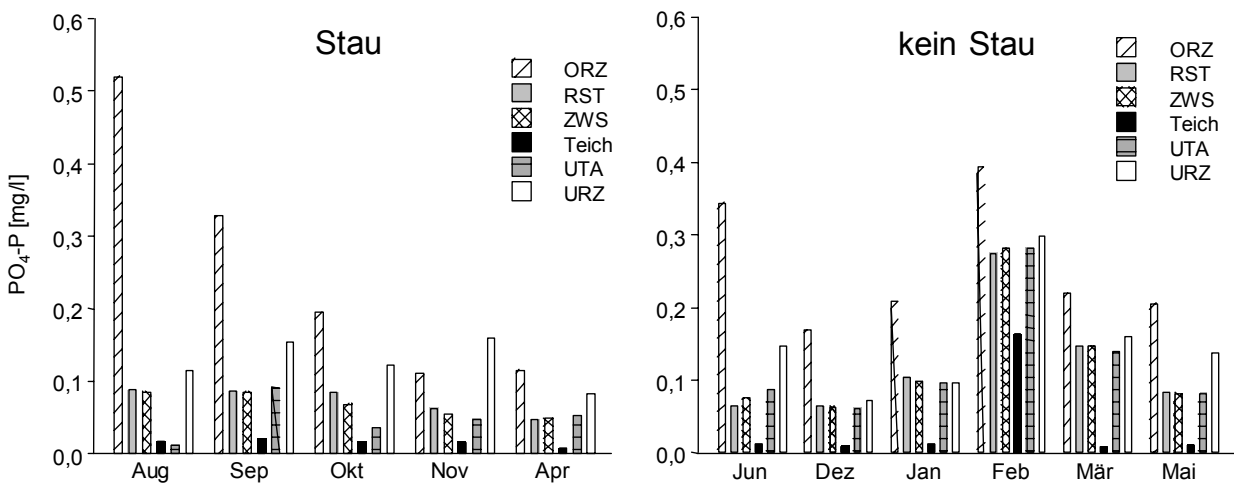


Abb. 2: Verlauf des Ortho-Phosphat-Phosphors getrennt nach Probenahmen während einer Staung (links) und Probenahmen ohne Staueinfluss (rechts) im Untersuchungszeitraum. Erklärung der Abkürzungen im Text.

Bei der Untersuchung der benthischen Besiedlung konnten im Welter Bach insgesamt 120 (mit Schalenfunden 125) verschiedene Taxa nachgewiesen werden. In den einzelnen Aufnahmen schwankte die Taxazahl zwischen 19 und 49. Mit insgesamt 81 verschiedenen Taxa zeigte die Probestelle UTA die höchste Diversität. Hinsichtlich der Faunenähnlichkeit ließen sich die größten Unterschiede beim Vergleich des Rückstaubereiches mit den umliegenden Probestellen, ORZ oberhalb und ZWS unterhalb, während der Staumonate August und Oktober feststellen. In Probenomaten ohne Staueinfluss weisen die Probestellen vergleichsweise hohe Faunenähnlichkeiten auf (Tab. 1).

Tab. 1: Faunenähnlichkeit (Soerensen-Index [%]) der im Fließverlauf angeordneten Probestellen am Welter Bach im Untersuchungszeitraum Juni 2005-April 2006. Grau: Staumonate August und Oktober.

| Probemonat | ORZ-RST | RST-ZWS | ZWS-UTA | UTA-URZ |
|------------|---------|---------|---------|---------|
| Juni | 64,0 | 71,4 | 56,6 | 60,0 |
| August | 37,7 | 46,4 | 60,6 | 66,7 |
| Oktober | 47,8 | 55,1 | 52,2 | 61,3 |
| Januar | 70,4 | 65,5 | 58,1 | 63,0 |
| April | 51,6 | 75,4 | 64,3 | 71,7 |

An allen Probestellen waren die Sedimentfresser der dominante Ernährungstyp, gefolgt von den Räubern. Hinsichtlich der Filtrierer war keine Zunahme unterhalb der Teichanlage bei Stauung festzustellen. Bei der Betrachtung der Habitatpräferenzen der vorgefundene Taxa fiel eine Zunahme der Pelal-bevorzugenden Organismen im Rückstaubereich auf. Insgesamt waren Pelal, Phytal und Lithal die am meisten bevorzugten Habitate an allen Probestellen.

Diskussion

Durch den periodischen Aufstau werden die Probestellen RST und ZWS direkt beeinträchtigt. Im Rückstaubereich wird u.a. der Wasserkörper vergrößert, Fließgeschwindigkeit und Schleppkraft des Wassers werden stark herabgesetzt, was die Sedimentation feinputikulärer Stoffe begünstigt (Moog et al. 1993). Für den Zeitraum einer Stauung verliert der Rückstaubereich den Charakter eines Fließgewässers. In der Zwischenstrecke wird durch die Stauungen und die Wasserentnahme das Abflussgeschehen verändert, was sich in einer deutlichen Minderung des Abflusses zeigte. In den Stauphasen (Abb.1) wurden die Tagesmaxima des Abflusses geglättet und die durch Niederschlagsereignisse hervorgerufene Dynamik ging verloren, was einer Beeinträchtigung der ökologischen Situation in einem Gewässer gleich kommt (Jäger 1985). Die Problematik zwischen Teichanlage und Bachlauf besteht darin, dass der größte Wasserbedarf seitens der Nutzer in den Sommermonaten vorliegt (wenn infolge von Algenblüten Sauerstoffmangel auftritt, der ein Fischsterben nach sich ziehen kann), in denen der Bach selbst nur eine sehr geringe Wasserführung aufweist. Dann können für die Zwischenstrecke extreme Situationen nahe am NNQ (extremes Niedrigwasser) auftreten. An den Parametern $PO_4\text{-P}$, $NH_4\text{-N}$ und $NO_3\text{-N}$ wird die landwirtschaftliche Nutzung des Umfeldes am Welter Bach deutlich. Hiervon waren besonders die Probestellen ORZ und URZ betroffen. Die Teichanlage wirkte sich positiv auf den Nährstoffgehalt an UTA während der Stauungen aus. Die Abnahme der Konzentrationen lässt sich zum Einen mit der Verdünnung von Bachwasser mit geringer konzentriertem Teichwasser an UTA erklären; zum Anderen mit der Bindung im Sediment ($PO_4\text{-P}$ und $NH_4\text{-N}$) und der Aufnahme der Nährstoffe durch die in den Teichen vorhandenen Makrophyten ($PO_4\text{-P}$, $NH_4\text{-N}$ und $NO_3\text{-N}$). Die Abweichung im Staumonat September war in einer Entschlammung des Teichgrundes begründet, bei der viel Sediment in Bewegung geraten und die gebundenen Nährstoffe wieder in Lösung gegangen waren. Im April war ebenfalls eine Abweichung zu erkennen, die durch die noch nicht vollständig erfolgte Auffüllung der Teichanlage bedingt war. Es lag keine Schüttung des Mönches vor, so dass auch keine Konzentrationsun-

terschiede zwischen ZWS und UTA gemessen werden konnten. Die Fauna eines Sandbaches ist als eher artenarm zu bezeichnen, nur wenige Arten leben auf dem besiedlungsfeindlichen Sand. Die meisten Arten sind auf Sekundärsubstrate, wie Tottholz, Falllaubpackungen oder Wasserpflanzen, angewiesen (LUA NRW 1999). Ein Vergleich mit dem faunistischen Leitbild der sandgeprägten Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen (LUA NRW 1999) ergab für den Welter Bach einen fast vollständig erhaltenen Bestand an geforderten Grundarten, wobei Leitarten und Begleiter beinahe gänzlich fehlten. Dies lässt auf Degradationen des Baches schließen. Potamalisierende Effekte unterhalb der Teichanlage ließen sich nicht nachweisen. Dies hängt zum Einen damit zusammen, dass diese Effekte unterhalb von Karpfenteichanlagen nicht oder nur in abgeschwächter Form zu erwarten sind. Zum Anderen befindet sich der Bach bereits in einer potamalen Region, nämlich im Tiefland, der Zone des Tieflandflusses. Daher setzt sich die Besiedlung aus typischen Tieflandbachbewohnern zusammen; eine Verdrängung von sensiblen rithralen Arten unterhalb der Teichanlage ist nicht möglich. Das Staubauwerk stellt für das Makrozoobenthos eine Wanderungsbarriere dar. Zu Stauzeiten wird die Abwärtswanderung und Drift vollständig unterbunden. Die Aufwärtswanderung wird durch mit der Anlage einhergehenden kleineren Abstürzen dauerhaft unterbunden. Die Zunahme der Pelal-präferierenden Taxa zu Stauzeiten erklärt sich aus der Zunahme von feinpartikulärem Material, das im Rückstaubereich abgelagert wird.

Zusammenfassung

Von Juni 2005 bis Mai 2006 wurde eine extensive Angelteichanlage hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Hydrologie, Chemismus und benthische Besiedlung des sie speisenden Bachlaufs untersucht. Die Stauungen am Welter Bach erfolgten unregelmäßig und die natürliche Abflussdynamik der vom Stau direkt beeinflussten Probestellen (RST und ZWS) ging verloren. Für die Nährstoffe PO₄-P, NH₄-N und tlw. NO₃-N wirkte die Teichanlage als Senke. Insgesamt konnten 120 Taxa des Makrozoobenthos im Welter Bach nachgewiesen werden. Die stärksten Auswirkungen der Anlage auf die benthische Besiedlung liegen im Rückstaubereich vor. Unterhalb der Teichanlage ließen sich keine potamalisierenden Effekte nachweisen.

Danksagung

Die Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit und soll der Abteilung Natur des Kreises Coesfeld als Grundlage für eine Entscheidung über eine Verlängerung bzw. etwaige Änderung des Staurechts auf den Welter Bach für 2008 dienen. An dieser Stelle sei der Naturförderstation des Kreises Coesfeld gedankt, die den Anstoß für die Arbeit gab und den Kontakt zum Sportfischereiverein Coesfeld 1934 e.V. herstellte, dem ebenfalls für die angenehme Zusammenarbeit gedankt sei.

Literatur

- Hilge, V. (1998): Data on the recreational fisheries in the Federal Republic of Germany. In: Hickley, P. (ed.): *Recreational Fisheries: Social, Economic and Management Aspects*. Oxford: 10-14.
- LUA NRW (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Merkblätter Nr. 17. Essen.
- Moog, O., Jungwirth, M., Muhar, S., & B. Schönbauer (1993): Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke. *Österreichische Wasserwirtschaft* 45: 197-210.
- Jäger, P. (1985): Erfahrungen bei der Beurteilung der Restwasserführung von Ausleitungsstrecken im Land Salzburg. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 68: 219-248.
- Strahler, A.N. (1952): Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topograph. *Bulletin of the Geological Society of America* 63: 1117-42.

Einführung der Phylib-Methode in Sachsen – Methodenkritik und Regionalisierung

Jens Kroker¹ & Jürgen Wolf¹

¹ Landesamt für Umwelt und Geologie, Ref.33 Oberirdische Gewässer, Zur Wetterwarte 11, 01069 Dresden

Keywords: Phytobenthos, Bewertung, Wasserrahmenrichtlinie, Fließgewässer

Einleitung

Phylib ist ein leitbildorientiertes Bewertungsverfahren für Fließgewässer in Deutschland und basiert auf der Zusammensetzung und Abundanz der benthischen Gewässerflora (Phytobenthos). Fachlich ist das Verfahren an die Belange der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) angepasst, d.h., es führt bei typspezifischer Bewertung der floristischen Zusammensetzung zur Ableitung einer ökologischen Zustandsklasse von Wasserkörpern. Dazu beinhaltet es die Leitbilder (biozönotisch untersetzte Fließgewässertypen sehr guter ökologischer Qualität), darauf bezogen die Ausweisung der ökologischen Zustandsklassen gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht sowie eine Handlungsanweisung, die wesentliche Arbeitsschritte zur Gewinnung, Aufarbeitung und Bewertung von Phytobenthosproben in einer standardisierten Form wiedergibt (Schaumburg et al. 2006).

Makrophyten und Phytobenthos als biologische Qualitätskomponente nach WRRL ist heterogen aus Makrophyten und Algen diverser Klassenzugehörigkeit zusammengesetzt. Unter letzteren haben die Kieselalgen als taxonomisch und ökologisch besonders gut bearbeitete Gruppe eine Sonderstellung inne. Die sonstigen Algenklassen werden zusammengefasst betrachtet. Die Erarbeitung und Bewertung der Datensätze für die drei Teilkomponenten erfolgt aus methodischen Gründen unabhängig voneinander. Teilergebnisse werden zu einer ökologischen Zustandsklasse zusammengefasst.

Die Aussagekraft der Ergebnisse hängt zum einen von der Qualität der Erfassung ab, was methodische und taxonomische Erfahrungen voraussetzt, zum anderen wurde der dem Phylib-Verfahren zugrunde liegende Datensatz bundesweit erhoben, stellt also mindestens eine Verallgemeinerung sächsischer Naturraumverhältnisse dar. Wo die einzelnen Befunde aus der Praxis sich in der Bewertungsmatrix nach Phylib abbilden, muß unter Berücksichtigung weiterer Parameter und korrespondierender Variablen plausibel gemacht werden. Das Anwachsen der Datenmengen (und damit ein plus an Erfahrungen) versetzt uns zunehmend besser in die Lage, die Bewertungsergebnisse zu beurteilen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das sächsische Fließgewässernetz ist nach WRRL in 650 Wasserkörper unterteilt, davon gehören 61 % der Ökoregion Mittelgebirge und 31 % dem Tiefland an (8 % ohne Zuordnung = organisch geprägte und Niederungsfließgewässer LAWA 11, LAWA 19 – vgl. Pottgiesser & Sommerhäuser

2004). Im Mittelgebirge sind die grobmaterialreichen Silikatbäche (LAWA 5) und die sich daraus entwickelnden kleinen Gebirgsflüsse (LAWA 9) am häufigsten; „karbonatische“ Gewässer (LAWA 6, LAWA 9.2) hingegen vergleichsweise selten. Im Tiefland sind Sandbäche und –flüsse (LAWA 14, LAWA 15) und nachgeordnet kiesige Fließgewässer (LAWA 16, LAWA 17) verbreitet. Eine Besonderheit stellen die Lösslehmäche dar (LAWA 18). Entsprechend wurde das Projektmessnetz aus 161 Messstellen erstellt, um einen repräsentativen Gesamtdatensatz zu erhalten.

Reliefbedingt vollzieht sich in Sachsen ein großräumiger Übergang zwischen den Ökoregionen Mittelgebirge und Tiefland, worin eine weitere Besonderheit des sächsischen Naturraumes zu sehen ist. Der Merkmalskomplex an standörtlichen Gegebenheiten, der einer Ökoregion zugeordnet wird, löst sich in der Übergangsregion auf, und „Übergangstypen“ müssen postuliert werden. Dies betrifft 15 - 30 % der Messstellen zwischen 140 und 315 m ü. NN.

Datensätze

Probenahme und Aufarbeitung der Proben im geplanten Umfang erwiesen sich als machbar (80 Messstellen/ Saison). Gesicherte Datensätze sind taxonomisch revidiert und erfüllen die Voraussetzungen zur Bewertung nach Phylib (Mindestaxazahl bzw. –abundanzsumme u.a.). Ein Kompromiss stellt die Vorgehensweise bei nicht vollständig einsehbaren bzw. durchwatbaren Gewässern dar, die dennoch (bei formal möglicher Bewertung) gewertet wurden.

Tab. 1: Struktur des Projektdatensatzes (zum gegenwärtigen Zeitpunkt)

| | Makrophyten | | Diatomeen | | Sonstiges Phyto- benthos | |
|---------------|-------------|------|-----------|-------|-----------------------------|-------|
| Datensätze n= | 181 | | 140 | | 151 | |
| Gesichert | 76 | 42 % | 127 | 91 % | 125 | 83 % |
| Ungesichert | 74 | 41 % | 11 | 8 % | 21 | 14 % |
| kein Ergebnis | 31 | 17 % | 2 | 1,5 % | 5 | 3,3 % |

Bewertungsergebnisse

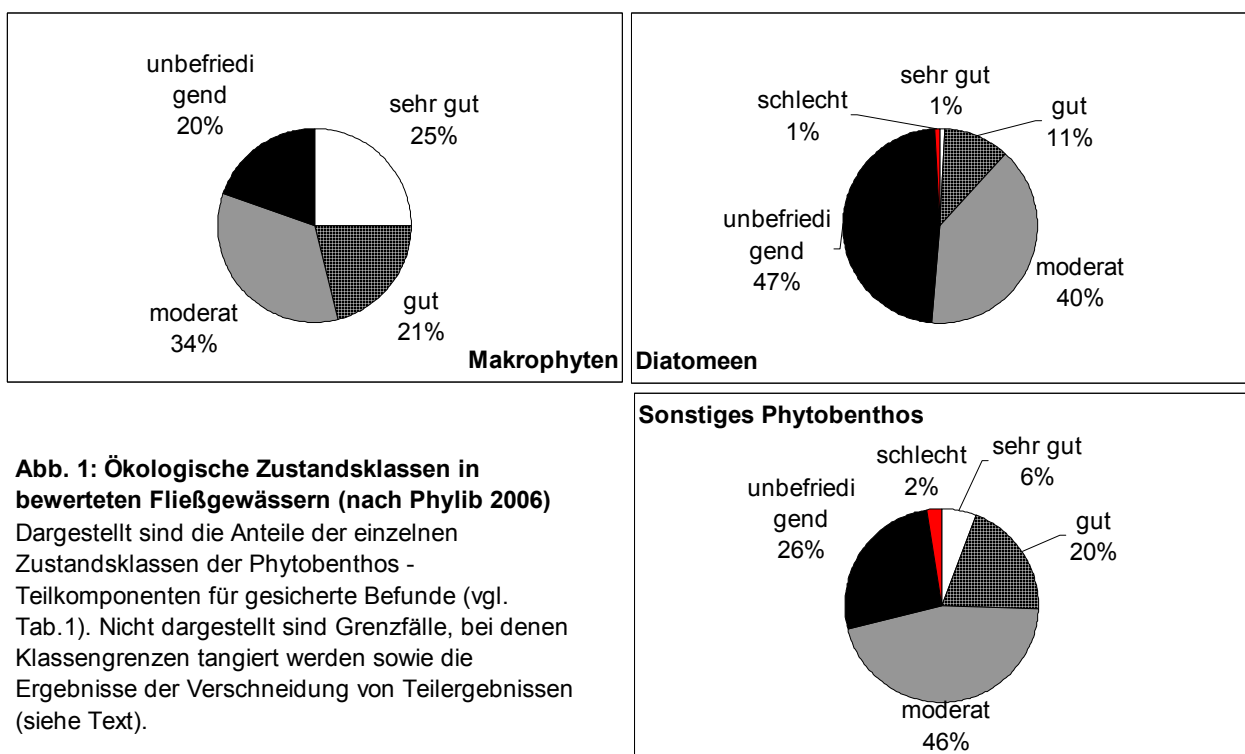


Abb. 1: Ökologische Zustandsklassen in bewerteten Fließgewässern (nach Phylib 2006)
Dargestellt sind die Anteile der einzelnen Zustandsklassen der Phytobenthos - Teilkomponenten für gesicherte Befunde (vgl. Tab.1). Nicht dargestellt sind Grenzfälle, bei denen Klassengrenzen tangiert werden sowie die Ergebnisse der Verschneidung von Teilergebnissen (siehe Text).

Die Makrophytenaufnahmen sind gekennzeichnet durch einen hohen Anteil „leerer“ Befunde, wenn Messstellen ohne Bewuchs oder mit Abundanzsummen < 26 (nach kubischer Transformation) nicht bewertet werden. Die validen Datensätze (41 %) sind etwa gleich verteilt auf die Zustandsklassen sehr gut bis unbefriedigend. Die Datensätze der Algen waren in 9,5 % (Diatomeen) bzw. 17,3 % (Sonstiges Phytobenthos) nicht bewertbar. Der erhöhte Anteil nicht bewerteter Diatomeenanalysen geht darauf zurück, dass Lösslehmäche (LAWA 18) derzeit nicht einbezogen werden können (keine Referenzarten). Insgesamt wird mit Diatomeen in 89 % der Fälle die Zustandsklasse drei und schlechter indiziert (Handlungsbedarf zur Verbesserung des ökologischen Zustandes) und nur in 12 % zwei und besser (kein Handlungsbedarf). Demgegenüber wird beim Sonstigen Phytobenthos ein Handlungsbedarf in 74 % angezeigt.

Problematisierung des Verfahrens

Die erzielten Ergebnisse beinhalten eine Reihe von Unsicherheiten, von denen wesentliche im Folgenden aufgeführt sind.

Probleme der Typfindung & Varianten

Neben allgemeinen Problemen der Typfestlegung aufgrund der Höhenlage (Übergang Bergland – Tiefland), des geologischen Hintergrundes (Lösslehmbeeinflussung) und der Naturnähe der Messstellen (erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper) müssen auch der Bezug zum Wasserkörper bzw. Einzugsgebiet stimmig sein (repräsentative Messstelle). Bei Unsicherheiten sahen wir uns veranlasst, Varianten zu rechnen und diese mit dem vorschriftsmäßig erzielten Ergebnis zu vergleichen (exemplarisch hierzu Tab. 2 und 3).

Tab. 2: Resultate der Typzuordnung und Varianten für das Mittelgebirge (abgeleitet aus LAWA Typen 5 und 9) für die Diatomeen-Typologie – Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse durch die Varianten sind grau unterlegt.

| Messtelle | Gewässer | Diat-Typ | DIFG | ÖZK | Variante | → DIFG |
|-----------|-----------------------|----------|-------|-----|----------|--------|
| F1271 | Triebisch | D5 | 0,288 | 4 | D7 | 0,226 |
| F1800 | Mandau | D5 | 0,195 | 4 | D8.1 | 0,166 |
| F1840 | Leutersdorfer Bach | D5 | 0,144 | 4 | D6 | 0,145 |
| F1890 | Landwasser | D5 | 0,315 | 3 | D8.1 | 0,291 |
| F1950 | Petersbach | D5 | 0,195 | 4 | D8.1 | 0,209 |
| F1960 | Berthelsdorfer Wasser | D5 | 0,267 | 3 | D8.1 | 0,211 |
| F2420 | Reichenbacher Wasser | D5 | 0,262 | 3 | D8.1 | 0,181 |
| F2930 | Große Röder | D5 | 0,422 | 3 | D8.1 | 0,228 |
| F5170 | Göltzsch | D5 | 0,226 | 4 | D7 | 0,223 |
| F5755 | Eula | D5 | 0,443 | 2 | D8.1 | 0,131 |
| F5763 | Kleine Eula | D8.1 | 0,249 | 3 | D5 | 0,134 |
| F1200 | Wilde Sau | D5 | 0,128 | 4 | D8.1 | 0,193 |
| F3940 | Zwickauer Mulde | D7 | 0,140 | 4 | D10 | 0,157 |

Die silikatischen LAWA-Typen des Mittelgebirges 5 und 9 haben ihre Entsprechungen in den Diatomeentypen D5 und D7. Varianten mit D5 wurden gerechnet, wenn aufgrund der Löss-Lehm-Prägung in den Einzugsgebieten ein „Übergangsbach“ vermutet wurde (→ D8) und eine Variante, weil aufgrund der Größe des Einzugsgebietes der Charakter eines kleinen Flusses (Einzugsgebiet 100 – 1000 km²) wahrscheinlich wurde (→ D7). Eine Variante für D7 besteht in D 10, einem „karbonatischen“ Typ, der Probenahmestellen ab 1000 km² Einzugsgebiet zugeordnet wird. Umgekehrt wurde ein karbonatischer Typ D8 „silikatisch“ gerechnet“, weil aufgrund der kleinräumig wechselnden Geologie eine Entscheidung nicht möglich schien (→ D5).

Tab. 3: Resultate der Typzuordnung und Varianten für das Tiefland (abgeleitet aus LAWA Typen 14, 15, 16, 17) für die Diatomeentypologie – Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse durch die Varianten sind grau unterlegt, Verbesserungen eingerahmt.

| Messtelle | Gewässer | Diat-Typ | DIFG | ÖZK | Variante | → DIFG |
|-----------|---------------------------|----------|-------|-----|----------|--------|
| F1580 | Dahle uh. Lampertswalde | D11.1 | 0,280 | 3 | D12.1 | 0,239 |
| F5500 | Parthe (Erdmannshain) | D11.1 | 0,268 | 3 | D12.2 | 0,173 |
| F5765 | Eula (Flößberg) | D11.1 | 0,207 | 4 | D12.1 | 0,152 |
| F1590 | Dahle (Mündung in Außig) | D12.1 | 0,261 | 4 | D11.1 | 0,169 |
| F2410 | Schwarzer Schöps (Sprey) | D12.2 | 0,321 | 3 | D13.1 | 0,610 |
| F1350 | Niederauer Dorfbach | D12.1 | 0,257 | 3 | D11.1 | 0,312 |
| F5470 | Neue Gösel (Rötha) | D12.1 | 0,328 | 3 | D11.1 | 0,305 |
| F5760 | Eula uh. Geithain | D11.1 | 0,310 | 3 | D12.1 | 0,097 |
| F2320 | Kotitzer Wasser (Mündung) | D12.2 | 0,209 | 4 | D11.1 | 0,205 |
| F5370 | Pleißer (Markkleeberg) | D13.1 | 0,416 | 3 | D12.2 | 0,187 |

Im Tiefland besteht folgende Situation in Bezug auf die Typfindung: silikatisches bzw. basenarmes Milieu und entsprechender Diatomeentyp D11 kann nur mit Bächen der LAWA Typen 14 und 16 kombiniert werden, die nächst größere Fließgewässerkategorie der LAWA-Typen 15 bzw. 17 dagegen nur mit dem basenreichen Typ D12. In 10 Fällen wurde die jeweils andere Variante (basenreich ↔ basenarm) als ebenso wahrscheinlich betrachtet und gerechnet. In einem Fall wurde der Typ D12 aufgrund der Größe des Einzugsgebietes als D13 gerechnet. Dies hat zur Folge dass der Trophie-Index, der sonst Verwendung findet, durch den Saprobie-Index ersetzt wird. Inwieweit diese Änderungen auf das Bewertungsergebnis durchschlagen, zeigt jeweils die letzte Spalte der Tabellen.

Makrophyten (hier: wassergebundene höhere Pflanzen und Moose mit untergetauchten und schwimmenden Vegetationsorganen)

- Die Abundanzschätzung ist in der Handlungsanweisung nicht erläutert und daher ohne Quellenstudium nicht verständlich (z.B. Kohler 1978, Kohler & Janauer 1995, Janauer & Heindl 1998). Unterschiedliche Wuchsformen, die einen wesentlichen Einfluss auf die Raumerfüllung haben, sind keine Kenngröße in Phylib und bleiben auch sonst unkommentiert.
- Die empfohlene Abschnittslänge (100 m) zur Beurteilung des Wasserkörpers wird der Verbreitung und Dynamik von Wasserpflanzengesellschaften nicht gerecht. Diese statische Herangehensweise birgt (insbesondere bei einmaliger Begehung) große Gefahren der Fehleinschätzung.
- Die Typisierung der Makrophytenvorkommen richtet sich im Gelände nach den Dimensionen des Gewässers und seinem Abflussregime. Der daraufhin festgelegte Typ kann in der Realität nicht überprüft werden, da es sich um eine Rekonstruktion des natürlichen Zustandes handelt.
- Die Einstufung der Arten als Indikatoren sollte einer kritischen Überprüfung unterzogen werden, da Pflanzenarten innerhalb ihres Gesamtareals den Wuchsort wechseln können und somit in verschiedenen Regionen einen unterschiedlichen Zeigerwert besitzen (zit. in Kohler & Tresp 1996).

Diatomeen

- Nicht berücksichtigt sind die für Sachsen wichtigen Lösslehmäbäche (LAWA-Typ 18), da aus dem Phylib-Projekt keine Referenzarten abgeleitet werden konnten.
- Die Ersetzung des Trophie-Index durch den Saprobie-Index bei Einzugsgebieten > 1000 km² (jedoch nur im Tiefland) führt i.d.R. zur Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse.

Sonstiges Phytobenthos (Arten und Gattungen aus 9 Algenklassen, die in der Indikationsliste geführt werden, mit vielfältigen Wuchsformen, taxonomisch und ökologisch Neuland in der Praxis)

- Das Absuchen der Substrate und Erkennen der Algen im Gelände ist nicht trivial und muss erlernt werden.
- Die Bestimmungsliteratur ist verstreut, ein Bestimmungsschlüssel für die Praxis (auch für die im Gelände erkennbaren Formen) ist dringend erforderlich. Taxonomische Probleme können z.T. auch durch Hinzuziehen von Experten nicht geklärt werden.
- Die mikroskopische Abundanzschätzung (selten – häufig – massenhaft) ist in der Handlungsanweisung nicht erläutert und kann unterschiedlich gehandhabt werden.
- Heranziehen allein der mikroskopisch massenhaften Arten, wie es die vereinfachte Methodik vorsieht, führt zu oft zu Nichtbewertbarkeit aus formalen Gründen (Abundanzsumme ≤ 16).
- Die Liste aus derzeit 128 Indikatorarten (und Gattungen) führt dazu, dass etwa nur die Hälfte der erkannten Taxa in die Bewertung einfließt.

Verschneidung

Die Festlegungen zur Typfindung für die einzelnen Komponenten resultieren in erlaubten und unerlaubten Kombinationen zur Berechnung des Endergebnisses. Diese entsprechen zum Teil nicht den (sächsischen) Gegebenheiten. So können Flüsse der LAWA-Typen 15 und 17, für die ein silikatischer Typ des Sonstigen Phytobenthos bestimmt wurde (NT_sil) nicht mit den Diatomeenergebnissen (D12) verschnitten werden.

Fazit

Die aufeinander aufbauenden Arbeitsschritte von der Probenahme bis zur Verschneidung der Teilergebnisse sind durch zunehmende Abstraktion gekennzeichnet. Sie erfordern zum Teil Spezialkenntnisse, die erarbeitet werden müssen. Jedoch sind weitere Vereinfachungen des Verfahrens nicht zielführend. Im Gegenteil, es wäre wünschenswert, wenn das Verfahren in einzelnen Teilkomponenten zukünftig verfeinert werden kann, z.B. sollten die Indikationslisten der Makrophyten und des Sonstigen Phytobenthos überarbeitet bzw. fortgeschrieben werden. Die neu erhobenen Daten aus Sachsen können dazu zur Verfügung gestellt werden.

Literatur

- JANAUER, G. A. & HEINDL, E. (1998): Die Schätzskaala nach Kohler: Zur Gültigkeit der Funktion $f(y) = ax^3$ als Maß für die Pflanzenmenge von Makrophyten. Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich, Wien 135: 117 – 128.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73 –85.
- KOHLER, A. & JANAUER, G.A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H., KLAPPER, H. (eds): Handbuch Angewandte Limnologie. VIII-1.1.3. Ecomed Verlag.
- KOHLER, A. & H. TREMP (1996): Möglichkeiten zur Beurteilung des Säuregrades und der Versauerungsgefährdung von Fließgewässern mit Hilfe submerser Makrophyten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 25: 195-203.
- POTTGIESSER, T., SOMMERHÄUSER, M. (2004): Die Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen.
- SCHAUMBURG et. al (2006): Handlungsanweisung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Harmonisierung von Algen-Taxalisten für die Umsetzung der EU-WRRL aus Sicht von Taxonomie und Daten-Management

Wolf-Henning Kusber & Regine Jahn

Botanischer Garten und Botanisches Museum, Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, D-14195 Berlin.

E-mail: w.h.kusber@bgbm.org, r.jahn@bgbm.org

Keywords: Algen, Datenbanken, Diatomeen, EU-WRRL, Plankton, Taxonomie

Einleitung

Die Kenntnis der Mikroalgenflora der Bundesrepublik Deutschland ist immer noch lückenhaft. Nur aus kleineren Regionen (Berlin und Hamburg) liegen umfassende Inventarisierungen vor (Geissler & Kies 2003). Algen-Taxalisten wurden für Deutschland im Rahmen der Bearbeitung der Floren- und Roten Listen nur für wenige Indikatorgruppen wie Desmidiiales und limnische Kieselalgen publiziert (Gutowski & Mollenhauer 1996, Lange-Bertalot 1996). Mit der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Mauch et al. 2003) wurde eine Kompilation vorhandener Daten angestrebt.

Material und Methoden

Phytoplanktonlisten (Geissler & Kies 2003, Gutowski & Mollenhauer 1996, Lange-Bertalot 1996, Mauch et al. 2003) und Internetquellen (Jahn & Kusber 2006a, Silva 1997-) wurden für den Abgleich der Datenbanken (Aktuelle Datenbank-Version der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands, Teil Algen beim LfU Bayern sowie Mischke 2006) verwendet. Die formalen Standards lehnen sich an die in Kusber & Jahn (2002) genannten an.

Ergebnisse und Diskussion

Innerhalb von Monitoring-Projekten und Praxistests wurden Taxa gemeldet und quantifiziert, die in Mauch et al. (2003) noch nicht berücksichtigt waren, da dort zum Beispiel Taxa der Ästuarregion weitgehend fehlten. Insbesondere die Namen neu gemeldeter Taxa (Mischke 2006) wurden mit der AlgaTerra-Datenbank (Jahn & Kusber 2006a, Kusber & Jahn 2006a) und dem Index Nominum Algarum (Silva 1997-) abgeglichen und gegebenenfalls für die Einarbeitung in die aktualisierte Datenbank der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands empfohlen. Die Frage, welche taxonomischen Konzepte hinter einzelnen Namen der Taxaliste stehen, wurde allgemein durch die Angabe von Floren und Bestimmungswerken in Mauch et al. (2003) geklärt.

Konfliktfälle ergaben sich überall dort, wo Taxagrenzen in verschiedenen Werken unterschiedlich gezogen oder Synonymien unterschiedlich gehandhabt wurden. Ein bezeichnendes Einzelbeispiel ist *Cymbella compacta* Østrup, eine euträphente ungefährdete Kieselalge, die in Krammer & Lange-Bertalot (1997-2004) noch als Synonym der oligotraphenten kalkliebenden alpinen *Cymbella helvetica* Kütz. angesehen wird. Letztere steht in Deutschland auf der Vorwarnliste der Roten Liste. Lange-Bertalot (1996) trennt bereits beide Taxa, allerdings werden die morphologisch gut unterscheidbaren Taxa nur mit Hintergrundwissen oder neuester Bestimmungsliteratur (Krammer 2003)

tatsächlich unterschieden. Innerhalb der verschiedenen Auflagen der Süßwasserflora Mitteleuropas wird in den Nachträgen der Nachdrucke auf modernere Namen, basierend auf einem moderneren Klassifikationssystem, verwiesen (Krammer & Lange-Bertalot 1986-1991 versus 1997-2004), z.B. in der Behandlung von *Achnanthes* und *Fragilaria* im weiteren Sinne.

Unterschiede gibt es auch in Florenwerken unterschiedlicher Ausrichtung, so wird in der Süßwasserflora *Actinocyclus normanii* Morphotyp subsalsus nicht als Taxon abgegrenzt, während Hasle & Syvertsen in Tomas (1996) zwischen dem marinen *Actinocyclus normanii* (W.Greg. ex. Grev.) Hust. f. *normanii* und dem im Süßwasser vorkommenden Taxon *Actinocyclus normanii* f. *subsalsus* (Juhl.-Danf.) Hust. unterscheiden.

Die Folgerung daraus ist die Forderung einer Klärung der Taxonkonzepte möglichst auf Artebene oder darunter und eine größtmögliche Datentransparenz (Jahn & Kusber 2006b). Taxonkonzepte sind überall dort wichtig, wo taxonomischer Forschungsbedarf besteht, die Umgrenzung der Taxa unklar ist, oder diese in verschiedenen Quellen unterschiedlich gehandhabt wird (Abb. 2, 5). Forschungsbedarf besteht zum Beispiel in Bezug auf die taxonomische Abgrenzung von *Cyclotella radios* (Grunow) Lemmerm. und *C. comta* Kütz. (Abb. 2, siehe auch Kusber & Jahn 2006b). *Melosira granulata* var. *curvata* Grunow (Abb. 3) ist nach der Originalabbildung nicht eindeutig wiederzuerkennen, während schmale spirale Fäden, die in den *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*-Formenkreis gehören, häufiger in Fließgewässern wie der Elbe auftreten (Abb. 4). *Aulacoseira muzzanensis* im Sinne des Taxonkonzeptes von Krammer & Lange-Bertalot (1997-2004, Band 2,3: S. 271: Abb. 1, 7, 8), in der Elbe häufiger nachgewiesen, unterscheidet sich von der originalen Auffassung von Meister (1912, siehe Abb. 5). Die beste Kalibrierung von Taxonkonzepten ist da möglich, wo Abbildungen, Lebendkulturen und Nomenklatorische Typen abgeglichen werden können (siehe exemplarisch für *Micractinium pusillum* in Luo et al. 2006).

Neben der konzeptorientierten und voll referenzierten AlgaTerra-Datenbank wurden zwei zusätzliche Listen für die praktische Anwendung erstellt und über das Internet zugänglich gemacht (Kusber & Jahn 2006b, c). Die folgenden Beispiele sind Auszüge aus der Diatomeen-Liste und der Phytoplankton-Liste, deren Struktur anschließend erläutert wird.

Beispiel 1: Behandlung von *Chaetoceros impressus* in Kusber & Jahn (2006b).

***Chaetoceros impressus* K.G.Jensen & Moestrup**

Identification/Bestimmung: *Chaetoceros impressus* K.G.Jensen & Moestrup sec. Jensen & Moestrup 1998: p. 17, 19, figs 19-29 (figures 19 and 20 designated as isotypes).

German WFD/WRRL: *Chaetoceros impressus* K.G.Jensen & Moestrup sec. Database "Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands" (DV-Nr. 16829); *Ch. impressus* K.G.Jensen & Moestrup sec. Mischke 2006 (ID 2036).

BGBM-Diatom-List: *Ch. impressus* K.G.Jensen & Moestrup is accepted according to Jensen & Moestrup (1998).

Comment/Kommentar: marines Taxon mit Vorkommen in Küstengewässern, nicht im Süßwasser des Binnenlandes.

Beispiel 2: Behandlung von *Kolkwitiella acuta* in Kusber & Jahn (2006c).

***Kolkwitiella acuta* (Apstein) Elbr.**

Homotypisches Synonym: *Diplopsalis acuta* (Apstein) Entz

Identification/Bestimmung: *Diplopsalis acuta* (Apstein) Entz sec. Popovský & Pfiester 1990: p. 213, fig. 231.

German WFD/WRRL: *Kolkwitiella acuta* (Apstein) Elbr. sec. Database "Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands" (DV-Nr. 17205); *Kolkwitiella acuta* (Apstein) Elbr. sec. Mischke 2006 (ID 416).

BGBM-Phytoplankton-List: *Kolkwitiella acuta* (Apstein) Elbr. is accepted according to Elbrächter (1993).

AlgaTerra: Video Taxonomy

Chaetoceros impressus (Beispiel 1) wurde aus Küstengewässern nachgemeldet. Das Taxon ist nicht, wie die meisten anderen marinen Vertreter nach Hasle & Syvertsen in Tomas (1996) bestimmbar, deshalb der Hinweis auf den Ort der Erstbeschreibung. Es folgen Statuszeilen, die das Taxon als Bestandteil der neuesten Version der "Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands" und der Harmonisierten Phytoplanktonliste (Mischke 2006) ausweisen. Eine weitere Statuszeile informiert, nach welcher Quelle der Name von der BGBM-Diatomeen-Liste (Kusber & Jahn 2006b) akzeptiert wird. Ein abschließender Kommentar kennzeichnet das Taxon als marines Taxon, das in rein limnischen Habitaten nicht auftritt.

Kolkwitziella acuta (Beispiel 2) steht für Taxa, die als Taxon nach der gängigen Bestimmungsliteratur für Dinoflagellaten des Süßwassers bestimmt werden können, dort aber unter einem veralteten Namen geführt werden. *Kolkwitziella acuta* wurde als *Diplopsalis acuta* gemeldet, dieser Name wurde jedoch von Elbrächter (1993) in die Synonymie verwiesen. Am Ende des Eintrages sind Links, die direkt auf AlgaTerra-Datenbankinhalte, wie Bilddaten oder in diesem Fall eine Videosequenz zugreifen [<http://www.algaterra.net/ATDB/Pictures/Videos/Kolkwitziella.mpg>], die die dreidimensionale Gehäusearchitektur verdeutlicht.

Empfohlene Bestimmungsliteratur

Gegenüber der Zusammenstellung in Mauch et al. (2003) haben sich Ergänzungen aber keine grundsätzlichen Veränderungen ergeben. Für die fädigen Blaualgen (Cyanobacteria, Oscillatoriales) wurde Komárek & Anagnostidis (2005) als Standardwerk empfohlen. Da die entsprechende Süßwasserflora für die Nostocales noch nicht vorliegt, wird für Phytoplanktonuntersuchungen in Deutschland als Interimslösung Komárek (1999) für die Praxis empfohlen. Für die marinen Phytoplankter der Ästuare sollte Tomas (1996) als Standard dienen. Einzelne Taxa wurden in Kusber & Jahn (2006b, c) stärker differenziert. Für *Planctonema lauterbornii* Schmidle (1903), in wenigen aktuellen Bestimmungsbüchern genannt, kann die Abbildung der Erstbeschreibung im Internet abgerufen werden (Jahn & Kusber 2006a, siehe auch Abb. 1).

Klassifikation als Ordnungssystem

Klassifikationssysteme haben zweierlei Funktionen: zum einen dienen sie der Ordnung des Lebendigen, zum anderen sollen sie die natürlichen Verwandtschaftsverhältnisse möglichst genau wiedergeben. Letzteres ist Gegenstand der phylogenetischen Forschung und führt im hierarchisch aufgebauten System besonders häufig zu Änderungen auf den Rangstufen der Familie und Ordnung. Das in Mauch et al. (2003) zugrundegelegte System umfasst folgende höheren Rangstufen bei Algen im weiteren Sinne (Taxa in eckigen Klammern ergänzt): Cyanobacteria; Glaucophyta; Rhodophyta; [Heterokontophyta] incl. Chrysophyceae*, Xanthophyceae*, Eustigmatophyceae*, Bacillariophyceae, Raphidophyceae, Phaeophyceae; Haptophyta; Cryptophyta; Dinophyta; Euglenophyta; [Chlorophyta] incl. Prasinophyceae, [Chlorophyceae] incl. Volvocales, Tetrasporales, Chlorococcales*, Oedogoniales, Cladophorales und Chaetophorales, Klebsormidiophyceae, [Zygnematophyceae] incl. Zygnematales und Desmidiales, Ulvophyceae, Trentepohliophyceae, Trebouxiophyceae*, [Charophyceae] incl. Charales. Bei den mit * gekennzeichneten Rangstufen gab und gibt es besondere Schwierigkeiten der Klassifikation. Eine steigende Anzahl traditionell als Chlorococcales klassifizierte Grünalgen werden nach Sequenzanalysen den Trebouxiophyceae zugerechnet; ein Großteil der coccalen Xanthophyceae ist zu den Eustigmatophyceae zu rechnen. Viele farblose Flagellaten, die traditionell zu den Chrysophyceae gerechnet wurden, werden nach neueren Erkenntnissen zoologischen Taxa zugeordnet (siehe auch Mauch et al. 2003). Überall, wo unterschiedliche taxonomische Auffassungen oder unterschiedliche Bearbeitungsstände existieren, entstehen inkonsistente Klassifikationen. Unterschiedliche Klassifikationssysteme lassen sich selten "mischen". So sollte etwa die Cyanobakterien-Klassifikation (Chroococcales, Oscillatoriales, No-

Nostocales) aus pragmatischen Gründen übernommen werden. Einzelne Genera sollten dann aber nicht nach dem in AlgaeBase angebotenen System (Guiry & Guiry 2006) klassifiziert werden, da beide Klassifikationssysteme inkompatibel sind. Ähnlich problematisch ist die Klassifikation von *Heteronema* Dujard. in AlgaeBase, da die Klassifikation zwischen botanischen und zoologischen Rangstufen hin und her springt. In AlgaTerra (Jahn & Kusber 2006a) wird eine extrem flache Klassifikation verwendet, bei der die Genera nur einer botanischen Klasse zugeordnet werden. Darüber hinaus besteht dort die Möglichkeit alternative Klassifizierungen anzuzeigen. Eine Konkordanz aller alternativen Klassifizierungen wäre im Verhältnis zum Ergebnis allerdings zu aufwändig. Für Monitoring-Zwecke reichen meist Klassifikationen mit wenigen Rängen, die möglichst auch Gruppen mit unterschiedlichen ökologischen Präferenzen abdecken.

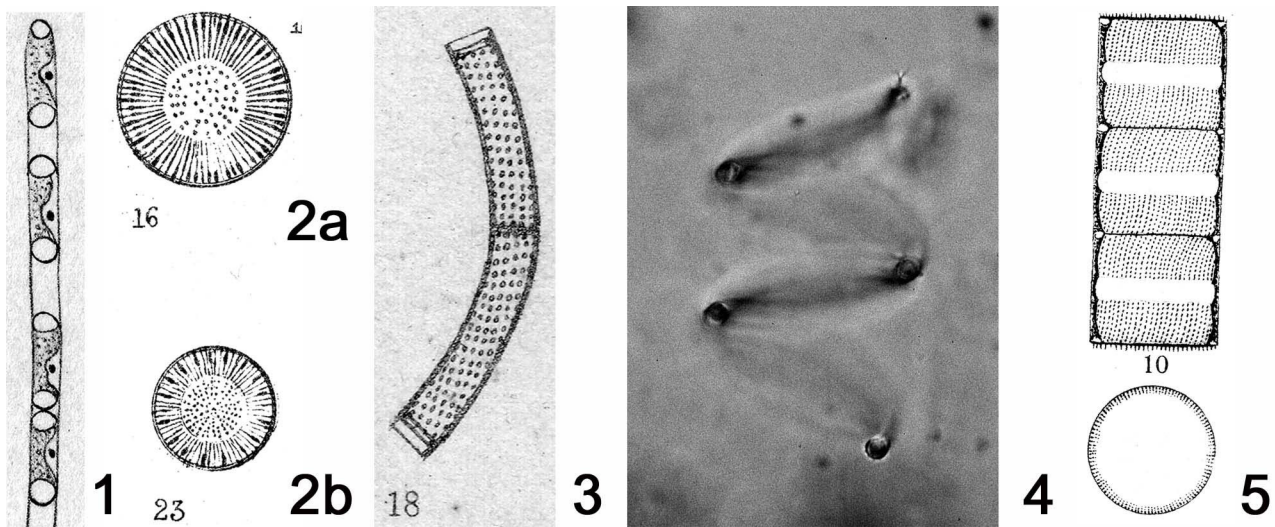


Abb. 1: *Planctonema lauterbornii* (Originalmaterial), Abb. 2a: *Cyclotella comta*, 2b: *C. radiosa* (2-3 aus Van Heurck 1882), Abb. 3: *Melosira granulata* var. *curvata* als *Aulacoseira* unter DV 16783 in Mauch et al. (2003), Abb. 4: *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* Morphotyp *spiralis* aus der Elbe in Pirna (30.9.2006), Abb. 5: *Melosira muzzanensis* im Sinne von Meister (1912).

Schlussfolgerungen

Die Bearbeitung der Taxaliste der Gewässerorganismen hat gezeigt, dass sowohl der Abgleich von Taxalisten, als auch der Abgleich von Datenbanken notwendig ist, um Widersprüche aufzuspüren und aufzulösen. Ein wesentliches Problem stellt die Informationsvermittlung dar, d.h. vorhandene Informationen der Praxis zugänglich zu machen. Ein im Internet verfügbares Hilfsmittel dazu ist das AlgaTerra-Informationssystem für Mikroalgen, das im Hinblick auf die praktische Nutzung ständig überarbeitet und verbessert wird.

Danksagung

Die Modellierung und Implementierung der *AlgaTerra* Datenbank wurde durch das BMBF finanziert (BIOLOG Programm 01 LC 0026). Das *AlgaTerra* Projekt wird 2007 vom Verein der Freunde des Botanischen Gartens und Botanischen Museums Berlin-Dahlem e.V. gefördert. Die Datenrecherchen fanden im Rahmen des Kodierungsauftrags als Unterauftrag des IGB für das LfU Bayern im Rahmen eines LAWA-Projektes statt.

Literatur

- Elbrächter, M. (1993): *Kolkwitziella* Lindemann 1919 and *Preperidinium* Mangin 1913: correct genera names in the *Diplopsalis*-group (Dinophyceae). – *Nova Hedwigia* **56**: 173-178.
- Geissler, U. & Kies, L. (2003): Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. – *Beih. Nova Hedwigia* **126**: 1-777.
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2006). AlgaeBase version 4.2. [online]. – National University of Ireland, Galway. [02 November 2006]. Available from <<http://www.algaebase.org>>.
- Gutowski, A. & Mollenhauer, D. (1996): Rote Liste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 679-708.
- Jahn, R. & Kusber, W.-H. (2006a, eds): *AlgaTerra* Information System [online]. Botanic Garden and Botanical Museum, Berlin-Dahlem, FU-Berlin. [02 November 2006]. Available from <<http://www.algaterra.org>>.
- Jahn, R. & Kusber, W.-H. (2006b): On the importance of calibrated diatom concepts for the EU Waterframework Directive - a diatom taxonomist's perspective. – *Diatomedelingen* **30**: 26-30.
- Jensen, K. G. & Moestrup, Ø. (1998): The genus *Chaetoceros* (Bacillariophyceae) in inner Danish waters. – *Opera Botanica* **133**: 5-68.
- Komárek, J. (1999): Übersicht der planktischen Blaualgen (Cyanobakterien) im Einzugsgebiet der Elbe. – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg, 54 S. & 32 Tafeln.
- Komárek, J. & Anagnostidis, H. (2005): Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. – In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G. & Schagerl, M. (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa. **19** (2). Elsevier, München.
- Krammer, K. (2003): *Cymbella*. – *Diatoms of Europe* **3**: 1-584. Gantner, Ruggell.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1997-2004): Bacillariophyceae. 1.-4. Teil. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa. **2** (2. Auflage). Spektrum, Heidelberg & Berlin.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991): Bacillariophyceae. 1.-4. Teil. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa. **2**. Gustav Fischer, Jena & Stuttgart.
- Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2006a): Ergebnisse der BMBF-finanzierten Pilotphase des AlgaTerra Verbundprojektes. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Jahrestagung 2005 (Karlsruhe), Werder: 164-168.
- Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2006b): BGBM-Diatom-List (version 1.0) AlgaTerra European Water Framework Directive Helpdesk [online]. Botanic Garden and Botanical Museum, Berlin-Dahlem, FU-Berlin. [02 November 2006]. <<http://www.algaterra.org/bgbm-diatom-list.htm>>.
- Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2006c): BGBM-Phytoplankton-List (version 1.0) AlgaTerra European Water Framework Directive Helpdesk [online]. Botanic Garden and Botanical Museum, Berlin-Dahlem, FU-Berlin. [02 November 2006]. <<http://www.algaterra.org/bgbm-phytoplankton-list.htm>>.
- Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2002): Standards für die Artidentifikation in der Limnologischen Forschung. – In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Jahrestagung 2001 (Kiel). Tutzing: 858-863.
- Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 633-677.
- Luo, W., Pflugmacher, S., Pröschold, T., Walz, N. & Krienitz, L. (2006): Genotype versus phenotype variability in *Chlorella* and *Micractinium* (Chlorophyta, Trebouxiophyceae). – *Protist* **157**: 315-333.
- Mauch, E., Schmedje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft **01/03**: 1-367.
- Meister, F. (1912): Die Kieselalgen der Schweiz. – K.J. Wyss, Bern. 254 S. & 48 Tafeln.
- Mischke, U. (2006): Downloads zum Bewertungsverfahren Phytoplankton nach WRRL. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Available from: <<http://www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/>>.
- Popovský, J. & Pfiester, L. A. (1990): Dinophyceae (Dinoflagellida). – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa **6**. G. Fischer, Jena.
- Schmidle (1903): Bemerkungen zu einigen Süßwasseralgen. – *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* **21**: 346-355, Tafel 18.
- Silva, P. C. (1997-): Index Nominum Algarum [online]. – University Herbarium, University of California, Berkeley [02 November 2006]. Available from <<http://ucjeps.berkeley.edu/INA.html>>.
- Tomas, C. R. (ed.) (1996): Identifying marine diatoms and dinoflagellates. – Academic Press, San Diego et al.
- Van Heurck, H. (1882): Synopsis des Diatomées de Belgique. Atlas. – Ducaju, Anvers.

10 Jahre Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg – Ergebnisse biologischer Langzeituntersuchungen in Fließgewässern

Michael Marten

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW), Baden-Württemberg,
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: Makrozoobenthos, Langzeituntersuchung, Biodiversität, Niedrigwasser, Klimawandel.

Einleitung und Ziele des Trendbiomonitoring

Das Trendbiomonitoring ist die biologische Dauerbeobachtung von Fließgewässern Baden-Württembergs zur ökologischen Wirkungskontrolle durch regelmäßige Erhebungen des Makrozoobenthos, im Wesentlichen unter folgenden drei Zielsetzungen: 1. Erfassen der Veränderungen der biologischen Vielfalt wie Artensterben und Ausbreitung eingeschleppter Tierarten (Neozoa). 2. Darstellung der Auswirkungen diffuser Nährstoff- und Schadstoffeinträge sowie landschaftlicher und klimatischer Änderungen auf die Lebewesen. 3. Ökologische Beweissicherung bei industriellen Schadensfällen in Ergänzung zum Online-Biomonitoring in ortsfesten Messstationen.

Diese seit 1995 in Baden-Württemberg durchgeführte Überwachung entspricht den Strategieempfehlungen der LAWA als effektivste und praktikabelste Methode zum Monitoring von meist schleichend eintretenden Langzeiteffekten in Gewässern (Becker et al. 2000). Sie dient der langfristigen ökologischen Beweissicherung gemäß § 11 Bundesnaturschutzgesetz und bietet eine Kontrolle für den Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft gemäß § 1a des Wasserhaushaltsgesetzes.

In Anbetracht des in den letzten zwei Jahrzehnten unübersehbaren Anstiegs der mittleren monatlichen Lufttemperatur in Süddeutschland (regional im Dezember bis zu 2,7 K) als Zeichen fortschreitenden Klimawandels (KLIWA 2005) und der Prognose der weiteren Verringerung der Niedrigwasserabflussspenden in Gewässern (KLIWA 2006) sind in sich konsistente Datenreihen zur Biologie zwecks Analyse der Auswirkungen dieser Phänomene von besonderer Bedeutung.

Untersuchungsmethode und Messstellen Trendbiomonitoring

Entsprechend der formulierten Ziele liegt der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Erfassung des Artenspektrums mit der Zeitsammelmethode (90 Minuten aquatisch + 30 Minuten Imaginalfänge am Ufer). Das Probenprozessing beinhaltet die Freilandauslese der Lebendproben; Abundanzschätzungen (7 Häufigkeitsklassen) im Feld; taxonomische Bearbeitung im Labor mit Angabe gesammelter und bestimmter Tiere. Der jahreszeitliche Aspektwechsel wird durch 4 Beprobungen pro Jahr berücksichtigt. 50 Probestellen mit den stärksten beobachteten und zu erwartenden Änderungen wurden seither in dieser Weise dauerbeprobt; weitere 50 Stellen wurden in den drei Anfangsjahren untersucht (alle PS siehe Abb. 1), 7 Jahre ausgesetzt und seit 2006 wieder untersucht, um in der Zusammenfassung als Dreijahresbefunde alle 10 Jahre einen gesicherten Vergleichswert zu erhalten (Marten 1997, 1998, 2001).

Die Untersuchungsmethode wurde im Rahmen des bundesweiten LAWA-Praxistests 2004 mit der für die Ermittlung der ökologischen Qualität nach WRRL vorgesehenen seinerzeitigen AQEM-Methode (jetzt Asterix/Perlodes) durch 2 Paralleluntersuchungen verglichen. Die Ergebnisse weisen für die 16 in Baden-Württemberg untersuchten Probestellen (PS) die Methode Trendbiomonitoring (TBM) als Methode der Wahl zur Erfassung des Artenspektrums aus: Artenzahl für alle 16 PS: AQEM: 91, TBM1: 188, TBM2: 184; Artenzahl pro PS (Mittelwert aus 16 PS): AQEM 12,2, TBM1 33,9, TBM2 33,4 (vgl. Marten 2005).

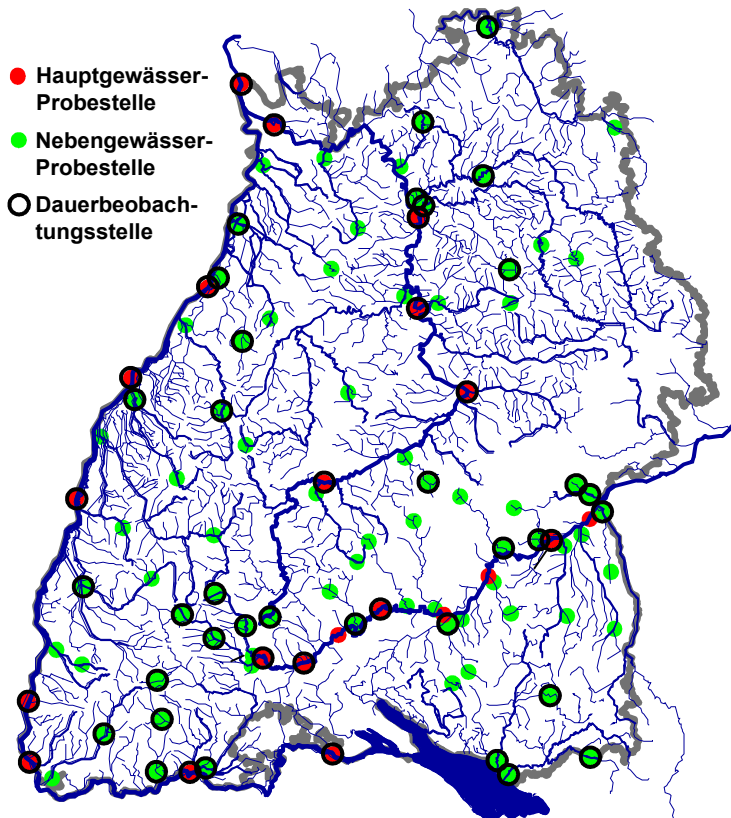


Abb. 1: Probestellen Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg (nähere Erläuterung siehe Text)

Ergebnisse und Diskussion

Nachweiserfolg und Artenvielfalt

An den bisher ausgewerteten 94 Probestellen wurden zusammen 699 Makrozoobenthos-Arten nachgewiesen. Die Stetigkeit der Arten über alle Probestellen ist Abb. 2 zu entnehmen. Die 20 verbreitetsten Arten sind (in der Reihenfolge 1-20): *Elmis maugetii*, *Baetis rhodani*, *Ancylus fluviatilis*, *Limnius volckmari*, *Serratella ignita*, *Gammarus fossarum*, *Eiseniella tetraedra*, *Elmis aenea*, *Platambus maculatus*, *Hydropsyche siltalai*, *Halesus radiatus*, *Rhyacophila dorsalis*, *Baetis vernus*, *Chaetopteryx villosa*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Hydropsyche pellucidula*, *Glossiphonia complanata*, *Lepidostoma hirtum*, *Radix balthica*, *Leuctra fusca*.

Der mittlere Stetigkeitswert pro Probestelle (Mittel der Nachweis-Stetigkeit je Probestelle über den Untersuchungszeitraum) liegt für alle Arten deutlich darunter: Nur 7 % der Arten haben eine mittlere Nachweis-Stetigkeit vom mehr als 20 %, d. h. 7 % der Arten werden spätestens bei der 5 Wiederholungsbeprobung im Gewässer angetroffen, 80 % der Arten nach 5 Beprobungen noch nicht. Die 10 % Nachweis-Stetigkeitsmarke wird von 16 % der Arten überschritten, d. h. diese Arten sind zumindest bei jeder 10. Wiederholungsuntersuchung im Gewässer nachzuweisen. Das bedeutet aber auch, dass 84 % des Artenspektrums erst mit mehr als 10 Untersuchungen in Folge mit der beschriebenen Methode nachgewiesen wurden. Legt man den oben beschriebenen Wirkungsgrad der AQEM-Methode zugrunde (1/3 von TBM), so gelingt der Nachweis von 84 % des Artenspektrums einer Probestelle mit Methode AQEM erst mit mehr als 30 Untersuchungen!

Darstellungen der maximalen Nachweis-Stetigkeit einer Art je Probestelle erlauben im Vergleich zu den Werten Stetigkeit über die Probestellen je Art, die gewässertypologisch interessanten und in großer Regelmäßigkeit nachweisbaren Arten auszumachen. So sind Typspezialisten wie der Krenalbewohner *Synagapetus dubitans*, nachgewiesen nur in der Echaz bei Honau (Schwäbische Alb),

der einzigen quellnahen Probestelle des Untersuchungsprogrammes, mit 77 % Nachweis-Stetigkeit wegen der hohen Nachweistrefferquote beste Indikatoren aus gewässertypologischer Sicht.

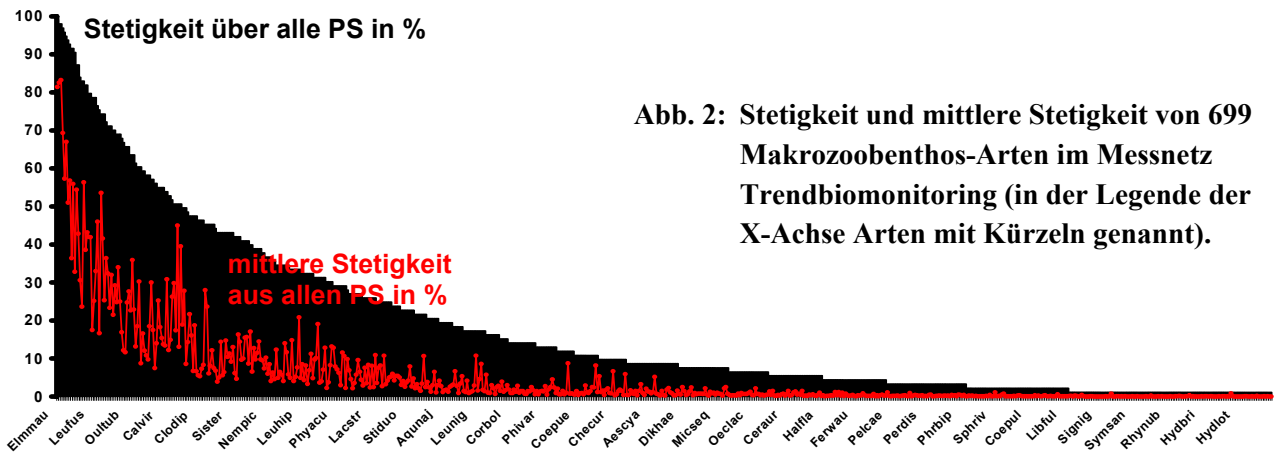


Abb. 2: Stetigkeit und mittlere Stetigkeit von 699 Makrozoobenthos-Arten im Messnetz Trendbiomonitoring (in der Legende der X-Achse Arten mit Kürzeln genannt).

Entwicklung der Artenvielfalt

Abb. 3 gibt drei Beispiele für unterschiedliche Trends über den Beobachtungszeitraum: Der Neckar bei Plochingen mit im Zuge der Abwassersanierung zunehmender Artenzahl, die Murg mit gleich bleibendem Arteninventar und der Rhein bei Karlsruhe mit in den ersten Beobachtungsjahren abnehmender Artenvielfalt, bedingt durch den starken Fraßdruck weniger eingeschleppter Neozoa-Arten.

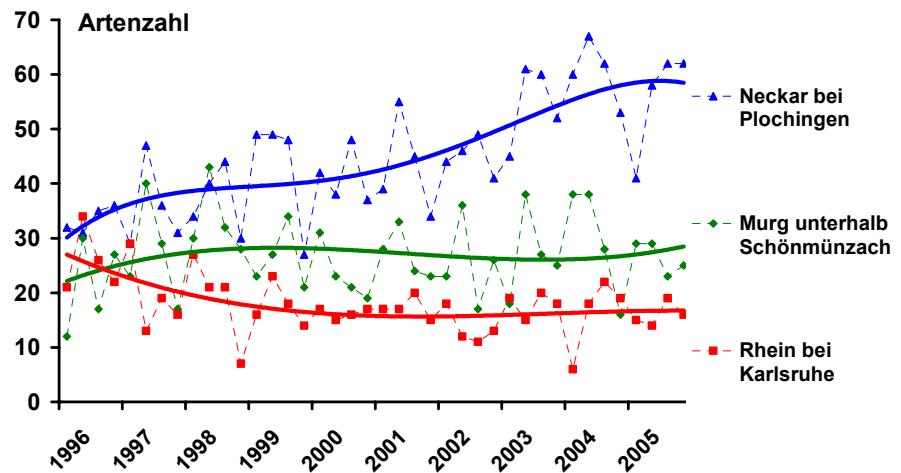


Abb. 3: Drei Trends der Artenzahlentwicklungen an Probestellen des Trendbiomonitoring B.-W.

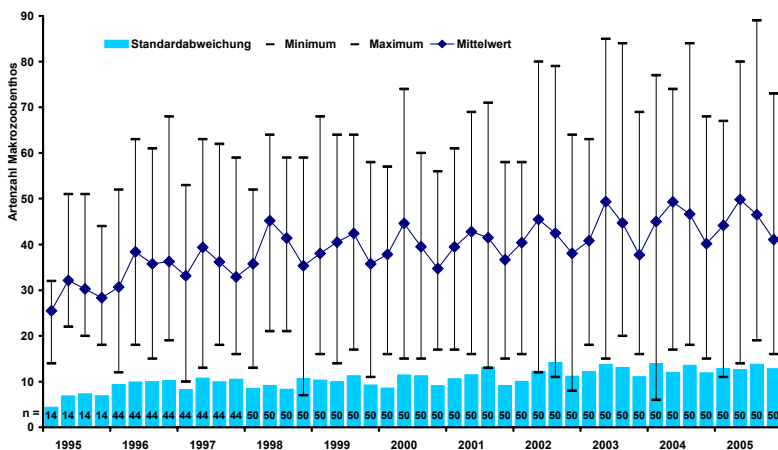


Abb. 4: Mittlere Artenzahlentwicklung an Probestellen des Trendbiomonitoring B.-W.

Abb. 4 zeigt die Artenzahlen der einzelnen Probestellen zusammengefasst als Mittelwert, Minimum-Maximum-Spanne und Standardabweichung als Maß für die Streuung der Einzelergebnisse um den Mittelwert sämtlicher Probestellen. Im Mittel über alle Dauerbeobachtungsstellen nimmt die Artenvielfalt über den Beobachtungszeitraum leicht zu, die Beprobungen im Herbst eines jeden Jahres generieren, bedingt durch den biologischen Jahreszyklus, die geringeren Artenzahlen. Mit Blick auf die Niedrig-

wasserphasen 2003 und 2004 lassen sich keine Abweichungen, weder der Kurvenverläufe der einzelnen Artenzahlkurven, noch der zusammengefassten Werte (Abb. 4), vom üblichen Jahreszeitenmuster erkennen.

Trendbewertung auf Artniveau

Haben sich Bestände einzelner Arten an einzelnen Probestellen verändert oder weisen Arten sogar an allen Probestellen Bestandszunahmen oder -abnahmen auf? Diese Frage zu beantworten ist, bei Datenreihen wie sie hier vorliegen, nicht leicht. Gemessen an der Nachweisstetigkeit weisen die Einzelbefunde trotz optimierter Besammlungsmethode erstens einen nicht übersehbaren Stichprobenfehler auf, den es durch Wiederholungsuntersuchungen auszugleichen gilt. Zweitens ist eine gewisse Lückigkeit gegeben, schon wegen der Lebenszyklus bedingten jahreszeitlichen Fluktuationen der Befunde. Letztere ist leicht durch jahresweise Datenaggregation auszugleichen. Dennoch sind die resultierenden Jahresreihen selbst für häufigere Arten nicht lückenlos.

Um mit einer derartigen Datenlage umzugehen, ohne aufwändige statistische Verfahren anwenden zu müssen, deren Arbeitsweise dem Nichtmathematiker schwer erschließbar ist, wurde ein simpler Trendindex aufgestellt, der mittels einer Punkteverteilung über die Dauer der Untersuchungsperiode die Nachweise pro Jahr entsprechend ihrer Lage auf der Zeitachse gewichtet. Diese Punkteverteilung wird durch einen für jedes Jahr vergebenen Jahreszähler gewährleistet, der von der Mitte der Untersuchungsperiode ausgehend, rückwärts pro Jahr um -1 erniedrigt wird und von der Mitte vorwärts um +1 erhöht wird. Dieser Jahreszähler wird mit der Präsenz ("1") oder der Abundanzklasse ("1" - "7") einer Art, falls vorhanden, multipliziert, alle Produkte über die Dauer der Untersuchungsperiode aufaddiert und zu einem Prozentwert, bezogen auf die Anzahl der Untersuchungsjahre, nach folgender Formel verrechnet:

$$\text{Trendindex (TI)} = \frac{\sum \text{Jahreszähler} \times \text{Präsenz ("1")}}{\sum \text{Jahreszähler } n \text{ a} / 2} \times 100$$

Arten, die z. B. bei einem Untersuchungszeitraum von 10 Jahren regelmäßig in den ersten fünf Jahren vorkamen, dann aber nicht mehr, erhalten einen TI von - 100 %. Arten mit umgekehrtem Erscheinungsbild (z. B. Neozoa) erhalten plus 100 %. Rechnen lässt sich statt mit der Präsenz auch mit den Häufigkeits(klassen)werten sowie mit beliebigen abiotischen oder biologischen Daten. Die Berechnung funktioniert auch, wenn die Tiere nicht jedes Jahr vorkamen/nachweisbar waren.

Bei den insgesamt 618 Arten, die an den 50 über den gesamten Zeitraum beprobten Beobachtungsstellen vorkommen, haben 396 eher eine zunehmende Tendenz, 206 sind eher abnehmend und 16 Arten gleichbleibend. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, dass auch sehr kleine Trendindexwerte (< 10 %) enthalten sind. Überprüfungen der Aussagekraft des TI anhand der Darstellung der tatsächlichen Datenlage (Präsenz/Abundanzverteilungsdiagramme) zeigen, dass erst Werte über oder unter 40 % im Zeitdiagramm augenfällige Bestandsänderungen ausweisen. Der Trendindex für die Probestellen an Rhein und Neckar weist folgerichtig die Crustacea-Neozoa (blau) mit z. T. hohen Positivwerten aus, wohingegen die verdrängten einheimischen Gammariden und "Alt-Neozoa" mit Negativwerten belegt sind (Tab. 1).

Tab. 1: Trendbewertung einzelner Crustacea-Arten an Rhein und Neckar 1996-2005.

| | Hochrhein | | Oberrhein | | | | | Neckar | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------|-------|-----------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | XX035 | XX102 | XX174 | XX198 | XX272 | XX318 | XX361 | XX435 | YY101 | YY501 | YY904 | YY153 | YY106 | YY011 |
| AMPHIPODA | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chelicorophium curvispinum</i> | | | 13 | 93 | 0 | 0 | -13 | 0 | | | | 33 | 33 | 33 |
| <i>Chelicorophium robustum</i> | | | | | | 27 | 60 | 33 | | | | | 33 | |
| <i>Crangonyx pseudogracilis</i> | | | | | | | | | | | | | | 80 |
| <i>Dikergammarus haemobaphes</i> | | | | | 100 | 100 | 0 | 100 | | | | 73 | 40 | 40 |
| <i>Dikergammarus villosus</i> | | -27 | 0 | 33 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 33 | 0 | 0 |
| <i>Echinogammarus berilloni</i> | | | | | -27 | -33 | -33 | | | | | | | |
| <i>Echinogammarus ischnus</i> | | | 60 | 80 | 60 | 73 | 0 | 33 | | | | | 100 | 80 |
| <i>Echinogammarus trichiatus</i> | | | 100 | 60 | 93 | 47 | 80 | 93 | | | | 60 | 93 | 93 |
| <i>Gammarus fossarum</i> | 33 | 0 | 0 | -20 | 0 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -60 |
| <i>Gammarus pulex</i> | | 0 | 0 | -80 | -53 | -33 | -33 | -7 | | | -20 | -7 | 0 | -87 |
| <i>Gammarus roeseli</i> | 0 | 0 | 0 | -20 | -60 | -53 | 13 | | -13 | 20 | 0 | 0 | 0 | -20 |
| <i>Gammarus tigrinus</i> | | | | | 0 | -27 | -80 | -60 | | | | -47 | -27 | -87 |
| <i>Niphargus puteanus</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Orchestia cavimana</i> | | | 47 | | 20 | | 60 | 53 | | | | 20 | 67 | 33 |

Wird der Trendindex für einzelne Arten über alle Probestellen gemittelt, werden 25 Arten mit einem TI \diamond 40 % ausgewiesen, darunter nur 4 Abnahmen. Die Hälfte der progressiven Arten sind Neozoa (Abb. 5).

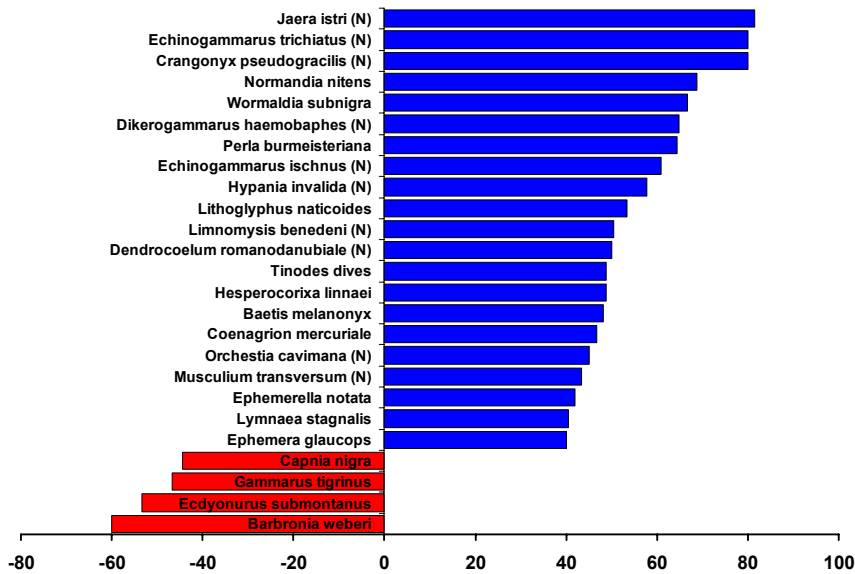


Abb. 5: Arten mit Bestandsänderungen TI \diamond 40 %.

ist wie Hochwasser ein natürliches Phänomen für Fließgewässer. Gewässerorganismen haben vielfältige Anpassungsstrategien an diese Ereignisse entwickelt, so dass Änderungen im Wasserregime im bisherigen Ausmaß an normal genutzten Standorten der Lebensgemeinschaft noch zuträglich sind.

Allerdings haben sich deutliche Verschiebungen auf Artniveau zugetragen, insbesondere durch eingeschleppte Neozoa, die in den betroffenen Gewässern auch für den Rückgang einheimischer Arten verantwortlich sind.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden unter Mitarbeit von folgenden Fachleuten durchgeführt, allen sei herzlich gedankt:

Biologische Messdaten: Dr. Rainer Brinkmann (BAL, Suhlendorf), Brigitte Fabel (BAL, Suhlendorf), Dipl. Biol. Matthias Gorka (BfGÖ, Karlsruhe), Dipl. Biol. Werner Hackbarth (BfGÖ, Karlsruhe), Dr. Claus-Joachim Otto (BAL, Suhlendorf), Dr. Herbert Reusch (BAL, Suhlendorf), Dipl. Biol. Peter Roos (BfGÖ, Karlsruhe), Dr. Stephan Speth (BAL, Suhlendorf)

Nachbestimmung kritischer Arten: Prof. Dr. Hans-Wilhelm Bohle (Marburg, Trichoptera), Dipl. Biol. Clemens Grosser (Leipzig, Hirudinea), Dr. Arne Haybach (Koblenz, Ephemeroptera), Prof. Dr. Hans Malicky (Lunz, Trichoptera), Dr. Claus Meier-Brook (Tübingen, Mollusca), Dr. Hasko Neseman (Wien, Hirudinea), Dipl. Biol. Wolfgang Pankow (Waldshut, Coleoptera), Dipl. Ing. Armin Weinzierl (Landshut, Trichoptera).

Literatur

- Becker, A., Blübaum-Gronau, E., v. Danwitz, B., P. Diehl, K. Digel, V. Herbst, L. Höhne, L. Kuchler, M. Marten, & B. Rechenberg (2000): Einsatzmöglichkeiten des Biomonitorings zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg), Kulturbuch, Berlin: 44 S.
- KLIWA (2005): Langzeitverhalten der Lufttemperatur in Baden-Württemberg und Bayern – Arbeitskreis KLIWA (LUBW, BLfU & DWD, Hrsg.), KLIWA-Berichte, Heft 5, ISBN 3-937911-17-0: 76 S.
- KLIWA (2006): Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland – Abschätzung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt. – Arbeitskreis KLIWA (LUBW, BLfU & DWD, Hrsg.), KLIWA-Berichte, Heft 9, ISBN 3-88251-305-5: 100 S.
- Marten, M. (2001): Environmental Monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trend-monitoring of macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. – Aquatic Ecology 35: 159-171.
- Marten, M. (2005): Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlungsverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (2006), Tagungsbericht 2005: 420-424.

Zusammenfassung

Im Mittel über alle Probestellen ist eine leichte Zunahme der Artenvielfalt an den Fließgewässern Baden-Württembergs festzustellen. Auswirkungen klimatischer Änderungen und der damit einhergehenden Niedrigwasserphasen 2003 und 2004 auf die Gesamt-Biodiversität sind auf Basis der vorhandenen Untersuchungsreihen derzeit nicht darstellbar. Niedrigwasser

Bewertung des Phytoplanktons in sächsischen Fließgewässern nach den Anforderungen der EU-WRRL

Markus Paul¹ & Angela Doege¹

¹ Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Fachbereich Gewässerökologie, Dresdner Str. 78C, 01445 Radebeul
Markus.Paul@smul.sachsen.de

Keywords: Bewertung, Wasserrahmenrichtlinie, Phytoplankton, Fließgewässer

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert für planktonführende Fließgewässer eine Bewertung mit der Qualitätskomponente Phytoplankton. Dafür wurde in Deutschland durch Mischke et al. (2005) ein gewässertypbezogenes, multimetrisches Bewertungsverfahren erarbeitet. Dieses stützt sich auf Chlorophyllmesswerte und Phytoplanktonzählergebnisse auf einem durch eine harmonisierte Taxaliste festgelegten Bestimmungsniveau. Unter Berücksichtigung der Gesamtbiomasse, der Anteile einzelner Algenklassen und der typspezifischen Indikationswerte einzelner Arten wird ein Index berechnet, der die Zuordnung des untersuchten Gewässerabschnittes in eine ökologische Zustandsklasse ermöglicht. Diese ist Teil der weiterführenden Bewertung mehrerer biologischer Komponenten. Bei der Anwendung des Bewertungsverfahrens in der Routine treten eine Reihe von Problemen auf, die für dessen weitere Entwicklung berücksichtigt werden müssen. Dazu gehören unter anderem die differenzierte Betrachtung der Planktonherkünfte, der Indikationswert der Centrales und Probleme der Wichtung der Bewertungsmetrics.

Untersuchte Fließgewässer

In Sachsen werden seit 1995 Phytoplanktondaten im Rahmen des Messprogrammes der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe erhoben. In den folgenden Jahren wurden weitere planktonführende Fließgewässer untersucht. Dabei verbesserte sich die taxonomische Auflösung und die Erfassung der Biomasse stetig. Derzeit genügen sie den Anforderungen nach Mischke et al. (2005). Im Kontext der WRRL sind 19 Oberflächenwasserkörper mit einem Einzugsgebiet über 1000 km² für die biologische Komponente Phytoplankton bewertungsrelevant (Typen 9.2, 10.2, 20.2, 15.1, 17.1, 17.2). Dabei handelt es sich um die Lausitzer Neiße, die Spree, die Elbe, die Freiberger, Zwickauer und Vereinigte Mulde, die Zschopau, die Pleiße und die Weiße Elster.

Methoden

Die Ermittlung der Chlorophyllkonzentration erfolgt in allen Fließgewässern fluorometrisch mit einem Mehrkanal-Küvettenfluorometer „Algae Analyser“ von der bbe Moldaenke GmbH, das das photosynthetisch aktive Gesamtchlorophyll sowie die Chlorophyllanteile der 4 durch ihre Pigmentausrüstung differenzierbaren Algengruppen bestimmt. Zur Umrechnung des bestimmten Gesamtchlorophylls in Werte, die der Bestimmung von Chlorophyll-a nach DIN 38 412-L16 äquivalent sind, werden jährlich ca. 120 Proben parallel fluorometrisch und nach DIN gemessen. Der nach Mischke et al. (2005) geforderte Gesamtpigmentgehalt (DIN) wird nach der Formel Chlorophyll-a + (Phaeopigment / 1,7) berechnet, und durch lineare Regression ein Umrechnungsfaktor von Gesamtchlorophyll (fluorometrisch) auf Gesamtpigment (DIN) ermittelt. Der dabei erreichte Korrelationskoeffizient ist > 0,98.

Die Biovolumendaten der Jahre 2003 und 2004 konnten durch Zuordnung der gezählten Taxa zu den Indikatortaxa-Gruppen der harmonisierten Taxaliste mit zur Auswertung herangezogen werden.

Die ursprüngliche Bewertung erfolgte mit dem Tool „PhytoFluss“ (Böhmer & Mischke, 2006) auf dem nicht veröffentlichten Entwicklungsstand vom 01.06.2006. Die hier dargestellten Bewertungsergebnisse wurden mit der endgültigen Version (Oktober 2006) berechnet, in der einige der hier angesprochenen Probleme behoben wurden.

Für die Bewertung nach WRRL wird der Saisonmittelwert von Pigmentkonzentration und Biovolumen der Algenklassen und –taxa zugrunde gelegt. Um dennoch die Charakteristika der jährlichen Sukzession als Zusatzinformation für die Bewertung nutzen zu können, wurden für jede Messstelle Monatsmittelwerte der Chlorophyllkonzentration und Biovolumen-Klassensummen über alle Untersuchungsjahre gebildet. Diese wurden am Jahresmaximum auf einen Wertebereich zwischen 0 und 1 normiert. Die so erhaltenen relativen Jahresgänge werden für staubeeinflusste und frei fließende Messstellen (Stau-Typ, Fluss-Typ) getrennt bzw. mit unterschiedlichen Signaturen dargestellt. Bei der Darstellung des Biovolumens der wichtigen Algenklassen bzw. -ordnungen wurde im Rahmen dieser Arbeit zur Wahrung der Übersichtlichkeit über alle Messstellen eines Typs gemittelt.

Ergebnisse

Herkunft der Planktonentwicklung in Fließgewässern

Wie Abb. 1 zeigt, besteht ein deutlicher Unterschied im Chlorophyll-Jahresverlauf zwischen - zumindest für eine ausreichend lange Fließstrecke nach Stauhaltungen - frei fließenden (Fluss-Typ) und staubeeinflussten (Stau-Typ) Fließgewässern. Erstere haben ein relativ einheitliches Muster mit hohen Werten ab Mai, einem relativ lang gestreckten Chlorophyllmaximum im Juli und August sowie einem sehr deutlichen Rückgang im September. Dies entspricht den theoretischen Erwartungen, da in größeren, nährstoffreichen Fließgewässern das Phytoplankton im allgemeinen lichtlimitiert und ohne nennenswerten Fraßdruck lebt. Ist das Phytoplankton dagegen durch Aufstau geprägt, spielen standgewässertypische Phänomene (Nährstofflimitation nach Frühjahrsmaximum, im Frühsommer einsetzender Grazingdruck und eine größere Individualität der Gewässer) eine stärkere Rolle. Das führt zu dem beobachteten Muster eines Frühjahrsmaximums mit steilem Anstieg im April bis Mai, einer Sommerdepression und fallweise sehr deutlich ausgeprägtem Herbstmaximum im September oder Oktober. Dieses Herbstmaximum geht meist auf Massenentwicklungen von Cyanobakterien zurück.

Die Entwicklung der Biovolumina der in Fließgewässern wesentlichen Gruppen (Chroococcales, Hormogonales, Pennales, Centrales, Volvocales, Chlorococcales und Cryptophyceae) in Abb. 2 zeigt ein prinzipiell ähnliches Verhalten. Das schon im Mai und Juni liegende Biovolumenmaximum im Fluss-Typ ist durch den relativ geringen Chlorophyllgehalt der zu diesem Zeitpunkt sehr dominanten Diatomeen begründet. Beim Stau-Typ fällt die starke herbstliche Zunahme der Cyanobakterien auf. Die Diatomeen sind ganzjährig die dominierende Gruppe, insbesondere die Centrales erreichen einen Biovolumenanteil von meist über 50 %. Der erhöhte Pennales-Anteil im Frühjahr kommt durch abdriftende benthische Arten bzw. durch planktische Frühjahrsmassenentwicklungen in Stauhaltungen zustande. Im Sommer erreichen außerdem die Chlorococcales bis zu 30 % Biovolumenanteil.

Indikationswert der Centrales

Das Verfahren sah zunächst die differenzierte Erfassung der centralen Kieselalgen durch Auszählung bei 1000facher Vergrößerung in einem Dauerpräparat vor. Die bisher gewonnenen Daten zeigen, dass alle Arten mit hohem Biomasseanteil ubiquitär sind (*Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos delicatus* und *C. invisitatus*, *Cyclotella atomus*, *C. meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Skeletonema potamos* und *Melosira varians*). Ihr Vorkommen wird vorrangig durch eine jahreszeitliche Saisonalität geprägt: im Frühjahr dominieren *Cyclostephanos delicatus*, *C. invisitatus* und *Stephanodiscus hantzschii*, im Sommer *Cyclotella meneghiniana* und *Skeletonema potamos* sowie im Herbst *Cyclostephanos dubius*. Weitere Arten mit niedrigem Biomasseanteil sind eben-

falls mehr oder weniger ubiquitär (u.a. *Aulacoseira ambigua*, *A. subarctica*, *A. subborealis*, *Cyclotella meduanae*, *C. pseudostelligera*, *C. stelligera* und *Stephanodiscus minutulus*).

Für die Centrales bestehen weiter eine Reihe taxonomischer Probleme. So wird z.B. in den meisten Fällen *Cyclotella meduanae* nicht von *C. meneghiniana* und *Cyclotella atomus* var. *gracilis* nicht von der Nominatvarietät getrennt. *Aulacoseira subborealis*, die in fast jeder Fließgewässer-Planktonprobe vorkommt, wird oft übersehen.

Die für die dominanten Centrales-Arten sehr ähnlichen TIP (Typspezifischer Indexwert Potamoplankton) - Bewertungsindices führten bei den Verfahrensentwicklern zu der Schlussfolgerung, dass der Indikationswert der Centrales auf Artebene zu gering ist um den hohen Bestimmungsaufwand zu rechtfertigen. Andererseits ist unserer Meinung nach eine bei 400-facher Vergrößerung nur auf Ordnungs-Ebene mögliche Erfassung der solitären Centrales in Planktonkammern nicht ausreichend angesichts der Bedeutung dieser Gruppe im gesamten Phytoplankton der Fließgewässer.

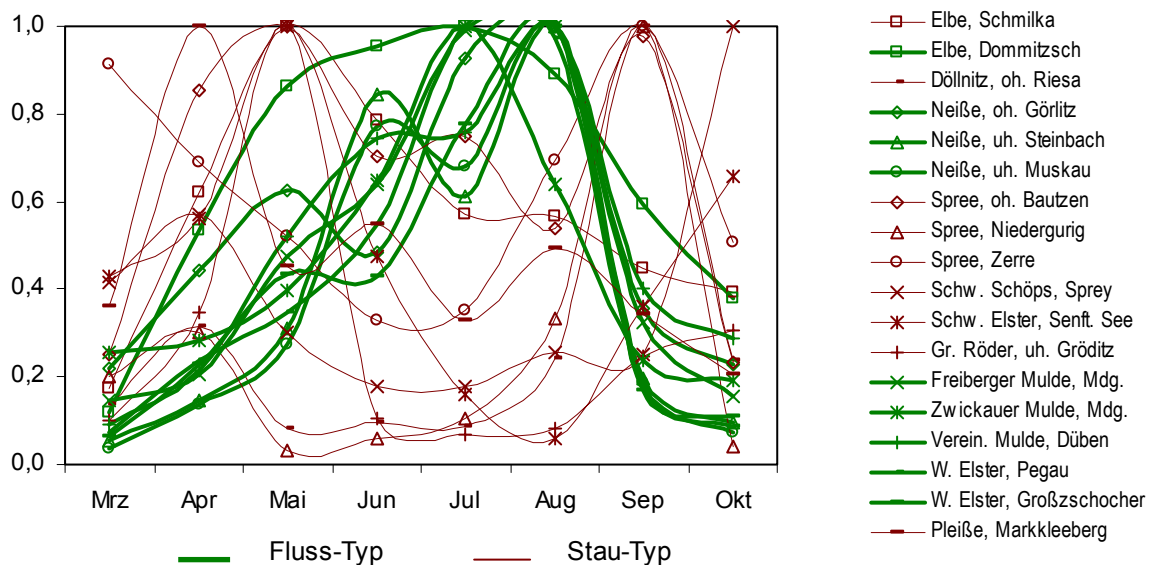


Abb. 1: Mittlere relative Chlorophyllkonzentrationen von 18 untersuchten Messstellen im Verlauf der Vegetationsperiode.

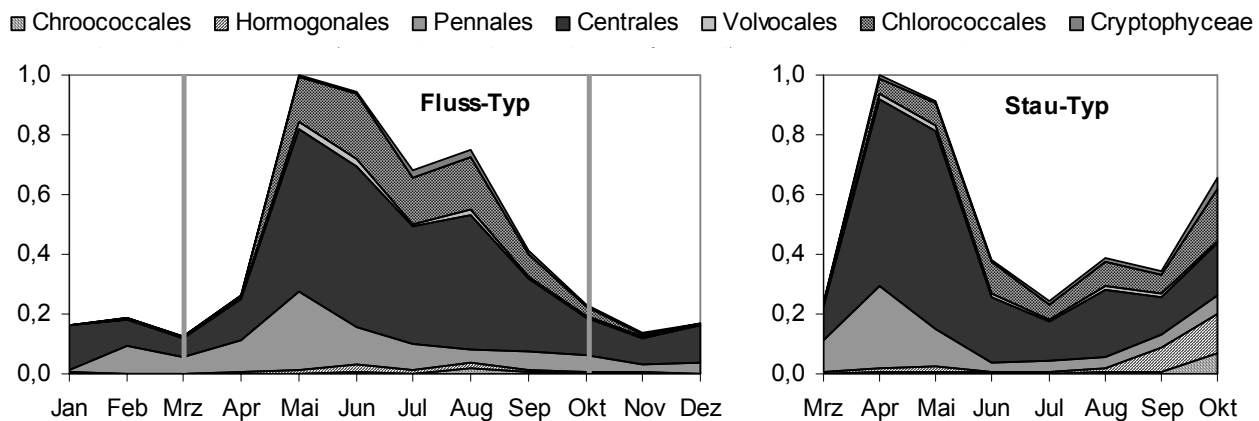


Abb. 2: Mittlere relative Biovolumina im Verlauf der Vegetationsperiode, zusammengefasst für 8 Messstellen vom Fluss-Typ und 5 Messstellen vom Stau-Typ.

Bewertung nach WRRL

Die Ergebnisse der Erstbewertung in Tab. 1 zeigen, dass bezüglich des Phytoplanktons derzeit nur zwei große Mittelgebirgsflüsse in den guten ökologischen Zustand eingestuft werden. Es gibt keine Korrelation zwischen mittlerer Gesamtphosphorkonzentration und Gesamtpigmentgehalt, dagegen einen mäßig guten Zusammenhang zwischen Einzugsgebietsgröße und Gesamtpigmentgehalt. Weiter zeigt sich, dass der Chlorophyllgehalt (Index mit einer Schwankungsbreite von 3,58) einen wesentlich größeren Einfluss auf die Gesamtbewertung hat als die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons (TIP mit einer Schwankungsbreite von nur 1,13).

Die in Tab. 2 beispielhaft dargestellten Einzelergebnisse für die Jahre 2003, 2004 und 2005 zeigen eindrucksvoll, wie groß die interannuellen Unterschiede in der Entwicklung des Flussphytoplanktons sein können. Indirekter Steuerfaktor ist beim Fluss-Typ vor allem die Durchflussmenge, die Lichtklima und Aufenthaltszeit wesentlich beeinflusst. Der Sonderfall Spree, Niedergurig (für autochthones Phytoplankton zu kleines Einzugsgebiet, liegt unterhalb der hypertrophen Talsperre Bautzen) zeigt die vom Verfahren nicht korrekt bewertbare Fremdsteuerung der Phytoplanktonsuccession durch klimatische und standgewässerinterne Faktoren beim Stau-Typ: im September 2004 gab es eine starke *Microcystis*-Massenentwicklung, die zu einer zusätzlichen Abwertung durch den hier nicht dargestellten Cyanobakterien-Index führte, während 2003 und 2005 vor allem *Asterionella formosa* mäßig hohe Biovolumina erreichte, was über den Pennales-Index zu einer Aufwertung führte.

Tab. 1: Zusammengefasste Bewertungsergebnisse für 12 Wasserkörper, gemittelt über die Jahreswerte 2003 bis 2005. EZG = Einzugsgebietsgröße, TP = Gesamtphosphor, Ges.-Pigm. = Gesamtpigment, ÖZK PhP = Ökologische Zustandsklasse für die Komponente Phytoplankton.

| Gewässer, Messstelle | Phyto-Typ | EZG km ² | TP mg/l | Ges.-Pigm. µg/l | Chlorophyll-index | TIP | Gesamt-index | ÖZK PhP |
|------------------------------|-----------|---------------------|---------|-----------------|-------------------|------|--------------|---------|
| Elbe, Schmilka | 10.2 | 51394 | 0,20 | 81 | 3,24 | 4,06 | 3,87 | 4 |
| Elbe, Dommitzsch | 20.2 | 55650 | 0,22 | 192 | 4,72 | 4,06 | 4,35 | 4 |
| Zwickauer Mulde, Mündung | 9.2 | 2351 | 0,22 | 30 | 2,02 | 2,92 | 2,20 | 2 |
| Freiberger Mulde, Mündung | 9.2 | 2985 | 0,13 | 45 | 2,89 | 2,97 | 2,73 | 3 |
| Vereinigte Mulde, Bad Dübau | 17.2 | 6645 | 0,19 | 85 | 4,19 | 3,64 | 3,61 | 4 |
| Lausitzer Neiße, oh. Görlitz | 9.2 | 1720 | 0,25 | 17 | 1,13 | 2,98 | 2,04 | 2 |
| Lausitzer Neiße, uh. Muskau | 15.1 | 2588 | 0,11 | 59 | 3,44 | 3,39 | 3,27 | 3 |
| Spree, Niedergurig | 15.1 | 314 | 0,10 | 67 | 3,20 | 2,95 | 2,71 | 3 |
| Spree, Zerre oh. ESPAG | 15.1 | 2147 | 0,05 | 26 | 1,99 | 3,23 | 2,93 | 3 |
| Pleiße, Markkleeberg | 17.1 | 1471 | 0,16 | 29 | 2,20 | 3,42 | 2,87 | 3 |
| Weißer Elster, Pegau | 9.2 | 2616 | 0,19 | 52 | 3,19 | 2,99 | 2,95 | 3 |
| Weißer Elster, Schkeuditz | 17.1 | 4961 | 0,23 | 41 | 2,80 | 3,53 | 2,89 | 3 |

Tab. 2: Jährliche Bewertungsergebnisse für drei exemplarische Wasserkörper. Q = mittlerer Durchfluss März bis Oktober

| Gewässername | Jahr | Q m ³ /s | Gesamtpigment µg/l | Chlorophyll-index | TIP | Gesamt-index | ÖZK PhP |
|------------------------|------|---------------------|--------------------|-------------------|------|--------------|---------|
| Elbe, Dommitzsch | 2003 | 181 | 281 | 5,50 | 4,42 | 4,73 | 5 |
| | 2004 | 226 | 184 | 4,80 | 4,13 | 4,48 | 4 |
| | 2005 | 305 | 109 | 3,85 | 3,62 | 3,82 | 4 |
| Freiberger Mulde, Mdg. | 2003 | 11 | 77 | 4,16 | 3,44 | 3,53 | 4 |
| | 2004 | 22 | 35 | 2,61 | 2,68 | 2,43 | 2 |
| | 2005 | 27 | 25 | 1,91 | 2,80 | 2,24 | 2 |
| Spree, Niedergurig | 2003 | 1,5 | 44 | 3,07 | 3,22 | 2,43 | 2 |
| | 2004 | 1,3 | 140 | 5,36 | 2,77 | 4,03 | 4 |
| | 2005 | 2,3 | 17 | 1,16 | 2,85 | 1,67 | 2 |

Diskussion

Das Bewertungsverfahren für das Phytoplankton in Fließgewässern liefert mit dem derzeitigen Verfahrensstand für den Fluss-Typ in Sachsen weitgehend plausible Ergebnisse. Auch ein Vergleich mit früheren, nur auf Chlorophyll beruhenden Bewertungen nach dem LAWA-Verfahren (Schmitt, 1998) zeigt, dass es keine drastischen Veränderungen in den Bewertungsergebnissen gibt. Ein Grund für die gute Plausibilität könnte auch sein, dass Phytoplankton führende Fließgewässer mit einem guten oder sehr guten Zustand, für die das Verfahren derzeit noch auf einer ungenügenden Datenbasis beruht, in Sachsen fast nicht vorkommen. Das Verfahren ist durch seinen multimetrischen Ansatz ausreichend robust und durch den geforderten taxonomischen Differenzierungsgrad qualitativ gut abgesichert.

In Sachsen lassen sich jedoch Fließgewässer des Stau-Typs durch einen standgewässergeprägten Jahresverlauf der Planktonentwicklung deutlich differenzieren. Vom Grundgedanken der WRRL sind solche Planktonentwicklungen als Beeinträchtigung des Fließgewässers zu bewerten, insbesondere wenn eine Einzugsgebietsgröße $< 1000 \text{ km}^2$ keine natürliche Planktonentwicklung zuließe. Für letztere Wasserkörper ist das Bewertungsverfahren derzeit jedoch nicht relevant. Es wird daher eine Abwertung der ÖZK auf „mäßig“ bei Überschreitung eines Chlorophyll-Saisonmittelwertes von $30 \mu\text{g/l}$ als eine mit vertretbarem Aufwand realisierbare Alternative zur zeitintensiven Phytoplanktonanalytik vorgeschlagen. Außerdem zeigt sich, dass die nicht wie geplant entwickelten Indices zur Bewertung von Aufstau und Planktonblüten für eine sicherere Beurteilung des Stau-Typs dringend erforderlich wären.

Die bisher ermittelten Indikationswerte für einzelne Taxa basieren auf dem den Verfahrensentwicklern zur Verfügung stehenden Datensatz, der noch nicht nach den Anforderungen dieses Verfahrens erhoben wurde. Wie am Beispiel der Centrales gezeigt, besteht hier weiterer Diskussionsbedarf. Dabei sollte geprüft werden, ob mit einer deutlich erweiterten, verfahrenskonform erhobenen Datengrundlage auf einem in der Routine erzielbaren taxonomischen Niveau eine genauere, besser differenzierende Bestimmung der TIP-Indikationswerte erreicht werden kann. Deshalb sollten die Centrales zumindest in ausgewählten Fällen weiter auf Artebene bearbeitet werden.

Das anwendungsbereite Bewertungsverfahren muss, auch im Hinblick auf weitere bestehende Probleme, weiterentwickelt werden, und die zur Verfügung stehende Basis an Bestimmungshilfen bedarf dringend weiterer Verbesserung.

Danksagung

Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Daten wurden im Auftrag des sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie erhoben. Wir danken dem Landesamt für die Erlaubnis zur Veröffentlichung der Daten. Frau Dr. Ute Mischke stand stets für ausführliche Diskussionen zur Verfügung und hat zeitnah und konstruktiv auf die bestehenden Probleme reagiert.

Literatur

- Böhmer, J. & U. Mischke (2006): „PhytoFluss“: Phytoplanktonbewertung von Flüssen gemäß WRRL modifiziert nach den Ergebnissen aus dem Praxistest 2005. Version 10.10.2006.
- Mischke, U., D. Opitz, H. Behrendt, J. Köhler (2005): Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.
- Schmitt (1998): Trophiebewertung planktondominierter Fließgewässer – Konzept und erste Erfahrungen. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- u. Flussbiologie 51: 394-411

Entwicklung und Etablierung eines Kurzzeit-Biotestsystems für aquatische Makrophyten

Korinna Pohl¹, Rolf Altenburger² & Anette Küster³

¹⁾ Technische Universität Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, 01062 Dresden,
korinna.pohl@ufz.de

^{2,3)} UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Bioanalytische Ökotoxikologie, Permoserstr. 15,
04318 Leipzig

Keywords: aquatische Makrophyten, Chlorophyllfluoreszenz, Herbizide, *Lemna minor*, Imaging-PAM, Risikobewertung, Toxizität

Einleitung

Für die Beurteilung der Sensitivität aquatischer Makrophyten ist der standardisierte Biotest mit der höheren Pflanze *Lemna minor* L. vorgesehen (ISO/DIS 20079, 2003; OECD 221, 2006). Im Verlauf eines Tests wird hierbei die Wachstumshemmung der Kleinen Wasserlinse, *Lemna minor* L. über 7 Tage aufgenommen, wodurch die Abschätzung der Wirkung von umweltrelevanten Chemikalien ermöglicht wird.

Um die ökotoxikologische Risikobewertung von Kontaminanten schneller und effektiver zu gestalten, wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Biotestsystem für aquatische Makrophyten anhand des etablierten Testorganismus *Lemna minor* entwickelt. Als zu beobachtender Effektparameter der Schadstoffeinwirkung wurde die Hemmung der Photosyntheseaktivität über eine Testdauer von 48 Stunden untersucht. Die Messung der Chlorophyllfluoreszenz stellt hierbei eine nichtdestruktive Methode dar, mit der bereits geringste Schädigungen des Photosyntheseapparates ermittelt werden können.

Das hier vorgestellte Testsystem konnte bereits für typische Photosystem II-Inhibitoren (PS II-Inhibitoren) überprüft und etabliert werden (Küster & Altenburger, 2006). Das Ziel der vorliegenden Arbeit war daher, die Anwendung der beschriebenen Methode als Kurzzeit-Biotest für weitere Umweltchemikalien zu untersuchen, die an unterschiedlichen Wirkorten angreifen und die biochemischen Stoffwechselprozesse der Pflanzen hemmen.

Hierzu wurde die *in vivo* Chlorophyllfluoreszenz durch die Verwendung eines neu entwickelten Imaging-Puls-Amplituden-Modulations-Fluorometers (Imaging-PAM, Firma Walz, Deutschland) zu verschiedenen Messzeitpunkten erfasst und somit die Photosynthesehemmung der Pflanzen untersucht. Als Testsubstanzen wurden die beiden Herbizide Atrazin (PS II-Inhibitor) und Paraquatdichlorid (PS I-Inhibitor) sowie der polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoff (PAK) 1,2-Dihydroxyanthrachinon (Hemmung des Cytochrom b₆/f-Komplexes) untersucht, um abschließend die Ergebnisse mit dem Standard-Wachstumshemmtest für *Lemna minor* zu vergleichen.

Material und Methoden

Lemna minor wurde photoautotroph in modifiziertem Steinberg-Nährmedium unter konstanten Laborbedingungen kultiviert. Die Wasserlinsen-Kultur befand sich dabei in Kultivierungsgefäßen aus Glas (Durchmesser 140 mm) in einem Wasserbad mit konstanten 25°C und wurde mit einer Lichtquelle aus Leuchtstoffröhren dauerhaft bestrahlt ($110 \mu\text{mol Photonen} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), um ein optimales Wachstum der Pflanzen zu gewährleisten.

Um die Toxizität der drei zu untersuchenden Stoffe in Abhängigkeit von der Dosis zu überprüfen, wurden die Wasserlinsen unterschiedlichen Stoffkonzentrationen ausgesetzt. Die Kurzzeit-Testung erfolgte in Multi-Well Titerplatten, wodurch die gleichzeitige Messung hoher Probenzahlen (mehrere Replikate pro Konzentrationsstufe) und der Negativkontrollen (ohne Schadstoffzugabe) ermöglicht wurde.

Die Messung der *in vivo* Chlorophyllfluoreszenz wurde mittels Imaging-PAM Methode nach Küster & Altenburger (2006) durchgeführt. Hierbei wurde nach Bestrahlung der Pflanzen mit aktinischem Licht als Meßgröße die effektive Quantenausbeute des Photosystem II ($\Phi_{\text{PSII}} = F_v / F_m'$) erfasst, welche die Leistungsfähigkeit der Photosynthese der Pflanzen wiedergibt (Genty et al., 1989; Maxwell & Johnson, 2000).

Um zusätzlich den zeitlichen Verlauf der Chemikalieneinwirkung aufzunehmen, wurde zu unterschiedlichen Expositionszeitpunkten beginnend ab 30 Minuten nach Zugabe der Umweltchemikalie bis zum Ende des Tests nach 48 Stunden die Chlorophyllfluoreszenz gemessen. Die Bestimmung des toxischen Einflusses der getesteten Substanzen auf *Lemna minor* konnte somit als Hemmung der effektiven Quantenausbeute im Bezug zu den unbehandelten Kontrollen bestimmt werden.

Die ermittelten Hemmwerte wurden anschließend eingesetzt, um Dosis-Wirkungsbeziehungen für die jeweilige Testsubstanz zu ermitteln und mittels Konzentrations-Wirkungs-Kurven darzustellen. Über die Modellierung der Daten anhand eines logistischen Modells (Hill-Funktion) ließ sich der EC_{50} -Wert (Effect Concentration) bestimmen, welcher die Konzentration beschreibt, bei der 50 % des zu erwartenden Effektes (in diesem Fall die Hemmung der Photosynthese) eintritt.

Um die Methode des Kurzzeit-Tests über 48 Stunden mit dem standardisierten Biotest über 7 Tage vergleichen zu können, wurden parallel zu den beschriebenen Untersuchungen Standard-Wachstumshemmtests mit *Lemna minor* nach Anleitung der OECD-Guideline (OECD 221, 2006) für die ausgewählten Substanzen durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen zeigten, dass sowohl für Atrazin als PS II-Hemmer als auch für die anderen untersuchten Stoffe anhand der Imaging-PAM Methode Dosis-Wirkungsbeziehungen festgestellt werden konnten. Die Hemmung der effektiven Quantenausbeute war für alle Stoffe konzentrationsabhängig, da mit steigender Konzentration des Teststoffes die Hemmung des Effektparameters zunahm (Abb.1). Bereits nach der kurzen Testdauer von 24 Stunden konnte eine bis zu 100 %-ige Hemmung des gemessenen Parameters sowohl für Atrazin als auch für Paraquat-dichlorid und 1,2-Dihydroxyanthrachinon nachgewiesen werden. Nach 24 Stunden war somit die Photosyntheseaktivität der Untersuchungsorganismen vollständig gehemmt, obwohl zunächst keine sichtbaren Schädigungen (z.B. Chlorosen, Nekrosen) beobachtet wurden. Die höchste Empfindlichkeit der Pflanzen konnte für das PS I-Herbizid Paraquat-dichlorid nachgewiesen werden (EC_{50} -Wert von $0,112 \mu\text{mol/l} = 0,028 \text{ mg/l}$), gefolgt vom PS II-Hemmer Atrazin ($0,25 \mu\text{mol/l} = 0,054 \text{ mg/l}$) und dem PAK 1,2-Dihydroxyanthrachinon ($3,49 \mu\text{mol/l} = 0,84 \text{ mg/l}$).

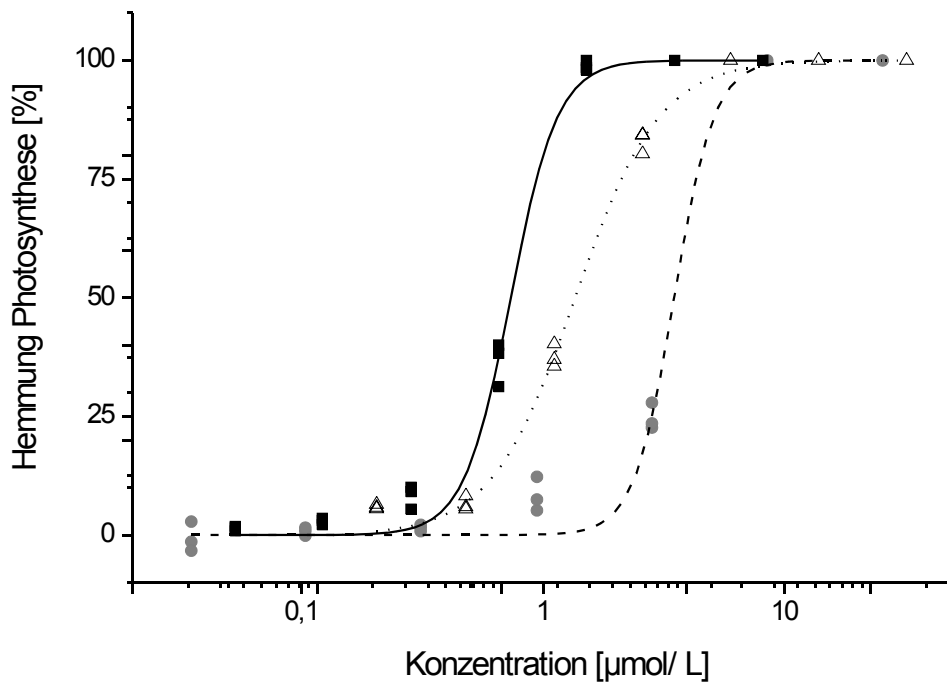


Abb.1: Konzentrations-Wirkungsbeziehungen nach einer Expositionsdauer von 24 Stunden für die untersuchten Stoffe Paraquat-dichlorid (durchgehende Linie), Atrazin (gepunktete Linie) und 1,2-Dihydroxyanthrachinon (gestrichelte Linie)

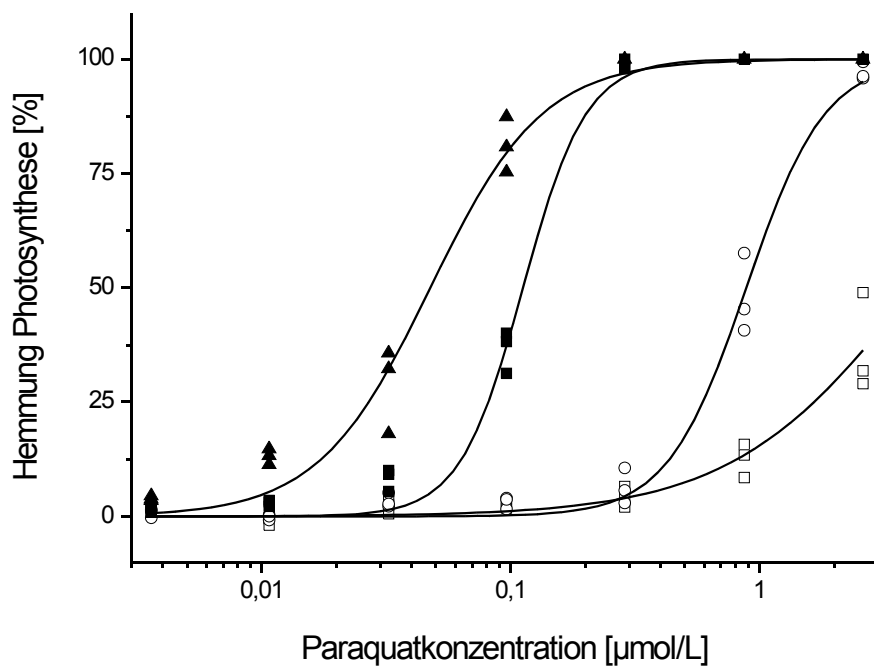


Abb.2: Ermittlung von Konzentrations-Wirkungs-Kurven für Paraquat-dichlorid nach verschiedenen Expositionszeitpunkten: 3 h (□), 9 h (○); 24 h (■) und 48 h (▲)

Im Gegensatz zum Standard-Wachstumshemmtest, durch den eine Biomassezunahme über die Ermittlung der Frondzahl untersucht wird, erfasst man mittels der hier vorgestellten Methode als funktionellen Effektparameter die Chlorophyllfluoreszenz. Anhand dieser Methode ist es möglich, bereits nach kurzer Expositionsdauer die akute Toxizität eines Schadstoffes zu ermitteln. Abbildung 2 stellt die Hemmung der effektiven Quantenausbeute in Abhängigkeit von der Expositionsdauer am Beispiel des PS I-Inhibitors Paraquat-dichlorid dar. Nach einer 3-stündigen Exposition mit dem Stoff ist eine 50 %-ige Hemmung der effektiven Quantenausbeute bei der höchsten Testkonzentration von 2,6 µmol/l (Abb. 2) erreicht. Mit zunehmender Expositionszeit erhöht sich die Hemmung der Photosyntheseaktivität, so dass nach 24 Stunden eine maximale Hemmung der Pflanzen von 100 % auch bei einer Paraquatkonzentration kleiner als 1 µmol/l nachgewiesen werden konnte.

In Tabelle 1 sind die EC₅₀-Werte von *Lemna minor* mit der Imaging-PAM Methode nach 24 Stunden und die nach dem Standard-Wachstumshemmtest nach 7 Tagen ermittelten EC₅₀-Werte gegenübergestellt. Es sind zusätzlich EC₅₀-Werte aus etablierten Biotests mit *Lemna minor* aus der Literatur angegeben.

Tab. 1: EC₅₀ -Werte (EC₅₀ = Effektkonzentration, bei der 50 % des zu erwartenden Effektes eintritt) ermittelt durch die Imaging-PAM Methode im Vergleich zum Standard-Wachstumshemmtest und Literaturwerten von *Lemna minor* mit Angabe des toxikologischen Endparameters und der jeweiligen Testdauer

| | Imaging-PAM Methode Chlorophyllfluoreszenz | Standard-Wachstumshemmtest (OECD 221) Biomassezuwachs | <i>Lemna spec.</i> Literaturwerte Biomassezuwachs |
|-----------------------------|---|---|--|
| Atrazin | 0,054 mg/l (24 h) | 0,097 mg/l (7 d) | 0,153 mg/l (4 d; Fairchild et al., 1997) |
| Paraquat-dichlorid | 0,028 mg/l (24 h) | 0,013 mg/l (7 d) | 0,051 mg/l (4 d; Fairchild et al., 1997) |
| 1,2- Dihydroxy-anthrachinon | 0,84 mg/l (24 h) | 0,95 mg/l (7 d) | 1,1 mg/l (6 h; Mallakin et al., 2002) |

Die Betrachtung der EC₅₀-Werte zeigt, dass für die hier untersuchten Substanzen Atrazin, Paraquat-dichlorid und 1,2-Dihydroxyanthrachinon zum Standard-Wachstumshemmtest vergleichbare Effektkonzentrationen bereits nach einer relativ kurzen Testdauer von 24 bis 48 Stunden erfasst werden können.

Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass die Messung der Chlorophyllfluoreszenz als funktioneller Parameter geeignet ist, um schnell und effektiv die Schädigungen von aquatischen Makrophyten durch Umweltchemikalien zu detektieren. Für alle drei der eingesetzten Testsubstanzen konnte eine konzentrationsabhängige Hemmung der Photosyntheseaktivität erfasst werden. Damit wird bestätigt, dass die Imaging-PAM Methode nicht nur für Photosynthese II-Inhibitoren geeignet ist, sondern auch für Kontaminanten mit anderer Wirksamkeit eingesetzt werden kann.

Zusammenfassung und Ausblick

Bereits nach einer verkürzten Testdauer von 24 bis 48 Stunden lassen sich über die Anwendung der Imaging-PAM Methode vergleichbare Ergebnisse zu dem Standard-Wachstumshemmtest und zu Literaturwerten von *Lemna minor* ermitteln. Durch die Verwendung von Multiwell-Titerplatten wird eine parallele Messung von hohen Probenzahlen ermöglicht, wodurch der Kosten- und Zeitaufwand eines Biotests erheblich verringert werden kann. Für zukünftige Untersuchungen ist zu beachten, dass aufgrund des sehr geringen Testvolumens verhältnismäßig starke pH-Schwankungen auftreten können, welche es zu minimieren gilt. Um die realen Konzentrationen der Testsubstanzen während der Testung zu erfassen, sollte begleitend zu den Untersuchungen eine chemische Analyse durchgeführt werden (insbesondere bei leicht abbaubaren, flüchtigen oder photolabilen Stoffen).

Um die Übertragbarkeit dieses Biotestsystems auf andere aquatische Makrophyten bzw. Makroalgen, darunter auch ökologisch sensitive Arten (z.B. *Chara spec.*, *Wolffia spec.*) zu untersuchen, soll in Zukunft die Imaging-PAM Methode auch an weiteren Makrophytenarten (insbesondere submerse Arten) fortgeführt werden. Ein zusätzlicher Ausblick liegt in der Anwendung der Methode mittels Fluoreszenzmessung auf weitere umweltrelevante Stoffgruppen wie 'Pharmaceutical and Personal Care Products' (PPCP) und Arzneimittel sowie auf Oberflächenwasser- und Sedimentproben aus der Umwelt.

Literatur

- Fairchild, J.F., Ruessler, D.S., Haverland P.S., Carlson A.R. (1997): Comparative sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to sixteen herbicides. *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 32, 353-357
- Genty, B., Briantais, J.-M., Baker N.R. (1989): The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochimica et Biophysica Acta* 990, 87-92
- ISO/DIS 20079. Water quality – Determination of the toxic effect of water constituents and waste water to duckweed (*Lemna minor*) – Duckweed growth inhibition test. International Organisation for Standardisation, 2003
- Küster, A., Altenburger R. (2006): Development and validation of a new fluorescence-based bioassay for aquatic macrophyte species. *Chemosphere* (in press)
- Mallakin, A., Babu, T.S., Dixon D.G., Greenberg B.M. (2002): Sites of toxicity of specific photooxidation products of Anthracene to higher plants: Inhibition of photosynthetic activity and electron transport in *Lemna gibba* L. G-3 (Duckweed). *Environmental Toxicology* 17, 462-471
- Maxwell, K., Johnson, G.N. (2000): Chlorophyll fluorescence – a practical guide. *Journal of Experimental Botany* 51 (345), 659-668
- OECD Guideline 221. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals: *Lemna* sp. Growth Inhibition Test. Organisation for Economic Cooperation and Development. March 2006

Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen – Datenauswertung und Interpretation mit STARBUGS

Andrea Sundermann & Peter Haase

Forschungsinstitut Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, Andrea.Sundermann@senckenberg.de, Peter.Haase@senckenberg.de

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Bewertung, Makrozoobenthos, Variabilität, STARBUGS

Einleitung und Problemstellung

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist es, Gewässer anhand biologischer Qualitätskomponenten (u.a. Makrozoobenthos) zu bewerten. Wird dabei ein Gewässer als „mäßig“ (3) oder schlechter eingestuft, stehen in der Regel kostenintensive Verbesserungsmaßnahmen an, die bei einem „guten“ (2) oder „sehr guten“ (1) Bewertungsergebnis nicht vorgesehen sind. Vor dem Hintergrund der hohen Kosten im Fall einer Sanierung stellt sich die Frage, wie sicher das Bewertungsergebnis der jeweiligen Qualitätskomponente ist – ein Gesichtspunkt, der in Form der Forderung nach einer „Schätzung hinsichtlich des [...] Grads der Zuverlässigkeit und Genauigkeit“ der Bewertungsergebnisse in der EU-WRRL verankert wurde (Anhang V, Absatz 1.3). Ziel der vorliegenden Studie ist es, diesen Aspekt bezüglich der „Zuverlässigkeit und Genauigkeit“ von Bewertungsergebnissen zu beleuchten. Unter anderem wurde hierfür die Software STARBUGS¹ herangezogen, mit deren Hilfe Wahrscheinlichkeiten berechnet werden können, mit denen Bewertungsergebnisse zutreffen.

Material und Methoden

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde innerhalb eines strukturell und hydromorphologisch ähnlichen Gewässerabschnitts eine Hauptprobe (H-Probe) sowie in einer räumlichen Distanz von 100 bis 650 Metern gewässeraufwärts eine Wiederholungsprobe (W-Probe) genommen. Die Bearbeitung der Proben erfolgte nach dem standardisierten Verfahren, welches in Haase et al. (2004) beschrieben wurde, d.h. Multi-Habitat-Sampling mit anschließender Laborsortierung. Der Vergleich der H- und W-Proben wurde an insgesamt 26 verschiedenen Gewässern durchgeführt, so dass insgesamt 52 Proben bearbeitet wurden. Die beprobten Gewässer gehören im Wesentlichen zum Typ 3 „Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes“ und 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ (vgl. Pottgießer & Sommerhäuser 2004). Die Berechnung von Metric- und Bewertungsergebnissen für das Modul „Allgemeine Degradation“ (MMI: multimetrischer Index, Meier et al. 2006) erfolgte mittels der Software ASTERICS 3.01 (www.fliessgewaesserbewertung.de). Aufgrund des Versuchsdesign konnte durch eine ANOVA (Analysis of Variance; StatSoft 2002) die Varianz zwischen den Metricergebnissen der H- und W-Proben berechnet werden. Die Varianz stellt hierbei ein Maß für die Variabilität der Metric- und Bewertungsergebnisse dar. Mit der Vari-

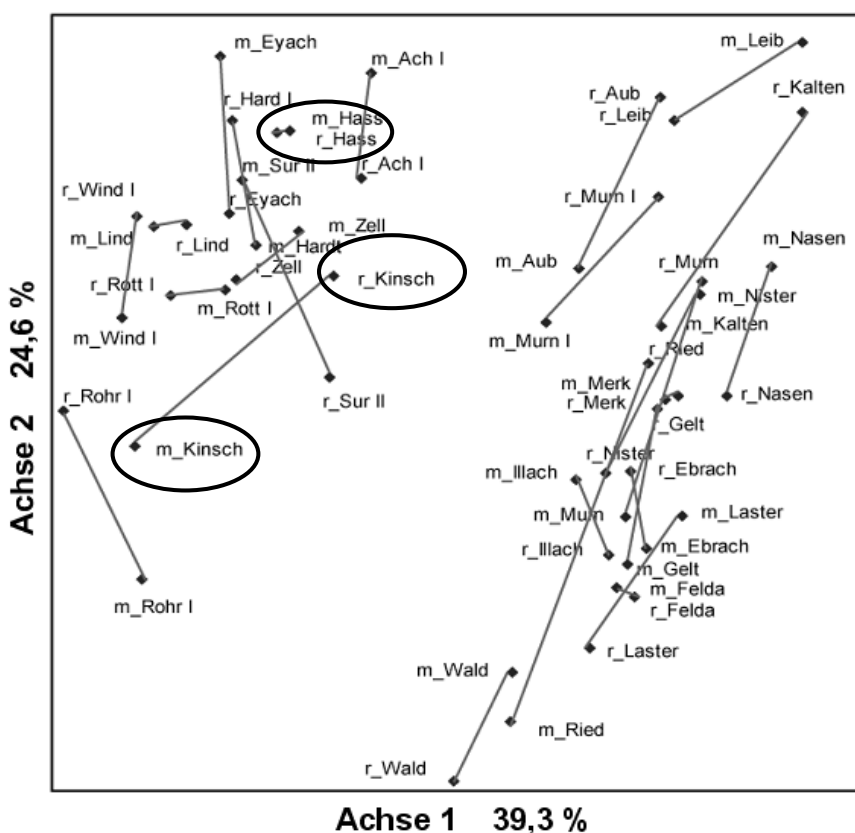
¹ STARBUGS: STAR Bioassessment Uncertainty Guidance Software (Version 1.2)

anz als Basisinformation wurden anschließend mit der Software STARBUGS Version 1.2 (Clarke 2004; www.eu-star.at) Wahrscheinlichkeiten berechnet, mit denen Bewertungsergebnisse zutreffen.

Ergebnisse

Zunächst wurden die Taxalisten der H- und W-Proben einer Ordination (NMS) unterzogen. Es wird deutlich, dass H- und W-Proben eines Gewässers in der faktoriellen Ebene unterschiedlich weit auseinanderliegen. Das bedeutet, dass einige H- und W-Proben sich sehr ähnlich sind (z.B. Hasslach „Hass“), andere hingegen sehr unterschiedlich sind (z.B. Kinschbach „Kinsch“, siehe Abb. 1). Als ein direktes Maß für die Ähnlichkeit zweier Taxalisten wurde der Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis berechnet. Die Werte für den Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis liegen im Mittel für den gesamten Datensatz bei 0,52 (Standardabweichung $\pm 0,12$), d.h. im Mittel ähneln sich die entsprechenden H- und W-Proben nur zu rund 50%.

Abb. 1: Ergebnis der NMS mit Haupt- (m) und Wiederholungsproben (r). N = 52, Stress: 12,3. Linien verbinden die zusammengehörigen Haupt- und Wiederholungsproben.



In Abb. 2 wurden sowohl für die H- als auch für die W-Proben das Bewertungsergebnis für das Modul „Allgemeine Degradation“ in Form des MMI's für alle 26 Probestellen aufgetragen. Während einige Bewertungsergebnisse der H- und W-Proben sehr nahe beieinander liegen, sind in anderen Beispielen größere Unterschiede in den Bewertungsergebnissen festzustellen (z.B. Kinschbach, Windach oder Leiblach, siehe Abb. 2). In 10 Fällen zeigten die Ergebnisse der H- und W-Proben unterschiedliche ökologische Zustandsklassen an. Im Mittel betragen die Abweichungen der MMI-Werte zwischen H- und W-Proben 0,06 (Standardabweichung $\pm 0,06$).

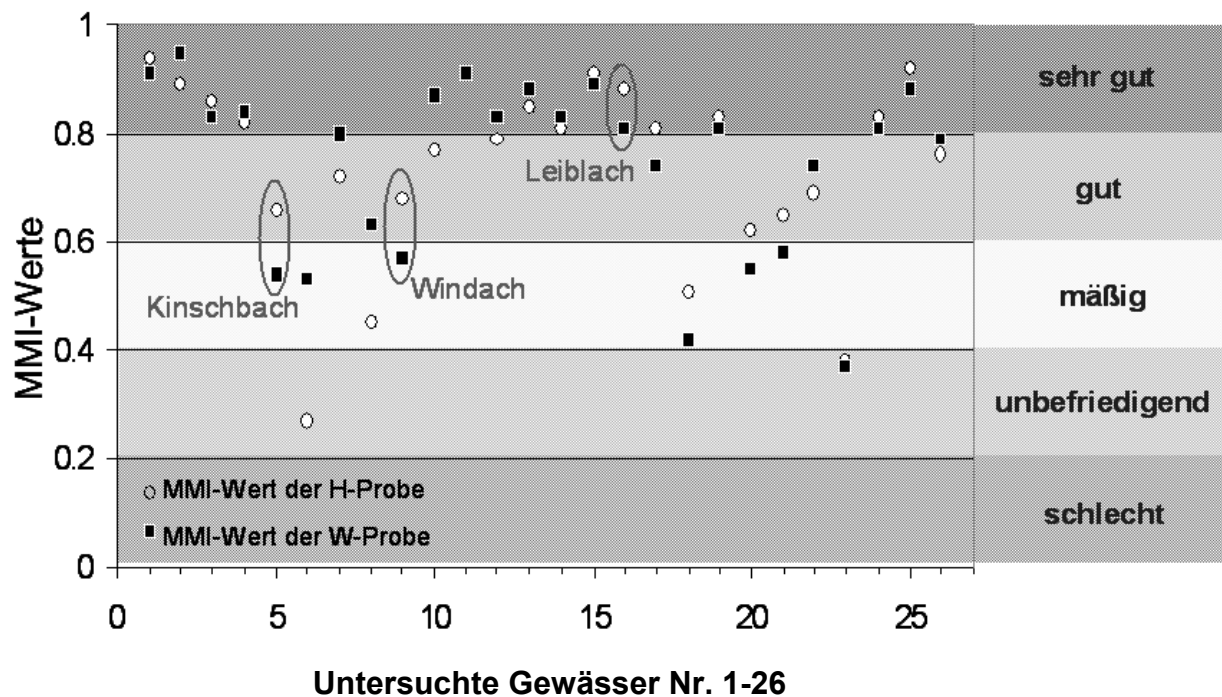


Abb. 2: Bewertungsergebnisse (MMI-Werte) der Haupt- (H) und Wiederholungsproben (W) für die insgesamt 26 untersuchten Gewässer.

Auf der Basis der Metricwerte der H- und W-Proben wurde mittels einer ANOVA die Varianz zwischen beiden Gruppen (Gruppe der H-Proben und Gruppe der W-Proben) berechnet. Die Berechnung der Varianz war die wesentliche Voraussetzung, um in einem weiteren Schritt mit Hilfe der Software STARBUGS Wahrscheinlichkeiten zu berechnen, mit denen Bewertungsergebnisse zutreffen. Die Ergebnisse sind für die drei in Abb. 2 markierten Beispielgewässer in der folgenden Tabelle aufgelistet.

Tab. 1: Angabe von Wahrscheinlichkeiten, mit denen Bewertungsergebnisse zutreffen. Dargestellt am Beispiel dreier Untersuchungsgewässer.

| | sehr gut | gut | mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|-------------------|----------|-------|-------|----------------|----------|
| Kinschbach | 0% | 67.1% | 32.9% | 0% | 0% |
| Windach | 0% | 27.9% | 69.2% | 2.9% | 0% |
| Leiblach | 29.6% | 70.4% | 0% | 0% | 0% |

Die Ergebnisse zeigen, dass im Fall des Kinschbachs bei berechneten MMI-Werten von 0,66 (H-Probe) und 0,54 (W-Probe) der „gute“ ökologische Zustand mit einer rund 67 %igen Wahrscheinlichkeit zutrifft, mit einer knapp 33 % igen Wahrscheinlichkeit lautet der ökologische Zustand auf der Basis der erhobenen Proben „mäßig“. Im zweiten Beispiel (Windach) verhält es sich reziprok. Hier ist die Wahrscheinlichkeit mit insgesamt rund 72 % größer, dass der ökologische Zustand „mäßig“ oder schlechter zutrifft (MMI-Wert H-Probe: 0,68; W-Probe 0,57). Im dritten Beispiel (Leiblach) lagen beide Bewertungsergebnisse aus H- und W-Probe im sehr guten Bereich (MMI-Wert 0,91 bzw. 0,89). Nach den Analysen unter Zugrundelegung der ermittelten Varianzen zwi-

schen den Metricergebnissen der H- und W-Proben zeigt sich allerdings, dass neben dem „sehr guten“ ökologischen Zustand ebenfalls der „gute“ ökologische Zustand mit einer Wahrscheinlichkeit von rund 70 % zutreffen kann.

Diskussion

Die Ordination der Taxalisten sowie die berechneten Ähnlichkeiten zwischen den Taxalisten zeigt, dass z.T. nicht unerhebliche Unterschiede zwischen den Taxalisten der H- und W-Proben auftreten können. Diese Unterschiede sind sowohl auf unterschiedlichen Taxa- als auch Individuenzahlen zurück zu führen. Letzterer Aspekt konnte im vorliegenden Beitrag nicht dokumentiert werden, wurde jedoch in Sundermann (2006) dargestellt.

Die Unterschiede in den Taxalisten spiegeln sich auch in z.T. abweichenden Bewertungsergebnissen wider (Abb. 2). Vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-WRRL stellt sich die Frage, wie derartige Bewertungsergebnisse zu deuten sind. Gerade im Fall der Gewässer „Kinschbach“ und „Windach“ zeigt das Ergebnis der H-Probe einen guten ökologischen Zustand an, das der W-Probe hingegen einen „mäßigen“ ökologischen Zustand. Eine Beurteilung hinsichtlich der Frage, ob Handlungsbedarf (und damit finanzielle Investitionen im Sinne der WRRL) notwendig sind oder nicht, ist auf der Basis solcher Ergebnisse schwierig.

Eine Interpretationshilfe stellt hierbei die Software STARBUGS (Version 1.2) dar. Mit Hilfe dieser Software ist es möglich, Wahrscheinlichkeiten zu berechnen, mit denen Bewertungsergebnisse zutreffen. Die Angabe der Wahrscheinlichkeit ist hierbei als zusätzliche Information, neben dem reinen Bewertungsergebnis zu betrachten.

Während im Beispiel von Kinschbach und Windach in beiden Fällen das Bewertungsergebnis der H-Probe im „guten“ und das der W-Probe im „mäßigen“ ökologischen Bereich lagen, zeigen die berechneten Wahrscheinlichkeiten folgendes: Das Bewertungsergebnis des Kinschbachs liegt mit einer größeren Wahrscheinlichkeit im „guten“ Bereich, das der Windach im „mäßigen“ Bereich. Im Beispiel der Leiblach wird deutlich, dass auf der Grundlage der erhobenen Probe unter Zugrundelegung des derzeitigen Bewertungsverfahrens davon auszugehen ist, dass kein Handlungsbedarf vorliegt.

Vorraussetzung für diese Form der Analysen mit STARBUGS ist allerdings die vorausgehende Berechnung der Varianz, d.h. die Variabilität von Makrozoobenthosproben muss als Basisinformation bekannt sein. Ist diese einmal bekannt, z.B. durch die Erhebung von H- und W-Proben, kann für jede weitere Probe aus anderen Gewässern die Wahrscheinlichkeit bezüglich der Bewertungsergebnisse berechnet werden.

Die Software STARBUGS (Version 1.2) ist als download auf der Homepage des STAR-Projektes² erhältlich (<http://www.eu-star.at>) und kann grundsätzlich auch für andere Qualitätskomponenten genutzt werden.

Danksagung

Ein Teil der Datensätze konnte im Rahmen der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser geförderten Forschungsprojekte O 3.02, O 4.02 und O 3.04 erhoben werden.

² EU-Projekt STAR: Standardisation of river classification. Contract No. EVK1-CT 2001-00089.

Literatur

- Clarke, R.T. (2004): 9th STAR deliverable. Error/uncertainty module software STARBUGS (STAR Bioassessment Uncertainty Guidance Software).
- Haase, P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehütte, A. Sundermann, P. Rolauffs & D. Hering (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. - *Limnologica* 34 (4): 349-365.
- Meier, C., J. Böhmer, R. Biss, C. Feld, P. Haase, A. Lorenz, C. Rawer-Jost, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann, A. Zenker, D. Hering (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. www.fliessgewaesserbewertung.de
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - In: C. Steinberg, W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1:1-16 + Anhang.
- Sundermann, A. (2006): Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen der Fließgewässer vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Dissertation am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg. <http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2006/0069/>
- StatSoft, Inc. (2002): STATISTICA for Windows (Software-System for Data Analysis) Version 6.1. www.statsoft.com.

Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern

Uwe Veit & Alexander Kohler

Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), D – 70593 Stuttgart;
uweveit@uni-hohenheim.de, kohleral@uni-hohenheim.de

Keywords: Makrophyten, Bewertung, Interkalibration, Methodenvergleich, Monitoring

Einleitung

Zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) und für das sich daran anschließende Monitoring-Programm wurden während der letzten Jahre in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Gemeinschaft verschiedene Methoden entwickelt. Derzeit besteht die Aufgabe darin, im Rahmen der vorgesehenen Interkalibration die für die Fließgewässer-Bewertung verfügbaren Methoden in Bezug auf die Bewertung des ökologischen Zustands zu vergleichen.

Für die biologische Qualitätskomponente „Makrophyten“ werden im Nachfolgenden der für Deutschland entwickelte Referenz-Index_{Makrophyten} (Schaumburg et al. 2004) als Beispiel eines Experten-Metrics sowie der für Belgien/Flandern erprobte EQR (Leysen et al. 2005, Denys 2006) als Umsetzung eines Multi-Metrics-Konzepts verglichen und bewertet.

Methoden

Grundlage für den Methodenvergleich sind 983 Vegetationsaufnahmen aus 8 Untersuchungsjahren, die im Zeitraum zwischen 1972 und 2005 in den Fließgewässern der Friedberger Au bei Augsburg (Bayern) erhoben wurden. Die Aufnahmen erfolgten in allen Jahren mit derselben Methode nach Kohler (1978). Bei den untersuchten Gewässern handelt es sich um grundwassergeprägte, kühlotherme karbonatische Gewässer (Veit & Kohler 2003).

Berechnung des Referenz-Index_{Makrophyten}

Grundlage für die Berechnung des Referenz-Index_{Makrophyten} sind Vegetationsaufnahmen, die mit der Methode nach Kohler (1978) erhoben wurden. Die Berechnung des Referenz-Index_{Makrophyten} erfolgte gemäß dem in Schaumburg et al. (2004) beschriebenen Verfahren für Makrophyten für den Fließgewässertyp MP(G) (grundwasserbeeinflusste potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen; Meilinger 2003). Dabei werden die im zu bewertenden Abschnitt nachgewiesenen Pflanzenarten getrennt für die drei Artengruppen A (typspezifisch), B (euryök) und C (Störindikatoren) mit ihrer Pflanzenmenge gewichtet, zueinander ins Verhältnis gesetzt und auf eine Skala von 0 bis 1 normiert. Die Ableitung des ökologischen Zustands der so berechneten Werte für das Modul Makrophyten (M_{MP}) erfolgte gemäß der Tabelle für karbonatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes bei ungesichertem Modul Diatomeen und dem Fließgewässertyp MP(G).

Berechnung des Ökologischen Qualitätskoeffizienten EQR

Die Berechnung des Ökologischen Qualitätskoeffizienten EQR geht von einer leicht differenzierten Aufnahme-Methode aus, so dass zunächst die vorliegenden Vegetationsdaten konvertiert werden mussten. So wird nach Leyssen et al. (2005) die Vegetation mit einer siebenstufigen anstelle einer fünfstufigen Skala geschätzt. Für die weiteren Berechnungen wurden die vorhandenen Daten gemäß Tab. 1 umgesetzt: Für alle Berechnungen wurde der Gewässertyp BB_k: (karbonatische Quellgewässer) zugrunde gelegt. Für den EQR werden vier Indices getrennt berechnet:

- TS: typspezifische Artenzusammensetzung; dazu werden die Pflanzenmengen der festgelegten, typspezifischen Arten in Bezug zur gesamten Pflanzenmenge in einem Abschnitt berechnet.
- V: Abundanz von Störungsindikatoren; dieser Parameter errechnet sich aus der Pflanzenmenge der für den Gewässertyp bestimmten Störzeiger in Bezug zur gesamten Pflanzenmenge im zu bewertenden Abschnitt.
- GV: Wuchsformen-Spektrum; bewertet wird dabei die beobachtete Anzahl makrophytischer Wuchsformen in Bezug zu dem für den Gewässertyp erwarteten Wuchsformen-Spektrum.
- VO: Abundanz der submersen Vegetation; dazu wird die mittlere Pflanzenmenge der submersen Vegetation bewertet, wobei eine mittlere Menge an Wasserpflanzen als optimal gewertet wird. Nachdem zur Berechnung dieses Indexes spezielle Aufnahmedaten benötigt werden, die für diese Auswertung nicht vorlagen, wurde die mittlere Pflanzenmenge aller submersen Pflanzenarten stellvertretend dafür herangezogen und analog bewertet.

Für die endgültige Bewertung eines Gewässerabschnittes mit dem Ökologischen Qualitätskoeffizienten ist der Index mit dem schlechtesten Wert ausschlaggebend.

Tab. 1: Konvertierung der Vegetationsdaten nach Kohler (1978) in die Schätzskala nach Leyssen et al. 2005 zur Berechnung des Index TS und V.

| Kohler (1978), Melzer (1988) | | | Leyssen et al. (2005) | | | verwendeter Wert für Pflanzenmenge |
|------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|-------------|-------------------------------------|------------------------------------|
| Schätzstufe | Pflanzenmenge | Häufigkeit | Schätzstufe | Häufigkeit | Kriterien | |
| 1 | 1 | sehr selten | 1 | selten | ≤ 3 Pflanzen | 1,0 |
| 2 | 8 | selten | 2 | vereinzelt | > 3 Pflanzen, unbedeutende Deckung | 2,0 |
| 3 | 27 | verbreitet | 3 | verbreitet | große Pflanzenanzahl, Deckung < 5 % | 3,0 |
| 4 | 64 | häufig | 4 | häufig | Deckung 5-25 % | 4,5 |
| | | | 5 | sehr häufig | Deckung 25-50 % | |
| 5 | 125 | massenhaft | 6 | co-dominant | Deckung 50-75 % | 6,5 |
| | | | 7 | dominant | Deckung 75-100 % | |

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der beiden Bewertungsverfahren weichen insgesamt sehr stark voneinander ab (siehe Tab. 2). Während der ökologische Zustand aufgrund des M_{MP} für 579 Abschnitte als sehr gut oder gut zu bezeichnen ist, können anhand des EQR auf der Grundlage aller 4 Indices nur 46 Abschnitte derart klassifiziert werden. Die überwiegende Anzahl der Abschnitte muss als unbefriedigend bis schlecht eingestuft werden. Eine genauere Analyse der Daten zeigt, dass dies aufgrund der Abundanz der submersen Vegetation (Index VO) erfolgt, die gemäß der Methode nach Leyssen et al. (2005) über ein spezielles Aufnahmeverfahren erhoben werden muss. Da dazu bei den verwendeten Kartierungsdaten keine Werte vorlagen, wurde der EQR außerdem über die drei Indices TS (typspezifische Artenzusammensetzung), V (Abundanz von Störindikatoren) und GV (Wuchsformenspektrum) berechnet. Damit sind die Unterschiede zwischen beiden Bewertungsverfahren nicht mehr so groß. Dennoch wird immer noch der ökologische Zustand von 377 Abschnitten als unbefriedigend bis schlecht bewertet und nur 284 werden als sehr gut oder gut klassifiziert. Ausschlaggebend für die Einstufung ist dann das Wuchsformen-Spektrum, das häufig zu einer Abwertung führt. Interessant ist zudem, dass der EQR, wenn nur die typspezifische Artenzusammensetzung (TS) und die Abundanz von Störindikatoren (V) berücksichtigt werden, d.h. die Kriterien, die auch der Berechnung des MMP zugrunde liegen, zu einem ähnlichen Ergebnis führt. Bei beiden Verfahren wurde dazu eine gewässertypspezifische Artenliste erstellt, die unabhängig voneinander entwickelt wurde.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Unterschiede in der ökologischen Bewertung zwischen beiden Verfahren weniger auf unterschiedliche, typspezifische Pflanzenlisten zurückzuführen sind, als vielmehr auf die im EQR zusätzlich berücksichtigten ökologischen Kriterien Wuchsformenspektrum (GV) und Abundanz der submersen Vegetation (VO), die weit weniger gewässertypspezifisch sind, als die aufwändig erstellten Artenlisten.

Tab. 2: Ergebnisse der ökologischen Bewertung mit dem MMP (Schaumburg et al. 2004) bzw. dem EQR (Leyssen et al. 2005, Denys 2006). Angegeben sind die Anzahl bewerteter Abschnitte (n=983) sowie deren Anteile in %.

| | | M_{MP} | | EQR (TS, V, GV, VO) | | EQR (TS, V, GV) | | EQR (TS, V) | |
|------------------------------------|--------------|-------------|------|---------------------|------|-----------------|------|-------------|------|
| | | Ab-schnitte | % | Ab-schnitte | % | Ab-schnitte | % | Ab-schnitte | % |
| ökologischer Zustand | 1 | 43 | 4,4 | 2 | 0,2 | 59 | 6,0 | 380 | 38,7 |
| | 2 | 536 | 54,5 | 44 | 4,5 | 225 | 22,9 | 320 | 32,6 |
| | 3 | 242 | 24,6 | 125 | 12,7 | 322 | 32,8 | 199 | 20,2 |
| | 4 | 162 | 16,5 | 445 | 45,3 | 361 | 36,7 | 70 | 7,1 |
| | 5 | | | 367 | 37,3 | 16 | 1,6 | 14 | 1,4 |
| Vergleich EQR zu M_{MP} | gleich | - | - | 206 | 21,0 | 291 | 29,6 | 335 | 34,1 |
| | besser | - | - | 23 | 2,3 | 268 | 27,3 | 619 | 63,0 |
| | schlechter | - | - | 754 | 76,7 | 424 | 43,1 | 29 | 2,9 |
| entscheidender Index für Bewertung | TS | - | - | 38 | 3,9 | 118 | 12,0 | 427 | 43,4 |
| | V | - | - | 36 | 3,7 | 131 | 13,3 | 650 | 66,1 |
| | GV | - | - | 319 | 32,4 | 759 | 77,2 | - | - |
| | VO | - | - | 600 | 61,0 | - | - | - | - |
| | zwei Indices | - | - | 10 | 1,0 | 25 | 2,5 | 94 | 9,5 |

Im Hinblick auf den Einsatz beider Verfahren für das Monitoring der Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern im Rahmen der EU Wasserrahmenrichtlinie (überblicksweises Monitoring) ergeben beide Methoden ebenfalls gegensätzliche Ergebnisse (Abb. 1).

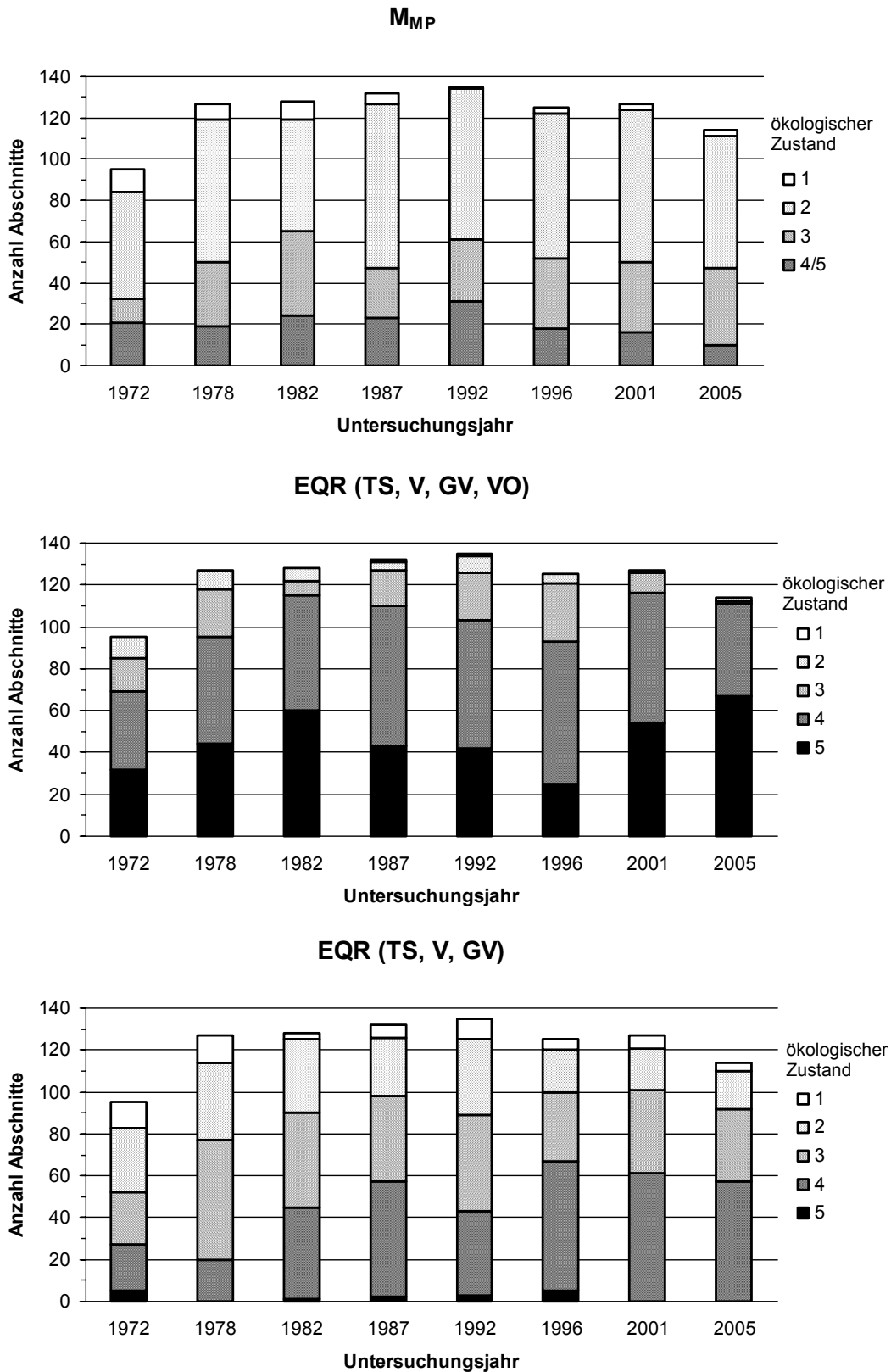


Abb. 1: Vergleich der Entwicklung des ökologischen Zustands aller kartierten Abschnitte in den Fließgewässern der Friedberger Au anhand der berechneten Werte für M_{MP} und EQR.

Während der M_{MP} über den gesamten Untersuchungszeitraum von 1972 bis 2005 insgesamt einen in etwa gleichbleibenden ökologischen Zustand mit schlechteren Werten zwischen 1982 und 1992 und einer Verbesserung seit 1996 anzeigt, kann dieser Trend anhand des EQR unabhängig von den berücksichtigten Indices nicht bestätigt werden. Aufgrund des EQR hat sich der ökologische Zustand spätestens seit 1982 deutlich verschlechtert. Ohne den Index VO (Abundanz der submersen Vegetation) ist in den letzten Jahren zwar ebenfalls eine leichte Verbesserung des ökologischen Zustands auszumachen, die aber auf niedrigerem Niveau stattfindet. Dagegen hat sich der ökologische Zustand unter Berücksichtigung der Abundanz der submersen Vegetation seit 1996 nochmals deutlich verschlechtert. Dies lässt sich auf die zunehmende Verlandung einiger Strecken der untersuchten Gewässer zurückführen (Veit & Kohler 2003), was zu einem enormen Anstieg der Pflanzenbiomasse geführt hat, die über den Index VO erfasst wird.

Schlussfolgerungen

Die vorliegende Auswertung zeigt, in welchem Maß die Ergebnisse zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern von der gewählten Auswertungsmethode abhängen. Dabei sind die Unterschiede im vorliegenden Fall weniger von den zugrundeliegenden gewässertypspezifischen Artenlisten oder Störindikatoren abhängig, sondern vielmehr von den darüber hinausgehenden ökologischen Parametern wie Wuchsformenspektrum und Gesamtbiomasse der submersen Vegetation.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt Luc Denys für die Hilfestellung bei der Berechnung der EQR-Werte und seine Diskussionsbeiträge während der Auswertung.

Literatur

- Denys, L. (2006, n.p.): Macrophyte assessment in rivers for the Water Framework Directive according to the proposal for Belgium (Flanders) – summary.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 1-72.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10: 73-85.
- Leysen, A., Adriaens, P., Denys, L., Packet, J., Schneiders, A., Van Looy, K., Vanhecke, L. (2005): Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Partim „Macrofyten“. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 178 S.
- Meilinger, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation TU München, 179 S.
- Melzer, A. (1988): Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. Gefährdung und Schutz von Gewässern. Tagung über Umweltforschung an der Universität Hohenheim. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München (Hrsg.), 635 S.
- Schneider, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Shaker Verlag, Aachen, 182 S.
- Veit, U., Kohler, A. (2003): Long-term study of the macrophytic vegetation in the running waters of the Friedberger Au (near Augsburg, Germany). Arch. Hydrobiol. Suppl. 147, Large Rivers 14: 65-85.

Hängt die Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften in Fließgewässern von der Strukturgüte ab?

Jeanette Völker¹ & Dietrich Borchardt²

¹ Universität Kassel, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung, Abteilung Integriertes Gewässermanagement, Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, j.voelker@uni-kassel.de

² Universität Kassel, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung, Abteilung Integriertes Gewässermanagement, Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, dietrich.borchardt@uni-kassel.de

Keywords: Makrozoobenthos, Hydromorphologie, Gewässerstrukturgüte, Fließgewässertypen, Diversität

Einleitung

Die Ausprägung der Lebensgemeinschaften von benthischen Invertebraten in Wechselwirkung mit der Gewässerstruktur ist ein wesentlicher Bestandteil der ökologischen Bewertung von Fließgewässern. Die Hypothese, dass mit steigender Habitatdiversität und hydromorphologischer Vielfalt auch eine Zunahme der biologischen Diversität der Biozöosen insbesondere der wirbellosen Fauna stattfindet ist ein Paradigma, welches in der Diskussion um die Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten und letztendlich um die Klassifizierung und Typisierung der Wasserkörper nach EG-WRRL eine prioritäre Rolle einnimmt (Verdonschot & Nijboer 2004). In diesem Zusammenhang wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes, gefördert durch die Hessische Landesanstalt für Umwelt und Geologie (Laufzeit: Oktober 05 – August 06) Auswertungen an mehr als 300 Datensätzen der benthischen wirbellosen Fauna entlang eines hydromorphologisch degradierten Gradienten durchgeführt. Die Bearbeitung konkretisierte sich dabei an drei zentralen Fragestellungen:

1. Welche Parameter der Gewässerstruktur wirken sich signifikant auf die Makrozoobenthosbiozönose aus?
2. Gibt es gewässertypspezifische Unterschiede in der Ausprägung der ökologisch signifikanten Strukturparameter?
3. Lassen sich Kombinationen von ökologisch signifikanten Strukturparametern daraus ableiten?

Datengrundlage

Makrozoobenthos

Für die Erarbeitung von Zusammenhängen zwischen der Hydromorphologie und der Makrozoobenthosbiozönose standen uns insgesamt 455 Datensätze in Form von Taxalisten aus dem Hessischen biologischen Monitoring aus dem Jahr 2005 zur Verfügung. Die insbesondere in den rhithralen Fließgewässerabschnitten der Mittelgebirgsbäche vorliegenden Untersuchungsabschnitte wurden den Fließgewässertypen 5, 5.1, 6 und 7 zugeordnet (Pottgießer, T. et al., 2004). Der Fließgewässertyp 5 war dabei am häufigsten vertreten und wurde mehr als 50 % der Fließgewässer zugeordnet, die durch das Monitoring erfasst wurden.

Die vorherige Auswahl der zu untersuchenden Probestellen erfolgte vorrangig anhand der strukturellen Degradation unter besonderer Berücksichtigung der Hauptparameter Sohlenstruktur, Querprofil und Uferstruktur aus der Gewässerstrukturgütekartierung (HMULV, 1999). Die repräsentativen Untersuchungsbereiche wurden in Wasserkörpern ausgewählt, in denen mindestens einer der genannten Hauptparameter im Mittel mit ≥ 5 (stark verändert) bewertet wurde und mit einem Anteil von $> 30\%$ auftrat.

Strukturgüteparameter

Die Daten zur Gewässerstrukturgüte wurden der Strukturgüteklassifikation der Hessischen Vor-Ort-Kartierung entnommen (HMULV, 1999). In den kartierten 100m-Abschnitten sind die Gesamtstrukturgüte, die Klassifikation der Haupt- sowie der Einzelparameter zu den insgesamt sechs Hauptparametern Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlstruktur, Uferstruktur und Gewässerumfeld aufgeführt.

Methodisches Vorgehen

Die vorliegenden Taxalisten des Makrozoobenthos wurden mit dem Bewertungsverfahren Perloides, Version 3.01 (Asterics, 2006) fließgewässertypspezifisch und mit der Einstellung des Moduls „Allgemeine Degradation“ ausgewertet (Meier, C. et al., 2006). Mit Hilfe der ID-GIS-Daten erfolgte die Verschneidung zwischen den Probestellen für das Makrozoobenthos und den Strukturgütedaten sowie die Erarbeitung einer Matrix der biologischen und hydromorphologischen Informationen an den jeweiligen 100m-Fließgewässerabschnitten.

Um die Interpretierbarkeit der Ergebnisse zu verbessern, wurde eine Fallausscheidung unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von nicht strukturellen Einflüssen durchgeführt. Prioritär erfolgte hierbei eine Ausscheidung von Datensätzen in Fließgewässerabschnitten mit einer erhöhten saprobiellen Belastung unter Berücksichtigung der fließgewässertypspezifischen Saprobie-Klassengrenzen gut/mäßig (Tab. 1 nach Meier, C. et al., 2006). Nach Abschluss der Fallausscheidungen lagen für die weiteren Analysen und Berechnungen insgesamt 328 Datensätze vor.

Tab. 1: Übersicht über die Klassengrenzen gut/mäßig des typspezifischen Saprobienindex (nach: Meier, C. et al., 2006)

| Fließgewässertyp | 5 | 5.1 | 6 | 7 |
|-------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Klassengrenze gut/mäßig | $\leq 2,0$ | $\leq 2,1$ | $\leq 2,2$ | $\leq 2,1$ |

Für die Ermittlung von ökologisch signifikanten Wechselbeziehungen zwischen der benthischen Invertebratenfauna und der Hydromorphologie wurden ausgewählte biologische Attribute mit den Haupt- und Einzelparametern der klassifizierten Gewässerstrukturgüte mittels statistischer Methoden ausgewertet. Folgende biologische Attribute wurden verwendet: Anzahl der Taxa, Abundanz, Diversität, Prozentualer Anteil der Epi-, Meta- und Hyporhithralbesiedler, Rheoindex, Prozentualer Anteil der EPT [Häufigkeitsklassen], Anzahl der Plecoptera-Arten, Anzahl der EPTCOB-Arten und der German Fauna Index.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt das Verhältnis der Gesamtstrukturgüte der Hessischen Vor-Ort-Kartierung nach dem 7-stufigen Bewertungssystem (Klasse 1: unverändert bis Klasse 7: vollständig verändert) und dem nach Perloides, Version 3.01 (Asterics, 2006) ermittelten Ergebnis des Makrozoobenthos für die allgemeine Degradation. Die Wertebereiche der allgemeinen Degradation werden 5 Zustandsklassen zugeordnet (Tab. 2).

Tab. 2: Zuordnung der Wertebereiche der allgemeinen Degradation zu den fünf Zustandsklassen nach Perloides (Version 3.01)

| Wertebereich | 0 – 0,2 | > 0,2 – ≤ 0,4 | > 0,4 – ≤ 0,6 | > 0,6 – ≤ 0,8 | > 0,8 |
|----------------|----------------|----------------------|---------------|---------------|----------------|
| Zustandsklasse | 5 („schlecht“) | 4 („unbefriedigend“) | 3 („mäßig“) | 2 („gut“) | 1 („sehr gut“) |

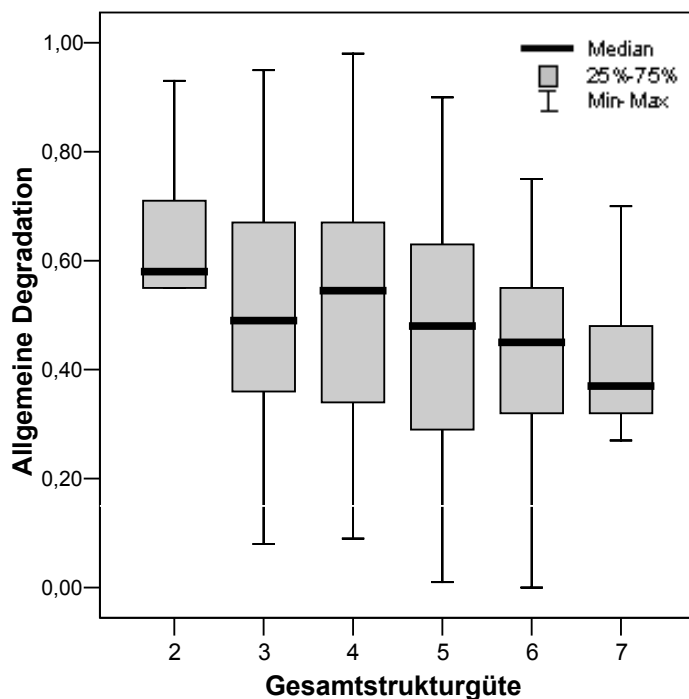


Abb. 1: Verhältnis der allgemeinen Degradation (Perloides 3.01) und der klassifizierten Gesamtstrukturgüte (n= 328; Bäche Typ 5, 5.1, 6 und 7 ohne erhöhte saprobielle Belastung)

Entlang des morphologischen Gradienten zeigt die allgemeine Degradation des Makrozoobenthos keine lineare Abhängigkeit zur klassifizierten Gewässerstrukturgüte). In den Strukturgüteklassen 3 bis 6 liegt der Median im mäßigen Bereich und ändert sich in diesen Strukturgüteklassen nicht signifikant. Ein schlechter Zustand des Makrozoobenthos wird selbst bei einer Bewertung der Gesamtstruktur von Klasse 7 nicht erreicht. Weiterhin ist die große Streuung auf Grund der hohen Variabilität auffällig, die sich in den einzelnen Strukturgüteklassen nahezu über alle fünf Wertebereiche der allgemeinen Degradation des Makrozoobenthos erstreckt.

Auf Basis dieses Ergebnisses erfolgte im nächsten Schritt eine detaillierte Untersuchung der Zusammenhänge zwischen den einzelnen biologischen Attributen und den Haupt- und Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte mittels Korrelationsanalysen (Spearman-Rho (r^2), zweiseitig).

Die Ergebnisse der Berechnungen zwischen den sechs Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte (Längsprofil, Sohlstruktur, Laufentwicklung, Uferstruktur, Querprofil) und den biologischen Attributen des Makrozoobenthos wiesen deutliche Unterschiede in der Ausprägung von Abhängigkeiten auf. So zeigte sich, dass die Hauptparameter Längsprofil und Sohlstruktur besonders gut mit der Zusammensetzung und den funktionalen Eigenschaften der Biozönose korrelierten. Weitere, annähernd gleiche Bedeutung haben die Hauptparameter Laufentwicklung und Uferstruktur. Weniger relevant ist der Hauptparameter Querprofil, während auf Basis des vorliegenden Datensatzes das Gewässerumfeld kaum Zusammenhänge mit dem Makrozoobenthos aufwies.

Aus der Analyse der Einzelparameter der fünf ökologisch signifikanten Hauptparameter konnten letztlich acht Strukturparameter ermittelt werden, die deutliche Zusammenhänge zu den biologischen Attributen des Makrozoobenthos aufwiesen. Es erfolgte eine fließgewässertypspezifische Auswertung für die Fließgewässertypen (FG) 5, 5.1, 6 und 7. Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Tab. 3 aufgeführt.

Tab. 3: Ergebnisse der fließgewässertypspezifischen Korrelationsanalysen zwischen den acht ökologisch signifikanten Einzelvariablen der Gewässerstrukturgüte und den verwendeten biologischen Attributen

| Ermittelte Einzelparameter | FG 5 (n=169) | FG 5.1 (n=124) | FG 6 (n=19) | FG 7 (n=19) |
|-----------------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|
| 1. Querbänke | +++ | + | + | + |
| 2. Strömungsdiversität | +++ | ++ | - | - |
| 3. Tiefenvarianz | +++ | + | + | - |
| 4. Besondere Sohlenstrukturen | +++ | + | + | - |
| 5. Laufkrümmung | +++ | ++ | - | - |
| 6. Uferbewuchs | +++ | - | - | + |
| 7. Breitenvarianz | +++ | + | - | - |
| 8. Profiltyp | ++ | - | + | + |

+++ korreliert mit mehr als zwei biologischen Attributen auf dem Niveau 0,01

++ korreliert mit mindestens zwei biologischen Attributen auf dem Niveau 0,01

+ korreliert mit mindestens zwei biologischen Attributen auf dem Niveau 0,05 oder einem Attribut auf dem Niveau 0,01

- korreliert mit nur einem biologischen Attribut auf dem Niveau 0,05 bzw. korreliert nicht

Insbesondere für den Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) zeigten sich die deutlichsten Wechselbeziehungen zwischen strukturellen und biologischen Charakteristika. Weniger deutliche Ergebnisse zeigten die FG-Typen 6 und 7, wobei hier der erheblich geringere Stichprobenumfang zu berücksichtigen ist (siehe Tab. 3).

Um herauszustellen, welche typspezifisch signifikanten Einzelparameter Ähnlichkeiten in der Merkmalsausprägung aufweisen und ob daraus Kombinationen von Strukturparametern zusammenzufassen sind, wurden typspezifisch hierarchische Clusteranalysen durchgeführt. Abb. 2 zeigt exemplarisch eine Clusteranalyse für den Fließgewässertyp 5.1 (n=124). Darin sind die aus der Analyse resultierenden Gruppierungen der Einzelparameter zusätzlich kenntlich gemacht.

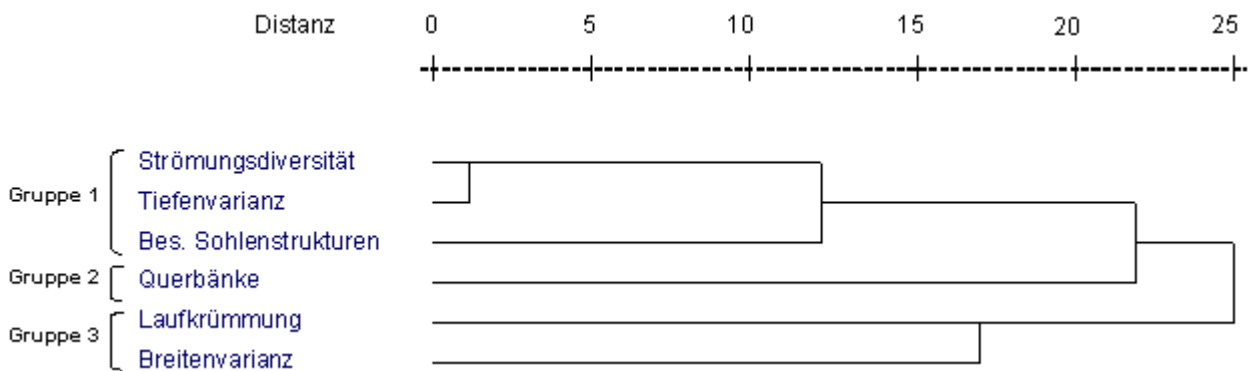


Abb. 2: Hierarchische Clusteranalyse (euklidische Distanz) der ökologisch signifikanten Einzelparameter für den Fließgewässertyp 5.1 (n=124)

Die Ergebnisse der Clusteranalysen zeigten für alle Fließgewässertypen eine Bündelung von ähnlichen Strukturparametern zu jeweils drei Gruppen, wobei die Zusammensetzung der Gruppen aus den typspezifischen, ökologisch signifikanten Einzelparametern variierte.

Daran anschließend wurden die im Cluster gruppierten Strukturparameter der einzelnen Gewässertypen aggregiert und mittels Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen erneut ausgewertet. Die Aggregation der Strukturparameter führte zu keiner signifikanten Erhöhung der Korrelationskoeffizienten. Eine wesentliche Begründung hierfür liegt in der teilweise unterschiedlichen Klassifikation der Merkmalsausprägung verschiedener Einzelparameter mit einhergehendem Informationsverlust. Daraus lässt sich ableiten, dass insbesondere die Merkmalsausprägung der Einzelvariablen zu deutlicheren Ergebnissen führt als die Klassifikation und Aggregation der Strukturparameter zu einer Gesamtbewertung. Ähnliche Ergebnisse wurden im Rahmen des Pilotprojektes (HMULV 2007) bei der Ableitung relevanter Umweltziele zur Ermittlung kosteneffizienter morphologischer Maßnahmen in Bezug auf die Fischfauna erzielt (HMULV, 2007).

Zusammenfassung und Fazit

Auf Grundlage der biologischen Daten aus dem Hessischen biologischen Monitoring (2005) und den Strukturgütedaten aus der Gewässerstrukturkartierung (HMULV, 1999) lassen sich im Hinblick auf die zentralen Fragestellungen folgende Schlussfolgerungen über die Zusammenhänge zwischen der Besiedlung mit wirbellosen Makrozoen und der Strukturgüte ziehen:

1. Ökologisch signifikante Wechselbeziehungen konnten in acht Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte identifiziert werden.
2. Die Zusammensetzung der signifikanten Einzelparameter variiert abhängig vom Fließgewässertyp, so dass sich Wechselbeziehungen zwischen den Eigenschaften der Lebensgemeinschaft und Einzelparametern der Strukturgüte unterscheiden lassen.
3. Es bilden sich abhängig vom Fließgewässertyp Gruppen von Strukturparametern, wobei die Merkmalsausprägung der Einzelvariablen die Ergebnisse am deutlichsten widerspiegeln.

Diese Aussagen lassen die Schlussfolgerung zu, dass nur bei differenzierter Auswahl von Strukturparametern Aussagen über die taxonomische und funktionale Zusammensetzung des Makrozoobenthos getroffen werden können. Es besteht dringender Forschungsbedarf in der Differenzierung der "Restvarianz" hinsichtlich weiterer Einflüsse. Dabei sind detaillierte Untersuchungen zu den

hydrologischen und hydraulischen Verhältnissen, dem Einfluss der Toxizität auf das Makrozoobenthos sowie dem Vernetzungsgrad von Biozönosen in einem Gewässersystem denkbar.

Danksagung

Unser Dank gilt insbesondere der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG), federführend durch Frau Dr. M. Banning und Herrn T. Ott für die freundliche Überlassung des Datenmaterials und die konstruktive Zusammenarbeit sowie den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Integriertes Gewässermanagement der Universität Kassel.

Literatur

- Asterics – AQEM/ STAR (2006): Ecological River Classification System.
- HMULF – Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (1999): Gewässerstrukturgüte Informationssystem (GESIS) – landesweite Gewässerstrukturgütekartierung. Wiesbaden.
- HMULF – Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (2007): Ableitung von Prioritäten bei Maßnahmen zur Verbesserung der aquatischen Durchgängigkeit in Gewässersystemen des Koordinierungsraumes Fulda/Diemel. Wiesbaden.
- Meier C. et al. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- Pottgießer T. et al. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Verdonschot, Piet F.M., Nijboer Rebi C. (2004): Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia*. Vol. 516. Pages 35 -54. Springer Netherlands.

Typisierung mittelamerikanischer Fließgewässer – Eignen sich benthische Makroinvertebraten zur Charakterisierung?

Michael Werner¹, Monika Springer² & Dieter Steinhagen³

^{1,3} Fachgebiet für Fischkrankheiten, Tierärztliche Hochschule Hannover, Bünteweg 17, 30559 Hannover,

Micha_Werner@gmx.net, ² Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, Costa Rica, Springer@ucr.ac.cr

Keywords: Fließgewässercharakterisierung, Neotropen, Mikrohabitate, Leittaxa, Fließgewässertypisierung

Einleitung

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Verteilung von benthischen Makroinvertebraten, makroskopisch sichtbaren wirbellosen Bodenbewohnern, in den Fließgewässern Costa Ricas. Es wird sowohl die longitudinale Verteilung als auch die Verteilung auf Choriotope oder Mikrohabitate untersucht. Abhängigkeiten der Organismen von physiko-chemischen Parametern, Höhenlage, Gewässergröße und –morphologie werden dargestellt.

Ziel dieser Arbeit ist es, Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Besiedlung der ausgewählten Fließgewässer darzustellen. Damit wird beabsichtigt, eine Fließgewässertypisierung anhand benthischer Makroinvertebraten zu beginnen und Grundlagen für die Verbesserung der Methodik von biologischen Gewässeruntersuchungen im mittelamerikanischen Raum zu schaffen. Die wichtigen Faktoren zur Charakterisierung von Standorten oder Höhenlagen sollen untersucht und Leittaxa definiert werden.

In Voruntersuchungen wurden unterschiedliche Methoden der Probennahme benthischer Makroinvertebraten der Fließgewässer geprüft und diskutiert. Zusätzlich wurden die Auswirkungen einer Belastung auf die Organismengesellschaft für einen Standort untersucht.

Die benthische Makroinvertebratenfauna Mittelamerikas ist bisher noch relativ wenig untersucht. Bei den meisten Wasserinsekten fehlt eine Beschreibung der Larve, verfügbare Bestimmungsschlüssel lassen in der Regel nur eine Bestimmung auf Gattungsniveau oder oft nur auf Familienniveau zu. Die Identifikation erfolgte in der Universidad de Costa Rica, San José, in dessen Museum sich die für Mittelamerika größte Sammlung benthischer Makroinvertebraten befindet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Fließgewässer befinden sich in Costa Rica, Mittelamerika. Das Gebiet gehört biogeographisch zu den Neotropen und liegt auf der Nordhalbkugel zwischen dem 9. und 11. Breitengrad und zwischen dem 83. und 85. Längengrad der westlichen Hemisphäre (s. Abbildung 1).

Es wurden sieben möglichst unbelastete Gewässer mit weitgehend durch Primärwald bedeckten Einzugsgebieten ausgewählt, die meisten davon mit überwiegend asaisonaalem, tropischem, immer-

feuchtem Klima. Sie sind auf der Karibikseite Costa Ricas zwischen 50 m und 2600 m Höhe lokalisiert. Für die vorliegende Untersuchung wurden nur perennierende Fließgewässer ausgewählt. Es wurden dabei Gewässerabschnitte ausgewählt, die sich in Größe, Höhenlage, Klima oder geographischer Lage deutlich unterscheiden. Diese Gewässer wurden charakterisiert und bei der Auswertung gleichwertig behandelt, als ob jedes einzelne einen Fließgewässertyp darstellen könnte.

Dazu wurden verschiedene Fließgewässer ausgewählt, die folgende Vergleiche erlauben:

- Vergleich zwischen größerem Fluss (etwa 20 m breit) und Bach (etwa 10 m Breite) in derselben Region, bei gleicher Höhe über dem Meeresspiegel und miteinander verbunden: Río Sarapiquí (Sar) und sein Zufluss Quebrada El Uno (El U) im Regenwaldschutzgebiet Tirimbina
- Vergleich regionaler Unterschiede zwischen zwei großen Flüssen (etwa 140 Kilometer entfernt voneinander) mit ähnlichen Abflussverhältnissen und klimatischen Bedingungen bei gleicher Höhenlage über dem Meeresspiegel: Río Sarapiquí in Tirimbina und Río Cerere (Cer), Cerere
- Vergleich verschiedener Höhenlagen zwischen großen Fließgewässern: Río Sarapiquí und Río Cerere mit dem Río Grande de Orosi (Oro) im Tapantí, und zwischen Bächen: Quebrada El Uno in Tirimbina, Quebrada Botarrama (Bot) im Braulio Carrillo, Quebrada Ojo de Agua (Ojo) auf dem Cerro de la Muerte
- Vergleich zwischen ähnlichen Gewässern bei unterschiedlichen klimatischen Verhältnissen, asaisonalen, immerfeuchten und saisonales Klima mit Regen- und Trockenzeit Quebrada El Uno, Tirimbina und Quebrada Bonita (Bon), Carara

Die ausgewählten Fließgewässerabschnitte sollten sich in einem weitgehend vom Menschen unbeeinflussten Zustand befinden. Dies ist notwendig, um die Mikrohabitate, die typisch für den Fließgewässertyp sind, mit ihren charakteristischen Organismen untersuchen zu können, und um sie in der Zukunft als Referenzgewässer für einen Fließgewässertyp nutzen zu können. Der Zustand, der ohne Einwirkung durch den Menschen vorhanden ist, soll dokumentiert werden. Deshalb liegen die ausgesuchten Fließgewässer ausnahmslos in Schutzgebieten und ihre Einzugsgebiete sind weitgehend mit Primärwald bedeckt.

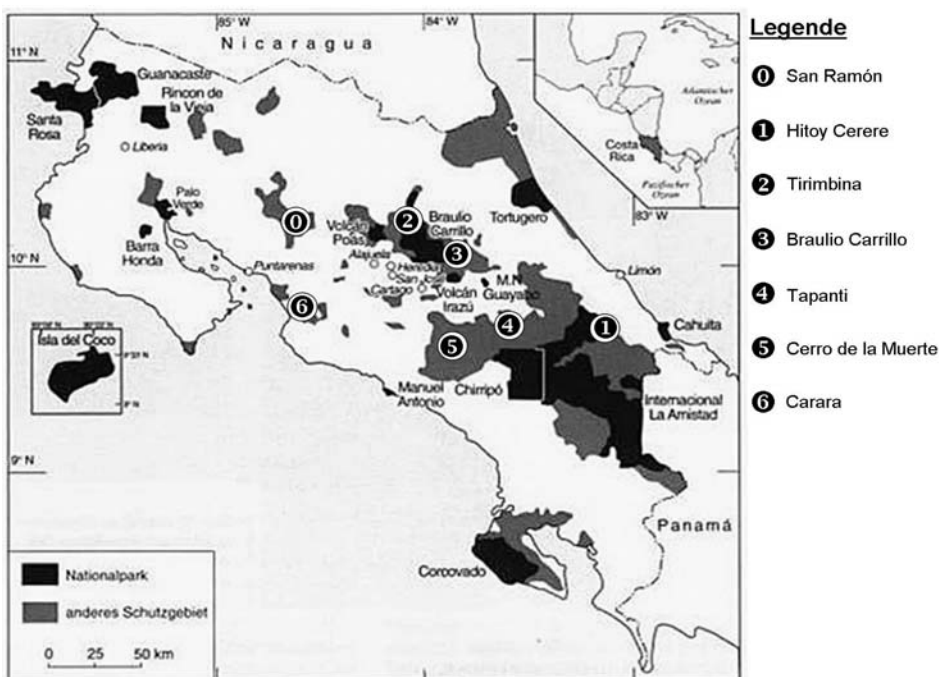


Abb. 1:

**Übersichtskarte
Costa Ricas mit den
Schutzgebieten, in
denen die einzelnen
Standorte der Unter-
suchung liegen.**

Morphologische Daten der Gewässer wurden aufgenommen, sowie Besonderheiten der Habitate. Beprobt wurde zweimal an jedem der Standorte, die erste Beprobung erfolgte zwischen Oktober

und November 2005, die zweite zwischen Januar und März 2006. Auf diese Weise fiel am Standort Carara die erste Probenahme in die Regenzeit und die zweite in die Trockenzeit. Es wurden in allen Gewässern die gleichen Mikrohabitate beprobt, wobei deren Beprobung getrennt erfolgte (je eine Stunde). Die strömungsabhängigen waren „Schnellen“, „Lauf“ (mittlere Fließgeschwindigkeit) und „Stillen“. Außerdem wurden organische Substrate beprobt, „Laubansammlungen in der Strömung“ und „Lebende Pflanzenteile in der Strömung“. Es wurde eine semiquantitative Sammelmethode angewendet. Vergleichbarkeit der Probengröße wurde über die Sammelzeit erreicht. Neben dem Sammeln benthischer Makroinvertebraten mithilfe eines feinmaschigen Handnetzes und einer Stahlpinzette, wurden physiko-chemische Daten (u.a. Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Strömungsgeschwindigkeit, BSB₅) erhoben.

Die Verteilung der Ernährungstypen auf Standorte und Mikrohabitate wurde analysiert. Die Daten für die Einteilung der Ernährungstypen erfolgte überwiegend nach Merrit & Cummins 1984.

Die Verteilung der Ordnungen auf Standorte und auf Mikrohabitate sowie Taxaanzahlen und Individuenzahlen wurde ausgewertet. Die EPT-Taxa wurden gesondert betrachtet in Bezug auf eine Höhenzonierung.

Ein belasteter Standort, Río Savegre auf dem Cerro de la Muerte, wurde hinzugenommen, in dem Auswirkungen von Abwässern einer Siedlung, aus Apfelplantagen und aus Forellenzuchten auf die Besiedlung mit benthischen Makroinvertebraten untersucht werden konnten. Der Standort befindet sich unterhalb des Standorts Quebrada Ojo de Agua, so dass ein direkter Vergleich mit dem unbelasteten Zustand erfolgen kann

Am Standort 0 bei San Ramón wurden Voruntersuchungen zur Sammelmethode durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

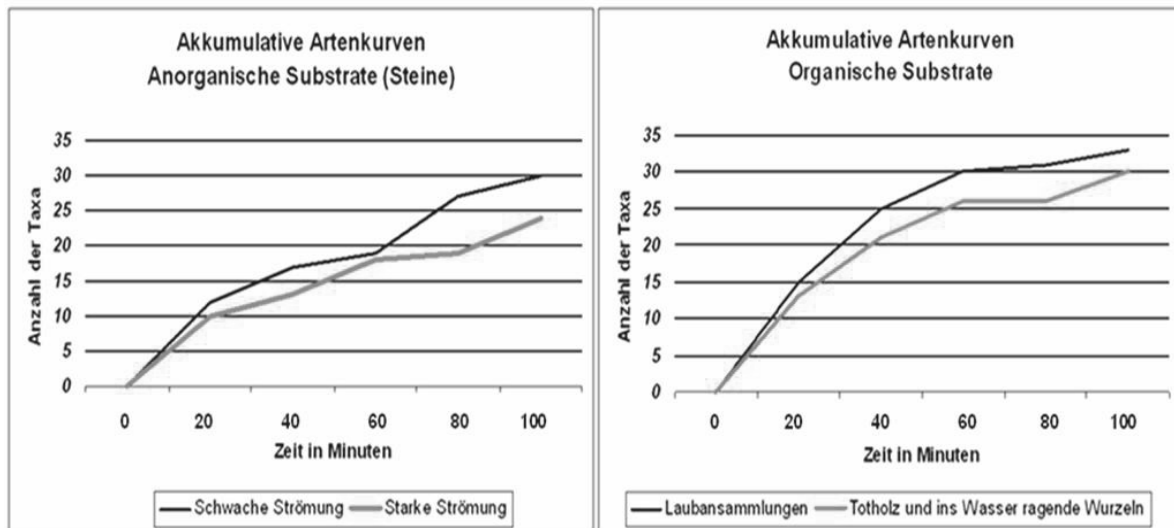


Abb. 2: Aufnahme akkumulativer Artenkurven als Voruntersuchung am Standort 0.

Im Fall der Laubansammlungen wurden nach 60 Minuten 94% der insgesamt im Mikrohabitat festgestellten Organismen gefunden, bei Totholz und ins Wasser ragenden Wurzeln 87%, in der schwachen Strömung 63% und in der starken Strömung 75%. Es wurden im Durchschnitt 1040 Individuen und 70 Taxa pro Standort gefunden. Bei der zweiten Beprobung wurden durchschnittlich 30 % neue Taxa festgestellt.

| Höhenlage | 50m | 100m | 100m | 100m | 400m | 1300m | 2600m |
|-------------------------|-------|-------|-------|------|------|-------|-------|
| | Bon | Cer | Sar | EI U | Bot | Oro | Ojo |
| Nanomis | | x | | | | | |
| Varipes | | x | | | | | |
| Epiphraes | x | x | x | x | | | |
| Caenis | x | x | x | x | | | |
| Vacuperinus | x | x | x | x | | | |
| Asioplax | | x | x | x | | | |
| Stenonema | | x | x | | | | |
| Traverella | | x | x | | | | |
| Cabecar | | x | x | x | x | | |
| Hagenulopsis | | | | | x | | |
| Terpides | x | x | | | x | x | |
| Falceon | x | x | x | x | x | x | |
| Cloeodes | x | x | x | x | x | x | |
| Leptohyphes | x | x | x | x | x | x | |
| Mayobaetis | | | | | x | x | |
| Epeorus | | | | | | x | x |
| Baetis | | | | | | x | x |
| Summe | 7 | 13 | 10 | 8 | 7 | 7 | 2 |
| Mittlere Individuenzahl | 656,5 | 551,5 | 744,5 | 438 | 370 | 627,5 | 419 |

Abb. 3: Verteilung der Eintagsfliegengattungen auf die Standorte (nach Höhe sortiert)

Tab. 1: Übereinstimmungen in der Taxazusammensetzung der Standorte (von Osten nach Westen sortiert); große Flüsse untereinander dunkelgrau, große im Vergleich zu kleinen hellgrau und kleine untereinander weiß; Similaritätsindex nach Sørensen (Brower et al. 1990).

| Standorte | Cer | Sar | EI U | Bot | Oro | Ojo | Bon |
|---------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Cer 100m | 1,0 | 0,56 | 0,56 | 0,56 | 0,58 | 0,34 | 0,64 |
| Sar 100m | 0,56 | 1,0 | 0,77 | 0,69 | 0,62 | 0,36 | 0,65 |
| EI U 100m | 0,56 | 0,77 | 1,0 | 0,67 | 0,61 | 0,35 | 0,58 |
| Bot 400m | 0,56 | 0,69 | 0,67 | 1,0 | 0,75 | 0,40 | 0,61 |
| Oro 1300m | 0,58 | 0,62 | 0,61 | 0,75 | 1,0 | 0,42 | 0,59 |
| Ojo 2600m | 0,34 | 0,36 | 0,35 | 0,42 | 0,42 | 1,0 | 0,41 |
| Bon 50m saisonal | 0,64 | 0,65 | 0,58 | 0,59 | 0,59 | 0,41 | 1,0 |

Charakterisierung anhand der Makrozoobenthosfauna am Bsp. Río Cerere (s. Abbildung 4):

Leittaxa = Taxa, die mindestens 1% der mittleren relativen Abundanz und ihre maximale Häufigkeit an dem Standort erreichen

Häufige Begleittaxa = Taxa, die über 5% mittlere relative Abundanz besitzen und nicht ihre maximale Häufigkeit an dem Standort erreichen

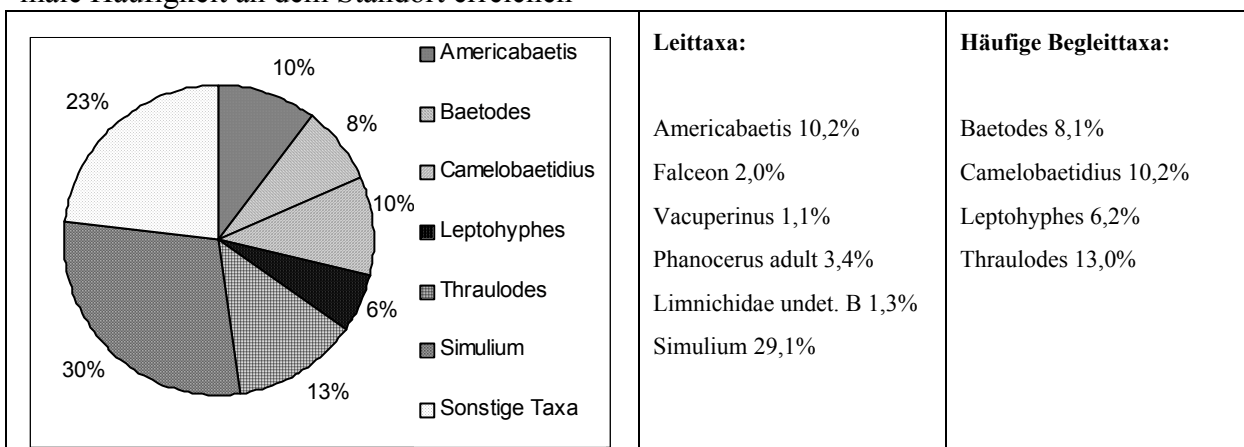


Abb. 4: Leittaxa und häufige Begleittaxa des Río Cerere, in der Grafik sind nur Taxa mit mindestens 5 % relativer Abundanz dargestellt, die übrigen sind als sonstige zusammengefasst.

Es zeigen sich unabhängig von den klimatischen Bedingungen starke Unterschiede zwischen den beiden Beprobungsterminen. Es gibt eine Vielzahl seltener Taxa, mit sehr niedrigen Abundanzen, über die deshalb schwer Aussagen zu machen sind. Akkumulative Artenkurven zeigen, dass die häufigen Taxa sich in etwa 30 Minuten Sammelzeit pro Mikrohabitat nachweisen lassen, danach jedoch die Kurven stetig weiter ansteigen. Für eine Erfassung der gesamten Makroinvertebratenfauna eines Standorts sind häufigere Beprobungen im Jahresverlauf nötig. Die Anzahl häufiger Taxa mit einer relativen Abundanz von mehr als 5% liegt jedoch sehr niedrig bei 5 bis 8 Taxa pro Standort. Nicht alle dieser Taxa können als charakteristisch für nur einen Standort oder eine Höhenlage angesehen werden, da einige überall in hohen Abundanzen auftreten, die Einbeziehung der Gruppen ab 1% relativer Abundanz lässt jedoch eine gute Differenzierung der Standorte anhand benthischer Makroinvertebraten zu. Leittaxa für Regionen und Höhenlagen, die auch eine solche Häufigkeit erreichen, dass sie regelmäßig bei Beprobungen angetroffen werden können, lassen sich auf diese Weise definieren.

Belasteter Standort

Im belasteten Standort Río Savegre findet sich eine Gesellschaft aus Bivalvia-Sphaeriiden und Oligochaeten. Ebenso war vermehrt die Familie Baetidae (*Baetis* sp.) sowie Chironomiden vorhanden. Galdean et al. 2001 fanden in Bereichen mit starker Sedimentation organischer Substanzen und hoher Bioturbation in einem brasilianischen Fluss eine sehr ähnliche Makrozoobenthosgesellschaft. Wiederholm (1984) gibt an, dass eine milde Eutrophierung Sammler, Substratfresser und Weidegänger wie Chironomiden und Eintagsfliegen fördert. Da die Weidegänger, gefolgt von Sammlern und Substratfressern, den dominierenden Ernährungstyp stellen, lässt sich auch auf eine organische Belastung schließen.

Zusammenfassung

Als Problem stellte sich die hohe Vielfalt vor allem seltener Taxa in den Neotropen heraus. In Fließgewässerabschnitten erreichten nur vier bis sieben Taxa eine Häufigkeit von mehr als 5% der Organismengesellschaft. Unter den häufigen Taxa wurden viele Generalisten gefunden (z.B. *Baetodes*, *Thraulodes*, *Simulium*), die sich nicht zur Charakterisierung der Gewässer eignen. Trotzdem war es möglich unter den Organismen, die wenigstens 1% der Organismengesellschaft darstellen, Leittaxa für die Standorte zu definieren. Längere Beprobungszeiten und häufigeres Beprobieren im Jahresverlauf erweisen sich als nötig, um Standorte zu charakterisieren.

Danksagung

Ich danke dem DAAD und dem Verein der Freunde der Tierärztlichen Hochschule Hannover für die finanzielle Unterstützung. Die Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit.

Literatur

- Brower, J. E. et al. (1990): Field and Laboratory Methods for General Ecology. 2nd Edition. Wm. C. Brown Publishers. U.S.A. 167 pp
- Galdean, N., Callisto, M., Barbosa, F. A. R. 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). Rev. Brail. Biol. 61(2)
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall and Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, second edition. 721pp.
- Wiederholm, T. 1984. Responses of aquatic insects to environmental pollution. pp. 508-541. In: Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. (eds.). The ecology of aquatic insects. Preager Publishers. New York.

DIETZ, S., SEEBACH, A., VON ROHDEN, CH. & D. LEßMANN: Untersuchungen zur Meromixis an Tagebauseen im Muskauer Faltenbogen

KIRILLIN, G, GOLOSOV, S., CASPER, P. & CH. ENGELHARDT: Charakterisierung interner Wellen und mesoskaliger Wirbel im Stechlin

PRANDKE, H., BAUMERT, H. & V. KIRCHESCH: Messung der turbulenten Vermischung in einem aufgestauten Fluss

WOLF, TH., HOLLAN, E., HOPPE, A., ROBAKOWSKI, H., THORWART J. & B. WAHL: Renewal of hypolimnetic water and simulation of hydrodynamic processes at lake Waidsee

Untersuchungen zur Meromixis an Tagebauseen im Muskauer Faltenbogen

Severine Dietz¹, Anne Seebach², Christoph von Rohden³ & Dieter Leßmann¹

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344, 03013 Cottbus, dietz@tu-cottbus.de, lessmann@tu-cottbus.de

² UFZ- Leipzig-Halle, Department Isotopenhydrologie, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale, seebach@ufz.de

³ Universität Heidelberg, Institut für Umweltphysik, Im Neuenheimer Feld 229, 69120 Heidelberg, Christoph.vonRohden@iup.uni-heidelberg.de

Keywords: Meromixis, Tagebauseen, Schwefelhexafluorid (SF₆)

Einleitung

Als Folge des Braunkohlentagebaus entstehen deutschlandweit fast 500 Tagebauseen (Nixdorf et al. 2001). Dabei kann es aufgrund des Zuflusses hoch mineralisierten Grundwassers und/oder biogeochemischer Prozesse zur Bildung von Meromixis in den Tagebauseen kommen.

Im Rahmen eines laufenden DFG-Forschungsvorhabens der BTU Cottbus in Zusammenarbeit mit dem UFZ Leipzig-Halle sowie der Universität Heidelberg werden an zwei meromiktischen Tagebauseen in der Lausitz wesentliche das Schichtungsverhalten beeinflussenden hydrologischen, physikalischen und geochemischen Prozesse untersucht. Im Folgenden werden Ergebnisse der Felduntersuchungen aus dem Jahr 2006 vorgestellt.

Untersuchungsgewässer

Untersuchungsgewässer sind zwei meromiktische Lausitzer Tagebauseen im brandenburgischen Teil des Muskauer Faltenbogens.

Der bei Wolfshain gelegene Moritzteich (RW: 4972619; HW: 5718008) ging aus einem durch die ab 1843 betriebene Grube „Julius“ (ab 1945 Braunkohlewerk „Vorwärts“) entstandenen Restloch hervor. Der See umfasst eine Fläche von ca. 16 ha und ist maximal 17,5 m tief. Vorhergehende Untersuchungen des Gewässers liegen von Stellmacher (2004) sowie Herold (1995) vor.

Der etwa 75 Jahre alte und in der Nähe von Döbern gelegene Waldsee (RW: 4971984; HW: 5720190) ist maximal 5 m tief und 0,3 ha groß (Nixdorf et al. 2001). Am See wurden bereits Untersuchungen u. a. von Grüneberg & Kleeberg (2005) sowie Rücker et al. (1999) durchgeführt.

Methoden

Das seit Januar 2006 monatlich durchgeführte Untersuchungsprogramm umfasst die Messung physikalischer und chemischer Parameter mittels einer YSI-Sonde vom Typ 6820 (Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert, Redoxpotential) sowie der Trübung mittels einer Hydrolab H20.

Des Weiteren werden beide Seen an der tiefsten Stelle im Profil unter Verwendung einer Tauchpumpe beprobt, um Veränderungen infolge Luftkontakts zu vermindern. Dabei werden Proben für die Untersuchung folgender Parameter gewonnen:

- Massenspektrometrische Untersuchung der stabilen Isotopen ^{18}O und ^2H (UFZ Leipzig-Halle) als Grundlage für die Aufstellung einer nach Seeschichten differenzierten Wasserbilanz.
- Gaschromatographische Bestimmung von Schwefelhexafluorid (SF_6) (Universität Heidelberg). Durch die Anwendung des inerten Spurengases SF_6 als Tracer ist eine Bestimmung vertikaler Diffusionskoeffizienten möglich. Des Weiteren kann diese Substanz auch zur Abschätzung des „Alters“ genutzt werden.
- Hydrogeochemische Analytik (BTU Cottbus). Aufgrund der in den Monimolimnien vorliegenden anoxischen Verhältnisse werden zur Minimierung chemischer Veränderungen die Proben in mit Argon befüllte 1 Liter Steilbrustflaschen abgefüllt und die Filtration ($0,45\ \mu\text{m}$ Cellulose-Acetat-Filter) in einer Glove-Box durchgeführt. Analysiert werden die Proben auf TFe, DFe, DMn, DA1, Ca, Mg, K, Na, NO_3 , NO_2 , Cl, SO_4 , PO_4 , NH_4 , $\text{K}_{\text{S}4,3}$ und $\text{K}_{\text{B}8,2}$ sowie TIC und DOC nach DEV (1986ff). Die Ergebnisse der chemischen Analysen dienen als Eingangsparameter für die geochemische Modellierung mit dem von Parkhurst und Appelo (1999) entwickeltem Programm PhreeqC.

Ergebnisse & Diskussion

Mixolimnion

Das Mixolimnion des Moritzteichs war zwischen 9,5 m und 10,3 m mächtig. Zwischen April und September bildete sich in ihm eine thermisch stabile Schichtung aus, wobei die maximal beobachtete Epilimniontiefe bei 6,5 m lag. Die regelmäßige Durchmischung der Mixolimnien beider Seen spiegelte sich in den im Lösungsgleichgewicht mit der Atmosphäre stehenden SF_6 -Konzentrationen wider. Die infolge der Verdunstung erfolgende Fraktionierung der stabilen Isotopen führte zu einer Anreicherung schwerer Isotope im Oberflächenwasser (Abb. 1). Chemisch unterschieden sich die Mixolimnien beider Seen. Während das des Moritzteiches pH-Werte um 3 zeigte, war das des Waldsees mit pH-Werten um 6 nahezu neutral. Dominierendes Anion war Sulfat, welches im Moritzteich in Konzentrationen von circa 350 mg/L (Abb. 2) und im Waldsee mit etwa 200 mg/L (Abb. 3) auftrat. Wichtigstes Kation war Kalzium mit 60 bis 70 mg/L. Die gemessenen Gesamteisenkonzentrationen waren demgegenüber sehr niedrig. Sie erreichten im Moritzteich 10 – 15 mg/L und im Waldsee 2 – 3 mg/L.

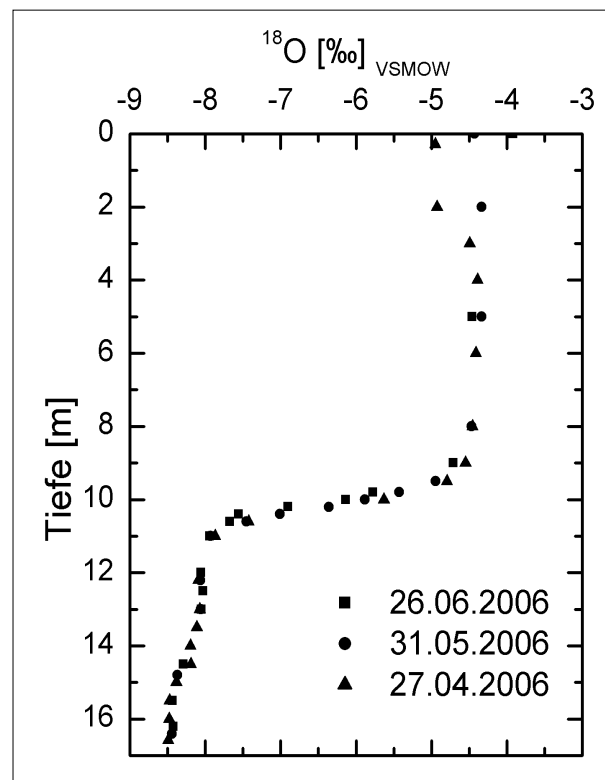


Abb. 1: Ergebnisse der ^{18}O -Bestimmung des Moritzteichs

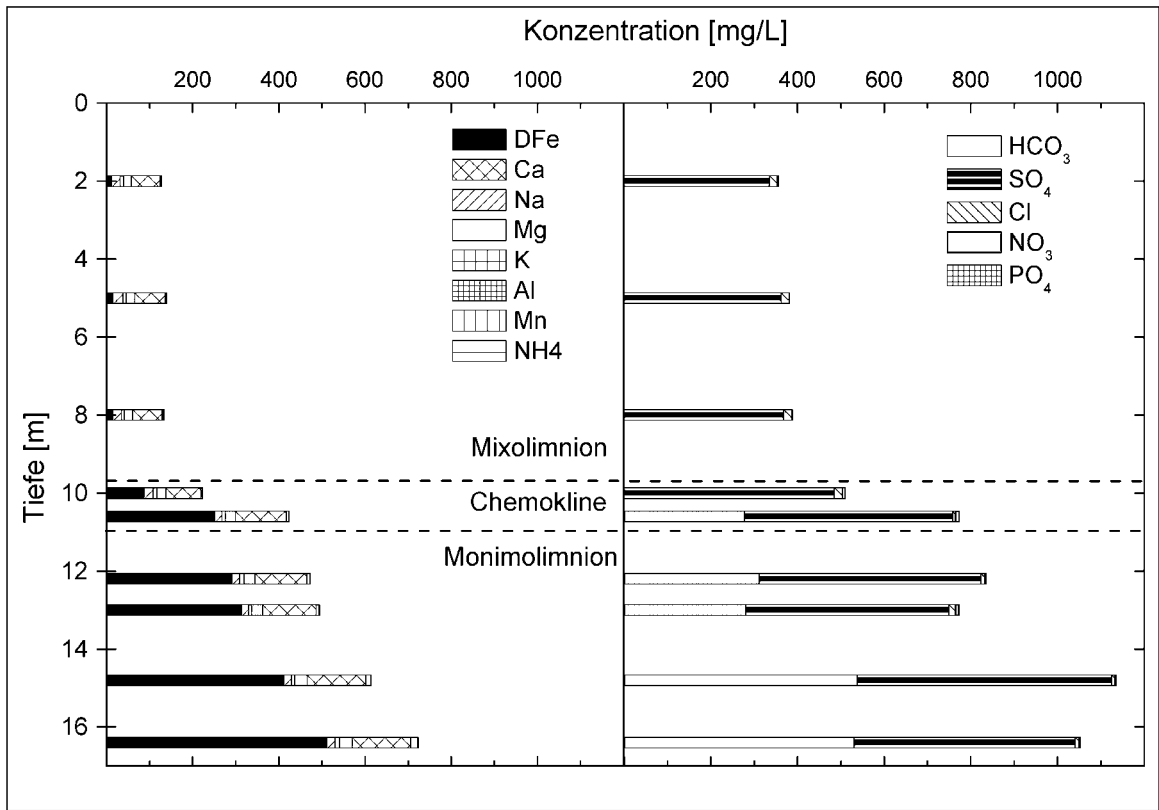


Abb. 2: Ausgewählte Ergebnisse der chemischer Analytik für den Moritzteich vom 31.05.2006

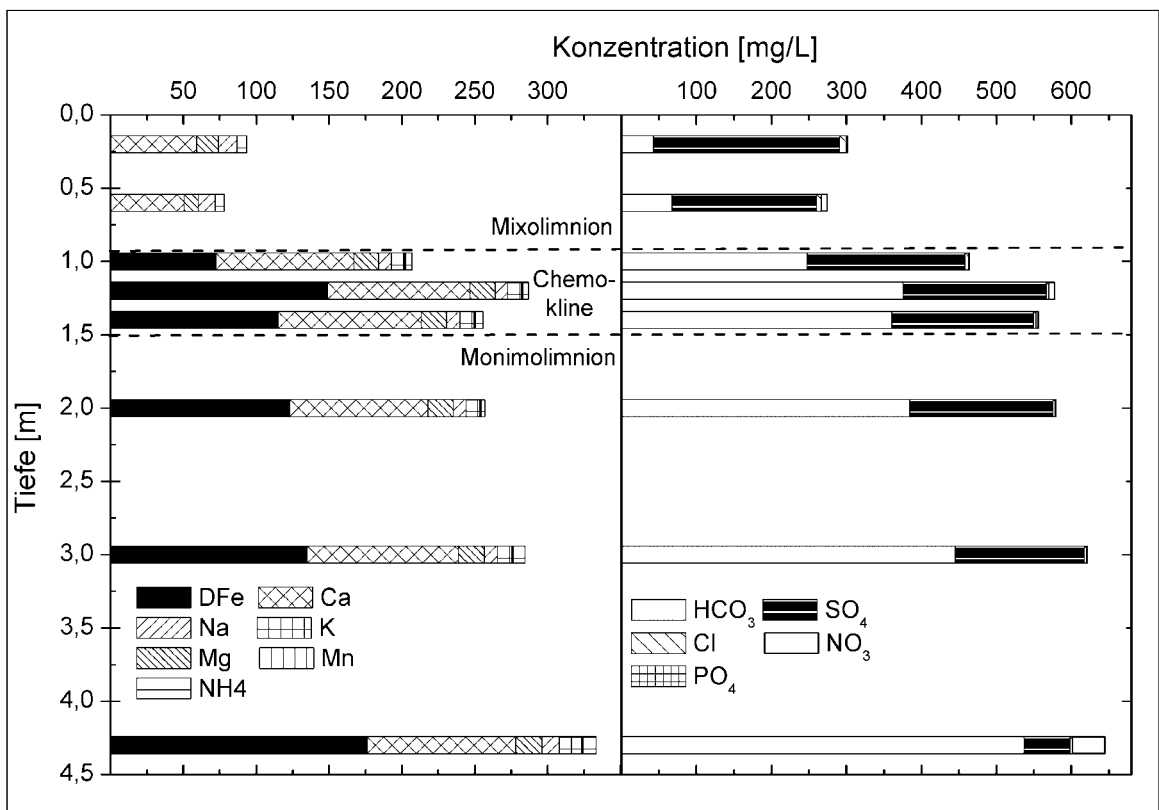


Abb. 3: Ausgewählte Ergebnisse der chemischen Analytik für den Waldsee vom 27.06.2006

Chemokline

In beiden Seen war die Chemokline durch die Zunahme der Leitfähigkeit und eine rapide Sauerstoffabnahme in den Sondenprofilen zu erkennen. Zudem war im Falle des Moritzteichs ein Anstieg des pH-Wertes zu beobachten. Weiterhin zeigte die Tiefenlage der Chemokline des Waldsees einen saisonal schwankenden Verlauf. Im April lag deren Obergrenze bei circa 0,5 m unter der Oberfläche und „sank“ bis Oktober auf 1,5 m Tiefe ab. Maxima in den Trübungswerten sowohl im Moritzteich (Abb. 4) als auch im Waldsee gaben Hinweis auf in dieser Schicht stattfindende Ausfällungsprozesse.

Monimolimnion

Beide Seen wiesen hoch mineralisierte, anoxische und nahezu pH-neutrale (pH-Werte um 6) Monimolimnien auf, deren Isotopensignatur $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ von -8‰ einen Grundwassereinfluss erkennen ließ (Abb. 1). Weiterhin zeigten niedrige SF_6 -Konzentrationen die Abgeschlossenheit des Monimolimnions gegenüber der Atmosphäre an oder/und sind auf den Zustrom alten Grundwassers zurückzuführen (Abb. 6). Auffällig ist die im Moritzteich anhand der Leitfähigkeit ablesbare interne „Untergliederung“ des Monimolimnions. Deutlich grenzten sich Bereiche größerer Gradienten von Bereichen niedrigerer Gradienten bzw. nahezu konstanter Leitfähigkeiten ab (Abb. 5). Sie sind möglicherweise das Ergebnis eines komplexen Mischungsmusters innerhalb des Monimolimnions oder/und das Resultat einer Anbindung an den Grundwasserleiter.

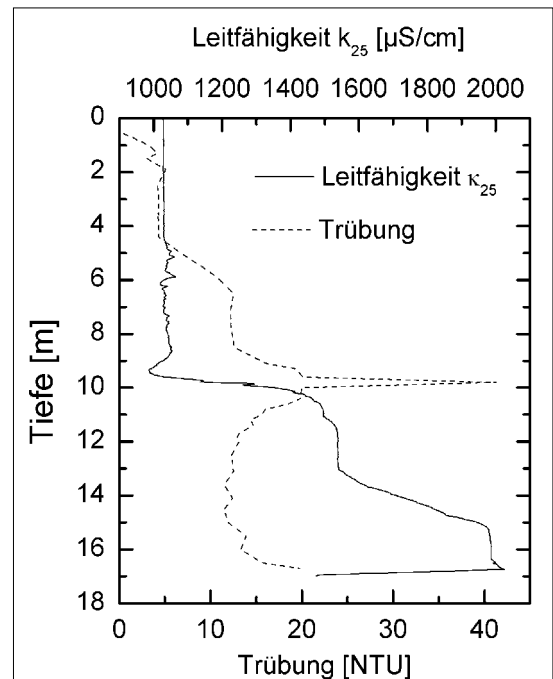


Abb. 4: Trübungs- und Leitfähigkeitsprofil des Moritzteichs vom 31.07.2006

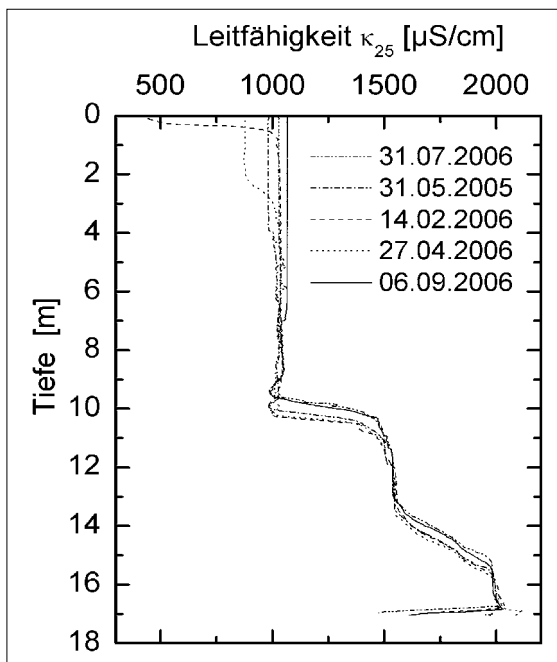


Abb. 5: Leitfähigkeitsprofile des Moritzteichs

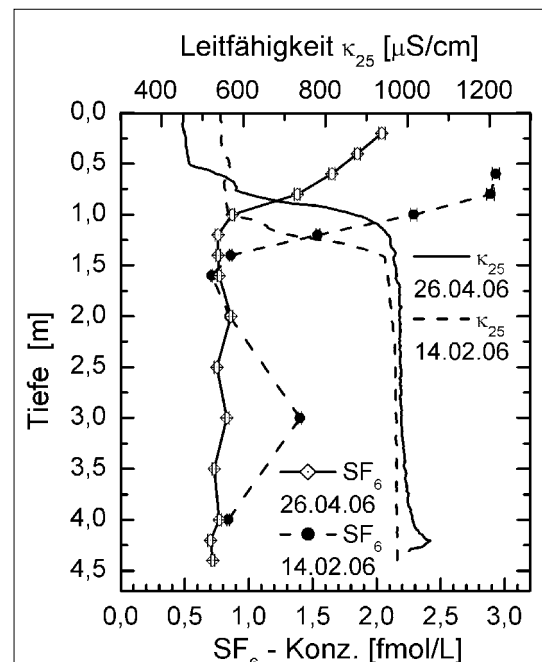


Abb. 6: SF_6 - und Leitfähigkeitsprofile des Waldsees

Chemisch werden die Monimolimnien beider Seen durch hohe Eisengehalte dominiert. Infolgedessen war das Wasser gelb bis braun gefärbt. Auch nahezu alle anderen analysierten Parameter waren in den Monimolimnien gegenüber den Mixolimnien erhöht. Wichtigste Anionen waren Hydrogencarbonat (Moritzteich: >500 mg/L, Waldsee: >400 mg/L) und Sulfat (Moritzteich: bis 500 mg/L, Waldsee: um 200 mg/L) (Abb. 2, 3).

Schlussfolgerungen

In Tagebauseen kann es durch geochemische Prozesse oder/und den Zufluss unterschiedlich stark mineralisierter Grundwässer zu komplexen meromiktischen Schichtungsmustern kommen. Ergebnisse der SF₆-Untersuchungen sowie der stabilen Isotope ¹⁸O und ²H zeigen eine deutliche Trennung des Wasserkörpers der Monimolimnien von den Mixolimnien bzw. der Atmosphäre. Chemisch sind die Mixolimnien als Ca-SO₄-Wässer, die wesentlich höher mineralisierten Wässer der Monimolimnien als Fe-HCO₃-SO₄-Wässer zu charakterisieren.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse wurden im Rahmen des von der DFG geförderten Forschungsprojektes „Schichtungsmodellierung in Tagebauseen unter Berücksichtigung geochemischer Prozesse sowie von Vertikaltransport und Grundwasseranbindung“ erstellt. Wir danken Uwe Kiwel, Axel Schmidt und Tobias Hahn für ihre tatkräftige Unterstützung bei den Probenahmen. Die hydrochemische Analytik wurde vom Zentralen Analytischen Labor der Fakultät 4 der BTU Cottbus durchgeführt.

Literatur

- DEV (1986ff): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. – Verlag Chemie, Weinheim.
- Grüneberg, B. & Kleeberg, A. (2005): Benthic phosphorus forms and transformations during neutralization of acid mining lakes. – In: Serrano, L. & Golterman H. L. [Eds.], Phosphates in Sediments; Proceedings of the 4th International Symposium: 127 – 137.
- Herold, H. (1995): Limnologische Charakterisierung von Braunkohlerestgewässern – Unterschiedliche Entwicklung und anthropogene Beeinflussung im Muskauer Faltenbogen. – Diplomarbeit, Institut für Ökologie und Naturschutz der Universität Potsdam: 118 S.
- Nixdorf, B., Hemm, M., Schlundt, A., Kapfer, M. & Krumbeck, H. (2001): Tagebauseen in Deutschland – Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohletagebaurestlöchern. – Umweltbundesamt Forschungsbericht 29822240: 519 S.
- Rücker, J., Fyson, A., Deneke, R. & Packroff, G. (1999): Meromiktische Seen mit saurem Mixolimnion – eine Besonderheit der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing: 239 – 243.
- Parkhurst, D. L. & Appelo, C. A. J. (1999): User's guide to PhreeqC (Version 2) – a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. - U. S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259: 312 S.
- Stellmacher, R. (2004): Der Moritzteich bei Döbern – Analogon für die Sanierung saurer Bergbaugewässer? Hydro- und Sedimentgeochemie eines meromiktischen Restsees. – Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg: 139 S.

Charakterisierung interner Wellen und mesoskaliger Wirbel im Stechlin

Georgiy Kirillin¹, Sergey Golosov², Peter Casper³ & Christof Engelhardt⁴

^{1,2,4} Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, kirillin@igb-berlin.de

³ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin OT Neuglobsow

Keywords: stratified lakes, basin scale effects, internal seiches, mesoscale eddies

Einleitung

Ein herausragendes Merkmal der physikalischen Heterogenität eines hinreichend tiefen Binnensees ist seine vertikale Dichteschichtung, die ein Ergebnis des Eintrags von Sonnen- und Windenergie an seiner Oberfläche ist. Auf Grund dieser Schichtung läuft der überwiegende Teil aller Energie- und Stofftransportprozesse an den drei Grenzschichten des Sees ab: an der Wasseroberfläche, am Gewässerboden und an der Thermokline, der Dichtesprungschicht, die das gut durchmischte Epilimnion von dem darunter liegenden stratifizierten Hypolimnion abgrenzt. Im Gegensatz zum Ozean (oder gar der Atmosphäre) haben Seen eine sehr geringe räumliche Ausbreitung und der Einfluß der Ränder führt zu Effekten im Maßstab des Seebeckens (basin scale effects): den internen stehenden Wellen an der Thermokline. Diese, auch internen Seiches genannten, Wellen mit Amplituden von mehreren Metern haben eine herausragende Bedeutung sowohl für die Stofftransport- als auch die biologischen Prozesse in einem geschichteten See. Durch die Perioden solcher baroklinen Oszillationen entstehen zusätzliche Zeitkonstanten. Die dementsprechenden Scheitel in den Energiespektren sind von der gleichen Größenordnung wie die von jahreszeitlichen bzw. täglichen Schwankungen oder über Zuflüsse eingebrachten und übertreffen diese nicht selten (Csanady 1975, Imberger & Humblin 1982). Die Perioden der Seiches haben in Abhängigkeit von den Parametern des Seebeckens die Größenordnung von Stunden bis Tagen. Die Zeitskala von Seiches ist somit nicht universell, sondern hängt von den morphometrischen Gegebenheiten des betrachteten Sees ab. Ein herausragendes Merkmal der kleinen geschichteten Seen (wie des Stechlinsees) besteht darin, dass der Massen- und Energietransport im gesamten See von Prozessen gesteuert wird, für die kurze Perioden, d.h. von weniger als 24 Stunden, charakteristisch sind.

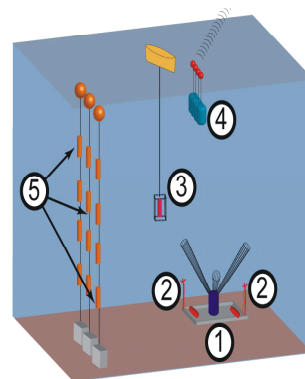
Obwohl sich die Oszillation der Seiches nur durch ein verhältnismäßig schmales Frequenzband auszeichnet, enthält dieses eine ganze Reihe von Seiche-Modi, die gleichzeitig im See vorkommen, sich jedoch in ihren räumlich-zeitlichen Charakteristiken stark unterscheiden. Zusätzlich verändern sich die Seiche-Charakteristika je nachdem, wie der See vertikal geschichtet ist und woher bzw. wie stark der Wind bläst. Dieser ständige Wandel der Seiche-Muster im Maßstab von Tagen bis Monaten legt einen Vergleich mit den synoptischen Verhältnissen in der Atmosphäre nahe und macht die Seiche-Modellierung zu einer außerordentlich anspruchsvollen Aufgabe. Die Prognose der Seiche-Charakteristika (Frequenzspektren, horizontale Modi und vertikale Amplituden an den Uferhängen) ist daher in ihrer Komplexität mit der Vorhersage des Wetters vergleichbar.

Während in der Atmosphäre und im Ozean mesoskalige Wirbel ein gut erforschter Mechanismus des Energietransports sind (Gill 1982), gibt es bislang kaum Hinweise auf deren Rolle in Binnenseen. Üblicherweise geht man davon aus, daß Seen frei von größeren Wirbelstrukturen sind und sich schnell bewegende Dichtefronten keine Rolle bei deren Energietransformation spielen, solange deren charakteristische Länge kleiner als der Rossby-Deformationsradius ist und folglich die Coriolis-Kräfte vernachlässigbar sind. Ungeachtet dessen zeigen Felduntersuchungen im Stechlinsee, daß mesoskaligen Wirbel auch in kleinen geschichteten Seen entstehen und diese Strukturen mit charakteristischen Größen von wenigen hundert Metern regelmäßig nachweisbar sind (Kirillin et al. 2005). Wie diese mesoskaligen Effekte durch Seiches generiert werden und wie sie sich auf die seeinternen Mischungsverhältnisse auswirken, ist Gegenstand der aktuellen Untersuchungen am Stechlin.

Feldmessungen am Stechlin

Um den vertikalen und lateralen Transport der Windenergie genauer zu untersuchen, wurde am sehr stabil geschichteten Stechlinsee eine komplexe Meßstrategie angewendet, die unter anderem folgende Meßmethoden umfaßte: (i) hochaufgelöstes vertikales Profiling der wichtigsten Temperatur- und Strömungscharakteristika an verschiedenen Punkten (Einsatz von Thermistorketten, ADP und ADVs); (ii) Lagrange'sche Registrierung von horizontalen Strömungen mit Hilfe von eigens dafür konzipierten GPS-nutzenden Driftkörpern (s. Abbildung 1).

Abb. 1: Meßausrüstung. (1) 1.5 MHz Hi-Res Nortek ADP: hochauflösender akustischer Strömungsmesser für Profile der drei Geschwindigkeitskomponenten mit einer Auflösung von 0.1cm/s (plattformmontiert am Gewässerboden); (2) Sontek ADV: hochauflösende Geschwindigkeitsmesser zur punktuellen Messung von turbulenten Mikrostrukturen (plattformmontiert am Gewässerboden); (3) RBR CTD(O₂) profiler: Multisensorsonde zur Messung von horizontalen Schnitten für Temperatur, Sauerstoff und Leitfähigkeit (schiffsgestützt); (4) GPS-Drifter: 10 Driftkörper mit Satellitengestützter Positionierung zur Aufzeichnung Lagrange'scher Trajektorien; (5) Termisorketten: verankerte Temperatursensoren zur Dauermessung von Vertikalprofilen in den Teilbecken des Stechlin.



Durch Analyse der durch die Feldmessungen während der stratifizierten Periode gewonnene Daten läßt sich im Stechlin die Dominanz von Seiches mit Perioden von annähernd einem Tag nachweisen (s. Abbildung 2). In den entsprechenden Zeitabschnitten waren Winde aus SW Richtung vorherrschend (ohne Abbildung).

Die Analyse der meteorologischer Zeitreihen zeigt eine erhöhte Wahrscheinlichkeit der südwestlichen Winde innerhalb der Schichtungsperiode des Stechlin (s. Abbildung 3a)

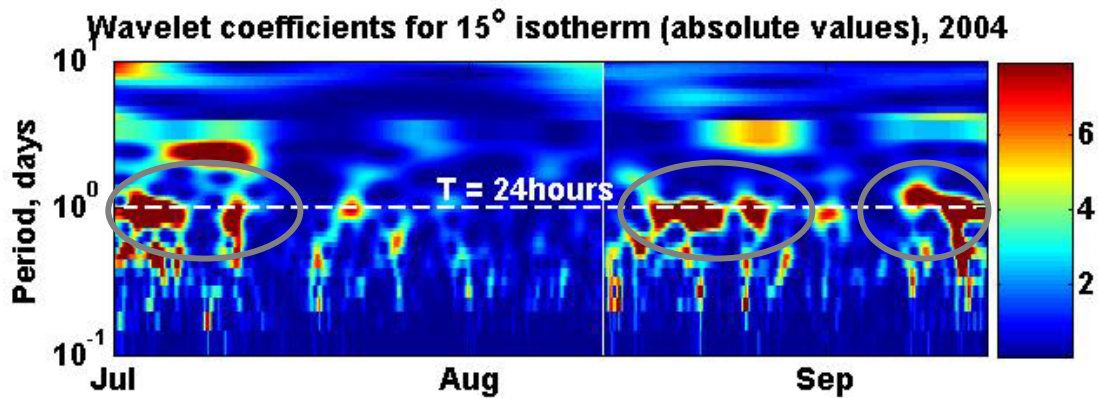


Abb. 2: Waveletkoeffizienten der 15°C Isotherme während der Feldmessungen im Stechlin. Maximalwerte (dominante Seiche-Perioden) sind markiert.

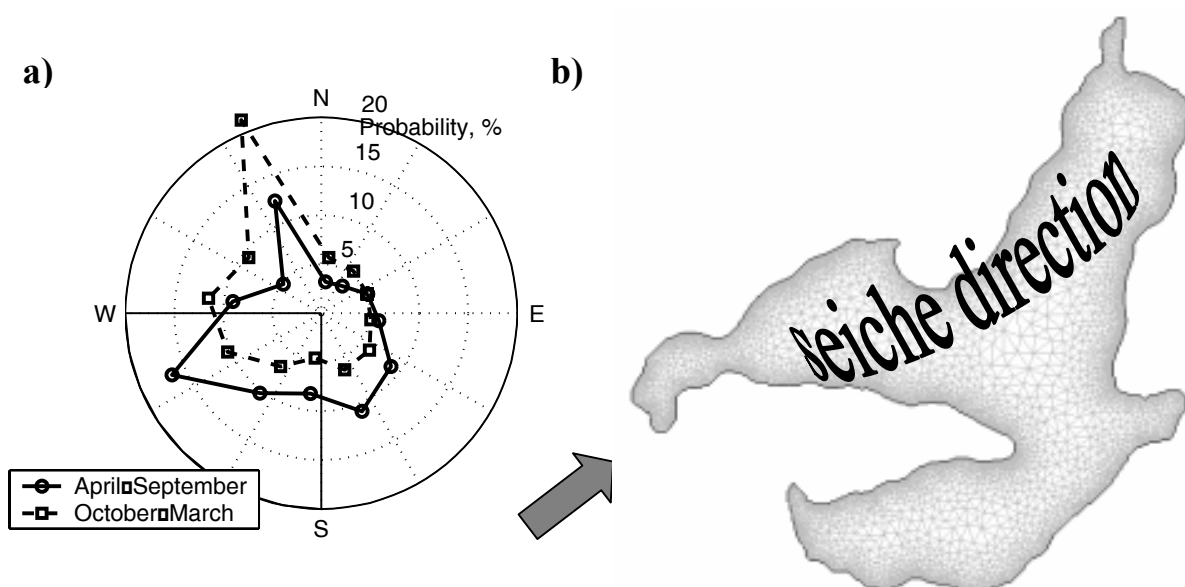


Abb. 3: (a) Windrose mit saisonalen Wahrscheinlichkeiten der Windrichtung und (b) dominanter Seiche-Modus bei Wind aus SW.

Durch die Lagrange'schen Messungen mit Hilfe der GPS-nutzenden Driftkörper ist es während der hydrophysikalischen Untersuchungen mehrfach gelungen (November 2004, November 2005, August 2006) im Westbecken des Stechlin mesoskalige Strukturen experimentell nachzuweisen (s. Abbildung 4).

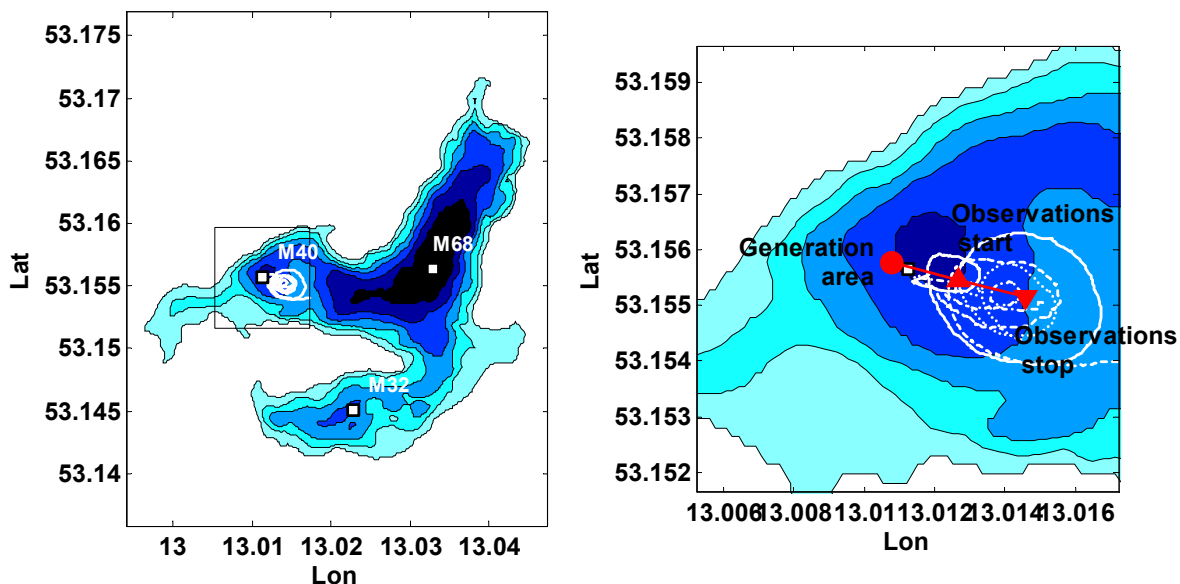


Abb. 4: Wirbelstruktur im Westbecken des Stechlin. Die aufgezeichneten Lagrange'schen Trajektorien vom November 2004 sind durch weiße Linien, die Lage des Wirbelzentrums zu Beginn und Ende der Driftkörperaufzeichnung sind durch Dreiecke und der hypothetische Entstehungsort des mesoskaligen Wirbels ist durch einen Punkt markiert.

Modellierung interner Seiches und von ihnen induzierten Effekten

Die aus drei Einzelbecken bestehende komplexe Topographie des Stechlinsees (s. Abbildung 3b) führt zur Überlagerung von internen Seiches verschiedener Modi, deren Eigenschaften allein aus Feldmeßdaten nur schwer aufgeklärt werden können. Hinzu kommt die (durch die saisonal unterschiedliche Tiefe der Thermokline bedingte) saisonal unterschiedliche Dominanz der einzelnen Modi. Da die Bestimmung der Seiche-Charakteristika mit Hilfe eines 3D-Zirkulationsmodells ohne a priori Kenntnisse der Modi wegen modellinterner numerischer Effekte ebenfalls unsicher ist (Laval et al. 2003; Hodges et al. 2006), wurde hier ein 2D-Modell für die freie Oszillation im Stechlinsee-Becken entwickelt, welches diese numerischen Probleme nicht hat. Das Modell basiert auf der vereinfachten Annahme, daß die reale vertikale Temperaturverteilung durch eine endliche Anzahl von homogenen Temperaturschichten ersetzt werden kann und der Seeboden eben ist. Die daraus resultierenden Bewegungsgleichungen erlauben ein Splitting in sogenannte „normale vertikale Modi“ und die Aufgabe reduziert sich auf Lösung des Eigenwertproblems zweidimensionaler Wellengleichungen (Fricker & Nepf 2000). Im Modell werden die Wellengleichungen numerisch mit Hilfe der Finite-Elemente-Methode auf der Basis von Dreieckselementen (s. Abbildung 3b) gelöst, die eine gute Approximation auch schwieriger Geometrien erlaubt. Zwei Varianten des Modells wurden hier Verwirklicht: ein Zweiseichtenmodell (Epi- und Hypolimnion) und ein Dreiseichtenmodell (Epi-, Meta- und Hypolimnion). Die Ergebnisse gemessener und modellierter Seiche-Charakteristika (s. Tabelle 1) zeigen für den Stechlinsee eine Resonanzwirkung der H1V2-Seiches mit dem Tag-Nacht-Zyklus wie sie auch an anderen Binnenseen beobachtet wurde (Münnich et al. 1992).

Eine Analyse der kinematischen Wirbelcharakteristiken (Sanderson 1995) ergab, daß sich der Wirbel wie ein rotierender Festkörper mit einer festen Geschwindigkeit von 320 m/Tag bewegte und sich somit wie eine typische 2D-Turbulenzstruktur verhielt und in der Lage war große Energiemengen

gen über weite Distanzen zu transportieren ehe sie dissipieren konnten. Eine genaue Analyse der durch horizontale Dichtefronten (internal surges / internal bores) erzeugten mesoskaligen Wirbel findet sich in Kirillin et al. (2005).

Tab. 1: Die Perioden der modellierten Seiche-Modi für den Stechlin. Der resonanzunterstützte Modus H1V2 ist hervorgehoben.

| Modus | | Vertikale Modi | |
|------------------|---|----------------|----------------------|
| | | 1 | 2 |
| Horizontale Modi | 1 | 5,92 Stunden | 21,12 Stunden |
| | 2 | 5,08 Stunden | 18,07 Stunden |
| | 3 | 3,06 Stunden | - |

Zusammenfassung

Der hier dargelegte Ansatz, komplexe hydrophysikalische Feldmessungen mit Modellsimulationen zu kombinieren, erlaubte es, die wichtigsten Eigenschaften der Zirkulation im Stechlinsee zu bestimmen: (1) Unterteilung der internen Seiches (basin-scale internal oscillations) in verschiedene vertikale Modi (wobei im Stechlinsee die höheren Modi, infolge der Resonanz mit den Windoszillationen, nach einem bestimmten saisonalen Muster dominieren); (2) Entwicklung von starken horizontalen Dichtefronten als Folge der seespezifischen Seiche-Struktur, die unter bestimmten Bedingungen auch Wirbelstrukturen von ca. 100-200 m Durchmesser generieren können. Derartige mesoskalige Strukturen von mehrstündiger Lebensdauer konnten erst mit Hilfe eines Meßkonzepts, daß auch Lagrange'sche Messungen integriert, nachgewiesen werden.

Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanzierten Projektes „Zirkulation im Stechlin“ (KI-853/2) statt.

Literatur

- Csanady, G.T. (1975): Hydrodynamics of Large Lakes. *Annu. Rev. Fluid Mech.* 7: 357-386.
- Fricker, P. D., Nepf, H. M. (2000): Bathymetry, stratification, and internal seiche structure. *J. Geophys. Res.* 105: 14237-14251.
- Gill, A. (1982): *Atmosphere-Ocean Dynamics*. Academic Press, New York: 665 pp.
- Hodges, B. R., Laval, B., Wadzuk, B. M. (2006): Numerical error assessment and a temporal horizon for internal waves in a hydrostatic model. *Ocean Modeling* 13: 44-64
- Imberger, J., Humblin, P. F. (1982): Dynamics of Lakes, Reservoirs, and Cooling Ponds. *Annu. Rev. Fluid Mech.* 14: 153-187
- Kirillin, G., Engelhardt, C., Golosov, S. (2005): Observations of a cyclonic gyre produced by an internal surge in a small deep lake. In: Folkard, A., Jones, I. (eds.): *Physical processes in natural waters*, Lancaster: 61-68.
- Laval, B. E., Hodges B. R., Imberger, J. (2003): Numerical Diffusion in 3D, Hydrostatic, Z-Level, Lake Models. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering*, 129(3): 215-224.
- Münnich, M., Wuest, A., Imboden, D. M. (1992). Observations of the second vertical mode of the internal seiche in an alpine lake. *Limnol. Oceanogr.* 37: 1705-1719.
- Sanderson, B. G. (1965): Structure of an eddy measured with drifters. *J. Geophys. Res.*, 100(C4): 6761-6776.

Messung der turbulenten Vermischung in einem aufgestauten Fluss

Hartmut Prandke¹, Helmut Baumert² & Volker Kirchesch³

¹ ISW Wassermesstechnik, Fünfseen-Petersdorf, prandke@t-online.de, ² IAMARIS, Hamburg, baumert@iamaris.net,

³ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, volker.kirchesch@bafg.de

Einleitung

Während einer 2-tägigen Messperiode vom 30.8 bis zum 1.9.2005 wurden mit einer Mikrostruktur-Turbulenzmesssonde MSS90 kontinuierliche Messungen der hochaufgelösten thermischen Schichtung und der turbulenten Vermischungsintensität in der aufgestauten Saar unter den Bedingungen einer stabilen sommerlichen Strahlungssituation durchgeführt.

Messtechnik und Messanordnung

Für die Messung wurde eine moderne Turbulenzmesssonde eingesetzt, wie sie routinemäßig in der Ozeanographie verwendet wird. Die eingesetzte Mikrostruktursonde MSS90 gestattet die hochaufgelöste Erfassung der für die Wasserschichtung relevanten Parameter (Temperatur, Salzgehalt, Dichte), der Schwebstoffkonzentration (Trübung), sowie der Intensität der turbulenten Vermischung (Dissipationsrate der turbulenten kinetischen Energie, Thorpe Skale, vertikale Austauschkoefizienten). Für die Messung der Turbulenz ist die MSS mit einem speziellen Sensor ausgestattet, der die turbulente Geschwindigkeitsfluktuation der Strömung im Wasser direkt erfasst. Die MSS90 kann sowohl sinkend als auch vertikal steigend eingesetzt werden. Damit sind Turbulenzmessungen im gesamten Wasserkörper möglich.

Für die Messungen in der Saar wurde die MSS90 vertikal steigend von einer Tiefe von ca. 5 m bis an die Oberfläche eingesetzt, um insbesondere die Schichtungs- und Vermischungsprozesse in unmittelbarer Oberflächennähe zu erfassen. Abbildung 1 zeigt die für steigende Messungen austarierte Sonde.



Abbildung 1: Mikrostruktursonde MSS90. Mit den roten Auftriebsselementen ist die Sonde für eine Steiggeschwindigkeit von ca. 0,6 m/s ausbalanciert.

Für die Untersuchungen in der Saar wurde die in der Abbildung 2 dargestellte Messanordnung gewählt. Die Sonde wurde mittels einer dünnen Sehne in die Tiefe gezogen und nach einer Wartezeit von 10 Minuten (Abklingen bzw. Wegdriften der von der Sonde selbst erzeugten Turbulenz) freigegeben. Während des Aufstiegs wurden die Messwerte mit einer Rate von 1024 Datensätzen pro Sekunde aufgenommen. Nachdem die Sensoren der MSS90 die Wasseroberfläche durchstoßen hatten, wurde die Datenerfassung gestoppt und die Sonde wieder in die Tiefe gezogen.

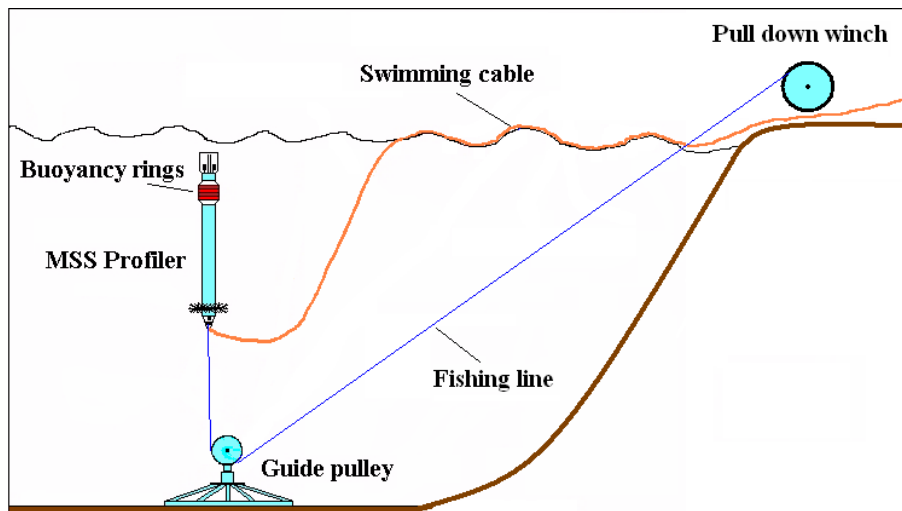


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Messanordnung. Die Umlenkrolle für die steigende Sonde war ca. 55m vom Ufer auf einer Wassertiefe von 7m positioniert.

Messergebnisse

Die Messungen zeigen einen dominierenden Einfluss der oberflächennahen thermischen Schichtung auf die vertikale Vermischung. Dabei einwickelten sich im Laufe eines Tages zwei sehr unterschiedliche Schichtungs- und Vermischungsregime: Unterdrückung der vertikalen Vermischung durch thermische Schichtung und Verstärkung der vertikalen Vermischung durch thermische Konvektion.

Vermischung bei stabiler Schichtung

Im Verlaufe des Tages bildete sich durch die Erwärmung der oberflächennahen Wasserschicht eine stabile Schichtung aus, die die vertikale Vermischung praktisch zum Erliegen brachte. In der Abbildung 3 ist diese Situation zum Zeitpunkt der stärksten Schichtung (Zeitspanne von 15.30 bis 18.30 Uhr am 31.8.2005) dargestellt. Es werden von 20 aufeinander folgenden Profilen die gemittelten Profile der Temperatur, der Dissipationsrate, der Thorpe Skale und des Austauschcoeffizienten dargestellt. In diesem Zeitraum herrschten konstant schwache Winde und es erfolgte keine Passage eines großen Schiffes. Wie aus der Abbildung 3 erkennbar ist, erfolgte von der Oberfläche her eine Erwärmung des Wassers bis ca. 1,5m. Bis zu dieser Tiefe reichte auch die Windmischung (erhöhte Dissipationsraten und Austauschcoeffizienten um $5 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$). Unterhalb der thermischen Sprungschicht trat nur eine sehr schwache Vermischung mit Austauschcoeffizienten um $5 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ auf, die mit Annäherung an den Boden wieder höhere Werte annahm (Bodenreibungseffekte). Dieser vertikale Verlauf der Vermischungsintensität zeigt sich auch klar in der Thorpe Skale: Die typische Größe der vertikalen „Overturns“ (turbulente Wirbel) liegt nur im Bereich von 0,1m und ist unterhalb der thermischen Sprungschicht praktisch Null (keine aktiv mischende Turbulenz). Aus Sicht der vertikalen Vermischung bildet die Unterseite der thermischen Sprungschicht praktisch ein Barriere, die nur eine sehr geringe Durchlassfähigkeit aufweist.

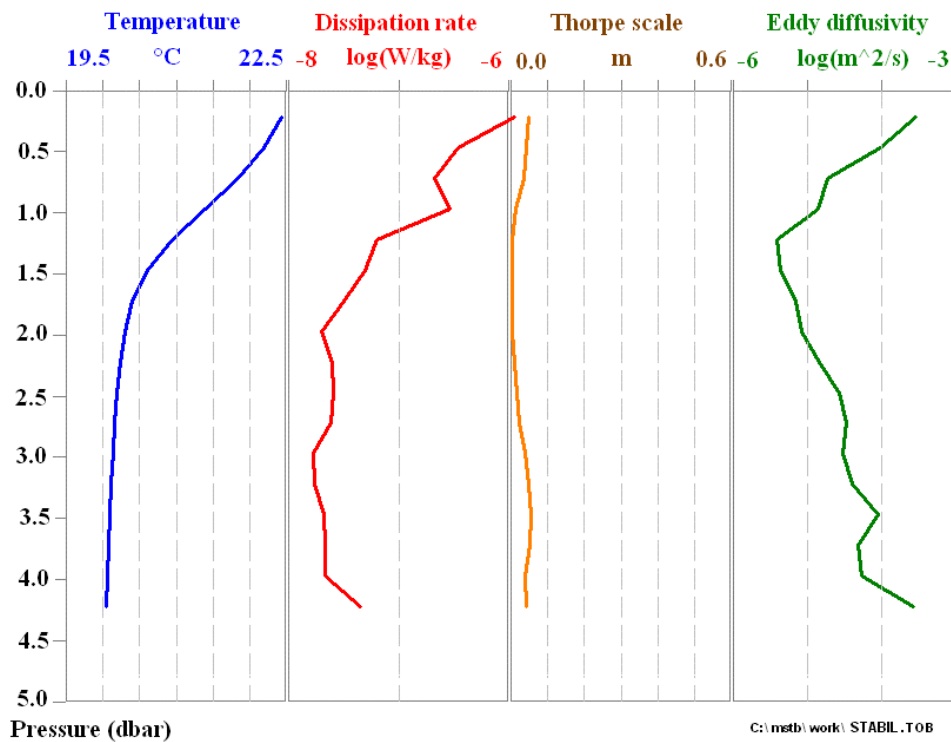


Abbildung 3: Gemittelten Vertikalprofile der Temperatur (blau), der Dissipationsrate (rot), der Thorpe Skale (orange) und des Austauschkoeffizienten (grün) für den Zeitraum von 15.30 bis 18.30 Uhr am 31.8.2005 (stabile Schichtung)

Vermischung bei schwacher Schichtung

Als typisches Beispiel für eine Situation mit sehr schwacher Schichtung sind in der Abbildung 4 die gemittelten Vertikalprofile der Temperatur, der Dissipationsrate, der Thorpe Skale und des Austauschkoeffizienten für den Zeitraum von 6.00 bis 9.00 früh am 1.9.2005 dargestellt. Auch hier gab es in dem Zeitraum keine Störungen durch Schiffspassagen. Am Ende der nächtliche Abkühlung wurde nur noch eine sehr schwache thermische Schichtung gemessen. Obwohl die Dissipationsraten hier wegen des zum Erliegen gekommenen Windes deutlich kleiner als am Tage waren, trat hier jedoch wegen der geringeren Stabilität der Schichtung eine sehr kräftige, konvektionsgetriebene vertikale Vermischung auf, die bis in eine Tiefe von ca. 4m reichte. Hier wurden vertikale Austauschkoeffizienten von ca. $5 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ gemessen (etwa 2 Größenordnungen über dem bei stabiler Temperaturschichtung gemessenen Wert). Dies wird auch in der Thorpe Skale sichtbar, die hier wesentlich größere Werte aufweist als im Falle der stabileren Schichtung (siehe Abbildung 3). Es gibt hier auch keine Tiefenbereiche mit der Thorpe Skale Null. Über die gesamte vermessene Wassersäule finden also vertikale turbulente Transportprozesse statt.

Unterhalb von ca. 4m wurde kein ausgeprägter Tagesgang der vertikalen Vermischungsintensität festgestellt. Hier dominierten Bodenreibungseffekte den vertikalen Transport. Neben den meteorologischen Einflussgrößen und den durch Schleusungsvorgänge ausgelösten externen und internen Seiches konnte auch ein erheblicher Einfluss des Schiffsverkehrs auf die vertikalen Austauschprozesse nachgewiesen werden. Nach der Passage großer Frachtschiffe wurden über einen Zeitraum von mehr als 30 Minuten erhöhte Austauschkoeffizienten festgestellt, die bis zu 3 Größenordnungen über denen vor der Schiffspassage lagen.

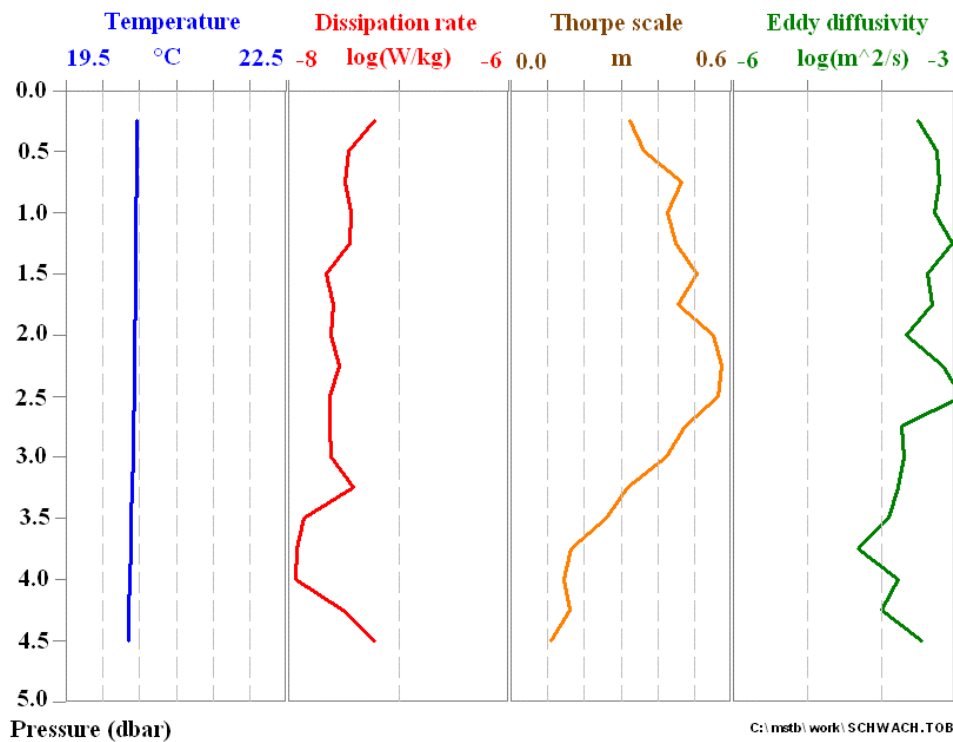


Abbildung 4: Gemittelten Vertikalprofile der Temperatur (blau), der Dissipationsrate (rot), der Thorpe Skale (orange) und des Austauschkoeffizienten (grün) für den Zeitraum von 6.00 bis 9.00 früh am 1.9.2005 (schwache Schichtung durch thermische Konvektion)

Zusammenfassung

Während einer 2-tägigen Messperiode wurden mit einer Mikrostruktur-Turbulenzmesssonde MSS90 kontinuierliche Messungen der hochaufgelösten thermischen Schichtung und der turbulenten Vermischungsintensität in der aufgestauten Saar unter den Bedingungen einer stabilen sommerlichen Strahlungssituation durchgeführt. Die Messungen zeigen den dominierenden Einfluß der oberflächennahen thermischen Schichtung auf die vertikale Vermischung. Die vertikalen Austauschkoeffizienten für die sich im Laufe eines Tages entwickelnden sehr unterschiedlichen Schichtungs- und Vermischungsregime (Unterdrückung der vertikalen Vermischung durch thermische Schichtung und Verstärkung der vertikalen Vermischung durch thermische Konvektion) konnten quantitativ erfaßt werden: Zum Höhepunkt der thermischen Konvektion in den frühen Morgenstunden wurden vertikale Austauschkoeffizienten von 5×10^{-4} m²/s in der gesamten Wassersäule bis 4m Tiefe gemessen, während nach der Herausbildung einer stabilen thermischen Schichtung die Austauschkoeffizienten unterhalb der Sprungschicht nur noch Werte von 5×10^{-6} m²/s erreichten. Unterhalb von ca. 4m dominierten Bodenreibungseffekte den vertikalen Transport. Unabhängig vom Tagesgang der thermischen Schichtung lagen die Austauschkoeffizienten hier bei ca. 1×10^{-4} m²/s.

Danksagung

Die Autoren danken Frau Claudia Günster und ihren Mitarbeitern von der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz für die freundliche Unterstützung bei der Durchführung der Messungen.

Renewal of hypolimnetic water and simulation of hydrodynamic processes at lake Waidsee

Thomas Wolf¹, Eckard Hollan, Andreas Hoppe², Heike Robakowski², Jörg Thorwart³ & Bernd Wahl⁴

¹ Institute for Lake Research, LUBW, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen thomas.wolf@lubw.bwl.de;

² LUBW, Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe; ³ joerg.thorwart@gmx.net

Keywords: lake, stratification, simulation, renewal, hypolimnion

Introduction

Water quality as well as the specific ecosystem developing in a particular lake are most often significantly dependent on the water exchange and the renewal of hypolimnetic water. Several mechanisms provide – depending on the morphology and the weather conditions in a region – oxygen enriched water to the deep hypolimnetic parts of a lake. Thereby in moderate climate zones most often we encounter monomictic and dimictic waters. Especially in many deep large lakes the convection induced mixing processes do not produce each year a full overturn and mixing of the water column. Thus we encounter in many deep lakes not every year isothermal conditions and thus even less frequently an iso-chemical vertical distribution of water constituents. In some lakes mixing mechanisms are in addition hindered by the formation of a chemocline in the deeper parts of the water (Boehrer & Schulz 2005) provoking a meromictic mixing regime. Besides the vertical convective mixing processes acting in the water column of the whole lake another process delivering fresh water to the hypolimnetic parts of a water can be identified within lakes. These are temperature driven density currents (TDDC) which are formed by cold water masses generated by differential cooling processes in the shallow water zone of a lake.

Waidsee – a typical quarry pond

Lake Waidsee is a small quarry pond with an south-north extension of about 600 m and an east-west extension of about 750 m. It has a maximum depth of about 26 m and a volume and area of about 0.29 Mio. m² and 3.2 Mio.m³ respectively. The lake has a circular shape but can be subdivided into two basins which are separated by a small sill. The westerly shallower basin of the lake has a maximum depth of about 21 m whereas the easterly deeper sub basin has a maximum depth of about 26 m. The lake is situated in the south of Germany in the state of Baden-Wuerttemberg and is a typical quarry pond of this region. Formerly its gravel was exploited but nowadays the lake is mainly used for recreational purposes. Due to its history this type of lakes is characterized by some special features – e.g. the formation of a chemocline (for more information see Hoppe et.al. in prep.).

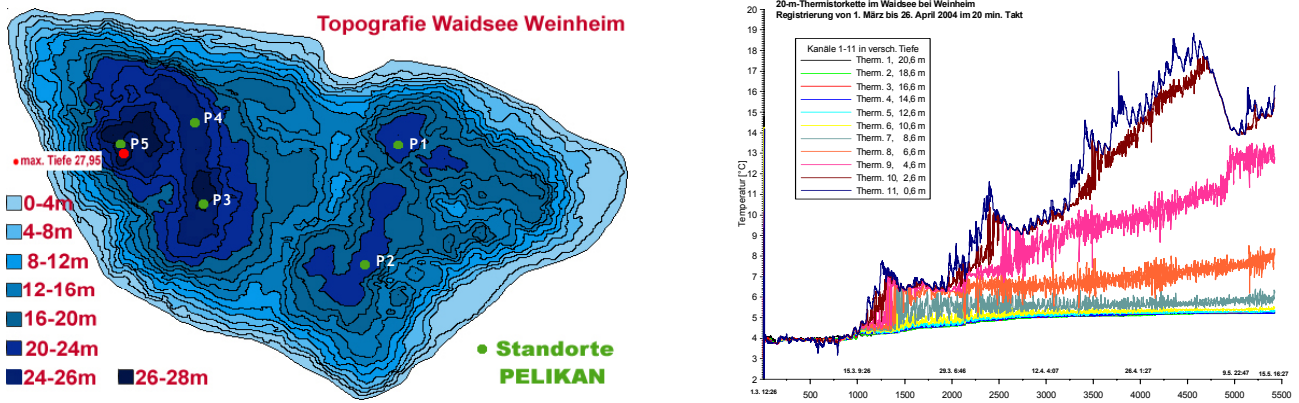


Fig. 1 Bathymetry of Lake Waidsee (left) and thermistor string recordings (right).

Equipment and Measurements

In Lake Waidsee we carried out measurement campaigns during autumn and winter. The goal of these campaigns was twofold. First of all we wanted to gain better insight into the dynamics and the mixing regime of these small quarry ponds. The second goal was to investigate the formation and characteristics of temperature driven density currents and – especially – their significance for the deep water renewal of this lake.

Within the lake we mounted several AANDERA thermistor strings 2862 (TS) having a temperature accuracy of the single temperature sensor of about 0.1 degree Celsius with a resolution of about 0.03 degree Celsius. These thermistor strings were equipped with data loggers TR-7 which were set up to record the sensor data with a sampling interval of 20 minutes.

Data processing and detection of density driven currents

Data of the TS's were downloaded to a PC, converted using the software of AANDERA and thereafter revised for inconsistencies and errors. Even though all TS's have been calibrated using the in-house calibration service of AANDERA some offset-type deviations from the real temperatures occurred, which became apparent by continuous and time-independent differences between single sensors in relation to their adjacent sensors. These differences were removed by flagging the sensors in doubt, determining the offset of these single sensors against their neighbours and recalibrating the measurements using these individual sensor offsets.

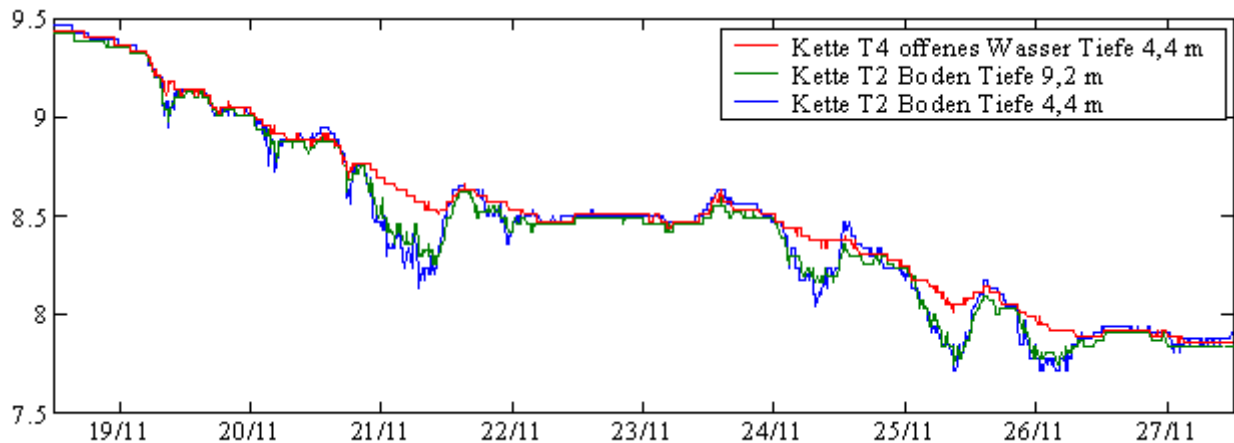


Fig. 2 Temperature signature of a temperature driven density current. Arrows indicate TDDC's identified by colder water beneath warmer hypolimnetic/metalimnetic water.

Using the corrected and error-controlled data further analysis have been carried out. Especially indicators to detect the onset and appearance of the density driven currents had to be constructed. We applied a very simple comparison between different temperature sensor signals in order to identify the temperature driven density currents: the TDDC's were indicated by their temperature signature, which shows colder and denser water moving along the lake bottom beneath a slightly warmer and less denser hypolimnetic/metalimnetic water body (see fig. 2).

Here only the most significant results of these measurement campaigns will be listed shortly. For a more detailed description of the measurement campaigns, further results and a comprehensive analysis of the data see (Hoppe et al. in prep.). The analysis of temperature measurements has shown that the density driven currents play a very significant role for the renewal of the deeper parts of Lake Waidsee and represent a very efficient transport mechanism for oxygen rich colder water from the shallow water zone towards the deeper parts of the lake. This process is an important part of the hydrodynamic and mixing regime within the lake during autumn and winter time. One of the prerequisites of this current is a certain temperature difference between water and atmosphere. Given the necessary meteorological conditions the currents arise with a diurnal period and persist mostly for several hours. Although the temperature and thus density gradients involved are small the TDDC transport is significant and one of the main mechanisms for the intrusion of fresh water into oxygen depleted deeper regions of the lake. The overall amount of this water supply has been estimated to be approx. 47 times the volume of the shallow water zone during one autumn/winter period.

The 3-dim hydrodynamic model FLOW3D – implementation for lake Waidsee

The 3-dim hydrodynamic model FLOW3D of the DELFT3D model system has been adapted for lake Waidsee. FLOW3D offers several grid topologies (sigma-layer and z-layer) and solves the Navier Stokes equation on rectangular or curvilinear grids respectively. For the simulations presented hereafter we had chosen a rectangular grid topology together with an equidistant layering in the vertical direction using a z-layering, e.g. a positioning of the vertical numerical layers independently from the actual water depth in a single grid cell. The numerical grid has a spatial resolution of $dx=50$ m (see fig. 3-left). The vertical resolution has been chosen to be between $dz=1.25$ m ..2.5 m for different model runs. The vertical eddy diffusion and diffusivities are simulated using a k-epsilon turbulence model.

Forcing of the hydrodynamic model FLOW3D for lake Waidsee simulations

The hydrodynamic model simulated water level variations, the 3-dim current field, the thermal stratification and the momentum transfer by the local wind into the circulation system of the lake. No open boundaries nor discharges from any tributaries were defined. There are several small riverlets discharging into the lake but they are supposed to be of minor importance for the present study.

Within the present study we could *not* carry out a validation of the model, since we run the model with meteorological forcing of a non-local rather remote meteorological station (meteorological station Konstanz ID 10929). The grid topology as well was strongly simplified and due to limitations in available computing time we implemented the model on a coarse grid only. In future studies these limitations of the present study will be overcome by applying a curvilinear grid together with local meteorological forcing and a higher spatial resolution of the numerical grid. The simulation studies had several main goals 1.) We wanted to prove that the 3-dim hydrodynamic model is able to simulate the annual thermal stratification cycle for a longterm simulation of 2 years. 2.) The general mixing regime and circulation structure of this small lake had to be investigated and 3.)

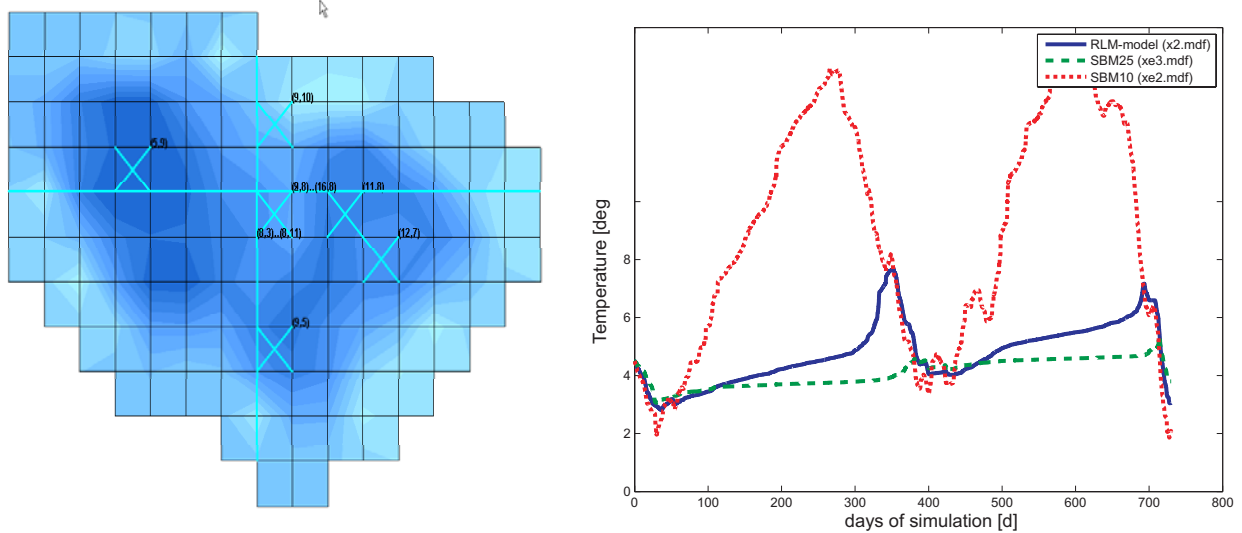


Fig. 3 Numerical grid for lake Waidsee (left). Biannual hypolimnetic temperature simulation for the RLM, SBM25 and SBM10.

We set up FLOW3D in three different model configurations. As a starting point we implemented FLOW3D on the real bathymetry of Lake Waidsee – this is the real lake model (hereafter referred as RLM). This model was used in order to gain insight into the thermal stratification and the general dynamics of the lake. Another approach was used for the conceptual model of type I or the simplified bathymetry models (SBM). These models were set up using the same surface area and shape as for the RLM but instead of the real bathymetry we assumed the lake to have an uniform water depth throughout the whole basin. We used two models of this type – SBM25 and SBM10 with an uniform water depth of $D=25$ and 10 m respectively. The goals of the SBM simulations are twofold. We want to see how much the dynamics and thermal stratification processes differ between lakes having a natural bathymetry and lakes having a more artificial design, thus getting information about deviations of general dynamics introduced by the presence or absence of shallow water zones in a lake. Moreover by deploying the RLM and SBM for long term model runs we were able to carry out some differential analysis between these two types of waters, taking into account that the conceptual SBM models have their real analogon in man made gravel pits in the Rhine plain. A third implementation set-up was chosen finally in order to investigate the phenomenology of the temperature driven density currents in a more process-orientated way. This conceptual linear lake model strongly simplifies the bathymetry and shape of the lake and focuses on the impacts and influences governing TDDC's.

Results and discussion

While surface temperatures do not show big differences between the biannual model runs carried out for the SBM25 and RLM model, the hypolimnetic temperatures differ significantly (see fig. 3-right). The model run SBM10 is plotted as well, having a maximum water depth $D=10$ m only. The RLM model shows a stronger annual temperature cycle even in the lowest parts of the lake whereas the SBM25 exhibits almost no seasonal temperature signal. Qualitatively both temperature time series show a slow temperature increase during the period of stable stratification followed by a short time of stronger temperature increase during the wintery overturn period. This effect can be clearly identified for the RLM and is still apparent for the SBM25 model run.

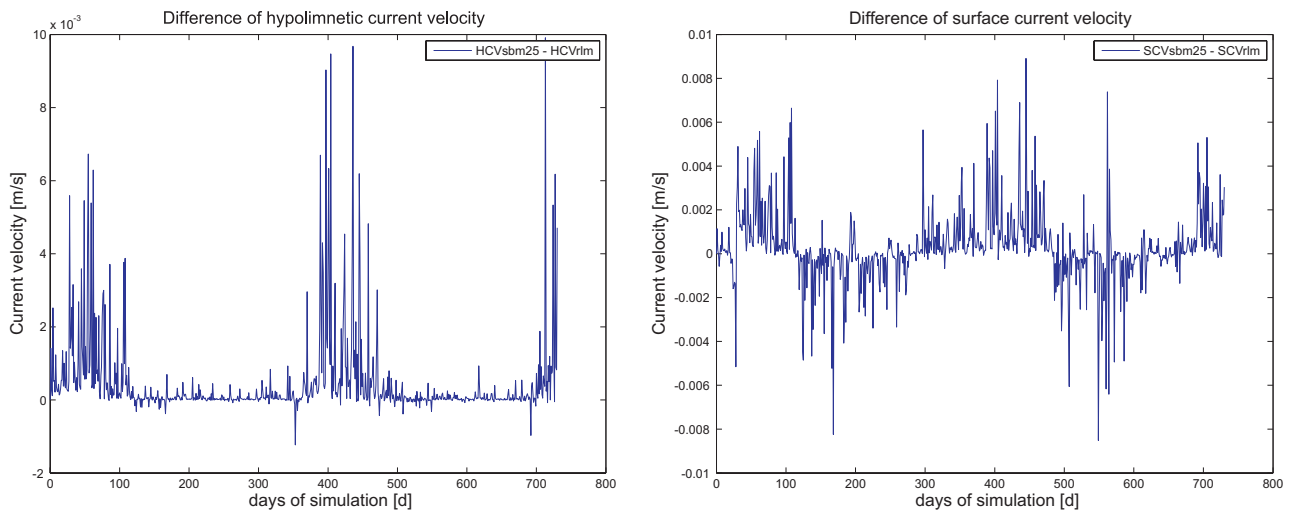


Fig. 4 Differences between current velocities simulated for the SBM25 and the RLM in the hypolimnion (left) and the surface layer (right) for biannual model simulations.

An indication for quantitatively differing hypolimnetic dynamics for the SBM25 and the RLM run is shown in fig. 4 (left) where the differences between the current velocity for the SBM25 and the RLM model are plotted. For comparison also the differences for the surface currents are plotted in fig. 4-right. In table 1 we can see that the average hypolimnetic current velocities are higher in the SBM25 model, whereas the average hypolimnetic turbulent kinetic energy (TKE) is almost the same for the SBM25 and the RLM.

Table 1 Hypolimnetic current velocity and TKE in lake Waidsee for a biannual simulation period.

| | Uavg [m/s] | Umax [m/s] | TKEavg [m²/s²] | TKEmax [m²/s²] |
|-------------------------|-------------------|-------------------|---|---|
| RLM-Simulation | 2.8e-004 | 0.017 | 2.1e-008 | 4.5e-006 |
| SBM25-Simulation | 6.3e-004 | 0.039 | 2.1e-008 | 6.3e-006 |

The measurement campaign demonstrates clearly that temperature driven density currents can play an important role in the deep water renewal of lakes. In our simulation study we can see that the (virtual) lake basin with a uniform water depth (SBM25) shows higher hypolimnetic current velocities than a more natural lake basin (RLM). In contrast the hypolimnetic turbulent mixing is not so much enhanced. Using hypolimnetic temperature as some general transport indicator, we suppose that the stronger hypolimnetic temperature signal in the RLM is a result of the combined effect of the area-to-volume-ratio and the mixing regime within the simulated lakes. So far we can not draw quantitative conclusions about deep water renewal rates and the influence of the TDDC's for the lakewide water exchange processes. In subsequent studies FLOW3D will be set up on spatially higher resolved grids in order to simulate the effect of TDDC's and their impact on renewal rates.

Literature

Boehrer, B., Schultze M. (2005): Schichtung von Seen Kap. IV-2.2 in Handbuch Angewandte Limnologie, 22 Erg. Lfg 7/05, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech
 Hoppe A., Hollan E., Robakowski H., Thorwart J., Wolf T.: "Transport- und Mischungsvorgänge in einem typischen Baggersee Baden-Württembergs - dem Waidsee", in preparation

Acknowledgment:

I like to say thanks to the people from the DELFT3D support team, WLDELFT Hydraulics, Netherlands, and the LUBW small lakes team, Karlsruhe, Germany, for their help and support.

ALLGAIER, M. & H.-P. GROSSART: Diversity and seasonal dynamics of *Actinobacteria* populations in 4 lakes in Northern Germany

HUTALLE, K., ALLGAIER, M. & H.-P. GROSSART: Isolation, physiological and phylogenetic characterization of heterotrophic bacteria in the pelagial of an acidic bog lake

LUDWIG, F., MEDGER, A., BÖRNICK, H., OPITZ, M., GÖTTFERT, M. & I. RÖSKE: Molekulare Grundlagen der Geosminbildung bei Cyanobakterien

RÖSKE, K., NOURIFAR, L., KADEN, R., JACOBS, E. & I. RÖSKE: Molekularbiologische Untersuchungen der mikrobiellen Diversität im Sediment der Talsperre Saidenbach

Diversity and seasonal dynamics of *Actinobacteria* populations in 4 lakes in Northern Germany

Martin Allgaier & Hans-Peter Grossart

Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen (IGB-Neuglobsow), Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin, e-mail: hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: *Actinobacteria*, free-living and particle-associated, phylogenetic diversity, seasonal dynamics, DGGE

Introduction

Bacterioplankton communities are known to play a key role in biogeochemical processes of aquatic ecosystems. Several studies on freshwater bacterioplankton communities indicated a core group of bacterial phylotypes which commonly occur in diverse limnetic habitats (Zwart et al., 2002). Recently, *Actinobacteria* were found to be one of the most dominant fraction within freshwater bacterioplankton communities (Glöckner et al., 2000; Warnecke et al., 2005; Allgaier and Grossart, 2006). *Actinobacteria* are well known from soil environments but it has been shown that they are also part of the autochthonous bacterioplankton of different aquatic habitats. Phylogenetic analyses based on the comparison of 16S rRNA gene sequences revealed distinct freshwater actinobacterial lineages which were clearly separated from *Actinobacteria* of other environments (Warnecke et al., 2004; Allgaier and Grossart, 2006). The majority of the recently determined freshwater actinobacterial sequences belong to yet uncultured bacteria. Due to the lack of isolates almost nothing is known about their physiological and ecological role. Distinct relationships between *Actinobacteria* and particular environmental parameters are supported by pronounced seasonal dynamics of various freshwater *Actinobacteria* communities (Glöckner et al., 2000; Allgaier and Grossart, 2006).

Goals

We examined the phylogenetic differences of free-living and particle-associated *Actinobacteria* populations by using DGGE and clone libraries of 16S rRNA gene sequences. The observed phylogenetic patterns were statistically related to various limnological parameters to receive closer informations on potential adaptation of *Actinobacteria* to their respective microenvironment. Because quantitative analyses of freshwater *Actinobacteria* populations indicated differences between *Actinobacteria* communities of different habitats (Warnecke et al., 2005; Allgaier and Grossart, 2006) we characterized *Actinobacteria* populations of several lakes and water layers to obtain further information on the inter- and intra-lake variability of freshwater *Actinobacteria* populations.

Material and Methods

Four lakes of the Mecklenburg Lake District (Northeastern Germany) were selected for this comparative study on freshwater *Actinobacteria* populations: Lake Breiter Luzin, Lake Stechlin, Lake Grosse Fuchskuhle, and Lake Tiefwaren. All lakes show different physical, chemical, and biological properties with trophic states ranging from oligotrophic to eutrophic and dystrophic, respectively. All lakes were sampled monthly between April 2003 and March 2004, except during ice coverage in December (Lake Breiter Luzin), January (all lakes), and February (Lake Grosse Fuchskuhle). Depending on the thermal stratification, epilimnetic samples were obtained by taking subsamples in 0, 5, and 10 m depth (April-May and October-March) or in 0 and 5 m depth (June-September) in Lake Stechlin, Lake Breiter Luzin, and Lake Tiefwaren.

A set of various physical and chemical parameters was determined (temperature, pH, conductivity, oxygen concentration and saturation, alkalinity, Secchi depth, TOC, DOC, total nitrogen, NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, total phosphorous, PO₄-P, calcium, iron, silicate, and calcium carbonate. Biological parameters comprised of: total bacterial numbers, ectoenzyme activity (β -D-glucosidase and protease), bacterial protein production (BPP), primary production (PP), zooplankton abundances (only crustaceans), and phytoplankton community structure and biomasses.

Particle-associated and free-living *Actinobacteria* were separated by sequential filtration of the water samples throughout 5.0 and 0.2 μ m Nuclepore polycarbonate filters, respectively (see also Allgaier and Grossart, 2006). For DGGE analysis, a 428 bp fragment of the 16S rRNA gene was amplified using a primer pair specific for the class *Actinobacteria*: HGC236F: 5' – AAC AAG CTG ATA GGC CGC – 3' and HGC664R: 5' – AGG AAT TCC AGT CTC CCC – 3' (Glöckner et al., 2000). For clone libraries the same primer sets and PCR conditions were used, however, without the GC-clamp at the 5'-end of the HGC236F primer. DGGE banding patterns were analyzed by non-metric multidimensional scaling (NMS) ordinations using the software packages GelCompar II, Version 3.5 (Applied Maths) and PC-ORD, Version 4.0 (MJM Software Design). Within GelCompar II a band based binary presence/absence table was calculated applying Dice similarity coefficient. This presence/absence table was imported into PC-ORD and used for the NMS ordination analyses. Cloning of the actinobacterial 16S rRNA gene fragments derived from PCR with the specific primer set HGC236F/HGC664R was done using the pGEM-T-Easy Vector System II (Promega) according to the manufacturer's protocol. Phylogenetic analyses of the partial 16S rRNA gene sequences were done using the ARB software package (<http://arb-home.de>).

Results

DGGE banding patterns of free-living and particle-associated *Actinobacteria* revealed significant differences ($p \leq 0.001$) between both actinobacterial fractions within each single lake (Figure 1). The absolute numbers of DGGE bands varied between 4.3 ± 2.6 and 17.4 ± 3.6 for free-living *Actinobacteria* and between 3 ± 1.6 and 13.1 ± 6.3 for the particle-associated fractions for each lake, respectively. Both, free-living and particle-associated *Actinobacteria* showed relatively high diversity determined by the number of DGGE bands, however, with distinct differences in their respective banding patterns.

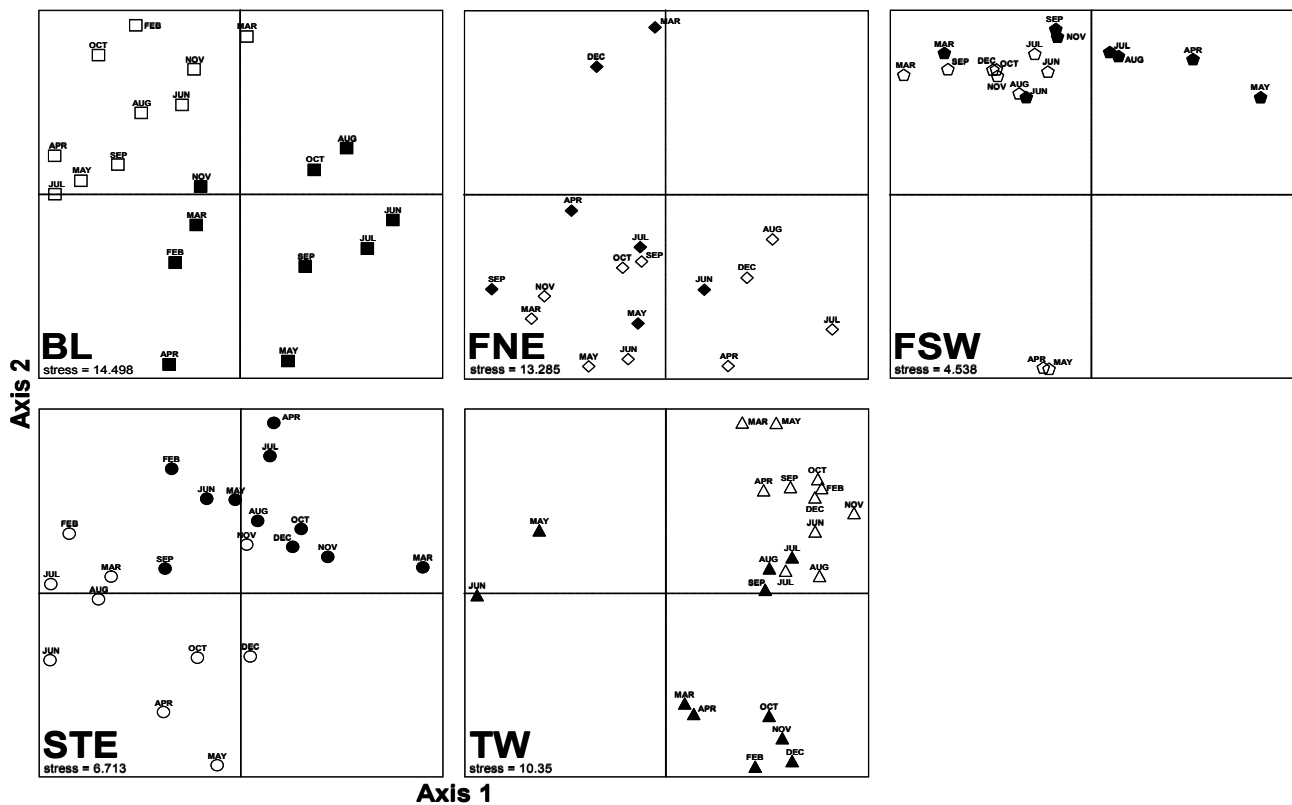


Figure 1: NMS ordination plots of free-living and particle-associated *Actinobacteria* populations of the studied lakes. Open symbols: free-living *Actinobacteria*; solid symbols: particle-associated *Actinobacteria*. Lake Breiter Luzin (BL), Lake Große Fuchskuhle NE and SW (FNE and FSW), Lake Stechlin (STE), Lake Tiefwaren (TW).

As indicated by the phylogenetic affiliations of actinobacterial 16S rRNA gene sequences retrieved from two clone libraries of Lake Tiefwaren, distinct phylogenetic differences occurred between free-living and particle-associated *Actinobacteria* (Figure 2). The majority of the 28 sequenced clones of free-living *Actinobacteria* belonged to the freshwater cluster *aci*, whereas 5 of the 11 sequences of particle-associated *Actinobacteria* were phylogenetically affiliated to *Mycobacteriaceae*, *Microspiraera*, or *Microthrix* (Figure 2). Three sequences obtained from the clone libraries belonged to the *Verrucomicrobia* and, thus, not to the class *Actinobacteria* (Figure 2).

Non-metric multidimensional scaling (NMS) analyses of the DGGE banding patterns of free-living and particle-associated *Actinobacteria* revealed significant differences between epilimnetic *Actinobacteria* populations of all lakes and actinobacterial fractions. The formation of lake-specific clusters within NMS analyses was statistically significant as determined by ANOSIM. In general, samples of Lake Breiter Luzin, Lake Stechlin, and Lake Tiefwaren were more similar to each other than to samples of the two compartments (NE and SW) of Lake Grosse Fuchskuhle. Season-specific clusters varied between lakes, water layers, and actinobacterial fractions and, thus, no consistent pattern could be observed.

Actinobacteria

particle-associated

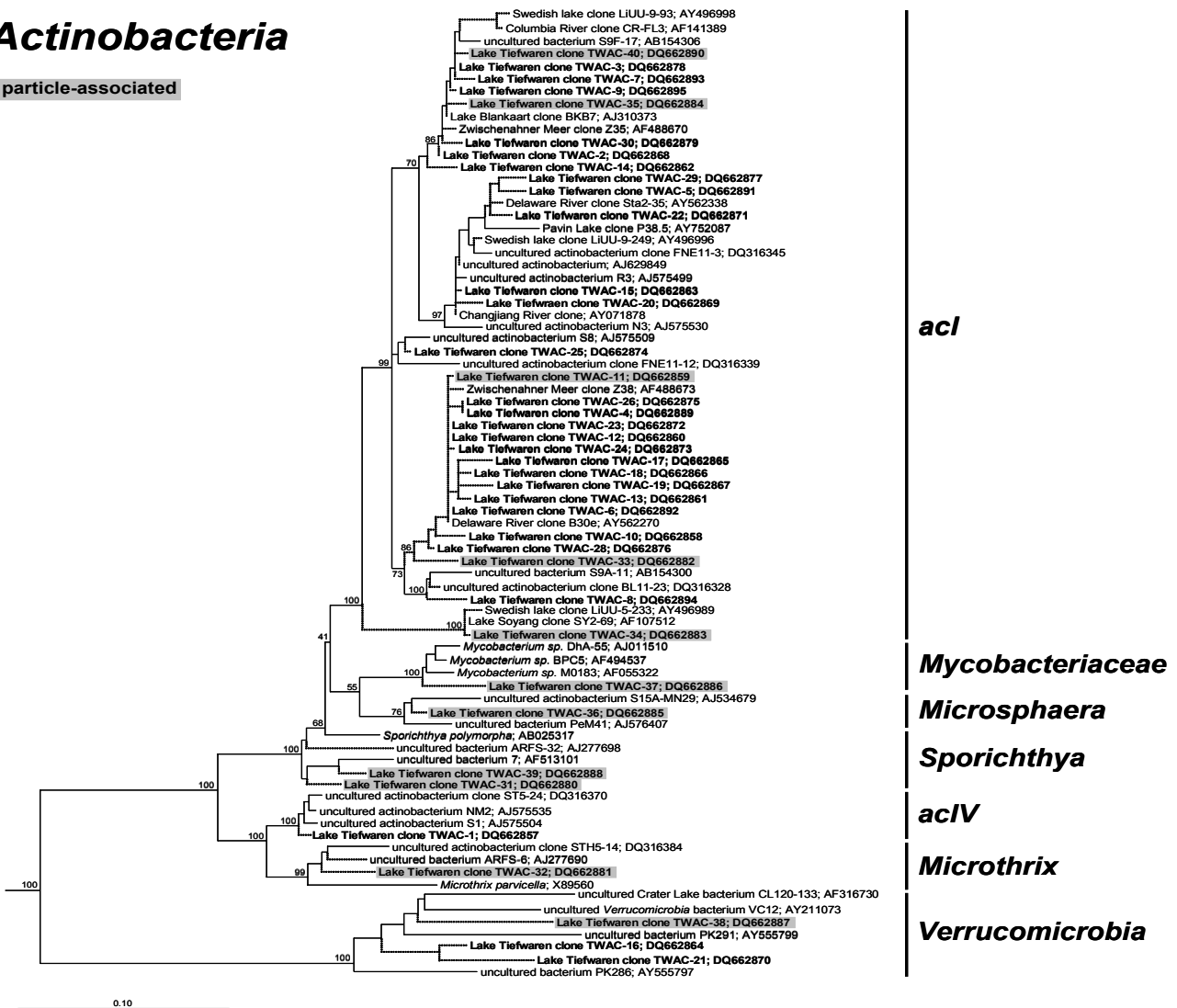


Figure 2: Maximum Likelihood tree of cloned and sequenced 16S rRNA gene fragments of free-living and particle-associated *Actinobacteria*. Solid lines indicate sequences ≥ 1400 nucleotides, whereas dotted lines mark partial sequences (≤ 1400 nucleotides) which were added to the tree by maximum parsimony criteria. Sequences of this study are shown in bold letters. Sequences of particle-associated *Actinobacteria* are marked by grey boxes. GenBank accession numbers are given in parentheses. The scale bar corresponds to 10 % base substitutions. Bootstrap values at the main branching points are given.

Statistical analyses for the combined data sets of free-living and particle-associated *Actinobacteria* of each individual lake revealed only weak correlations (Pearson's $r \leq 0.7$, data not shown). However, separate analyses of free-living and particle-associated *Actinobacteria* exhibited several correlations between *Actinobacteria* populations and limnological parameters, e.g. temperature, conductivity, $\text{PO}_4\text{-P}$, silicate, primary production, bacterial production, and protease activity.

Discussion

Our results showed significant differences between free-living and particle-associated *Actinobacteria* communities. Phylogenetic analyses of 16S rRNA gene sequences suggest that particular members of particle-associated *Actinobacteria* were specifically affiliated to certain actinobacterial

lineages. As indicated by our DGGE and NMS analyses, free-living and particle-associated *Actinobacteria* showed distinct seasonal changes within both actinobacterial fractions. The inter- and intra-lake comparison of *Actinobacteria* populations revealed distinct differences between *Actinobacteria* of the studied lakes and water layers. All actinobacterial communities were strongly correlated to certain limnological parameters, such as conductivity, total phosphorous, alkalinity, phytoplankton biomass, primary production, and ectoenzyme activities. However, no consistent correlation-patterns were found between the lakes and actinobacterial fractions. This may indicate that *Actinobacteria* of different lakes or water layers are adapted to their respective environment and may inhabit different ecological niches.

Literature

- Allgaier, M., and Grossart, H.-P. (2006) Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria in four lakes in Northeastern Germany. *Appl Environ Microbiol* **72**: 3489-3497.
- Glöckner, F.O., Zaichikov, E., Belkova, N., Denissova, L., Pernthaler, J., Pernthaler, A., and Amann, R. (2000) Comparative 16S rRNA analysis of lake bacterioplankton reveals globally distributed phylogenetic clusters including an abundant group of *Actinobacteria*. *Appl Environ Microbiol* **66**: 5053-5065.
- Warnecke, F., Amann, R., and Pernthaler, J. (2004) Actinobacterial 16S rRNA genes from freshwater habitats cluster in four distinct lineages. *Environ Microbiol* **6**: 242-253.
- Warnecke, F., Sommaruga, R., Sekar, R., Hofer, J.S., and Pernthaler, J. (2005) Abundance, identity, and growth state of *Actinobacteria* in mountain lakes of different UV transparency. *Appl Environ Microbiol* **71**: 5551-5559.
- Zwart, G., Crump, B.C., Kamst-van Agterveld, M.P., Hagen, F., and Han, S.-K. (2002) Typical freshwater bacteria: an analysis of available 16S rRNA gene sequences from plankton of lakes and rivers. *Aquat Microb Ecol* **28**: 141-155.

Isolation, physiological and phylogenetic characterization of heterotrophic bacteria in the pelagial of an acidic bog lake

Kristine Hutalle, Martin Allgaier & Hans-Peter Grossart

Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen (IGB-Neuglobsow), Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin, e-mail: hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Heterotrophic bacteria, bacterial diversity, isolation, physiology, acidic bog lake

Introduction

Bacterioplankton communities are important components for biogeochemical processes of aquatic ecosystems. In spite of improved culturing techniques, most microorganisms in aquatic ecosystems still remain uncultured (Zwart et al. 2002). Therefore, molecular biology techniques such as denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) using the 16S rRNA as a molecular marker are commonly used for diversity studies. In DGGE, DNA fragments of the same length can be separated on the basis of melting domain structure and nucleotide composition. Little is known about the bacterial community structure in acidic bog lakes. In humic lakes, which receive an exceptionally large input of allochthonous (terrestrially derived) organic matter, bacterioplankton play a critical role in determining the flux of nutrients between the terrestrial and aquatic environment. Humic lakes are further characterized by moderate phytoplankton productivity, but high bacterial metabolism (Wetzel 2001). In addition, these lakes contain a simplified food web due to a lack of planktivorous fish. The combination of continuous nutrient input and a general lack of higher trophic levels result in a system dominated by microbial activity. Significant research efforts have focused on the contribution of bacterial communities as single entities to ecosystem functions in these lakes (Wetzel 2001); however, the factors influencing bacterial community composition, and in particular the dynamics of individual community members, remain relatively unknown.

Goals

We examined the phylogenetic differences of free-living and particle-associated bacteria in the NE and SW basin of Lake Grosse Fuchskuhle by using DGGE and subsequent sequencing of the excised bands. By doing so we wanted to characterize the most dominant groups of heterotrophic bacteria in the more neutral NE basin and in the acidic SW basin of the lake. By using dilution cultures with sterile lake water and additional enrichments with phenol and humic matter we intended to isolate the most prominent bacteria.

Material and Methods

Lake Große Fuchskuhle is situated in the Mecklenburg-Brandenburg Lake District in northeast Germany (Figure 1), 59 m above mean sea level. The surface area of the lake is 15,000 m², the

median depth is 3.3 m and its catchment area is 5,000 m². The lake is connected to a fen of Ledo-Pinetum vegetation on two sides, which is extensive in the southwest and is rather small in the northeast. The lake has no inlet or outlet, but is fed by rain and groundwater.

In 1986 the naturally acidic lake was subdivided into two compartments and in 1989 into four compartments: southwest (SW), northwest (NW), northeast (NE) and southeast (SE) (Kasprzak 1993) (Figure 1). Since the division, the compartments developed divergent physical and chemical parameters, microbial activity (Burkert et al. 2003), abundance and structure of phytoplankton communities, and structure of the microbial food web. Due to the division and a moderately wind-induced mixing of the water in the compartments, the lake has been stratified from spring to autumn, with a metalimnion between two and three meters deep and with an anoxic zone near the sediment which can reach the metalimnion during summer.

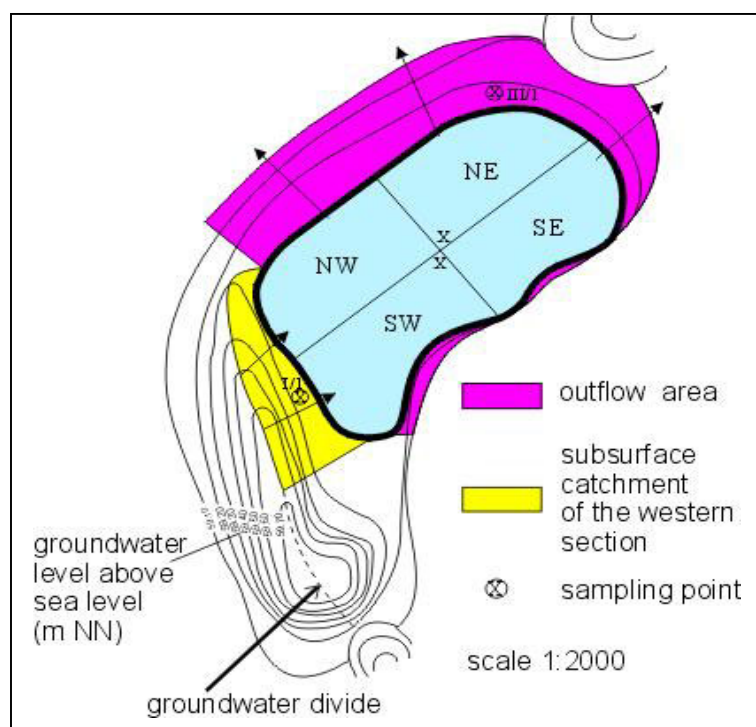


Figure 1: Separation of Lake Grosse Fuchskuhle into 4 distinct basins (Northeast (NE), Northwest (NW), Southeast (SE), Southwest (SW)).

Particle-associated and free-living bacteria were separated by sequential filtration of the water samples throughout 5.0 and 0.2 μm Nuclepore polycarbonate filters, respectively (see also Allgaier and Grossart, 2006). For DGGE analysis a 550 bp fragment of the 16S rRNA gene was amplified using the primer pair 341f (5' - CCT ACG GGA GGC AGC AG - 3') and 907r (5' - CCG TCA ATT CMT TTG AGT TT - 3'). At the 5'-end of the 341f primer, an additional 40 bp GC-rich nucleotide sequence (GC-clamp) was added to stabilize migration of the DNA fragments in the DGGE. DGGE was performed in a 7 % (v/v) polyacrylamide gel with a denaturing gradient (40-70 % of urea and formamide). The electrophoresis was run at a constant voltage of 100 V for 20 h. DNA bands were stained with 1x SYBR Gold (Molecular Probes) and documented using an AlphaImager 2200 Transilluminator (Biozym). The cluster analyses of the DGGE banding patterns were performed using the software GelCompar II, Version 3.5 (Applied Maths). For internal and external normalization every gel contains at least 2 lanes with a standard of three bands. Banding patterns were com-

pared curve based using Pearson correlation as similarity coefficient and UPGMA (unpaired group method of analysis) to generate the dendrogram.

For isolation of the most dominant bacteria the following approach has been used (figure 2):

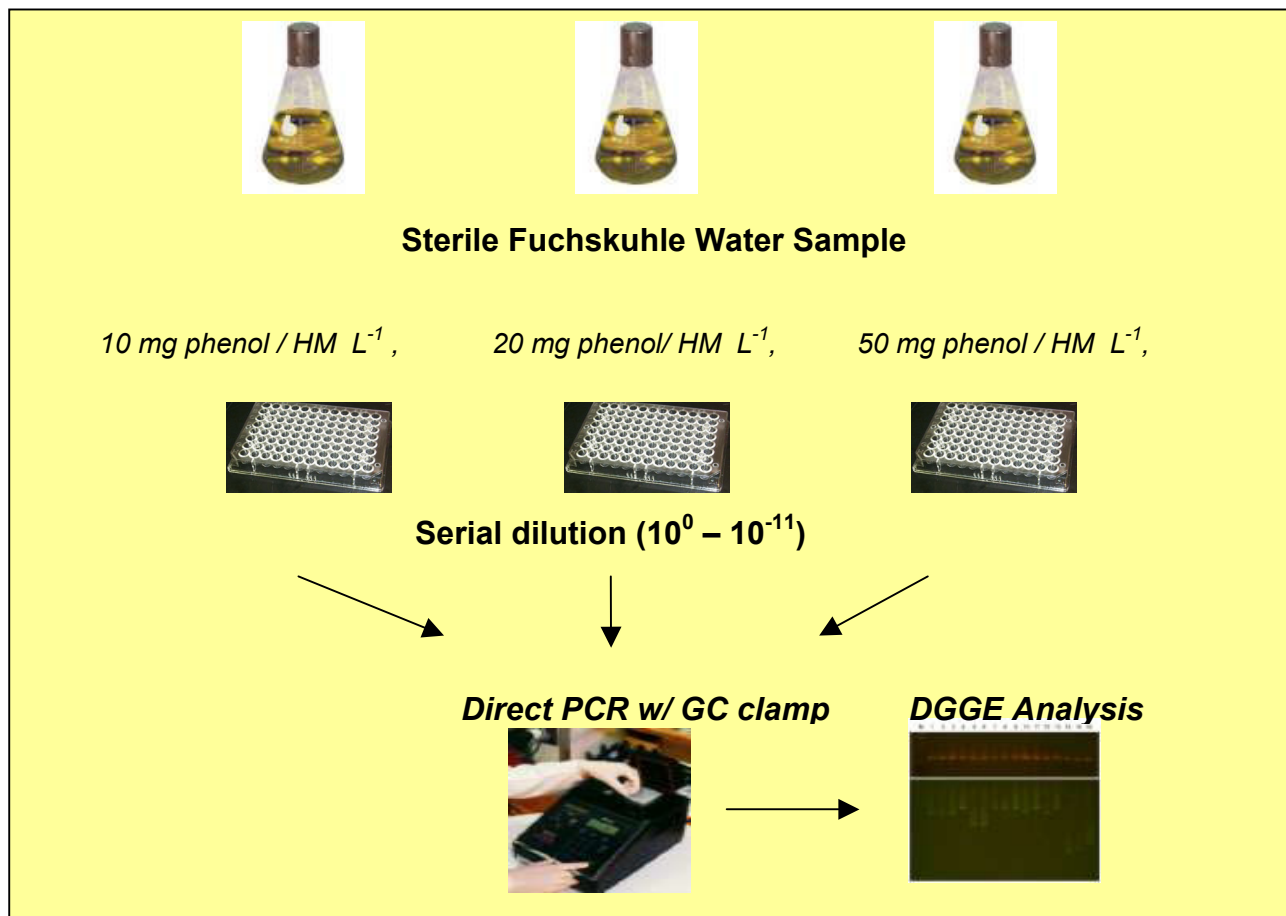


Figure 2: Sketch on isolation procedure used to obtain the dominant bacteria of Lake Grosse Fuchskuhle.

Results

The DGGE banding patterns showed pronounced differences between free-living and attached bacteria. The free-living bacteria showed a higher overall diversity than the attached ones in the SW basin of Lake Grosse Fuchskuhle (Figure 3). In both fractions several dominant bands occurred throughout the whole season whereas other bands were only present at a distinct season. None of the dominant bands of the free-living bacteria were the same as of the attached bacteria. Highest seasonal changes in bacterial community structure were found within the attached bacteria from the epilimnion of the NE basin of Lake Grosse Fuchskuhle. Seasonal changes of epilimnetic free-living bacteria were relatively low. In contrast, in the SW basin of Lake Grosse Fuchskuhle seasonal changes were much higher in the free-living than in the attached fraction.

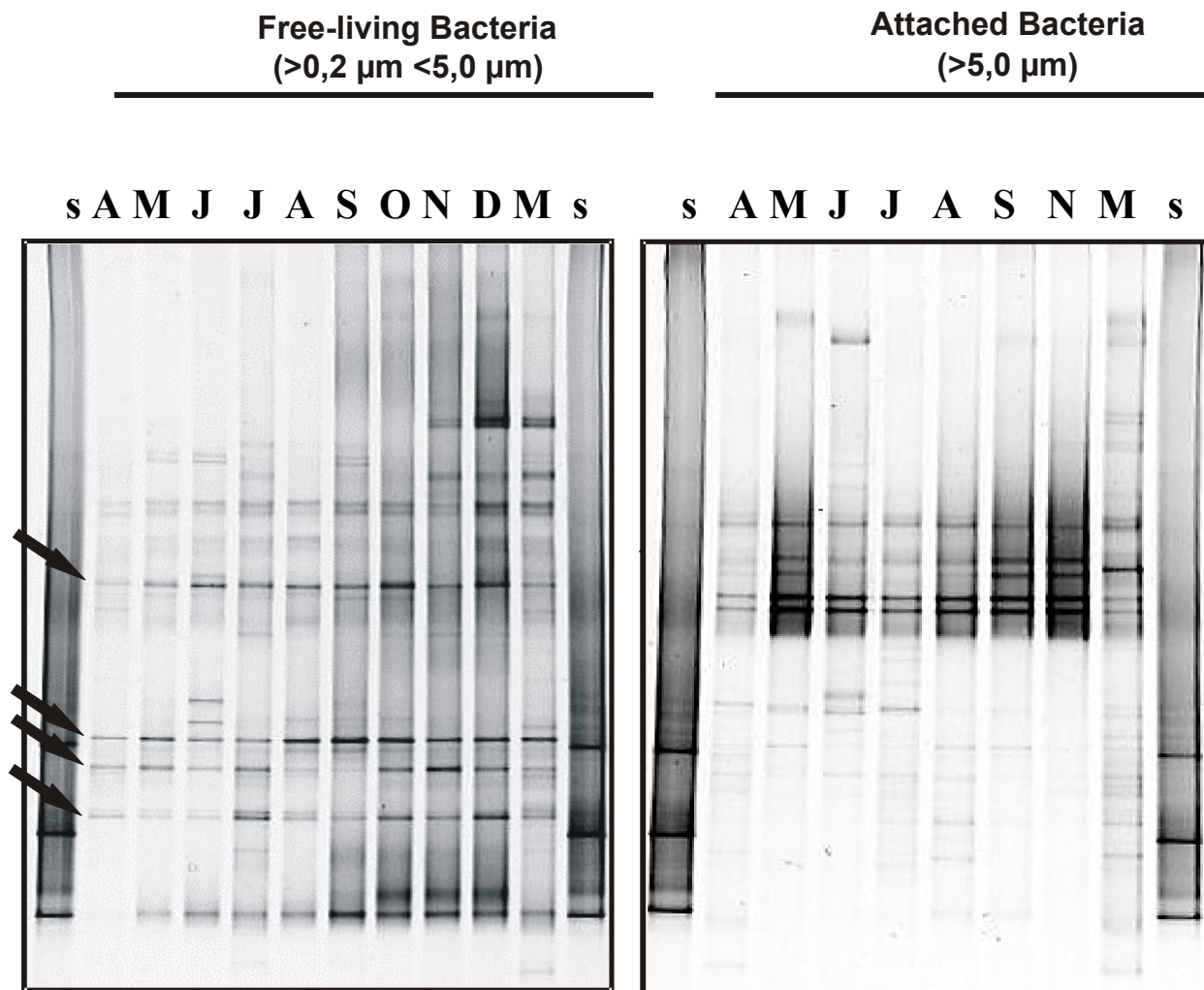


Figure 3: DGGE profiles of PCR-amplified 16S rRNA gene fragments of free-living and attached bacteria of Lake Grosse Fuchskuhle 2003/4 (SW basin). Arrows: bands which are always present.

Cluster analyses of DGGE banding patterns of bacterial 16S rDNA from the epilimnion of Lake Grosse Fuchskuhle (SW) substantiated the above mentioned differences between seasons, and bacterial fractions. Free-living bacteria of Lake Grosse Fuchskuhle (SW) formed two well distinct clusters. All samples could be separated by season (phytoplankton growth and non-growth seasons). Cluster analyses of the attached bacteria revealed that samples of Lake Grosse Fuchskuhle (SW) formed one cluster.

DGGE banding pattern of phenol and humic matter degrading bacteria were different from that of natural bacteria and revealed different bands between phenol and humic matter as well as with their concentration (Figure 4).

Isolation revealed several bacteria which were closely related to sequenced DGGE bands and indicate that dilution cultures with specific substrate addition are useful for the cultivation of dominant lake bacteria.

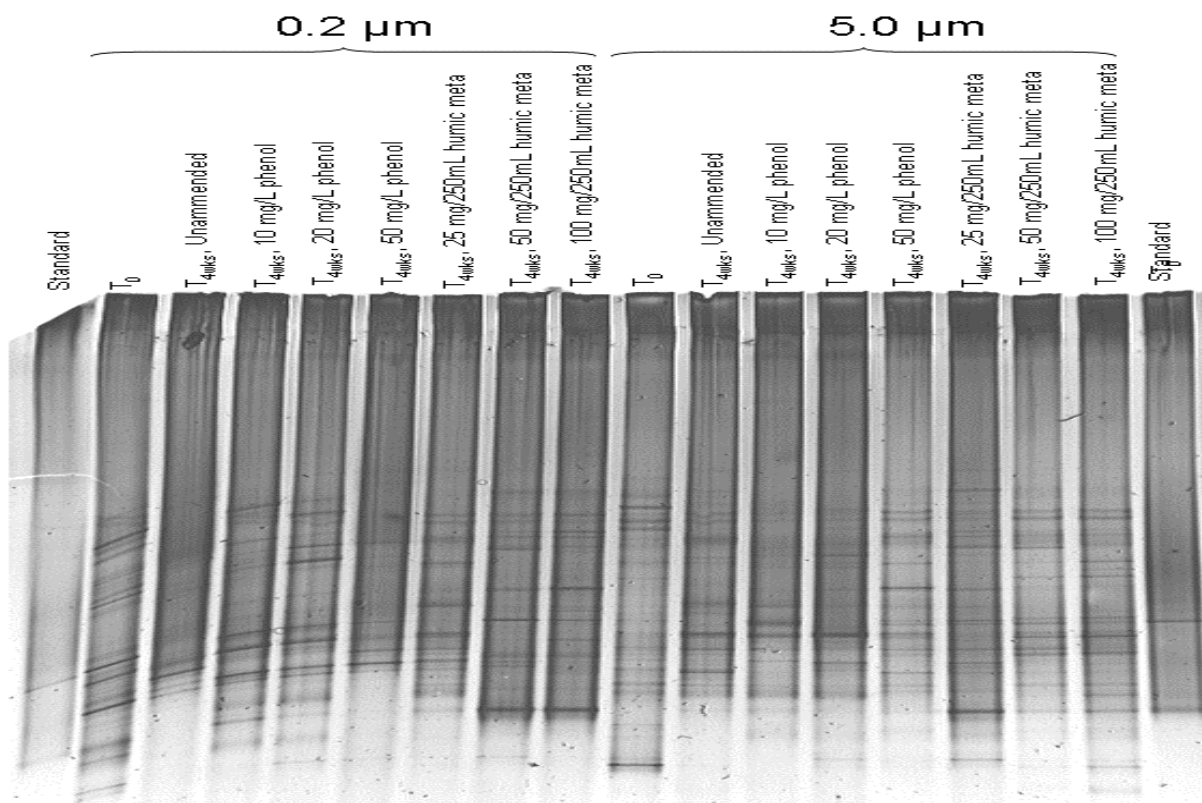


Figure 4: DGGE banding patterns of phenol and humic matter enrichment experiments.

Conclusions

Our results showed significant differences between free-living and particle-associated bacterial communities. 16S rRNA gene sequences suggest that particular members of particle-associated bacteria were specifically affiliated to certain bacterial lineages. As indicated by our DGGE, free-living and particle-associated bacteria showed distinct seasonal changes within both fractions and in both basins. The addition of phenol or humic matter led to pronounced shifts in bacterial community structure compared to the natural bacterial community. The combination of dilution cultures with the addition of specific substrates led to isolate major members of the bacterial community. Future research is necessary to further characterize the isolates and their capability to degrade phenolic and humic matter compounds.

Literature

- Allgaier, M., and Grossart, H.-P. (2006) Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria in four lakes in Northeastern Germany. *Appl Environ Microbiol* **72**: 3489-3497.
- Burkert, U., Warnecke, F., Babenzien, D., Pernthaler, J. (2003) Members of a readily enriched β -proteobacterial clade are common in surface waters of a humic lake. *Appl Environ Microbiol* **69**: 6550-6559.
- Kasprzak, P. (1993) The use of an artificially divided bog lake in food-web studies. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **25**: 652-656.
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology: Lake and River Ecosystems*. San Diego, CA, USA: Academic Press.
- Zwart, G., Crump, B.C., Kamst-van Agterveld, M.P., Hagen, F., and Han, S.-K. (2002) Typical freshwater bacteria: an analysis of available 16S rRNA gene sequences from plankton of lakes and rivers. *Aquat Microb Ecol* **28**: 141-155.

Molekulare Grundlagen der Geosminbildung bei Cyanobakterien

Frank Ludwig^{1*}, Anja Medger¹, Hilmar Börnick², Michael Opitz³, Michael Göttfert⁴ und Isolde Röske¹

¹Institut für Mikrobiologie, TU Dresden, ²Institut für Wasserchemie, TU Dresden, ³Institut für Hydrobiologie, TU Dresden, ⁴Institut für Genetik, TU Dresden; *E-Mail: Frank.Ludwig@tu-dresden.de

Das Auftreten biogener Geruchsstoffe in aquatischen Systemen führt weltweit zu erheblichen Problemen (Izaguirre et al. 1982, Oikawa und Ishibashi, 2004; Schrader und Dennis, 2005). Bei der Trinkwasserbereitstellung bedingt eine solche Belastung eine zusätzliche Aufbereitung und damit eine Erhöhung der Kosten.

In sächsischen Trinkwassertalsperren konnten bereits vor fünfzig Jahren Perioden mit Geruchsstoffbelastung beobachtet werden. Über chemische Analysen des Rohwassers wurde 2001 neben 2-Methylisoborneol in größeren Mengen das Sesquiterpen Geosmin identifiziert. Diese flüchtige Verbindung weist einen intensiven erdig-muffigen Geruch auf und besitzt eine sehr niedrige Geruchsschwellenkonzentration von 4 ng/l (Young et al. 1996). Geosmin kann von verschiedenen Mikroorganismen wie Actinomyceten (Gerber und Lechevalier, 1965), Cyanobakterien (Izaguirre et al. 1982), Myxobakterien (Trowitzsch et al. 1981) oder Pilzen (Kikuchi et al. 1981) produziert werden, wobei Geruchsstoffperioden in Gewässern am häufigsten in den Zusammenhang mit dem Auftreten von Actinomyceten (Lanciotti et al. 2003) oder Cyanobakterien (Vilalta et al. 2004) gebracht werden. Um die Ursache für die Geruchsstoffentwicklung aufzuklären, wurden das Phytoplankton und das Mikrophytobenthos der Talsperre Klingenberg näher untersucht. Im Ergebnis konnten dichte Matten benthischer Cyanobakterien festgestellt werden, in deren Biomasse das Vorkommen von Geosmin bestätigt wurde. In der Folge wurden Cyanobakterien aus dem Phyto-benthos unterschiedlicher Talsperren in Sachsen isoliert und auf ihren Geosmingehalt untersucht. Dabei wies ein monoalgisches Isolat des benthischen Cyanobakteriums *Phormidium autumnale* sensu lato aus der Talsperre Saidenbach eine erhebliche Geosminproduktion auf. Über GC/MS wurde eine Geosminkonzentration von 5657 ng/mg aschefreiem Trockengewicht nachgewiesen (Opitz und Benndorf, 2004).

Zur Klärung der molekularen Ursachen der Geosminbildung wurde die monoalgische *P. autumnale* sensu lato-Kultur auf Gene analysiert, die potentiell für die Geruchsstoffbildung erforderlich sind. Grundlage dieser Untersuchungen war eine Veröffentlichung von Gust et al. (2003) über die Geosminproduktion in *Streptomyces coelicolor* A3(2). Über Deletionsexperimente wiesen die Autoren nach, dass das Gen *cyc2* essentiell für die Bildung von Geosmin ist. Wird dieses Gen aus dem Genom entfernt, ist der Stamm nicht mehr zur Geosminbildung befähigt. Durch eine Datenbanksuche mit der Aminosäuresequenz von Cyc2 konnte ein ähnliches Protein aus dem „Modellcyanobakterium“ *Nostoc punctiforme* PCC 73102 identifiziert werden. Mit Hilfe eines Sequenzalignments wurden konservierte Bereiche aufgezeigt, die sich zur Erstellung eines degenerierten Primersystems für den Nachweis homologer Gene eignen (siehe Abb. 1).

| | | | Primerbindestelle → |
|--------------|-----|--|--|
| Cyc2 | 1 | MTQOPFOLEPHFYLPHPARLNPHLEEARAHSHTWARENCGM | EGSGVWEQSDLEAHDYGLLCAYTHPDCDGPALSLITDQVYVWVFFDDHFFLEIYK |
| Npun02003620 | 1 | MOPFELPEFYMPPARLNPNLEAARSHSKAWAYMGCLIGSKEEAESSVWDERDFDAHDYALLCSYTHPDAPGTELDLVYDQVYVWVFFDDHFFLEIYK | |
| GeoB | 1 | MOPFKLPDFYMPARLNPNLEAARVHSHKAWAYMGCLIGSKEEAESSVWDERDFDAHDYALLCSYTHPDAPGTELDLVYDQVYVWVFFDDHFFLEIYK | |
| GeoC | 1 | MOPFKLPDFYMPARLNPNLEAARVHSHKAWAYMGCLIGSKEEAESSVWDERDFDAHDYALLCSYTHPDAPGTELDLVYDQVYVWVFFDDHFFLEIYK | |
| | | | |
| Cyc2 | 95 | RSQDRLAGKZHLDRLEFLFMPFLDDAAGMPEPRNPVEAQLADLWRTVPAMSAWRRRFVAVATEHLNFSMWELSNINIEGRVANFVBYTEMRRKVGGAAPWSA | |
| Npun02003620 | 99 | RSQDMVGAKEYLDRLEFLFMPFLDDAAGMPEPRNPVEAQLADLWRTVPAMSAWRRRFVAVATEHLNFSMWELSNINIEGRVANFVBYTEMRRKVGGAAPWSA | |
| GeoB | 99 | RSQDMVGAKEYLDRLEFLFMPFLDDAAGMPEPRNPVEAQLADLWRTVPAMSAWRRRFVAVATEHLNFSMWELSNINIEGRVANFVBYTEMRRKVGGAAPWSA | |
| GeoC | 99 | RSQDMVGAKEYLDRLEFLFMPFLDDAAGMPEPRNPVEAQLADLWRTVPAMSAWRRRFVAVATEHLNFSMWELSNINIEGRVANFVBYTEMRRKVGGAAPWSA | |
| | | | |
| Cyc2 | 195 | GLVEVATAEVPAVAAGTRPRLVLMETFSDAVHLRNDLFSYQREVEDEGENLSNGVLVLETFEGCTTQPADLVNDVLTSLRLEHOFEHTAFTEVPAVALEKQ | |
| Npun02003620 | 199 | DLVHEAVFIEIPADLSTRPMLVKDTFADGVHLRNDLFSYQREVEDEGENANCVLVERFLNVSTQAAANLTNELLTSRLVDFDNTAVTELEPLFEEYQ | |
| GeoB | 199 | DLVHEAVFIEVPAKIAATRPMRLVKDTFADGVHLRNDLFSYQREVEDEGENSNCVLVERFLNVSTQAAANLTNELLTSRLVDFDNTAVTELEPLFEEYQ | |
| GeoC | 199 | DLVHEAVFIEVPAKIAATRPMRLVKDTFADGVHLRNDLFSYQREVEDEGENSNCVLVERFLNVSTQAAANLTNELLTSRLVDFDNTAVTELEPLFEEYQ | |
| | | | |
| | | ← Primerbindestelle | |
| Cyc2 | 294 | LPLPVAAGVAYKGLQDWQSGGHEWHMRSRYMNGERPLAGWQAL | TGEGTSAADVGAALADAVAQARASYTVVPHQKVSVPIDIRMPYPLE |
| Npun02003620 | 299 | LDPVAVNVLLYIKGLQDWQSGGHEWHMRSRYMNGERPLAGWQAL | TGEGTSAADVGAALADAVAQARASYTVVPHQKVSVPIDIRMPYPLE |
| GeoB | 299 | LDPVAVNVLLYIKGLQDWQSGGHEWHMRSRYMNGERPLAGWQAL | TGEGTSAADVGAALADAVAQARASYTVVPHQKVSVPIDIRMPYPLE |
| GeoC | 299 | LDPVAVNVLLYIKGLQDWQSGGHEWHMRSRYMNGERPLAGWQAL | TGEGTSAADVGAALADAVAQARASYTVVPHQKVSVPIDIRMPYPLE |
| | | | |
| Cyc2 | 389 | LSPALDCAARRHLSEREMGLLSEGL | VWDEKLESQDLPLCAAGLDEDATQDQLDLASGWLAFGTGDDYVPLVYCHRRDLAAARLTTLRSLDC |
| Npun02003620 | 397 | LNPHNAAARKHSEKWARQMGMLSEGLPGIPDAVIVWDDHKFDVADVALGCEHNSGLELNLTAQWLVWGYADDYFPALVGNRNMAAGAKVFNARLSAF | |
| GeoB | 399 | VNPHLEAVRHLKAWAITAMGLSPGSDSLNLGIWDERKFDLMLNLAFFASVTNEDLTIILQLEIVADWCVWFFEDDYFHERVRRRDLVGAKEFIRIRIAPAF | |
| GeoC | 398 | LNPNLDAARKHSEKWARQMGMLATVPGIPDAVIVWDDHKFDVADVALGCEHNSGLELNLTAQWLVWGYADDYFPALVGNRNMAAGAKVFNARLSAF | |
| | | | |
| Cyc2 | 482 | MPLDGEVPEPQNAHERSLIDLWRTTACMTPEERPLKKAVDMDTEANLWELSNQONRVPDEVDVLEMRRATFGSDLTGLGCRACHCPAAPPVPEVRS | |
| Npun02003620 | 497 | MPLDDSTFSEVPTNVEACLADLWRTAGPMSANARTQFFRAIQDMDSVWELANQONRIPDDYVEMRRKTFGSDLTMSLSRLAQSSEIPEIYRT | |
| GeoB | 499 | MPVDLTPPPVPTNPERALIDLWRTASHLEPLAWROKFSANYMSYIEAEWELISNVVDVDEVDVYEMRRRTAAGLITATLAQYGLSEIIPTEINSN | |
| GeoC | 498 | MPLDDSTFSEVPTNVEACLADLWRTAGPMSANARTQFFRAIQDMDSVWELANQONRIPDDYVEMRRKTFGSDLTMSLSRLAQSSEIPEIYRT | |
| | | | |
| Cyc2 | 581 | GPVRSLENAADWACLNDVFSYQKETEVEGEIHNALVWVQNFVGVDPALGVVQDLMQNRMRQFEHVVAHELEPVVYDDFOLSSEARTVMRGVYTDIQN | |
| Npun02003620 | 597 | PMRSLDNSADPACTNDILFSENRNIRERNP | |
| GeoB | 598 | PMRSLDNSADPACTNDILFSENRNIRERNP | |
| GeoC | 598 | PMRSLDNSADPACTNDILFSENRNIRERNP | |
| | | | |
| Cyc2 | 681 | WMAGLWVHRNVPRYKAEYLAGRTHGFLEDRIPAPVPRSSPALTH | |
| Npun02003620 | 697 | WLCNFWVTKTRRNDFPVPNLPKAE | GVVSKTFLGNSAFKIGSLVGTSNFVFNQR |
| GeoB | 697 | WLCNFWVTKTRRNDFPVPNLPKAE | GVVSKTFLGNSAFKIGSLVGTSNFVFNQR |
| GeoC | 698 | WLCNFWVTKTRRNDFPVPNLPKAE | GVVSKTFLGNSAFKIGSLVGTSNFVFNQR |

Abb. 1. Alignment der Aminosäuresequenzen von Cyc2 aus *Streptomyces coelicolor* A3(2), Npun02003620 aus *Nostoc punctiforme* PCC73102 und GeoB/GeoC aus dem isolierten Cyanobakterium (*Phormidium autumnale* sensu lato)

Mit Hilfe einer PCR mit den erstellten degenerierten Primern konnte aus genomischer DNA der monoalgalischen *P. autumnale* sensu lato-Kultur ein Fragment mit der erwarteten Größe von 750 bp amplifiziert werden. Nach der Sequenzierung des PCR-Produktes wurde der unbekannte 5'-Bereich mit Hilfe einer Vektorette erweitert und der erhaltene Leserahmen als *geoB* bezeichnet. Der 3'-Bereich konnte durch den Einsatz weiterer degenerierter Primer (abgeleitet aus *geoB*) und der Zirkularisierung von *PagI*-geschnittener, genomischer DNA vervollständigt werden. Die Auswertung der Sequenzdaten ergab einen weiteren offenen Leserahmen 3'-seitig von *geoB* (siehe Abb. 2), der den Namen *geoC* erhielt. Die potentiell codierten Proteine besitzen eine Länge von 753 Aminosäuren (*GeoB*) beziehungsweise 755 Aminosäuren (*GeoC*). Die Sequenzidentität zwischen beiden Genen auf DNA-Basis beträgt 71 % (siehe Abb.1). Auf Protein-Basis sinkt diese auf 62% ab. Auffällig ist eine hohe Homologie im N-Terminus.

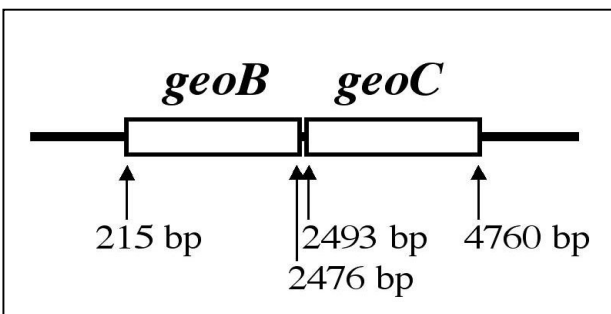


Abb. 2. Schematische Darstellung der genomischen Organisation der Gene *geoB* und *geoC* von *Phormidium autumnale* sensu lato.

Durch die Isolierung von Gesamt-RNA mit Hilfe der Hot-Phenol-Methode (modifiziert nach Schmitt et al. 1990), der Übersetzung der RNA in cDNA und dem anschließenden Nachweis der

geoB- und *geoC*-spezifischen cDNA konnte darüber hinaus die Transkription beider Gene unter verschiedenen Kultivierungsbedingungen belegt werden.

Mit Hilfe des in unserer Arbeitsgruppe entwickelten degenerierten Primersystems ist es nun möglich, weitere homologe Gene, die an der Geosminbildung beteiligt sein könnten, in anderen Mikroorganismen oder deren Gemeinschaften nachzuweisen und die Diversität zu bestimmen. Auf Basis der bestätigten Transkription beider Gene soll in naher Zukunft ein Nachweisverfahren entwickelt werden (mRNA-CARD-FISH), das die Expression der relevanten Gene direkt in den Mikroorganismen eines Biofilms sichtbar macht.

Quellen:

- Gerber N. N., Lechevalier H. A. (1965).** Geosmin, an earthy-smelling substance isolated from actinomycetes, *Appl. Microbiol.* **13**, 935-938.
- Gust B., Challis G. L., Fowler K., Kieser T., Chater K. F. (2003).** PCR-targeted *Streptomyces* gene replacement identifies a protein domain needed for biosynthesis of the sesquiterpene soil odor geosmin, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **100**, 1541-1546.
- Izaguirre G., Hwang C. J., Krasner S. W., McGuire M. J. (1982).** Geosmin and 2-methylisoborneol from cyanobacteria in three water supply systems, *Appl. Environ. Microbiol.* **43**, 708-714.
- Kikuchi T., Kadota S., Suchara H., Nishi A., Tsubaki K. (1981).** Odourous metabolites of a fungus *Chaetomium globosum*; identification of geosmin a musty smelling compound, *Chem. Pharm. Bull (Tokyo)* **29**, 1782-1784.
- Lanciotti E., Santini C., Lupi E., Burrini D. (2003).** Actinomycetes, cyanobacteria and algae causing tastes and odours in water of the River Arno used for the water supply of Florence, *J. Wat. Suppl.: Res. & Technol.-AQUA*, **52**, 489-500.
- Oikawa E., Ishibashi Y. (2004).** Species specificity of musty odor producing *Phormidium tenue* in Lake Kamafusa, *Wat. Sci. Tech.* **49**, 41-46.
- Opitz M., Benndorf J. (2004).** Abschlussbericht zum Projekt: Erforschung der ökologischen Bedingungen, unter denen Organismen auftreten, die Geruchs- und Geschmacksstoffe (GGS) in Trinkwassertalsperren produzieren, Institut für Hydrobiologie, TU Dresden.
- Schmitt M. E., Brown T. A., Trumpower B. L. (1990).** A rapid and simple method for preparation of RNA from *Saccharomyces cerevisiae*, *Nucleic Acids Res.* **18**, 3091-3092.
- Schrader K. K., Dennis M. E. (2005).** Cyanobacteria and earthy/musty compounds found in commercial catfish (*Ictalurus punctatus*) ponds in the Mississippi Delta and Mississippi-Alabama Blackland Prairie, *Wat. Res.* **39**, 2807-2814.
- Trowitzsch W., Witte L., Reichenbach H. (1981).** Geosmin from earthy-smelling cultures of *Nannocystis exedens* (Myxobacterales), *FEMS Microbiol. Lett.* **12**, 257-260.
- Vilalta E., Guasch H., Muñoz I., Romani A., Valero F., Rodriguez J. J., Alcaraz R., Sabater S. (2004).** Nuisance odours produced by benthic cyanobacteria in a Mediterranean river, *Wat. Sci. Tech.* **49**, 25-31.
- Young W. F., Horth H., Crane R., Ogden T., Arnott M. (1996).** Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants, *Wat. Res.* **30**, 331-340.

Molekularbiologische Untersuchungen der mikrobiellen Diversität im Sediment der Talsperre Saidenbach

Kerstin Röske¹, Leila Nourifar², Rene Kaden², Enno Jacobs³ & Isolde Röske²

¹ Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Karl-Tauchnitz-Str. 1, 04107 Leipzig

+ kerstin.roeske@mailbox.tu-dresden.de, ² Technische Universität Dresden, Institut für Mikrobiologie, 01062 Dresden

+ isolde.roeske@mailbox.tu-dresden.de, ³ Technische Universität Dresden, Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene, 01307 Dresden

Keywords: Sediment, Mikroorganismen, Talsperre Saidenbach

Einleitung

Neben dem Wasserkörper stellt das Sediment einen wichtigen Lebensraum für Mikroorganismen im Gewässer dar. Im Sediment wirken die Bakterien als Träger wichtiger Stoffumwandlungsprozesse und können in großer Zahl gefunden werden. Die mikrobielle Zusammensetzung dieses Lebensraumes ist aber noch wenig erforscht. Das Ziel der Untersuchungen ist die Erfassung der mikrobiellen Biozönose des Sediments ausgewählter Probenahmestellen in der Talsperre Saidenbach und einer ihrer Vorsperren.

Die Fluoreszenz in-situ Hybridisierung (FISH) hat sich im Verlauf der vergangenen Jahre zu einer wichtigen kulturunabhängigen Untersuchungsmethode der mikrobiellen Diversität in Umweltprouben entwickelt. Ein Problem der klassischen FISH war bisher allerdings die Detektion von Bakterien mit einer geringen Anzahl von Ribosomen, wie sie vor allem bei langsam wachsenden Bakterien im Gewässer vermutet wird. Eine verbesserte Form der Detektion mit Hilfe von Meerrettichperoxidase markierten Oligonukleotidsonden wurde unter der Bezeichnung „catalyzed reporter deposition“ (CARD) FISH beschrieben. Sie kann zu einer Fluoreszenzverstärkung führen (Pernthaler et al. 2002).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Probenahme

Im Rahmen unserer Untersuchung wurde die Trinkwassertalsperre Saidenbach und die Vorsperre Forchheim beprobt. Die Talsperre liegt im mittleren Erzgebirge. Das Einzugsgebiet wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt. Die Hauptzuflüsse der Talsperre sind der Haselbach, der Saidenbach, der Lippersdorfer Bach und der Hölzbergbach, welche mehrer Vorbecken passieren, bis sie in das Hauptbecken gelangen. In der Stauwurzel befinden sich mehrere Unterwasser-Vorsperren.

Die Probenahme erfolgte entlang des Wasser- und Stoffstromes, beginnend in der Vorsperre Forchheim (F), in einer Unterwasservorsperre (H), die an der einen Seite durch eine Folientauchwand und an der anderen Seite durch eine Unterwassermauer begrenzt ist. Die dritte Probenahmestelle befand sich im Bereich der Stauwurzel (S) und die vierte Probenahmestelle vor der Staumauer der Talsper-

re (E). Die Entnahme von jeweils 6 Sedimentkernen pro Stelle erfolgte mit einem Uwitec Sedimentstecher(Uwitec, Österreich) in monatlichen Abständen von April bis Oktober 2005. Die Kerne wurden ins Labor transportiert und in 5 Horizonte geteilt. Alle Kerne wurden nach dem gleichen Prinzip in die Horizonte 1: 0-0,5 cm, 2: 0,5-1,5 cm; 3: 1,5-3 cm; 4: 3-5 cm und 5: 5-8 cm unterteilt.

Molekularbiologische Methoden

Die Isolierung der DNA erfolgte mit dem FastDNA Spin Kit for Soil (MP biomedical) nach den Angaben des Herstellers.

Die Fixierung für CARD-FISH wurde mit Ethanol bzw. Paraformaldehyd durchgeführt. Die anschließende Hybridisierung erfolgte nach einem modifizierten Protokoll von Pernthaler et al. (2002) auf Objektträgern. Zur Gegenfärbung der Proben wurde Propidiumiodid (PI) eingesetzt.

Die Klonierung der mit dem Primerpaar TPU1/1387R amplifizierten 16S rDNA erfolgte mit dem TOPO TA cloning Kit (Invitrogen). Je Klonbank wurden 50 Klone sequenziert.

Ergebnisse und Diskussion

CARD-FISH

Die von Pernthaler et. al.(2002) beschriebene CARD-FISH Methode wurde für die Untersuchung der vorliegenden Sedimentproben modifiziert und optimiert. Durch den Einsatz der CARD-FISH sollten die Anteile der hybridisierbaren Zellen im Vergleich zur Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH) erhöht und auch eine bessere Differenzierbarkeit z.B. gegenüber Eigenfluoreszenz von Sedimentpartikeln gewährleistet werden. Als Substrat wurden FITC markierte Sonden eingesetzt, da in diesem Bereich die Eigenfluoreszenz der Cyanobakterien gering war.

Für die Gegenfärbung der Zellen wurde der Nukleinsäurefarbstoff Propidiumiodid eingesetzt, da diese Signale gut vom Hintergrund abzugrenzen waren.

Im Durchschnitt konnten je nach untersuchtem Sedimenthorizont 50-94 % der mit Propidiumiodid anfärbbaren Zellen mit der Sonde für Eubacteria (EUB338) hybridisiert werden. Dabei waren die höchsten Anteile hybridisierbarer Zellen in den oberen beiden Sedimenthorizonten bis zu einer Tiefe von 1,5 cm zu finden. Besonders hoch lag hier wiederum der Prozentsatz hybridisierbarer Zellen bei Sedimentproben, die vor der Staumauer (E) entnommen wurden. Auch die Proben aus der Vorsperre Forchheim zeigten hohe Werte. Ab 3 cm Sedimenttiefe lag die Hybridisierungseffizienz oft nur bei wenig über 50%. Dafür traten dort verstärkt Signale mit der Archaea Sonde (ARCH917) auf.

Um einen Überblick über die Dominanzstruktur der Biozönosen im Jahresverlauf zu erhalten, kamen Oligonukleotidsonden für die Alpha (ALF1b)-, Beta (BET42a)- und Gamma (GAM42a) Proteobacteria sowie die Cytophaga-Flavobakterien (CF319a), und eine Sonde für Gram-positive Bakterien mit einem hohen G+C-Gehalt der DNA (HGC69a) zum Einsatz.

Von den untersuchten Bakteriengruppen waren die Alpha- und Beta- Proteobacteria sowie die Cytophaga-Flavobakterien am häufigsten zu finden. Dem gegenüber konnten die Gamma-Proteobacteria und die Gram-positiven Bakterien nur in geringer Häufigkeit nachgewiesen werden.

Mittels CARD-FISH konnte, außer bei den in größeren Abundanzen vertretenen Gruppen, keine jahreszeitliche Veränderung in ihrer Häufigkeit analysiert werden, da hier der in der Auswertung zu beachtende Zählfehler zu groß ist.

Die Beta-Proteobacteria waren von April bis September an allen vier untersuchten Probenahmestellen mit einer Häufigkeit von ca. 5 bis 10% der mit Propidiumiodid anfärbbaren Zellen zu finden. Zwischen den einzelnen Sedimenthorizonten und Probenahmestellen konnten keine signifikanten Unterschiede beobachtet werden.

Im Gegensatz dazu zeigten die Alpha-Proteobacteria an allen Probenahmestellen einen abnehmenden Anteil an der Gesamtpopulation von April bis Juli und eine anschließende Zunahme im August. Exemplarisch sind dafür die Jahreskurven der Proben der Vorsperre Forchheim (F) und der Staumauer mit je 4 Sedimenthorizonten in Abb. 1 dargestellt. Die Proben vor der Staumauer (E) zeigten eine stärkere Dynamik im prozentualen Anteil der Alpha-Proteobacteria als die Proben aus der Vorsperre.

Die Cytophaga-Flavobakterien zeigten einen anderen jahreszeitlichen Verlauf. Hier kam es zu einem verstärkten Auftreten im Juni, besonders in der oberen Sedimentschicht. Im Juli und August konnten weniger Cytophaga-Flavobakterien beobachtet werden. Der Anstieg des prozentualen Anteils der Cytophaga-Flavobakterien in der Gesamtpopulation folgte einem Peak des Phytoplanktonbiovolumens im Mai. Bei Untersuchungen in einem Meerwasser Mesokosmos fanden Riemann et al. (2000) nach einer Diatomeenblüte ein verstärktes Auftreten der Cytophaga, anhand des erhaltenen Bandenmusters in der Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE). Van Hannen et al. (1999) beobachteten ein verstärktes Auftreten von Cytophagales und Actinomyceten im Süßwasser nach einer Massenlyse von Cyanobakterien in Enclosureversuchen.

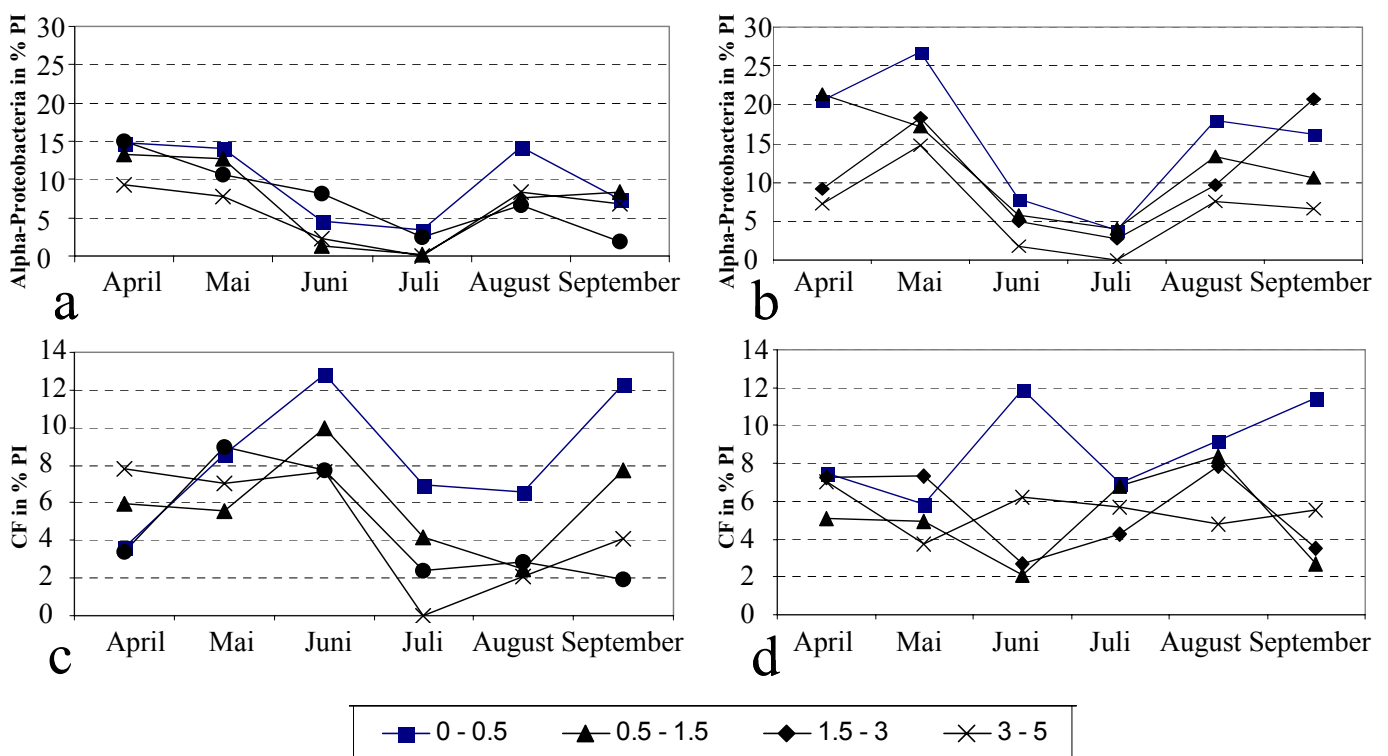


Abb.1: Prozentualer Anteil der Alpha-Proteobacteria (a, b) und Cytophaga-Flavobakterien (CF) (c, d) an der Gesamtpopulation in der Talsperre Saldenbach (b, d) vor der Staumauer (E) und in der Vorsperre Forchheim (a, c) im Jahresverlauf 2005.

Analyse einer 16S rDNA Klonbibliothek und Vergleich mit den Ergebnissen der CARD-FISH

Ein großes Defizit der CARD-FISH ist, dass durch den Einsatz von Sonden, die mit großen phylogenetischen Gruppen hybridisieren, nicht die jahreszeitlichen Schwankungen einzelner Arten erforscht werden können und so mögliche zeitliche Trends oder Unterschiede zwischen den Probenahmestellen unerkannt bleiben. Um eine genauere Analyse der an den Probenahmestellen vorkommenden Bakterien zu erhalten, wurde von ausgewählten Proben die 16S rDNA amplifiziert, Klonbibliotheken angefertigt und jeweils ca. 50 Klone sequenziert. Es ist bekannt, dass es durch den Einsatz der PCR zu einer Verschiebung der quantitativen Zusammensetzung der Klone in der Klonbibliothek im Vergleich zu den in der Probe vorhandenen lebensfähigen Zellen kommen kann, da auch freie DNA und DNA von toten Zellen amplifiziert werden kann. Abb. 2 zeigt das Ergebnis der Klonierung einer Probe von der oberen Sedimentschicht (0 – 0,5 cm) vor der Staumauer (E) und von Frischsediments einer dort ausgebrachten Sedimentfalle. Die Proben wurden im September 2005 genommen und bearbeitet. Die Zuordnung der Klone zu einzelnen Gruppen erfolgte mittels BLAST in der Datenbank ncbi. Diese Ergebnisse wurden denen der CARD-FISH gegenübergestellt. Die Erfassung der Cyanobacteria erfolgte durch deren Eigenfluoreszenz.

Die Klonbibliothek wies eine sehr große Vielfalt unterschiedlicher Sequenzen auf. Dieses Ergebnis ist bei der erwarteten Vielfalt von Bakterien im Sediment und der vergleichsweise geringen Zahl sequenzierter Klone nicht überraschend.

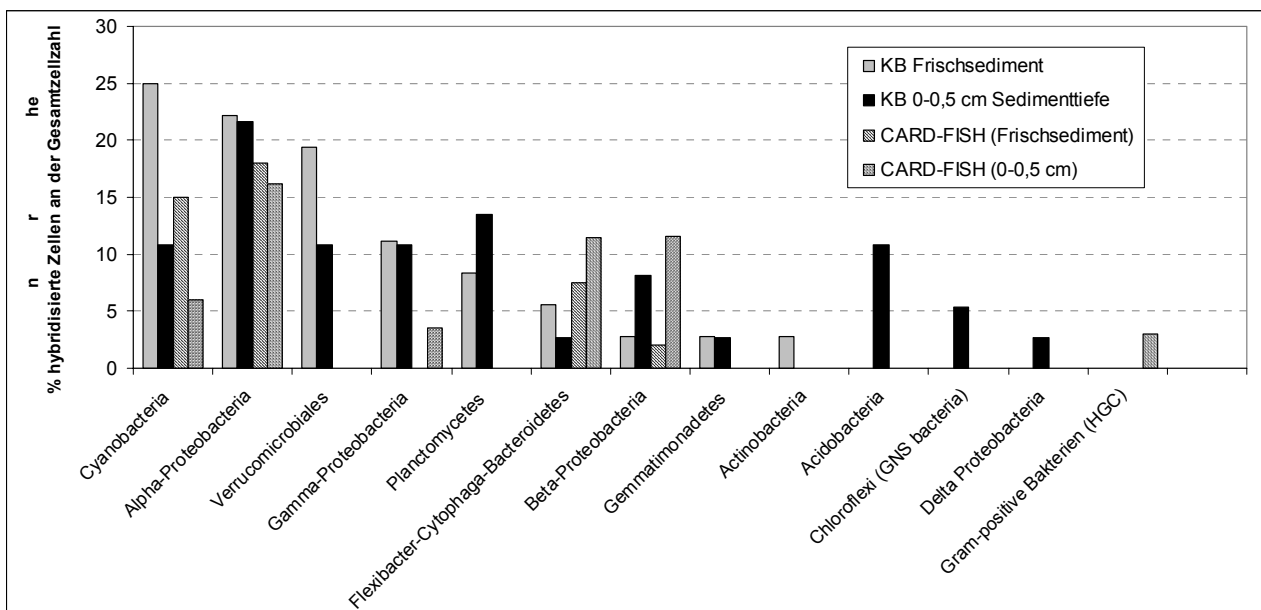


Abb.2: Vergleich der in den Klonbibliotheken (KB) und mittels CARD-FISH identifizierten prozentualen Anteile phylogenetischer Gruppen in einer Sedimentfalle (Frischsediment) und der obersten Sedimentschicht einer Probe (E) vom September 2005, die vor der Staumauer entnommen wurde.

Im Frischsediment wurden sehr viele Cyanobacteria identifiziert, diese waren auch im obersten Sedimenthorizont, jedoch in geringerer Häufigkeit vertreten. Innerhalb der Cyanobacteria konnten die meisten Klone durch Abgleich mit der Datenbank als *Synechococcus* identifiziert werden. Dieses Ergebnis stimmte mit dem mikroskopischen Bild überein.

Eine sehr häufige Gruppe in beiden untersuchten Proben sind die Alpha-Proteobacteria. Die Sequenzen ließen sich u.a. den Gattungen *Magnetospirillum*, *Caulobacter*, *Rhodobacter*, *Blastochloris* und *Brevundimonas* zuordnen.

Ebenfalls in beiden Klonbibliotheken waren Klone von Gamma-Proteobacteria und Planctomycetes vorhanden. Die Gruppe der Cytophaga-Flavobakterien/Bacteroidetes war in den Klonbibliotheken nur wenig vertreten. Nur im Sediment konnten Klone von Acidobacteria, Chloroflexi und Delta-Proteobacteria gefunden werden. Im Vergleich zu den CARD-FISH Ergebnissen der Sedimentprobe zeigte sich in den Klonbibliotheken ein größerer prozentualer Anteil an Gamma-Proteobacteria. Im Gegensatz dazu war ein geringerer Anteil von Cytophaga-Flavobakterien/Bacteroidetes besonders in der Klonbibliothek des oberen Sedimenthorizontes zu beobachten. Ähnlichen Ergebnissen wurden auch bei der Untersuchung von Belebtschlamm erhalten (Eschenhagen et al. 2003). Gram-positive Bakterien mit einem hohen G+C Gehalt der DNA konnten mit CARD-FISH vereinzelt, doch wahrscheinlich auf Grund der geringen Anzahl untersuchter Klone nicht in der Klonbank nachgewiesen werden.

Zusammenfassung

Erste Untersuchungen zur Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft von Talsperrensedimenten mittels kultivierungsunabhängigen molekularbiologischen Methoden zeigten eine große Vielfalt von Mikroorganismen.

Es wurden vier Stellen entlang des Wasser- und Stoffstromes beginnend in der Vorsperre Forchheim bis zur Staumauer der Hauptsperre beprobt.

Die CARD-FISH Untersuchungen ergaben einen Überblick über die quantitativen Anteile einzelner Gruppen von Bakterien. Es konnten hauptsächlich Alpha-Proteobacteria, Cytophaga-Flavobakterien und Beta-Proteobacteria in den Sedimentproben gefunden werden.

Durch die Klonierung war es möglich, einen Eindruck über die potentiell im Sediment vorhandenen Arten zu erhalten. Die quantitative Aussage dieser Methode stimmte teilweise mit denen der CARD-FISH überein, ist aber kritisch zu bewerten. Die Klonierung bietet jedoch ein ausgezeichnetes Potential zur Auswahl neuer Sonden für die CARD-FISH oder von Primerpaaren für die PCR.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des Projektes Biotische Struktur von Stauseen, welches von der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig gefördert wird

Literatur

- Eschenhagen M, Schuppler M, Röske I. (2003): Molecular characterization of the microbial community structure in two activated sludge systems for the advanced treatment of domestic effluents. *Water Res*:3224-32.
- Pernthaler, A., Pernthaler, J., Amann R. (2002): Fluorescence In Situ Hybridization and Catalyzed Reporter Deposition for the Identification of Marine Bacteria. *Applied And Environmental Microbiology*,: 3094-3101.
- Riemann, L., Steward, G.F., Azam, F. (2000): Dynamics of Bacterial Community Composition and Activity during a Mesocosm Diatom Bloom. *Applied And Environmental Microbiology*,: 578-587.
- Van Hannen, E., Zwart, G., van Agterveld, M.P., Gons, H.J., Ebert, J., Laanbroek, H.J. (1999): Changes in Bacterial and Eukaryotic Community Structure after Mass Lysis of Filamentous Cyanobacteria Associated with Viruses. *Applied And Environmental Microbiology*,:795-801.

GERGS, A., OTTERMANN, R. & H. T. RATTE: Assoziationen aquatischer Käfer und Wanzen in Heide- und Niedermooren des linken Niederrheins – ein Beitrag zur Entomosoziologie stehender Kleingewässer

LANGHEINRICH, U. & V. LÜDERITZ: Bewertung von Niedermoorgewässern unter dem Gesichtspunkt ihrer veränderten Funktionen in der Kulturlandschaft

LIPINSKI, A. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchung der Chironomidenfauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens

ZAK, D. & J. GELBRECHT: Phosphormobilisierung in naturnahen und wiedervernässten Niedermooren – Laborstudien mit intakten Torfkernen

Assoziationen aquatischer Käfer und Wanzen in Heide- und Niedermooren des linken Niederrheins – ein Beitrag zur Entomosoziologie stehender Kleingewässer

André Gergs, Richard Ottermanns & Hans Toni Ratte

Institut für Umweltforschung (Biologie V), RWTH Aachen, Worringer Weg 1, 52074 Aachen,
andre.gergs@bio5.rwth-aachen.de

Keywords: Coleoptera, Heteroptera, Indikatorarten, Kleingewässer, Sukzession, NRW

Einleitung

Analog zur Pflanzensoziologie lassen sich habitattypische Assoziationen aquatischer Insekten formulieren. Die Entomosoziologie, wie sie Hebauer (1994) für aquatische Coleoptera diskutiert, beruht auf der Annahme, dass Gewässer in ihren abiotischen Bedingungen klar definiert und Wasserinsekten differenziert eingemischt sind. Im Verlauf der Entwicklung eines Gewässers ändern sich verschiedene Faktoren wie Nährstoffregime, pH Wert, Vegetationsstruktur, Zusammensetzung der zur Verfügung stehenden Nahrungsressourcen und damit auch die Artenzusammensetzung (Fairchild et al. 2000). Entsprechend lassen sich Arten aquatischer Käfer und Wanzen einzelnen Sukzessionsstufen der Gewässer zuordnen (Hebauer 1988). Charakteristische Arten und Assoziationen der Wasserkäfer und in Erweiterung der bestehenden Ansätze der Wasserwanzen sollen als Indikatoren für Sukzessionsstadien und Qualität (Schmidl 1997, 2003) sekundärer Gewässer in naturschutzfachlicher Hinsicht dienen.

Material und Methoden

Die Untersuchungsregion erstreckt sich über ca. 100 km in nordsüdlicher Ausrichtung von Kleve (D) bis Heerlen (NL), nördlich von Aachen, entlang der deutsch-niederländischen Grenze Nordrhein-Westfalens. Gewässer der Naturschutzgebiete Kranenburger Bruch (Gewässer 1-6), Lüse-kamp und Boschbeek (Gewässer 7-9), Elmpter Schwalmbruch (Gewässer 10-13) sowie Teverener Heide (Gewässer 14-16) wurden auf ihre Artenzusammensetzung hin untersucht.

Die Auswahl der Gewässer erfolgte auf der Basis eines Kriterienkatalogs wasserchemischer und struktureller Parameter. Bei den Untersuchungsstandorten handelt es sich um Heidemoore und Gewässerneuanlagen wie Abgrabungsrestgewässer, Artenschutzweiher und -blänken, die eine weite Spanne unterschiedlicher Sukzessionsstadien im Sinne der Raum-für-Zeit-Substitution (Pickett 1989) repräsentieren.

Das Makrozoobenthos wurde innerhalb von Untersuchungsflächen (4 x 4 m) mit Hilfe eines Handkeschers vier mal im Jahr 2004 semiquantitativ beprobt. Gekeschert wurde im gesamten Wasservolumen der Fläche und die zurückgelegte Strecke festgehalten. Das in der Probe z.T. in großen Mengen enthaltene Pflanzenmaterial wurde in drei Arbeitsgängen mit Hilfe von Sieben (Maschenweite

5 und 0,7 mm) entfernt. Käfer und Wanzen wurden aus den einzelnen Fraktionen aufgesammelt. In weitere Analysen gehen relative Abundanzen der Makroinvertebraten ein, die anhand tatsächlicher Abundanzen, Kescherstrecken und Anzahl der Probenahme­flächen je Gewässer bestimmt wurden.

In Vegetationskarten wurden die größeren, flächig erfassbaren Einheiten dominanter Artbestände des Gewässers festgehalten. In Anlehnung an Botts (1997) wurde zur Quantifizierung der Sukzession der Anteil von Helophyten an den Gewässer­flächen bestimmt. Eine darüber hinausgehende Möglichkeit zur Einordnung der Gewässer in Sukzessionsstufen bietet die Berechnung eines Sukzessionsindex (Gergs 2006), der neben den Helophyten auch die Hydrophyten mitsamt eines Zeigerwertes einschließt. Eine Zuordnung einzelner Pflanzenarten zu Sukzessionsstufen stellt Dierßen (1996) vor. Die Sukzessionsstufen werden hier in Anlehnung an Ellenberg (1979) einem Indikatorwert gleichgestellt.

Die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff und die Wassertemperatur wurden bei jeder Begehung festgehalten. Zudem wurden Färbung und Trübung des Wassers notiert. Die Messungen erfolgten direkt im Wasserkörper der Sample­flächen 5-10 cm unterhalb der Wasseroberfläche. Als strukturgebende Parameter wurden Deckungsgrad der Makrophyten, Substrat, Wassertiefe, Uferbeschaffenheit und Uferprofil festgehalten.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 11879 Wanzen und Käfer aus 15 Familien im Untersuchungszeitraum gefangen. *Notonecta*-Nymphen und Corixiden der ersten beiden Larvalstadien bleiben bei der Auswertung außer Acht. Insgesamt 89 Arten teilen sich auf in 25 Heteroptera mit 9599 Individuen und 64 Coleoptera mit entsprechend 2280 Organismen. Damit wurden 17% der in Deutschland verzeichneten Wasserkäfer (Hess et al. 1999) und 54% des deutschlandweiten Inventars nepomorpher Heteroptera (Hoffmann & Melber 2003) erfasst.

Die Betrachtung wasserchemischer Parameter, eine Twinspananalyse (Hill 1979) der Vegetation und eine Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) (ter Braak 1986) der Käfer und Wanzen inklusive korrelierter Gradienten ermöglicht eine a priori Gruppierung der Standorte, die in einer Indikatorartenanalyse Verwendung findet.

Tab. 1: Deskriptive Statistik und U-Test zum Signifikanzvergleich von Leitfähigkeit (LF) und pH-Wert (pH) des Wassers zweier Gewässergruppen.

| Parameter | Gruppe | n | Median | 1. Quartil | 3. Quartil | z-Value | p |
|-----------|--------|----|--------|------------|------------|---------|-------|
| LF | 1 | 25 | 332,0 | 220,3 | 443,3 | -7,179 | 0,001 |
| | 2 + 3 | 83 | 53,5 | 36,2 | 133,8 | | |
| pH | 1 | 24 | 7,0 | 6,8 | 7,6 | -6,632 | 0,001 |
| | 2 + 3 | 83 | 5,1 | 4,2 | 5,9 | | |

Aus dem Vergleich der mittleren Leitfähigkeiten (LF) und pH Werte (pH) der Gewässer, lassen sich zwei Standortgruppen dividieren. Die Gewässer des Kranenburger Bruchs bilden die Gruppe 1. Die Gruppe 2+3 umfasst die Heidegewässer in den NSG Elmpter Schwalmbruch, Boschbeek & Lüse­kamp und Teverener Heide. Die statistische Signifikanz (p) der Unterschiede zwischen den Gruppen wurde anhand eines U-Tests ermittelt (Tab. 1).

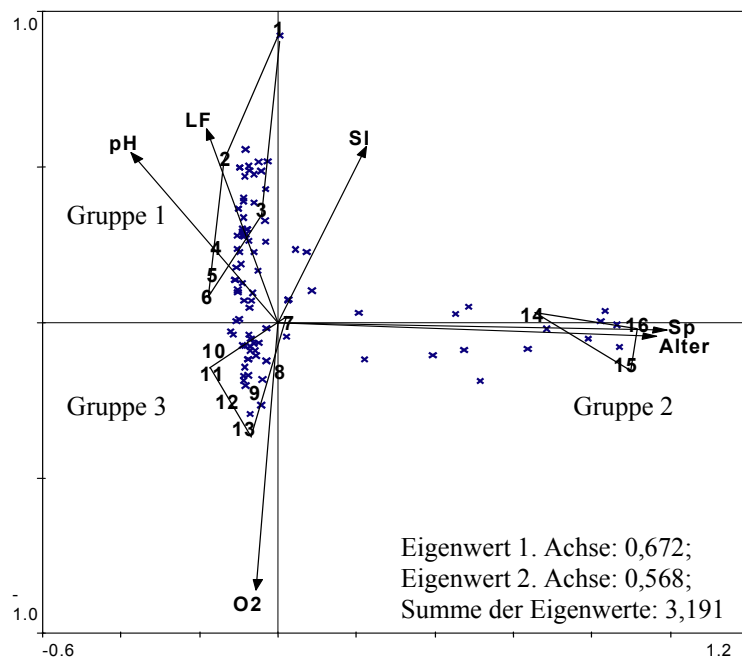


Abb. 1: Triplot der CCA-Ordination. Dargestellt sind die Umweltvariablen als Gradienten, Arten (x) als Optimum der Abundanzverteilung und die Gewässer (Zahl) als Schwerpunkt der Artkombinationen. Der Anteil von *Sphagnum ssp.* an der Gewässerfläche (Sp), Sukzessionsindex (SI), Gewässeralter (Alter), pH-Wert (pH), Leitfähigkeit (LF) und Sauerstoffgehalt (O2) die sich in einem Monte Carlo Permutationstest (nicht gezeigt) als bedeutsam für die Erklärung der Artenzusammensetzung der Wanzen und Käfer heraus stellten. Die Gruppierung der Twinspananalyse ist eingezeichnet.

Die Twinspananalyse der Vegetation und die CCA auf Basis der Makrozoobenthosdaten ermöglicht die Charakterisierung dreier Standortgruppen (Abb. 1). Die Standorte des NSG Kranenburger Bruch (Gruppe 1) unterscheiden sich, wie schon mittels U-Test gezeigt, von denen der NSG Elmp-ter Schwalmbruch, Boschbeek & Lüsekamp und Teverener Heide hinsichtlich Leitfähigkeit und pH-Wert. Die dys-/mesotrophen Übergangsgewässer (Gruppe 3) zeichnen sich durch höhere Sauerstoffgehalte aus, während sich die Heidemoore (Gruppe 2) von den anderen Gruppen in ihrem hohen Anteil an *Sphagnum ssp.* in der Gewässerfläche unterscheiden.

Tab. 2: Indikatorarten der Standortgruppen 1 bis 3 (Indikatorwerte: IW, statistische Signifikanz: p)

| Art | Gruppe | IW | p |
|--|--------|------|-------|
| <i>Bidessus grossepunctatus</i> Vorbr. | 1 | 100 | 0,002 |
| <i>Noterus crassicornis</i> O.Müll. | 1 | 100 | 0,002 |
| <i>Hydroporus obscurus</i> Sturm | 1 | 99,5 | 0,002 |
| <i>Enochrus affinis</i> Thunb. | 1 | 96,8 | 0,001 |
| <i>Enochrus melanocephalus</i> Olivier | 1 | 91,5 | 0,002 |
| <i>Helochares obscurus</i> O. Müll. | 1 | 77,2 | 0,003 |
| <i>Hydroporus erythrocephalus</i> L. | 1 | 70,6 | 0,034 |
| <i>Hydroporus umbrosus</i> Gyll. | 1 | 64,6 | 0,016 |

| Art | Gruppe | IW | p |
|-----------------------------------|--------|------|-------|
| <i>Helophorus flavipes</i> F. | 2 | 90 | 0,004 |
| <i>Hesperocorixa lineae</i> Fieb. | 2 | 80,2 | 0,04 |
| <i>Peltodytes caesus</i> Duft. | 2 | 77,1 | 0,023 |
| <i>Notonecta glauca</i> L. | 2 | 76 | 0,043 |
| <i>Notonecta viridis</i> Delc. | 2 | 75,5 | 0,03 |
| <i>Rhantus suturalis</i> McLeay | 2 | 74,1 | 0,023 |
| <i>Haliplus immaculatus</i> Gerh. | 2 | 72,6 | 0,036 |
| <i>Agabus bipustulatus</i> L. | 2 | 64,5 | 0,022 |

| Art | Gruppe | IW | p |
|--------------------------------------|--------|------|-------|
| <i>Hesperocorixa castanea</i> Thoms. | 3 | 93,4 | 0,001 |
| <i>Cymatia coleoprata</i> F. | 3 | 82,5 | 0,029 |
| <i>Notonecta obliqua</i> Thunb. | 3 | 82 | 0,008 |
| <i>Plea minutissima</i> Leach | 3 | 77 | 0,005 |
| <i>Ilyocoris cimicoides</i> L. | 3 | 67,7 | 0,015 |
| <i>Guignotus pusillus</i> F. | 3 | 66,7 | 0,028 |
| <i>Graptodytes pictus</i> F. | 3 | 57,1 | 0,035 |
| <i>Callicorixa praeusta</i> F. | 3 | 57,1 | 0,04 |

Für die definierten Gruppen der Untersuchungsgewässer werden ökologische Gruppen von Arten (Assoziationen) herausgestellt, deren typische Taxa als Indikatorarten der Standortbedingungen gelten können. Charakteristischen Arten werden mittels Indikatorartenanalyse nach Dufrêne & Legendre (1997) ermittelt (Tab. 2). Das Ergebnisprotokoll der Analyse gibt neben der Gruppenzugehörigkeit einen Indikatorwert (IW) und die statistische Signifikanz (p) der Korrelation einer Art mit der entsprechenden Standortgruppe an.

Diskussion

Für die Gewässertypen unterschiedlicher Sukzessionsstadien und Trophie lassen sich charakteristische Arten mit enger Habitatbindung und typische Assoziationen der stagnicolen und acidophilen Gruppe (Hebauer 1994) herausstellen.

Charakterarten der meso- bis eutrophen Sekundärgewässer dieser Untersuchungsreihe (Gruppe 1) sind *Helophorus flavipes* und *Hesperocorixa lineaei*. Weiter umfasst die Assoziation Taxa der ilio-philien Detritusgesellschaft. *Notonecta glauca* und *N. viridis* ernähren sich räuberisch und sind makroinvertebrate Erstbesiedler von Gewässerneuanlagen. Unter den Coleopteren dominieren in frühen Sukzessionsstufen hydradephage, in späteren hydrophiloide Spezies. Eine Auftrennung der Assoziation in frühe und späte Sukzessionsstadien liegt nahe, ist hier angesichts der geringen Zahl älterer eutropher Gewässer jedoch nicht möglich. Die *Bidessus grossepunctatus* Gruppe der Heidemoores (Gruppe 3) fasst Elemente der azidophilen Flachmoorgesellschaft und tyrphobionte Arten der Hochmoore zusammen, was der pflanzensoziologischen Einordnung der Heidemoore entspricht. Die von Heteropteren dominierte *Hesperocorixa castanea* Gruppe ist in dystrophen Gewässern geringerer Sukzessionsstufen (Gruppe 2) zu finden. Voraussetzung für das Auftreten der detritophilen Vertreter ist die Anreicherung von Feindetritus absterbender submerser Vegetation. Aus Sicht der Räuber ersetzt *Notonecta obliqua* in Standorten mit geringer Leitfähigkeit *N. glauca* und *N. viridis*. Die *H. castanea* Gruppe kann als eine Folgeassoziation der Pionierarten angesehen werden. Eine solche azidotolerante Tümpelgesellschaft ist in der Entomosoziologie aquatischer Coleoptera nicht beschrieben, eine Zunahme der Heteropteren stellt folglich eine sinnvolle Ergänzung dar.

In wie weit die vorgestellten Assoziationen in größerem geographischen Raum Bestand haben, bleibt durch die Untersuchung weiterer Naturräume zu überprüfen.

Zusammenfassung

Stagnicole Gruppe

Detritusgesellschaft

- Habitat: Blänken, meso- bis eutropher Wasserkörper, pH-neutral, Torfschlamm Böden, Anreicherung von Grobdetritus; Vegetation initial mit *Chara globularis* und Assoziationen des Hydrocharition morsus ranae, in späteren Sukzessionsstadien *Phragmites australis* -Röhrichte mit *Carex gracilis*
- Charakterart: *Helophorus flavipes*
- Begleitarten: *Hesperocorixa lineaei*, *Peltodytes caesus*, *Notonecta glauca*, *Notonecta viridis*, *Rhantus suturalis*, *Haliphus immaculatus*, *Agabus bipustulatus*
- Bemerkung: Auftrennung von Gruppen nach verschiedenen Sukzessionsstadien notwendig

Azidophile Gruppe

Heidemoorgesellschaft

- Habitat: Heidemoorgewässer, dystropher Wasserkörper, pH 4,2 - 4,5, grober Sphagnumtorf auf Sandböden; Vegetation mit Schwingrasen aus überwiegend *Sphagnum cuspidatum* mit *Eriophorum angustifolium*, *Eleocharis multicaulis* und *Carex rostrata*, in offenen Weiherbereichen mit *Potamogeton natans*
- Charakterart: *Bidessus grossepunctatus*
- Begleitarten: *Noterus crassicornis*, *Hydroporus obscurus*, *Enochrus affinis*, *Enochrus melanocephalus*, *Helochaeres obscurus*, *Hydroporus erythrocephalus*, *Hydroporus umbrosus*

Azidotolerante Tümpelgesellschaft

- Habitat: Blänken und Artenschutzgewässer, dystropher Wasserkörper, pH 4;2 - 6;7, Sand- und Kiesböden, Feindetritus; *Juncus bulbosus*-Basalgemeinschaft und *Potamogeton natans*-Gesellschaft, mit fortschreitender Sukzession Auftreten von *Sphagnum ssp.* der Subsecunda-Gruppe oder *Phragmites australis*
- Charakterart: *Hesperocorixa castanea*
- Begleitarten: *Cymatia coleoprata*, *Notonecta obliqua*, *Plea minutissima*, *Ilyocoris cimicoides*, *Guignotus pusillus*, *Graptodytes pictus*, *Callicorixa praeusta*

Literatur

- Botts P.S. (1997): Spatial pattern, patch dynamics and successional change: chironomid assemblage in a Lake Erie coastal wetland. - *Freshwater Biology* 37: 277-286
- Dierßen K. (1996): Vegetation Nordeuropas, 1. Auflage. - *Ulmer*
- Dufrène M. & P. Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach - *Ecological Monographs*, 67: 345-366
- Ellenberg H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen in Mitteleuropa, 2. Auflage. - *Scripta Geobotanica* 9
- Fairchild G.W., Faulds A.M., Matta J.F. (2000): Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. - *Freshwater Biology* 44: 52-534
- Gergs A. (2006): Untersuchungen zur Habitatbindung aquatischer Wanzen und Käfer in stehenden Kleingewässern von Heide- und Niedermoorgebieten des linken Niederrheins - *Edition Umweltforschung* 36, *Shaker, Aachen*
- Hebauer F. (1988): Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer. - *Berliner ANL* 12: 229-239
- Hebauer F. (1994): Entwurf einer Entomosoziologie aquatischer Coleoptera in Mitteleuropa - *Lauterbornia*, 19: 43-57
- Hess M., Spitzenberg D., Bellstedt R., Heckes U., Hendrich L., Sondermann W. (1999): Artenbestand und Gefährdungssituation der Wasserkäfer Deutschlands (Coleoptera: Hydradephaga, Hydrophiloidea part., Dryopoidea part.; Microsporidae, Hydraenidae, Scirtidae). - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31, 197-211
- Hill M. O. (1979): TWINSPAN-A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. - *Section of Ecology and Systematics, Cornell University, New York*
- Hoffmann H.J. & Melber A. (2003): Verzeichnis der Wanzen (Hemiptera-Heteroptera) Deutschlands- In: Klausnitzer B. (Hrsg.) *Entomofauna Germanica* 6.- *Ent. Nachr. Ber., Beiheft* 6: 209-272
- Pickett S.T.A. (1989): Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. in: G. E. Likens (ed.): *Long-term studies in ecology*: 110-135. - *Springer, Berlin*
- Schmidl J. (1997a): Wasserkäfer-Assoziationen als Indikatoren für Qualität und Sukzessionsstadium stehender Gewässer: Prodrum eines Indikatorsystems für stehende Gewässer. - *Naturschutzzentrum Wasserschloss Mitwitz-Materialien* 1/97: 41-46
- Schmidl J. (2003): Bioindikation stehender Gewässer anhand adepager Wasserkäfer (Coleoptera: Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae): Grundlagen, Synökologie und Bewertungskriterien für die landschaftsökologische Anwendung. - *Dissertation an der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg*
- ter Braak C.J.F. (1986): Canonical correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - *Ecology*, 67: 1167-1179

Bewertung von Niedermoorgewässern unter dem Gesichtspunkt ihrer veränderten Funktionen in der Kulturlandschaft

Uta Langheinrich¹ & Volker Lüderitz¹

¹ Hochschule Magdeburg-Stendal (FH), FB Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Breitscheidstrasse 2, 39114 Magdeburg; uta.langheinrich@hs-magdeburg.de

Keywords: Niedermoor, Gräben, Bewertung, Indices, Makrozoobenthos

Bedeutung von Gräben und Kanälen

Insbesondere in den Agrarlandschaften des Flachlandes sind durch Verlagerung und Begradigung natürlicher Gewässer und durch Neuanlage geschaffene Gräben und Grabensysteme der dominierende Gewässertyp. Bis zu 30 Prozent der Fläche Norddeutschlands tragen (oder trugen) Niedermoorcharakter. Die zu ihrer Entwässerung angelegten Grabensysteme umfassen etwa 80 Prozent aller Fließgewässerstrecken in diesen Gebieten überhaupt. Verglichen mit ihrer Quantität ist die wissenschaftliche Befassung mit ihnen bisher eher zurückhaltend erfolgt (Pott und Remy 2000). Be- und Entwässerungsgräben und größere Kanäle stellen die am häufigsten auftretenden Grabentypen dar und bilden vernetzte, lineare Ökosysteme. Ausgedehnte Grabensysteme lassen deutliche Gradienten zwischen zentralen und peripheren Bereichen erkennen. Diese Unterschiede beruhen u. a. auf Abstufungen im Grundwasserflurabstand und in der Art der Wasserführung (Remy 2001). Durch diese Differenzierung der morphologischen und hydrologischen Verhältnisse können solche auf den ersten Blick monotonen Ökosysteme außerordentlich artenreich und aus Sicht des Naturschutzes wertvoll sein (Langheinrich et al. 2004). Dies gilt z. B. für den Drömling, das größte postglaziale Niedermoor in Deutschland, welches in Sachsen-Anhalt auf einer Fläche von 27821 ha als Naturpark ausgewiesen ist. Der Pflege- und Entwicklungsplan für den Drömling (Langheinrich et al. 1998) orientiert auf die Bewahrung der historisch gewachsenen Kulturlandschaft bei gleichzeitiger Erhaltung und Vermehrung der vorhandenen Niedermoorböden durch Erhöhung der Grundwasserstände sowie auf die ökologische Aufwertung des Gewässersystems. In anderen Planungen für Niedermoorgebiete finden sich sehr ähnliche Zielstellungen (Succow und Joosten 2001). Jede Bewertung und jedes Management der Kanäle und Gräben muss deshalb die Veränderung ihrer Funktionen weg von der Entwässerung hin zur Bewässerung zu vernässender Flächen sowie die Erhöhung der Biotopverbund- und Refugialfunktion berücksichtigen.

Bewertung von Gräben und Kanälen

Hydromorphologie

Die Art und Weise der anthropogenen Gestaltung der Struktur eines künstlichen Gewässers bestimmt vollständig seinen Charakter. Ohne guten hydromorphologischen Zustand kann das gute ökologische Potenzial als Entwicklungsziel gemäß EU-WRRL nicht erreicht werden. Deshalb

kommt der Morphologie besondere Bedeutung bei der Bewertung zu. Die strukturellen Merkmale von Gräben und Kanälen sind:

- Ein geradliniger Verlauf, fehlende Längs- und Querstrukturen, keine Erosion,
- ein häufig stark eingetieftes Trapez- oder Altprofil,
- geringe Strömungsdiversität,
- ein Übergangscharakter zwischen fließendem und stehendem Gewässer - abhängig vom Grundwasserstand, den Niederschlagsverhältnissen und dem Einstauregime.

Das hier vorgestellte Bewertungsverfahren verwendet einen im Unterschied zum Gewässerstrukturverfahren der LAWA (2000) eingeschränkten, aber sehr aussagekräftigen Satz morphologischer Parameter. Diese 5 Parameter sind auch unter dem Gesichtspunkt der Multifunktionalität der entsprechenden Landschaft bedeutsam: welche Ausprägung welcher Parameter dient z.B. dem Moorschutz, dem Feuchtwiesenschutz, der Gewinnung von natürlicher Biomasse u. a.?

Die Parameter Böschungsneigung, Gewässerumfeldnutzung, Substratdiversität, Profiltiefe und Wasserbauwerke/Durchlässe werden in ihrer optimalen Ausprägung jeweils mit 5 Punkten bewertet, in ihrer schlechtesten mit einem Punkt. Nach einem Bewertungsmaßstab wird die Summe der Punkte einem ökologischen Potenzial zugeordnet. Bei den fünf hydromorphologischen Parametern (Tab.1) können maximal 25 Punkte erreicht werden. Beim Vorhandensein von 23 bis 25 Punkten kann auf das höchste, bei 18 bis 22 auf das gute, bei 13 bis 17 auf das mäßige, bei 8 bis 12 auf das unbefriedigende und bei 0 bis 7 auf das schlechte morphologische Potenzial geschlossen werden.

Tab. 1: Vorschlag für ein Bewertungsverfahren anhand hydromorphologischer Parameter

| | Hydromorphologische Parameter | | | | |
|--------|-------------------------------|-----------------------|--------------------|---------------------|---|
| Punkte | Böschungsneigung | Gewässerumfeldnutzung | Substratdiversität | Profiltiefe | Wasserbauwerke / Durchlässe |
| 5 | < 1:3 | Feuchtwiesen | Sehr hohe | Sehr flach (< 0,5m) | Keine Bauwerke |
| 4 | 1:2,5 - 1:3 | Extensivgrünland | Hohe | Flach (0,5 - 1m) | Passierbar, überwiegend Sohlsubstrat (> 80 %) |
| 3 | 1:2 - 1:2,5 | Ökologischer Landbau | Mittlere | Mäßig tief (1 - 2m) | Passierbar, Sohlsubstrat (> 50 %) |
| 2 | 1:1,5 - 1:2 | Intensivgrünland | Geringe | Tief (2 - 4m) | Teilweise passierbar, glatt |
| 1 | > 1:1,5 | Ackerbau, intensiv | Keine | Sehr tief (> 4m) | Unpassierbar, glatt |

Biologische Bewertung

Im Rahmen einer Gewässerbewertung mittels Bioindikatoren muss der Einfluss der für den jeweiligen Gewässertyp relevanten Hauptstressoren bestimmt werden. Für Gräben und Kanäle wurde ein Verfahren entwickelt, das in Erweiterung dieses Ansatzes die biologische Bewertung dreier Komponenten ermöglicht (Tab. 2):

- Wassergüte: die trophische Belastung über die ökologische Zustandsklasse Makrophyten (ÖZK_{MP}), den saprobiellen Zustand über den Saprobienindex (SI)
- Gewässerstruktur: über den Fauna-Index (GFI)
- Diversität / Schutzwürdigkeit: über den Diversitätsindex nach Shannon-Wiener (H_s) und den Conservation-Index nach Kaule (CI).

Die Bewertung und Zuordnung zu den einzelnen Zustandsklassen (sehr gutes ökologisches Potenzial bis schlechtes ökologisches Potenzial) erfolgt nach dem oben beschriebenen Verfahren.

Tab. 2: Vorschlag für ein modulares biologisches Bewertungsverfahren für Gräben und Kanäle

| Punkte | Biologische Parameter | | | | |
|--------|------------------------------|-------------|-------------------|----------------|-----------|
| | ÖZK _{MP} | SI | GFI | H _s | CI |
| 5 | Zkl. 1: 1,00 - 0,50 | 1,75 - 1,90 | 1,5 > GFI > 1,2 | > 3,0 | Stufe 9 |
| 4 | Zkl. 2: < 0,50 - 0,25 | 1,90 - 2,30 | 1,2 > GFI > 0,75 | 2,5 - 3,0 | Stufe 8 |
| 3 | Zkl. 3: < 0,25 - 0,15 | 2,30 - 2,90 | 0,75 > GFI > 0 | 2,0 - 2,9 | Stufe 7 |
| 2 | Zkl. 4 und 5: | 2,90 - 3,45 | 0 > GFI > -0,9 | 1,0 - 1,9 | Stufe 6 |
| 1 | < 0,15 - 0,00 | 3,45 - 4,0 | -0,9 > GFI > -1,5 | < 1,0 | Stufe 1-5 |

(Bereichsgrenzen: ÖZK_{MP} für Tieflandgewässer: Schaumburg et al. 2005; SI und GFI in Anlehnung an Gewässertyp „Organischer Fluss“: ver. nach Asterics 3.01, H_s und CI: eigene)

Erste Ergebnisse

Das Bewertungsverfahren wurde an verschiedenen Gewässern im NP Drömling erprobt (Kowalewski 2004, Langheinrich & Lüderitz 2006). Die Mehrzahl der Entwässerungsgräben besitzt danach gute strukturelle Bedingungen (Tab. 3: Gewässer III, 16, 17, 18). Bei größeren Kanälen führt vor allem der Parameter Profiltiefe zu einer mäßigen, vereinzelt auch unbefriedigenden Zustandsklasse (Tab. 3: Gewässer 5, 8, 9, 10, 11, 15).

Tab.3: Ergebnisse der Strukturbewertung an 10 Gewässern im NP Drömling

| Gewässer | III | 5 | 8 | 9 | 10 | 11 | 15 | 16 | 17 | 18 |
|--------------------------------|-----|-------|-------|-------|--------------|-------|-------|-----|-----|-----|
| Böschung- neigung | 3 | 1 | 3 | 2 | 1 | 3 | 3 | 5 | 4 | 4 |
| Gewässerumfeld- nutzung | 4 | 3 | 1 | 4 | 1 | 1 | 2 | 4 | 4 | 4 |
| Substratdiversität | 5 | 3 | 4 | 4 | 3 | 5 | 2 | 5 | 4 | 3 |
| Profiltiefe | 3 | 2 | 2 | 3 | 1 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| Wasserbauwerke / Durchlässe | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 |
| Summe | 19 | 13 | 14 | 17 | 10 | 15 | 13 | 22 | 20 | 19 |
| Bewertung | gut | mäßig | mäßig | mäßig | un- befr. | mäßig | mäßig | gut | gut | gut |

Tab. 4: Ergebnisse der Bewertung mittels biologischer Verfahren an 10 Gewässern im NP Drömling

| Gewässer | III | 5 | 8 | 9 | 10 | 11 | 15 | 16 | 17 | 18 |
|-------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|---------------------|------------|------------|------------|
| Ergebnis | | | | | | | | | | |
| ÖZK _{MP} | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | nicht bestimmbar | 1 | 1 | 1 |
| SI | 2,20 | 2,28 | 2,30 | 2,10 | 2,22 | 2,10 | 2,50 | 2,20 | 2,30 | 2,20 |
| GFI | 0,20 | 0,28 | 0,70 | 0,10 | 0,11 | 0,10 | -0,90 | 0,10 | 0,10 | -0,02 |
| H _S | 3,2 | 3,49 | 4 | 3 | 3,79 | 3,5 | 3,2 | 3,5 | 3,2 | 2,8 |
| CI | 9 | 6 | 9 | 8 | 9 | 9 | 4 | 8 | 8 | 8 |
| Bewertung | | | | | | | | | | |
| ÖZK _{MP} | 5 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 1 | 5 | 5 | 5 |
| SI | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 |
| GFI | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | 2 |
| H _S | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| CI | 5 | 2 | 5 | 4 | 5 | 5 | 1 | 4 | 4 | 4 |
| Summe | 22 | 18 | 22 | 21 | 22 | 22 | 12 | 21 | 21 | 19 |
| Bewertung | gut | gut | gut | gut | gut | gut | unbefr. | gut | gut | gut |

Gräben und Kanäle besitzen auch bei mäßigen strukturellen Bedingungen ein gutes ökologisches Potenzial, wenn Makrophyten als Strukturelemente genutzt werden können und keine saprobiellen Belastungen auftreten (Tab. 4, Gewässer 15 mit Abwasserbelastung). Sie bieten dann einer vielfältigen benthischen Fauna einen Lebensraum. In einem Untersuchungszeitraum von mehr als 10 Jahren konnten in verschiedenen Grabentypen über 160 Taxa von Makroinvertebraten, darunter 39 Arten von Libellen, nachgewiesen werden. Hohe Artenzahlen erhöhen auch die Wahrscheinlichkeit, dass sich unter diesen besonders bedrohte und schützenswerte Arten finden (Langheinrich 2005). Im nächsten Schritt soll das Bewertungsverfahren an Gräben anderer Niedermoorgebiete Norddeutschlands ausprobiert und ggf. modifiziert werden.

Danksagung

Die Autoren danken C. Göhler und mehreren (ehemaligen) Studenten des FB Wasserwirtschaft für die Unterstützung bei den Probenahmen und den chemischen Analysen.

Diese Untersuchungen erfolgten im Rahmen einer Diplomarbeit (Kowalewski 2004) bzw. Dissertation (Langheinrich 2005) basierend auf verschiedenen Projekten im Auftrag der Naturparkverwaltung Drömling.

Literatur

- Kowalewski, M. (2004): Entwicklung von Methoden zur Bewertung von erheblich veränderten Gewässern am Beispiel von Niedermoorgräben und -gräben. Diplomarbeit HS Magdeburg-Stendal, FB Wasserwirtschaft. unveröff.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000): Gewässerstrukturgütekartierung für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuchverlag Berlin.

- Langheinrich, U., Senst, M., Braumann, F., Lüderitz, V. (1998): Probleme der Niedermoorregeneration im Naturpark Drömling. Natur und Landschaft 73. Jg. Heft 10.
- Langheinrich, U., Tischew, S., Gersberg, R. M., Lüderitz, V. (2004): Canals and ditches in management of fens – opportunity or risk? A case study in the Drömling Natural Park. Wetlands Ecology and Management 12 pp 429-445.
- Langheinrich, U. (2005): Vergleichende Untersuchung und kritische Einschätzung aktueller Methoden zur Bewertung von Oberflächengewässern gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel von Gewässern in Großschutzgebieten Sachsen-Anhalts. Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte Band 2 (2005) Shaker Verlag Aachen 2005.
- Langheinrich, U., Lüderitz, V. (2006): Assessment, Maintenance and Management of Heavily Modified / Artificial Water Bodies (HMWB / AWB) for a Multifunctional Use of Fen Landscapes. In: Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte Band 3 (2006) Shaker Verlag Aachen.
- Pott, R., Remy, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- Remy, D. (2001) Gräben und Grabensysteme Mitteleuropas – Grundzüge einer Typologie: DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), S.527-523. Tutzing 2002.
- Schaumburg, J., Schmedtje, C., Schranz, C. u.a. (2005): Bewertungsverfahren Makrophyten und Phytobenthos. Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Heft 1/05.
- Succow, M., Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart 622 S.

Vergleichende Untersuchung der Chironomidenfauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens

Andrea Lipinski & Ellen Kiel

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, drealipinski@gmx.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Chironomidenfauna, Hochmoorrenaturierung, Besiedlungsentwicklung

Einleitung

Naturnahe Hochmoore sind in Mitteleuropa von besonderem naturschutzfachlichem Wert. Durch anthropogene Eingriffe sind der Fortbestand dieser Systeme und damit die Diversität hochmoorspezifischer Tier- und Pflanzengemeinschaften stark gefährdet. Zumindest in Nordwestdeutschland sind heute alle Hochmoore anthropogen überformt. Hier nehmen Hochmoorrenaturierungsflächen den größten Flächenanteil an der Moorlandschaft ein. Die Fauna der aquatischen Lebensräume dieser Gebiete und die Sukzession der Flächen sind im Einzelnen kaum untersucht.

Pilotstudien zeigten (Hensel 2003, Kiel 2004), dass Chironomidae in Renaturierungsgebieten zu den wenigen Taxa gehören, die in allen Phasen der Wiedervernässung zahlreich auftreten können. Im Rahmen eines 2005 durchgeführten Projekts wurde die Chironomidenfauna unterschiedlich alter Wiedervernässungsflächen miteinander verglichen. Ziel war es, Erkenntnisse über die Besiedlung und Habitatbindung der dort vorkommenden Chironomidae zu erlangen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die ausgewählten Untersuchungsräume befinden sich in den großen Abtorfungsgebieten Niedersachsens (Abb. 1), dem **Stapeler Moor** (Großraum Varrel) und dem **Leegmoor** (Großraum Papenburg). In diesen Gebieten wurden Flächen ausgewählt, die bei ähnlicher Ausgangssituation (Flächengröße, vorangegangene Nutzung etc.) Unterschiede bezüglich des Alters (Renaturierungsdauer) aufwiesen. Als Referenzgebiet diente die **Dobbe** (NSG Ewiges Meer/Großraum Aurich). Sie ist eine sogenannte ‚Heile Haut-Fläche‘, d.h. ein nicht abgetorfes Gebiet, das in Bezug auf strukturelle und hydrologische Aspekte den natürlichen Hochmooren in dieser Region so weit heute noch möglich nahe kommt. Je

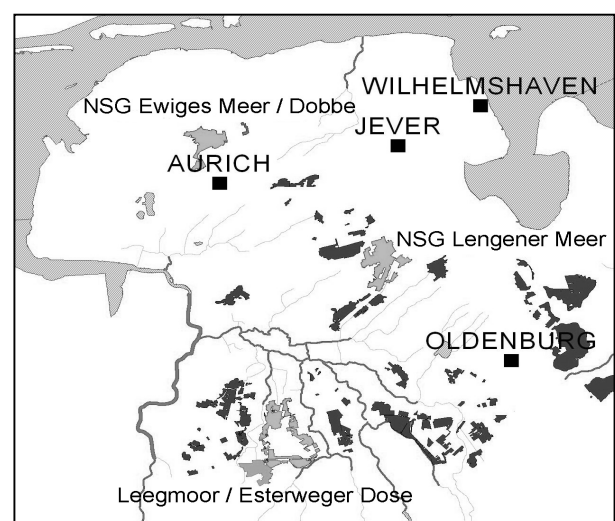


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete (markiert).

Untersuchungsgebiet wurden drei Untersuchungsflächen ausgewählt, deren Wiedervernässung in allen Mooren etwa zeitgleich begann. Im Stapeler Moor wurden eine einjährige, eine elfjährige und eine ca. 25-jährige Wiedervernässungsfläche ausgewählt, im Leegmoor eine einjährige, eine 13-jährige und eine 25-jährige Untersuchungsfläche. In jeder Untersuchungsfläche wurden zwei Probenahmetransekte (Länge: 100 m, Breite: 5 m) festgelegt und dauerhaft markiert. Die Transekte repräsentieren den flächentypischen Gradienten der Vegetation und Wasserbedeckung.

Methoden

Zur Erfassung der Chironomidenfauna der moosarmen oder moosfreien Wasserflächen wurde das Standardschöpfverfahren eingesetzt (Behr 1988; modifiziert). Im Juni 2005 wurden je Transekt randomisiert drei Teiltransekte für diese Untersuchung ausgewählt. Je Teiltransekt wurde zufällig eine Standardschöpfprobe (SSE) genommen. Jede SSE umfasst die Entnahme von 50 l Wasser, das mit Hilfe eines zügig unter die Wasseroberfläche gedrückten Eimers (jeweils 10 l) entnommen wird. Jede Probe wurde umgehend eingeeignet (Handfilter, 250 µm Maschenweite), mit Ethanol (90 %) fixiert und im Labor unter dem Binokular ausgewertet. Begleitend wurden in jedem Transekt einmalig die abiotischen Parameter (pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoff und Temperatur) erfasst.

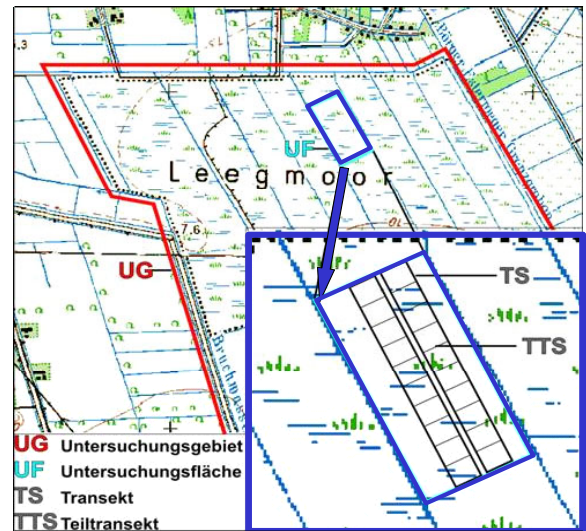


Abb. 2: Beispiel Leegmoor: Untersuchungsgebiet mit Probenahmetransekt.

Ergebnisse

Mit Hilfe des Standardschöpfverfahrens wurden insgesamt 3707 Individuen der Subfamilien Tanypodinae, Orthoclaadiinae und Chironominae erfasst. Im Leegmoor traten 26 der insgesamt 28 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung auf, im Stapeler Moor 22 und in der Dobbe 16 (Tab. 1, Anhang).

Abb. 3a zeigt den Anteil der Unterfamilien an der Gesamtzahl der Taxa für die beiden Renaturierungsgebiete Leegmoor und Stapeler Moor sowie für das Referenzgebiet Dobbe, differenziert nach den jeweiligen Standorten unterschiedlichen Alters.

In den einjährigen Renaturierungsflächen (L1, S1) beider Moore dominierten die Chironomidae, in den älteren Renaturierungsflächen (L25, S25) die Orthoclaadiinae und Tanypodinae. Diese traten zum Untersuchungszeitpunkt jeweils in etwa gleichen Anteilen auf.

Die Referenzfläche Dobbe ähnelte in ihren Anteilen der Subfamilien eher den jüngeren Flächen der Renaturierungsgebiete.

Die Individuendichten der Chironomidae unterschieden sich zwischen den Flächen erheblich (Abb. 3b). Höchste Dichten traten in der Fläche L13 im Leegmoor auf, geringste Individuendichten wurden in der Dobbe erfasst. Innerhalb der beiden Renaturierungsgebiete traten höchste Individuendichten jeweils in den jüngeren Flächen, niedrigste in der ältesten Fläche auf.

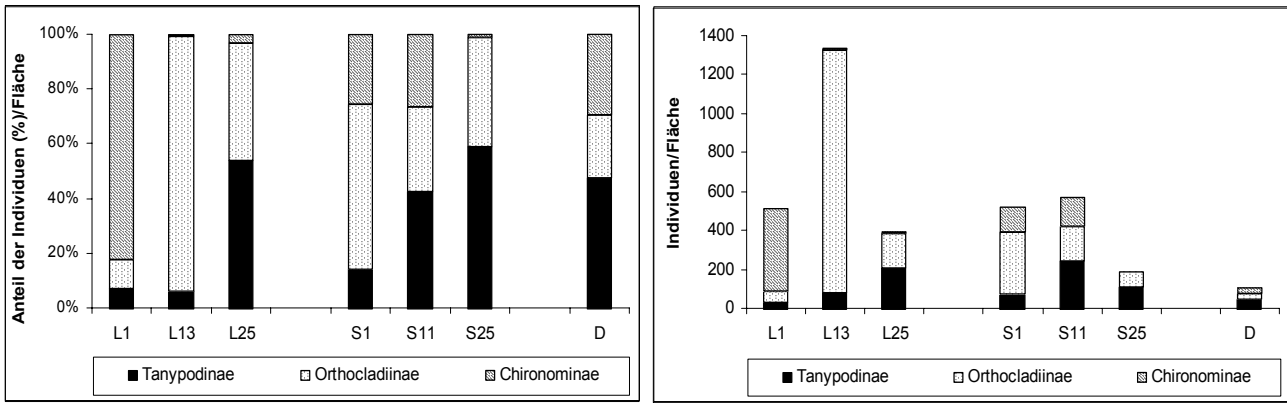


Abb. 3: Verteilung der Arten/Taxa (a) und Individuen (b) auf die Subfamilien der Chironomidae in den Untersuchungsflächen.

Die Subfamilien waren mit unterschiedlichen Anteilen in den einzelnen Flächen vertreten. Ein Bezug zum Flächenalter scheint bemerkenswert: während der Anteil der Chironominae mit zunehmendem Flächenalter rückläufig war, nahm der Anteil räuberischer Tanypodinae mit dem Flächenalter zu. Auch in der Referenzfläche hatten die räuberischen Tanypodinae den höchsten Anteil.

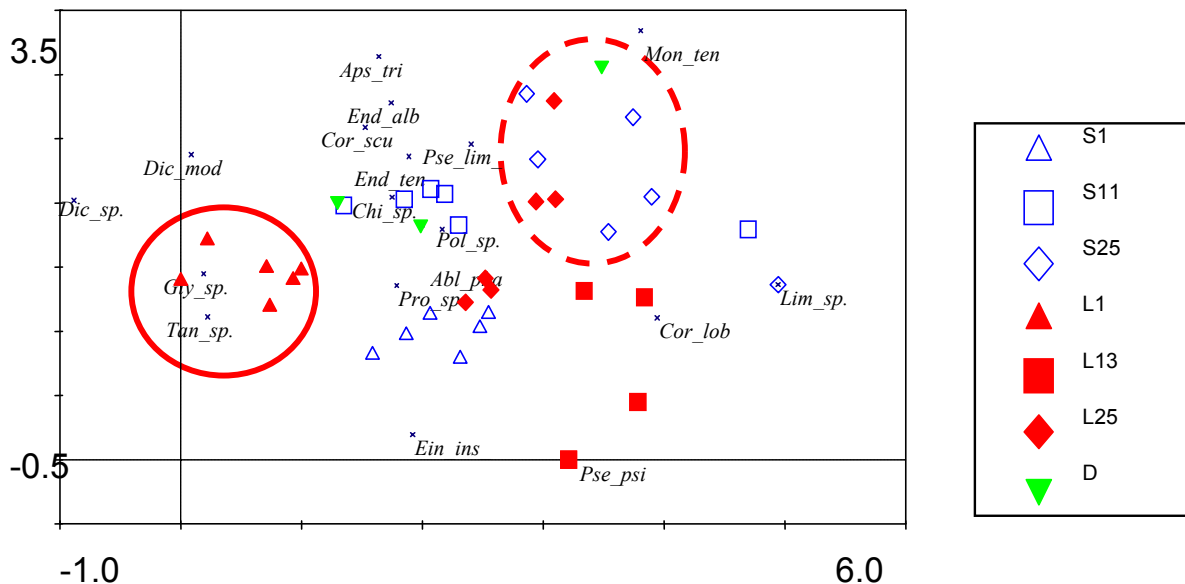


Abb. 4: Korrespondenzanalyse (DCA) der Chironomiden-Gemeinschaften, Datengrundlage: 42 Proben in 7 Renaturierungsflächen; Eigenwerte: 1. Achse 0,631; 2. Achse 0,319; Daten log-transformiert. Abkürzungen siehe Tab. 1, Anhang; Markierung deutlicher Gruppierungen (durchgezogene Kreislinie) und erster Trends (gestrichelte Kreislinie). Aufgrund des geringen Eigenwertes der zweiten Achse (0,319), war die erste Achse ausschlaggebend bei der Auftrennung der Artengemeinschaften.

Die Korrespondenzanalyse (Abb. 4) gibt Hinweise darauf, dass sich die Artengemeinschaften der Fläche L1 deutlich von denen der restlichen Untersuchungsflächen unterscheiden. Die Fläche L1 war durch das Auftreten der Gattungen *Glyptotendipes* sp. und *Tanytarsus* sp. gekennzeichnet.

Auf Grundlage der aktuellen Datenbasis sind weitere Aussagen noch relativ schlecht abgesichert. Deutlich scheint allerdings der Trend, dass für die älteren Wiedervernässungsflächen (S25, einige Probestellen der Fläche L25) und die Referenzfläche Dobbe das Auftreten von *Monopelopia tenui-*

calcar kennzeichnend ist. Diese Art ist in der Literatur (Thienemann 1954, Reiss 1982) als tyrphobiont beschrieben.

Die ähnlichen Eigenwerte der Achsen der DCA und der CCA (Abb. 5) deuten darauf hin, dass ein Teil der erfassten Umweltvariablen die Differenzierung in der Chironomidenfauna gut erklärt. Die erste Achse, und damit die Chironomidengesellschaft der Fläche L1, wies eine positive Korrelation mit dem pH-Wert und mit dem NH₄-Gehalt auf. Dagegen waren die älteren Flächen beider Renaturierungsgebiete durch niedrigere pH- und NH₄-Werte gekennzeichnet. Entlang der zweiten Achse bestand keine deutliche Korrelation der Umweltfaktoren mit den Flächen.

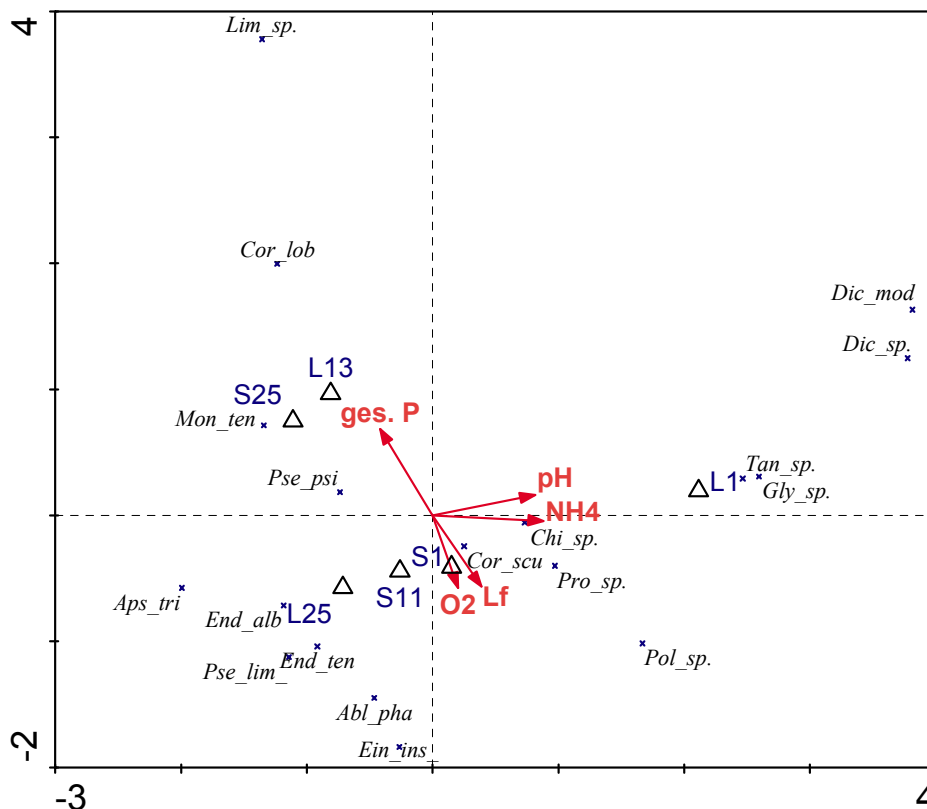


Abb. 5: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Chironomiden-Gemeinschaften; Eigenwerte: 1. Achse 0,514; 2. Achse 0,3; Daten log-transformiert, Datenbasis ohne Dobbe.

Vorläufige Schlussfolgerungen

Die ersten Vergleiche unterschiedlich alter Hochmoorrenaturierungsflächen weisen auf eine in den Grundzügen möglicherweise typische Besiedlungsentwicklung bei den Chironomidae hin. Vor allem die Fauna der einjährigen Flächen unterschied sich klar von der Fauna der älteren Flächen. Erstere waren gekennzeichnet durch einen höheren Anteil eher euryöker, detritivorer Arten der Chironominae. Demgegenüber wiesen die älteren Flächen einen auffallend hohen Anteil räuberischer Tanypodinae auf. Bemerkenswert ist zudem das starke Auftreten der tyrphobionten *Monopelopia tenuicalar* in diesen älteren Flächen.

Literatur

- Behr, H. (1988): Kleinräumiges Verbreitungsmuster von Dytisciden-Populationen (Coleoptera; Dytiscidae) in zwei Oberharzer Hochmooren. Faun. Ökol. Mitt **6**: 43-52.
- Hensel, S. (2003): GIS-gestützte Untersuchung zum Vorkommen der aquatischen und semiaquatischen Fauna in ausgewählten Hochmoorrenaturierungsflächen. Vechta, Diplomarbeit.

- Kiel, E. (2004): Regeneration von Hochmooren - Bedeutung der aquatischen Fauna für Bewertung und Management. Niedersächsische Umweltstiftung, Projekt 98/01.
- Reiss, F. (1982): Die Chironomidenfauna in Oberbayern (Insecta, Diptera). Entomofauna **1**: 263-288.
- Thienemann, A. (1974): Die Binnengewässer. In Chironomus - Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden, Vol. 20. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Anhang

Tab. 1: In den Renaturierungsgebieten nachgewiesene Zahl der Chironomidentaxa. Standortkennung: L = Leegmoor, S = Stapeler Moor, D = Dobbe; Ziffern repräsentieren die Dauer (Jahre) seit Wiedervernässung. Daten: Juni 2005.

| Taxon | Abkürzung | L1 | L13 | L25 | S1 | S11 | S25 | D |
|--|--------------|----|-----|-----|----|-----|-----|---|
| Tanypodinae | | | | | | | | |
| Tanypodinae indet. | | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Ablabesmyia phatta</i> (Eggers, 1863) | Abl_pha | X | | X | X | X | X | X |
| <i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (Zetterstedt, 1838) | Aps_tri | | | | | X | X | |
| <i>Procladius</i> sp. (Skuse, 1889) | Pro_sp. | X | X | X | X | | | |
| <i>Procladius (Holotanypus)</i> sp. (Roback, 1982) | Pro(Hol)_sp. | X | | X | X | X | X | X |
| <i>Monopelopia tenuicalcar</i> (Kieffer, 1918) | Mon_ten | | X | X | | X | X | X |
| Orthoclaadiinae | | | | | | | | |
| Orthoclaadiinae indet. | | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Corynoneura</i> sp. (Winnertz, 1846) | Cor_sp. | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Corynoneura lobata</i> (Edwards, 1924) | Cor_lob | | X | X | | | | |
| <i>Corynoneura scutellata</i> (Winnertz, 1846) | Cor_scu | X | | | | X | | |
| <i>Limnophyes</i> sp. (Eaton, 1875) | Lim_sp. | | X | | | X | X | |
| <i>Metriocnemus fuscipes</i> (Meigen, 1818) | Met_fus | | | | | X | X | |
| <i>Nanocladius</i> sp. (Kieffer, 1913) | Nan_sp. | X | | | | | | |
| <i>Psectrocladius</i> sp. (Kieffer, 1906) | Pse_sp. | | X | X | X | X | X | X |
| <i>Psectrocladius (Psectrocladius) psilopterus</i> (Kieffer, 1906) | Pse_psi | | X | X | X | X | X | X |
| <i>Psectrocladius (Psectrocladius) limbatellus</i> gr. (Zetterstedt, 1838) | Pse_lim | | | X | X | X | X | X |
| Chironominae | | | | | | | | |
| Chironominae indet. | | | X | X | X | X | | |
| <i>Chironomus</i> sp. (Meigen, 1803) | Chi_sp. | X | X | | | X | X | X |
| <i>Dicrotendipes</i> sp. (Kieffer, 1913) | Dic_sp. | X | | | | | | X |
| <i>Dicrotendipes modestus</i> (Say, 1823) | Dic_mod | X | | | | | | X |
| <i>Einfeldia insolita</i> gr. (Walker, 1856) | Ein_ins | | | X | X | | | |
| <i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen, 1830) | End_alb | | | | | X | | |
| <i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775) | End_ten | | | | X | X | X | X |
| <i>Glyptotendipes</i> sp. (Kieffer, 1913) | Gly_sp. | X | | | X | X | | |
| <i>Glyptotendipes paripes</i> (Edwards, 1929) | Gly_par | X | | | | | | |
| <i>Micropsectra</i> sp. (Kieffer, 1909) | Mic_sp. | X | | | | | | |
| <i>Polypedilum</i> sp. (Kieffer, 1909) | Pol_sp. | X | | | X | | | X |
| <i>Polypedilum (Polypedilum) cutellatum</i> (Goetghebuer, 1921) | Pol_cut | X | | | | | | X |
| <i>Polypedilum (Pentapedilum) uncinatum</i> (Goetghebuer, 1921) | Pol_unc | | | | | | | X |
| <i>Tanytarsus</i> sp. (Van der Wulp, 1874) | Tan_sp. | X | | | X | X | | |
| <i>Tanytarsus pallidicornis</i> gr. (Walker, 1856) | Tan_pal | X | | | | | | |

Phosphormobilisierung in naturnahen und wiedervernässten Niedermooren – Laborstudien mit intakten Torfkernen

Dominik Zak & Jörg Gelbrecht

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, zak@igb-berlin.de, gelbr@igb-berlin.de

Keywords: Niedermoore, Phosphorfreisetzung, P-Rückhalt, Torf, Wiedervernässung

Einleitung

Trotz deutlicher Reduzierung von punktuellen Einträgen in die Gewässer sind nach wie vor zahlreiche Seen und Flüsse des nordostdeutschen Tieflandes übermäßig mit Pflanzennährstoffen, vor allem Phosphor aus diffusen Quellen, belastet (z.B. Behrendt et al. 1999). Zur Verbesserung der Gewässergüte, einer Forderung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, ist daher auch eine Senkung diffuser Nährstoffeinträge in die Gewässer dringend erforderlich. Ein Weg dazu ist die Wiederherstellung natürlicher Retentionsräume in der Landschaft, um die aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgetragenen Nährstoffe noch „vor Ort“, z.B. in Mooren, vor Eintritt in die größeren Gewässersysteme zurückzuhalten. Moore wurden aber in großem Umfang entwässert, so dass gegenwärtig nur noch ca. 1 % der ursprünglichen Moorfläche des nordostdeutschen Tieflandes als naturnah eingestuft werden kann. International und national werden daher verstärkt Anstrengungen unternommen, das ursprüngliche Stoffretentionsvermögen von Mooren durch Wiedervernässung wieder herzustellen. So sind in Mecklenburg-Vorpommern in den letzten 10 Jahren im Rahmen eines von der EU mitfinanzierten Moorschutzprogramms mehr als 10.000 Hektar wiedervernässt worden. Auch in anderen Bundesländern laufen ähnliche Programme (Tabelle 1).

Während der Phase der Entwässerung bei gleichzeitig intensiver landwirtschaftlicher Nutzung der Moore traten infolge Torfmineralisierung irreversible Veränderungen in der obersten Bodenschicht auf. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es daher zu untersuchen, wie sich bestimmte Torfeigenschaften (Zersetzungsgrad, Phosphor-Bindungsformen) auf die Phosphorfreisetzung und den Porenwasserchemismus in naturnahen und wiedervernässten Mooren auswirken. Ergänzend soll geprüft werden, ob eine erhöhte P-Freisetzung in wiedervernässten Mooren zu einer P-Belastung angrenzender Oberflächengewässer führen kann, einer in der Öffentlichkeit wiederholt gestellten Frage.

Tabelle 1: Renaturierung von Mooren im Rahmen von Moorschutzprogrammen der Bundesländer des norddeutschen Tieflandes (Datenquelle: Internet-Präsentationen der Bundesländer).

| | ursprünglicher Flächenanteil von wachsenden Mooren | renaturierte Moorflächen (in Planung, teilweise bereits umgesetzt) |
|------------------------|--|--|
| Schleswig-Holstein | 175.500 ha/~11% | 32.000 ha |
| Mecklenburg-Vorpommern | 290.000 ha/~13% | 37.000 ha |
| Niedersachsen | 330.000 ha/~7% | 83.800 ha |

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete verteilen sich über das nordostdeutsche Tiefland und den nordwestlichen Teil Polens (Abb. 1). In dieser stärker kontinental geprägten Region treten überwiegend grundwassergespeiste Moore (= Niedermoore) auf. In Abhängigkeit von der Entwässerungs- und Nutzungsgeschichte, die sich u.a. im Zersetzungsgrad der oberen Torfschichten widerspiegelt, lassen sich die Untersuchungsgebiete in die drei Gruppen: i) stark degradierte, ii) degradierte und iii) naturnahe Moore unterteilen (Tabelle 2). Bei den stark degradierten Mooren handelt es sich um langjährig landwirtschaftlich genutzte Moore des Peenetales (Mecklenburg-Vorpommern). Erste (schwache) Entwässerungen erfolgten hier bereits im 18. Jahrhundert. Zur intensiven landwirtschaftlichen Nutzung wurden Ende der 1960er und zu Beginn der 1970er Jahre Flächen großräumig gepoldert und die Grundwasserstände durch komplexe Entwässerungssysteme und Schöpfwerke deutlich abgesenkt. Durch Mineralisierungsprozesse sind die oberen Torfschichten bis zu einer Tiefe von etwa 30 cm stark zersetzt oder vermullt bzw. vererdet (Zersetzungsgrad H 10 nach von Post). Nach 1990 wurden die Moore schrittweise aus der Nutzung genommen und zu unterschiedlichen Zeiten durch Überstau wiedervernässt (Tabelle 2). Ergänzend wurden drei degradierte wiedervernässte Moore im Land Brandenburg (Abb. 1) mit nur mittel zersetzten Torfen in der obersten Bodenschicht (Zersetzungsgrad H 5 – H 6) und als Referenzgebiete ein Moor im Peenetal südwestlich von Gützkow und zwei Moore in NW-Polen (Żolwia Błoc und Rzecin) mit schwach zersetzten Torfschichten (H 1 – H 3) in die Untersuchungen einbezogen (Tabelle 2).

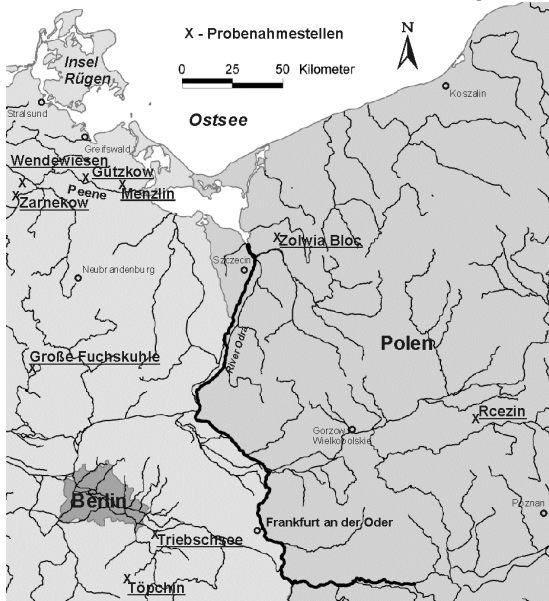


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete

Tabelle 2: Kurzcharakterisierung der Untersuchungsgebiete

| Untersuchungsgebiete, in Klammern Vernässungsjahr | Untersuchungszeitraum | Dominierende Pflanzenarten an den Probenahmestellen im Untersuchungszeitraum | |
|---|---|--|--|
| stark degradierte wiedervernässte Moore | Wendewiesen (2002) [überstaut] Menzlin (2001) [überstaut] Zarnekow (2004) [überstaut] | April 2004 bis Juli 2005 April 2004 bis August 2005 November 2004 bis September 2006 | Großseggen (<i>Carex</i> spp.) <i>Myriophyllum</i> spec., <i>Chlorophyta</i> , <i>Lemna</i> spp., <i>Juncus effusus</i> <i>Chlorophyta</i> , <i>Lemna</i> spp., <i>Ceratophyllum</i> spec. |
| degradierte wiedervernässte Moore | Moor am Tribschsee (1990) Töpchin (1970...75) Fuchskuhle (wechsel-feucht) | August 2005 August 2005 September 2005 | Braunmoose, Kleinseggen (<i>Carex</i> spp.) Großseggen (<i>Carex</i> spp.), Braunmoose, <i>Menyanthes trifoliata</i> <i>Sphagnum</i> spp., <i>Ledum palustre</i> , <i>Pinus sylvestris</i> |
| naturnahe Moore | Gützkow Rzecin Żolwia Błoc | April 2003 bis Juli 2005 Mai 2004 bis September 2005 September 2005 | Braunmoose, <i>Carex</i> spp., <i>Chara</i> spp. in Schlenken <i>Sphagnum</i> spp., Braunmoose, <i>Carex</i> spp., <i>Vaccinium oxycoccos</i> , <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Sphagnum</i> spp., <i>Vaccinium oxycoccos</i> , <i>Eriophorum angustifolium</i> , |

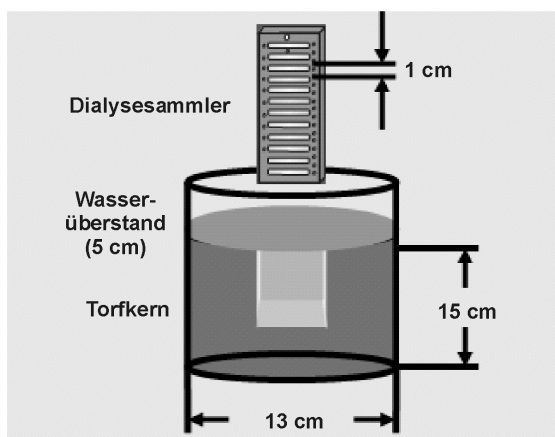
Porenwasserchemismus der untersuchten Moore und P-Rückhalt an der Redoxgrenzfläche

Zur ungestörten Erfassung des anoxischen Porenwasserchemismus in Mooren wurde die in der Seesedimentforschung etablierte Dialysesammlertechnik eingesetzt (Hesslein 1976). Die Sammler bestehen aus einer Acrylplatte (L: 70 cm, B: 17 cm) mit eingefrästen Kammern, die mit deionisiertem Wasser gefüllt und mit einer semipermeablen HT-Tuffryn-200-Membran aus Polysulfon der Porenweite 0,2 µm (Fa. Gelman bzw. Fa. Pall) abgedeckt sind. Um Störungen durch Sauerstoff zu vermeiden, wird dieser vor dem Ausbringen im Gelände aus dem Material und dem Wasser der Kammern in einem Bad mit deionisiertem Wasser durch eine mindestens 24 Stunden dauernde Begasung mit Stickstoff entfernt.

Pro Untersuchungsgebiet wurden jeweils drei Dialysesammler mit einem Abstand von 5 bis 10 m untereinander eingebracht. Die Beprobung der Sammler erfolgte in der Regel nach einer Expositionsdauer von 14 Tagen zur Gewährleistung eines Konzentrationsausgleiches zwischen dem Wasser in den Sammlerkammern und dem umgebendem Porenwasser. Die Proben in den einzelnen Kammern wurden mittels Multipipetten entnommen und in einer 1-L-Polyethylen-Flasche zu einer Mischprobe für den gesamten Dialysesammler zusammengeführt (Gesamtvolumen 0,7 L). Das Abfüllen der Teilproben für die chemische Analytik (Zwirmann et al. 1999) einschließlich einer Konservierung erfolgte stets „vor Ort“. Zur Bestimmung des P-Rückhaltes an der Redoxgrenzfläche wurde anschließend der Rest der anoxischen Sammlermischprobe durch wiederholtes Schütteln und Öffnen der Sammelflasche bis zur Sauerstoffsättigung belüftet. Dieser Arbeitsschritt simuliert die Prozesse, die beim Austreten von anoxischem Porenwasser an der Mooroberfläche (=Quellbereiche) ablaufen. Nach dem Einstellen von oxischen Gleichgewichtsbedingungen nach etwa 24 h (Zak et al. 2004) wurde die Probe im Labor filtriert, um Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrate und andere Fällprodukte zu entfernen. Im Filtrat wurden die gelösten Stoffe erneut analysiert. Aus der Differenz der Stoffkonzentrationen in der Originalprobe (= anoxisches Porenwasser) und der Konzentration in der oxischen Probe kann auf den Stoffrückhalt an der realen Redoxgrenzfläche geschlossen werden.

Freisetzungsraten

Die Bestimmung der P- und Fe-Freisetzungsraten erfolgte unter kontrollierten Laborbedingungen an intakten Torfkernen. Es wurden jeweils drei Kerne (Durchmesser: 13,4 cm, Länge: 20 cm) aus der obersten Torfschicht in unmittelbarer Nähe der Dialysesammlermessstellen entnommen, um zu prüfen, wie die Ergebnisse des in-situ Porenwasserchemismus und die Stofffreisetzungsraten zusammenhängen. Die Torfkern wurden mit einem Plexiglasrohr mit scharfer Unterseite vorgebohrt, um bei der anschließenden Entnahme mit einem PlexiglasmanTEL eine Kompaktierung der Torfe zu vermeiden. Die oberen 5 cm der Torfkern wurden entfernt, um den Einfluss von frischem Pflanzenmaterial bei der Bestimmung der Stofffreisetzungsraten vernachlässigen zu können. In die Torfkern wurden speziell angefertigte Dialysesammler eingebracht, die die Aufnahme von vertikalen Konzentrationsgradienten mit einer räumlichen Auflösung von 1 cm erlaubten



(Abb. 2). Im Anschluss daran wurden die Torfkern in wasserdichte PVC-Röhren (Durchmesser: 15 cm, Länge: 35 cm) überführt. Die Inkubation der Torfkern erfolgte abgedunkelt bei einer konstanten Temperatur von 18°C in einer Klimakammer. Eine Zusammenstellung der chemisch-physikalischen Eigenschaften der inkubierten Torfe findet sich in der Tabelle 3:

Abb. 2: Dialysesammler zur Aufnahme von vertikalen Konzentrationsgradienten gelöster Stoffe (1 cm Auflösung) in intakten Torfkern (15 cm x 13 cm).

Tabelle 3: Chemische und physikalische Eigenschaften der inkubierten Torfe (Torfzersetungsgrad (H) nach Puustjärvi 1970; H 10: stark zersetzt, H 5-6: mittel zersetzt, H 1-3: schwach zersetzt).

| Probenahmestelle der Kerne | H | BD-P* | BD-Fe* | P _t ** | Fe _t ** | molares | molares | TRD*** |
|-------------------------------------|----|-------|--------|-------------------|--------------------|------------------------------------|------------|--------|
| | | | | | | C _t ** : P _t | BD-Fe:BD-P | |
| [μmol g ⁻¹ Trockenmasse] | | | | | | [g cm ⁻³] | | |
| Wendewiesen | 10 | 9,3 | 104 | 52 | 421 | 645 | 11,4 | 0,29 |
| Menzlin | 10 | 12,8 | 58 | 65 | 281 | 487 | 4,4 | 0,30 |
| Zarnekow | 10 | 7,2 | 112 | 44 | 455 | 754 | 15,1 | 0,39 |
| Moor am Tribschsee | 6 | 0,7 | 0,5 | 37 | 84 | 994 | 1,2 | 0,13 |
| Töpchin | 6 | 1,8 | 13 | 51 | 190 | 623 | 6,0 | 0,10 |
| Gr. Fuchskuhle | 5 | 2,0 | 2,8 | 16 | 25 | 2607 | 1,4 | 0,09 |
| Gützkow | 3 | 0,4 | 0,3 | 30 | 86 | 1076 | 0,8 | 0,12 |
| Rzecin | 2 | 0,5 | 1,5 | 21 | 38 | 1805 | 3,6 | 0,06 |
| Żolwia Błoc | 1 | 1,8 | 1,3 | 13 | 31 | 2807 | 0,7 | 0,06 |

*BD-P, -Fe: Bicarbonat-Dithionit löslicher (redoxempfindlicher) Phosphor und Eisen (Zak et al. subm., Psenner et al. 1984)

**Stoffgesamtgehalte (P_t, Fe_t, C_t) von getrockneten homogenisierten Torfproben nach Zwirnmann et al. (1999)

***Trockenrohichte TRD nach Scheffer & Blankenburg (1993)

Nach einer Inkubationszeit von drei Wochen wurden die Dialysesammler beprobt (Einzelkammeruntersuchung). Die Bestimmung der Freisetzungsraten für P und Fe erfolgte mit dem Computerprogramm Profile V1 anhand der vertikalen Konzentrationsprofile der gelösten Stoffe (Berg et al. 1998).

Ergebnisse und Diskussion

Die Stoffkonzentrationen im Porenwasser der Moore werden durch vielfältige Einflussgrößen wie mikrobiell gesteuerte Prozesse, Pflanzenwachstum, geochemischen Reaktionen und hydrologische Bedingungen gesteuert (Gelbrecht et al. 2006). Da diese Einflussgrößen zwischen den Untersuchungsgebieten stark von einander abweichen können, ist es überraschend, dass die unter den kontrollierten Laborbedingungen ermittelten P- und Fe-Freisetzungsraten einen engen Zusammenhang zur Höhe der in-situ Porenwasserkonzentrationen aufweisen (Abb. 3). Außerdem zeigte sich, dass hohe Stofffreisetzungsraten und damit einhergehend hohe Konzentrationen im Porenwasser vor allem in den wiedervernässten Mooren auftraten, deren oberste Torfschicht stark zersetzte Torfe (H 10) aufweisen. Die höchsten P-Freisetzungsraten und die zugleich höchsten in-situ P-Konzentrationen traten in den stark zersetzten Torfen des wiedervernässten Moores bei Menzlin auf. Eine statistische Auswertung ergab, dass die P-Freisetzungsraten in der Anfangsphase der Wiedervernässung von Mooren signifikant von den BD-P-Gehalten der untersuchten Torfe abhängt (Abb. 4 a).

Die Höhe der ermittelten Raten – es handelt sich hierbei um Nettofreisetzungsraten – ergibt sich aus der Menge des insgesamt freigesetzten P (= Bruttofreisetzung) abzüglich der Menge an P, der durch Sorption oder durch mikrobielle Aufnahme wieder gebunden wird (z.B. Jensen et al. 1999). Die im Vergleich zu Menzlin niedrigen P-Freisetzungsraten in den stark zersetzten Torfen der Untersuchungsgebiete Wendewiesen und Zarnekow können somit auf eine erhöhte Resorption von P zurückgeführt werden. Dafür sprechen der hohe Eisenüberschuss bzw. die hohen molaren BD-Fe:BD-P-Verhältnisse der Torfe (Tabelle 3).

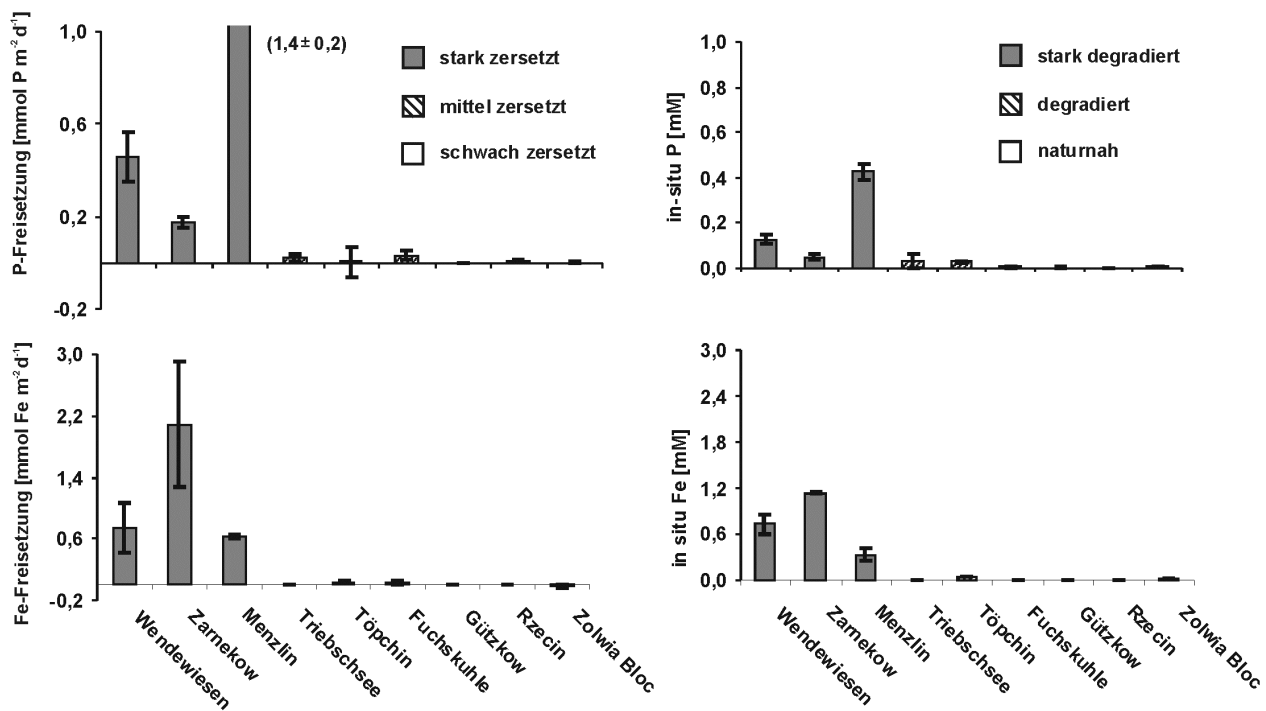


Abb. 3. P- und Fe-Freisetzungsraten in unterschiedlich zersetzten Torfen und in-situ P- und Fe-Porenwasserkonzentrationen naturnaher und wiedervernässter Niedermoore (Mittelwerte \pm Standardfehler, n =3)

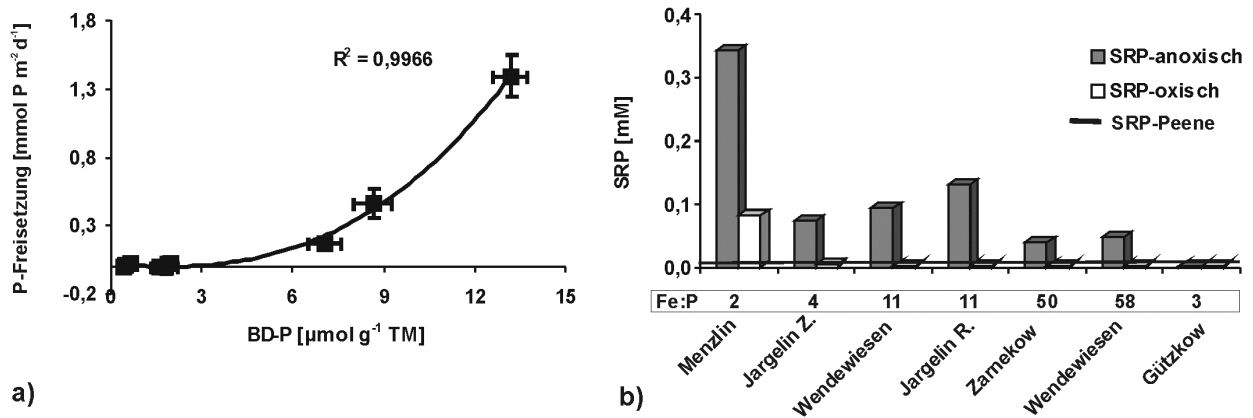


Abb. 4a: Korrelation zwischen der Menge des redoxempfindlich gebundenen Phosphors (BD-P) und den P-Freisetzungsraten (Mediane \pm SE, n=3).

Abb. 4b: SRP-Konzentrationen wiedervernässter Moore und eines naturnahen Moores (bei Gützkow) der Peeneniederung im anoxischen Porenwasser und nach der Einstellung von oxischen Gleichgewichtsbedingungen (P-Rückhalt an der Redoxgrenze) im Vergleich zu den mittleren SRP-Konzentrationen in der angrenzenden Peene (Unterlauf) (Mittelwerte, n = 9-34).

Die hohen P-Konzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore (Abb. 4 b) führen nicht zwangsweise zu einer erhöhten Belastung angrenzender Gewässer. Die Untersuchungen zum P-Rückhalt an der anoxischen/oxischen Redoxgrenzfläche bestätigen bereits vorangegangene Untersuchungen (Zak et al.

2004), dass der im Torf mobilisierte Phosphor unter bestimmten geochemischen Randbedingungen (molares Fe:P-Verhältnis im anoxischen Porenwasser > 3) durch die Ausfällung von Fe(III)-Hydroxiden nahezu vollständig zurückgehalten wird (Abb. 4 b). Dagegen wird im Polder Menzlin mit niedrigen molaren Fe:P-Verhältnissen (< 3) in geringerem Umfang P zurückgehalten (Abb. 4 b).

Schlussfolgerungen

Die hier dargestellten Ergebnisse sowie weitere Untersuchungen beweisen, dass die obere, stark zersetzte Torfschicht hauptverantwortlich für die hohe Stofffreisetzung nach der Wiedervernässung von Mooren ist. Ohne entsprechende Voruntersuchungen lässt sich jedoch nicht einschätzen, ob es durch die Wiedervernässung von Mooren zu einer Phosphorbelastung angrenzender Gewässer kommen kann. Eine Möglichkeit die hohe Stofffreisetzung in wiedervernässten Mooren zu unterbinden, ist das Abtragen der stark zersetzten Torfe, die oftmals nur eine geringe Mächtigkeit von wenigen Dezimetern aufweisen. Der verhältnismäßig hohe finanzielle Aufwand dieser Maßnahme kann durch eine industrielle bzw. landwirtschaftliche Nutzung der stark zersetzten nährstoffreichen Torfe kompensiert werden.

Danksagung

Die Autoren danken den Mitarbeitern des Zentralen Chemielabors des IGB für die Mitwirkung bei den Probenahmen sowie für die sorgfältige Durchführung von chemischen Analysen. Frau Prof. J. Zeitz, Dr. S. Vely und S. Jordan, Humboldt-Universität zu Berlin, unterstützten uns bei der Torfansprache. Wir danken weiterhin für vielfältige Unterstützung Herrn Dr. U. Lenschow vom LUNG Mecklenburg-Vorpommern und dem Zweckverband Peenetal. Teile der Untersuchungen wurden gemäß der Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung von Mooren (Föri-Moorschutz) mit Mitteln aus dem Haushalt des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern sowie dem Europäischen Ausgleichs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) gefördert.

Literatur

- Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Texte, Nr. 75/99, Berlin, 288 S.
- Berg, P., Risgaard-Petersen, N. & Rysgaard, S. (1998): Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. *Limnol. Oceanogr.* 43 (7): 1500-1510.
- Gelbrecht, J., Zak, D. & Rossoll, T. (2006): Dynamik gelöster Stoffe und Phosphorrückhalt in wiedervernässten Mooren des Peenetals (Mecklenburg-Vorpommern). *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 45 (1): 3-21.
- Hesslein, R.H. (1976): An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnol. Oceanogr.* 22: 913-915.
- Jensen, M.B., Hansen, H.C.B., Nielsen, N.E. & Magid, J. (1999): Phosphate leaching from intact soil column in response to reducing conditions. *Water, Air and Soil Pollution* 113: 411-423.
- Scheffer, B. & Blankenburg, J. (1993): The determination of the bulk density of peat soils. *Agribiol. Res.* 46 (1): 46-53
- Psenner, R., Pucsko, R. & Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologische wichtiger Fraktionen. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 30: 43-59.
- Puustjärvi, V. (1970): Degree of humification. *Peat Plant News* 3: 48-52.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2004): Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. *Biogeochemistry* 70: 357-368.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (submitted): Evaluation of the mobilization potential of phosphorus and organic carbon in re-wetted fens of NE Germany by a modified chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science*.
- Zwirmann, E., Krüger, A. & Gelbrecht, J. (1999): Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB. In: *Berichte des IGB*: 9: 3-24.

GABEL, F., GARCIA, X.-F., BRAUNS, M., MEYER, E.-I. & M. PUSCH: Wirkung von schiffsinduziertem Wellenschlag auf das Makrozoobenthos in verschiedenen Uferhabitaten

KHALIL, Y. & M. SCHIRMER: Zooplankton im Gezeitenbereich der Unterweser

KRANICH, J. & K.-P. LANGE: Bedeutung des Interstitials für den Nährstoffumsatz und -transport der Elbe

LINKE, A., WETZEL, M. A. & J. H. E. KOOP: Effekte der Fahrrinnenanpassung auf das Makrozoobenthos im nördlichen Peenestrom

MESAROS, P., RÖDIGER, S. & A. ANLAUF: Analyse der Habitatdiversität und –bindung des Makrozoobenthos in Bühnenfeldern der Elbe

RÖDIGER, S., KÖNIG, B., ANLAUF, A. & J. H.E. KOOP: Auswirkungen alternativer Bühnenformen auf die Fischgemeinschaft in Bühnenfeldern der Elbe

SCHMIDT, S. I., HAYBACH, A., KÖNIG, B., SCHÖLL, F. X. & J. H.E. KOOP: Spiegelt die Makrozoobenthosbesiedlung die Sedimentumlagerung in Bundeswasserstraßen wider?

Wirkung von schiffsinduziertem Wellenschlag auf das Makrozoobenthos in verschiedenen Uferhabitaten

Friederike Gabel¹, Xavier-F. Garcia¹, Mario Brauns¹, Elisabeth I. Meyer², Martin Pusch¹

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie u. Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, gabel@igb-berlin.de,

2 Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster

Keywords: Verdriftungsraten, Sohlschubspannung, Habitatkomplexität, Binnenschifffahrt, Wellenschlag

Einleitung

Schiffsinduzierte Wellen zeichnen sich durch ihre großen Wellenhöhen, häufiges Auftreten, kurzzeitige starke Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeiten aus und erreichen auch Ufer, die sonst vor natürlichem, windinduziertem Wellenschlag geschützt sind. Dort beeinträchtigen sie z.B. Jungfische und Fischlarven, bei denen geringere Abundanzen und erhöhte Mortalitätsraten nachgewiesen wurden (Holland, 1986; Wolter & Vilcinskas, 1997; Arlinghaus *et al.*, 2002; Wolter & Arlinghaus, 2003). Bishop (2003, 2004) und Bishop & Chapman (2004) fanden in schiffsfahrtsbeeinträchtigten Uferzonen geringere Abundanzen des litoralen Makrozoobenthos als in schiffsfahrtsfreien Zonen. Darüber hinaus aber ist bisher wenig bekannt, z.B. ab welchen Grenzwerten des Wellenschlages Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zu verzeichnen sind, oder wie sich Wellenschlag auf das Makrozoobenthos verschiedener Habitate auswirkt. Informationen über diese Wirkungsbeziehungen werden jedoch als Grundlage für ein ökologisch orientiertes Ufermanagement benötigt. Aus diesem Grunde wurden die Auswirkungen des schiffsinduzierten Wellenschlages auf die Verdriftungsresistenz von fünf Makrozoobenthosarten experimentell untersucht. Insbesondere wurde die Wirkung der strukturellen Komplexität von verschiedenen Habitaten auf die Verdriftungsraten der Makrozoobenthos geprüft. Dabei wurden die Hypothesen getestet, dass die Verdriftungsrate mit zunehmender Wellenintensität generell zunimmt, aber bei zunehmender struktureller Komplexität des Habitats abnimmt.

Material und Methoden

In einem experimentellen Wellenkanal (3,0 m lang, 0,8 m breit und 0,6 m hoch) wurden je 20 Individuen der Arten *Bithynia tentaculata* L. (Gastropoda), *Calopteryx splendens* Harris (Odonata), *Dikerogammarus villosus* Sowinsky (Crustacea), *Gammarus roeseli* Gervais (Crustacea) und *Lacophilus hyalinus* DeGeer (Coleoptera), die ein breites Spektrum an Festhaltetechniken und morphologischen Anpassungen abdecken, Wellen mit zunehmenden Sohlschubspannungen ausgesetzt. Die Experimente wurden auf den litoralen Habitaten Sand, Schilf, Steinen, Totholz und Wurzeln durchgeführt, die durch unterschiedliche strukturelle Komplexität charakterisiert sind.

Die Sohlschubspannungen τ (dyn/cm²) wurden mit Hilfe des Wellenrauigkeitsfaktors nach Dyer (1986) für laminare Strömungen berechnet:

$$\tau = 0.5 f \rho U_b^2$$

$$f = 2 \sqrt{\frac{\nu}{U_b A_b}}$$

- f : Rauigkeitsfaktor
- ρ : Dichte von Wasser (1 g/cm³)
- U_b : Maximale Orbitalgeschwindigkeit der Welle (cm/s)
(mit einem Akustischen Doppler-Velocimeter gemessen, 50 Hz)
- A_b : Maximale Amplitude (cm)
(mit einem akustischen Wellenhöhensensor gemessen, 20 Hz)
- ν : Viskosität von Wasser (~0.01 cm²/s)

Alle Versuche wurden mit 10 Sohlschubspannungsstufen durchgeführt (4,3-21,9 dyn/cm²), die sich signifikant voneinander unterschieden (ANOVA, Scheffé-Post-Hoc-Test, n=100, p < 0.023), innerhalb der einzelnen Stufen aber gut reproduzierbar waren (Varianzkoeffizient: 0.36 - 2.17 %, n=10 pro Sohlschubspannungsstufe).

Für alle Habitat-Arten-Kombinationen wurden jeweils 20 Individuen drei replizierten Wellen pro Sohlschubspannungsstufe ausgesetzt. Zwischen den einzelnen Wellen wurde ein Pause von 15 min eingelegt, um verdrifteten Individuen wieder Zeit zum Suchen neuer Festhaltepunkte zu geben. Die Anzahl verdrifteter Individuen wurde mit zwei Videokameras aufgezeichnet. Die Sohlschubspannungsstufen wurden erhöht, bis die maximale Sohlschubspannung (21,9 dyn/cm²) erreicht war. Die mit zunehmender Sohlschubspannung steigende Anzahl an verdrifteten Individuen wurde mittels sigmoider Regressionsanalyse ($\ln(y)=b_0+(b_1/t)$) beschrieben. Unterschiede in den Verdriftungsraten zwischen den Habitaten wurden mittels einer ANOVA (Scheffé-Post-Hoc-Test, n=75) getestet. Außerdem wurde die Sohlschubspannungsreduktion für die untersuchten Habitattypen ermittelt, indem die vor und hinter den Habitaten auftretenden Sohlschubspannungen bestimmt wurden. Unterschiede zwischen den Sohlschubspannungen vor und hinter jedem Habitat wurden mittels gepaarter T-Tests getestet (n=20 pro Test). Unterschiede in der Reduktion der Sohlschubspannung zwischen den Habitaten wurden mittels ANOVA (Scheffé-Post-Hoc-Test) getestet (n=50 pro Stufe).

Ergebnisse und Diskussion

Die Anzahl an verdrifteten Individuen nahm auf den Habitaten Sand, Totholz, Schilf und Steinen mit steigender Sohlschubspannung zu. Es ergab sich eine signifikante Abhängigkeit der Anzahl an verdrifteten Individuen von der Sohlschubspannung (Abb. 1, Tab.1). Im Gegensatz dazu wurden auf dem Habitattyp Wurzeln nur sehr wenige Individuen verdriftet, wobei die Beziehung zwischen Anzahl an verdrifteten Individuen und der Sohlschubspannung nicht signifikant war

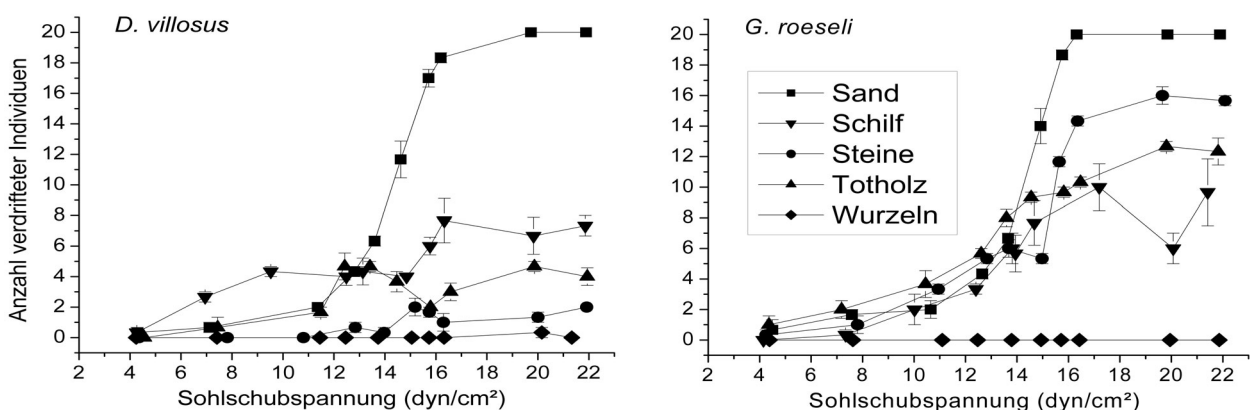


Abb. 1: Anzahl an verdrifteten Individuen von *D. villosus* und *G. roeseli* in Abhängigkeit von der Sohlschubspannung.

Gemittelt über alle Arten, wurden signifikant mehr Individuen auf Sand verdriftet (jeweils 100%) als auf den komplexeren Habitaten, wohingegen auf Wurzeln, dem Habitat mit der größten Komplexität, die wenigsten Individuen verdriftet wurden (Abb. 2). Die Anzahl an verdrifteten Individuen der Habitate Schilf, Steine und Totholz unterschied sich signifikant von denen der Habitate Sand und Wurzeln, wobei zwischen Schilf, Steinen und Totholz keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl an verdrifteten Individuen festgestellt werden konnte.

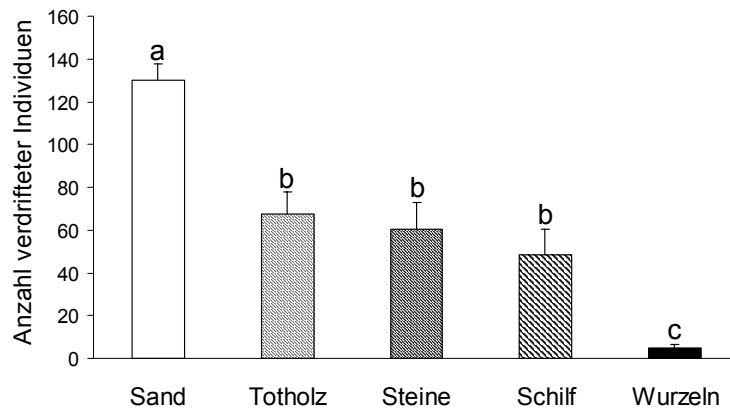


Abb. 2: Gesamtanzahl (Mittelwert + SF) an verdrifteten Individuen für jedes Habitat. Signifikante Unterschiede (ANOVA, Scheffé-Post-Hoc-Test) zwischen den Habitaten sind durch verschiedene Buchstaben gekennzeichnet.

Der Vergleich der Verdriftungsraten in den Habitattypen Schilf, Steine und Totholz zeigt deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Arten. So wurden z. B. auf Schilf wenige Individuen von *C. splendens* (8 ± 2) und *B. tentaculata* (12 ± 0) verdriftet, während bei *D. villosus* (47 ± 1) *G. roeseli* (51 ± 5) und *L. hyalinus* (125 ± 2) höhere Verdriftungsraten in diesem Habitat gefunden wurden (Tab. 1). Diese Unterschiede sind in der Übereinstimmung der Körpermorphologie mit den Eigenschaften des Habitats begründet. So war *C. splendens* in der Lage, sich gut an den Schilfhalm festzuklammern und *B. tentaculata* sich an den glatten Stängeln anzuheften, während *D. villosus*, *G. roeseli* und *L. hyalinus* morphologisch dazu nicht in der Lage waren.

Tab. 1: Zusammenhang zwischen Sohlschubspannung und Anzahl an verdrifteten Individuen bei den untersuchten Arten auf den getesteten Habitaten. Angegeben sind die Regressionskoeffizienten (r^2) und die jeweiligen Signifikanzniveaus (*) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$) der sigmoiden Regression, sowie die Gesamtanzahl an verdrifteten Individuen auf den Habitaten (Mittelwert \pm SF).**

| | Sand | Schilf | Steine | Totholz | Wurzeln |
|--------------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------|
| <i>Bithynia tentaculata</i> | 0,96*** 124,3 \pm 3,2 | 0,48* 12,3 \pm 0,3 | 0,02 22,3 \pm 0,9 | 0,81*** 80,0 \pm 1,5 | 0,52* 8,0 \pm 0,6 |
| <i>Calopteryx splendens</i> | 0,94*** 166,3 \pm 0,3 | 0,64* 8,0 \pm 2,1 | 0,79*** 65,0 \pm 2,6 | 0,66* 29,7 \pm 1,2 | 0,05 0,3 \pm 0,3 |
| <i>Dikerogammarus villosus</i> | 0,81*** 100,7 \pm 1,4 | 0,92*** 47,3 \pm 1,2 | 0,56** 9,0 \pm 1,2 | 0,84*** 29,0 \pm 0,6 | 0,06 0,3 \pm 0,3 |
| <i>Gammarus roeseli</i> | 0,77** 100,8 \pm 2,5 | 0,94*** 50,7 \pm 4,9 | 0,88*** 79,0 \pm 1,7 | 0,92*** 74,7 \pm 0,9 | - 0,0 \pm 0,0 |
| <i>Laccophilus hyalinus</i> | 0,98*** 151,7 \pm 1,8 | 0,91*** 124,7 \pm 2,3 | 0,88*** 127,3 \pm 2,0 | 0,92*** 124,3 \pm 1,5 | 0,12 14,7 \pm 0,9 |

Bei der Untersuchung der Sohlschubspannung vor und hinter den Habitaten wurden für alle Habitate signifikante Unterschiede festgestellt ($p < 0.001$ für alle Tests, $n = 20$ pro Test). Die Reduktion der Sohlschubspannung nahm von Sand, über Totholz, Steine und Schilf bis zu Wurzeln zu (Abb. 3). Während zum Beispiel auf Sand die Sohlschubspannung in der höchsten erzeugten Stufe nur um 3 dyn/cm^2 reduziert wurde, konnte in Wurzeln eine Reduktion der Sohlschubspannung um 55% von 22 dyn/cm^2 auf 10 dyn/cm^2 festgestellt werden. Damit reduzierten Wurzeln aufgrund ihrer räumlich komplexen Struktur die Sohlschubspannung viermal so stark wie das homogene Sandhabitat.

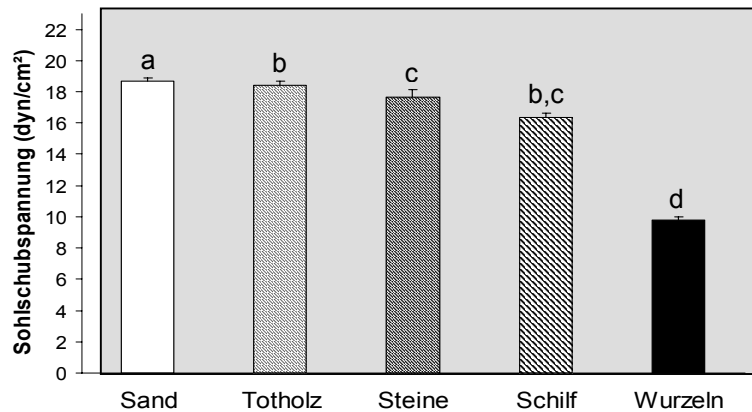


Abb. 3: Sohlschubspannungen vor (grauer Hintergrund) und hinter den Habitaten (Säulen) für die höchste Sohlschubspannungsstufe ($21,9 \text{ dyn/cm}^2$). Unterschiede (ANOVA, Scheffé-Post-Hoc-Test) zwischen den Habitaten sind durch verschiedene Buchstaben gekennzeichnet.

Die niedrigeren Driftraten in den komplexeren Habitaten sind somit zum einen auf die besseren Festhaltungsmöglichkeiten, und zum anderen auf die erhöhte Reduktion der Sohlschubspannung zurückzuführen. Auf Sand, der die geringsten Möglichkeiten zum Festhalten bot und auch die Sohlschubspannung am wenigsten reduzierte, wurden daher die meisten Individuen auch bei geringen Sohlschubspannungen verdriftet. Im Gegensatz dazu stellten Wurzeln durch ihr dichtes Netzwerk viele Möglichkeiten zum Festhalten zur Verfügung und reduzierten einen Großteil der Sohlschubspannung. Sie boten somit den besten Schutz gegen die Auswirkungen der welleninduzierten Sohlschubspannung. Zusammenfassend lässt sich daher feststellen, dass mit zunehmender Komplexität des Habitates dessen Refugialfunktion für das litorale Makrozoobenthos zunimmt.

Die Signifikanz der durchgeführten Regressionsanalysen deutet auf die Existenz von Schwellenwerten der Sohlschubspannung hin, die art- und habitatspezifisch variieren. Im Allgemeinen traten substantielle Driftraten in einer Größenordnung von 50 % bereits bei einer Sohlschubspannung von 15 dyn/cm^2 auf. Dies entspricht Strömungsgeschwindigkeiten von ca. 42 cm/s . Bei Freilandmessungen am Langen See und an der Spree in Berlin wurden für Sportboote Strömungsgeschwindigkeiten von $21\text{--}44 \text{ cm/s}$, für Ausflugsdampfer sogar bis zu 324 cm/s ermittelt (Franke 2006). Daher kann angenommen werden, dass die Auswirkungen des schiffsinduzierten Wellenschlages auf das Makrozoobenthos im Freiland noch deutlich über den hier dokumentierten liegen können.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Anteil an verdrifteten Individuen nahm mit steigender Sohlschubspannung zu. Dieser Effekt wurde stark vermindert bzw. sogar ausgeschaltet, wenn den untersuchten Arten Habitats mit höherer struktureller Komplexität zur Verfügung standen. Zunehmende Habitatkomplexität bewirkte

einerseits eine Reduktion der Sohlschubspannung, und andererseits boten komplexere Habitate bessere Festhaltungsmöglichkeiten. Beide Effekte resultierten in einer erhöhten Refugialfunktion komplex strukturierter Uferhabitate gegenüber anthropogen verursachtem Wellenschlag. Durch die Präsenz solcher Habitate wird somit die Driftresistenz des Makrozoobenthos gegenüber welleninduzierter Sohlschubspannung erhöht.

Komplexe Habitate sind an vielen Ufern jedoch durch ständige Wellenbelastung beeinträchtigt oder durch bauliche Maßnahmen zur Ufersicherung verloren gegangen, so dass strukturell homogene Habitate wie Spundwände an vielen Ufern dominieren. Somit fehlen an diesen Ufern die Habitate mit dem besten Schutzeffekt vor Wellenschlag, so dass Effekte des schiffsinduzierten Wellenschlags auf die litorale Makrozoobenthosgemeinschaft verstärkt werden. Ein ökologisch orientiertes Ufermanagement sollte daher schwerpunktmäßig auf den Erhalt bzw. die Wiederherstellung der strukturellen Komplexität der Uferzone abzielen. Weiterhin kann die schiffbedingte Wellenbelastung auch durch eine Reduktion der Schiffsgeschwindigkeiten bzw. die Errichtung von Wellenschutzbauwerken wie Lahnungen vermindert werden.

Danksagung

Wir danken Dr. A. Sukhodolov, Dr. H. Bungartz, R. Biskupek, T. Hintze, W. Sauer, M. Leszinski, C. Wagner und S. Wilhelm für die Mitarbeit.

Literatur

- Arlinghaus R., Engelhardt C., Sukhodolov A. & Wolter C. (2002): Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. *Journal of Fish Biology*, 61, 1386-1402.
- Bishop M.J. (2003): Making waves: the effects of boat-wash on macrobenthic assemblages of estuaries. PhD Thesis, Sydney University, Sydney.
- Bishop M.J. (2004): A posteriori evaluation of strategies of management: The effectiveness of no-wash zones in minimizing the impacts of boat-wash on macrobenthic infauna. *Environmental Management*, 34, 140-149.
- Bishop M.J. & Chapman M.G. (2004): Managerial decisions as experiments: an opportunity to determine the ecological impact of boat-generated waves on macrobenthic infauna. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 61, 613-622.
- Dyer, K.R. (1986): Coastal and estuarine sediment dynamics. Wiley, Chichester.
- Franke D. (2006): Auswirkung von Schifffahrtswellen auf die Binnenwasserstraßen von Berlin. Studienarbeit TU Bergakademie Freiberg, angefertigt am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.
- Holland L.E. (1986): Effects of Barge Traffic on Distribution and Survival of Ichthyoplankton and Small Fishes in the Upper Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115(1), 162-165.
- Wolter C. & Arlinghaus R. (2003): Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13, 63-89.
- Wolter C. & Vilcinskas A. (1997): Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 6, 174-181.

Zooplankton im Gezeitenbereich der Unterweser

Yasmin Khalil¹ & Michael Schirmer²

Universität Bremen, Postfach 33 04 40, 28359 Bremen, Fachbereich 2 (Chemie/Biologie),
Insitut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Abt. Aquatische Ökologie,
y.khalil@gmx.de, schi@uni-bremen.de

Keywords: Zooplankton, Tideweser, Flachwasserzone

Einleitung

Die vorliegende Untersuchung befasst sich mit der Zooplanktongesellschaft im oberen Ästuar der Unterweser. Flachwasserzonen kommt im Allgemeinen eine hohe Bedeutung als Gebiete mit hoher Retentions- und Reproduktionszeit zu. Inwiefern dies für das Zooplankton gilt, steht hier im Fokus.

Der Wechsel der Unterweser vom Potamal ins Ästuar

Im Unterlauf, dem Potamal, kommt es vor der Mündung zu einer mehr oder weniger weiten vom Meer beeinflussten Vermischungszone, die als Ästuar bezeichnet wird. Dieser wird in Brackwasserregionen gegliedert (Caspers 1959), die auf Grund unterschiedlicher Salinitäten stark divergierende Anforderungen an Flora und Fauna stellen. Die anthropogene Nutzung sowie entsprechende Anpassungen der Flüsse haben die aquatischen Lebensräume im norddeutschen Tiefland stark verändert. Die Eingriffe haben unter anderem zu einem Vordringen der Tidewelle bis weit ins Landesinnere geführt, damit hat sich die Brackwassergrenze heute in der Unterweser bis nach Brake verschoben. Hier befindet sich an der größten deutschen Flussinsel, dem Harrier Sand, eine Flachwasserzone. Sie zeichnet sich dadurch aus, dass die zwölf Kilometer lange Insel am limnischen Rand der Brackwasserzone liegt.

Mesozooplankton

Das Plankton erreicht einen schwebähnlichen Zustand in der Wassersäule. Durch geringe Größe und Dichte wird es maßgeblich durch die Verfrachtung in seinem Lebensraum bestimmt. Im Fließgewässer erfolgt in der Regel der flussabwärtige Transport der Plankter zu schnell, als dass hier positives Populationswachstum möglich ist. In der Unterweser ergeben sich für die Plankter besondere Bedingungen. Sie sind neben den Turbulenzen im Potamal, den Salinitätsschwankungen des oligohalinen Flussabschnitts ausgesetzt. Mit dem Hin- und Herschwingen des Wasserkörpers mit den Tiden erhöhen sich die Verweilzeiten der Plankter in diesem Flussabschnitt. Das potamale Mesozooplankton wird durch die Hauptgruppen Copepoden, Cladoceren und Rotatorien bestimmt. Die Untersuchung wird versuchen die Frage zu beantworten, ob an dieser Stelle der Flachwasserzone im Rechten Nebenarm Retentions- und Reproduktionsgebiet eine besondere Bedeutung zukommt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

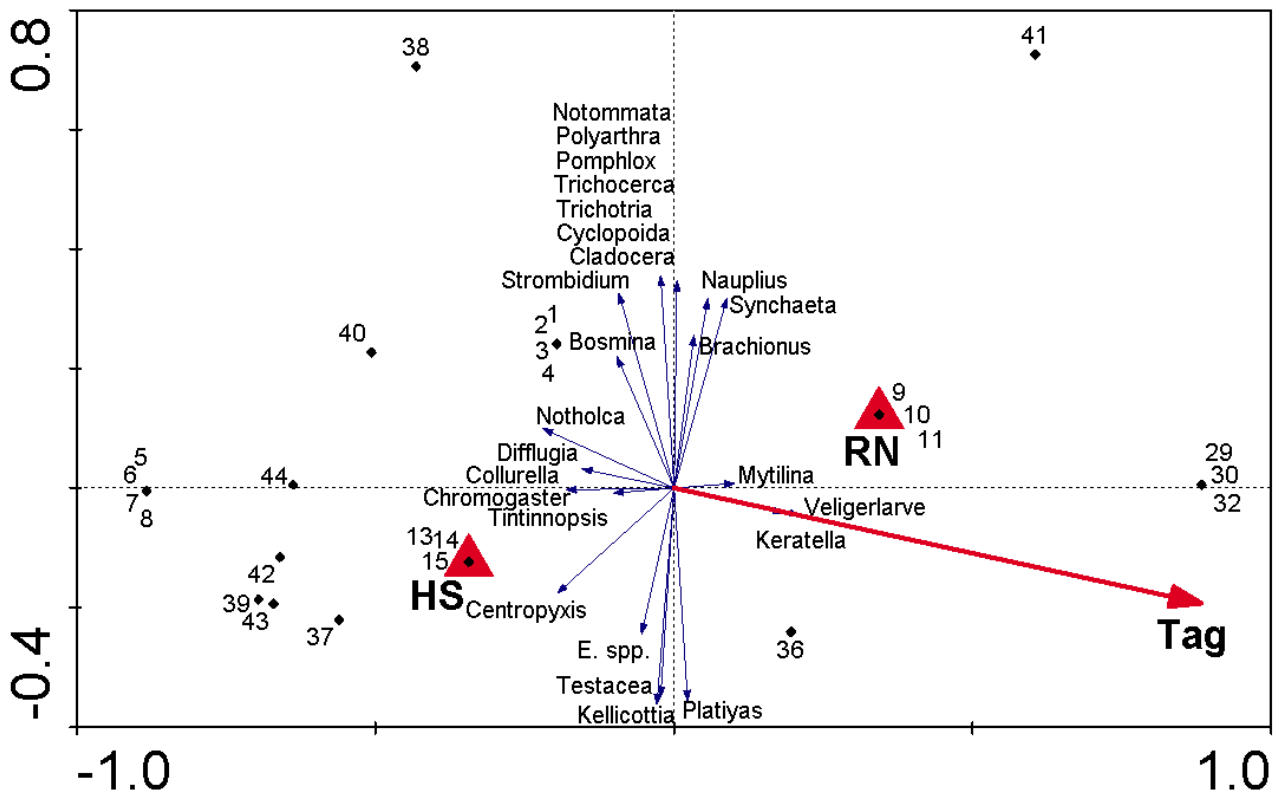
Das Untersuchungsgebiet bilden die Ströme um die Weser-Flussinsel Harrier Sand, der Hauptstrom der Weser sowie der Rechte Nebenarm. Die Ströme unterscheiden sich unter anderem durch eine geringere Tiefe im Rechten Nebenarm als im seeschiffgängigen Hauptstrom. Der Rechte Nebenarm entleert sich tiderythmisch zwei Mal täglich bis zu 90 % (Steege & Lange 2006), außerdem sind Röhrichtbestände am Ufer erhalten geblieben. Strömungsarme Flachwasserzonen sind durch veränderte Uferstrukturen und den stark erhöhten Tidehub in der Unterweser selten geworden. Die strombaulichen Maßnahmen haben zu weitem Vordringen einer stark deformierten Tidewelle geführt. Mit den damit verbundenen Pegelveränderungen hat sich das Mixohalinikum ausgedehnt. Es pendelt über eine Strecke von 10 - 15 km (Grabemann et al. 2005), wobei die obere Grenze heute bei Brake (UW-km 40) liegt. Auf Grund der Querschnittserweiterungen erhöhte sich die Verweildauer des Oberwassers in der Unterweser. So dringt die Brackwassergrenze, insbesondere im Sommer, weiter flussaufwärts vor. Bei niedrigem Oberwasserabfluss kann das zu Abflusszeiten von Bremen bis Bremerhaven von bis zu 40 Tagen führen. Das Untersuchungsgebiet umfasst damit verschiedene Einflussfaktoren, die mit der besonderen Lage der Flachwasserzone zusammentreffen.

Probennahme und -bearbeitung

Die Probennahmen erfolgten im Mai bis August 2004 zu Hochwasser. Es wurden an vier Probenahmetagen im Hauptstrom und im Rechten Nebenarm jeweils vier Stationen beprobt. Auf zwei Transekten wurden die uferfernen Stationen mit einem Netz (55µm) integriert aus einer Tiefe von 2 m gezogen, an den ufernahen Stationen wurden 50 l geschöpft. An jeder Station wurden begleitend die Umweltparameter Sauerstoff, Salzgehalt, pH-Wert, Sichttiefe und Temperatur aufgenommen. Die Zooplanktonproben wurden vor der Konservierung mit CO₂ versetzt, um eine Kontraktion bepanzelter Rotatorien bei der Konservierung mit Formol (4 ‰) zu verhindern. Die taxonomische Bearbeitung der Proben erfolgte an einem Utermöhl-Umkehrmikroskop. Copepoden wurden unter dem Binokular identifiziert. Zur statistischen Bearbeitung wurde eine multivariate Analyse zur Identifikation der Hauptkomponenten und strukturierenden Faktoren wurde mit dem Programm „canoco“ durchgeführt.

Ergebnisse

Insgesamt konnten in der Unterweser 72 Taxa aus sechs verschiedenen Tierstämmen identifiziert werden. Dabei konnten von den 58 Rotatorientaxa 31 bis auf Artniveau bestimmt werden. Die maximale Individuendichte wurde am 14.5.2004 mit 1007 Ind./l. im Hauptstrom nachgewiesen. Sie sank bis auf ein Minimum von 199 Ind./l. am 4.8.2004 im Rechten Nebenarm. Die Shannon-Weaver-Diversität der Unterweser sinkt über den Untersuchungszeitraum von 2,26 auf 1,72. Bei der Unterscheidung zwischen den Strömen, ergibt der Vergleich einen tendenziellen Anstieg der Diversität mit der Saisonalität im Rechten Nebenarm. Die multivariate Analyse der Daten mittels einer Redundanzanalyse erbringt den Beweis für die Jahreszeit als wichtigsten, die Planktongemeinschaft strukturierenden Faktor, wie die Abbildung 1 zeigt. Der zweitwichtigste Faktor ist die Verteilung der Organismen auf Hauptstrom und Rechten Nebenarm.



**Abb. 1: Redundanzanalyse der Hochwasserdaten inkl. Abundanzen und Umweltdaten.
Hauptstrom: HS, Rechter Nebenarm: RN**

Die Verteilung aller Planktonorganismen im Untersuchungsgebiet in Abbildung 2 zeigt, dass die meisten dominanten Taxa stärker im Rechten Nebenarm vertreten sind. So zeigen dominante Rotatoriengattungen nacheinander hohe Abundanzen im Rechten Nebenarm, ebenso die fragilen Veligerlarven von *Dreissena polymorpha*. Demgegenüber stehen die beschalteten Protisten und die hochabundante ubiquitäre Rotatorie *Keratella cochlearis*, die wie die deutlich mobileren juvenilen und adulten Copepoden im Hauptstrom auftreten.

| | <u>14.05.</u> | <u>04.06.</u> | <u>30.06.</u> | <u>04.08</u> |
|-------------------------------------|---------------|---------------|---------------|--------------|
| <i>Keratella</i> spp. (Rotatoria) | | | | |
| <i>Synchaeta</i> spp. (Rotatoria) | | | | |
| <i>Brachionus</i> spp. (Rotatoria) | | | | |
| <i>Polyarthra</i> spp. (Rotatoria) | | | | |
| <i>Notholca</i> spp. (Rotatoria) | | | | |
| Nauplien (Crustacea) | | | | |
| Calanoida spp. (Crustacea) | | | | |
| <i>Eurytemora</i> spp. (Crustacea) | | | | |
| Veligerlarve (Molluska) | | | | |
| <i>Tintinnopsis</i> spp. (Ciliata) | | | | |
| <i>Diffugia</i> spp. (Rhizopoda) | | | | |
| <i>Centropyxis</i> spp. (Rhizopoda) | | | | |

Abb. 2: Verteilung der dominanten Taxa nach Abundanzklassen im Jahresverlauf auf die Ströme, Hauptstrom schwarz, Rechter Nebenarm grau

Die aufgenommenen Umweltparameter zeigen im Einzelnen keinen signifikanten Einfluss auf die Planktongemeinschaft.

Diskussion

Der ästuarendemische Copepode *Eurytemora affinis* gilt als Schlüsselorganismus in der Nahrungskette (Peitsch 1992; Wellershaus & Soltanpour-Gargari 1991). Es wäre eine höhere Präsenz zu erwarten gewesen. Das Ausbleiben wurde im Untersuchungsjahr ebenfalls von Schöl und Krings (2005) beobachtet. Dies könnte auf außergewöhnlich hohe Abflussraten im Vorjahr wie auch Anfang 2004 zurückzuführen sein. Denn in 2005 konnten Schirmer & Lange wieder deutlich höhere Nachweise erzielen.

Die Betrachtung der Zoogemeinschaft zeigt eine hohe Diversität insbesondere der Rotatorien. Die Larven von *Dreissena polymorpha* sind in erstaunlich hohen Dichten nachzuweisen. Die Bedeutung der Jahreszeit spielt verknüpft mit verschiedenen Komponenten eine große Rolle. Mit dem saisonbedingten Anstieg der Wassertemperatur wandelt sich die Zooplanktonzönose. Die Entwicklung legt einen Vergleich mit dem jahreszeitlichen Verlauf, wie er aus Seen mit Fischbesatz bekannt ist, nahe (Lampert & Sommer 1993). Hier erleben die Rotatorien ein Sommerhoch, wenn größere Plankter durch Fisch-Fraßdruck reduziert wurden. Als Indiz hierfür kann die geringe Abundanz von *Eurytemora affinis* bewertet werden.

Bedeutung der Flachwasserzone am Harrier Sand für das Zooplankton in der Unterweser

Das Mixohalinikum ist für eine Reihe von Tieren ein wichtiger Lebens- und Reproduktionsraum, das durch anthropogene Nutzung und Veränderungen heute jedoch nicht mehr als naturnah zu bezeichnen ist (Schirmer 1996; Kausch 1995). Kleine Organismen oder auch Jungtiere nutzen Flachwassergebiete als Aufwuchs- und Nahrungsgründe. Der Projektzusammenhang hat für die Flachwasserzone des Rechten Nebenarms eine besondere Bedeutung für verschiedene Tiergruppen der Flachwasserzone nachgewiesen (Schirmer & Lange 2006). Für Plankter zeigen sich ebenfalls Unterschiede zwischen den Strömen. Die besondere Bedeutung der Flachwasserzone kommt in den Abundanzen sowie im Nachweis einer höheren Taxazahl für den Rechten Nebenarm gegenüber dem Hauptstrom zum Tragen. Hier hingegen treten hauptsächlich sehr mobile und robuste Plankter in gleichem Maße, wie im Rechten Nebenarm oder sogar abundanter auf. Im Rahmen der Untersuchung war nicht abschließend zu klären, wie dieser Unterschied trotz der hohen Durchmischung des Wasserkörpers zustande kommen kann. Eine Beimischung mit Planktern aus der Flachwasserzone ins Potamal ist wahrscheinlich.

Danksagung

Die Untersuchung ist als Diplomarbeit in einem Untersuchungszusammenhang der BfG entstanden. Hier wurde die Bedeutung der Flachwasserzone für verschiedene Organismengruppen untersucht. Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist das Mesozooplankton im Untersuchungsgebiet.

Besonderer Dank gilt Dr. Michael Schirmer, der mir als Betreuer, die Bearbeitung des Themas ermöglicht hat. Weiterhin danke ich Jürgen Lange, Jürgen Meyerdirks und Julia Foerster, für Diskussionen und Anregungen.

Literatur

- CASPERS H (1959): Die Einteilung der Brackwasserregionen in einem Ästuar demonstriert an der Elbe, unter Berücksichtigung der neuen Brackwasser-Nomenklatur (Venedig-System). Estratto Dall'Archivio Di Oceanografia E Limnologia 11.
- GRABEMANN H-J, GRABEMANN I, MÜLLER A (2005): Die Auswirkungen eines Klimawandels auf Hydrographie und Gewässergüte der Unterweser. IN Schuchardt, B & Schirmer, M (HRSG.):
- KAUSCH H (1995): Biologische Langzeitaspekte von Fahrwasservertiefungen. - SDN 1: 83-89.
- LAMPERT W, SOMMER U (1993): Limnoökologie. Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- PEITSCH A (1992): Untersuchungen zur Populationsdynamik und Produktion von *Eurytemora affinis* (Calanoida; Copepoda) im Brackwasserbereich des Elbe-Ästuars. - Diss. Univ. Hamburg.
- SCHIRMER M (1996): Die Weser - Eine Zustandsbeschreibung. In Lózan J L, Kausch H (Hrsg): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren – Wissenschaftliche Fakten, Verlag Paul Parey, Berlin: 75-82.
- SCHIRMER M, LANGE J (2006): Biologische Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung von Flachwassergebieten an der Unterweser. Bfg, Koblenz.
- SCHÖL A, KRINGS W (2005): Wasserbeschaffenheit, Phyto- und Zooplankton im Hauptstrom der Unterweser (UW-km 40) seiner den Nebengewässern Rechter Nebenarm und Schweiburg. Ergebnisse der Messfahrten aus den Jahren 2003 und 2004. Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, BfG-JAP-Nr: 3146.
- STEEGE, LANGE (2003): Auswirkungen ausbaubedingter Wasserstandänderungen auf Flachwasserbereiche. Wasser- und Schifffahrtsamt. Bericht 2-231.2-WAP3, Bremerhaven.
- WELLERSHAUS S, SOLTANPOUR-GARGARI A (1991): Planktonic Copepods in the Very Low Salinity Region in Estuaries. In Uye, S-I & Nishida Ho J-S (eds.): Proceedings of the Fourth International Conference on Copepoda. Bull. of Plankton Soc. of Japan, special vol.:133-142.

Bedeutung des Interstitials für den Nährstoffumsatz und -transport der Elbe

Johannes Kranich & Klaus-Peter Lange

Ecosystem Saxonia GmbH, Overbeckstraße 21, 01139 Dresden, Tel. 0351/21119-0, ECODrLange@aol.com

Keywords: Stoffumsatz, Stofftransport, Interstitial, Elbe, Nährstoffbilanzierung

Einleitung

Der Nährstoffumsatz im Pelagial großer Fließgewässer ist weitgehend bekannt und in verschiedenen Modellen wie z.B. QSim integriert. Die Nährstoffe werden in Abhängigkeit des Eintrages und der Verteilung im Gewässer in unterschiedlichen Gewässerzonen durch biologische Abbau- und Bildungsprozesse umgesetzt. Der Umsatz der direkten punktuellen Einträge erfolgt insbesondere im Pelagial, aber in Abhängigkeit der Verteilung im Gewässer auch im Interstitial bzw. im Parafluvial. Das hyporheische Interstitial ist die gesättigte Zone im Porenraum des Sediments unterhalb der Flusssohle und in den Sohlbänken. Als Parafluvial wird das ufernahe Interstitial bezeichnet, das in der Wechselzone zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser liegt.

Mit den vorliegenden Untersuchungen sollte der Nährstoffumsatz und -transport im Interstitial der Elbe erfasst und die Bedeutung für die Selbstreinigung abgeleitet werden. Die wesentlichen Ergebnisse wurden bereits in Pusch & Fischer (2006) veröffentlicht. Im vorliegenden Bericht wird aufbauend auf diese Ergebnisse auch auf die Bedeutung für die einzugsgebietsbezogene Nährstoffbilanzierung eingegangen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die ersten Untersuchungen zeigten bereits an, dass die seitlichen Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser über das ufernahe Interstitial (Parafluvial) der Elbe in bestimmten hydrologischen Situationen als dominierende Prozesse den Stoffumsatz und -transport bestimmen (Kranich und Lange 2002). Die Untersuchungen des Parafluvials erfolgten im Bereich der Oberelbe und der Oberen Mittelelbe, schwerpunktmäßig an den Probenahmestellen in Dresden-Übigau (Elbe-km 60,5 bis 62,7) und Meißen (Elbe-km 80,4). An den Messstellen konnte dabei sowohl das Parafluvial in unterschiedlichen Tiefenstufen als auch das ufernahe Grundwasser beprobt werden.

Einen weiteren wichtigen Gesichtspunkt stellen aber die Prozesse des Interstitials der Flussmitte dar. Die Beprobung des Interstitials der Flussmitte einer Bundeswasserstraße wie der Elbe stellt aber hohe Anforderungen an die technische und organisatorische Umsetzung. Auf Initiative der Bundesanstalt für Gewässerkunde und der Ecosystem Saxonia GmbH konnte durch den maßgeblichen Einsatz der Wasser- und Schifffahrtsämter Dresden und Magdeburg direkt der Elbegrund in Dresden, Coswig und Magdeburg mit Hilfe eines Taucherschachtes untersucht werden (Eidner und Kranich 2003). Dabei wurden in der Regel 9 Messstellen verteilt über je 3 Transekte ausgewählt. Es fanden Messfahrten im Juni sowie im Oktober/November 2001 statt. Dabei konnten selbsttätig

messende Temperaturdatenlogger installiert und bei der zweiten Kampagne wieder geborgen werden.

Als Datengrundlage war es erforderlich, Parameter zur Beschreibung des Stofftransportes und chemisch-physikalische Parameter zur Erfassung des Stoffumsatzes zu bestimmen. Für den advektiven Transport wurden Korngrößenanalysen durchgeführt (Durchlässigkeitsbeiwerte, Porenvolumen) und hydraulische Gradienten gemessen (Differenzdruckmessung). Der dispersive Transport wurde anhand der umfangreichen Temperaturmessungen durch statistische Auswertung nach Baumert & Levikov (2006) ermittelt. Dafür wurden die Eigenschaften der Temperaturverteilung genutzt, in den Tagesganglinien zwischen unterschiedlichen Tiefenstufen eine Amplitudendämpfung und Phasenverschiebung auszuprägen. Für die Bestimmung des Stoffumsatzes wurden verschiedene chemisch-physikalische Parameter im Oberflächenwasser, im Interstitial bzw. Parafluvial und im Grundwasser gemessen. Dabei lag der Schwerpunkt auf dem Sauerstoff- und Stickstoffhaushalt. Die Bilanzierung des Stoffumsatzes erfolgte dann unter Anwendung von Advektions-Diffusions-Reaktionsgleichungen (Baumert et al. 2003).

Die Ergebnisse der Bilanzierung des N-Stoffumsatzes im Interstitial wurden letztendlich auf die gesamte Elbe im Bereich zwischen Schmilka und der Mündung der Saale (Fluss-km 0 bis 291) unter Beachtung der jahreszeitlichen Änderungen hochgerechnet. Daran schloss sich ein Vergleich der eingeschätzten jährlichen Umsatzleistung des Interstitials mit bekannten Ergebnissen der Stoffeintragsbilanzierung im Elbeeinzugsgebiet an.

Ergebnisse und Diskussion

In den folgenden Erläuterungen gehen wir schwerpunktmäßig auf die Endergebnisse der Untersuchungen ein. Für weitergehende Informationen verweisen wir auf Lange & Kranich (2003), Schöl et al. (2004), Kranich & Lange (2006) und Kranich et al. (2006).

Bei der Interpretation der Ergebnisse und der Gesamtbilanzierung sind grundsätzlich als Hauptperioden der Winter/Frühjahr- und der Sommer/Herbstzeitraum sowie die hydrologischen Situationen Infiltration und Exfiltration zu unterscheiden. Der Zeitraum Winter/Frühjahr ist von niedrigeren Stoffumsätzen im Interstitial gekennzeichnet und beinhaltet die meistens länger andauernde Hochwasserperiode im Frühjahr. Im Sommer/Herbst traten im Interstitial höhere Stoffumsätze auf, und als typische Situation lagen überwiegend exfiltrierende Bedingungen vor. Auftretende Hochwasserereignisse mit deutlicher Infiltration waren dann in der Regel von kürzerer Dauer. Die Nitrifikation war aufgrund einer Substratlimitierung durch mittlerweile geringe Ammonium-Konzentrationen im Sommer/Herbst in der Elbe sehr niedrig.

Die ermittelten Umsatzraten sind das Ergebnis aller Umsatzprozesse. Diese Raten geben sowohl die Abbauprozesse als auch die Bildungsprozesse wieder. Für den Zeitraum Sommer/Herbst wurden folgende mittlere Werte zum Stoffumsatz bezogen auf das Wasser im ufernahen Interstitial (Parafluvial) für Dresden und Meißen ermittelt:

- typische advektive Geschwindigkeit: (Exfiltration) zwischen $0,1$ und $0,2 \text{ m h}^{-1}$
- typischer Dispersionskoeffizient gleich $0,4 \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$
- mittlere Respirationsrate zwischen $0,5$ und $1,0 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1} \text{ O}_2$
- mittlere Denitrifikationsrate zwischen $0,1$ und $0,2 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$
- mittlere Nitrifikationsrate zwischen $0,01$ und $0,02 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$

Bei Exfiltration werden durch die Stoffumsatzprozesse im ufernahen Interstitial (Parafluvial) vor allem Nährstofffrachten aus dem zuströmenden Grundwasser vermindert. Der Abbau von Stoffen aus dem Freiwasser beschränkt sich dabei auf die dispersiv eingemischten Substanzen. Dabei be-

sitzt der Eintrag von abbaubaren organischen Substanzen eine Bedeutung für die Denitrifikation des Nitrats aus dem Grundwasser, da diese im Grundwasser meistens nur begrenzt verfügbar sind. Als Grundlage für die Nährstoffbilanzierung ergeben sich folgende Umsatzraten im ufernahen Interstitial bezogen auf das Sedimentvolumen:

- mittlere Respirationsrate zwischen $0,1$ und $0,2 \text{ g m}^{-3} \text{ Sed. h}^{-1} \text{ O}_2$
- mittlere Denitrifikationsrate zwischen $0,02$ und $0,05 \text{ g m}^{-3} \text{ Sed. h}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$
- mittlere Nitrifikationsrate zwischen $0,002$ und $0,004 \text{ g m}^{-3} \text{ Sed. h}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$

Die ermittelten Stoffumsatzraten waren im Parafluvial höher als im Interstitial. Weiterhin wies die obere Zone des Interstitials (Tiefe 0 bis 15 cm) höhere Umsatzleistungen auf als das tiefere Interstitial. Aus den Ergebnissen wurde die in Abbildung 1 dargestellte Modellvorstellung entwickelt. Danach bestehen im Parafluvial (Uferbereich) besonders gute Bedingungen für hohe Stoffumsatzleistungen, gefördert durch den hohen dispersiven und advektiven Stoffaustausch, der durch den hydraulischen Gradienten zwischen Grund- und Oberflächenwasser sowie durch dessen Änderung angetrieben wird. Im Interstitial der Flussmitte sind der Stofftransport- und der Stoffumsatz dagegen geringer.

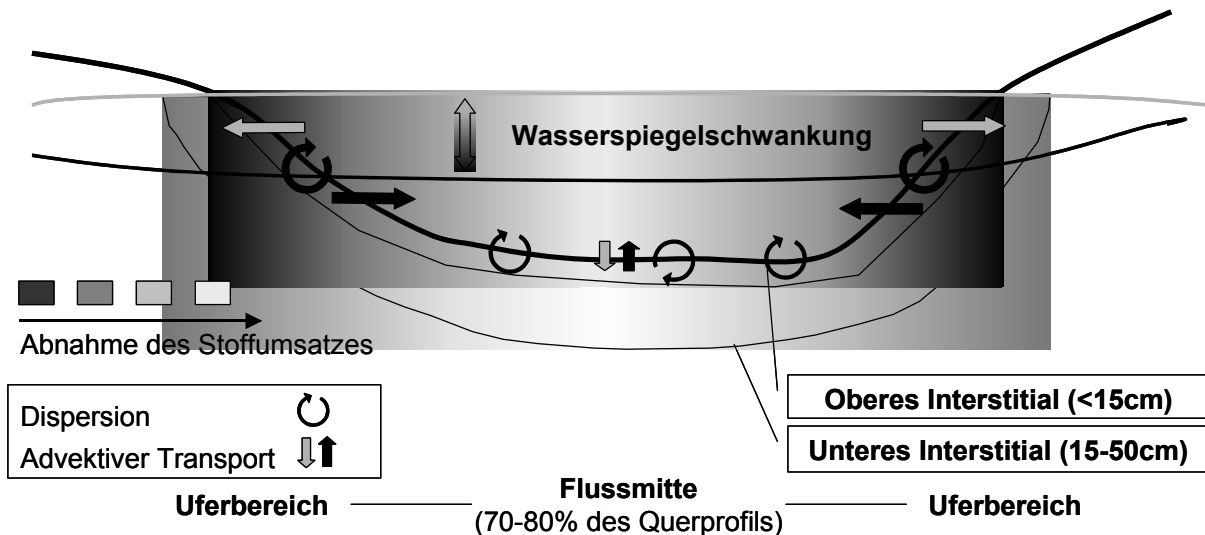


Abb. 1: Modellvorstellung zum Stofftransport und zum Stoffumsatz (Respiration, Denitrifikation, Nitrifikation) im Interstitial der Elbe im Flussquerschnitt (ohne Längstransport)

Bei der Bilanzierung der Stoffumsätze im Interstitial der Oberen Elbe / Oberen Mittelelbe im Gesamtjahr bezogen auf einen Flusskilometer wurden mittlere Respirationsraten im Bereich von 80 bis $250 \text{ kg d}^{-1} \text{ O}_2$, mittlere Denitrifikationsraten zwischen 14 und $40 \text{ kg d}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$, und mittlere Nitrifikationsraten zwischen 5 und $12 \text{ kg d}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ berechnet.

Die ermittelten Umsatzraten können ein Defizit in der Bilanzierung von N-Einträgen in Fließgewässer ausfüllen. Nach Behrendt & Opitz (1999) sind die ermittelten Nährstoffeinträge in ein Flusssystem im Allgemeinen immer größer als die messbaren Frachten. Dies ist auf Nährstoffrückhalte und Nährstoffverluste zurückzuführen. Behrendt et al. (2004) gaben mittlere Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten mittleren Frachten an (Zeitraum 1993-1997) (in Klammern: Anzahl untersuchter Einzugsgebiete EZG):

- Gesamt-Phosphor 32% (64 EZG)
- Gelöster anorganischer Stickstoff 25 % (76 EZG)
- Gesamtstickstoff 28% (50 EZG)

Als Ursachen wurden für P die Retention in Stillwasserbereichen und Überflutungsflächen und für N die Retention und die Denitrifikation im Interstitial angenommen.

Tabelle 1 enthält den Vergleich der Angaben zu N-Einträgen in die Elbe nach Behrendt et al. (2004) und der bilanzierten Denitrifikation durch das Interstitial. Die ermittelte Denitrifikationsrate wurde auf den entsprechenden Elbeabschnitt zwischen Fluss-km 0 und 291 hochgerechnet. Der Vergleich beinhaltet die Betrachtung des Untereinzugsgebietes der Elbe ohne die Einzugsgebiete der großen Nebenflüsse Schwarze Elster und Mulde sowie die Berechnung für das Gesamteinzugsgebiet. Als mittlere Denitrifikationsrate des Interstitials wurden $2.650 \text{ t a}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ bilanziert. Bezogen auf das Untereinzugsgebiet vermindert die Denitrifikation des Interstitials den N-Eintrag um 24 %, bezogen auf den diffusen Eintrag um 33 %. Bei Betrachtung des Gesamteinzugsgebietes betragen die Verminderungen gesamt 7 % und diffus 10 %. Dabei ist zu beachten, dass die Nebenflüsse ebenfalls mit ihrem Interstitial zur Denitrifikation beitragen.

Tab. 1: Vergleich der N-Einträge (Behrendt et al. 2004) mit der bilanzierten mittleren jährlichen Denitrifikationsrate im Interstitial der Elbe

| Parameter | Untereinzugsgebiet Elbe (km 0-291) ohne Schwarze Elster und Mulde | | Gesamteinzugsgebiet Elbe (km 0-291) | |
|--|--|--------|--|--------|
| | Diffus | Gesamt | Diffus | Gesamt |
| N-Eintrag [$\text{t a}^{-1} \text{ N}$] | 8.140 | 11.090 | 27.560 | 37.160 |
| Mittl. Denitrifikationsrate [$\text{t a}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$] im Interstitial | 2.650 | | | |
| Verminderung der N-Belastung [%] | 33 | 24 | 10 | 7 |

Das Ergebnis zeigt, dass das Defizit zwischen bilanziertem N-Eintrag und gemessener N-Fracht in der Elbe, im Wesentlichen auf die Denitrifikation zurückgeführt werden kann. Die große Bedeutung des Interstitials und insbesondere des ufernahen Interstitials als Nährstoffsенке diffuser Einträge über das Grundwasser lassen unmittelbar Überlegungen zum nachhaltigen Schutz dieses Bereiches der Fließgewässer folgen. Wesentliche Basis stellen der Erhalt eines funktionierenden, wechselseitigen Stoffaustausches zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser sowie eine naturnahe Sedimentstruktur als Aufwuchsträger für die Mikroorganismen dar. Einer naturnahen Funktion des Interstitials stehen verdichtende wasserbauliche Maßnahmen wie flächige Sohlbefestigung, Uferbefestigung, Steinschüttungen etc. entgegen. Eine Begradigung von Fließgewässern und Vergleichmäßigung der Profile verkleinert die Stoffaustauschzone und damit die Selbstreinigung der Gewässer.

Zusammenfassung

Das Interstitial besitzt die wichtige Funktion eines Kies-/Sandfilters zur natürlichen Selbstreinigung für die Fließgewässer insbesondere bezogen auf die diffuse N-Belastung aus dem EZG.

Bei Exfiltration werden im ufernahen Interstitial vor allem Nährstofffrachten aus dem zuströmenden Grundwasser vermindert. Eine Selbstreinigung bezüglich der Substanzen aus dem Freiwasser

beschränkt sich auf die dispersiv eingemischten Stoffe, von denen die abbaubaren organischen Substanzen zur Denitrifikation erforderlich sind.

Das Defizit zwischen bilanzierten Nährstoffeinträgen und gemessenen Nährstofffrachten in der oberen Elbe kann für N zum großen Teil auf die Denitrifikation im Interstitial/Parafluvial zurückgeführt werden.

Erforderliche Wasserbaumaßnahmen müssen den Erhalt einer funktionierenden Stoffaustauschzone vor allem im Bereich des ufernahen Interstitials (Parafluvials) berücksichtigen.

Danksagung

Das Projekt war Bestandteil der Studie „Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffelimination in der Elbe“ und wurde im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) durchgeführt, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (Fördernummer 0339603).

Literatur

- Baumert, H., Duwe, K., Levikov, F., Pieri, C., Goldmann, D. (2003): Hyporheisches Interstitial, Parafluvial und Zusammenfassung der Ergebnisse – Teilprojekt: Modelluntersuchungen zur Hydrodynamik und Biophysik des Interstitials und der seitlichen Totzonen des Elbestroms. In: Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffeliminierung in der Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339603. Hydromod GbR, Wedel (Holstein). <http://elise.bafg.de/?345>.
- Baumert, H., Levikov, S. (2006): Theorie und numerische Modellierung der Austauschprozesse zwischen Pelagial und Parafluvial sowie Hyporheal. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 5, Weißensee-Verlag, Berlin: 163-170.
- Behrendt, H., Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologica* 410: 111-122.
- Behrendt, H., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. (2004): Einzugsgebietsbezogene Nährstoffeinträge und -frachten. In: Becker, A., Lahmer, W. (Hrsg.): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsverminderung. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 1, Weißensee-Verlag, Berlin: 127-151.
- Eidner, R., Kranich, J. (2003) Taucherschachteinsatz am Elbegrund zur Aufklärung ökologischer Wirkungszusammenhänge im Interstitial. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 47: 21-26.
- Kranich, J., Lange, K.-P. (2002) Das Interstitial der Elbe – Verbindung zwischen Grund- und Oberflächenwasser. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.), Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 498-502.*
- Kranich, J., Lange, K.-P. (2006): Wechselwirkungen und Stoffumsatz im Interstitial. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 5, Weißensee-Verlag, Berlin: 218-224.
- Kranich, J., Lange, K.-P., Baumert, H., Levikov, S. (2006): Hydrodynamik und lateraler Stoffaustausch. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 5, Weißensee-Verlag, Berlin: 157-170.
- Lange, K.-P., Kranich, J. (2003): Untersuchung und Bilanzierung des Nährstofftransportes und -umsatzes im Interstitial der Elbe. In: Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffeliminierung in der Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339603. Ecosystem Saxonia GmbH, Dresden. <http://elise.bafg.de/?7149>.
- Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.) (2006): Stoffdynamik und Habitatstruktur. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 5, Weißensee-Verlag, Berlin: 385 S.
- Schöl, A., Eidner, R., Böhme, M., Kirchesch, V., Wörner, U., Müller, D. (2004) Bedeutung der Stillwasserzonen für die Nährstoffeliminierung in der Elbe – BfG-Abschlussbericht. In: Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffeliminierung in der Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339603. BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde), Koblenz Berlin. <http://elise.bafg.de/?6967>.

Effekte der Fahrrinnenanpassung auf das Makrozoobenthos im nördlichen Peenestrom

Annika Linke, Markus A. Wetzel & Jochen H. E. Koop

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz,
linke@bafg.de, markus.wetzel@bafg.de, koop@bafg.de

Keywords: Ostsee, Peenestrom, Bundeswasserstraße, Makrozoobenthos, Fahrrinnenanpassung

Einleitung

Die kontinuierliche Vergrößerung der Handelsschiffe macht entsprechende Anpassungen (Vertiefungen) der Fahrrinnen von Flüssen notwendig, da mit der steigenden Größe und Ladekapazität der Tiefgang der Schiffe zunimmt. Damit die Schiffe die Handelshäfen und Werften erreichen können, muss Sohlsediment entfernt oder verlagert werden. Hierbei werden Epi- sowie Endobenthosorganismen gestört oder verlagert und können verletzt oder getötet werden. Bei Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen müssen die Auswirkungen auf das Makrozoobenthos möglichst gering gehalten werden. Zu diesem Zweck müssen bei der Sedimentumlagerung entsprechende Handlungsanweisungen (HABAK / HABAB)¹ befolgt werden. Als Grundlage für die ökologische Bewertung finden vor, während und nach einer Fahrrinnenanpassung biologische Untersuchungen statt, um die Lebensgemeinschaft und evtl. auftretende Folgen der Sedimentverlagerung untersuchen und beschreiben zu können. Naturschützer bewerten Fahrrinnenvertiefungen häufig pauschal negativ. Die auf der Grundlage von naturwissenschaftlichen Untersuchungen erhaltenen ökologischen Ergebnisse vermitteln allerdings ein deutlich heterogeneres und komplexeres Bild.

Der nördliche Peenestrom wurde Mitte der 90er Jahre auf eine Fahrwassertiefe von 6,90 m und eine Fahrwasserbreite von 60 m ausgebaut. Die mit dem Ausbau im Zusammenhang stehenden Ergebnisse der langjährigen Untersuchungen des Makrozoobenthos im nördlichen Peenestrom werden in der vorliegenden Arbeit vorgestellt und diskutiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das untersuchte Gebiet liegt in der Ostsee in der Pommerschen Bucht. Der nördliche Peenestrom umfasst den Bereich zwischen dem Festland und der Insel Usedom und mündet in den Greifswalder Bodden.

Der Peenestrom erlangt besondere Bedeutung als Entwässerungsbereich der Oder über das Stettiner Haff und das Achterwasser. Das Untersuchungsgebiet ist u. a. durch das Abflussregime der Oder, welches für jahreszeitliche Schwankungen in der Wassermenge sorgt, gekennzeichnet. Weitere

¹ Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küsten- (HABAK) bzw. Binnenbereich (HABAB); BfG.

Faktoren sind meteorologische Einflüsse, wie z.B. Wind, der sich auf den Wasserstand im Peenestrom auswirken kann. Diese Faktoren wirken sich auf die Salinität des Peenestromes aus und können sowohl Schwankungen im Salzgehalt als auch vertikale Wasserschichtungen bewirken. Natürliche und anthropogene Stressfaktoren, wie z.B. Eutrophierung und daraus folgende Sauerstoffmangelsituationen und pH-Wert-Schwankungen, machen sich in den Bodden aufgrund der geringen Wassertiefen besonders bemerkbar. Die in diesem Rahmen vorgestellten Ergebnisse beziehen sich auf vier Probenahmestationen im Bereich der Fahrrinne des nördlichen Peenestromes (s. Abbildung 1). Zwei dieser Stationen liegen direkt im Peenestrom im so genannten Übergangsbereich (Stationen 7, 6). In diesem Bereich findet sich „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Schlicksubstrat“ bzw. „...mit Fein- bis Mittelsanden“ (beide makrophytenarm). Die anderen betrachteten Stationen liegen im Fahrwasser im marinen Bereich, welches zwischen der Insel Usedom und der Insel Rügen verläuft (Stationen 5, 4). Die betroffenen Biotoptypen sind hier das „Benthal der Ostsee mit Fein- bis Mittelsanden“ bzw. „...mit Grobsand, Kies- und Schillsubstraten“.

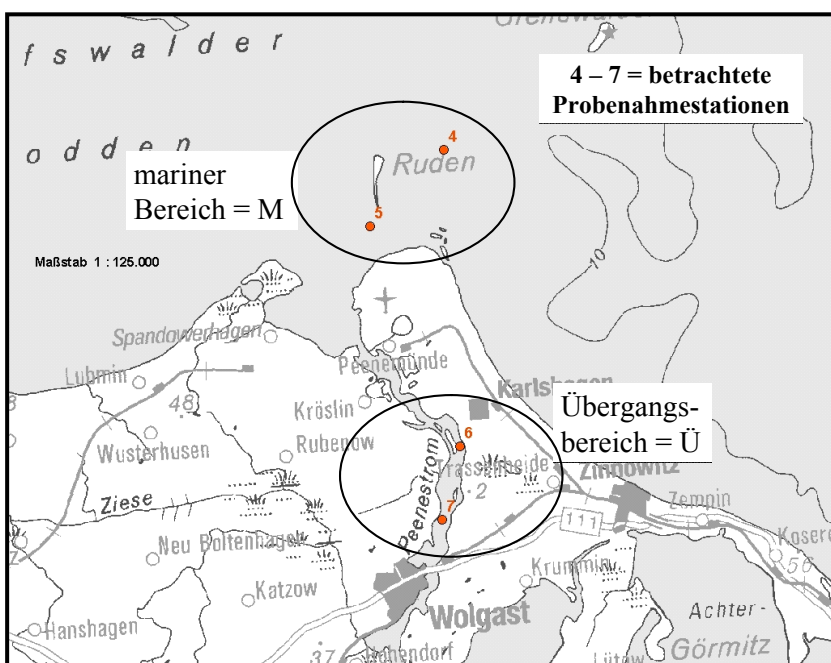


Abb. 1: Lage der betrachteten Probenahmestationen im nördlichen Peenestrom.

Durchgeführte Untersuchungen

Die im Rahmen des Begleitmonitorings durchgeführte Probenahme des Makrozoobenthos erfolgte über Sedimententnahmen mit Hilfe eines Van-Veen-Greifers mit 0,1 m² Fläche. Es wurden Probenahmen vor, während und nach dem Ausbau der Fahrrinne durchgeführt. In den

Jahren 1993 und 1995 wurden jährlich einmal im Herbst drei Parallelproben pro Station entnommen. Ab dem Jahr 1996 erfolgte die Probenahme in je zwei Kampagnen (Frühjahr und Herbst) mit jeweils drei Parallelproben pro Station.

Die erhaltenen Sedimentproben wurden an Bord über Siebe mit 1 mm Maschenweite gesiebt und der Siebrückstand mit einer gepufferten 4%igen Formaldehyd-Seewasserlösung fixiert (Wetzel et al. 2005). Das Aussortieren, Sortieren und Bestimmen der Tiere erfolgte später im Labor bei 10 bis 80facher Vergrößerung. Die Determinierung erfolgte mit Ausnahme der Chironomidae und Oligochaeta bis zur Art. Es wurde die Anzahl der gefundenen Tiere pro Art bestimmt.

Auswertung der Ergebnisse

Die Artenzahl und die Abundanzen wurden mit „Tukeys honestly significant difference method“ (T'-method) (Sokal & Rohlf 1998) ausgewertet. Diese Methode eignet sich für den Vergleich von Mittelwerten ungleicher Probengrößen. In den Abbildungen (s. Ergebnisse) sind jeweils die Mittelwerte mit dem 95% Konfidenzintervall für jedes Jahr dargestellt. Überschneiden sich die dargestellten Konfidenzintervalle nicht, unterscheiden sich die Daten signifikant ($p < 0,05$).

Ergebnisse

Es wurden in der Untersuchung an den betrachteten vier Stationen insgesamt 45 Taxa nachgewiesen. Am häufigsten kommen Vertreter der Crustacea, Mollusca und Polychaeta vor. Die Ergebnisse spiegeln deutlich den Unterschied in der Besiedlungsstruktur von Übergangszone zu marinem Bereich wider. Die Taxazahl ist im marinen Bereich im Allgemeinen höher als im Übergangsbereich und hohe Abundanzen finden sich hauptsächlich im marinen Bereich (vgl. Abb. 2 und 3). Gruppen wie z.B. die Mollusca und die Polychaeta treten an den marinen Stationen 5 und 4 wesentlich häufiger auf (vgl. Abb. 4).

Abbildung 2 zeigt die Taxazahl an den betrachteten Probenahmestationen. Es ist erkennbar, dass die Anzahl der Taxa im marinen Bereich in der Regel über der des Übergangsbereiches liegt. Tendenziell ist ein Rückgang der Taxazahlen nach dem Eingriff (1996) zu erkennen, der sich nach zwei bis drei Jahren regeneriert hat und nach ca. vier Jahren auf einem ähnlichen Niveau wie vor dem Ausbau liegt. Die einzig signifikante Änderung ist der Rückgang der Taxazahlen im Jahr 1995 vor dem Ausbau.

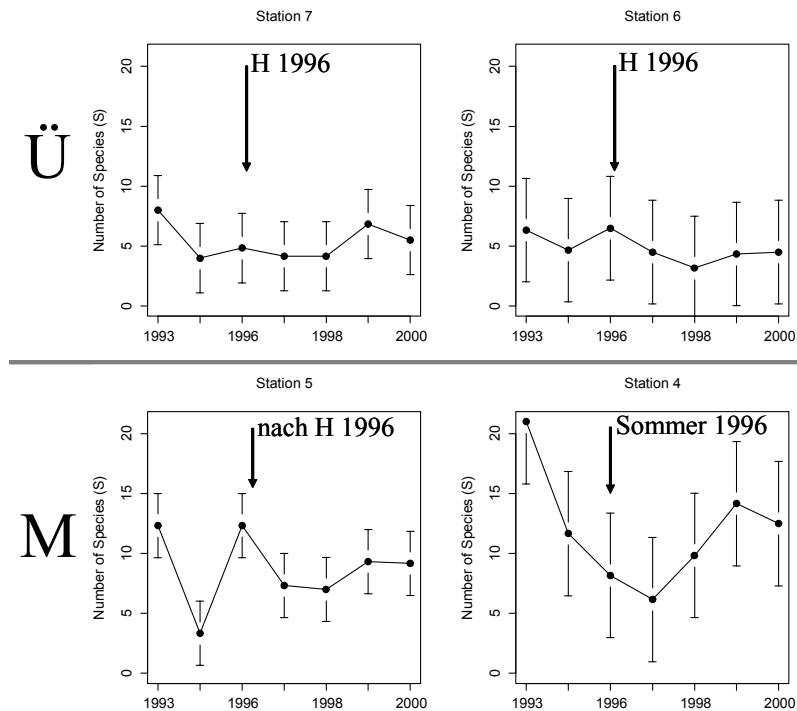


Abb. 2: Anzahl der Taxa an den betrachteten Probenahmestationen. T'-method (Sokal & Rohlf 1998); dargestellt ist der Mittelwert mit 95% Konfidenzintervall. 1993/1995: n=3 und 1996-2000: n=6. Die Pfeile verdeutlichen den Zeitpunkt des Ausbaus (H=Herbst). Ü=Übergangsbereich, M=mariner Bereich.

Betrachtet man die Abundanzen an den Stationen, zeigt sich ein ähnliches Bild (s. Abbildung 3). Im Übergangsbereich liegen die Individuenzahlen zwischen null und maximal 5650 Ind/m². Zur Zeit des Ausbaus ist im Über-

gangsbereich ein leichter Rückgang (Station 7) bzw. kein Einfluss (Station 6) auf die Abundanz auszumachen und die Individuenzahlen steigen in den folgenden Jahren wieder an. Die Abundanzen an den marinen Stationen liegen auf deutlich höherem Niveau und weisen stärkere Schwankungen als die des Übergangsbereiches auf. Hier ist an beiden Stationen ein deutlicher Rückgang der Individuenzahlen nach dem Ausbau 1996 auszumachen, jedoch erholen sich die Werte bereits ab dem zweiten Jahr nach dem Eingriff wieder und steigen im Jahr 1999 an Station 4 gar weit über das Niveau vor dem Eingriff (von 6790 Ind/m² auf 13206 Ind/m²). Eine Signifikanz ist aufgrund der Schwankungsbreite der Daten nicht auszumachen.

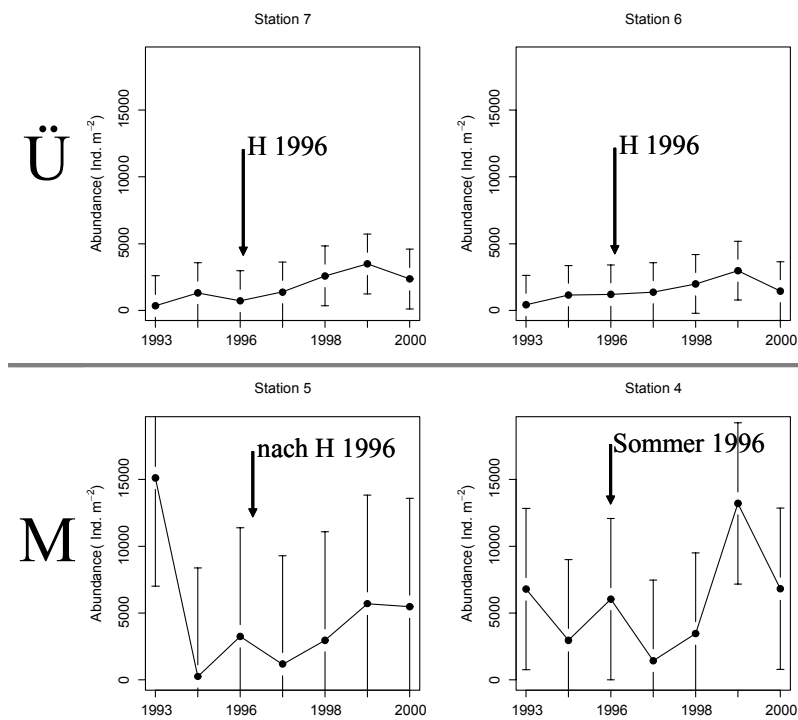


Abb. 3: Abundanz an den betrachteten Probenahmestationen. T'-method (Sokal & Rohlf 1998); dargestellt ist der Mittelwert mit 95% Konfidenzintervall. 1993/1995: n=3 und 1996-2000: n=6. Die Pfeile verdeutlichen den Zeitpunkt des Ausbaus (H=Herbst). Ü=Übergangsbereich, M=mariner Bereich.

Die Abundanzen der Mollusca (s. Abbildung 4) und Polychaeta (n. a.) veranschaulichen ebenfalls den Unterschied zwischen den Stationen des Übergangsbereiches (7, 6) und den marin beeinflussten Lebensräumen (Stationen 5, 4). Weichtiere, vor allem Muscheln, sind im Übergangsbereich so gut wie gar nicht zu finden, im marinen Bereich liegen die Abundanzen dagegen im Bereich von 10 bis 3980 Ind./m². Die Individuenzahlen zeigen jedoch sowohl vor als auch nach dem Ausbau 1996 eine starke Schwankungsbreite, so dass signifikante Änderungen nicht auszumachen sind. Tendenziell zeigen sich aber, betrachtet man diese Tiergruppe allein, ebenfalls die zuvor beschriebenen Änderungen in den Jahren nach dem Ausbau.

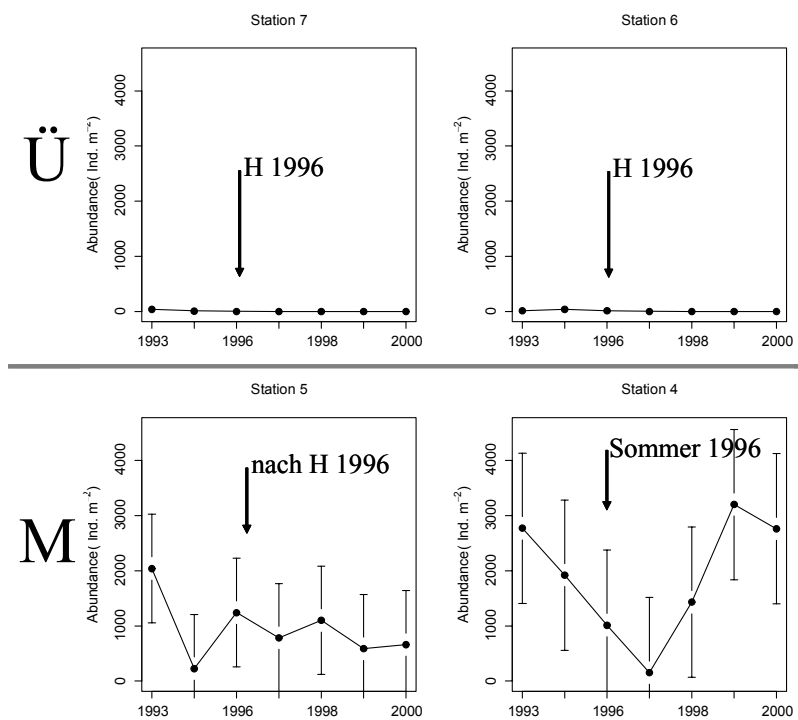


Abb. 4: Abundanz der Mollusca an den betrachteten Probenahmestationen. T'-method (Sokal & Rohlf 1998); dargestellt ist der Mittelwert mit 95% Konfidenzintervall. 1993/1995: n=3 und 1996-2000: n=6. Die Pfeile verdeutlichen den Zeitpunkt des Ausbaus (H=Herbst). Ü=Übergangsbereich, M=mariner Bereich.

Die Abundanzen der Polychaeta steigen an, je mehr man sich dem marinen Bereich nähert (n. a.). Station 5 weist die stärkste Schwankungsbreite auf, trotzdem ist im Jahr 1997 ein Einfluss der Ausbautätigkeit ten-

denziell zu erkennen. Wie bereits vorher beschreiben, steigen auch in dieser Tiergruppe die Individuenzahlen bereits ab dem zweiten Jahr nach dem Ausbau wieder an und gleichen sich im Folgenden dem Niveau vor dem Eingriff weitgehend an.

Einen Überblick über die Empfindlichkeit einzelner Arten gegenüber dem Ausbau des nördlichen Peenestromes gibt Tabelle 1. Dargestellt sind für die betrachteten Stationen die Arten, die trotz der Maßnahme im Untersuchungszeitraum scheinbar unbeeinflusst bzw. regelmäßig vorkommen. Hierunter befinden sich zwei Rote-Liste-Arten (Kat. 3) und vier Neozoa. Weiterhin sind die Arten, die ein, zwei bis vier oder länger als vier Jahre nach dem Eingriff fehlen, in der Tabelle aufgeführt. Im Vergleich zu den regelmäßig vorkommenden Arten sind dies relativ wenige, darunter zwei Rote-Liste-Arten (Kat. 3) und zwei Neozoa.

Tab. 1: Übersicht über die beeinflussten Arten und die Dauer der Beeinflussung. Deutlich wird, dass an drei Stationen insgesamt nur sieben Arten länger als zwei Jahre durch den Eingriff beeinflusst waren, darunter lediglich eine Rote-Liste-Arten (fett) sowie zwei Neozoa (grau unterlegt).

| Station | scheinbar unbeeinflusst | regelmäßig vorkommend | im 1. Jahr fehlend | nach 2 - 4 Jahren fehlend | länger als 4 Jahre fehlend |
|------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|------------------------------|
| 4 6-22 Arten | <i>Macoma balthica</i> | | <i>Cerastoderma lamarcki</i> | | |
| | <i>Mya arenaria</i> | | <i>Dreissena polymorpha</i> | | |
| | <i>Theodoxus fluviatilis</i> | | <i>Mytilus edulis</i> | | |
| | <i>Corophium multisetosum</i> | <i>Gammarus inaequicauda</i> | | | |
| | | <i>Gammarus salinus</i> | | | |
| | | <i>Jaera albifrons</i> | | | |
| | <i>Marenzelleria</i> spp. | <i>Pygospio elegans</i> | | | |
| | <i>Cephalothrix linearis</i> | | | | |
| 5 6-23 Arten | <i>Macoma balthica</i> | <i>Cerastoderma lamarcki</i> | | <i>Dreissena polymorpha</i> | |
| | <i>Mya arenaria</i> | | | <i>Hydrobia ulva</i> | |
| | <i>Theodoxus fluviatilis</i> | | | | |
| | <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> | | | <i>Neomysis integer</i> | <i>Jaera albifrons</i> |
| | <i>Hediste diversicolor</i> | <i>Streblospio shrubsoli</i> | | <i>Capitella capitata</i> | |
| 6 4-14 Arten | | <i>Corophium insidiosum</i> | | | <i>Hydrobia ulva</i> |
| | | <i>Corophium lacustre</i> | | | <i>Potamopyrgus jenkinsi</i> |
| | | <i>Corophium volutator</i> | | | |
| | | <i>Neomysis integer</i> | | | |
| | <i>Marenzelleria</i> spp. | <i>Hediste diversicolor</i> | | | |
| | Chironomidae | Oligochaeta | | | |
| 7 6-10 Arten | | <i>Corophium multisetosum</i> | | | <i>Potamopyrgus jenkinsi</i> |
| | <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> | <i>Cyatura carinata</i> | | | |
| | | <i>Gammarus zadachi</i> | | | |
| | | <i>Neomysis integer</i> | | | |
| | <i>Marenzelleria</i> spp. | | | <i>Hediste diversicolor</i> | |
| | <i>Erpobdella octoculata</i> | | | | |
| Rote Liste D Status 3 | | Neozoa | | | |

Diskussion

Betrachtet man die Ergebnisse auf niedrigem Niveau, ist an allen untersuchten Stationen ein Rückgang der Artenzahlen nach dem Eingriff sichtbar. An drei der vier Stationen (7, 5 und 4) ist weiterhin ein Rückgang der Individuenzahlen auszumachen. Ein Erholungstrend ist bereits zwei bis vier Jahre nach dem Eingriff erkennbar. Betrachtet man die Ergebnisse auf Artniveau, so fällt auf, dass ein Großteil der Arten scheinbar unbeeinflusst vom Ausbau bleiben oder regelmäßig weiterhin im Untersuchungsgebiet vorkommen. Dies bedeutet, dass bereits im Jahr nach der Maßnahme diese Arten wieder nachgewiesen wurden oder aber sie zeitweilig, unabhängig vom Ausbauzeitpunkt, verschwunden sind, insgesamt aber an 2/3 der Probenahmetermine nachgewiesen wurden. Betrachtet man alle vier Stationen, sind lediglich drei Arten, darunter ein Neozoon, länger als vier Jahre nach dem Eingriff nicht nachgewiesen worden. Diese Arten kamen vor dem Eingriff nicht stetig und nur in geringer Abundanz vor, so dass weitere Faktoren für deren Besiedlung eine wichtige

Rolle spielen. Darauf weist z.B. der als signifikant ermittelte Rückgang der Taxazahlen an Station 5 im Jahr 1995 hin (vgl. Abb. 2). Dieser Artenrückgang fand vor dem Ausbau statt und kann daher nicht auf den Eingriff zurückgeführt werden. Die Grafik verdeutlicht weiterhin, dass eine starke Streuung der Taxazahlen sowohl vor als auch nach dem Ausbau vorhanden ist.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass der nördliche Peenestrom insgesamt ein veränderliches und divers beeinflusstes Ökosystem darstellt. Die Schwankungen in den abiotischen Faktoren wie z. B. Salinität und Sauerstoffgehalt, sowie Veränderungen der Gewässermorphologie spielen für die Besiedlung mit Makrozoobenthosorganismen eine wichtige Rolle (Günther & Hensel 1995, Günther et al. 1995). Dies spiegelt sich in den ohnehin starken Schwankungen der Taxa- und Individuenzahlen auch ohne direkten Eingriff durch den Menschen wider. Nur wenige Arten kommen stetig vor und viele der typischen Besiedler sind euryöke und kurzlebige Arten mit der Fähigkeit zur schnellen Regeneration. Diese Bedingungen machen es bei vergleichsweise wenigen Untersuchungspunkten und drei Parallelproben schwierig, Veränderungen in der Biozönose auf bestimmte Vorkommnisse oder Bedingungen zurückzuführen.

Zusammenfassung und Ausblick

Die langjährig vor, während und nach dem Ausbau des nördlichen Peenestromes erhobenen Monitoringdaten wurden für vier Stationen im Bereich der Fahrrinne ausgewertet. Auf Gruppenniveau zeichnet sich ein kurzzeitiger Einfluss der Fahrrinnenvertiefung auf die Makrozoobenthoszönose ab, welcher allerdings nicht als signifikant bewertet werden konnte. Lediglich einzelne Arten wurden zwei bis vier bzw. länger als vier Jahre nach dem Eingriff nicht mehr nachgewiesen. Ein deutlicher Effekt des Eingriffs in einem derart veränderlichen System oder in Bereichen, die bereits kein natürlicher Lebensraum mehr sind (Fahrrinne), ist nicht zu erwarten, da hier von vornherein tolerante, euryöke Arten siedeln, die eine hohe Regenerationsfähigkeit besitzen.

Die Ergebnisse legen dar, wie wichtig die Durchführung gut konzeptionierter Monitoringprogramme ist, um eine solide Datengrundlage zu erhalten, die langfristige Aussagen zur Makrozoobenthoszönose erlauben. Dies trifft besonders auf stark veränderliche Systeme wie Ästuare und Mündungsbereiche größerer Flüsse zu.

Danksagung

Dank gilt dem Auftraggeber Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund, sowie dem Auftragnehmer Dr. Jörg Köhn für die praktische Durchführung des Monitorings.

Literatur

- Günther, B., Andres, D., Ossig, S., Janitz, H. (1995): Status-Quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff. Rostocker Meeresbiologische Beiträge (1995) 3: 189 – 219.
- Günther, B., Hensel, S. (1995): Korrelation zwischen der Verbreitung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff und wesentlichen ökologischen Parametern. Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V. – Jahresheft 1995: 56 – 59.
- Köhn, J. (2002): Bodentiergemeinschaften im nördlichen Peenestrom und in der südlichen Ostsee (Pommersche Bucht) – Bericht zum Monitoring Peene 1993 – 2000. Unveröffentlichtes Gutachten.
- Merck, T., von Nordheim, H. (Bearb.) (1996): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 48. Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J. (1998): Biometry – The principles and practice of statistics in biological research. Third edition. W. H. Freeman and Company, New York.
- Wetzel, M. A., Leuchs, H., Koop, J. H. E. (2005): Preservation effects on wet weight, dry weight, and ash-free dry weight biomass estimates of four common estuarine macro-invertebrates: no difference between ethanol and formalin. *Helgol Mar Res* (2005) 59: 206 – 213.

Analyse der Habitatdiversität und –bindung des Makrozoobenthos in Buhnenfeldern der Elbe

Patricia Mesaros¹, Silke Rödiger² & Andreas Anlauf²

¹Hauptstraße 18, 56154 Rheinbay, PMesaros@web.de ²Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, roediger@bafg.de, anlauf@bafg.de

Keywords: Elbe, Makrozoobenthos, Buhnen, Morphologie

Einleitung

Im gemeinsamen Forschungsprojekt „Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) sollen Hinweise für eine naturnähere Funktionsgestaltung von Buhnen formuliert werden. Dazu wurden Buhnen gezielt umgestaltet. Im Mittelpunkt der hier vorgestellten Untersuchung der Istzustandserfassung vor dem Bau der Versuchsbuhnen stand die Frage: Inwieweit wird die Makrozoobenthosgemeinschaft von unterschiedlichen Buhnenzuständen bzw. –formen beeinflusst?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Grundlage der Auswertungen waren Erhebungen des Makrozoobenthos und abiotischer Begleitdaten in 15 ausgewählten Buhnenfeldern der Mittel-Elbe (Elbe-km 439,4 bis Elbe-km 446,0) aus den Jahren 1999 bis 2002.

Datenerhebung und Auswertung

Die Makrofauna wurde durch Herrn Dr. Thomas Ols Eggers (Kleinwächter et al. 2003), Universität Braunschweig erhoben. Für die Probenahme wurde ein Probenraster über die Buhnenfelder gelegt und die Rasterpunkte jedes Jahr im Frühsommer und im Herbst beprobt. Die Beprobung der stromnahen Stellen fand mit Hilfe eines Greifers vom Boot aus statt, die ufernahen Punkte wurden zu Fuß oder mit einem Kajak angesteuert. Begleitende Messergebnisse der Bundesanstalt für Wasserbau zur Hydrologie und Morphologie wurden hinzugezogen.

Die Datenauswertung erfolgte mittels multivariater statistischer Analyseverfahren (Detrended Correspondence Analysis – DCA, Canonical Correspondence Analysis – CCA) mit dem Softwarepaket CANOCO.

Hypothesen

Zu Beginn der Auswertungen wurden folgende Hypothesen formuliert:

1. Im Basisdatensatz lässt sich ein räumliches Muster erkennen, d. h. unterschiedlich zusammengesetzter Lebensgemeinschaften lassen sich räumlich gegeneinander abgrenzen.
2. Das räumliche Muster variiert mit der Zeit.
3. Die Strukturen der Biozöosen in Bühnenfeldern unterschiedlichen Typs weichen voneinander ab.
4. Die Strukturierung des biotischen Datensatzes lässt sich anhand der erfassten Umweltparameter erklären.

Ergebnisse

Hypothese 1 und 2

Zu Beginn wurde eine DCA anhand des biotischen Gesamtdatensatzes gerechnet (Abb. 1). Das Ergebnis zeigt eine Strukturierung der Taxa entlang der F1-Achse, die 65% der Veränderlichkeit erklärt: bestimmte Taxa treten gruppiert auf und diese Gruppierungen sind räumlich unterschiedlich verteilt.

Den größten Abstand haben die Gruppen mit:

Caenis luctuosa, *Gomphus flavipes*, *Pisidium amnicum*, *P. casertanum*, *P. henslowanum*, *P. moitessierianum*, *P. nitidum*, *P. supinum*

→ Habitatpräferenz: Psammal (Fein- bis Grobsand) und Pelal (unverfestigte Feinsedimente) bzw.

Corophium curvispinum, *Heptagenia flava*, *H. sulphurea*, *Plumatella emarginata*, *P. fungosa*, *P. repens*

→ Habitatpräferenz: Lithal (Grobkies, Steine) und Phytal (Wasserpflanzen, Baumwurzeln).



Abbildung 1: Ergebnis der DCA mit dem Gesamtdatensatz über alle Probestellen und Termine

Eigenwerte

F1 **0,65**

F2 **0,19**

Im nächsten Schritt erfolgte ein Vergleich dieser Taxagruppen zu verschiedenen Jahreszeiten. Hierzu wurde der Datensatz in Frühjahrsproben und Herbstproben geteilt. Es zeigte sich, dass die Anordnung der Taxa entlang der F1-Achse in den Frühjahrsproben deutlicher ausgeprägt war als in den Herbstproben.

Es ist also sowohl eine räumliche, als auch eine zeitliche Variation im Datensatz vorhanden.

Hypothese 3

Für die weitere Analyse wurden die jeweiligen Buhntypen im Frühjahr und im Herbst betrachtet. Die Anordnung der Taxa entlang des Gradienten gleicht sich in allen drei Buhntypen. Auch in der Besiedlungsstruktur sind die Unterschiede gering, wie die Gegenüberstellung durch den Jaccard-Index in Tabelle 1 zeigt.

Tabelle 1 Vergleich der Buhntypen mit dem Jaccard-Index

| Buhntypen | Regel/Senk | Regel/Knick | Senk/Knick |
|---------------|-------------|-------------|-------------|
| Jaccard-Index | 0,69 | 0,67 | 0,62 |

Es konnten also größere Unterschiede zwischen den verschiedenen Jahreszeiten entdeckt werden als zwischen den unterschiedlichen Buhntypen.

Hypothese 4

Durch die vorhandenen metrischen Umweltparameter können ca. 18 % der Variation des gesamten biotischen Datensatzes erklärt werden. Besonders hohe Korrelationen zeigen die Variablen „Stein“ und „Sand“ (negativ korreliert) sowie Distanz zur Mittelwasserlinie und Wasserstand (positiv korreliert) (Abb. 2).

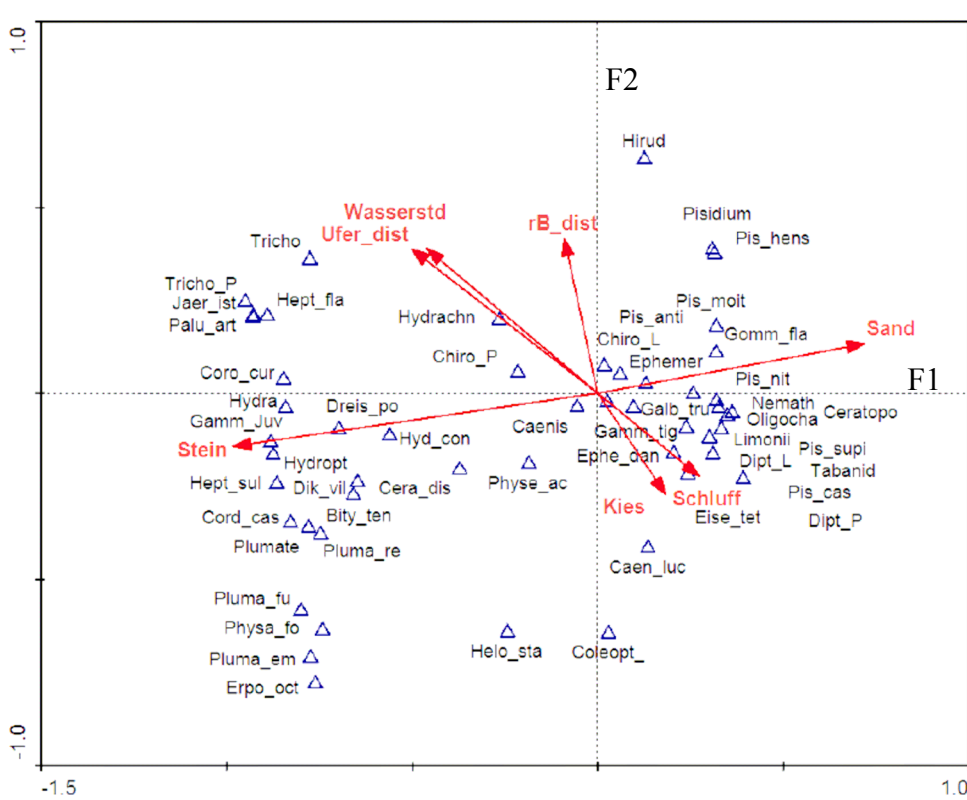


Abbildung 2:

Ergebnis der CCA mit dem Gesamtdatensatz über alle Probestellen und Termine

Eigenwerte

F1 0,52

F2 0,02

Die Gruppierung der Aufteilung nach Habitatpräferenzen zeigt eine Gruppe, die das Psammal (Fein- bis Grobsand) und das Pelal (unverfestigte Feinsedimente) bevorzugt, während die zweite Gruppe in erster Linie das Lithal (Grobkies, Steine) und das Phytal (Wasserpflanzen, Baumwurzeln) bewohnt.

Der stärkste Gradient bei Berücksichtigung aller Organismen des gesamten Datensatzes wird offensichtlich durch das Substrat vorgegeben. Es lässt sich eine Einteilung in Weich- und Hartsubstratbesiedler vornehmen. Allerdings ließ sich anhand des Substrates keine deutliche Einteilung des Bühnenfeldes in verschiedene Patches erkennen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das Ziel dieser Arbeit bestand in der statistischen Untersuchung von Daten der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften in ausgewählten Bühnenfeldern der Elbe. Auf der Grundlage von vier Hypothesen wurden mittels statistischer Verfahren die räumliche und zeitliche Verteilung des Benthos, die bestandsdifferenzierenden Umweltfaktoren und die Bedeutung der Bühnenform analysiert.

Die Standortfaktoren Substratbeschaffenheit, Fließgeschwindigkeit als auch die Jahreszeit zeigten einen sichtbaren Einfluss auf die Strukturierung der Benthoszönose. Ein Einfluss der unterschiedlichen Bühnenformen konnte dagegen nicht festgestellt werden.

Danksagung

In der vorliegenden Arbeit handelt es sich um die Kurzfassung einer Diplomarbeit, die mit Mitteln der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) als Diplomarbeit von Frau Mesaros an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Abteilung für Limnologie, durchgeführt wurde (Betreuung durch Frau Prof. Dr. E. Meyer).

Literatur

- Kleinwächter, M., Eggers, T.O., Anlauf, A. (2003): Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Bühnetypen der mittleren Elbe. – DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) Tagungsbericht 2001: 466-471.
- Mesaros, P. (2005): Analyse der Habitatdiversität und –bindung in Bühnenfeldern der Elbe. Diplomarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster. 51 Seiten.

Auswirkungen alternativer Buhnenformen auf die Fischgemeinschaft in Buhnenfeldern der Elbe

Silke Rödiger, Bernd König, Andreas Anlauf & Jochen H. E. Koop

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U4 – Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, roediger@bafg.de

Keywords: Elbe, Fischfauna, Buhnen, Morphologie

Einleitung

Die Elbe wird seit dem 19. Jahrhundert durch Buhnen reguliert. Die Bauwerke dienten anfangs in erster Linie dem Uferschutz und der Landgewinnung, heute ist ihre wichtigste Funktion die Gewährleistung der ganzjährigen Schiffbarkeit der Elbe durch die Bündelung des Abflusses unterhalb Mittelwasser. In den Jahren der deutschen Teilung wurden in Bereichen der Mittel- und Unterelbe die Unterhaltungsmaßnahmen reduziert – es kam zu einem allmählichen Zerfall vieler Buhnen. Dies führt lokal zur einer Erhöhung der Strömungsdynamik und damit zu größerer Strukturvielfalt in den Buhnenfeldern. Gleichzeitig ist jedoch die hydraulische Funktion der Buhnen durch die teilweise erheblichen Schädigungen des Buhnenkörpers eingeschränkt. Das von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und von der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) durchgeführte Projekt „Ökologische Optimierung von Buhnen“ hat nun zur Aufgabe, Buhnentypen zu entwickeln und zu erproben, die einerseits die entstandene Dynamik in den betroffenen Buhnenfeldern erhalten und andererseits ihren wasserbaulichen Aufgaben uneingeschränkt genügen.

Die ökologische Wirksamkeit der entwickelten Buhnentypen wird unter anderem durch begleitende faunistische Aufnahmen untersucht. Für die Untersuchung struktureller Größen in den Buhnenfeldern bietet sich die Fischfauna als Indikator an, da ihre Zusammensetzung in Flüssen überwiegend durch morphologische und hydrodynamische Umweltfaktoren determiniert wird.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der mittleren Elbe südöstlich von Wittenberge, Elbe-km 439 bis Elbe-km 446 (Abb. 1).

Untersucht wurden 15 Buhnenfelder, die zum Teil von intakten, zum Teil von zerstörten Buhnen begrenzt werden. Neun Felder liegen am Eingang des „Rühstädter Bogens“ in der Gemarkung Schönberg, sechs Buhnenfelder liegen am Ausgang des Bogens in der Gemarkung Scharpenlohe.

Verlauf der Untersuchungen

Das Projekt lässt sich in drei Phasen gliedern. Im Rahmen der Voruntersuchung 1999 bis 2001 wurde der Ist-Zustand der Buhnenfelder aufgenommen. In den Jahren 2001 bis 2004 wurden die verfallenen Buhnen Instand gesetzt oder zu Versuchsbuhnen umgebaut.

Anschließend wurden in der Kontrollphase die faunistischen Untersuchungen wieder aufgenommen. Die im Folgenden präsentierten Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die Voruntersuchungen vor dem Umbau der Buhnen.

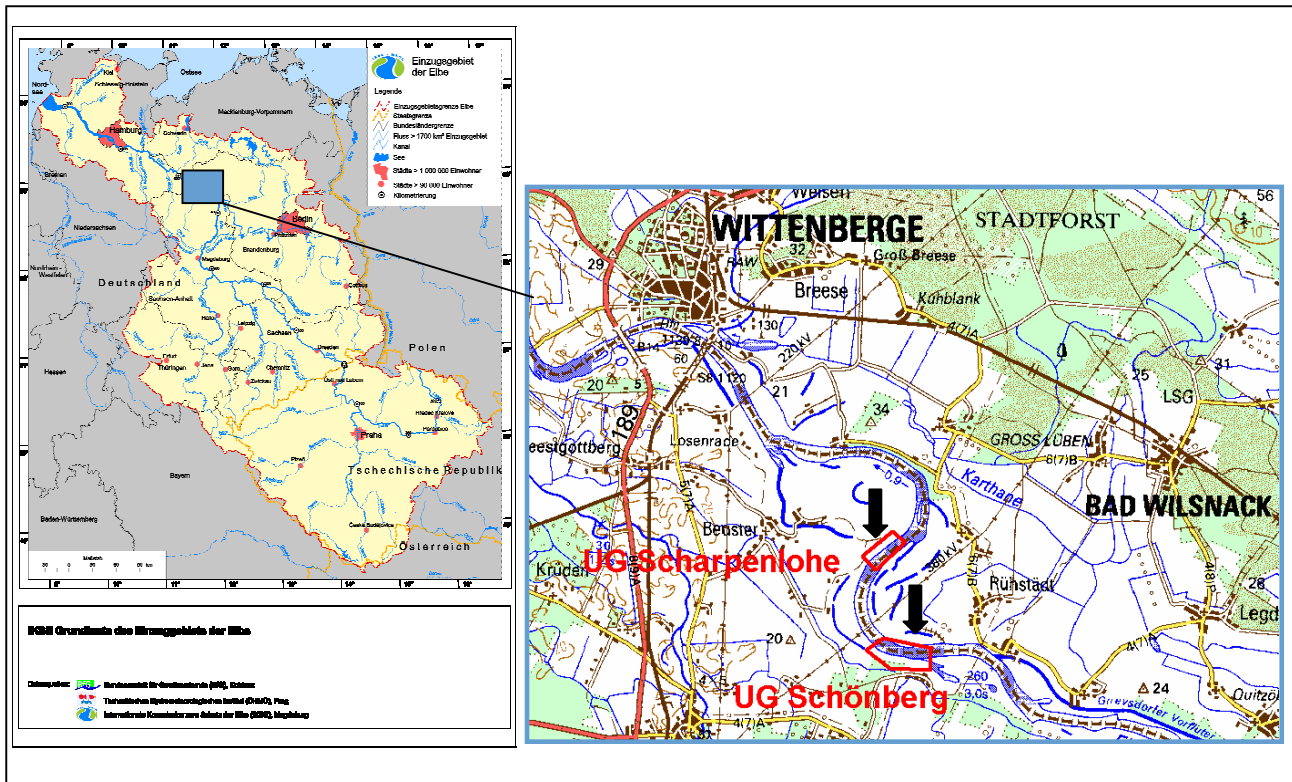


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet des Projektes „Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe“, Elbe-km 439 bis Elbe-km 446

Datenerhebung

Die Daten zur Fischfauna wurden im Auftrag der BfG durch die Universität Hamburg erhoben. Über die zu untersuchenden Buhnenfelder wurde ein Punktraster zur Elektrofischung gelegt. Neben diesem point-abundance-sampling wurden die tieferen Bereiche jedes Buhnenfeldes mit einem Zugnetz abgefischt. Die Befischungen fanden im Jahr 2000 an vier verschiedenen Terminen statt, im Mai/Juni, im Juli, im September sowie im November. Die im Folgenden präsentierten Ergebnisse berücksichtigen lediglich die Mai/Juni Proben aus dem point-abundance-sampling.

Auswertung

Es wurden „point-abundance“ Daten aus 15 Buhnenfeldern mit Buhnen in unterschiedlichem Erhaltungszustand ausgewertet. Um eine repräsentative Stichprobe zu gewährleisten, wurden je drei benachbarte Probenpunkte zu einer Probe zusammengefasst. Erst diese Probefläche liefert plausible Stetigkeitswerte. Die so zusammengefassten Proben wurden zunächst einer Clusteranalyse nach König (2005) bzw. mit Primer Vers. 5 (Distanzmaß Bray-Curtis, Fusionsalgorithmus Group Averaging) unterzogen.

Anschließend wurden die Ergebnisse mit multidimensionaler Skalierung (MDS mit Primer Vers. 5, Distanzmaß Bray-Curtis) ausgewertet. Die so identifizierten Gruppen wurden mit einer Similaritätsanalyse auf Signifikanz überprüft (ANOSIM mit Primer Vers. 5). Eine Diskriminanzanalyse mit SPSS Vers. 11 wurde durchgeführt, um schließlich die für die Gruppenbildung verantwortlichen abiotischen Parameter zu identifizieren.

Hypothesen

Folgende Hypothesen sollten durch die Datenauswertung überprüft werden:

Es gibt Unterschiede in der Besiedlung zwischen den Bühnenfeldern mit intakten und denen mit verfallenen Bühnen.

Es gibt Unterschiede in der Besiedlung innerhalb der Bühnenfelder – es lassen sich Besiedlungsbereiche räumlich abgrenzen.

Ergebnisse

Sowohl die Clusteranalyse als auch die multidimensionale Skalierung (MDS) ergaben eine deutliche Gruppierung der Proben in drei Gruppen. (siehe Abb. 2). Diese Differenzierung ließ sich auf drei unterschiedliche Besiedlungen zurückführen, die sich räumlich abgrenzen

1. Bereich (b): Angeströmter Bereich
2. Bereich (c): Verlandungsbereich
3. Bereich (d): Bühnenkörper-Schatten

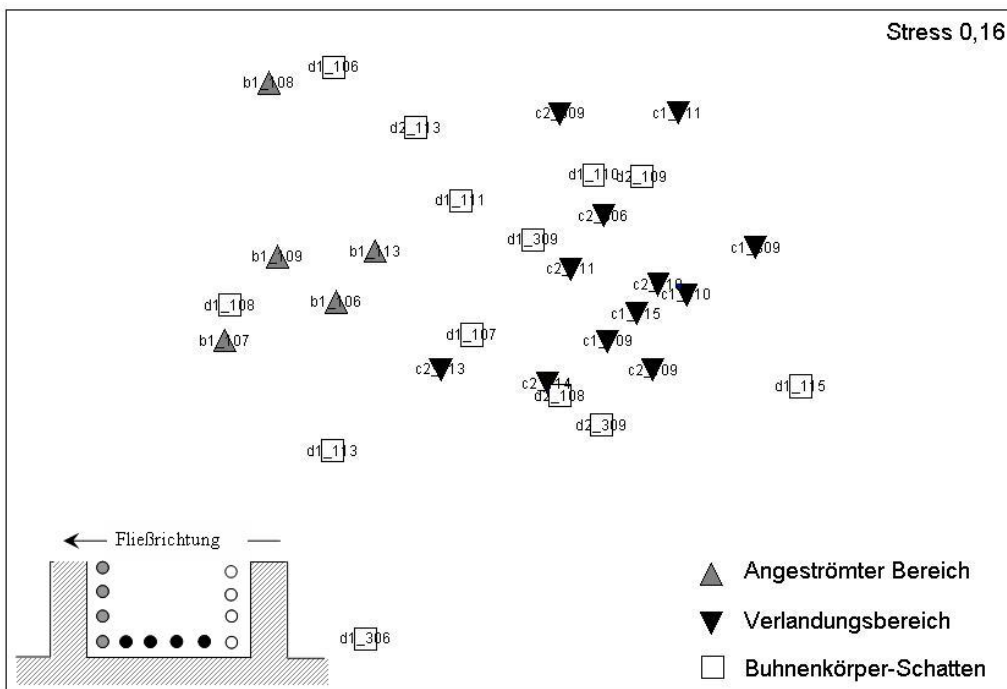


Abbildung 2:
MDS der zusammengefassten Proben aus dem point-abundance-sampling [ANOSIM: Gruppe b, c R=0,875 p=0,001]

Schema unten links:
Probenraster

Hierbei grenzt sich der angeströmte Bereich (b) signifikant vom Verlandungsbereich (c) ab. Die Unterschiede zwischen Verlandungsbereich (c) und Bühnenkörper-Schatten (d) fallen deutlich geringer aus. Die untersuchten Bühnenfelder zeigten ein einheitliches Verhalten – Unterschiede zwischen den Bühnenfeldern mit intakten und denen mit verfallenen Bühnen ließen sich nicht feststellen.

Untersucht man das Arteninventar der drei Bühnenfeldbereiche so werden einige charakteristische Arten für jeden Bereich deutlich. Während sich das Arteninventar der Bereiche c und d stark überschneidet (allerdings mit einigen auffälligen Unterschieden) ist der Bereich b von den anderen deutlicher verschieden (Tab. 1).

Tabelle 1: Konstanzstruktur der drei Besiedlungsbereiche im Mai 2000 und Kenngrößen der Besiedlungsbereiche - Die Tabellenanordnung erfolgte nach den Ergebnissen der RA (Reciprocal Averaging nach Hill 1973).

| Konstanz [%] | Gruppe | | | RA |
|--------------------|-----------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------|
| | b angeströmter Bühnenkörper | c Verlandungs- bereich | d Bühnenkörper- Schatten | |
| Art | 100* | 25* | 0* | |
| Hecht | 0 | 23,5 | 57,1 | 0* |
| Zander | 0 | 64,7 | 42,9 | 8* |
| Rapfen | 0 | 29,4 | 14,3 | 10* |
| Ukelei | 16,7 | 11,8 | 57,1 | 17* |
| Aland | 33,3 | 76,5 | 100 | 18* |
| Güster | 0 | 11,8 | 0 | 19* |
| Steinbeißer | 0 | 5,9 | 0 | 19* |
| Gründling | 33,3 | 82,4 | 71,4 | 23* |
| Brassen | 16,7 | 70,6 | 14,3 | 28* |
| Plötze | 83,3 | 88,2 | 85,7 | 36* |
| Flußbarsch | 83,3 | 76,5 | 14,3 | 55* |
| Döbel | 66,7 | 29,4 | 0 | 75* |
| Aal | 100 | 11,8 | 0 | 91* |
| Kaulbarsch | 16,7 | 0 | 0 | 100* |
| Quappe | 16,7 | 0 | 0 | 100* |
| mittlere Artenzahl | 4,7±2,0 | 5,8±1,3 | 4,6±1,8 | |
| Anzahl Proben | 6 | 17 | 7 | |
| E [%] | 67,9±9,7 | 65,7±6,9 | 68,8±9,0 | |

Die RA-Werte (mit * gekennzeichnet) geben in einer Skala von 0 bis 100 die Ähnlichkeit zwischen den Gruppen bzw. zwischen den Arten wieder. Diese Werte entsprechen den Faktorwerten der F1-Achse bei einer Korrespondenzanalyse. Die charakteristischen Arten sind grau hinterlegt.

Als nächster Schritt wurde eine Diskriminanzanalyse mit den abiotischen Parametern durchgeführt, die während der Probenahme an den Probestellen erhoben wurden: Wassertiefe, Strömung, Wassertemperatur, O₂-Gehalt, Leitfähigkeit, Besonnung, Trübung, Substrat (Blockstein, grober Schotter, Grobkies, Feinkies, Sand, Schlamm, Ton, Sandsäcke).

Die Analyse ergab, dass in erster Linie das vorherrschende Substrat für die Trennung der Gruppen verantwortlich ist. In der Gruppe der Substrate kommt dem Blockstein und dem Grobkies die größte Bedeutung zu. Eine zweite Achse wird durch den Faktor Wassertiefe aufgespannt (Tab. 2).

Tabelle 2: Diskriminanzanalyse: Standardisierte kanonische Diskriminanzkoeffizienten

| | Funktion | |
|-----------------|----------|---------|
| | 1 | 2 |
| Wassertiefe | 0,179 | - 0,865 |
| Blockstein | 0,787 | 0,424 |
| Grober Schotter | 0,379 | 0,108 |
| Schlamm | - 0,398 | 0,399 |

Diskussion

In den Bühnenfeldern der Elbe konnten im Juni 2000 keine signifikanten Unterschiede in der Fischbesiedlung zwischen Bühnenfeldern mit intakten (intakte Bühnenfelder) und Bühnenfeldern mit geschädigten Bühnen (defekte Bühnenfelder) nachgewiesen werden.

Da die Zusammensetzung von Fischgemeinschaften in Flüssen überwiegend durch morphologische und hydrodynamische Umweltfaktoren bestimmt wird (Thiel & Ginter 2002, Fladung et al. 2003), steht dieses Ergebnis scheinbar im Widerspruch zu Untersuchungen, die in defekten Bühnenfeldern eine höhere Strömungs-, Tiefen- und Habitadiversität nachweisen, wie Wirtz & Ergenzinger (2002) zeigten. Demnach müssten in defekten Bühnenfeldern andere Artenzusammensetzungen nachzuweisen sein als in intakten Feldern. Folgt man allerdings Scholten (2002) so ist, insbesondere bei Jungfischen, der saisonale Aspekt entscheidend. Er fand zwar signifikante Unterschiede in Zusammensetzung und Diversität von Jungfischgemeinschaften in unterschiedlich stark geschädigten Bühnenfeldern – jedoch erst im Hochsommer. Im Frühsommer konnte er hingegen keine Unterschiede feststellen. Dies deutet auf einen Habitatwechsel der Jungfische aus strömungsberuhigten Bereichen in Habitate mit hoher Strömungsdiversität hin, wie sie mehrheitlich in defekten Bühnenfeldern anzutreffen sind.

Neben dem saisonalen Aspekt spielt auch das Entwicklungsstadium der Fische eine Rolle – während Jungfische ab einem bestimmten Alter deutlich auf die erhöhte Strömungsdiversität in defekten Bühnenfeldern reagieren (Scholten 2002) scheint die Indikationswirkung bei älteren Fischen wieder nachzulassen. Fladung (2002) wies mit präadulten bzw. adulten Fischen zwar Differenzen zwischen defekten und intakten Bühnenfeldern nach, ein Unterschied der Fischartengemeinschaften war jedoch nicht statistisch abzusichern. Bezüglich Artenzahl und Individuendichte waren nur Tendenzen festzustellen.

Während also zwischen den Bühnenfeldern mit den vorliegenden Daten keine signifikanten Unterschiede nachzuweisen waren, konnte eine Differenzierung der Besiedlung innerhalb der Bühnenfelder in drei Bereiche festgestellt werden – und dies unabhängig vom Erhaltungszustand. Die neun untersuchten Bühnenfelder zeigten hierbei ein einheitliches Verhalten.

Betrachtet man die Besiedlung dieser Bereiche genauer, so tragen vor allem Aal und Döbel zur Trennung des angeströmten Bereiches (b) von den anderen Bereichen bei. Dies deckt sich mit Untersuchungen von Fladung et al. (2003), die Aale fast ausschließlich in Steinschüttungen des Bühnenkörpers fanden, bevorzugt auf der angeströmten Seite, wo die Tiere sich tief in die Schüttung zurückziehen. Die rheophilen Döbel bevorzugten tieferen Bereich in der Nähe der Steinschüttung oder am Bühnenkopf, auch das deckt sich mit den Ergebnissen. Der Verlandungsbereich (c) und der Bühnenkörper-Schatten (d) sind anhand einzelner Arten recht schwer zu trennen, ihre Besiedlung überschneidet sich stark.

In (c) traten vor allem Zander und Brassen hervor, in (d) Hecht und Ukelei. Diese zählen zu den eurytopen Arten, die nach Fladung et al. (2003) im Bühnenfeld geschützte, strömungsarme Bereiche bevorzugen.

Die Diskriminanzanalyse anhand der zeitgleich erhobenen abiotischen Standortparameter ergab einen deutlich trennenden Parameter: die Substratbeschaffenheit. So ist der erhöhte Anteil an freiliegenden Blocksteinen im angeströmten Bereich des Bühnenkörpers als besiedlungsprägend anzusehen. Weitere, in der Bedeutung jedoch geringer Faktoren sind der Grobkiesanteil am Substrat und die Wassertiefe. Dies deckt sich mit anderen Untersuchungen in Bühnenfeldern (Fladung et al. 2003, Fladung 2002, Scholten 2002). Fladung et al. (2003) weisen jedoch außerdem auf die Relevanz von Uferlinienlänge und Uferneigung hin – Parameter, die die Anzahl und Ausdehnung möglicher Unterstände und Refugialräume insbesondere für Jungfische beschreiben. Ob dies auch für die hier untersuchten Gemeinschaften gilt bleibt noch zu untersuchen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im Hinblick auf die Besiedlung mit Fischen konnten im Juni 2000 in der Elbe keine signifikanten Unterschiede zwischen Bühnenfeldern mit intakten und Bühnenfeldern mit geschädigten Bühnen nachgewiesen werden. Es konnte jedoch eine Differenzierung der Besiedlung innerhalb der Bühnenfelder festgestellt werden – und dies unabhängig vom Erhaltungszustand. Die untersuchten Bühnenfelder zeigten hierbei ein einheitliches Verhalten. Die Differenzierung ergab drei unterschiedliche Besiedlungen, die sich räumlich abgrenzen: den angeströmten Bereich, den Verlandungsbereich und den Bühnenkörper-Schatten. Die in einer Diskriminanzanalyse als für die Differenzierung der Lebensgemeinschaft verantwortlich ermittelten abiotischen Faktoren sind das Substrat und die Wassertiefe. Es ist in erster Linie der erhöhte Anteil an freiliegenden Blocksteinen im angeströmten Bereich des Bühnenkörpers als besiedlungsprägend anzusehen.

Danksagung

Die hier verwendeten Daten wurden von Herrn Dr. Ralf Thiel, Universität Hamburg – Biozentrum Grindel und Zoologisches Museum, und seiner Arbeitsgruppe erhoben.

Literatur

- Fladung, E. (2002): Der adulte/präadulte Fischbestand in Bühnenfeldern und Leitwerken der Mittel-Elbe. Zeitschrift für Fischkunde. Suppl. 1 – Ökologie der Elbefische, 2002: 101-120.
- Fladung, E., Scholten, M., Thiel, R. (2003): Modelling the habitat preferences of preadult and adult fishes on the shoreline of the large, lowland Elbe River. Journal of Applied Ichthyology 19 (2003): 303-314
- Hill, M. O. (1973): Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. -Journal of Ecology 61, 237-249.
- König, B. (2005): Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosproben nach einheitlichen Lebensgemeinschaften. - DGL-Tagungsbericht 2004:
- Scholten, M. (2002): Das Jungfischauftreten in Uferstrukturen des Hauptstroms der mittleren Elbe – zeitliche und räumliche Dynamik. Zeitschrift für Fischkunde. Suppl. 1 – Ökologie der Elbefische, 2002: 59-77.
- Thiel, R., Ginter, R. (2002): Ökologie der Elbefische (ELFI). Problemstellung, Zielsetzung und Realisierung eines Verbundprojektes des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). Zeitschrift für Fischkunde. Suppl. 1 – Ökologie der Elbefische 2002:1-12.
- Wirtz, C., Ergenzinger, P. (2002): Die untere Mittel-Elbe: hydromorphologische Charakterisierung von ausgesuchten Uferbereichen und Nebengewässern. Zeitschrift für Fischkunde. Suppl. 1 – Ökologie der Elbefische, 2002: 13-40.

Spiegelt die Makrozoobenthosbesiedlung die Sedimentumlagerung in Bundeswasserstraßen wider?

Susanne I. Schmidt, Arne Haybach, Bernd König, Franz X. Schöll & Jochen H. E. Koop

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Keywords: Makrozoobenthos, Wasserstraßen, Geschiebemanagement

Einleitung

Zur Sicherung des Schiffsverkehrs und zur Erhaltung des gegenwärtigen Gewässerzustandes sind an mehreren Bundeswasserstraßen Maßnahmen zum Geschiebemanagement (Baggern und Verklappen von Sediment) erforderlich. Beispielsweise tieft sich die Elbe bei Torgau jährlich um 1 – 2 cm ein, da der natürliche Geschiebetransport Material aus dieser Strecke austrägt, ohne, dass es aus dem stauregulierten Oberlauf zu einem kompensierenden Materialeintrag kommt. Umgekehrt lagert sich in der sogenannten Reststrecke, Elbe-km 503 bis 520, Sand ab, bedingt durch eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit. Diese ist das Resultat des Ausbauzustandes: die Buhnen in diesem Bereich wurden in den Vierziger Jahren nicht mehr, wie alle übrigen Buhnen entlang der Elbe, erhöht und verlängert, so dass der Fließquerschnitt zwischen den Buhnenköpfen hier breiter ist.

Die ökologischen Auswirkungen dieser sog. Geschiebebewirtschaftung auf die den Gewässergrund bewohnenden Kleinlebewesen (Makrozoobenthos) wurden bisher nicht im großskaligen Flussbereichs-Maßstab (10 bis 200 km) untersucht. Vorliegende Auswertung stellt eine grundlegende Charakterisierung des Makrozoobenthos in zwei Elbabschnitten (Erosionsstrecke; Elbe-km 230 bis 280, Reststrecke, km 508 bis 521) und zwei Main-Stauhaltungen (Stauhaltung Faulbach; Main-km 147,12 – 160,6, sowie Stauhaltung Freudenberg; Main-km 134,05 – 147,12) dar. Die Fragestellung an die Elbe-Daten war, ob sich ein Zusammenhang zwischen den räumlich begrenzten, aber immer wieder durchgeführten Maßnahmen der Geschiebebewirtschaftung und der Makrozoobenthos-Besiedlung, beispielhaft für das Jahr 2004 zeigen würde. Die Fragestellung an die Main-Daten war, wie gut sich die Makrozoobenthos-Besiedlung nach einem zeitlich begrenzten, aber sehr intensiven Eingriff (flächenhafte Ufer-Rücknahme) erholen würde.

Material und Methoden

Die Probenahmen erfolgten gemäß Tittizer & Schleuter (1986). Es wurden Daten verwendet, die über Frühjahr und Hochsommer, sowie über Strecken zwischen 10 und 200 km gepoolt waren. Im Fall der Erosionsstrecke an der Elbe wurde der Abschnitt km 100 bis 280 betrachtet, für die Reststrecke ging der Abschnitt 325 (unterhalb des Beginns der Brassenregion; Haybach 2004 et al. 2004) bis 580 in die Analyse ein. Die statistische Auswertung erfolgte mittels der multivariaten Methoden Clusteranalyse (basierend auf dem Homogenitätskriterium; König 2003; 2005) und Multidimensionale Skalierung (MDS).

Im Jahr 2004 wurden Maßnahmen in weiten Teilen der Erosionsstrecke durchgeführt, jedoch blieb die Strecke km 160 bis 180 ausgespart (Abbildung 1), so dass diese hier als unbeeinflusste Referenz herangezogen wird.

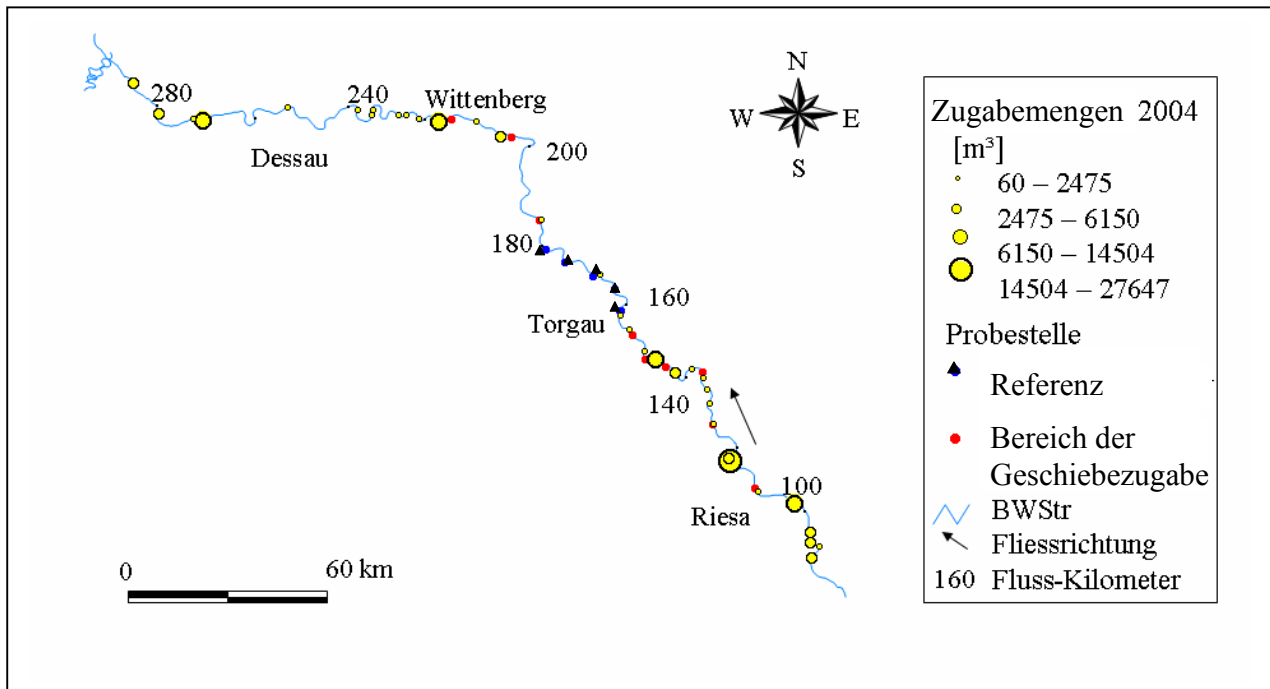


Abb. 1: Sediment-Verbringungen entlang der Elbe im Jahr 2004 zwischen Strom-km 80 und 300.

Ergebnisse und Diskussion

Die Cluster-Analyse für die Makrozoobenthos-Daten der Strecke Elbe-km 100 bis 280, welche die Erosionsstrecke einschließt, ergab zwei Serien mit zwei unterschiedlichen Besiedlungen (Dendrogramm in Abbildung 2a). Die beiden Serien unterschieden sich nicht in der unterschiedlichen Intensität der Geschiebezugabe, sondern in der Substratbeschaffenheit: in der Serie mit geringen Taxazahlen dominierten feinkörnige Substrate, in der anderen Serie Stein und Kies (Abbildung 2b). Diese letztere Serie wies auch die höheren Taxazahlen auf (mittlere charakteristische Taxazahl Sc etwa um Faktor 2 verschieden).

In Abbildung 3 ist das Ergebnis der MDS aus den Daten des Erosionsbereiches aufgezeigt. In dieser Art der Darstellung sind nahe beieinander liegende Punkte, in diesem Fall Probestellen, in ihrer Artenzusammensetzung ähnlich. Probestellen in Bereichen, die intensiv gebaggert wurden, sind in grau gezeichnet und Probestellen in weitgehend unbeeinflussten Bereichen in schwarz. Die Proben gliedern sich nicht nach der Intensität der Verbringung von Material, d. h., die unterschiedliche Baggerintensität lässt keine Unterscheidung in der Besiedlung erkennen. Gleichzeitig sind die Probestellen in Abbildung 3 mit Zahlen gekennzeichnet, und zwar mit 1 und 2 je nach den Serien der Cluster-Analyse (Abbildung 2). Es zeigt sich, dass links in der Abbildung nur Probestellen liegen, die in der Cluster-Analyse in der zweiten Gruppe zusammengefasst worden waren und rechts nur Probestellen, die in der Cluster-Analyse in der ersten Serie zusammengefasst wurden. Die MDS bestätigte demnach die Ergebnisse der Cluster-Analyse. Zusätzlich ist hier mit dem Kreisumfang der Anteil Grobstein gekennzeichnet – die meisten Probestellen im rechten Teil der Abbildung enthielten annähernd 100 % Grobstein. Auch dies deckt sich mit den in Abbildung 2 gezeigten Ergebnissen.

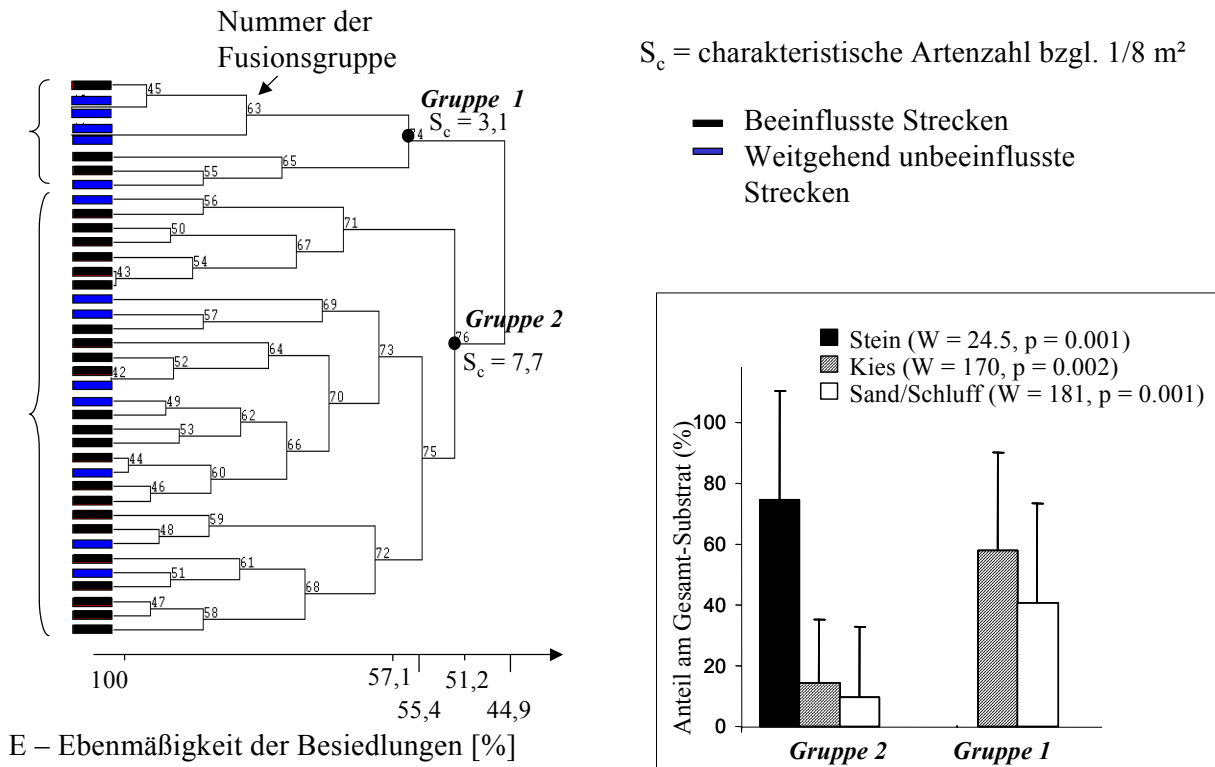


Abb. 2: a) Dendrogramm der Cluster-Analyse für den Bereich Elbe-km 100 bis 280 mit Kennzeichnung der Knoten, welche die noch homogenen Besiedlungen abgliedern. b) Substratkenngrößen in den beiden Serien – Anteil von drei Substratklassen am Gesamtsubstrat.

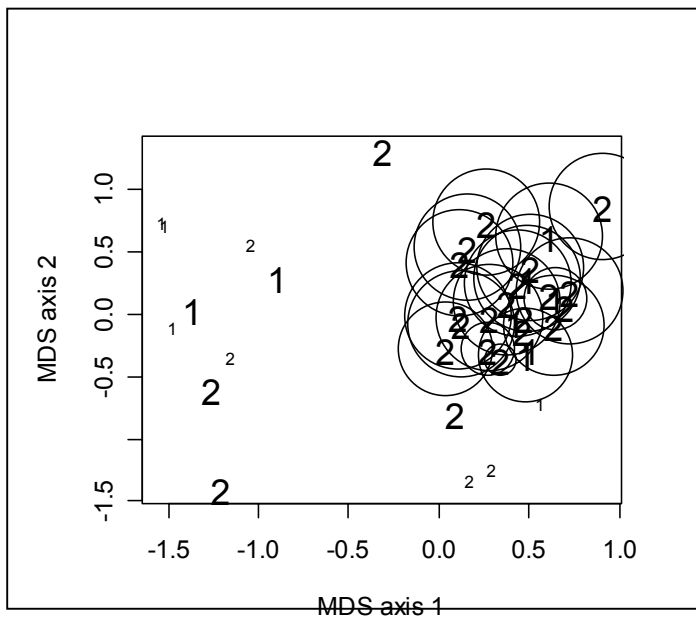


Abb. 3: MDS der Probestellen (Elbe, Erosionsstrecke) mit verschiedenen Kennzeichnungen: groß: Probestellen in Bereichen, die intensiv bewirtschaftet wurden (Elbe-km 100 bis 160; 180 bis 280); klein: Probestellen in Bereichen, die weitgehend von Geschiebezugabe unbeeinflusst waren (Elbe-km 160 bis 180); 1, 2: Serien der Cluster-Analyse. Kreise: Anteil Grobstein in den Sedimenten. Größter Kreis entspricht 100 % Grobstein.

Für die Untersuchung der Reststrecke wurden Daten aus dem Bereich Elbe-km 325 bis 580 betrachtet. Die Cluster-Analyse trennte bei einer Einheitlichkeit von 58,1% drei Serien ab. Auch hier entspricht die Trennung der Serien nach einheitlichen Besiedlungen nicht der Intensität der Baggungen, sondern der Verteilung der Substrate.

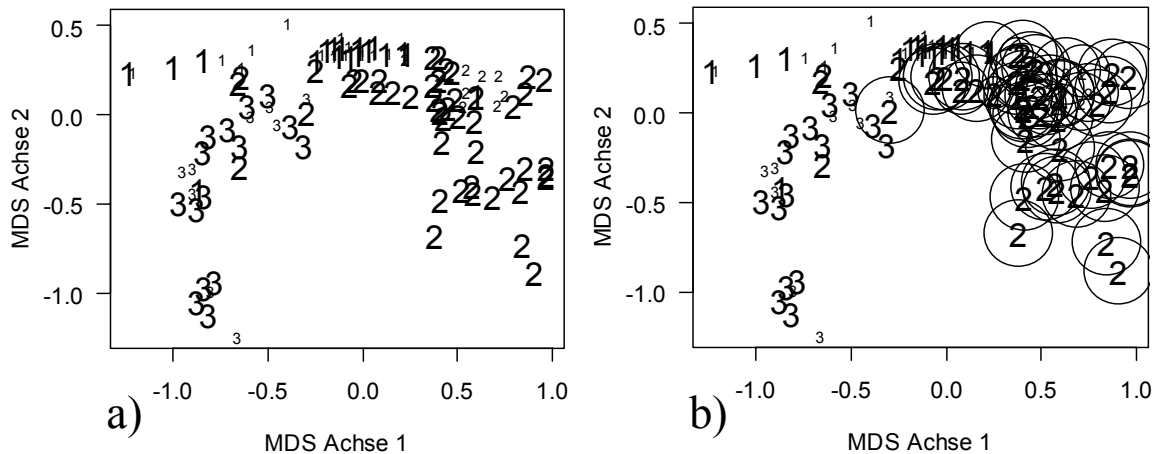


Abb. 4: MDS der Probestellen (Elbe Reststrecke) mit verschiedenen Kennzeichnungen: klein: Probestellen in Bereichen, die intensiv gebaggert wurden (El-km 508 – 521), normal: Probestellen in Bereichen, die weitgehend unbeeinflusst waren (Elbe-km 325-507; km 522-580); 1:3: Serien der Cluster-Analyse. b): zusätzlich mit Kreisen dargestellt: Anteil Grobstein in den Sedimenten. Die größten Kreise: 100 %.

Unabhängig von Baggern/Verklappen war die Korngröße die bestimmende Determinante der Besiedlungsstruktur. In der MDS (Abbildung 4) gruppierten sich Proben, die in der Cluster-Analyse der Serie 1 zugeordnet werden, am oberen Rand der Abbildung, Proben der Serie 2 lagen links in der Abbildung und die der Serie 3 rechts (Abbildung 4). Unabhängig von Baggern/Verklappen war die Korngröße die bestimmende Determinante der Besiedlungsstruktur. In der MDS (Abbildung 4) gruppierten sich Proben, die in der Cluster-Analyse der Serie 1 zugeordnet werden, am oberen Rand der Abbildung, Proben der Serie 2 lagen links in der Abbildung und die der Serie 3 rechts (Abbildung 4). Es gab keinen systematischen Unterschied zwischen der intensiv gebaggerten Strecke El-km 508 bis 521 (kleine Beschriftung) und den übrigen Probestellen (große Beschriftung). Die MDS-Darstellung in Abbildung 4b) zeigt den hohen Anteil der Grobsteinfraktion am Sediment der Proben, die hauptsächlich in Serie 2 zusammengefasst wurden. Substrat hatte demnach in den Elbe-Proben sowohl aus der Erosionsstrecke als auch aus der Reststrecke einen höheren Einfluss auf die Besiedlung, als die jeweiligen Unterhaltungsmaßnahmen.

Zum Vergleich mit den Elbestrecken wurde die Besiedlung an zwei Stauhaltungen am Main ausgewertet. Die Cluster-Analysen wurden für jedes Jahr durchgeführt. Die Hypothese war, dass der massive Eingriff zu einem vorübergehenden Zusammenbruch der Taxa-Gemeinschaften führen würde. Ein Zusammenhang zwischen den zeitlich versetzt erfolgten Uferrücknahmen und der Taxa-Entwicklung konnte dagegen nicht beobachtet werden. Bei der multivariaten Analyse der Proben der beiden Main-Stauhaltungen trennten sich die Serien nicht entsprechend des Bagger-Regimes, sondern entsprechend der Uferlage und demnach des vorherrschenden Substrates ab. Auch diese Analyse bestätigte die o. g. Ergebnisse, dass Unterhaltungsmaßnahmen, wie es in den beiden hier unter-

suchten Ausmaßen praktiziert wurde, keinen nachhaltigen Einfluss auf die Fauna hat. Im Detail war jeweils eine der per Cluster-Analyse ermittelten Serien pro Jahr charakterisiert durch Grobstein, und eine durch Feinsediment. Für jede dieser Serien wurden mittlere Abundanzen und Artenzahlen berechnet. Während des Untersuchungszeitraums 1995 bis 1999 schwankten die Gesamtartenzahlen in beiden Stauhaltungen, trotz unterschiedlichen Ausbautermins, nahezu synchron über den Untersuchungszeitraum. Während von 1995 bis 1998 die Artenzahlen zunächst anstiegen, machte sich im Jahr 1999 ein Taxa-Rückgang bemerkbar, wie er auch im Rhein festgestellt wurde (Koop et al., dieser Band). Diese kurzfristige Zunahme der Abundanzen und der nachfolgende Taxa-Rückgang wird im Zusammenhang mit der Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals am 25. September 1992 gesehen, in deren Folge es zur Einwanderung und teils massenhaften Entwicklung von Neozoen aus der Pontocaspis im Main und dem mit ihm in Verbindung stehenden Wasserstraßennetz, und damit zu einer vorübergehenden Anreicherung des Taxa-Inventars, kam.

Ausblick

Die eng begrenzt lokale Beeinträchtigung der Faunenzusammensetzung durch Unterhaltungsmaßnahmen wird anscheinend sehr engmaschig ausgeglichen. Eine Wiederbesiedlung durch Drift und aktive Wanderungen erfolgt rasch. Bei derzeitiger Praxis haben die Maßnahmen keinen großen Einfluss auf die Faunenzusammensetzung. Unklar ist jedoch noch, wie eventuell notwendige Zunahmen an Maßnahmen sich auf die Fauna auswirken, und ob die Gemeinschaften durch die Maßnahmen subletal beeinträchtigt sind, so dass sie einer Verdrängung durch einwandernde Neozoen weniger erfolgreich gegenüber stehen.

Literatur

- Haybach, A., S. Wieland & B. König. 2004. Ökologische Untersuchungen von Maßnahmen zum Sedimentmanagement in Bundeswasserstraßen. Fallstudie: Ichthyofauna und Benthosfauna an der Elbe im Bereich der Erosionsstrecke bei Torgau (km 130-180) und der Reststrecke bei Hitzacker (km 508 - 521). *BfG Bericht 1439*: 32 S. + 8 Anhänge.
- König, B. 2003. Prüfung von Makrozoobenthosproben auf Einheitlichkeit der Besiedlung - ein einfaches mathematisches Homogenitätskriterium. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 47: 67-70.
- . 2005. Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosproben nach einheitlichen Lebensgemeinschaften. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Berlin*.
- Koop, J.H.E., S.I. Schmidt, M. Wetzler, B. König, F. Schöll: Dramatischer Arten-Rückgang in der Elbe, eine Folge von extremen Hochwasser und Niedrigwasserereignissen (2002-2003)? *Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder*.
- Tittizer, T. & A. Schleuter. 1986. Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthosproben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme, erläutert am Beispiel einer faunistischen Bestandsaufnahme am Main. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* 30: 147-149.

HORN, H. & W. HORN: Synchrones Verhalten des autotrophen Pikoplanktons in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie – Zufall oder zeitliche Kohärenz?

NICKLISCH, A. & CH. E. W. STEINBERG: Biomassezusammensetzung und Wachstum von Phytoplanktern

RÖNICKE, H., BECK, B., SCHULTZE, M., BEYER, M. & S. ANGELSTEIN: Wachstumsdynamik von *Elodea nuttallii* im Tagebausee Goitsche

HORN, W. & B. SCHRÖTER: Erfassung der Crustaceen-Zooplanktonstruktur mittels Partikulärem Organischen Stickstoff (PON) in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie und Fischbesiedlung

KLUGE, K. & R. J. PAUL: Untersuchung der Thermotoleranz von frei schwimmenden Zooplankton-Organismen anhand des zellulären Redoxstatus und der NADH-Fluoreszenz

SCHWARZENBERGER, A. & E. VON ELERT: Darmproteasen von *Daphnia magna*: Inhibition durch *Microcystis aeruginosa*

WACKER, A. & D. MARTIN-CREUZBURG: Einfluss von Futterqualitätsschwankungen auf die Allokation von Fettsäuren in *Daphnia magna*

ZEIS, B., LAMKEMEYER, T., PINKHAUS, O. & R. J. PAUL: Physiologische Antworten auf Sauerstoff- und Temperaturstress bei *Daphnia*

Synchrones Verhalten des autotrophen Pikoplanktons in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie – Zufall oder zeitliche Kohärenz?

Heidemarie Horn¹ & Wolfgang Horn¹

¹ Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, Tel./Fax 037367-2501, horn.hw@t-online.de

Keywords: Autotrophes Pikoplankton, Langzeitentwicklung, Talsperre Saidenbach, Talsperre Neunzehnhain

Einleitung

Die autotrophen Pikoplankter stellen mit nur 0,2 bis 2 µm die kleinsten Vertreter des Phytoplanktons dar. Obwohl schon vor vielen Jahren im Plankton entdeckt, wurde erst in den 80'er Jahren erkannt, welche große Rolle sie im Stoffhaushalt der Gewässer spielen können. Ihr Anteil steigt häufig mit fallender Trophie (z.B. Stockner & Shortred 1991, Hawley and Whitton 1991, Hepperle and Krienitz 2001), weshalb sie im Zuge der Re-Oligotrophierung zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Gewässer und Methoden

Die Talsperre Saidenbach (TS SB, 439 m ü. NN, $V_{\max} = 22,4$ Mio. m³, maximale/mittlere Tiefe = 45/15,3 m), ein seit 1991 mesotropher Rinnenstausee mit einem vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, liegt im Mittleren Erzgebirge und wird seit 1975 regelmäßig untersucht. Die Talsperre Neunzehnhain (TS NH, 525 m ü. NN, $V_{\max} = 2,9$ Mio. m³, maximale/mittlere Tiefe = 31/10,1 m) wird seit 1992 beprobt, ist nur etwa 5 km entfernt und seit ihrem Entstehen oligotroph, da sie ein fast ausschließlich bewaldetes Einzugsgebiet besitzt. In den Jahren 1996 bis 2000 war sie zwecks Restaurierung der Staumauer ohne Wasser. Hauptschwerpunkte der Untersuchungen sind Phyto- und Zooplanktodynamik, Nährstoffe und hydrophysikalische Bedingungen.

Die Erfassung des autotrophen Pikoplanktons (APP) wurde erst 1996 in das Untersuchungsprogramm mit aufgenommen. Es wurde parallel zum Phytoplankton gezählt, d.h. in der TS SB alle zwei Wochen in 6 bis 8 Tiefen und, nach der Wiederbefüllung im Jahre 2000, auch in der TS NH

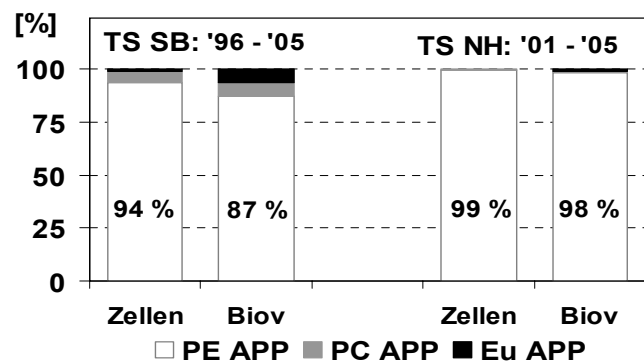


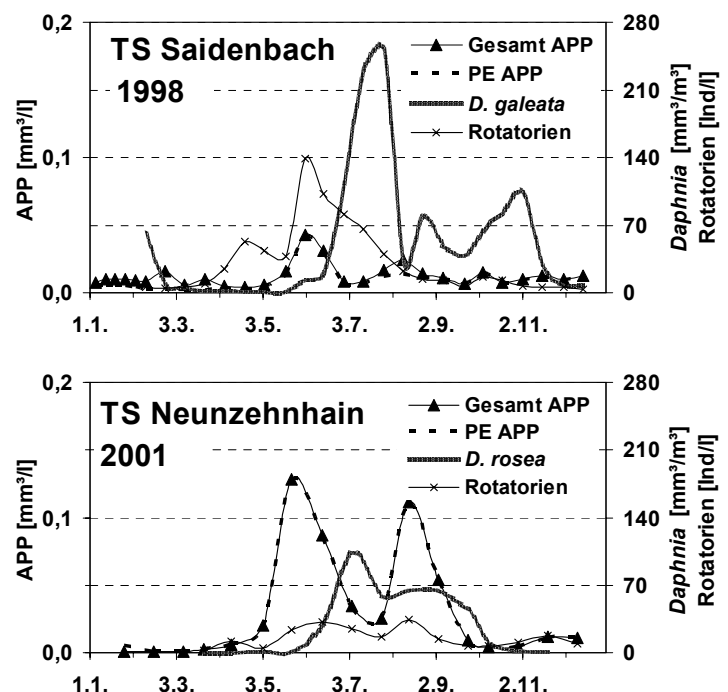
Abb. 1: Die mittlere Zusammensetzung des APP's in den beiden Talsperren auf Grundlage der Abundanzen und des Biovolumens

(hier alle vier Wochen in 4 Tiefen). Die Wasserproben wurden direkt in dunkle, mit Formalin versehene Flaschen eingefüllt, im Labor kühl und dunkel gelagert und so schnell wie möglich ausgezählt (in der Regel innerhalb der nächsten drei Tage). Dazu wurden je nach Konzentration 5 bis 20 ml Wasser über eine Polycarbonatmembran von 0,2 µm Porenweite filtriert und – ähnlich wie von MacIsaac & Stockner (1993) empfohlen – zwei Zählungen im Fluoreszenzmikroskop durchgeführt, jeweils eine unter blauer (395 - 500 nm, eukaryotisches APP) und eine unter grüner Anregung (520 - 560 nm, Picocyanobakterien). Dabei wurden drei Hauptgruppen unterschieden:

- die Phycoerythrin reichen Cyanobakterien (**PE APP**, ovale Zellen, 1-2 x 0,5-1 µm, meist einzeln, fluoreszieren orange unter grüner Anregung)
- die Phycocyanin reichen Cyanobakterien (**PC APP**, ovale Zellen, 1,5-2 x 1-1,5 µm, meist einzeln auftretend, rote Fluoreszenz unter grüner Anregung)
- und das eukaryotische Pikoplankton (**Eu APP**, relativ runde Zellen, 1,5 - 2,5 µm, meist solitär, tiefrote Fluoreszenz bei blauer Anregung).

Innerhalb jeder Gruppe wurde noch in Einzelzellen und kleinere Aggregate (bis zu 20 Zellen) sowie in zwei Größenklassen differenziert. Die großen gallertigen Kolonien von *Aphanothece* und *Cyanodictyon* blieben unberücksichtigt, d.h. sie wurden getrennt erfasst und nicht zum APP gezählt. Nach Komarkova & Simek (2003) entstehen diese aber möglicherweise im Spätsommer als Folge des Grazingdruckes aus den Pikocyanobakterien.

Abb. 2: Saisonale Sukzession des gesamten autotrophen Pikoplanktons, der dominierenden PE reichen Cyanobakterien (PE APP), der Daphnien und der Rotatorien in zwei ausgewählten Jahresgängen.



Ergebnisse

Gemeinsamkeiten und Unterschiede:

Trotz der fünffach höheren SRP-Belastung der TS SB und der sehr unterschiedlichen Phytoplanktonstruktur beider Talsperren gibt es viele Ähnlichkeiten in der APP-Dynamik:

- Die Zusammensetzung des APP's scheint nahezu gleich (Abb. 1): Das PE APP ist über alle Jahre dominierend, während PC- und Eu APP mit meist weniger als 10 % kaum Bedeutung erlangen. Nach Komarek (1996) gehören sowohl das PE- als auch das PC-APP der beiden Talsperren zum *Cyanobium*-Cluster.
- Auch die saisonale Dynamik (Abb. 2) und die beobachteten Abundanzen (Abb. 3) ähneln sich in allen Jahren. Die mittlere APP-Konzentration in der TS Saidenbach liegt bei 0,033 mm³·l⁻¹ (1996-2005), in der TS Neunzehnhain bei 0,045 mm³·l⁻¹ (2001-2005).

- 2004 und 2005 kam es zu einer gleichzeitigen, drastischen Erhöhung der PE APP - Konzentrationen in beiden Talsperren.

Auf Grund der ähnlichen APP- aber sehr verschiedenen Phyto- und Zooplankton-Verhältnisse in den beiden Talsperren entstehen unterschiedliche Beziehungen dieser Planktonkomponenten untereinander:

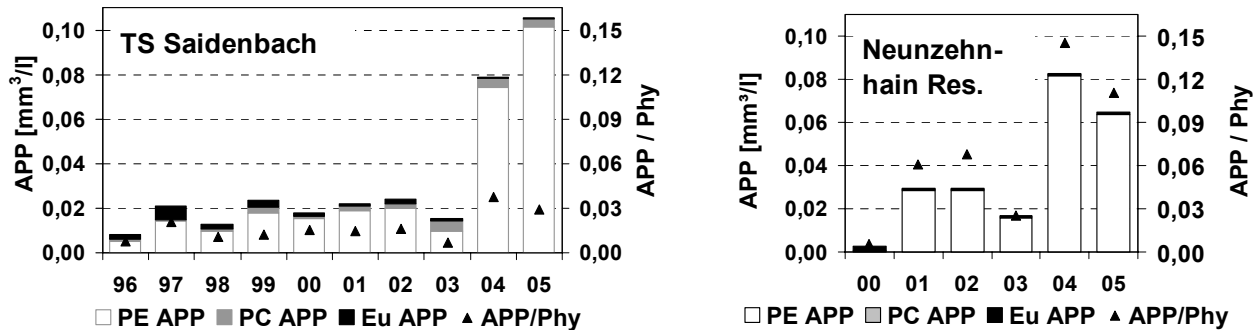


Abb. 3: Die mittleren jährlichen Konzentrationen der drei Gruppen des autotrophen Pikoplanktons und das Verhältnis des gesamten APP's zum Phytoplankton

- Der relative Anteil des APP's am gesamten autotrophen Plankton ist in der Nährstoff- und Phytoplankton armen TS Neunzehnhain mit 3 bis 15 % signifikant höher als in der TS Saidenbach, wo das APP im Jahresmittel nur zwischen 0,7 und 4% ausmacht. Es lässt sich keine Beziehung zwischen den beiden Größenklassen des autotrophen Planktons erkennen (Abb. 4).
- Auf Grund der niedrigeren APP-, vor allem aber wegen der höheren Daphnien-Abundanzen in der TS Saidenbach ist hier auch das Verhältnis dieser beiden Ökosystem-Komponenten deutlich kleiner: Während es in der TS Neunzehnhain fast immer signifikant mehr APP- als Daphnien-Biomasse gab, wurden in der TS Saidenbach Verhältnisse > 1 nur in den beiden letzten, APP reichen Jahren festgestellt (Abb. 4).

Erkennbare Steuerfaktoren

- Die hydrophysikalischen Bedingungen steuern vor allem den Beginn und das Ende der saisonalen Entwicklung: Ein deutliches Massenwachstum der Cyanobakterien wird immer erst Ende

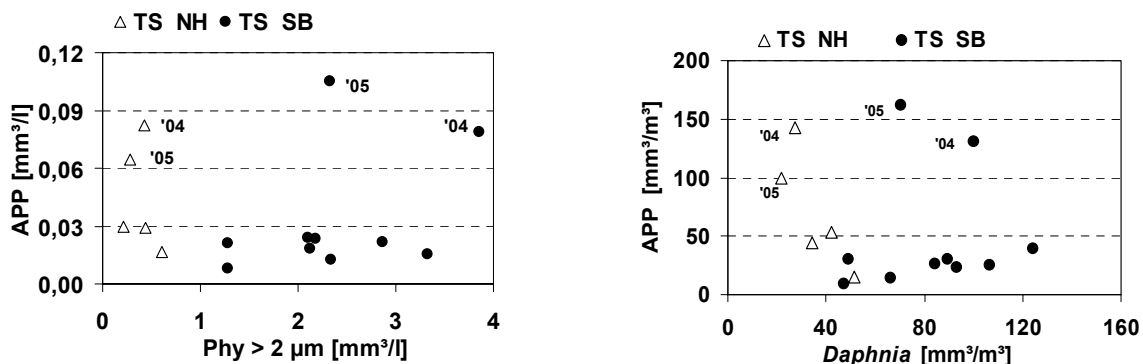


Abb. 4: Das Verhältnis zwischen APP-Biovolumen und dem Biovolumen des autotrophen Phytoplanktons $> 2 \mu\text{m}$ (Jahresmittel) bzw. dem Biovolumen der Daphnien (Sommermittel)

Mai / Anfang Juni beobachtet, wenn sich ein warmes, stabil geschichtetes Epilimnion mit verbessertem Lichtklima gebildet hat, und es endet mit dem endgültigen Abbau der Schichtung im Herbst.

- Während des Sommers wird die Dynamik der Cyanobakterien dagegen wesentlich durch das Grazing der Daphnien kontrolliert (Abb. 2). In beiden Talsperren scheint deren Aufkommen stets der Grund für den Zusammenbruch der ersten APP-Massenentwicklung zu sein, und das 2. Maximum im August beginnt in der Regel während der Sommerdepression der Daphnien.

Was ist der Grund für die in beiden Talsperren gleichzeitig auftretende Zunahme der APP-Abundanzen 2004/05?

Es gibt keine sichtbare Abnahme der Abundanzen der potentiellen Grazer im Sommer 2004 und 2005 im Vergleich zu den Vorjahren, weder bei den Daphnien, noch bei den Rotatorien, den Ciliaten oder den heterotrophen Nanoflagellaten.

Kohärente Prozesse in Gewässern mit unterschiedlichen Einzugsgebieten werden, sofern es nicht zufällige Ereignisse sind, vor allem durch regionale meteorologische Einflüsse initiiert (Benson et al. 1999). Bezüglich Zuflussmengen, Temperaturen und der Sonneneinstrahlung waren die Jahre 2004 und 2005 aber annähernd „normale“ Jahre. Allerdings gab es in diesen zwei Untersuchungsjahren Besonderheiten, die beide Talsperren gleichermaßen betrafen:

2004: Nach der extremen Absenkung des Wasserspiegels als Folge der Trockenheit im Vorjahr füllten sich die Talsperren erst langsam wieder im Laufe des Jahres 2004 auf, wodurch es wahrscheinlich zu verstärkten Sedimentresuspensionen und dadurch erhöhten internen Stoffeinträgen kam (Abb. 5).

2005: Zwischen Juli und September 2005, der Zeit der starken APP-Massenentwicklung, konzentrierte sich der gesamte Niederschlag in einigen wenigen, aber schweren Regenfällen, die insgesamt zwar nicht mehr Zuflussmengen brachten, aber offensichtlich in kürzester Zeit bis in das Hauptbecken durchschlugen und dadurch ebenfalls in regelmäßigen Abständen zu zusätzlichen Nährstoffimporten führten (Abb. 5).

Zusammenfassung

- Das Massenwachstum der Cyanobakterien beginnt immer erst mit dem Aufbau einer Schichtung im Mai/Juni und endet mit der Vollzirkulation im Herbst. Die dominierenden PE reichen Piko-plankter bevorzugen das warme Epilimnion.
- Die Dynamik im Sommer wird vor allem durch die Grazingverluste gesteuert, wobei die Daphnien offensichtlich den größten Einfluss besitzen. So waren die APP-Abundanzen in der oligotrophen TS Neunzehnhain mit ihren geringeren Daphnienzahlen in der Regel größer als die in der benachbarten TS Saidenbach, die zwar ein besseres Nährstoffangebot, aber auch eine größere Daphnien-Population besitzt.
- Stark erhöhte Zufuhr von Nährstoffen durch extreme Wasserstandsschwankungen oder schwere Niederschläge können das langjährige Gleichgewicht zwischen Wachstum und Verlust stören. Die auffallend starke, gleichzeitige Zunahme der APP-Abundanzen in beiden Talsperren 2004 und 2005 könnte durch solche regionale Wetterereignisse verursacht worden sein.
- Da keine eindeutige Beziehung zu Phosphor erkennbar ist und sich bisher noch keine Hinweise auf eine Wachstumslimitation durch Phosphor ergeben haben, wird angenommen, dass weniger dessen erhöhtes Angebot als vielmehr die zusätzliche Zufuhr anderer, organischer Stoffe diese synchrone Zunahme der APP-Produktion in beiden Talsperren initiiert hat.

Offen bleibt allerdings, warum es nicht schon in der zweiten Jahreshälfte 2003, als der Wasserspiegel absank, zu einem verstärkten APP-Wachstum kam – möglicherweise, weil sich die Daphnien-Populationen in beiden Talsperren dann schon aufgebaut hatten und es verhindern konnten.

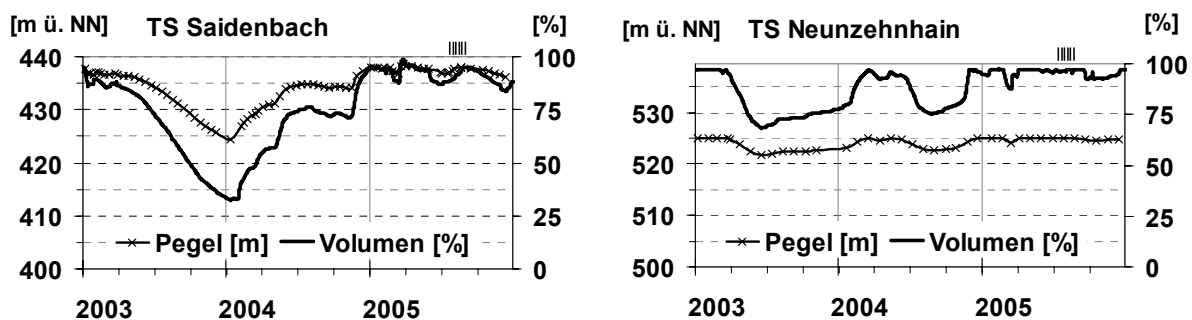


Abb. 5: Pegelstand und Stauinhalt (in %) der beiden Talsperren in den Jahren 2003 bis 2005

Literatur

- Benson, B. J., Lenters, J.D., Magnuson, J.J., Stubbs, M., Kratz, T.K., Dillon, P.J., Hecky, R.E., Lathrop, R.C. (1999): Regional coherence of climatic and lake thermal variables of four lake districts in the Upper Great Lakes Region of North America. *Freshwater Biology*. 43: 517-527.
- Callieri, C., Pinolini, M.L. (1995): Picoplankton in Lake Maggiore, Italy. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80(3): 491-501.
- Callieri, C., Stockner, J.G. (2002): Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *J. Limnol.* 61(1): 1-14.
- Crosbie, N. D., Teubner, K., Weisse, T., (2003): Flow-cytometric mapping provides novel insights into the seasonal and vertical distributions of freshwater autotrophic picoplankton. *Aquat. Microb. Ecol.* 33: 53-66.
- Hawley, G.R.W., Whitton, B.A. (1991): Seasonal Changes in Chlorophyll-containing Picoplankton Populations of Ten Lakes in Northern England: *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 76: 545-554.
- Hepperle, D., Krienitz, L. (2001): Systematics and Ecology of Chlorophyte Picoplankton in German Inland Waters along a Nutrient Gradient. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 86(3): 269-284.
- Komarek, J. (1996): Towards a combined approach for the taxonomy and species delimitation of picoplanktic cyanoprokaryotes. *Algological Studies* 83: 377-401.
- Komarkova, J., Simek, K. (2003): Unicellular and colonial formations of picoplanktonic cyanobacteria under variable environmental conditions and predation pressure. *Algological Studies* 109, *Arch. Hydrobiol., Suppl.* Vol. 148: 327-340.
- MacIsaac, E. A., Stockner, J.G. (1993): Enumeration of Phototrophic Picoplankton by Autofluorescence Microscopy. In: *The Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*. Kemp, P.F., Sherr, B.F., Sherr, E.B., Cole, J.J., Lewis Publisher: 187-197.
- Stockner, J. G., Shortreed, K.S. (1991): Autotrophic Picoplankton: Community Composition, Abundance and Distribution across a Gradient of Oligotrophic British Columbia and Yukon Territory Lakes. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76(4): 581-601.

Danksagung

Die dargestellten Untersuchungen entstanden im Rahmen des Vorhabens „Biotische Struktur von Staueeen“, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem Freistaat Sachsen (Sächsisches Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst).

Biomassezusammensetzung und Wachstum von Phytoplanktern

Andreas Nicklisch¹ & Christian E. W. Steinberg²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 12587 Berlin, Müggelseedamm 301, nicklisch@igb-berlin.de, ² Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Biologie, Gewässer- und Stressökologie, Arboretum, 12437 Berlin, Späthstr. 80/81, christian_ew_steinberg@web.de

Keywords: Algen, Autofluoreszenz, Durchfluss-Zytometrie, RNA, Protein, Wachstum

Einleitung

Bruttowachstumsrate und Limitationszustand von Phytoplanktern *in situ* sind nur mit erheblichem Aufwand zu ermitteln, sie stellen aber Kenngrößen dar, die für eine Kausalanalyse der Populationsdynamik und der Interaktionen im Plankton ganz wesentlich sind (Collier 2004). Wir erprobten einen neuen Ansatz, diese Kenngrößen mittels DZM (Durchflusszytometrie) zu bestimmen. Ausgangspunkt waren Ergebnisse am Modellorganismus *Escherichia coli*, die einen linearen Zusammenhang zwischen spezifischer Wachstumsrate und RNA/Protein-Verhältnis sowie RNA/DNA-Verhältnis zeigen (Bremer & Dennis 1996). Ähnliche Relationen wurden für prokaryotische Phytoplankter gefunden: *Anacystis nidulans* (Parrot & Slater 1980), marine *Synechococcus* und *Prochlorococcus* (Binder & Liu 1998; Worden & Binder 2003). Es war zu prüfen, ob auch für eukaryotische Phytoplankter ein Zusammenhang zwischen der makromolekularen Biomassezusammensetzung (RNA, DNA, Protein) und der Wachstumsrate besteht. Um ein solches Verfahren für Gewässer anwenden zu können, muss die Autofluoreszenz des Photosystem II erhalten bleiben, da auf dieser Basis eine Unterscheidung der Hauptgruppen des Phytoplanktons möglich ist (Steinberg et al. 1996). Dies bietet zugleich die Möglichkeit, Einschätzungen über den Limitationszustand zu erhalten, da der Chlorophyllgehalt bei Limitation durch die Lichtstärke oder die Taglänge erhöht wird, während er bei Nährstofflimitation herabgesetzt wird, was mit entsprechenden Veränderungen der Autofluoreszenz verbunden ist.

Material und Methoden

Es wurden überwiegend selbst isoliert Stämme der Arten *Stephanodiscus minutulus*, *Cyclostephanos invisitatus* (Diatomeen), *Chlamydomonas* sp. (Chlorophyceen), *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceen) und *Pseudanabaena catenata* (Cyanobacteria) eingesetzt. Die Kultivierung erfolgte nach etablierten Verfahren semi-kontinuierlich (Nicklisch 1992, 1999). Dabei werden die spezifischen Wachstumsraten aus den Verdünnungsraten als Mittelwerte über 1 - 2 Wochen balanciertem Wachstums ermittelt. Der Fehler der Bestimmung beträgt etwa 10 %.

Die Proben wurden mit Glutaraldehyd (0,25%) auf Eis fixiert, kühl aufbewahrt und innerhalb einer Woche analysiert. Zur Färbung der Makromoleküle wurden Fluorescein-5-Ex-Succinimidylester (Protein), SYTO-RNaselect (RNA) und PicoGreen (DNA), alle Substanzen von Molecular Probes, verwendet.

Zur Analyse wurde das DZM FACStar plus (Becton Dickinson) benutzt, das mit einem Argon-Laser (488 nm) und einem Dioden-Laser (533 nm) ausgestattet war. Gemessen wurden die Vorwärtsstreuung des blauen Lasers, bei Blau-Excitation die Fluoreszenz-Emission bei 418-541 nm

(FL1), bei 562–582 nm (FL2) und bei 665-750 nm (Chlorophyll a-Fluoreszenz) sowie bei Grün-Excitation die Fluoreszenz-Emission bei 620-638 nm (FL32) und bei 665-750 nm (Chlorophyll a-Fluoreszenz). Das DZM wurde mit Alignment Beads für 488 nm-Excitation (Molecular Probes) kalibriert und diese Beads wurden jeder Probe als interner Standard zugesetzt. Die relativen Messwerte wurden ohne direkte Kalibrierung mit Makromolekülen weiter verwendet.

Die Auswertung wurde mit der Freeware WinMDI (Joseph Trotter) und mittels Cluster-Analyse (SPSS für Windows, Version 9.0.1) vorgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Diatomeen wurden bei 11°C unter Licht- und Nährstoffsättigung kultiviert und eine Abstufung der Wachstumsrate wurde durch Verkürzung der Taglänge, Verminderung des Lichtangebots, P- oder Si-Limitation erreicht. Das RNA/Protein- und das RNA/DNA-Verhältnis zeigten gepoolt für beide Arten eine enge Korrelation zur spezifischen Wachstumsrate ($r^2 = 0.84$ und 0.80). *Chlamydomonas* sp. (Chlorophyceen) wurde bei 15 °C kultiviert. Die Wachstumsrate wurde ebenfalls durch Verkürzung der Taglänge, Verminderung des Lichtangebots und hier durch P- oder N-Limitation vermindert. Die Korrelation RNA/Protein oder RNA/DNA zur Wachstumsrate war hier noch höher ($r^2 = 0.98$ und 0.94). Im Prinzip gleiche Zusammenhänge, aber weniger eng ($r^2 = 0.75$ und 0.25), wurden für *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceen) gefunden und für *Pseudanabaena catenata* nur für RNA/Protein eine positive Korrelation zur Wachstumsrate ($r^2 = 0.93$).

Der deutlichere Zusammenhang des RNA/Protein-Verhältnisses zur spezifischen Wachstumsrate gegenüber dem RNA/DNA-Verhältnis wird dahingehend gedeutet, dass der RNA-Gehalt für den Gehalt an Ribosomen steht (Binder & Liu 1998) und diese ein Maß für die Proteinsynthese sind. RNA/Protein ist damit proportional zu Proteinsynthese/Protein und damit proportional der Definition der spezifischen Wachstumsrate als Biomassezuwachs/Biomasse. DNA kann sicher auch als ein mehr artspezifisches Maß der Biomasse benutzt werden, RNA/DNA variiert aber wahrscheinlich stärker dadurch, dass die DNA-Synthese nur in einer bestimmten Phase des Zellzyklus und auch des Tages abläuft.

Für *Chlamydomonas* sp. und *Rhodomonas minuta* wurde auch eine Quantifizierung der Autofluoreszenz vorgenommen, die eine deutliche Erhöhung der Chlorophyll-Fluoreszenz pro Zelle (korrigiert für unterschiedliche Zellgröße mittels Bezug auf die Vorwärtsstreuung) durch eine Verkürzung der Taglänge und/oder die Verminderung der Lichtstärke zeigt. *Rhodomonas* zeigt auch einen deutlichen Anstieg der Fluoreszenz von Phycoerythrin (FL2) und Phycocyanin (FL32). P-Limitation verursacht eine leichte Verminderung der Chlorophyll-Fluoreszenz, dagegen N-Limitation eine stärkere Verminderung und eine Veränderung des Verhältnisses von Chl a-Fluoreszenz bei Blau- zu Grün-Excitation. Dies könnte eine Differenzierung zwischen unterschiedlichen Arten der Nährstofflimitation erlauben.

Das Verfahren wurde für einige Gewässerproben auf seine Eignung für *in situ* –Bestimmungen getestet. Für eine Probe vom 2.5.2006 konnte gezeigt werden, dass mittels der unterschiedlichen Fluoreszenzparameter eine saubere Trennung der dort vorhandenen Chrysophyta, Chlorophyta und Cryptophyta erreicht werden kann. Eine weitere Clusteranalyse der Cryptophyta ergab eine weitgehende Übereinstimmung mit der mikroskopischen Analyse, die etwa 95 % *Rhodomonas minuta* unter den Cryptophyta auswies. Für dieses Cluster wurde weiter ein RNA/Protein-Verhältnis bestimmt, dass etwa einem unlimitierten Wachstum unter Kulturbedingungen entsprach. Es wurde letztendlich eine Wachstumsrate von $0,35 \text{ d}^{-1}$ für diese Population bei 13 °C und einer

effektiven Taglänge von 9.5 Stunden pro Tag geschätzt. Dies wird als ein Beispiel gewertet, das die prinzipielle Anwendbarkeit des Verfahrens für Gewässer demonstrieren soll.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die parallele Bestimmung von RNA, DNA und Protein an Laborkulturen von eukaryotischen Phytoplanktern mittels Durchflusszytometrie ergibt für diese Organismengruppe einen engen Zusammenhang zwischen RNA/Protein und RNA/DNA zur spezifischen Wachstumsrate. Durch Erhaltung der Autofluoreszenz des Photosystems II ist eine Bestimmung dieser Quotienten für die Hauptgruppen des Phytoplanktons in Gewässerproben möglich und gleichzeitig eine Identifizierung des Limitationszustandes. Soweit Untersuchungen an Reinkulturen vorliegen lässt sich dadurch die *in situ* Wachstumsrate der Gruppen oder Arten abschätzen. Das Verfahren bedarf noch weiterer Verfeinerungen. Eine detailliertere Darstellung findet sich bei Nicklisch & Steinberg (2007).

Danksagung

Wir danken Marion Kaulfuss für Ihre Unterstützung bei der Algenkultivierung und Bestimmung der Wachstumsraten, Norbert Walz, Jan Köhler, Hans-Peter Kozerski, Oliver Totsche, Ute Simon für Ihre Hilfe und Diskussionen sowie der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Beihilfe (STE 673/10-1).

Literatur

- Binder, B. J. & Liu, Y. C. 1998. Growth rate regulation of rRNA content of a marine *Synechococcus* (Cyanobacterium) strain. *Appl. Environ. Microbiol.* 64:3346–3351.
- Bremer, H. & Dennis, P. P. 1996. Modulation of chemical composition and other parameters of the cell by growth rate. In Neidhardt, F. C. et al. [Ed. in Chief] *Escherichia coli* and *Salmonella: Cellular and Molecular Biology*. ASM Press, Washington, D.C., pp. 1553–1569.
- Collier, J. L. 2004. Flow cytometer and the single compound in plankton ecology. *J. Phycol.* 40:805–807.
- Nicklisch, A. 1992. The interaction of irradiance and temperature on the growth rate of *Limnothrix redekei* and its mathematical description. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 91 (Algol. Stud. 63): 1–18.
- Nicklisch, A. 1999. Competition between the cyanobacterium *Limnothrix redekei* and some spring species of diatoms under P-limitation. *Intern. Rev. Hydrobiol.* 84:233–241.
- Nicklisch, A. & Steinberg, C. E. W. 2007. RNA, DNA, protein content, and autofluorescence determined by flow cytometry as complex indicator of growth and limitation states in planktonic algae. *J. Phycology*, submitted
- Parrott, L.M. & Slater, J.H. 1980. The DNA, RNA and protein composition of the cyanobacterium *Anacystis nidulans* grown in light- and carbon dioxide-limited chemostats. *Arch. Microbiol.* 127:53–58.
- Steinberg, C.E.W., Schäfer, H., Siedler, M. & Beisker, W. 1996. Ataxonomic assessment of phytoplankton integrity by means of flow cytometry. *Arch. Toxicol. Suppl.* 18:417–434.
- Worden, A. Z. & Binder, B. J. 2003. Growth regulation of rRNA content in *Prochlorococcus* and *Synechococcus* (marine Cyanobacteria) measured by whole-cell hybridization of rRNA-targeted peptide nucleic acids. *J. Phycol.* 39:527–534.

Wachstumsdynamik von *Elodea nuttallii* im Tagebausee Goitsche

Helmut Rönicke¹, Benedikt Beck², Martin Schultze¹, Michael Beyer¹, Susanne Angelstein¹

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Seenforschung Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg,

E-Mail: helmut.roenicke@ufz.de, martin.schultze@ufz.de, michael.beyer@ufz.de, susanne.angelstein@ufz.de;

² Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, E-Mail: benedikt.beck@wzw.tum.de

Keywords: Makrophyten, *Elodea nuttallii*, Eutrophierung

Einführung

Der Goitschensee entstand im Zuge von Restaurierungsmaßnahmen ehemaliger Tagebaue im Mitteldeutschen Bergbaurevier durch die Einleitung von Flusswasser aus der Mulde von Mai 1999 bis April 2002. Mit einer Fläche von über 13,3 km², einem Volumen von 216 Mio m³ und einer Maximaltiefe von fast 50 m gehört er zu den größten Seen Deutschlands. Die stabilen, oligo- bis mesotrophen, chemisch-neutralen Gewässerverhältnisse bieten optimale Voraussetzungen für eine zügige Etablierung komplexer Biozönosen (Rönicke et al. 2001, 2002).

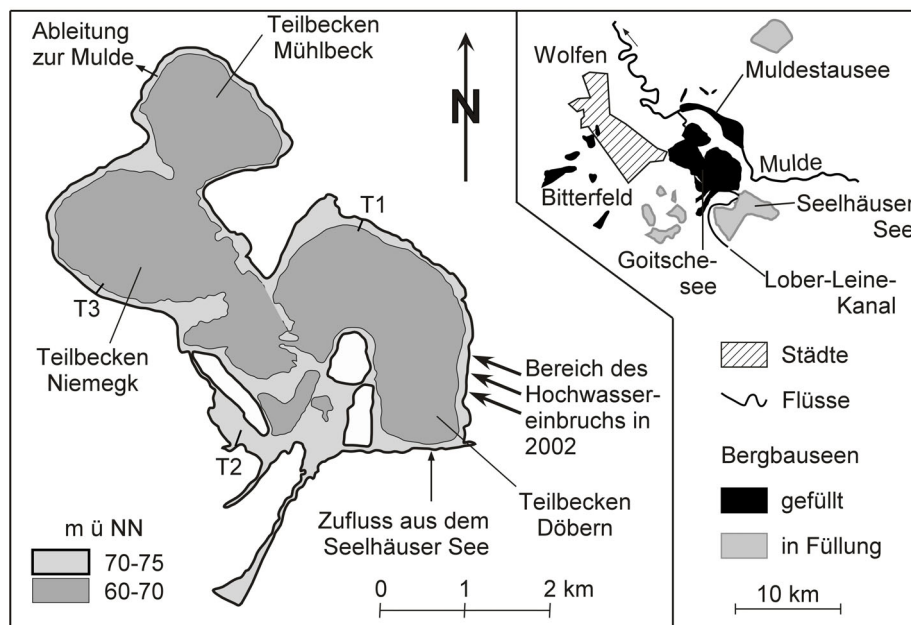


Abb. 1: Lage des Goitschesees und der Transekte Pouch (T1), Bärenhof (T2) und Niemegek (T3) in dem von *E. nuttallii* besiedelten Litoralbereich (Fläche 70 – 75 m ü NN).

2004 eroberte die Art *Elodea nuttallii* (Planchon) H. St. Johns den gesamten Litoralbereich des Goitschesees (Rönicke et al. 2006). Die dichten Einartenbestände im Uferbereich führten zu erheblichen Einschränkungen in der fischereilichen und touristischen Nutzung. Auf längere Sicht muss durch das Massenaufkommen auch mit einer nachhaltigen Verschlechterung der bis dato sehr guten

Wasserqualität gerechnet werden. Vor allem durch die Remineralisierung der abgestorbenen *Elodea*-Fragmente kann es bei den anfallenden Biomassen zur Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser kommen, was eine zunehmende Eutrophierung begünstigen würde (Nino et al. 2005; Ozimek et al. 1993; Thiébaud et al. 1997).

Deshalb wurde bereits 2004, als Grundlage für weitere Untersuchungen, die *Elodea*-Biomasse an 3 ausgewählten Transekten im besiedelten Litoralbereich erfasst und auf ihren internen P-Gehalt untersucht. Darauf aufbauend wurde 2005 und 2006 ab dem Beginn der Makrophytenentwicklung ein monatliches Messprogramm durchgeführt, um das Wachstum der Makrophyten im Litoralbereich zu erfassen.

Erfassung des Makrophyten-Bestandes 2006

Im August und September 2006 wurden jeweils 12 Transekte im Goitschensee kartiert, um die Ausbreitung von *Elodea nuttallii* zu erfassen (Beck, 2006). Darüber hinaus erfolgte die Aufschlüsselung weiterer Makrophytenarten, die durch Bestandsbildung gekennzeichnet waren. In Auswertung dieser Tauchkartierungen wurde nach den Häufigkeitsstufen nach Melzer (1988) eine Beurteilung des Makrophyten-Bestandes vorgenommen. Demnach findet *Elodea nuttallii* im Goitschensee vor allem im Litoralbereich zwischen 2 – 4 m gute Wachstumsbedingungen. In 75 % der Transekte wurden Bestände der Art in dieser Tiefenstufe als „massenhaft“ (Häufigkeit 5) bewertet und in keinem niedriger als „häufig“ (Häufigkeitsstufe 4). In 1 – 2 m Tiefe konnte das Vorkommen noch in 50 % der Transekte mit der Häufigkeit 5 angegeben werden und in 4 – 6 m Tiefe in 33 % der Transekte. Damit ist *Elodea nuttallii* die meist deutlich vorherrschende Art und bevorzugt vor allem Bereiche zwischen 2 und 4 m Wassertiefe. Darüber hinaus konnten sich aber auch einige *Characeen*- und *Potamogeton*- Arten etablieren.

Quantitative Untersuchungen zum Makrophytenwachstum

Vom Mai bis November 2006 wurden im Rahmen eines Sondermessprogrammes im Teilbecken Pouch des Goitschesees (Abb. 1) entlang des Transekts 1 der gesamte Makrophyten-Bestand pro m² aus Wassertiefen von 1, 2, 3, 4 und 5 m durch Tauchbeprobungen entnommen und die jeweiligen Biomassefrischgewichte bestimmt. Als dominante Arten konnten *Elodea nuttallii* sowie in Teilbereichen *Characeen* (ein Mischbestand aus *C. contraria* und *C. vulgaris*) erfasst werden. Die geernteten Biomassen schwankten zwischen 0,05 und 4,3 kg/m² für *Elodea nuttallii* sowie 0,09 und 1,0 kg/m² für *Chara* (Abb. 2). Die höchste Bestandsdichte von *E. nuttallii* wurde im Flachbereich (1 m) bereits am 18. Juli des Untersuchungsjahres ermittelt. Im weiteren Jahresverlauf stiegen die Biomassen der Makrophyten in den tieferen Litoralbereichen (3 m) deutlich an. Im Herbst (25.10.) wurde der höchste Bestand im Jahresverlauf ermittelt. Durch Windeinflüsse wurden an dem östlich gelegenen, windexponierten Transekt Pouch die im Flachwasser befindlichen *Elodea*-Bestände zum großen Teil abgerissen und ans Ufer getrieben. Das kann als Hinweis auf die rückläufigen Bestandsdichten in der 1 m Tiefenstufe verstanden werden. Die *Characeen* traten vorzugsweise in den Tiefenstufen 2 und 4 m in Erscheinung und bildeten charakteristische Mischbestände. Verglichen mit den ermittelten *Elodea*-Frischmassen wurden vergleichsweise deutlich niedrigere Biomassen erfasst.

Im Oktober wurden massive flutende Bestände von *Elodea nuttallii* am Nordufer des Goitschesees (TB Niemeck und Mühlbeck) beobachtet, die zu einer starken Beeinträchtigung des Sportbootverkehrs führten. Diese flutenden Bestände wurden seit 2004 erstmalig wieder registriert.

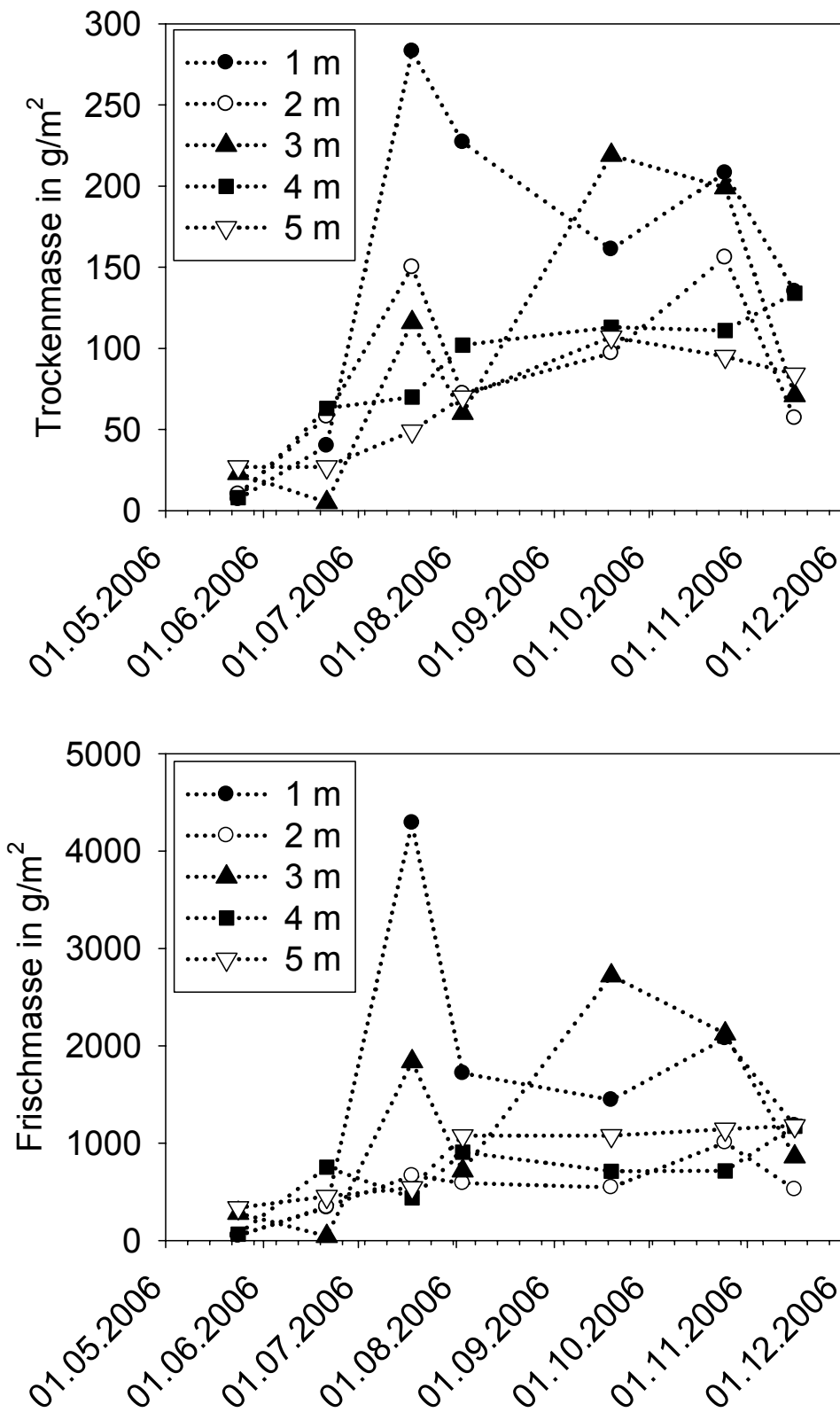


Abb. 2: Biomassefrischgewichte und Trockenmassen von *E. nuttallii* sowie *Chara* pro m² Litoralfläche aus verschiedenen Wassertiefen am Transekt1, Pouch, (Mai-Oktober 2006)

Interne Nährelementkonzentrationen in der *Elodea nuttallii*- Biomasse 2004 – 2005

Neben der Bestimmung des Feucht- und Trockengewichts der Makrophytenbiomasse wurden Analysen zum internen Gehalt der Makronährelemente Phosphor, Stickstoff und Kohlenstoff durchgeführt, da diese Nährelementkonzentrationen wesentlich genauere Aussagen zum physiologischen Ernährungszustand der Makrophyten zu lassen, als die alleinige Betrachtung der Nährstoffgehalte des Freiwassers und des Sediments.

Tab. 1: Interne Nährelementkonzentrationen in der Biomasse von *Elodea nuttallii* im Untersuchungszeitraum 2004-2005

| | Phosphor | Stickstoff | Kohlenstoff |
|------------|--------------------|------------|-------------|
| | % der Trockenmasse | | |
| Minimum | 0,12 | 2,31 | 29,6 |
| Mittelwert | 0,27 | 2,96 | 34,0 |
| Maximum | 0,63 | 3,85 | 37,3 |

Während der Kohlenstoffgehalt im Pflanzenmaterial einem nur geringen Schwankungsbereich unterworfen war, zeigten die internen Stickstoff- und Phosphorgehalte eine deutliche Variabilität (Tab.1). Sie kommt offensichtlich durch die Speicherung von Nährstoffen im Zuge des Bestandswachstums zu Stande. Ausgehend von einem pflanzenphysiologisch bedeutsamen Schwellenwert von 0,18 % P für *Elodea nuttallii*, der bei Unterschreitung Phosphorlimitation anzeigt, lagen die internen P-Gehalte fast ausschließlich im nicht limitierten Bereich. Damit kann eine Wachstumsbegrenzung über Phosphor-Limitation weitgehend ausgeschlossen werden.

Zusammenfassung

Bei Betrachtung des Makrophytenaufkommens im Goitschensee fällt auf, dass die Entwicklung von *Elodea nuttallii* 2006 im Gegensatz zum Vorjahr früher eingesetzt hat. Bereits im Mai lagen verwertbare Bestände am Transekt Pouch vor, die eine Quantifizierung der Makrophyten-Biomassen in den verschiedenen Tiefenstufen ermöglichten. Bis zum Oktober erfolgte ein beständiges Wachstum. Interessanterweise wurde verglichen mit dem Vorjahr 2005 (Rönicke et al., 2006) ein deutlich höheres Makrophytenaufkommen registriert. Im Oktober traten wieder flutenden Beständen im Bereich des Jachthafens im TB Niemeck auf, die zu massiven Beeinträchtigungen des Sportbootverkehrs führten. Sehr wahrscheinlich lag es an den weit höheren Sichttiefen 2006 gegenüber dem Vorjahr. *Elodea nuttallii* ist aber bei ihrem sedimentgebundenen Wachstum auf ein ausreichendes Lichtangebot angewiesen. Nur die wurzelnden Bestände erreichen bei entsprechendem Lichtangebot hohe Wachstumsraten. Allerdings wurde die 2004 erfasste Massenentwicklung mit ihren flutenden Beständen 2006 noch nicht erreicht. In Zukunft wird der Trophieentwicklung im Goitschensee, den Mechanismen der Massenentwicklung und der sich anschließenden Reaktion der Planktongemeinschaften besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Außerdem soll eine genauere Charakterisierung der *E. nuttallii* erfolgen, um mögliche Fehlschläge kostenintensiver Gegenmaßnahmen vermeiden zu können.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) gefördert. Unser besonderer Dank gilt den Forschungstauchern der Arbeitsgruppe Prof. Melzer, Limnologische Station Iffeldorf (TU München), sowie den Forschungstauchern des UFZ Halle-Leipzig GmbH, Department Seenforschung Magdeburg, die uns bei den Makrophytenuntersuchungen tatkräftig unterstützt haben.

Literatur

- Beck, B. (2006): Arbeitsbericht Transektkartierung im Goitsche- und Seelhausener See 2006. Limnologische Station Iffeldorf der TU München: 1-30
- Melzer, A. (1988): Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitation. Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU- München. Technische Universität München.
- Nino, F.D., Thiébaud, G., and Muller, S. (2005): Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France. *Hydrobiologia* 551, 147-157.
- Ozimek, T., Van Donk, E., and Gulati, R.D. (1993): Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 251, 13-18.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2001): Phytoplanktonaufkommen in den Restseen des Tagebaues Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing: 488-492.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2002): Einfluss der Flusswasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktodynamik. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 359-363.
- Rönicke, H., Angelstein, S., Schultze, M., Geller, W. (2006): Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder 139-143
- Thiébaud, G., Rolland, T., Robach, F., Tremolieres, M., and Muller, S. (1997): Some consequences of the introduction of two macrophyte species, *Elodea canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* St. John, in continental aquatic ecosystems: example of two areas in the north-east of france: alsace plain and northern vosges.. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 344/345, 441-452.

Erfassung der Crustaceen-Zooplanktonstruktur mittels Partikulärem Organischen Stickstoff (PON) in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie und Fischbesiedlung

Wolfgang Horn¹ & Bernd Schröter²

¹ Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld; horn.hw@t-online.de, ² Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Untersuchungsstelle Saidenbach, An der Talsperre 2, D-09514 Lengefeld

Keywords: Zooplankton, Crustaceen, *Daphnia*, Fische, PON

Einleitung

Das Crustaceenplankton besitzt eine Schlüsselstellung im Stoff- und Energiehaushalt stehender Gewässer. Seine Abundanzen sowie die Arten und Größenzusammensetzung sind wichtige Indizien für Beschaffenheit, Struktur und Funktion des Nahrungsnetzes. Besonders die Daphnien sind in der Lage, entscheidend die Wasserklarheit zu verbessern, weshalb man auch bestrebt ist, ihren Bestand hoch zu halten, z.B. mittels Biomanipulation. Da die mikroskopische Erfassung des Crustaceenplanktons sehr zeitaufwendig ist, wird oft der partikuläre organische Stickstoff (PON) als Maß genutzt. Durch zwei Netzzüge mit Netzen unterschiedlicher Maschenweite wird einmal das Gesamtcrustaceenplankton und zum anderen nur das große Crustaceenplankton erfasst. Das Verhältnis zwischen beiden – der Zooplanktongrößenindex (ZGI) – dient dabei als relatives Maß für den Anteil der großen Crustaceen (s. auch Methoden).

Die beiden untersuchten Talsperren (TS) Saidenbach (SB) und Neunzehnhain (NH) liegen nur 5 km voneinander entfernt. In der mesotrophen Talsperre Saidenbach existiert ein immenser Bestand an zooplanktivoren Fischen, vor allem an Plötzen, Blei und Barschen, aber auch an Silberkarpfen (Kahl et al. 2002). Durch Erhöhung des Raubfischanteils mittels Seeforellenbesatzes (Radke et al. 2003) wird hier versucht, den Fischbestand so zu verändern, dass die Zooplanktivoren an Bedeutung verlieren (Benndorf et al. 1999). Die oligotrophe Talsperre Neunzehnhain wurde im Jahr 1996 entleert und erst 2000 wieder angestaut. Dadurch zeigt sie recht gut, wie sich der ZGI als Indikator für die Zooplanktongrößenstruktur bei praktisch fischfreiem Bestand im ersten Jahr, nachfolgendem Elritzenbesatz und sich anschließender Fischbesiedlung (Forelle, Barsch, Hecht) darstellt.

Material und Methoden

Die beiden untersuchten Trinkwasser-Talsperren liegen im Mittleren Erzgebirge. Genauere Angaben zu Lage, Morphologie, Trophie und Einzugsgebiet sind in den DGL-Beiträgen von Horn, H (2002, 2004) und Horn, W. (2001, 2003) zu finden.

Die Methode der Zooplanktoncharakterisierung mittels seines Stickstoff-Gehaltes ist nicht neu. Eingeführt wurde sie in den frühen 60'er Jahren von tschechischen Kollegen (s. z.B. Hrbáček et al. 2003). Erste ausführliche Ergebnisse deutscher Talsperren unter Einbeziehung des ZGI's stellten

Größe et al. (1998) vor. Ein Planktonnetz mit 250 μm Maschenweite (im Falle der Talsperren Saidenbach kam parallel noch ein Netz mit 180 μm zur Anwendung, da diese Maschenweite bei den Zählungen verwandt wird) dient der Erfassung des gesamten Crustaceenplanktons, ein Netz von 780 μm allein der des größeren Zooplanktons (sichtbare große Tiere/Teilchen, die nicht zu den zu untersuchenden Crustaceen gehören, müssen entfernt werden). Von beiden Netzfängen wird der N-Gehalt bestimmt. Da im grobmaschigen Netz hauptsächlich Daphnien gefangen werden (sollen), ist das Verhältnis der Stickstoffgehalte von 780 μm zu 250 μm -Netz – der Zooplanktongrößenindex (ZGI) – im Wesentlichen ein Maß für den relativen Anteil großer Daphnien am Gesamtcrustaceenbestand. Als Vergleich dienten die über die mikroskopische Zählung, Vermessung und Biovolumenberechnung ermittelten Crustaceen-Biovolumenkonzentrationen.

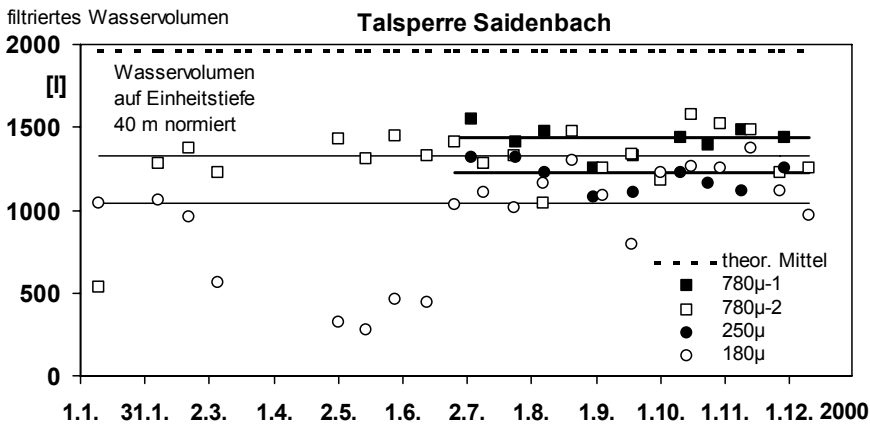


Abb. 1: Das mit den Netzen filtrierte Wasservolumen (Normierung der Wassertiefe auf 40 m).

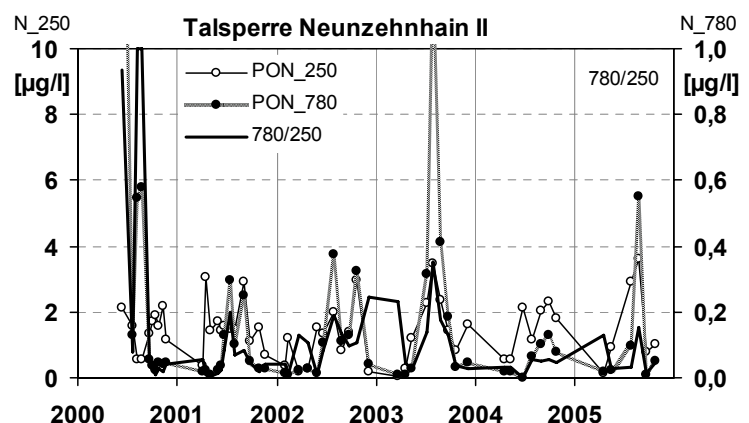
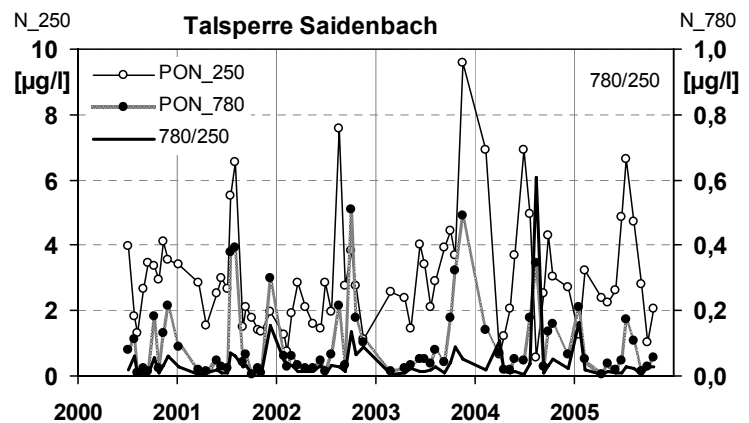
Die Vorteile der PON-Bestimmung sind offensichtlich: Sie ist schnell, einfach und relativ unkompliziert, hochspezialisierte Fachleute werden nicht benötigt. Zu ihren Nachteilen zählen, dass Arten, Geschlechter und Entwicklungsstadien nicht unterschieden werden und dass das Zooplankton eine anonyme Größe bleibt. Nicht selten treten unerwünschte Beifänge auf, vor

allem im kleinmaschigen Netz, z.B. in Form von faden- und kolonieförmigen Phytoplanktern, die nicht separiert werden können. Im 780 μm Netz sind es Fischlarven, *Lepidodora*, Insekten u.a. Tiere oder Partikel. Probleme entstehen auch, wenn mehrere Durchflussmesser eingesetzt werden und diese nicht identisch arbeiten (s. Abb. 1: 780 μ -1 und 780 μ -2).

Ergebnisse

- Der partikuläre organische Stickstoff und der Zooplanktongrößenindex sind mit höheren Werten im späten Sommer und Herbst relativ deutlich jahreszeitlich geprägt (Abb. 2). Das betrifft beide Talsperren.

Abb. 2: Die saisonalen und jährlichen Veränderungen von PON und ZGI in den Talsperren Saidenbach und Neunzehnhain.



Der absolute ZGI-Wert ist in der Talsperre Neunzehnhain größer. Seine Höchstwerte erreichte er hier im Anstaujahr 2000, als die Fische noch weitgehend fehlten. Bereits im Jahr 2001 zeigten sich die Auswirkungen der im Vorjahr eingesetzten Elritzen, der ZGI bleibt weit unter den Spitzenwerten. Im Hochwasserjahr 2002 wurden dann weitere Fischarten aus den der Talsperre vorgelagerten Teichen eingespült. Die Werte liegen im Bereich des Vorjahres. In der Talsperre Saidenbach gibt es praktisch keine Änderung über die beobachteten Jahre mit Ausnahme eines Einzelwertes im Jahr 2004 (ZGI 0,6 bei relativ niedrigem PON₂₅₀).

- Die PON₂₅₀-Werte und die Crustaceen- bzw. *Daphnia*-Biovolumen verlaufen in den Talsperren Saidenbach und Neunzehnhain annähernd parallel, besonders offensichtlich ist das in der Talsperre Neunzehnhain (Abb. 3). Beim Vergleich der beiden Talsperren ist zu beachten, dass zwei unterschiedliche Abszissen-Maßstäbe zur Darstellung verwandt wurden. Weiterhin wird deutlich, dass ein hoher PON₇₈₀-Gehalt meist durch ein *Daphnia*-Maximum verursacht wird. Das ist bei der Talsperre Neunzehnhain besser sichtbar, weil die PON- und die Biovolumen-Konzentrationen wegen ihrer geringeren maximalen Werte größer dargestellt werden konnten.

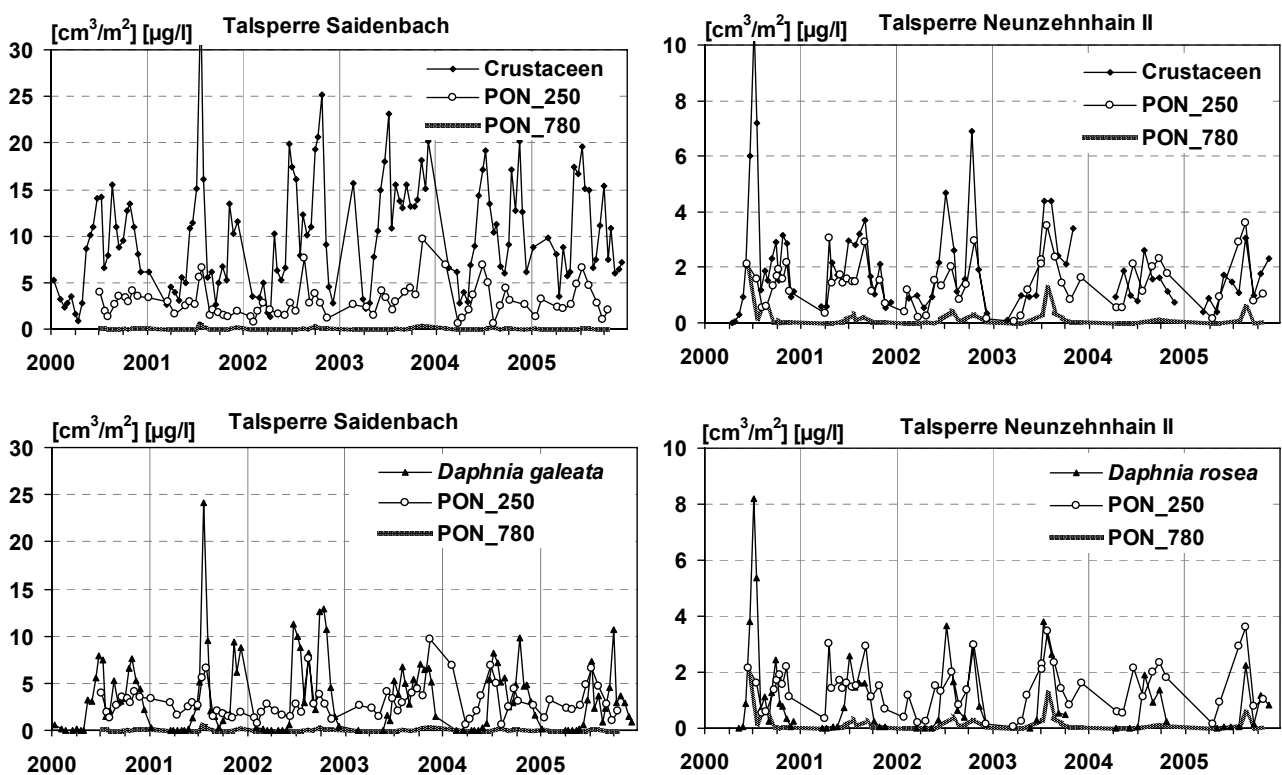


Abb. 3: Die saisonalen und jährlichen Veränderungen von PON 250 und 780 sowie dem Biovolumen aller Crustaceen (ohne die Nauplien-Stadien) und dem der Daphnien in den Talsperren Saidenbach und Neunzehnhain.

- Die Mittelwerte der Jahre (Abb. 4, oben) zeigen beim Zooplanktongrößenindex in der Talsperre Saidenbach eine schwache Abnahme, d.h. einen relativen Rückgang der großen Zooplankter in den untersuchten Jahren (2004: Wert 0,62 verworfen; Mittelwert sonst 0,08). Die in die Talsperre Saidenbach eingesetzten Seeforellen hatten also bisher noch keine Wirkung auf das Zooplankton, sehr wahrscheinlich deshalb, weil ihr Bestand nicht erhalten blieb (Kahl mdl.). Auch stärkte das Hochwasser 2002 sicherlich die Menge bzw. Gesamtbioasse der zooplanktivoren Fische (durch Einspülung, Schutz vor Raubfischen infolge stärkerer Wassertrübung), selbst wenn ein Teil der Silberkarpfen über den Hochwasserablauf das System verließ. Im Vergleich zu den Jahren 1992-1994 (Median: 0,05; Große et al. 1998) nahm der ZGI noch ab. In der Talsperre Neunzehnhain ist eben-

falls eine Abnahme der Zooplanktongrößenindices in den Jahren 2000-2005 zu verzeichnen. Die Ergebnisse des ZGI's werden von den Zooplanktonzählungen bestätigt: in beiden Gewässern nehmen das Biovolumen der Daphnien und ihr Anteil am Gesamtcrustaceenplankton in diesem Zeitraum ab (Abb. 4, unten). Auch in der Talsperre Neunzehnhain verminderte sich der ZGI im Vergleich zu den Untersuchungen vor 10 Jahren (Median: 0,11; Große et al. 1998).

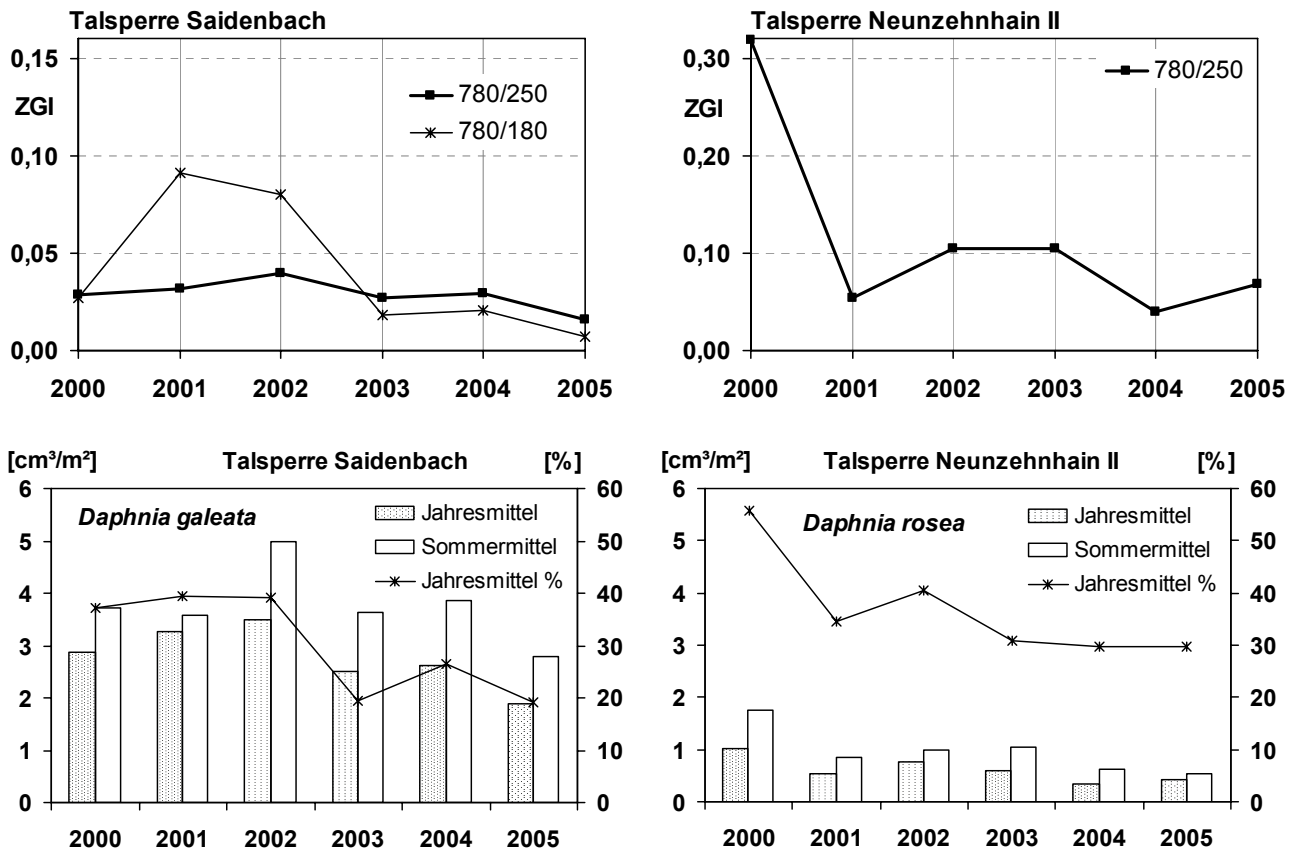


Abb. 4: Die Jahresmittelwerte von ZGI (oben) und dem Biovolumen von Daphnia (unten, Jahres- und Sommermittel) sowie dem relativen Anteil der Daphnien am Crustaceenplanktonbiovolumen in den Talsperren Saidenbach und Neunzehnhain.

Besonders augenfällig ist der Rückgang von ZGI und dem Anteil der Daphnien in der Talsperre Neunzehnhain vom Jahr 2001 zum nachfolgenden. Beides ist Ausdruck von Fischbesiedlung und -besatz und zeigt, dass bereits innerhalb von einem Jahr unter den hier herrschenden Bedingungen die Daphnien zurückgedrängt wurden. Aber nicht nur ihr relativer Anteil und ihre Größe werden kleiner, auch der Biovolumen-Bestand nimmt eindeutig ab. Interessant ist, dass sich anscheinend schon im zweiten Jahr ein relativ beständiger Gleichgewichtszustand zwischen Räuber und Beute eingestellt hat, denn es bestehen nur geringe Unterschiede zu den nachfolgenden Jahren. Die höheren Werte 2002 sind sicherlich das Ergebnis der jetzt aufkommenden piscivoren Fische, die anscheinend zu einer vorübergehenden Reduzierung der Zooplanktivoren führten, so dass der ZGI, der relative *Daphnia*-Anteil und im Sommer auch die *Daphnia*-Bestände noch einmal etwas ansteigen. 2004 sinkt der ZGI wieder ab.

Die Unterschiede zwischen den Talsperren bei den Biovolumen der Crustaceen sind vor allem auf die unterschiedlichen Trophie-Bedingungen zurückzuführen. Beim ZGI, der in der Talsperre Neunzehnhain etwa doppelt so hoch ist, dürfte der Fischbestand maßgeblich sein. Insgesamt sind die ZGI-Werte beider Talsperren aber relativ niedrig im Vergleich zu einigen der Befunde von Große et al. (1998) in anderen Talsperren.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen deuten auf einen massiven Einfluss von zooplanktivoren Fischen in beiden Gewässern hin, wie am ZGI abgelesen werden kann und worauf auch die relativ geringen *Daphnia*-Anteile an den Jahresmitteln hinweisen. Diese Befunde stehen im Einklang mit den Untersuchungen zum Fischbestand und im Fall der Talsperre Neunzehnhain mit den Erkenntnissen zur Fischbesiedlung. Die PON- Bestimmung und damit auch die ZGI-Ermittlung sind relativ einfach. Probenahme und Aufarbeitung müssen allerdings immer kritisch kontrolliert werden, damit der Aussagewert der erhaltenen Befunde abgesichert ist und es nicht z.B. durch Beifänge zu Fehlern kommt.

Danksagung

Die dargestellten Untersuchungen entstanden im Rahmen des Vorhabens „Biotische Struktur von Stauseen“ (W. Horn), gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem Freistaat Sachsen (Sächsisches Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst) und im Zuge der Untersuchungen der Landestalsperrenverwaltung (B. Schröter). Für die Förderung und Unterstützung bedanken sich die Autoren.

Literatur

- Benndorf, J., Kahl, U., Radke, R.J., Worischka, S. (1999): Steigerung der Biofiltration durch Optimierung der Fischbesiedlung mit dem Ziel der Rohwasser-Voraufbereitung in Trinkwassertalsperren. TU Dresden, Institut für Hydrobiologie: 42 S.
- Große, N., Clasen, E. Hoehn, W. Horn, H.A.M. Ketelaars, U. Müller, W. Scharf, H. Willmitzer, J. Benndorf (1998): Der Einfluß des Fischbestandes auf die Zooplanktonbesiedlung und die Wassergüte. gwf 139, 15: 30-35.
- Horn, H. (2002): Das autotrophe Pikoplankton der Talsperre Saldenbach: Saisonalität und Langzeitentwicklung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2001, Eigenverlag der DGL, Tutzing: 295-300.
- Horn, H. (2004): Ab- und Wiederanstau der Talsperre Neunzehnhain: Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt und die Phytoplanktongemeinschaft. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 673-678.
- Horn, W. (2001): Die Entwicklung planktischer Crustaceen in der Talsperre Saldenbach über 25 Jahre – Trends und ihre Hintergründe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 603-607.
- Horn, W. (2003): Das Crustaceen-Plankton in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain II – Dynamik und Struktur vor dem Abstau und nach der Neuflutung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Eigenverlag der DGL, Werder: 300-305.
- Hrbáček J, Brandl Z, Straškraba M. (2003). Do the long-term changes in zooplankton biomass indicate changes in fish stock? Hydrobiologia 504: 203-213.
- Kahl, U., Radke, R.J., Benndorf, J. (2002): Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001 (Kiel), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 324-329.
- Radke, R.J., Kahl, U., Benndorf, J. (2003): Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predators. Limnologica 33: 92-98.

Untersuchung der Thermotoleranz von frei schwimmenden Zooplankton-Organismen anhand des zellulären Redoxstatus und der NADH-Fluoreszenz

Kathrin Kluge, Rüdiger J. Paul

Institut für Zoophysiologie, WWU Münster, Hindenburgplatz 55, D-48143 Münster; klugekat@uni-muenster.de

Keywords: NADH-Fluoreszenz, Redoxstatus, Thermotoleranz

Einleitung

In ihrem natürlichen Habitat sind Zooplankton-Organismen Schwankungen der Temperatur und des Sauerstoffgehalts ausgesetzt, die Auswirkungen auf den Redoxstatus ihrer Zellen haben können. Veränderungen dieses Redoxstatus lassen sich anhand des NADH-Fluoreszenzsignals verfolgen (Chance 1991). Die NADH-Fluoreszenz im blauen Spektralbereich (460 nm) wird durch UV-Bestrahlung (350 nm) der Gewebe dieser Tiere angeregt und ist vor allem auf mitochondriales, proteingebundenes NADH zurückzuführen (Jöbsis & Stainsby 1968). Eine Erhöhung der Umgebungstemperatur geht bei ektothermen Organismen mit einem gesteigerten O₂-Bedarf einher. Dies ist mit einer Zunahme der mitochondrialen oxidativen Phosphorylierungsrate, einer Verschiebung des zellulären Redoxstatus und einer Abnahme der NADH-Fluoreszenz verbunden. Bei wasserlebenden ektothermen Tieren kann bei höheren Temperaturen die Kombination aus stark angestiegener Stoffwechselrate und sinkender Sauerstoffkonzentration im aquatischen Medium zu einer Sauerstoff-Unterversorgung der Gewebe führen (Frederich & Pörtner 2000). Der dadurch veränderte Redoxstatus der Zellen ist mit einem Anstieg der NADH-Fluoreszenz verbunden (Richmond et al. 1999; Pirow et al. 2001). Das Ziel meiner Arbeit war die Charakterisierung des Thermotoleranzbereichs bzw. des Temperaturoptimums von frei schwimmenden *D. galeata*- bzw. *D. galeata* × *hyalina*-Genotypen über die Messung des NADH-Fluoreszenzsignals. Die für die Versuche verwendeten Tiere stammten aus der Saldenbach-Talsperre im Erzgebirge und wurden vor der physiologischen Charakterisierung im Labor bei definierten Temperaturen (12, 18 und 24 °C) über mehrere Wochen akklimatisiert. Diese Akklimatisierung diente der Differenzierung zwischen phänotypischer Plastizität und genotypischer Determination der Thermotoleranz.

Material und Methoden

NADH-Fluoreszenzmessung

Für die Messungen der NADH-Fluoreszenz wurde ein Spektral-Fluorometer von Perkin Elmer (Typ 650-10LC, Perkin-Elmer, Überlingen) verwendet. Die spektrale Bandweite des Fluorometers wurde für das Exzitationslicht, als auch für das Emissionslicht auf jeweils 5 nm eingestellt. Mit Hilfe einer Quarzstreukscheibe wurde der Strahl des Exzitationslichtes aufgeweitet. In die mit Elendt-Medium (M4, Elendt and Bias 1990) gefüllte Fluoreszenz-Küvette wurden bei jeder Messreihe jeweils 10 Tiere eingesetzt. Eine mechanische Begrenzung in der Küvette verhinderte,

dass die in der Küvette frei schwimmenden Tiere den Messbereich verlassen konnten. Für die Erfassung der NADH-Fluoreszenz wurden die Tiere kurzfristig (2 min) mit UV-Licht der Wellenlänge 350 nm bestrahlt. Das mitochondriale, proteingebundene NADH emittiert unter diesen Bedingungen Licht im blauen Spektralbereich (460 nm). Bei jeder Messreihe wurde die Temperatur in der Küvette mit Hilfe eines Wasserbads in 6 °C-Schritten von 6 °C auf 30 °C erhöht. Vor der ersten Messung wurden die Tiere 30 min an die Bedingung 6 °C akklimatisiert. Bei den sich anschließenden Temperaturstufen betrug die Inkubationszeit jeweils 20 min. Bei jeder Temperaturstufe wurde die NADH-Fluoreszenz am Ende dieser Periode (Minute 18–20) erfaßt. Das von dem Fluorometer gelieferte Signal wurde über einen PC erfaßt (eine Sekunde pro Meßwert) und ausgewertet (Mittelwert \pm Standardabweichung über den Zeitraum von 2 Minuten). Zwischen den Messungen wurde die UV-Anregung abgeschaltet. Zur Konstanthaltung des Sauerstoffgehalts in der Küvette über die Dauer der Messreihe hinweg wurde ein größerer Teil des Elendt-Mediums in der Küvette nach jeder Messung gegen frisches, vortemperiertes und luftbegastes Medium ausgetauscht. Insgesamt wurde für jeden Genotyp bei jeder Akklimatisierungstemperatur die Messung mindestens dreimal wiederholt.

Hälterung der Versuchstiere

Für die Versuche wurden verschiedene Genotypen von *Daphnia galeata* bzw. *Daphnia galeata* \times *hyalina* verwendet, die zuvor für mindestens 3 Wochen bei verschiedenen Temperaturen gezüchtet wurden (12, 18 und 24 °C). Allozym-Elektrophorese diente der Charakterisierung der Genotypen (siehe Pinkhaus et al. 2006). Die Tierzucht erfolgte in temperierten, mit Elendt-Medium gefüllten und permanent belüfteten Glasgefäßen (2 Liter) bei einem 16 h : 8 h Licht : Dunkel-Rhythmus. Einmal pro Woche wurde ca. $\frac{3}{4}$ des Elendt-Mediums gegen frisches ausgetauscht. Die Tiere wurden an 6 Tagen der Woche mit Algen der Arten *Desmodesmus subspicatus* und *Chlamydomonas reinhardtii* gefüttert. Die in den Versuchen verwendeten Tiere besaßen eine mittlere Körperlänge von 1,32 mm (\pm 0,08 mm) und hatten weder Eier noch Embryonen im Brutraum.

Ergebnisse

Bei 12, 18 und 24 °C akklimatisierten Genotypen (klonale Linien) von *D. galeata* und *D. galeata* \times *hyalina* wurde das NADH-Fluoreszenzsignal in Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur gemessen (Abb. 1-3).

Im Allgemeinen sank die NADH-Fluoreszenz mit steigender Umgebungstemperatur. Zu einem Anstieg der NADH-Fluoreszenz kam es nur bei den 12 °C bzw. 18 °C akklimatisierten Tieren des Genotypes T1K7 bei einer Umgebungstemperatur von 30 °C (Schwarzer Pfeil in Abb. 1). Die 12 °C akklimatisierten Tiere des Genotyps T19K503 (Abb. 3) überlebten die 20 Minuten bei der Umgebungstemperatur von 30 °C nicht.

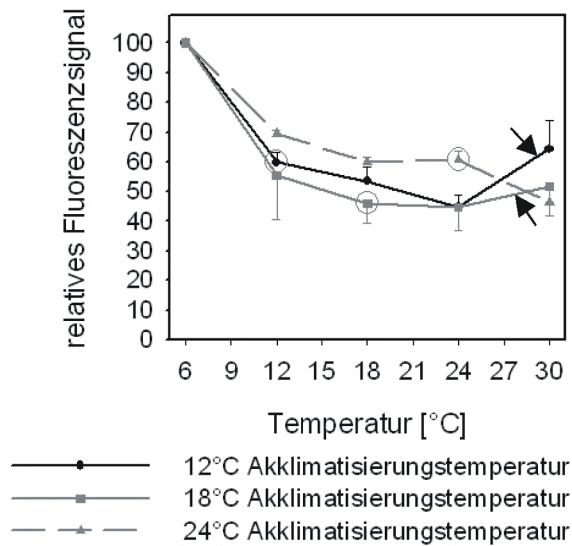


Abb. 1 NADH-Fluoreszenz bei unterschiedlich akklimatisierten *D. galeata*, Typ T1K7

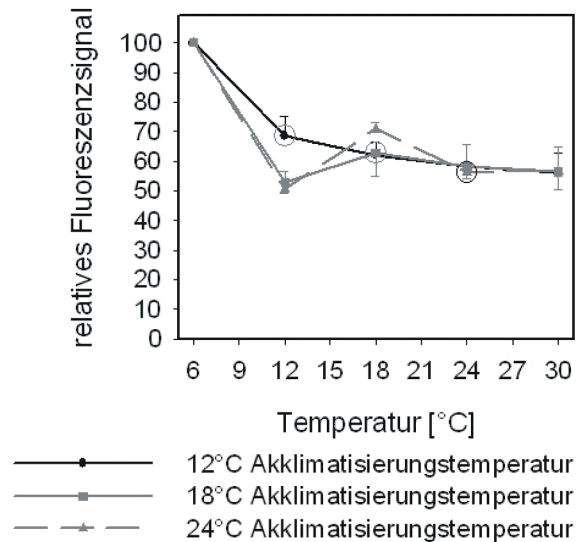


Abb. 2 NADH-Fluoreszenz bei unterschiedlich akklimatisierten *D. gal. x hyal.*, Typ T6K104

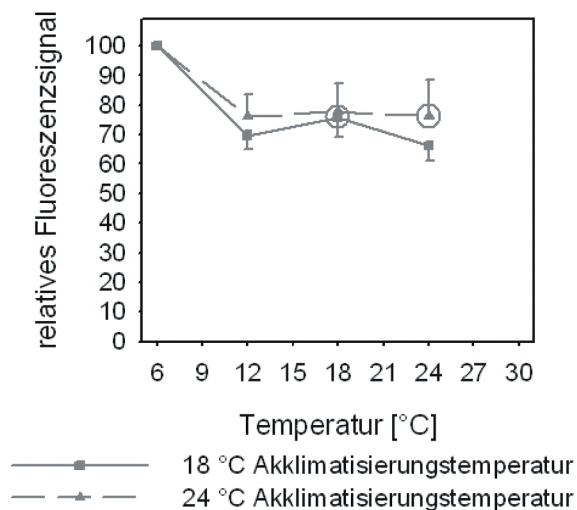


Abb. 3 NADH-Fluoreszenz bei unterschiedlich akklimatisierten *D. galeata*, Typ T19K503

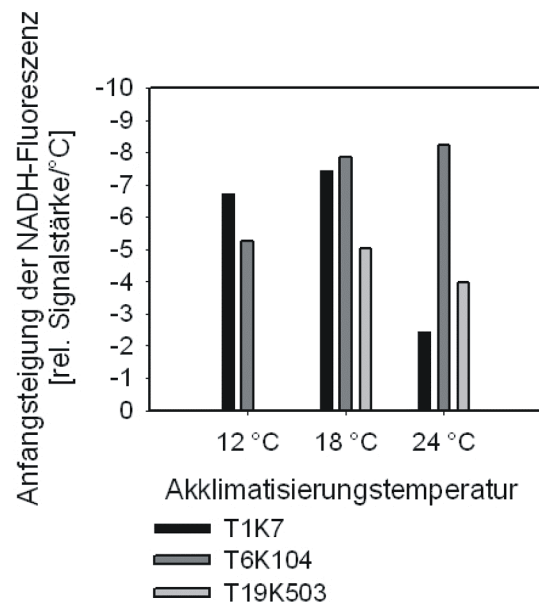


Abb. 4 Anfangssteigung der NADH-Fluoreszenz bei niedrigen Temperaturen (6–12 °C)

Die Steilheit des Abfalls der NADH-Fluoreszenz bei niedrigen Temperaturen (6–12 °C) veränderte sich mit den Akklimatisierungsbedingungen (Abb. 4). Bei den 12 °C akklimatisierten Tieren zeigte T1K7 einen stärkeren Abfall des Fluoreszenzsignals als Tiere des Genotyps T6K104. Bei den 24 °C akklimatisierten Tieren war es genau umgekehrt. Hier wies T6K104 eine deutlich stärkere Fluoreszenz-Abnahme auf als T1K7. Die Werte der bei 18 °C akklimatisierten T1K7 und T6K104 unterschieden sich dagegen kaum.

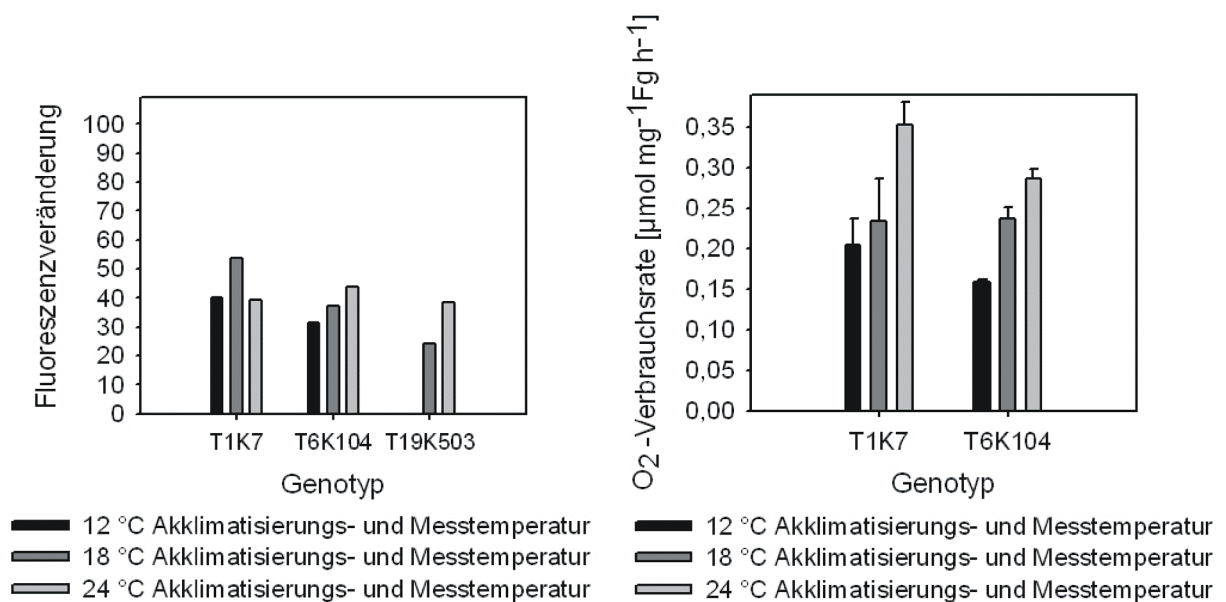


Abb. 5 NADH-Fluoreszenz verschiedener Genotypen bei identischer Umgebungs- und Akklimatisierungstemperatur

Abb. 6 Sauerstoffverbrauchsrate verschiedener Genotypen bei identischer Umgebungs- und Akklimatisierungstemperatur

Bei identischer Umgebungs- und Akklimatisierungstemperatur korrelierte die Stärke der Abnahme der NADH-Fluoreszenz im Regelfall mit der Sauerstoffverbrauchsrate (Abb. 5-6).

Diskussion

Das NADH-Fluoreszenzsignal enthält zweierlei Informationen. Zum einen spiegelt es den Einfluss der Temperatur auf die oxidative Phosphorylierungsrate und somit auf die Sauerstoffverbrauchsrate wieder (sinkende NADH-Fluoreszenz). Zum anderen ist es ein Indikator für eine mögliche Sauerstoffunterversorgung der Gewebe (steigende NADH-Fluoreszenz). Grundsätzlich sank die NADH-Fluoreszenz mit zunehmender Umgebungstemperatur (Abb. 1-3). Zu einem Anstieg kam es nur bei den 12 °C und 18 °C akklimatisierten Tieren der klonalen Linie *D. galeata* T1K7 bei Umgebungstemperaturen oberhalb von 24 °C (Abb.1, schwarzer Pfeil). Folglich erfuhren die an kalte und moderate Temperaturen akklimatisierten Tiere des Genotyps T1K7 in der Wärme einen hypoxischen Zustand ihrer Gewebe. Temperaturakklimatisierung führte also bei den untersuchten *Daphnia*-Genotypen zu einer Verschiebung des Thermotoleranzbereichs. Besonders deutlich wurde dies beim Genotyp T1K7 (Abb 1). Weitere Untersuchungen im Freiland (Saidenbach-Talsperre) und Labor ergaben eine Dominanz des Genotyps T1K7 zu Anfang und am Ende des Jahres 2005 bei niedrigen Umgebungstemperaturen (< 10 °C) sowie eine hohe phänotypische Plastizität dieses Genotyps als Folge unterschiedlicher Temperaturakklimatisierung (Pinkhaus et al. 2006). Weiterhin zeigten sich akklimatisierungsbedingte Veränderungen in der Steilheit der NADH-Fluoreszenzabnahme bei niedrigen Temperaturen (6–12 °C) (Abb. 4). An kalte Temperaturen (12 °C) akklimatisierte Tiere des Genotyps T1K7 und an warme Temperaturen (24 °C) akklimatisierte Tiere des Genotyps T6K104 wiesen eine besonders starke Veränderung der NADH-Fluoreszenz (oxidativen Phosphorylierungsrate) mit der Umgebungstemperatur auf. Der Genotyp T1K7 zeigte demnach eine Art genetischer Disposition für kältere und der Genotyp T6K104 für wärmere Temperaturen. Tatsächlich dominierte der Genotyp T6K104 im Freiland im Frühjahr, Sommer und Herbst des Jahres 2005 bei Umgebungstemperaturen zwischen 10 und 20 °C

(Pinkhaus et al. 2006). Eine Gegenüberstellung der bei den jeweiligen Akklimatisierungstemperaturen gemessenen NADH-Fluoreszenzsignale und der korrespondierenden Sauerstoffverbrauchsraten (Abb. 5,6) unterstützte die Annahme, dass ein niedriges NADH-Fluoreszenzsignal mit einer hohen oxidativen Phosphorylierungsrate und Sauerstoffverbrauchsraten korreliert.

Zusammenfassung:

Ein Anstieg des NADH-Fluoreszenzsignals ist ein Indikator für eine Sauerstoffunterversorgung der Gewebe. Folglich erfuhren die an kalte und moderate Temperaturen akklimatisierten Tiere des Genotyps T1K7 in der Wärme einen hypoxischen Zustand ihrer Gewebe. Ein Abfall des NADH-Fluoreszenzsignals mit steigender Umgebungstemperatur ist auf einen Anstieg der oxidativen Phosphorylierungsrate zurück zu führen. Temperaturakklimatisierung beeinflusste die Steilheit der NADH-Fluoreszenzabnahme bei niedrigen Temperaturen (6–12 °C). Kalt-akklimatisierte Tiere des Genotyps T1K7 und warm-akklimatisierte Tiere des Genotyps T6K104 zeigten eine besonders starke NADH-Fluoreszenzabnahme (Anstieg der oxidativen Phosphorylierungsrate) mit der Umgebungstemperatur. Bei den *Daphnia*-Genotypen kann der Thermotoleranzbereich durch Temperaturakklimatisierung verschoben werden. Der Genotyp T1K7 zeigte eine genetische Disposition für kältere und der Genotyp T6K104 für wärmere Temperaturen.

Danksagung

Diese Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Diplomarbeit. An dieser Stelle möchte ich mich auch bei Frau Dr. Bettina Zeis für ihre Unterstützung bedanken.

Literatur

- Chance, B. (1991). Optical method, *Annu. Rev. Biophys. Chem.* 20, 1-28.
- Elendt, B. P.; Bias W. R. (1990). Trace nutrient deficiency in *Daphnia magna* cultured in standard medium for toxicity testing. Effects of optimization of culture conditions on life history parameters of *D. magna*, *Water Research Biology* 24, 1157-1167
- Frederich, M.; Pörtner, H. O. (2000). Oxygen limitation of thermal tolerance defined by cardiac and ventilatory performance in the spider crab, *Maja squinado*, *Am. J. Physiol.* 279, R1531–R1538.
- Jöbsis, F. F.; Stainsby, W. N. (1968). Oxidation of NADH during contractions of circulated mammalian skeletal muscle, *Resp. Physiol.* 4, 292-300.
- Pinkhaus, O. (2006). Temporal environmental change, clonal physiology, and the clonal structure of a *Daphnia* assemblage (*D. galeata-hyalina* hybrid species complex), *Freshwater Biology* (eingereicht)
- Pirow, R.; Bäumer, C. and Paul, R. J. (2001). Benefits of haemoglobin in the cladoceran crustacean *Daphnia magna*, *J. Exp. Zool.* 204, 3425-3441.
- Richmond, K. M.; Shonat, R. D.; Lynch, R. M. and Johnson, P. C. (1999). Critical PO₂ of skeletal muscle in vivo, *Am. J. Physiol.* 277, H1831-H1840

Darmproteasen von *Daphnia magna*: Inhibition durch *Microcystis aeruginosa*

Anke Schwarzenberger & Eric von Elert

AG Aquatische Chemische Ökologie, Zoologisches Institut, Universität zu Köln, Weyertal 119, 50931 Köln,
e-mail: schwara0@uni-koeln.de

Keywords: *Daphnia*, *Microcystis aeruginosa*, Proteaseinhibitoren, Trypsin, Chymotrypsin

Einleitung

Durch viele Studien ist bekannt, dass es bei der zunehmenden Eutrophierung von Seen zu einer Verschiebung der Phytoplanktongemeinschaft hin zu Cyanobakterien kommt (Watson et al. 1997). Cyanobakterien sind resistenter gegen Grazer als anderes Phytoplankton (Benndorf 1995). Sie enthalten Toxine, die Grazer, wie zum Beispiel Daphnien, unterdrücken (Jungmann & Benndorf 1994; Rohrlack et al. 1999). Diese Toxine sind unter anderem Microcystine (Jungmann 1992; Lürling 2003) und Proteaseinhibitoren, die zu den Depsipeptiden gehören (von Elert et al. 2004; Czarnecki et al. 2006).

Die Hauptproteaseaktivität im Darm von *D. magna* (etwa 80%) machen Trypsine und Chymotrypsine aus (von Elert et al. 2004). Das Cyanobakterium *Microcystis aeruginosa*, Stamm PCC 7806, enthält Inhibitoren, die gegen solche Proteasen aktiv sind (Agrawal et al. 2005). Hier soll der in vivo Effekt gezeigt werden, den die microcystinfreie (mcy-) Mutante des Stammes *M. aeruginosa* PCC 7806 auf die Hydrolyserate im Darm von *D. magna* hat. Diese Mutante ist bis auf die Microcystinproduktion mit ihrem Ursprungstamm genetisch identisch.

Material und Methoden

Versuchsorganismen

Die Untersuchungen wurden mit *Daphnia magna* Straus Klon 84 durchgeführt, der ursprünglich aus dem Großen Binnensee in Schleswig Holstein stammt. Die Daphnien wurde in filtriertem ($< 0,45 \mu\text{m}$) Oberflächenwasser bei 20°C und Schwachlicht gehältert, täglich in frisches Wasser überführt und mit *Scenedesmus obliquus* SAG 276-3a gefüttert, wobei der POC-Gehalt bei etwa 1 mg C/l lag.

Das Cyanobakterium *Microcystis aeruginosa*, Stamm PCC 7806 (mcy-), wurde bei 20°C als 10 l Batchkultur in Cyanophycee-medium (Jüttner et al. 1983) bei kontinuierlicher Beleuchtung ($300 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) kultiviert.

Präparation der Daphniendärme

Der Darm der Daphnien mitsamt dem Hepatopankreas wurde herauspräpariert und pro Darm in $25 \mu\text{l}$ 2 mM 1,4-Dithio-D,L-threitol in Kaliumphosphatpuffer ($0,1 \text{ M}$; $\text{pH } 7,5$) aufgenommen,

homogenisiert und zentrifugiert (18000 g; 10 min). Der Überstand, das Darmhomogenat, wurde für die Messung der Hydrolyseraten eingesetzt.

Versuchsdurchführung

6 Tage alte Daphnien, die das erste Gelege angelegt hatten, wurden entweder in 2 mg C/ 1 *S. obliquus* für 24 Stunden, oder in *M. aeruginosa* für 24 Stunden, oder in *M. aeruginosa* für 20 Stunden und anschließend für 4 Stunden in *S. obliquus* gehältert. Danach wurden die Därme präpariert.

Messung der Hydrolyseraten

Zum Start der Messung der Hydrolyseraten wurden 10 µl Darmhomogenat zu 980 µl 0,1 M Kaliumphosphatpuffer pH 6,5 gegeben. Der Puffer enthielt bei der Messung der Hydrolyserate von Trypsin Benzoyl-Arginin-*para*-Nitroanilid (BAPNA; 189 µM) und 10 % DMSO, bei der von Chymotrypsin Succinyl-Alanin-Alanin-Prolin-Phenylalanin-*para*-Nitroanilid (ProPhepNA; 13 µM) und 1 % DMSO. Die Absorptionsänderung wurde 10 min lang kontinuierlich bei 390 nm gemessen. Die Hydrolyseraten wurden als nmol *para*-Nitroanilin (pNA) / min berechnet.

Statistik

Die Signifikanz der Daten wurde mit dem Programm Statistica 6.0 mit one-way ANOVA ($p < 0,01$) und Post-hoc Test (Tukey HSD) berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Hauptproteaseaktivität (etwa 80 %) im Darm von Daphnien machen Trypsine und Chymotrypsine aus (von Elert et al. 2004). Aus einer anderen Untersuchung (Agrawal et al. 2005) war bekannt, dass Extrakte aus *M. aeruginosa* die Proteaseaktivität von Trypsin und Chymotrypsin im Darm von Daphnien herabsetzen. Es war aber nicht klar, ob intakte Cyanobakterienzellen im Futter einen ähnlichen Effekt auf die Hydrolyseraten von Darmproteasen aus *D. magna* haben.

Zur Untersuchung, ob es Unterschiede in der Hydrolyserate von BAPNA durch Trypsin, bzw. von ProPhepNA durch Chymotrypsin gibt, wurden *D. magna* in drei verschiedenen Futteransätzen gehältert. Als Kontrolle diente ein Ansatz mit 24 Stunden Verfütterung von *S. obliquus*. Um den Effekt von Proteaseinhibitoren in intakten Cyanobakterien zu untersuchen, wurden die Hydrolyseraten von Darmhomogenaten aus Futteransätzen mit 24 Stunden *M. aeruginosa*, bzw. mit 20 Stunden *M. aeruginosa* und anschließend 4 Stunden *S. obliquus* gemessen.

Das Darmhomogenat der Tiere mit den darin enthaltenen Proteasen wurde für Messungen am Photometer eingesetzt. Im Darmhomogenat der Daphnien konnten Hydrolyseraten gemessen werden.

Im Kontrollansatz mit *S. obliquus* betrug die Hydrolyserate von Trypsin 0,62 nmol pNA/ min, die von Chymotrypsin 3,81 nmol pNA/ min. Die Aktivität von Trypsin lag also nur bei 16 % im Vergleich zur Chymotrypsinaktivität.

Nach 24 Stunden Hälterung der Daphnien auf *Microcystis aeruginosa* sank die Hydrolyserate von Trypsin signifikant um 0,41 nmol pNA/ min auf 0,21 nmol pNA/ min ab, das sind 35 % des Kontrollansatzes mit *Scenedesmus obliquus* (Abb. 1). Bei Chymotrypsin sank die Rate um 1,01 nmol pNA/ min auf 2,81 nmol pNA/ min, also auf 74 % des Kontrollansatzes (Abb. 1). Die relative prozentuale Abnahme durch *M. aeruginosa* fiel für Trypsin also deutlich stärker aus als für Chymotrypsin. Der verwendete *M. aeruginosa* Stamm enthielt demnach sowohl Trypsin- als auch Chymotrypsininhibitoren.

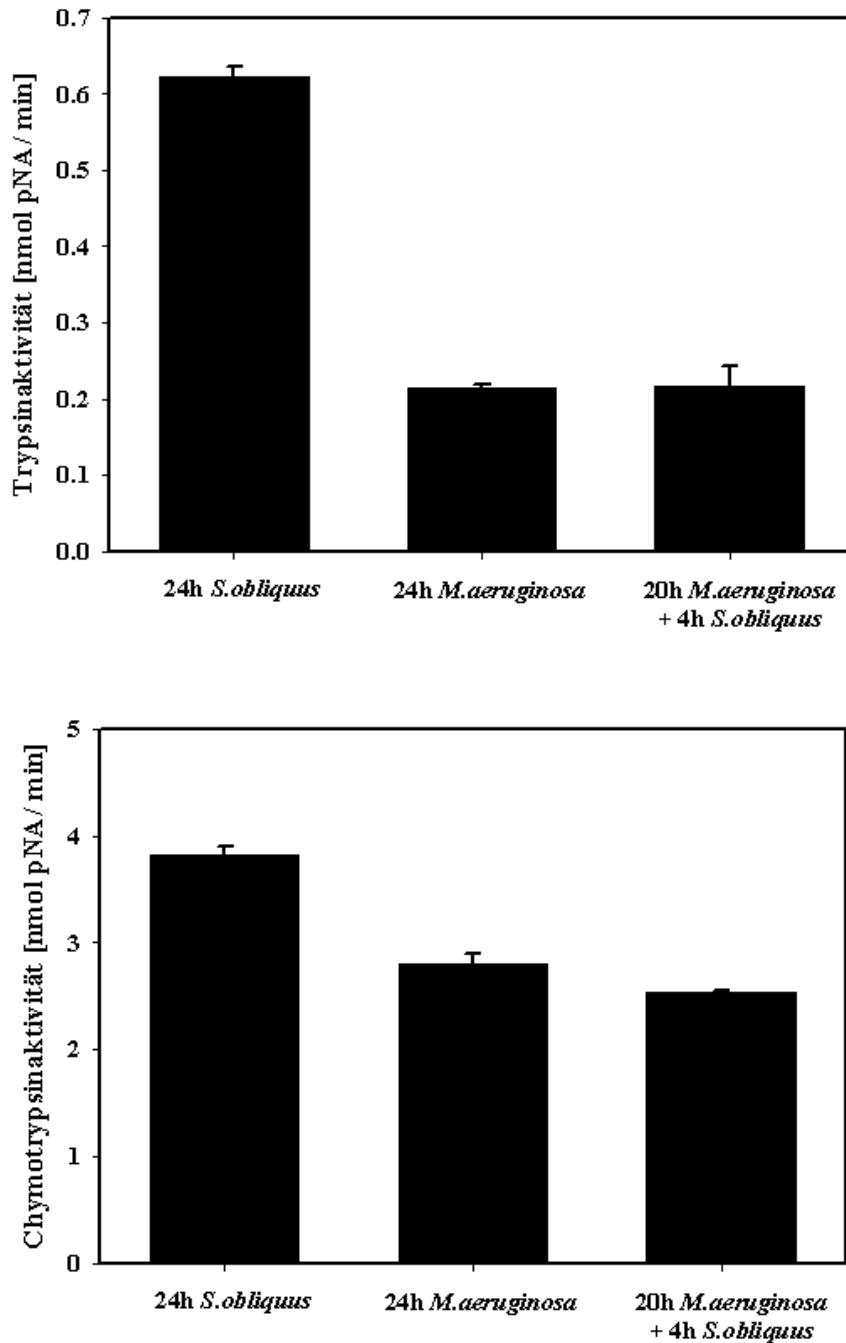


Abb. 1: Hydrolyseraten von Trypsin (oben) und Chymotrypsin (unten) in Darmhomogenaten, die aus drei verschiedenen Futteransätzen (24 h Verfütterung von *S. obliquus* oder *M. aeruginosa* und 20 h Verfütterung von *M. aeruginosa* + 4 h *S. obliquus*) stammen. Dargestellt sind die Mittelwerte ($n = 3$; bei BApNA 24 h *S. obliquus* $n = 2$) und die Standardabweichung.

Um sicher zu stellen, dass diese Unterschiede in der Hydrolyserate zwischen den beiden Ansätzen kein Präparationseffekt war, wurden die Hydrolyseraten in einem Vergleichsansatz mit 20 Stunden Verfütterung von *M. aeruginosa* mit anschließend 4 Stunden Verfütterung von *S. obliquus* gemessen. So wurde sichergestellt, dass bei allen Daphnien der Darm bei Versuchsende mit Grünalgen gefüllt war. Zwischen den Futteransätzen mit 24 Stunden *S. obliquus* und denen mit 20 Stunden *M. aeruginosa* mit 4 Stunden *S. obliquus* gibt es ebenfalls signifikante Unterschiede in den Hydrolyseraten der Darmhomogenate ($p < 0,01$; Abb. 1).

Die Unterschiede in den Hydrolyseraten von Trypsin und Chymotrypsin ergaben sich also aus der Verfütterung von *M. aeruginosa* oder *S. obliquus* und nicht aus einem Präparationseffekt durch im Darm enthaltene Cyanobakterien.

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Bisher wurde gezeigt, dass es im Darm von Daphnien Trypsin- und Chymotrypsinaktivität gibt (von Elert et al. 2004) und dass diese Aktivitäten durch Zugabe von Extrakten aus *M. aeruginosa* gehemmt werden können (Agrawal et al. 2005). Es war aber bisher nicht bekannt, ob sich bei der Verfütterung intakter Cyanobakterienzellen ein ähnlicher Effekt einstellen würde.

Hier konnte gezeigt werden, dass durch die Verfütterung von *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 (mcy-) die Trypsin- und Chymotrypsinhydrolyserate in *D. magna* signifikant ($p < 0,01$) sank.

Das ist ein Hinweis darauf, dass Proteaseinhibitoren eine wichtige Rolle für die Interaktion von Cyanobakterien und Grazern spielen dürften. Inwieweit dies der Realität entspricht, ist noch unklar und bedarf weiterer Forschung.

Danksagung

Wir danken Dr. Anja Zitt, Heike Jaensch und Christine Gebauer für die Hilfe bei den Laborexperimenten.

Literatur

- Agrawal MK, Zitt A, Bagchi D, Weckesser J, Bagchi SN, Von Elert E (2005): Characterization of proteases in guts of *Daphnia magna* and their inhibition by *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. *Environmental Toxicology* 20:314-322.
- Benndorf J (1995): Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 80:519-534.
- Bradford MM (1976): A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72:248-254.
- Czarnecki O, Henning M, Lippert I, Welker M (2006): Identification of peptide metabolites of *Microcystis* (Cyanobacteria) that inhibit trypsin-like activity in planktonic herbivorous *Daphnia* (Cladocera). *Environmental Microbiology* 8:77-87.
- Jungmann D (1992): Toxic compounds isolated from *Microcystis* PCC 7806 that are more active against *Daphnia* than two microcystins. *Limnology and Oceanography* 37:1777-1783.
- Jungmann D, Benndorf J (1994): Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp, and the role of microcystins. *Freshw. Biol.* 32:13-20.
- Jüttner F, Leonhardt J, Möhren S (1983): Environmental factors affecting the formation of mesityloxid, dimethylallylic alcohol and other volatile compounds excreted by *Anabaena cylindrica*. *J. o. General Microbiology* 129:407-412.
- Lampert W, Taylor BE (1983): Kopplung von Grazing-Aktivitäten Und Vertikalwanderung des Zooplanktons in einem holsteinischen See. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 1983:301.
- Lürling M (2003): *Daphnia* growth on microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa* in different mixtures with the green alga *Scenedesmus obliquus*. *Limnology and Oceanography* 48:2214-2220.
- Rohrlack T, Dittmann E, Henning M, Boerner T, Kohl J (1999): Role of microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied & Environmental Microbiology* 65:737-739.
- Von Elert E, Agrawal MK, Gebauer C, Jaensch H, Bauer U, Zitt A (2004): Protease activity in guts of *Daphnia magna*: Evidence for trypsin and chymotrypsin enzymes. *Comparative Biochemistry & Physiology Part B* 137:287-296.
- Watson SB, McCauley E, Downing JA (1997): Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography* 42:487-495.

Einfluss von Futterqualitätsschwankungen auf die Allokation von Fettsäuren in *Daphnia magna*

Alexander Wacker¹ & Dominik Martin-Creuzburg²

¹ Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, wackera@uni-potsdam.de,

² Universität Bayreuth, Institut für Tierökologie I

Keywords: Allokation, *Daphnia*, Fettsäuren, Futterqualität, Lipide, PUFA

Einleitung

Daphnien besitzen nicht die Möglichkeit, nach Partikeln guter Qualität zu selektieren. Daher ist bei einer Dominanz von Futterorganismen schlechter Futterqualität das Wachstum und die Reproduktion behindert, so dass auch der Transfer von Masse und Energie vom Phytoplankton zu den Daphnien und höheren trophischen Ebenen zeitweise eingeschränkt ist. Während *Daphnia* bei hohen Kohlenstoff zu Phosphor (C:P)-Verhältnissen im Freiland zum Teil Phosphor-limitiert ist (Sterner & Hessen, 1994; DeMott, 1998), sind unterhalb eines Schwellenwertes des C:P-Verhältnisses potentiell andere Faktoren limitierend.

In den letzten Jahren identifizierte man die biochemische Zusammensetzung der Futterorganismen als einen sehr wichtigen Parameter, der die Zooplanktodynamik signifikant beeinflussen kann (Sundbom & Vrede, 1997). Dabei spielt die Zusammensetzung der mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs) der Futterorganismen eine große Rolle. PUFAs sind auch für Zooplankter wie Crustaceen essentielle biochemische Nährstoffe. Fettsäuren sind einerseits Energiereserven, aber auch wichtige Bestandteile der Zellmembran. Dort spielen sie eine wichtige strukturelle und funktionelle Rolle als Modulatoren der Transmembranproteine und sind weiterhin wichtige Zwischenprodukte bei zellulären Vorgängen (Stanley-Samuelson et al., 1988; Stanley-Samuelson, 1994). Es wurde gezeigt, dass eine zu geringe Verfügbarkeit dieser biochemischen Nährstoffe in ihrer natürlichen Futterquelle (Müller-Navarra, 1995; Müller-Navarra et al., 2000; Wacker & Von Elert, 2001) oder in Monoalgenkulturen das Wachstum von *Daphnia* beeinträchtigen kann (Von Elert, 2002; Ravet et al., 2003). Erst kürzlich wurde gefunden, dass auch der Sterolgehalt der Nahrungspartikel ein weiterer wichtiger Parameter ist, der bei der Analyse von Kohlenstoff-Transfereffizienzen vom Phytoplankton zu höheren trophischen Ebenen berücksichtigt werden muss (Von Elert et al., 2003; Martin-Creuzburg & Von Elert, 2004; Martin-Creuzburg et al., 2005).

In aquatischen Systemen verändern sich ständig die Verfügbarkeit und die Qualität von Ressourcen. Dadurch werden das Wachstum und die Reproduktion von Organismen wie *Daphnia*, die auf sich verändernde Umweltbedingungen wie Schwankungen in der Qualität ihres Futters reagieren (müssen), beeinflusst.

Material und Methoden

Um den Einfluss schwankender Futterbedingungen zu untersuchen, im besonderen einer potentiell kurzzeitig auftretenden Cyanobakterienblüte, wurde *Daphnia magna* in einem standardisierten Wachstumsexperiment entweder durchgehend in sättigenden Konzentrationen mit gutem Futter (*Nannochloropsis limnetica*, enthält große Mengen an omega-3 PUFAs) oder innerhalb eines Zeitintervalls mit schlechtem Futter (Cyanobakterium: *Synechococcus elongatus*, defizient in omega-3 PUFAs) versorgt. Die Allokation von Fettsäuren (gesättigte, einfach ungesättigte, mehrfach ungesättigte omega-3 und mehrfach ungesättigte omega-6 Fettsäuren) in die Tiere und deren Eier bei der Anlage neuer Gelege wurde durch Lipidextraktion und Gaschromatographie bestimmt (Wacker & von Elert, 2001).

Ergebnisse und Diskussion

Während der Fütterung der Tiere mit den Cyanobakterien, reduzierte sich im Vergleich zur durchgehenden Fütterung mit der guten Alge die Gelegegröße der Daphnien massiv. Die Größe der Subitaneier (gemessen in Trockenmasse) dagegen zeigte bei der guten Futterqualität eine Tendenz zu kleineren Eiern und bei der schlechteren Futterqualität eine Tendenz zu größeren Eiern. Generell zeigte sich, dass abhängig von der Fütterung der Gehalt mancher Fettsäuren, besonders der mehrfach ungesättigten omega-3 Fettsäuren, in den Eiern wesentlich höher als im Soma der Daphnien war. Wenn die Tiere nicht durchgehend mit der PUFA-reichen Alge (*N. limnetica*) gefüttert wurden, sondern in einem Zeitintervall ab Anlage des 2.ten Geleges bis zur Anlage des 4.ten Geleges mit dem Lipid-armen Cyanobakterium (*S. elongatus*), waren vor allem die Gehalte an omega-3 PUFAs im Soma und in den Eiern rückläufig. Wenn das Futter wieder auf die PUFA-reiche Alge umgestellt wurde, regenerierte sich der Fettsäuregehalt sehr schnell.

Die gespeicherten Ressourcen werden vor allem zur Aufrechterhaltung der eigenen Körperfunktionen genutzt und nur eingeschränkt in die Reproduktion investiert. Dabei werden die Lipide vermutlich zwischen den Kompartimenten umverteilt.

Die Tiere konnten die Qualität ihrer Nachkommen nur bedingt konstant halten. Jedoch war nach einer Verbesserung der Futterqualität eine schnelle Wiederherstellung der Qualität möglich. Eine Verbesserung der Eiqualität als Anpassung an schlechte Futterqualitätsbedingungen konnten nicht beobachtet werden. D.h. die Nachkommen werden unter schlechten Futterqualitätsbedingungen nicht besser mit essentiellen Ressourcen bestückt um in schlechteren Umweltbedingungen besser zu bestehen. Dagegen ist aus der Literatur bekannt, dass dies bezüglich der Futterkonzentration durchaus zutreffen kann (Gliwicz & Guisande, 1992; Guisande & Gliwicz, 1992).

Literatur

- DeMott WR (1998) Utilization of a cyanobacterium and a phosphorus-deficient green alga as complementary resources by daphnids. *Ecology* 79: 2463-2481.
- Gliwicz ZM, Guisande C (1992) Family-planning in *Daphnia* - Resistance to starvation in offspring born to mothers grown at different food levels. *Oecologia* 91: 463-467.
- Guisande C, Gliwicz ZM (1992) Egg size and clutch size in 2 *Daphnia* species grown at different food levels. *J. Plankton Res.* 14: 997-1007.
- Martin-Creuzburg D, Von Elert E (2004) Impact of 10 dietary sterols on growth and reproduction of *Daphnia galeata*. *J. Chem. Ecol.* 30: 483-500.
- Martin-Creuzburg D, Wacker A, Von Elert E (2005) Life history consequences of sterol availability in the aquatic keystone species *Daphnia*. *Oecologia* 144: 362-372.

- Müller-Navarra DC (1995) Evidence that a highly unsaturated fatty acid limits *Daphnia* growth in nature. Arch. Hydrobiol. 132: 297-307.
- Müller-Navarra DC, Brett MT, Liston AM, Goldman CR (2000) A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. Nature 403: 74-77.
- Ravet JL, Brett MT, Müller-Navarra DC (2003) A test of the role of polyunsaturated fatty acids in phytoplankton food quality for *Daphnia* using liposome supplementation. Limnol. Oceanogr. 48: 1938-1947.
- Stanley-Samuelson DW (1994) Prostaglandins and related eicosanoids in insects. In: Evans PD (eds) Advances in Insect Physiology. Academic Press, London, pp115-212.
- Stanley-Samuelson DW, Jurenka RA, Cripps C, Blomquist GJ, Derenobales M (1988) Fatty acids in Insects: Composition, metabolism, and biological significance. Arch. Insect Biochem. Physiol. 9: 1-33.
- Sterner RW, Hessen DO (1994) Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. Ann. Rev. Ecol. Syst. 25: 1-29.
- Sundbom M, Vrede T (1997) Effects of fatty acid and phosphorus content of food on the growth, survival and reproduction of *Daphnia*. Freshwat. Biol. 38: 665-674.
- Von Elert E (2002) Determination of limiting polyunsaturated fatty acids in *Daphnia galeata* using a new method to enrich food algae with single fatty acids. Limnol. Oceanogr. 47: 1764-1773.
- Von Elert E, Martin-Creuzburg D, Le Coz JR (2003) Absence of sterols constrains carbon transfer between cyanobacteria and a freshwater herbivore (*Daphnia galeata*). Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 270: 1209-1214.
- Wacker A, Von Elert E (2001) Polyunsaturated fatty acids: evidence for non-substitutable biochemical resources in *Daphnia galeata*. Ecology 82: 2507-2520.

Physiologische Antworten auf Sauerstoff- und Temperaturstress bei *Daphnia*

Zeis, Bettina; Lamkemeyer, Tobias; Pinkhaus, Olaf & Paul, Rüdiger J

Institut für Zoophysiologie, WWU Münster, Hindenburgplatz 55, D-48143 Münster,
zeis@uni-muenster.de, paulr@uni-muenster.de

Keywords: Hämoglobin, Thermotoleranz, Präferenzverhalten

Einleitung

Organismen des Zooplanktons stehender Gewässer erfahren starke Schwankungen des Sauerstoffgehalts und der Temperatur, da für diese abiotischen Parameter räumliche und zeitliche Gradienten im Lebensraum auftreten. Erhöhte Temperaturen führen durch verringerte Sauerstofflöslichkeit bei gesteigerter Stoffwechselrate ebenso zu einer Sauerstoffmangelsituation im Gewebe, wie sie auch in hypoxischem Außenmedium auftritt. Dauerhaft anhaltender Sauerstoff- oder Temperaturstress führt daher bei *Daphnia* zur Induktion geeigneter Mechanismen, um die Sauerstoffversorgung der Gewebe wieder herzustellen bzw. aufrechtzuerhalten (Homöostase). Von zentraler Bedeutung ist hierbei das Atmungsprotein Hämoglobin. Die vorgestellten Untersuchungen dienten zur Abschätzung der Rolle des Hämoglobins unter veränderten Temperatur- und Sauerstoffbedingungen. Dabei wurden in einem integrativen Ansatz Parameter von der biochemischen und physiologischen Ebene bis zum Verhalten der Tiere erfasst.

Material und Methoden

Tiere der Art *Daphnia magna* wurden ursprünglich vom Staatlichen Umweltamt Münster bezogen. Die Tiere wurden im Labor in Elendt-Medium in einem Hell:Dunkel-Rhythmus von 16:8 h gehalten und ad lib. mit *Desmodesmus subspicatus* und *Chlamydomonas reinhardtii* gefüttert. Daphnienkulturen wurden dauerhaft unter verschiedenen Temperaturbedingungen (10, 20, 30 °C) und Luftsättigung gehalten. Verschiedene Sauerstoffbedingungen für die Tierhaltung wurden bei 20 °C eingestellt (Hypoxie: 2, 3, 4, 7, 10, 15 kPa O₂; Normoxie: 21 kPa, Hyperoxie: 73 kPa). Einzelheiten zur Bestimmung der Hämoglobin-Konzentration, dessen Untereinheiten-Zusammensetzung und Sauerstoffaffinität finden sich in Zeis et al, 2003, die Messung der Schwimmaktivität, der Laktatkonzentration und Letaltemperatur erfolgte wie in Zeis et al, 2004 beschrieben, die Methoden zur Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs und der Präferenztemperatur und sind in Lamkemeyer et al, 2003 angegeben, die zur Bestimmung des Präferenz-Po₂ in Zeis et al, 2005.

Ergebnisse und Diskussion

Mit sinkendem Sauerstoffangebot im Medium stieg der Hämoglobingehalt der Hämolymphe von *Daphnia magna* an (Tab. 1). Dabei änderte sich neben der Menge auch die Qualität des Atmungsproteins: Die Affinität des Hämoglobins von hypoxisch gehaltenen hämoglobinreichen Tieren war deutlich höher als die der normoxisch akklimierten hämoglobinarmen Tiere (Tab. 1). Ähnliche Veränderungen des Hämoglobins waren auch als Folge erhöhter Temperatur zu beobachten: Konzentration und Affinität wurden gesteigert (Tab. 2).

Tab. 1: Einfluss des Sauerstoffgehalts des Wassers auf den Sauerstoffbedarf von *Daphnia magna*, charakteristische Eigenschaften des Hämoglobins und Auswirkungen auf physiologische Schlüsselparameter.

| Akklimation | 2 kPa (Hypoxie) | 21 kPa (Normoxie) | 73 kPa (Hyperoxie) |
|---|----------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| Sauerstoffgehalt [mg/l] | 1,4 | 9,1 | 32,4 |
| Hämoglobinkonzentration [$\mu\text{mol/l}$] | 429 | 138 | 44 |
| Hämoglobin-O ₂ -Affinität (P ₅₀) [kPa] | 0,49 | 0,93 | 0,93 |
| Kritischer Sauerstoffgehalt [kPa]: beginnende Laktatakkumulation | 1,6 | 2,7 | 2,7 |
| Präferenz-Po ₂ [kPa] | 6,5 | 67 | 78 |

Der Gehalt an L-Laktat in der Hämolymphe der Tiere nach einstündiger Inkubation bei geringem Sauerstoffangebot wies auf kritische Grenzen aerober Leistungsfähigkeit der Tiere hin. Der Laktatgehalt normoxisch akklimierter hämoglobinarmen Tiere stieg unterhalb von 2,7 kPa (1,2 mg/ml) von Kontrollwerten um $1,2 \pm 0,4 \mu\text{mol/gFG}$ auf Werte um $11 \mu\text{mol/gFG}$ an. Hypoxisch gehältere Tiere wiesen ähnliche Kontroll- und Maximalwerte auf, die kritische Schwelle der Laktatproduktion wurde jedoch erst bei 1,6 kPa unterschritten (Tab. 1).

Auch nach einstündiger Inkubation der Tiere bei erhöhter Temperatur lässt sich das Ausmaß anaerober Energiegewinnung anhand der Laktat-Akkumulation bestimmen. Der Schwellenwert der kaltakklimierten Tiere lag bei 35 °C, 20 °C-akklimierte Tiere zeigten ab 37 °C erhöhte Laktatproduktion, und bei warm-akklimierten Daphnien konnten auch nach einstündiger Inkubation bei 37 °C nur geringfügig erhöhte Laktatkonzentrationen gemessen werden (Tab. 2).

Die Schwimmaktivität der Tiere diente als Schlüsselparameter individueller fitness. Hohe Schwimmaktivität kennzeichnet optimale Bedingungen. Maximale Schwimmaktivität der kaltakklimierten Tiere war bei ihrer Akklimationstemperatur von 10 °C zu beobachten. Tiere aus Dauerkulturen bei 20 °C zeigten ein breiteres Optimum mit maximaler Aktivität im Bereich zwischen 20 und 25 °C. Warm-akklimierte Tiere zeigten eine insgesamt verminderte Aktivität in einem breiten Temperaturbereich, maximale Aktivität erfolgte bei 30 °C (Tab. 2).

Tab. 2: Einfluss der Temperatur auf Sauerstoffangebot und -Bedarf von *Daphnia magna*, charakteristische Eigenschaften des Hämoglobins und Auswirkungen auf physiologische Schlüsselparameter.

| Akklimation | 10 °C | 20 °C | 30 °C |
|---|-------|---------|-------|
| Sauerstoffgehalt des Wassers [mg/l] | 11,3 | 9,1 | 7,6 |
| Sauerstoffverbrauch [mmol*g ⁻¹ *h ⁻¹] | 0,23 | 0,38 | 0,66 |
| Hämoglobinkonzentration [µmol/l] | 79 | 138 | 202 |
| Hämoglobin-O ₂ -Affinität (P ₅₀) [kPa] | 1,06 | 0,88 | 0,77 |
| Kritische Temperatur [°C]: beginnende Laktatakkumulation | 35 | 37 | >37 |
| Temperatur maximaler Schwimmaktivität [°C] | 10 | 20 - 25 | 30 |
| Präferenztemperatur [°C] | 11,7 | 19,4 | 21,4 |
| Letaltemperatur (LT ₅₀ , 1 h) [°C] | 34,4 | 36,2 | 38,3 |

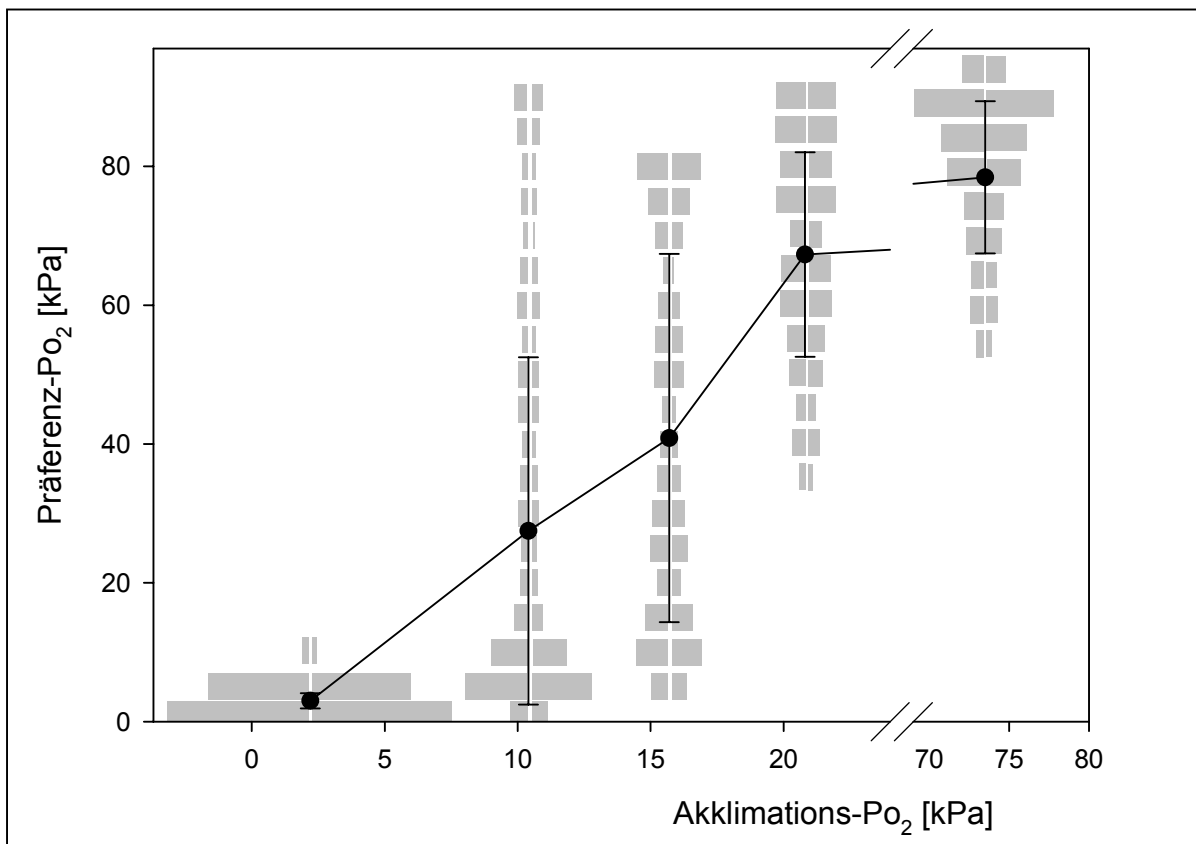


Abb. 1: Sauerstoffpräferenz von *Daphnia magna* als Funktion der Akklimationsbedingungen.

Graue Balken verdeutlichen den Anteil der Tiere, die sich in diesem Bereich im Sauerstoffgradienten aufhielten (N = 15, n = 3). Mittelwert und Standardabweichungen aller gewählten Positionen bezeichnen die Sauerstoffpräferenz (schwarze Symbole).

Die Präferenz von *Daphnia magna* im Sauerstoffgradienten wurde durch die zuvor erfahrenen Hälterungsbedingungen wesentlich beeinflusst (Tab. 1, Abb. 1). Tiere aus hypoxischen Bedingungen suchten bevorzugt sauerstoffarmes Wasser auf, ihr Präferenz-Po₂ lag bei 6,5 kPa (2,9 mg/l). Tiere aus normoxischer und hyperoxischer Akklimation bevorzugten Wasser mit hohem Sauerstoffgehalt, ihre Präferenz lag bei 67 bzw. 78 kPa (29,5 bzw. 34,3 mg/ml).

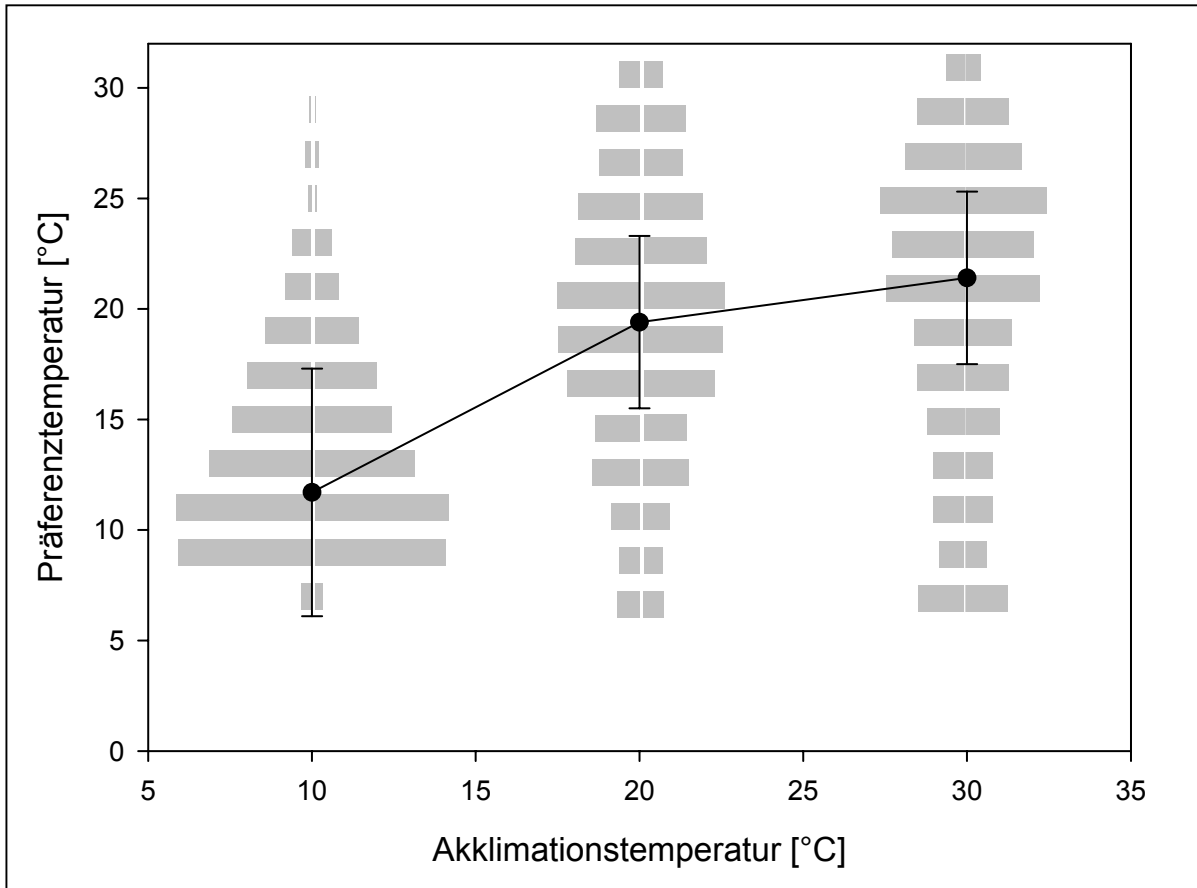


Abb. 2: Temperaturpräferenz von *Daphnia magna* als Funktion der Akklimationsbedingungen.

Graue Balken verdeutlichen den Anteil der Tiere, die sich in diesem Bereich im Temperaturgradienten aufhielten (N = 15, n = 3). Mittelwert und Standardabweichungen aller gewählten Positionen bezeichnen die Temperaturpräferenz (schwarze Symbole).

Analoge Versuchsreihen im Temperaturgradienten ergaben Temperaturpräferenzen der kalt-akklimierten Tiere von 11,7 °C, die Präferenztemperaturen von Tieren aus 20 °C- und 30 °C-temperiertem Wasser unterschieden sich mit 19,4 °C und 21,4 °C nur in geringerem Maße (Tab. 2, Abb. 2). Die Temperaturen, die nach einstündiger Inkubation und einstündiger Erholungszeit den Tod der Hälfte der Tiere zur Folge hatte (LT₅₀), konnten auch nur geringfügig verschoben werden. Eine Erhöhung der Akklimationstemperatur von 10 °C hat eine Erhöhung der Letaltemperatur von etwa 2 °C zur Folge (Tab. 2).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Konzentration und funktionelle Qualität des Hämoglobins durch differenzielle Expression verschiedener Untereinheiten an die herrschenden Umweltbedingungen angepasst werden. Untersuchungen zur Dynamik dieser Akklimation zeigten, dass innerhalb von drei Tagen Menge und Sauerstoffaffinität des Hämoglobins signifikant verändert werden können und der Prozess nach etwa 6 Tagen abgeschlossen war. Als Ergebnis dieser Anpassung werden die kritischen Grenzen der Sauerstoff- und Temperaturbedingungen verschoben, die von den Tieren

ohne Beeinträchtigung des aeroben Stoffwechsels ertragen werden können. Hämoglobin erweitert daher den aeroben Arbeitsbereich der Energiegewinnung von *Daphnia*. Indikator für die Überschreitung dieser kritischen Grenzen ist die Bildung von Laktat im anaeroben Stoffwechsel. Zusammen mit der Bestimmung der Überlebensrate können die Schwellenwerte der Laktatproduktion für die Bestimmung des Pessimumbereiches des Thermotoleranzfensters herangezogen werden (Pörtner, 2001). Der optimale Sauerstoff- und Temperaturbereich kann dagegen durch Untersuchungen zur Schwimmaktivität der Tiere und durch Präferenzanalysen charakterisiert werden. Verschiebungen des Optimums können in Zusammenhang mit Änderungen der Hämoglobinmenge und -eigenschaften gebracht werden und verdeutlichen die physiologische Plastizität der Tiere.

Der Vergleich verschiedener Daphnienarten zeigt große Unterschiede in der Fähigkeit zur Hämoglobininduktion und damit verbunden in der Fähigkeit zur Überdauerung von geringem Sauerstoffangebot oder hohen Temperaturen sowie der kritischen oder letalen Grenzen beider Faktoren. Analysen der Situation im Freiland zeigen, dass die Hämoglobinkonzentration der Tiere insgesamt niedriger ist als unter optimalen Futterbedingungen im Labor. Auch hier kann aber die Korrelation von Hämoglobininduktion und Resistenz gegenüber Sauerstoff- und Temperaturstress bestätigt werden und ein Zusammenhang zur beobachteten räumlichen und saisonalen Dominanz bestimmter Tiergruppen hergestellt werden.

Danksagung

Herzlicher Dank für technische Unterstützung gilt Ina Buchen, Ulrike Gigengack und Marita Koch.

Literatur

- Lamkemeyer, T., Zeis, B., Paul, R. J. (2003): Temperature acclimation influences temperature-related behaviour as well as oxygen-transport physiology and biochemistry in the water flea *Daphnia magna*. Can J Zool 81: 237-249.
- Pörtner, H.O. (2001): Climate change and temperature-dependent biogeography: oxygen limitation of thermal tolerance in animals. Naturwissenschaften 88: 137-146.
- Zeis, B., Becher, B., Goldmann, T., Clark, R., Vollmer, E., Bölke, B., Bredebusch, I., Lamkemeyer, T., Pinkhaus, O., Pirow, R., Paul R.J. (2003): Differential haemoglobin gene expression in the crustacean *Daphnia magna* exposed to different oxygen partial pressures. Biol Chem 384: 1133-1145.
- Zeis, B., Maurer, J., Pinkhaus, O., Bongartz, E., Paul, R. J. (2004): A swimming activity assay shows that the thermal tolerance of *Daphnia magna* is influenced by temperature acclimation. Can J Zool 82: 1605-1613.
- Zeis, B., Pinkhaus, O., Bredebusch, I., Paul, R. J. (2005): Oxygen preference of *Daphnia magna* is influenced by Po_2 acclimation and biotic interactions. Physiol Biochem Zool 78: 384-393.

ARETZ, K. & E. G. DUDEL: In-situ-Leistung von Aufwuchsalgen bei der Immobilisierung von Uran und anderen Schwermetallen sowie Arsen aus dem Wasserpfad

DIENEMANN, C., DIENEMANN, H., BÜCHNER, M. & E. G. DUDEL: Einfluss des Vitalitätszustandes auf die Uran- und Arsengehalte von Algen unter besonderer Berücksichtigung der Interaktionen mit Kalzium und Eisen

DIENEMANN, H., DIENEMANN, C. & E. G. DUDEL: Uran und Arsen in jungen Sedimenten eines Teiches im Abstrom von Uranbergbauhinterlassenschaften

HENSEL, S. & E. KIEL: Substrat gebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässer-Mesokosmen

JÜTTNER, F.: Belastung der Mulde bei Dessau mit VOC zur Zeit der DDR

MKANDAWIRE, M., POMPE, W. & E. G. DUDEL: Prediction of uranium (VI) toxicity to *Lemna gibba* L. G3 using ion and ligand characteristics

SCHULZ, C.-J.: Die Bewirtschaftung der salzbelasteten Fließgewässer Wipper und Unstrut (Nordthüringen) 1893 - 2005

WERTH, CH. & M. MARTEN: Arthropoden-Drift als neue sensitive Messgröße in der Echtzeitüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren

In-situ-Leistung von Aufwuchsalgen bei der Immobilisierung von Uran und anderen Schwermetallen sowie Arsen aus dem Wasserpfad

Kerstin Aretz und E. Gert Dudel

TU Dresden, Fakultät Forst- Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Piener Str. 19, 01737 Tharandt, email: aretzkerstin@gmx.de

Keywords: verdünnte Gruben- und Sickerwässer, Periphyton, Akkumulationsraten

Problemstellung

Verursacht durch den Bergbau gibt es im Südwesten von Sachsen (Abb. 1) mit Uran und anderen Schwermetallen sowie Arsen kontaminierte Gebiete. In den neutralen bis alkalischen Gewässern liegt das Uran in gelöster Form vor, es wird aus Rückbeständen der Erzaufbereitung und aus gefluteten Gruben in das Oberflächenwasser ausgetragen. Technische Anlagen zur Entfernung der Kontamination aus dem Wasserpfad sind aufwendig und teuer. Deshalb wird die Entwicklung alternativer Methoden zur Wasserreinigung, wie der Einsatz von Pflanzen (Phytoremediation) untersucht (Dudel et al. 2004). Uran zum Beispiel wird effizient an bestimmten submersen (z.B. Dienemann 2002, Vogel 2004) und schwimmenden emersen Makrophyten (z.B. Mkandawire 2004) sowie submersen Kompartimenten von Helophyten und Bäumen (Brackhage et al. 2005, Vogel 2005) festgelegt. In einem Experiment konnte die Leistung des Aufwuchses quantifiziert werden (Feibicke et al. 2005). Es soll hier die Leistung der Akkumulation von Uran und anderen Schwermetallen sowie Arsen durch den Aufwuchs in situ bewertet werden. Es wird vermutet, dass auf Grund großer Oberflächen, ihrer Eigenschaften und der hohen Produktivität bzw. Umsatzraten der Aufwuchs die flächenbezogene Leistung anderer Kompartimente, insbesondere von Gefäßpflanzen, weit übertrifft.

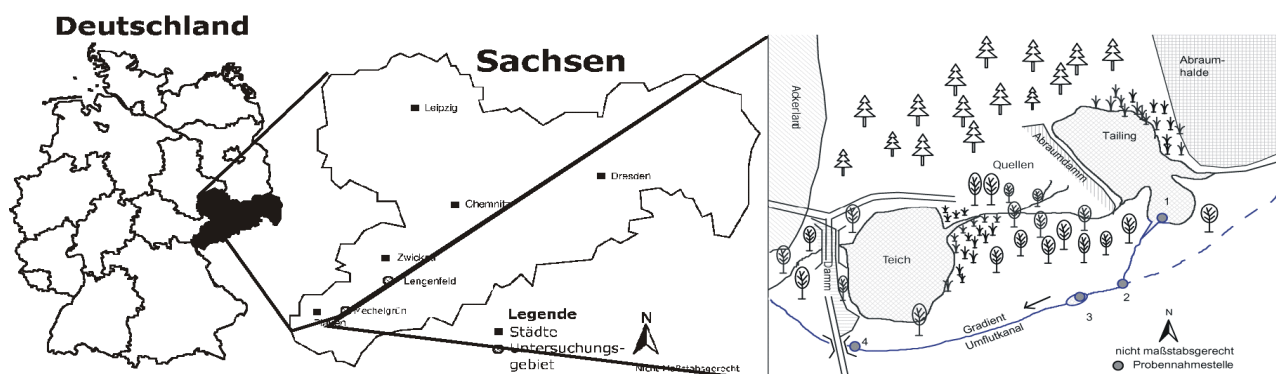


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete im Südwesten von Sachsen. In der rechten Abbildung sind die Probenahmestellen gekennzeichnet: 1 Abfluss des Tailings (industrielle Absetzanlage der Erzaufbereitung bzw. Spülteich), 2-4 entlang des Gradienten im Umflutkanal.

Material und Methoden

Leistung des Aufwuchses

Entlang eines Umflutkanals (Probenahmestellen 2 bis 4, Abb. 1) und am Abstrom des Tailings (Probenahmestelle 1, Abb. 1) der Uranaufbereitung wurden künstliche Aufwuchsträger (rauhe PE-Folien) etabliert und wöchentlich Folienabschnitte beerntet. Die Entfernung der Algen von den Folien erfolgte mit einer Ultraschall-Zahnbürste (Sonic plaque remover type DT 300 Waterpik Inc., USA). Die spezifische Netto-Wachstumsrate wurde ermittelt durch Messung der Chlorophyll a-Fluoreszenz (Mini-PAM, Fa. Walz) und als Endpunkt bzw. zur Kalibrierung der Chlorophyll a-Fluoreszenz wurde der FPOC bestimmt.

Analyse der Elemente

Die von den Aufwuchsträgern abgetrennten Algensuspensionen wurden im Hochdruckaufschluss (Fa. CEM) in HCl/HNO₃ aufgeschlossen. Der Uran-, Blei- und Arsengehalt der Algensuspensionen sowie des unfiltrierten Wassers wurde mittels ICP-Massenspektroskopie (Fison VG Elemental FPQ2+) ermittelt. Der FPOC und DOC wurde mit einem TOC/TN-Analysator (Fa. Skalar) bestimmt.

Ergebnisse

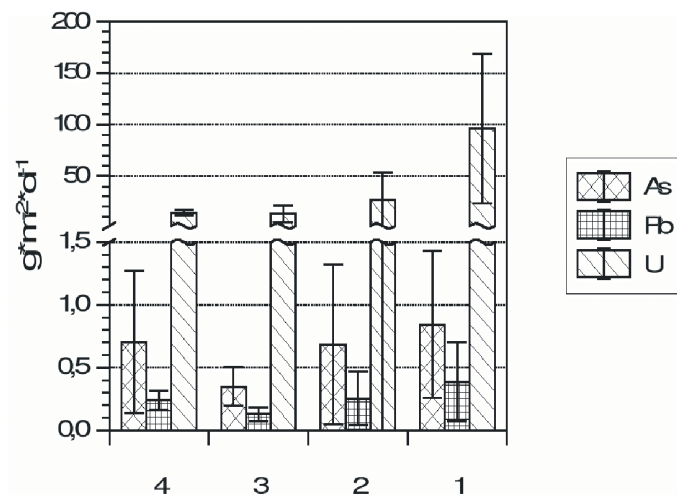


Abb. 2: Flächenbezogene Akkumulation von As, Pb und U im Aufwuchs. 1 Abfluss des Tailings (industrielle Absetzanlage der Erzaufbereitung bzw. Spülteich), 2-4 entlang der Fließstrecke vgl. Abb. 1 rechts.

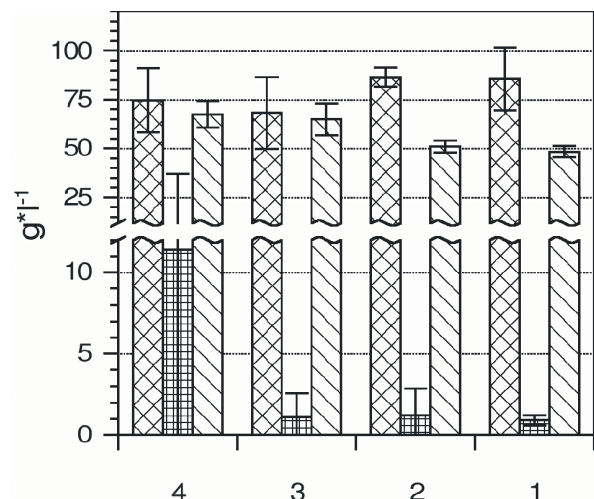


Abb. 3: As-, Pb- und U-Gehalt im Wasser. 1 Abfluss des Tailings (industrielle Absetzanlage der Erzaufbereitung bzw. Spülteich), 2-4 entlang der Fließstrecke vgl. Abb. 1 rechts.

In den ersten 14 bis 21 Tagen konnte eine Zunahme des Netto-Wachstums beobachtet werden, nach längerer Inkubation der Aufwuchsträger kam es zu einer Stagnation der Biomasseentwicklung und zu einem wiederholten Wachstumszyklus. (Daten nicht dargestellt). Die Zunahme der Elementgehalte im Aufwuchs korreliert mit dem Wachstum (Daten nicht dargestellt). Die höchsten Akkumulationsraten wurden im Abfluss des Tailings realisiert (Standort 1, Abb. 2), wo auch die höchsten Konzentrationen der Schwermetalle in der gelösten Phase gemessen wurden (Standort 1, Abb. 3). Die Immobilisierungsrate (Abb. 2) nimmt bei geringfügig abnehmender Schadstoffkonzentration im Gerinne (Abb. 3) in Fließrichtung deutlich ab. Dabei sind die Urangelhalte in den Algen um den

Faktor 10 höher als die Arsen- und Bleigehalte. Die Akkumulation sowohl von Uran als auch von Blei ist im Vergleich zu den Konzentrationen der jeweiligen Elemente im Wasser hoch. Dagegen sind die Akkumulationsraten von Arsen relativ gering. Gleichzeitig war die Variabilität der Arsengehalte in der Biomasse im Vergleich zu Uran und Blei sehr hoch.

Schlussfolgerungen

In diesen und vorangegangenen Experimenten mit Plankton-Algen sowie unter anderen Milieubedingungen bzw. Standortverhältnissen und Urankonzentrationen im Wasser (Dienemann et al. 2002, 2005, Vogel 2005) konnte gezeigt werden, dass Aufwuchsalgen bzw. Biofilme zirka zehnmal mehr Uran als submerse Makrophyten akkumulieren können. Als Ursache dafür wird die im Vergleich zur Biomasse große sorbierende Oberfläche einschließlich der komplexierenden Eigenschaften der EPS (z.B. Polygalacturonsäuren, Peptide), die auch in der abgestorbenen Biomasse wirken, vermutet. Die signifikant höheren Uran-Immobilisierungsraten im Abfluss des Tailings-Teiches, welcher wesentlich schwächer durchmischt und stärker belichtet ist, führen wahrscheinlich zur verstärkter Uransorption bzw. -komplexierung am Aufwuchs, z.B. infolge einer möglichen Abnahme von löslichen Uran-Carbonat-Komplexen vermittelt durch biogene Entkalkung des Wassers. Im Wasser des Umflutkanals konnte nur ein geringer Konzentrationsgradient von Uran im Verlaufe der Fließstrecke nachgewiesen werden, aber die Unterschiede bei der Akkumulation in der Algenbiomasse im Verlaufe der Fließstrecke sind groß. Das Arsen bzw. Arsenat als Phosphat-Analogon wird im Vergleich zu Uran und Blei nur sehr gering akkumuliert. Als Ursache dafür ist das zeitweilig im Vergleich zum Arsen relativ hohe Phosphat-Angebot zu sehen, was zu Interaktionen von Arsenat mit Phosphat führen kann. Im Vergleich zu Referenzstandorten im Erzgebirge und Laborversuchen mit *Scenedesmus quadricauda* (Dienemann et al. in Vorbereitung) sowie *Lemna gibba* und *Lemna minor* (Mkandawire 2005) ist keine signifikante Wachstumslimitation der Algen durch Arsen und Uran zu erkennen. Uran und Arsen liegen in vergleichsweise hohen Konzentrationen als lösliche und damit wahrscheinlich biologisch verfügbare chemische Spezies vor (Mkandawire et al. 2005, Mkandawire et al. 2005, Dienemann et al. 2005a, b).

Danksagung

Besonderer Dank gilt K. Klinzmann, A. Jost für die Hilfe bei der Aufarbeitung der Proben und A. Weiske für die Analytik meiner Proben sowie dem BMBF für die finanzielle Förderung (FZK: 02WBO222).

Literatur

- Brackhage C, Dudel EG (2005). Immobilisation of Uranium from Mining Leachates using Wetlands: The Role of Macrophytes. International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, September 4-8, 2005, Ghent, Belgium. Book of Abstracts, pp. 18-19.
- Dienemann C, Dudel EG, Dienemann H, Stolz L (2002). Uranium in the Aquatic Environment. Merkel B, Planer-Friedrich B, Wolkersdorfer C (Hrsg.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. pp. 605-613.
- Dienemann H, Dienemann C, Dudel EG (2005a). Influences on the Fixation of Uranium under Neutral and Alkaline Conditions in Wetlands. International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, September 4-8, 2005, Ghent, Belgium. Book of Abstracts, pp. 41-42.
- Dienemann C, Dienemann H, Dudel EG (2005b). Verwendung von Algen und submersen kalzifizierenden Wasserpflanzen zur Aufbereitung neutraler bis basischer uranhaltiger Wässer. In: Merkel, B., Schaeben,

- H., Wolkersdorfer, Ch. (Hrsg.), *Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer / GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen*. TU Bergakademie Freiberg, *Wissenschaftliche Mitteilungen* 28/2005, S. 227-232.
- Dudel EG, Brackhage C, Dienemann H, Mkandawire M and Weiske A (2004). Capacity of natural attenuation of trace, contaminants from uranium mine tailing waters in nature-like constructed wetlands. In: Jarvis, A.P., Budgeon, B.A. and Younger P.L. (eds.) *Mine water – Process, Policy, Progress. Proceedings of the Symposium: Mine water 2004, Volume 2*, 25-36. University of Newcastle, ISBN 0-9643827-3-0.
- Feibicke M, Ross J-H, Weiske A, Vogel K, Mkandawire M, Ottenströer T, Dudel EG (2005). Fate of Uranium in an Aquatic Stream Mesocosm. *Book of abstracts SETAC Europe 2005, Lille (France)*.
- Mkandawire M, Dudel EG (2005). Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Science of the Total Environment*, 336(1-3): 81-89.
- Mkandawire M, Taubert B, Dudel EG (2006). *Ecology and Environmental Safety* 65: 118-128.
- Mkandawire M, Taubert B, Dudel EG (2005). Resource Manipulation in Uranium and Arsenic Attenuation by *Lemna gibba* L. (Duckweed) in Tailing Water of a Former Uranium Mine. *Water, Air and Soil Pollution*, 166: 83-101.
- Mkandawire M, Taubert B, Dudel EG (2004). In H. McGrath et al. *Mining Waters*, Springer Verlag, Berlin.
- Vogel K, Dudel, EG (2004). *Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam)*, Weißensee Verlag, Berlin: 486-490.
- Vogel K, Dudel, EG (2005). *Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe)*, Weißensee Verlag, Berlin.

Einfluss des Vitalitätszustandes auf die Uran- und Arsengehalte von Algen unter besonderer Berücksichtigung der Interaktionen mit Kalzium und Eisen

Claudia Dienemann¹, Holger Dienemann¹, Martin Büchner^{1,2} & E. Gert Dudel¹

¹ TU Dresden Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Piener Str. 19, 01737 Tharandt, claudia.dienemann@web.de, ² HTW Dresden Fachbereich Chemie 01103 Dresden

Keywords: Gewässerbelastung, Natural attenuation, Radionuklide, Makrophyten, Limnochemie, Schadstoffe

Einleitung

Arsen und Uran werden auch nach Beendigung des aktiven Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen aus Halden, Stolln und Tailings (Rückstände der Erzaufbereitung) in Oberflächengewässer und in das Grundwasser eingetragen. Die Sanierung dieser kontaminierten Wässer mit konventionellen chemisch-technischen Methoden ist sehr aufwendig. Für Sicker- und Stolln- bzw. Grubenwässer, die an die Oberfläche austreten, könnten passive Verfahren zur Entfernung von Uran und Arsen eine günstige Alternative darstellen. Auf Grund ihrer potentiell hohen Nettoprimärproduktion sowie ihrer Adaptationsfähigkeit an extreme wasserchemische Verhältnisse scheinen bestimmte Algenarten und -assoziationen dafür besonders geeignet zu sein.

Bisher wurden im Abstrom von ehemaligen Uranbergbauobjekten im Wesentlichen nur vitale (lebende) Vertreter der Bacillariophyta, Charophyta und Chlorophyta (Cladophoraceae und Microsporineae) besonders auf die Gehalte von Uran und Arsen untersucht. Dabei standen Fragen des Transfers vom Wasser zur Alge unter bestimmten Rahmenbedingungen im Vordergrund.

Uran liegt in neutral- bis schwach basischen pH-Bereichen als Trikarbonat- bzw. Calciumuranyltrikarbonatkomplex vor. Diese Komplexe sind im Vergleich zum Uranylion sehr schwer festlegbar (Sorption und Reduktion). Durch Untersuchungen konnte belegt werden, dass Algen durch den Entzug von Hydrogenkarbonat die Festlegung von Uran aus dem Wasser erhöhen (Dienemann et al. 2005a). Dabei kann eine Sorption an Zellbestandteilen erfolgen. Auch anorganische Stoffe, wie Eisenhydroxide, die an Zelloberflächen von Algen schon vor Jahrzehnten beschrieben wurden (Fott 1971), weisen für Uran und Arsen ein großes Sorptionspotential auf (U: Scott et al. 2005; Noubactep 2003; As: Mizuike 1983). Doch was geschieht beim Absterben der Algen? Um ein Detail dieses Komplexes zu lösen, erfolgt der Vergleich von Arsen und Uran zwischen lebenden Algen und ihrem Detritus bzw. detritusreichen Proben im Freiland.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Abstrom ehemaliger Uranberghalden in der Gemeinde Neuensalz (bei Plauen/Vogtland, im Einzugsgebiet der Talsperre Pöhl), die durch das Hartsteinwerk/Oelsnitz aufbereitet wurden (Wismut 1999). Die pH-Werte im Wasser liegen im neutral- bis schwach basischen Bereich. Die Urankonzentrationen variieren zwischen 50 und 300 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Dienemann et al. 2002, Vogel & Dudel 2005). Das Algenwachstum wird durch auch im Winter und Frühjahr warm austretende Wässer (7-14°C) und erhöhte Trophie (ehemalige Klärschlammablagerungen im Umfeld) begünstigt. Die Probenahmepunkte sind nachfolgend dargestellt (s. Abbildung 1).

Untersuchungsgebiet Neuensalz

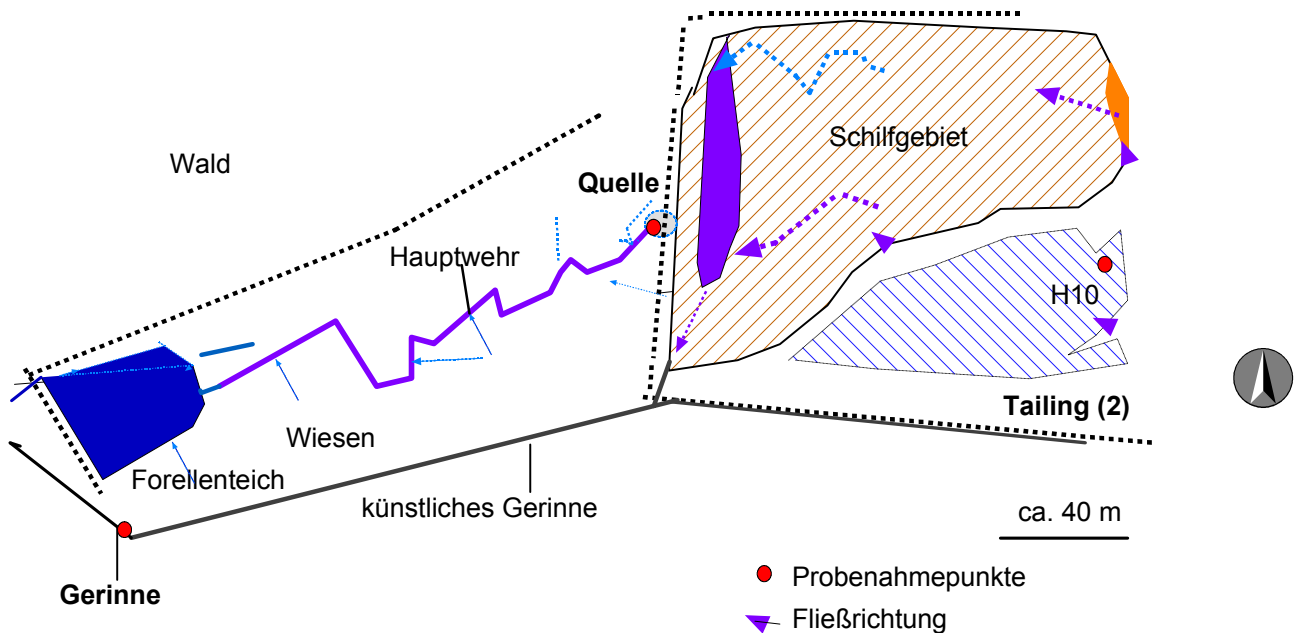


Abb. 1: Lage der Beprobungspunkte Gerinne, Quelle und H10

Probenaufbereitung und Analytik

Die Proben wurden in verschiedenen Gruppen aufbereitet, die vitale Gruppe umfasste makroskopisch aussortiert ausschließlich grüne – photosynthetisch aktive – Bestandteile der Algen. Die Quantifizierung erfolgte über die Fluoreszenz von nativem Chlorophyll_a (Anregung durch Fluoreszenzlicht unter dem Mikroskop (Axioskop 2 mit Quecksilberdampf-Kurzbogenlampe HBO 103 W/2, Fa. Zeiss)) (Gruppe lebend, aussortiert). Braune Bestandteile, die im mikroskopischen Bild anteilig Hüllen bzw. Fragmente von Algenstrukturen erkennen ließen und in der Regel keine Chl_a-Fluoreszenz mehr zeigten, konnten als – autotroph – tot bezeichnet werden. Des Weiteren wurde zwischen aussortierten, d.h. in vitale – photosynthetisch aktive – und unaussortierten Proben (Gesamtproben) einschließlich einer sich auf den abgestorbenen entwickelnden mikrobiellen Zersetzer Gemeinschaft differenziert.

Tab. 1: Übersicht der Algen an den einzelnen Probennahmestandorten (fett: Hauptart)

| Ort | Aufbereitung | Vertreter |
|---------------|--------------------------|---|
| Tailing2, H10 | aussortiert „lebend“ | <i>Tribonema spec.</i> (<i>Microspra spec.</i> , <i>Spirogyra spec.</i> , Diatomeen) |
| Tailing2, H10 | aussortiert „tot“ | Algendetritus (<i>Tribonema spec.</i>) |
| Gerinne | aussortiert „lebend“ | <i>Cladophora spec.</i> (<i>Microspra spec.</i>) |
| Gerinne | unaussortierte Teilprobe | <i>Cladophora spec.</i> (<i>Microspra spec.</i>) |
| Quelle | aussortiert „lebend“ | <i>Vaucheria spec.</i> (Diatomeen) |

Alle Algenproben wurden mittels H₂O₂ und HNO₃ in einer Mikrowelle mineralisiert (MARS 5, CEM). Die Bestimmung der Arsenkonzentrationen erfolgte mittels GF-AAS (Solaar-M mit GFZ95, Unicam) unter Verwendung eines Palladium/Magnesiumnitrat-Modifiers (Modifier 5 µL mit 20 µl Probe; 193,7nm) sowie mittels ICP-MS (Pq2+, Fison, Masse 75 mit Se-Korrektur). Fe und Ca wurden ebenfalls per ICP-MS analysiert (Massen 54 und 43).

Ergebnisse

In der nachfolgenden Abbildung sind die Uran- und Arsengehalte verschiedener Algenarten dargestellt (s. Abbildung 2).

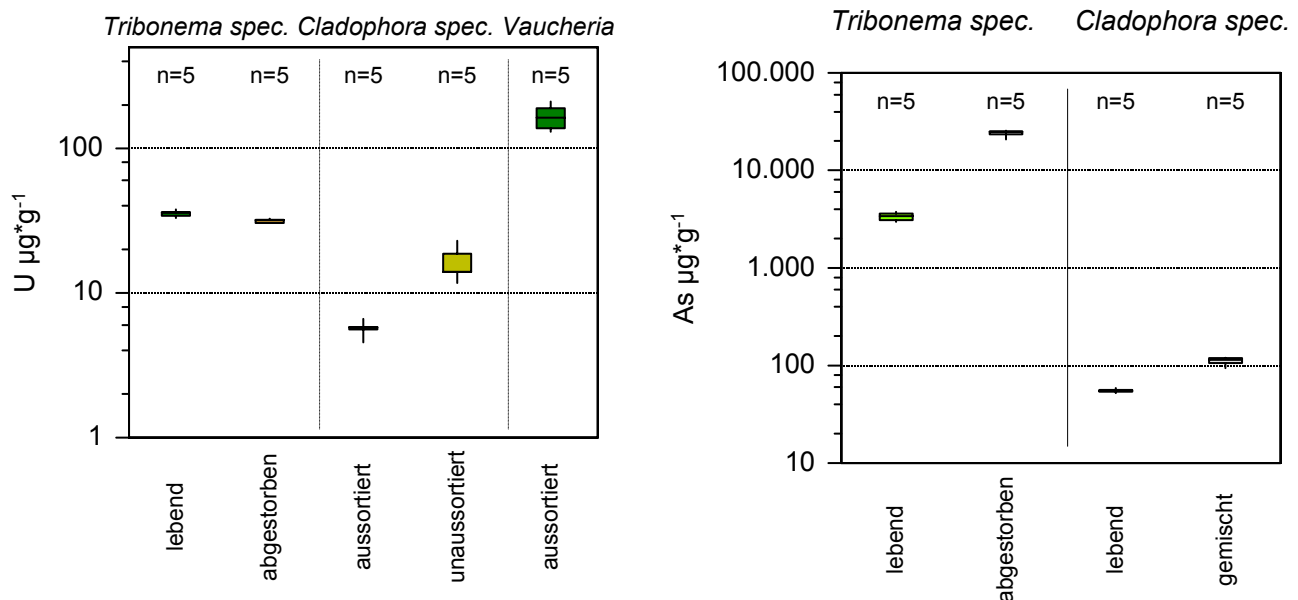


Abb. 2: U- und As-Gehalte in verschiedenen Algenproben unterschiedlicher Aufbereitung

Die Urankonzentrationen der vitalen (Gruppe lebend, aussortiert) Proben von *Cladophora spec.* (Uran: 4,5 – 6,1 µg g⁻¹) unterschieden sich deutlich von denen der Gesamtprobe (12 - 23 µg g⁻¹). In der Abbildung sind deutliche Unterschiede zwischen den aussortierten (vitalen) Proben von *Cladophora spec.* (Arsen: 52 – 59 µg g⁻¹) und den Gesamtproben (94 - 120 µg g⁻¹) zu erkennen.

Tribonema spec. wies im Vergleich zu den anderen Algen Arsengehalte im Bereich von mehreren mg g^{-1} auf. Die Arsen- und Eisengehalte in den Algenproben korrelierten mit $R^2 > 0,95$ an den Probenahmepunkten der Quelle und H10.

Ein Zusammenhang zwischen Kalzium und Arsen konnte nicht festgestellt werden. Bei Uran- und Kalziumgehalten am Gerinne ließ sich ein schwacher Trend ableiten. Zwischen den Eisen- und Urangelhalten konnte keine Korrelation nachgewiesen werden (s. Abbildung 3).

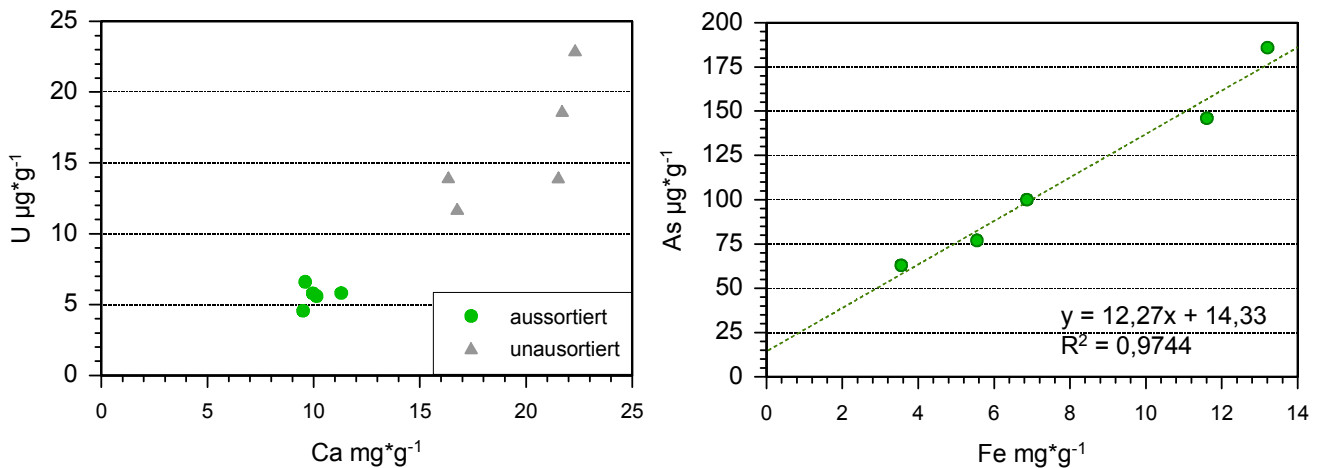


Abb. 3: Ca- und U-Gehalte (Gerinne -links); Fe- und As-Gehalte (Quelle - rechts)

Diskussion und Ausblick

Die Urangelhalte in den aussortierten Proben von *Cladophora spec.* und *Tribonema spec.* mit 4,5 bis $37 \mu\text{g g}^{-1}$ entsprechen den Gehalten von Dienemann et al 2002; Vogel & Dudel 2004.

Bei *Vaucheria spec.* wurden deutlich höhere Gehalte als bei den anderen Algen bestimmt. Hierfür könnten die geringfügig höheren Uran-Konzentrationen des Wassers sowie der geringere pH-Wert (0,5 niedriger) am Probenahmepunkt Quelle verantwortlich sein. Auch aufgewachsene (mikrophytische) Diatomeen könnten zu einer Erhöhung der spezifischen Oberfläche und/oder Veränderung der Oberflächeneigenschaften und damit erhöhten Sorption bzw. Komplexierung und schließlich zu einer messbaren einer Aufkonzentrierung des Urans führen (Dienemann et al 2002; Kalin et al. 2005).

Bei *Cladophora spec.* wies die Gesamtprobe höhere Urangelhalte auf als die aussortierte – vollständig vitale – Probe auf. Ähnlich wie bei allochthonen Bestandesabfällen (Laubeintrag) lässt sich dieses Ergebnis möglicherweise auf Reduktion oder veränderte bzw. vermehrte Sorptionsplätze infolge des Aufbrechens der Zellen sowie beginnende Besiedlung durch die Zersetzergemeinschaft (Pilze und Bakterien) zurückführen, die die adsorbierende Oberfläche vergrößern bzw. die Komplexierungseigenschaften verstärken (Dienemann et al. 2005b).

Dass solche Unterschiede zwischen den Urangelhalten bei *Tribonema spec.* nicht beobachtet wurden, könnte ein Indiz dafür sein, dass während des Abbaus Sorptionsplätze wieder abnehmen und insbesondere im Zuge der Entwicklung der heterotrophen Zersetzergemeinschaft die Kohlenstoffmineralisation stark zunimmt und damit verbunden Uran und Arsen wieder mit freigesetzt werden. Allein die durch CO_2 -Entwicklung durch Respiration bzw. über eine Zunahme des gelösten CO_2 bedingte pH-Absenkung dürfte zu einer Zunahme löslicher Uranspezies (Carbonaten) führen (vergleiche Dienemann et al. 2005a). Damit ist diese Konzentrationserhöhung nur in einem be-

grenzten Zeitfenster nachweisbar. Diese Fragen müssten im Freiland und Labor experimentell geprüft werden.

Die extremen Arsenkonzentrationen in den Proben von H10 sind nicht durch analytische Fehler erklärbar, da zwei unterschiedliche Messmethoden angewandt wurden. Außerdem fällt die hervorragende Korrelation zwischen Eisen und Arsen vor allem in den Proben von Quelle und H10 auf (s. Abbildung 3). Möglicherweise werden durch den Abbau Eisenionen freigesetzt (reduktiv und/oder enzymatisch), die im neutralen-leicht basischen Milieu schnell wieder ausfallen (siehe Eh-pH-Diagramme Brookins 1988) und dann an ihrer Oberfläche anorganische und organische Arsenverbindungen sorbieren bzw. mitfallen (de Vitre et al. 1991; Jain et al. 1999). Entscheidend für diesen Prozess wären dann möglicherweise nicht in erster Linie die Algen, sondern deren Aufwuch bzw. heterotrophe Bakterien und Pilze.

Dank

Wir danken Frau K. Klinzmann für die Unterstützung bei der Probenaufbereitung und Herrn A. Weiske für die Messung der Proben mit dem ICP-MS. Die Arbeit entstand im Rahmen eines Promotionsvorhabens und beinhaltet zusätzlich die Ergebnisse einer Diplomarbeit.

Literatur

- Brookins, D. G. (1988): Eh-ph-Diagrams for Geochemistry. Springer-Verlag Heidelberg New York: 176 S.
- de Vitre, R., Belzile, N., Tessier, A. (1991): Speciation and adsorption of arsenic on diagenetic iron oxyhydroxides. *Limnol. Oceanogr.*, 36(7): 1480-1485.
- Dienemann, C., Dudel, E. G., Dienemann, H., Stolz L. (2002): Retention of Radionuclides and arsenic by algae Downstream of U mining tailings. In: Merkel, B.J., Planer-Friedrich, B., Wolkersdorfer, C. (Ed.): Uranium Mining and Hydrogeology III including the International Mine water association symposium Freiberg 2002: 605-615.
- Dienemann, C., Dienemann, H., Stolz, L., Dudel, E. G. (2005): Verwendung von Algen und submersen kalzifizierenden Wasserpflanzen zur Aufbereitung neutraler bis basischer unranhaltiger Wässer. In: Merkel et al (ed.): Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer/GIS-Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen. Wissenschaftliche Mitteilungen. Institut für Geologie 28/2005 Freiberg: 27-33.
- Dienemann, H., Dienemann, C., Dudel, E. G. (2005): Influence of organic litter on the fixation of Uranium in sediments. Proceeding of the international Conference Uranium Mining and Hydrogeology IV and the international Mining water association symposium Freiberg 2005: 149-157.
- Fott, B. (1971): Algenkunde VEB Gustav Fischer Verlag, Jena: 581 S.
- Jain, A., Raven, K. P., Loeppert, R. H. (1999): Arsenite and Arsenate Adsorption on Ferrihydrite: Surface Charge Reduction and Net OH- Release Stoichiometry. *Environmental Science & Technology*. 33(8): 1179-1184.
- Kalin, M., Wheeler, W.N., Meinrath, G. (2005): The removal of uranium from mining waste water using algal/microbial biomass. *J. Environ. Radioactivity* 78: 151-177.
- Mizuike, A. (1983): Enrichment techniques for inorganic Trace Analysis. *Chemical Laboratory Practice*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York: 144 S.
- Noubactep, C. (2003): Untersuchung zur passiven in situ Immobilisation von U(VI) aus Wasser. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der TU Bergakademie Freiberg*. 21: 140 S.
- Scott, T.B., Allen, G.C., Heard, P.J., Lewis, A., Lee, D. (2005): The extraction of uranium from groundwaters on iron surfaces. *Proc.R. Soc.* 461:1247-1259.
- Vogel, K., Dudel, E.G. (2005): Zum Einfluss der wasserchemischen Verhältnisse auf die Immobilisierung von Uran und Arsen in submersen Makrophyten (*Chara spec.*, *Microspora spec.*, *Cladophora spec.*). *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam)*, Weißensee Verlag, Berlin: 486-490.
- Wismut (1999): Chronik der Wismut. Chemnitz CD-Rom

Uran und Arsen in jungen Sedimenten eines Teiches im Abstrom von Uranbergbauhinterlassenschaften

Holger Dienemann¹, Claudia Dienemann¹ & E. Gert Dudel¹

¹ TU Dresden Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Piener Str. 19, 01737 Tharandt, holger.dienemann@web.de

Keywords: Gewässerbelastung, Natural attenuation, Radionuklide, Sedimente

Einleitung

Arsen, Radium und Uran werden auch nach Beendigung des Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen aus Halden, Stolln und Tailings (Rückstände der Erzaufbereitung) in Oberflächengewässer und in das Grundwasser eingetragen.

Die Sanierung von uranbelasteten Wässern ist technisch zwar möglich, aber kostenintensiv. Eine Möglichkeit zur passiven Reinigung könnte ähnlich wie bei Abwässern des Steinkohlebergbaus in der Nutzung von Feuchtgebieten („wetlands“) liegen. Problematisch ist jedoch, dass Arsen und Uran sich in ihren chemischen Eigenschaften deutlich unterscheiden. Uran liegt meistens in der Oxidationsstufe 6 vor und bildet im neutral-basischen Milieu stabile Komplexe. Durch Reduktion zu U(IV) kann es festgelegt werden (Brookins, 1988). Organische Verbindungen können auf unterschiedliche Weise zur Reduktion von Uran(VI)verbindungen beitragen. Dabei sind die Redoxsysteme Lactat/Pyruvat, Malat/Oxalacetat und Succinat/Fumarat mit sehr geringen Normalpotentialen geeignet. Arsen wird häufig aus dem Wasserpfad über die Sorption an Eisenhydroxiden bzw. durch Mitfällung entfernt (Jain et al. 1999).

Es stellt sich daher die Frage, ob in einem kleinen, ständig durchflossenen Teich Uran und Arsen im Sediment zurückgehalten werden können und inwiefern es zu einer räumlichen Variation (z.B. zwischen Einstrom- und Abstrombereich) kommt. Eine weitere Frage ist, ob das Uran im Sediment auf allogeinitische Minerale (Def. nach Håkanson & Jansson 1983) zurückzuführen ist.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Abstrom der ehemaligen Uranberghalden in der Gemeinde Neuensalz (bei Plauen/Vogtland). 1960-63 erfolgte die Entwässerung des Grubengebäudes über den Forellenteich. Die Spitzkegelhalden wurden durch das Hartsteinwerk/Oelsnitz aufbereitet (Wismut 1999). Die pH-Werte im Wasser liegen im neutral- bis schwach basischen Bereich. Im Wasser variieren die Urankonzentrationen zwischen 50 und 300 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Dienemann et al. 2002, Vogel & Dudel 2005), die Arsenkonzentrationen bewegen sich im Wesentlichen im Bereich von 20 – 100 $\mu\text{g l}^{-1}$. Das Untersuchungsgebiet ist nachfolgend dargestellt (s. Abbildung 1).

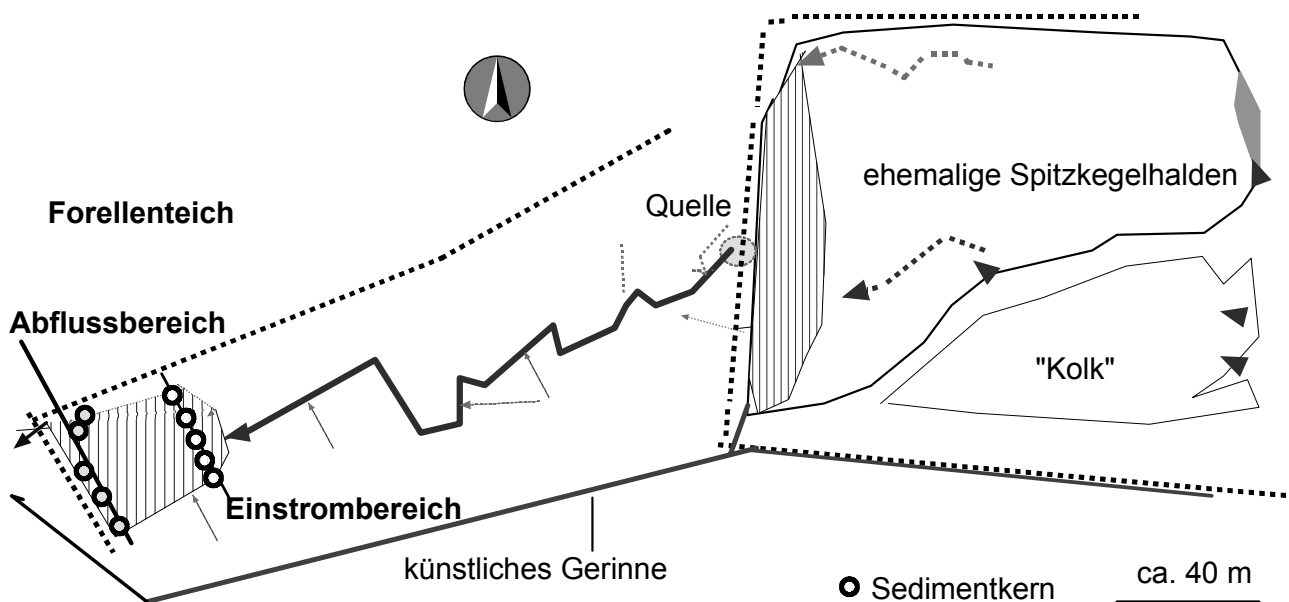


Abb. 1: Lage der Sedimentkerne im Untersuchungsgebiet Neuensalz

Probenaufbereitung und Analytik

Die Sedimentkerne für die Elementanalyse wurden mit einem angeschliffenen PP-Rohr entnommen (Schwerkraft-Corer in Anlehnung des Kajak-Corers). Anschließend wurden die Sedimentkerne mit einer Drehvorrichtung aus den Rohren entnommen (in Anlehnung an Niemistö in Håkanson & Jansson 1983) und in der Regel in Scheiben von 1 cm zerlegt. Ausnahmen von den 1 cm sind auf Steine zurückzuführen. Eine Lufttrocknung erfolgte bei den Sedimentkernproben (ca. 6 – 8 Wochen). Der Probenaufschluss erfolgte für die Sedimente (Einwaage 500 mg) mittels Nassveraschung in der Mikrowelle (MDS 2000, Fa. CEM) mit HCl (p.a., Fa. Roth) und HNO₃ (suprapur, Fa. Merck). Das Verhältnis betrug 5ml zu 5ml. Die Aufschlusslösung ist in ein 50 mL-Kolbchen überführt worden. Die Messverdünnung schwankte zwischen 1:4 bei Analyse der Pb-Isotopen bis 1:100 bei der Analyse von Uran und Arsen. Mit dem ICP-MS (PQ2+, Fison) erfolgte die anschließende Messung. Für die Bestimmung der Stickstoffgehalte wurden 50 mg analysenfeines Material in Zinnschiffchen auf der Waage Sartorius M2P (Fa. Sartorius) eingewogen und mit dem Gerät „Vario EL“ der Firma Elementar Analysen GmbH Jena bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 2 erfolgt die Gegenüberstellung der Uran und Arsengehalte im Zufluss und im Abfluss der Sedimente. Der Vergleich der Urangehalte des Profils vom Zufluss mit dem des Abflusses zeigt, dass die Urangehalte des Sediments im Abfluss höher als im Zufluss sind. Bei den Arsengehalten treten im Vergleich zu den Urangehalten die höheren Gehalte im Profil des Zuflusses auf.

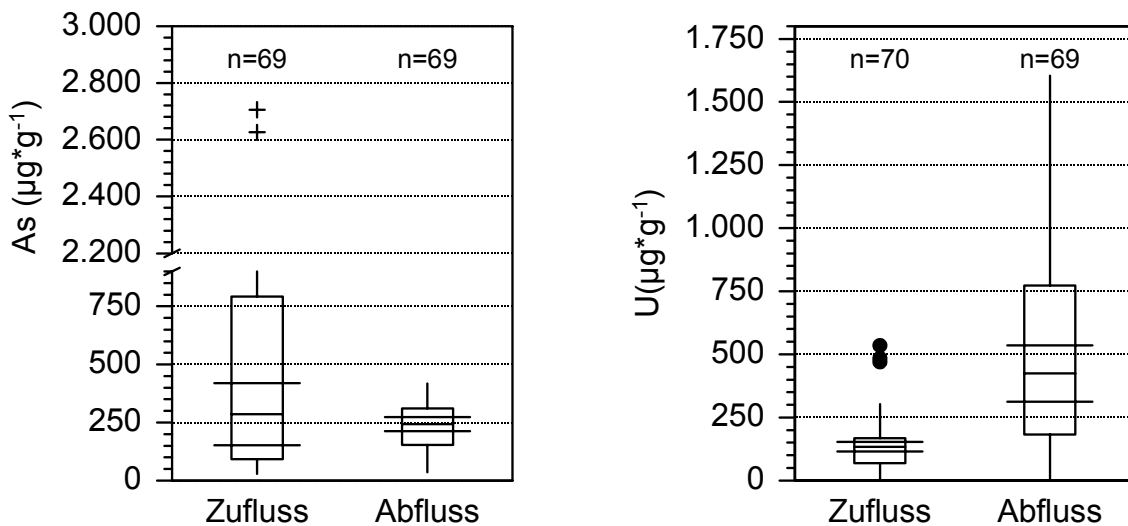


Abb. 2: Arsen- und Urangelhalte ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in den Sedimenten des Zulaufes und im Ablaufbereich

Bei der Segmentierung der Sedimentkerne konnten subhydrische Humusanteile festgestellt werden, vereinfacht erfolgt die Darstellung anhand $> 0,5\text{M}\%$ Stickstoff.

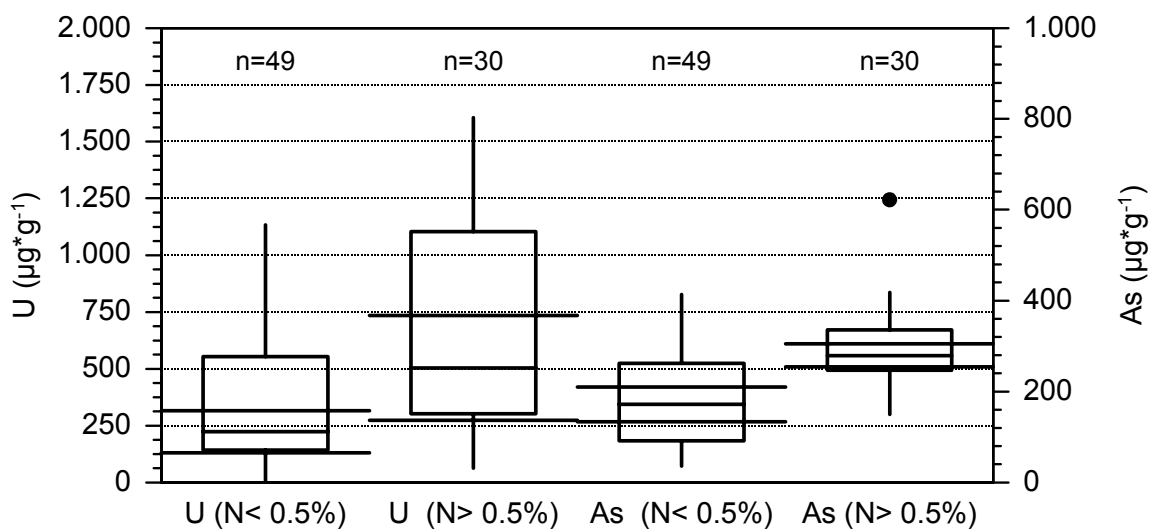


Abb. 3: U- und As-Gehalte im Sediment des Forellenteiches

Der Median der Urangelhalte bei Stickstoffgehalten $> 0,5\%$ beträgt $500 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ und ist deutlich größer als der bei einem kleineren Stickstoffgehalt (das 75er Perzentil bei $N < 0,5$ beträgt $525 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Bei den Arsengehalten sind die Unterschiede noch deutlicher, das 75er Perzentil bei $N < 0,5$ entspricht fast dem 25er Perzentil bei $N > 0,5$.

Die Streuung der Urangelhalte bei Stickstoffgehalten $< 0,5$ ist groß und die Urangelhalte überschreiten $1000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Zur Klärung der Streuung und der Höhe der Urangelhalte erfolgt die Darstellung der vertikalen Verteilung. Es werden Gehalte von ca. $1500 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ erreicht. Auffallend bei ist, dass es einen zweiten Anstieg der Urankonzentrationen gibt, der in keinem Zusammenhang mit organischen Material steht. Eine Möglichkeit, diese relativ hohen Urangelhalte zu erklären, könnte die Einschwemmung von Erzpartikeln sein. Uran-238 zerfällt über viele Zwischenstationen zu Pb-206.

Die Uranlagerstätte bildete sich infolge der Intrusion des Bergener Granites vor ca. 300 Millionen Jahren. Aufgrund der Halbwertszeit von Uran-238 kommt es im Uranerz zu einer Anreicherung des Pb-206 Tochterisotops im Vergleich zu den anderen Bleiisotopen. Normalerweise liegt das Pb-206/Pb-208-Verhältnis bei 0,46. Die Untersuchungen zeigen in den Akkumulationszonen gerade im Bereich von 10 cm und mehr ein größeres Verhältnis (Abbildung 4).

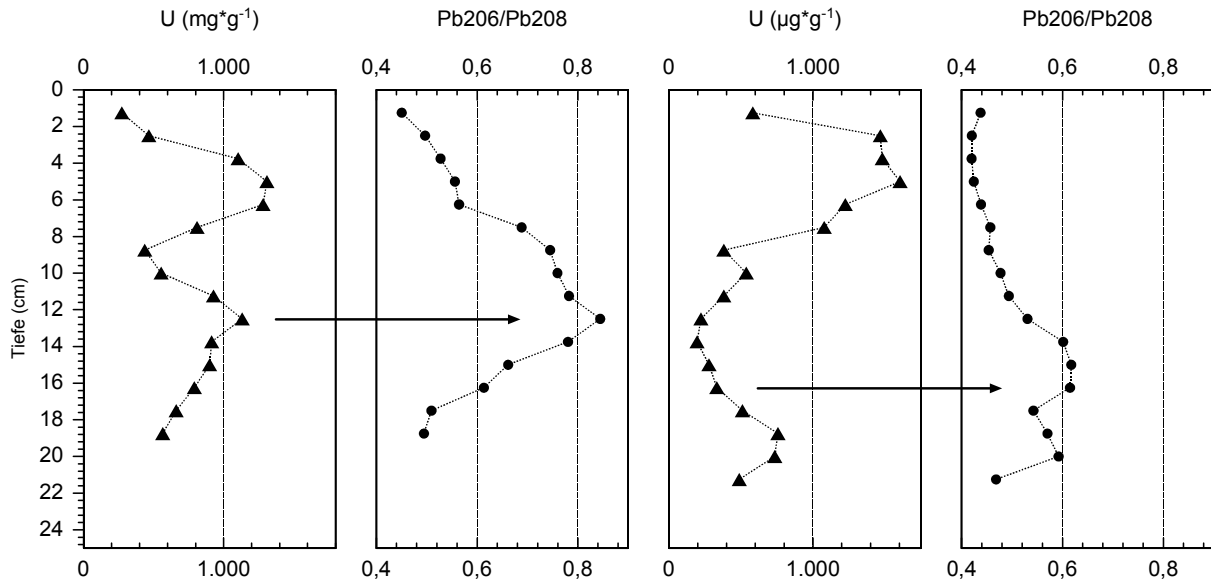


Abb. 4: Vertikale Verteilung von U und von Pb-206/Pb-208 im Forellenteich (Akkumulationszone); normales Verhältnis von Pb-208 zu Pb-206 ist 0,46, Bereich mit erhöhten Bleiverhältnissen ist mit Pfeil markiert

Der Bereich, in denen die höheren Pb-206/Pb-208-Verhältnisse herrschen, könnte im Zusammenhang mit der Grubenentwässerung im Zeitraum von 1960-63 stehen, da bei der Entwässerung kleine Erzpartikel aus der Grube herausgeschwemmt werden können. Die Urangelhalte in den oberen cm sind nicht auf allogenitische Minerale zurückzuführen. Dienemann et al. (2005) konnte zeigen, dass allochthoner Bestandesabfall zur Uranfixierung beiträgt und der Transport zum Sediment über den Bestandesabfall erfolgen kann. Im Vergleich mit den am Bestandesabfall fixierten Urangelhalten (20 – 2000 µg g⁻¹) weisen die ersten cm geringere Urangelhalte im Sediment auf. Möglicherweise sind diese durch unterschiedliche Reduktionsprozesse bedingt.

Zusammenfassend zeigt sich, dass Arsen und Uran in jungen nicht verfestigten Ablagerungen in Teichen stark angereichert werden. Dabei bilden sich räumliche Unterschiede heraus. Die hohen Urangelhalte sind nicht auf allogenitische Minerale zurückzuführen.

Dank

Für die Unterstützung bei den Feldarbeiten und für Konstruktion zum Schneiden der Sedimentkerne bedanken wir uns bei Herrn C. Brackhage und Herrn H. Roß. Frau A. Jost und K. Klinzmann danken wir für die Unterstützung bei der Probenaufbereitung, bei Herrn A. Weiske für die Messung der Proben mit dem ICP-MS. Die Arbeit entstand im Rahmen eines Promotionsvorhabens und wurde vom BMBF finanziert.

Literatur

- Brookins, D. G. (1988): Eh-ph-Diagrams for Geochemistry. Springer-Verlag Heidelberg New York: 176 S.
- Dienemann, C., Dudel, E. G, Dienemann, H., Stolz L. (2002): Retention of Radionuclides and arsenic by algae Downstream of U mining tailings. In: Merkel, B.J., Planer-Friedrich, B., Wolkersdorfer, C. (Ed.): Uranium Mining and Hydrogeology III including the International Mine water association symposium Freiberg 2002: 605-615.
- Dienemann, H., Dienemann, C., Dudel, E. G. (2005): Influence of organic litter on the fixation of Uranium in sediments. Proceeding of the international Conference Uranium Mining and Hydrogeology IV and the international Mining water association symposium Freiberg 2005: 149-157.
- Håkanson, L., Jansson, M. (2005): Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlang Berlin Heidelberg New York Tokyo:316 S
- Jain, A., Raven, K. P., Loeppert, R. H. (1999): Arsenite and Arsenate Adsorption on Ferrihydrite: Surface Charge Reduction and Net OH- Release Stoichiometry. Environmental Science & Technology. 33(8): 1179-1184.
- Vogel, K., Dudel, E.G. (2005): Zum Einfluss der wasserchemischen Verhältnisse auf die Immobilisierung von uran und Arsen in submersen Makrophyten (*Chara spec.*, *Microspora spec.*, *Cladophora spec.*). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag, Berlin: 486-490.
- Wismut(1999): Chronik der Wismut. Chemnitz CD-Rom

Substrat gebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässer-Mesokosmen

Sonja Hensel & Ellen Kiel

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Fakultät V, IBU, AG Gewässerökologie, Uhlhornsweg, A1 3-316, 26111 Oldenburg, sonja.hensel@uba.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Norddeutscher Tieflandbach, Mesokosmen, Effektversuche, Gewässerstruktur, Makrozoobenthos, Besiedlungsangebote

Einleitung

Eine Studie der Universität Oldenburg verfolgt das Ziel, effektive Methoden zur Ansiedlung tieflandbachtypischer Faunenelemente in den Fließgewässer-Mesokosmen des Umweltbundesamtes (UBA) in Berlin zu entwickeln. Die Substratbindung der meisten Makrozoobenthostaxa bildet den gedanklichen Ansatz für die Methodenentwicklung. Mit Hilfe natürlicher Substratexponate (Laub, Sand, Makrophyten), die in definierter Weise im Freiland exponiert und anschließend in die Mesokosmen eingebracht werden, sollen tieflandbachtypische Faunenelemente in die Rinnen übertragen werden. Langfristig besteht das Ziel, dadurch eine der Situation im Referenzgewässer ähnliche strukturelle Ausstattung der Mesokosmen zu erreichen. Sie wird als Voraussetzung für eine beschreibbare Ansiedlung typischer Taxa mit Blick auf spätere Effektversuche betrachtet. Als Referenzgewässer diente das Barolder Mühlenfließ, ein sommerwarmes sublacustrisches Tieflandgewässer, dessen Benthos von Sand, Makrophyten und POM-Ablagerungen geprägt ist (vgl. Hensel & Kiel 2006). Im Folgenden werden erste Ergebnisse vorgestellt, die den Besiedlungserfolg mit ausgewählten Freilandexponaten qualitativ und quantitativ beschreiben. Diese Auswertungen sollen eine Abschätzung der durch Exponate möglichen Besatzdichten sowie der substratgebundenen Etablierung der Fauna in den Mesokosmen ermöglichen.

Material und Methoden

Insgesamt wurden 150 Laub-, 276 Makrophyten- und 34 Sandexponate für 21-28 Tage im Referenzgewässer exponiert. Die organischen Substratangebote (Erlenlaub, Makrophyten) wurden jeweils in gleich großen Mengeneinheiten in Nylonsäcken verpackt (Tab.1) und an definierten Positionen im Bach befestigt. Das Laub wurde kurz vor Abwurf von den Bäumen gepflückt, angefeuchtet und eingefroren. Vor der Verwendung wurde es aufgetaut, für 36 Stunden bei ca. 12° C luftgetrocknet und gewogen. Die Makrophyten wurden aus dem Bach entnommen, gründlich gespült und kurz geschleudert. Da davon auszugehen war, dass auch nach dem Spülen noch Individuen auf den Makrophyten hafteten, wurden Stichproben der gespülten *Elodea* entnommen und zur Überprüfung der nach dem Spülen verbliebenen Besiedler fixiert und ausgewertet. Die Makrophyten und ein Teil der Laubexponate wurden im Nylonsäckchen über eine Schnur an einem Holzstab verankert und in der Strömung schwebend positioniert. Zusätzlich wurde ein Teil der Laubexponate sohnah exponiert. Die Positionen im Gewässer repräsentierten typische Verteilungsmuster des jeweiligen Sub-

strattyps im Referenzgewässer. Die Muster wurden zuvor durch eine detaillierte Substratkartierung erfasst (vgl. Hensel & Kiel 2006).

Tab. 1: Beschaffenheit, Expositionsform und Vorbehandlung der Substratexponate

| Substratangebot | Material | Expositionsform | (Vor-) Behandlung |
|-----------------|---|---|--|
| Makrophyten | <i>Elodea canadensis</i> | Nylonsäckchen à 30 g, Maschenweite 1,5 x 2 cm, strömungsexponiert (Schnur, Holzstab) | Entnahme aus Bach, Spülen, Schleudern (=Abtropfen), Stichproben zur Besiedlungskontrolle |
| Laub | Bestandsabfall von <i>Alnus glutinosa</i> | Nylonsäckchen à 20 g, Maschenweite 1,5 x 2 cm, strömungsexponiert (s.o.) & sohnah (beschwert) | Lagerung bei -23° C, Lufttrocknung: 36 Stunden bei 12° C |
| Sand | Sandmischung (0,063mm - >2mm) | PP-Teller, 214 cm ³ Sandvolumen, grundschlüssig in Bachsohle | Herkunft: Sandgrube, auf Schadstoffe überprüft, trocken gelagert |

Zur Ansiedlung der Fauna in den 8 Mesokosmen wurden insgesamt 120 Laub-, 216 Makrophyten- und 16 Sandexponate direkt nach der Entnahme aus dem Referenzgewässer an vergleichbaren Positionen in die Mesokosmen eingesetzt. Die übrigen Exponate wurden für verschiedene Kontrollversuche verwendet. Zur Überprüfung des Besatzerfolges wurden neue Exponate (Rinnenexponate) in die Mesokosmen eingesetzt. Sie wurden ebenso behandelt wie die Bachexponate im Referenzgewässer. Nach den jeweiligen Besatzezeiträumen wurden bestimmte Etablierungszeiträume eingehalten, anschließend Rinnenexponate (Kontrollen) eingesetzt (Tab 2). Diese wurden dann nach einem Versuchszeitraum von 21 Tagen entnommen und ausgewertet. Die Untersuchung des Besiedlungserfolges mit Sandexponaten wurde durch eine Direktbeprobung vor dem Besatz ergänzt, da der Sand schon vor dem Besatz als Substrat und damit als Besiedlungsraum in den Mesokosmen zur Verfügung stand. Bei der Beprobung wurden mit einem Stechzylinder Sandproben entnommen, die dem Volumen eines Rinnenexponates entsprachen.

Tab. 2: Zeitphasen des Besatzes und der Kontrollversuche

| Substrattyp | Besatzzeitraum mit Bachexponaten | Etablierungsphase der Bachfauna | Kontrollversuche (Rinnenexponate) |
|-------------|----------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|
| Laub | 3 Wochen | 7 Wochen | 3 Wochen |
| Sand | 4 Wochen | Keine | 3 Wochen |
| Makrophyten | 10 Wochen | 3 Wochen | 3 Wochen |

Alle für diese Auswertung herangezogenen Exponate wurden zunächst in Ethanol (80%) fixiert und unter dem Binokular bei 6,5-10facher Vergrößerung ausgewertet.

Vorläufige Resultate

Besatz der Mesokosmen mit Hilfe von Makrophytenexponaten

Die im Referenzgewässer eingesetzten *Elodea*-Exponate wiesen durchschnittliche Besiedlungszahlen von 3454 Individuen auf (Taxa gesamt). Die Chironomidae waren mit mehr als 90 % die dominanten Besiedler. In den Mesokosmen unterschieden sich die Besiedlungsdichten auf den *Elodea*-Exponaten am Ende der Kontrollphase qualitativ und quantitativ deutlich von der Freilandsituation (Abb. 1). Alle *Elodea*-Substrate in den Mesokosmen wiesen signifikant niedrigere Besiedlungsdich-

ten auf. Während im Freiland z.B. die Chironomidae dominierten ging ihr Anteil an der Besiedlung der Kontrollsubstrate auf 8 % zurück. Die Verteilung der übrigen Großgruppen unterschied sich in den Kontrollversuchen sowohl zwischen den Mesokosmen, als auch von der Freilandsituation erheblich.

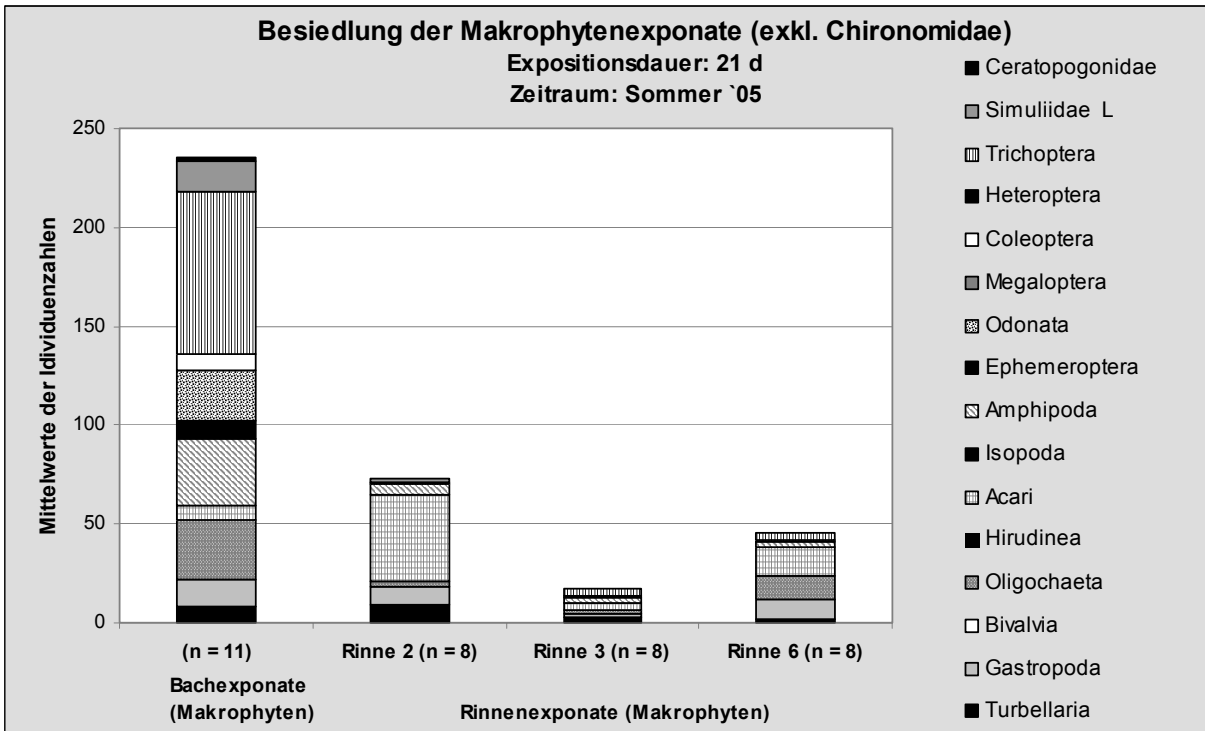


Abb. 1: Besiedlung der Makrophytenexponate (exkl. Chironomidae) im Freiland und am Ende der Kontrollen in den Mesokosmen

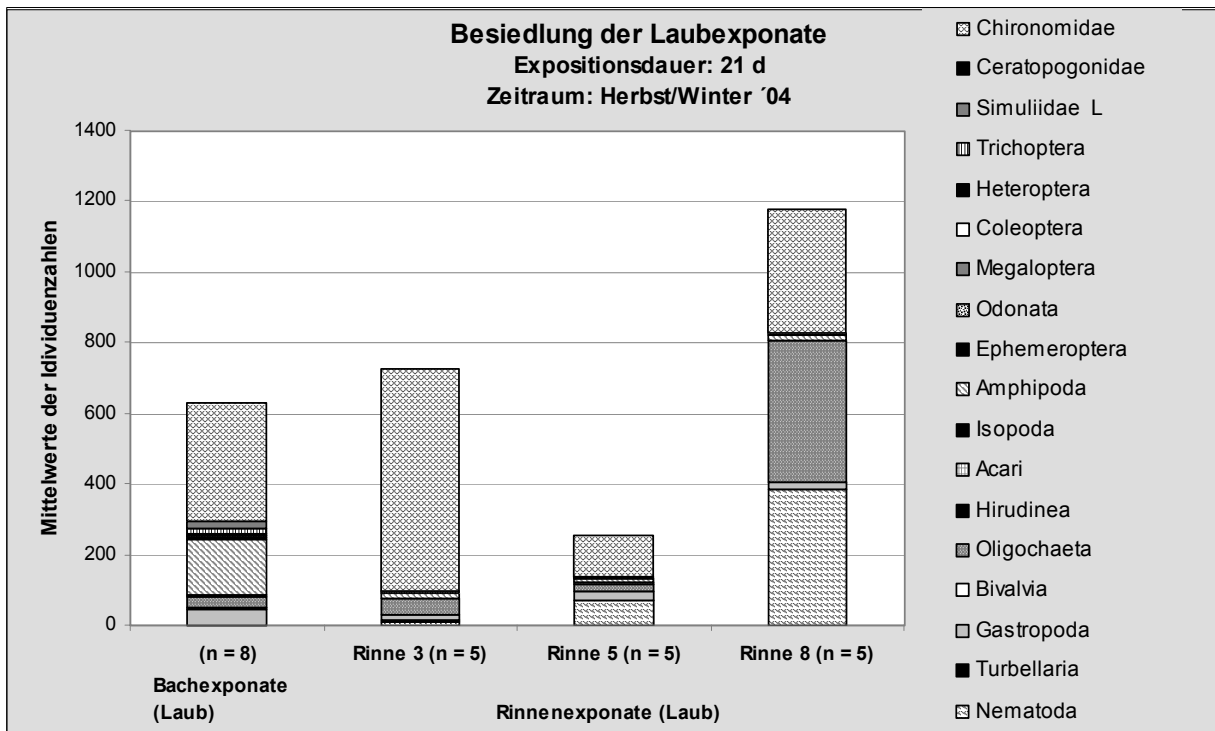


Abb. 2. Besiedlung der Laubexponate im Freiland und am Ende der Kontrollen in den Mesokosmen

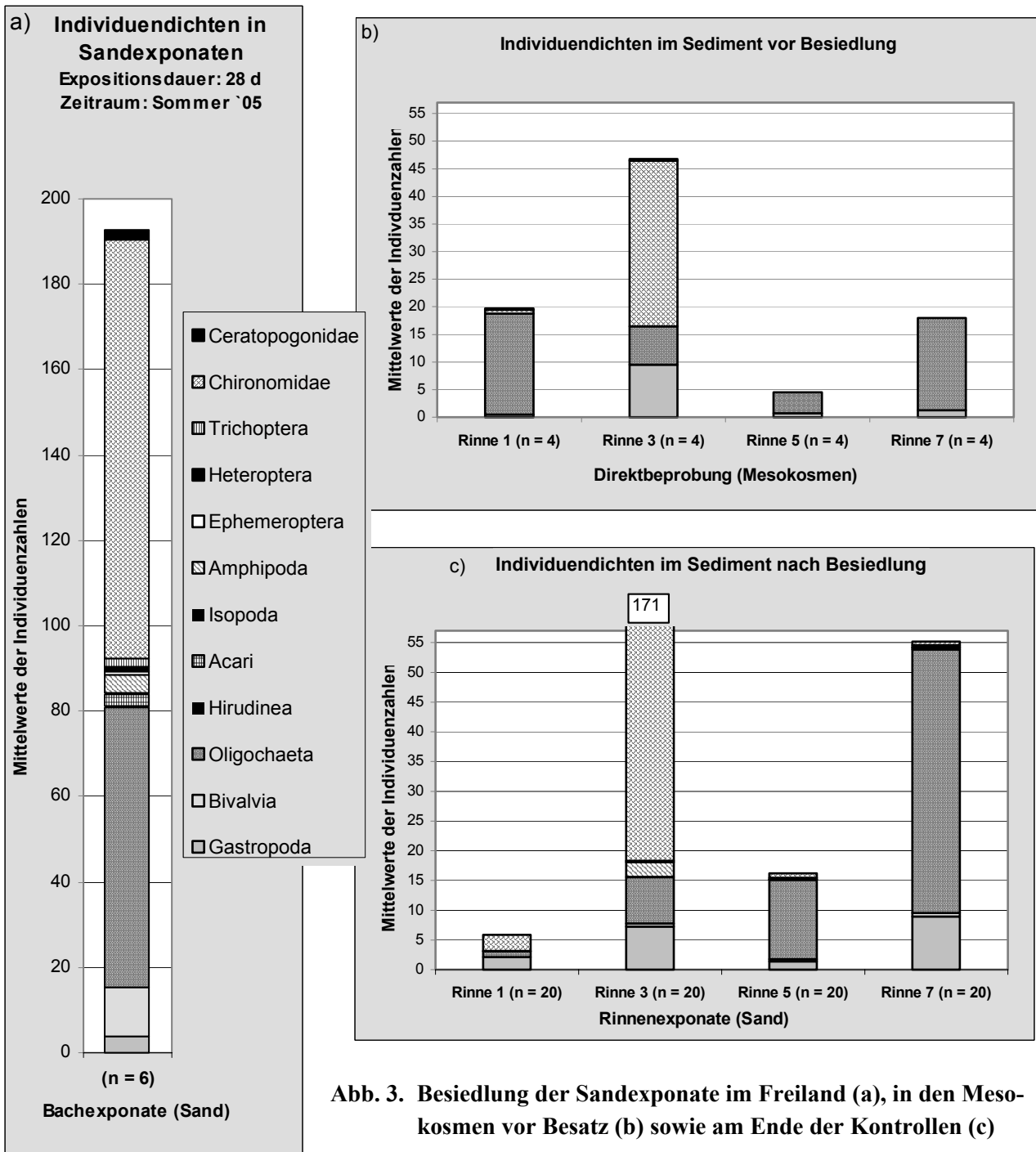


Abb. 3. Besiedlung der Sandexponate im Freiland (a), in den Mesokosmen vor Besatz (b) sowie am Ende der Kontrollen (c)

Besatz der Mesokosmen mit Hilfe von Laubexponaten

Die Besiedlung der Laub- und Makrophytenexponate im Freiland unterschied sich deutlich, war allerdings beim Laub ebenfalls durch einen sehr hohen Anteil an Chironomidae (52 %) gekennzeichnet (Abb. 2). Ähnlich wie bei den Makrophyten, unterschied sich die Besiedlung der Kontroll-exponate deutlich von der Freilandsituation und variierte erheblich zwischen den Mesokosmen. Anders als bei den Makrophyten, wichen bei den Laubkontrollen die Gesamtindividuenzahlen in den Rinnenexponaten weniger stark von den Freilandverhältnissen ab.

Besatz der Mesokosmen mit Hilfe von Sandexponaten

Im Referenzgewässer waren Chironomidae und Oligochaeta dominante Besiedler der Sandexponate. Anders als bei den übrigen Substraten, ist hier zu berücksichtigen, dass bereits vor Beginn der Exposition von Substraten, Sand als Besiedlungsraum zur Verfügung stand, in den einzelnen Mesokosmen aber offenbar unterschiedlich besiedelt war. Abb. 3b zeigt, dass zu diesem Zeitpunkt in drei von vier Mesokosmen Oligochaeta die quantitativ dominanten Sandbesiedler darstellten. Lediglich in Rinne 3 hatten Chironomidae und Gastropoda relativ hohe Anteile. Die absoluten Besiedlungszahlen wichen zu diesem Zeitpunkt um Größenordnungen voneinander ab.

Der kleiner dimensionierte Besatz der Mesokosmen mit den 16 zuvor im Referenzgewässer exponierten Sandtellern (Abb. 3a) bewirkte in den Mesokosmen keine grundsätzliche Änderung der quantitativen Besiedlungsverhältnisse der dominanten Besiedlergruppen (Abb. 3c). In drei der vier Mesokosmen erhöhte sich die Zahl der Oligochaeta und Chironomidae lediglich unerheblich.

Zusammenfassung

Die Ansiedlung von Makroinvertebraten in der Mesokosmenanlage des UBA mit Hilfe natürlicher Substratexponate ist grundsätzlich möglich. Je nach Substrattyp konnten z. T. zwischen 600 (Laub) und 3484 (*Elodea*) Individuen je Exponat in die Mesokosmen überführt werden. Die Verteilung der Taxa in den Mesokosmen und der mittelfristige Besiedlungserfolg müssen auf Basis einer umfassenderen Auswertung geprüft werden. Die hier vorgestellten, vorläufigen Daten lassen allerdings annehmen, dass die Verteilung der eingebrachten Taxa und die Besiedlung auf den Kontrollexponten stark von der Feilandsituation abweichen. Insbesondere die Besiedlung von *Elodea* war im Freiland qualitativ und quantitativ sehr verschieden von der Rinnensituation.

Danksagung

Wir danken an dieser Stelle dem Umweltbundesamt für Möglichkeit der Versuchsdurchführung und allen Mitarbeitern der Fließ- und Stillgewässer-Simulationsanlage für ihre Unterstützung.

Literatur

Hensel & Kiel (2006): Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Berlin 2006: S. 450-454

Belastung der Mulde bei Dessau mit VOC zur Zeit der DDR

Friedrich Jüttner

Institut für Pflanzenbiologie der Universität Zürich, Limnologische Station, 8802 Kilchberg, Schweiz,
Juttner@limnol.unizh.ch

Keywords: VOC, Mulde, chlorierte Lösungsmittel, Pestizide, DDR

Einleitung

Umweltschutz genoss in den 70er und 80er Jahren des letzten Jahrhunderts in allen kommunistischen Staaten, dem sog. Ostblock, nur eine geringe Priorität, wenn Verbesserungen mit erheblichen Kosten gekoppelt waren. Entsprechend war die Situation in vielen Bereichen ausserordentlich schlecht, und es wurden auch keine wissenschaftlichen Programme aufgelegt, die zuverlässige Messwerte der Belastungen öffentlich zugänglich gemacht hätten. Diese Situation traf auch auf die Fliessgewässer der DDR zu. Die Verunreinigung der Elbe war gut bekannt, da das Mündungsgebiet auf westlichem Territorium lag, doch liegen keine öffentlich zugänglichen Untersuchungen der Vorfluter in unmittelbarer Nähe der Emittenten vor, da eine Entnahme und Untersuchung von Wasserproben von der DDR unterbunden wurde.

Im Jahre 1988 war bekannt geworden, dass viele Flüsse der damaligen DDR hohe Schwermetall-Konzentrationen aufwiesen. Journalisten hatten heimlich Wasserproben entnommen, sie in den Westen gebracht und dort untersuchen lassen, um die Ergebnisse dann in Kiosk-Zeitschriftenartikeln zu verwerthen. Ein solcher Journalist, der eine Wasserprobe der Mulde in der Nähe von Dessau genommen hatte, erschien am 8. November 1988 im Institut für Chemische Pflanzenphysiologie der Universität Tübingen, um eine Schwermetalluntersuchung durchführen zu lassen. Durch Zufall kam ich in Kontakt mit diesem Journalisten und konnte ihn überreden, mir einen Teil der kostbaren Probe (ca. 100 ml) für eine Untersuchung der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) zur Verfügung zu stellen. VOC stellen eine physikalisch definierte Gruppe von Chemikalien dar und gewähren dadurch einen Überblick von Belastungen von Chemikalien unabhängig von der chemischen Stoffgruppe. So tragen Lösungsmittel, industrielle Vor- und Nebenprodukte grossindustrieller Fertigungen zu dieser Stofffraktion bei. Da meines Wissens keine andere Untersuchung über die Belastung eines Fliessgewässers, das sehr nahe an den Emittenden lag, in der damaligen DDR publiziert worden ist, möchte ich diese historische Aufnahme hier darstellen. Der Analyse kommt auch heute noch Bedeutung zu, da über die Sedimente die damals eingebrachten Stoffe zum Teil bis zur Gegenwart nachwirken.

Material und Methoden

Die Wasserprobe aus der Mulde, die in einer Glasflasche transportiert worden war, wies einen süsslichen Geruch auf. Sie wurde ca. am 1.11.1988 unterhalb von Dessau aus der Mulde entnommen und am 8.11.1988 analysiert. Die Aufarbeitung für die gaschromatographisch-massenspektro-

metrischen Analyse der VOC erfolgte im Wesentlichen nach einem Verfahren, wie bei Jüttner (1988) beschrieben. Zunächst wurde die Wasserprobe (50 ml) nach Zugabe von 20% gereinigtem NaCl 30 min in einem geschlossenen Glassystem gestrippt, und die VOC wurden auf einer Kartusche mit 150 mg Tenax TA sorbiert. Nach thermischer Desorption erfolgte eine gaschromatographische Trennung (Kapillarsäule DB-5) und Detektion mit einem gekoppelten Massenspektrometer (5970A, Hewlett Packard). Eine quantitative Bestimmung konnte nur für zwei Substanzen, von denen gerade Eichwerte vorlagen, gemacht werden. Um eine vollständigere und quantitative Analyse zu ermöglichen, wollte der Journalist noch einmal in die DDR reisen und eine grössere Wasserprobe holen. Bei diesem Vorhaben wurde er jedoch beobachtet, sistiert und schliesslich unter Verlust der Proben in den Westen abgeschoben.

Ergebnisse

Die Wasserprobe der Mulde enthielt ungewöhnlich viele chlorierte aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe, Nitrobenzole, Chlorphenole, Aniline, Pestizide und Pestizid-Beiprodukte. Diese Substanzen, die trotz der sehr kleinen zur Verfügung stehenden Wassermenge gut detektiert werden konnten, sind typische Produkte der Grosschemie. Es sei bemerkt, dass bei Untersuchungen von Wasserproben des Neckars oder des Rheins zur damaligen Zeit 10 Liter Wasserproben notwendig waren, um vergleichbare massenspektrometrische Signale (full scan modus) dieser Stoffklassen zu erhalten. Die in grössten Konzentrationen aufgetretenen Stoffe sind in Tabelle 1 aufgeführt. Ausserdem wurden noch kleinere Mengen an Chlortoluolen und Methylstyrolen gefunden. Das zugehörige Chromatogramm mit massenspektrometrischer Detektion ist in Fig.1 dargestellt.

Tab. 1: VOC im Muldewasser, die massenspektrometrisch (full scan modus) identifiziert werden konnten (R_t in min und Abundance $\times 10^4$). Probenahme am 1.11.1988 zur Zeit der DDR

| Substanz | R_t | Abund. | Substanz | R_t | Abund. |
|-------------------------|-------|--------|------------------------------------|-------|--------|
| Dichlormethan | 5,5 | 1,4 | 2-Ethylhexan-1-ol | 22,0 | 0,89 |
| Chloroform | 7,3 | 4,0 | Nitrobenzol | 24,0 | 0,58 |
| Tetrachlorkohlenstoff | 7,5 | 0,27 | Chlormethylphenol | 24,5 | 0,35 |
| 1,2-Dichlormethan | 8,0 | 9,7 | o-Kresol | 25,0 | 0,19 |
| Trichlorethylen | 8,9 | 0,18 | 2-Nitrophenol | 25,1 | 1,2 |
| Toluol | 11,2 | 0,5 | Ethylanilin | 25,3 | 0,9 |
| Tetrachlorethylen | 12,3 | 1,0 | Chloranilin | 25,6 | 5,4 |
| 1,1,2-Trichlorethan | 12,4 | 0,46 | O,O,S-Trimethyldithio- phosphat | 26,6 | 3,8 |
| Chlorbenzol | 14,2 | 0,34 | Dichlorphenol | 27,6 | 0,15 |
| Xylol | 15,0 | 0,52 | Dichlorphenol | 28,0 | 0,15 |
| Cyclohexanon | 17,0 | 1,2 | Chlornitrobenzol | 28,2 | 0,26 |
| 1,1,2,2-Tetrachlorethan | 18,2 | 7,1 | Chlornitrobenzol | 28,6 | 0,84 |
| Pentachlorethan | 19,3 | 0,91 | Methylnitrobenzol | 28,6 | 0,90 |
| Dichlorbenzol | 20,2 | 0,24 | Chlornitrobenzol | 29,2 | 2,6 |

| Substanz | R _t | Abund. | Substanz | R _t | Abund. |
|--|----------------|--------|--|----------------|--------|
| Phosphorthiosäure-O,O,O-trimethylester | 20,4 | 7,0 | Dimethyldithiocarbaminsäuremethylester | 29,7 | 1,4 |
| bis-(Chlorethyl)ether | 20,5 | 2,4 | Diphenylether | 32,2 | 0,27 |
| Dichlorbenzol | 21,1 | 0,62 | Dichlornitrobenzol | 32,3 | – |
| 2-Chlorphenol | 21,4 | 3,2 | Trichlorphenol | 32,4 | 0,13 |
| Hexachlorethan | 21,7 | – | 2-Methylthiobenzthiazol | 37,6 | 0,21 |

Von zwei Substanzen konnten Konzentrationen bestimmt werden, da Eichungen bereits vorlagen. Die Konzentration von 1,1,2,2-Tetrachlorethan betrug 930 ng / l und die von O,O,S-Trimethyldithiophosphat 1,2 µg / l. Es kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund der ähnlich hohen Abundanz der Ionen viele der anderen Substanzen in ähnlich hohen Konzentrationen vorlagen.

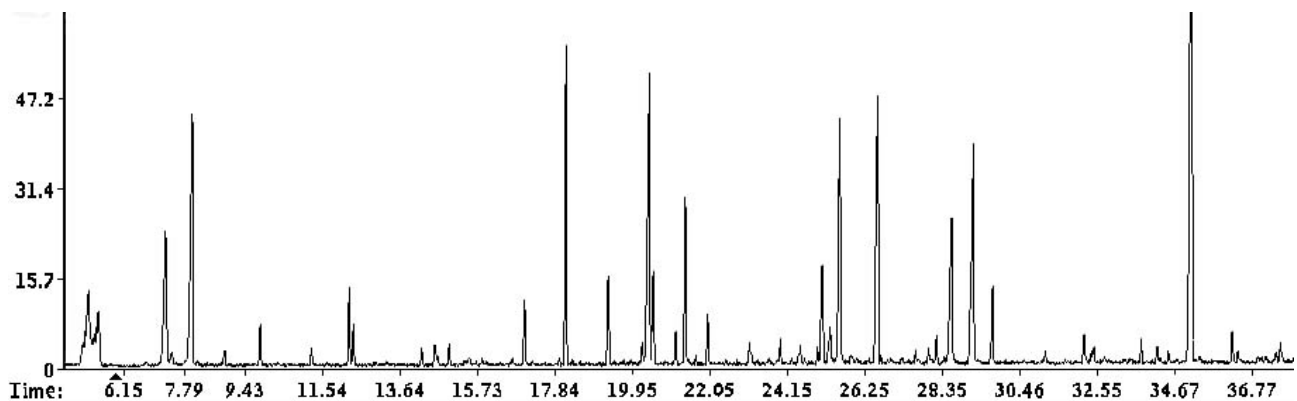


Abb.1: Gaschromatographische Trennung und massenspektrometrische Detektion der VOC in einer 50-ml Wasserprobe vom 1.11.1988 aus der Mulde bei Dessau. Die Identität der einzelnen Peaks kann aufgrund der Retentionszeiten aus Tab. 1 entnommen werden.

Diskussion

Auffällig an der Probe der Mulde aus der Zeit der DDR war, dass auch von toxischen Verbindungen sehr hohe Konzentrationen gefunden werden konnten. Von zwei Verbindungen (1,1,2,2-Tetrachlorethan und O,O,S-Trimethyldithiophosphat) konnten Konzentrationen gemessen werden, die bei 1 µg / l lagen. Aufgrund des ähnlichen physikalischen Verhaltens und der ähnlichen Peakhöhen vieler anderer VOC kann davon ausgegangen werden, dass auch diese in ähnlich hohen Konzentrationen vorlagen. O,O,S-Trimethyldithiophosphate wie der ebenfalls gefundene Phosphorsäure-O,O,O-trimethylester sind Nebenprodukte, die bei der Herstellung von O,O-Dimethyldithiophosphorsäure, einer wichtigen Vorstufe für Pestizide, anfallen (Massil et al. 1992). Bei einer Untersuchung des Elbewassers bei Hamburg in den Jahren 1992/93 wurden Konzentrationen von O,O,S-Trimethyldithiophosphate gefunden, deren Median bei 71,3 ng / l lag (Götz et al. 1998). Die Autoren führten das Vorkommen dieser Substanz auf die großtechnische Produktion von Pestiziden im Raum Bitterfeld zurück, ohne diese Aussage jedoch mit Messungen belegen zu können. Wesentlich niedrigere Konzentrationen dieses Stoffes wurden in den Jahren 1991 und 1993 im östlichen

Teil der Nordsee gefunden. Sie lagen im Bereich von 0,002 - 9,4 ng / l (Gatermann et al. 1996) und belegen den nur langsamen Abbau. Als einziges Pestizid wurde im Muldewasser Dimethyldithiocarbaminsäuremethyl-ester gefunden. Diese antifungale Substanz wurde in späteren Messungen nicht mehr beschrieben. Eine sehr bedenkliche Gruppe von Substanzen stellten im Muldewasser Tetrachlorkohlenstoff und die gesättigten Chlorethane dar, die ebenfalls in hohen Konzentrationen vorlagen. Die hohe Toxizität dieser Verbindungen (Deutsche Forschungsgemeinschaft 2006) hatte dazu geführt, dass diese chlorierten Lösungsmittel ausserhalb der DDR keine Verwendung mehr fanden. Hingegen waren die Chlorbenzole, Chlornitrobenzole, Chlormethylphenole und Aniline des Muldewassers auch in anderen belasteten Flüssen (Rhein) feststellbar. Da keine Eichungen dieser Stoffgruppen im Muldewasser vorgenommen wurden, kann eine Aussage über die Konzentrationen dieser Stoffe nicht gemacht werden.

Diese einmalige Untersuchung der VOC im Muldewasser zur Zeit der DDR gibt einen Überblick über die Belastung des Wassers im Bereich des grossindustriellen Chemie-Standortes Bitterfeld. Die Belastungen durch diesen Chemie-Komplex waren so stark, dass sie sich wesentlich auf die Belastung des Elbewassers und auch noch auf die östliche Nordsee auswirkten.

Danksagung

Herrn Mausshardt gilt meine Bewunderung, dass er die Courage hatte, in die damalige DDR zu fahren, um eine Wasserprobe aus der Mulde zu holen.

Literatur

- Deutsche Forschungsgemeinschaft (2006): MAK- und BAT-Werte-Liste 2006. Wiley-VCH Verlag, Weinheim.
- Gatermann, R., Bester, K., Franke, S., Hühnerfuss, H. (1996): The distribution of O,O,O-trimethylthiophosphate and O,O,S-trimethyldithiophosphate in the North Sea. *Chemosphere* 32:1907-1918.
- Götz, R., Bauer, O.H., Friesel, P., Roch, K. (1998): Organic trace compounds in the water of the river Elbe near Hamburg. *Chemosphere* 36:2103-2118.
- Jüttner, F. (1988): Quantitative trace analysis of volatile organic compounds. *Meth. Enzymol.* 167:609-616.
- Massil, S.E., Ezra, I., Fuss, L. (1992): Direct gas-chromatographic analysis of O,O-dimethyldithiophosphoric acids and identification of their by-products. *J. Chromatogr.* 589:375-379.

Prediction of uranium (VI) toxicity to *Lemna gibba* L. G3 using ion and ligand characteristics

Martin Mkandawire^{1,2}, Wolfgang Pompe¹ & E. Gert Dudel²

¹ Dresden University of Technology, Institute of Material Sciences, Hallwachstrasse 3, D-01069 Dresden. Germany.

² Dresden University of Technology, Institute of General Ecology and Environmental Protection, Piener Straße 8, D-01737 Tharandt. Germany. * Corresponding author: Tel.: 49 351 463 31415; Fax: 49 351 463 31422; E-mail: mkandawire@tmfs.mpgfk.tu-dresden.de

Keywords: QSAR model; EC50, Chemical speciation; PhreeqC, radionuclides; heavy metals; bioassay

Abstract

Following observation from earlier studies that uranium toxicity to *Lemna gibba* G3 was regulated by Ca^{2+} , Mg^{2+} and PO_4^{3-} , we hypothesised that ion activity and its ligands binding characteristics can predict uranium ecotoxicity in aquatic systems. Thus, data of uranium toxicity to *Lemna gibba* L. G3 in five-fold diluted Hutner medium were correlated with uranium ion-specific physicochemical parameters. Relative toxicity prediction was tested with both one and two variable models. It was found that modelling result differed with experimental results because chemical speciation has an upper hand. Consequently, modelling with ion characteristics of UO_2^{2+} in aquatic system has better prediction. The EC_{50} obtained with UO_2^{2+} specifically fitted well with those obtained from divalent ions like Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+} . The models predicted no effect of Mg^{2+} and Ca^{2+} contrary to experimental results. There, uranium toxicity can be hardly modelled using free ions and valence characteristics of U^{6+} because of its speciation in aquatics system.

INTRODUCTION

Heavy metal and radionuclide contamination of the environment represent significant environmental problems. One of the elements raising concerns and interest is uranium because of its known chemo- and radiotoxicity risks which are reverberated by being readily soluble and mobile (Dudel et al., 2002; Mkandawire et al 2004). Consequently, stringent exposure guidelines and directives are being adopted international and locally. For instance, the WHO set the Maximum Allowable Concentration in drinking water ($\text{MAC}_{\text{water}}$) of $15 \mu\text{g L}^{-1}$ (WHO 2004); while Canada has $\text{MAC}_{\text{water}}$ of $20 \mu\text{g L}^{-1}$ (Canadian Water Quality and Health Bureau 2004), USA has set $\text{MAC}_{\text{water}}$ at $30 \mu\text{g L}^{-1}$ (EPA 2005), and Germany proposed even strict $\text{MAC}_{\text{water}}$ at $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Konietzka et al. 2005). These stringent directives have indirectly called for the need to monitor and forecast critical development of ecotoxicological situations (Khangarot & Ray 1989). However, physical monitoring may be slow and sometimes expensive. As a result there is also a need for quick prediction of uranium toxicity. One possibility is to use modelling predictive tool like Quantitative structure–activity relationships (QSARs) which is already used in pharmacology and currently adopted in environmental toxicology for bioactivity and toxicity of organic compounds.

Though application of QSAR to inorganic toxicants poorly represented, predictive models for a few metal ions have been developed and tested using (McCloskey et al.1996; Newman and McCloskey

1996; Tatara et al. 1998). So far, toxicity of a few monovalent (e.g. Li⁺ Na⁺ K⁺), divalent (e.g. Ba²⁺, Ca²⁺, Cd²⁺, Co²⁺, Cu²⁺, Hg²⁺, Mg²⁺, Mn²⁺ Ni²⁺, Pb²⁺ Zn²⁺ Sr²⁺ Pb²⁺), and Trivalent (e.g. La³⁺ Fe³⁺ Cr³⁺) ion metals have been predicted considerably accurate. However, higher valent ions like uranium have been considered. In a previous studies, we found uranium accumulation and toxicity were alleviated by presence of Ca²⁺, Mg²⁺ and PO₄³⁻ availability (Mkandawire et al., 2004; Mkandawire, 2005; Mkandawire and Dudel, 2005; Mkandawire et al., 2007). In view of this background, we hypothesised that quantitative uranium ion character-activity can predict uranium ecotoxicity in aquatic systems. To test hypothesis, *Lemna gibba* L. G3, a floating macrophyte and widely used as a model test organism was used.

METHOD

Lemna gibba bioassay

A strain of *Lemna gibba* L. G3 used in the experiments was supplied by LemnaTec GmbH. Before the experiment, the test organisms were pre-culture for seven days. Then, colonies of 30 fronds of similar size from the seven-day pre-culture were inoculated into test vessel containing 400 ml of five-fold diluted Hutner medium modified with appropriate concentration of test metals and uranium. The initial test concentrations of uranium and the metal were 0 (control); 100; 250; 1000; 3500; and 7000 µg L⁻¹. Toxicity tests on *L. gibba* were performed with some modifications of Lemna test guides by provided ISO, OECD Guideline 221 and EPA (EPA, 1996; DIN, 2001; OECD, 2002). The test period was 21 days. All experiments were conducted in semicontinuous culture mode on Lemna-microcosm equipment (Mkandawire and Dudel, 2002) in an ecotron (plant growth chamber NEMA GmbH, Netzchkau, Germany), which was programmed to simulate a day of 16 and 8 hour day-night cycle, luminance intensity of reach maximum of 125 µE m⁻² s⁻¹, a maximum temperature of 24°C and Humidity of 75% with constant wind blowing at 0.05 m S⁻¹. All experiments were designed in random and replicated four times.

The number of fronds and the frond area were quantified at the beginning of the experiment and an interval of every 2 days. The total frond area was determined by digital image analysis of the colonies with a WinCam2000a (Regent Instruments, Quebec City, Canada) computer programme. The specific growth rate (μ) was deduced from the two parameters and was defined as:

$$\mu = \frac{\ln N_{t_2} - \ln N_{t_1}}{t_2 - t_1} \quad (1)$$

where, N_{t_2} is the number of fronds (or frond area) at time t_2 , and N_{t_1} is the number of fronds (or frond area) at time t_1 . The percentage inhibition of the growth rate i_μ for each uranium test concentration was defined as:

$$i_\mu = \frac{100(\mu_c - \mu_t)}{\mu_t} \quad (\%) \quad (2)$$

where i_μ is the inhibition of the average specific growth rates (%), μ_c is the average specific growth rate of the control, and μ_t is the average specific growth rate of the treatment groups. Probit analysis using the software PriProbit Ver. 1.62 (1996–2000, Masayuki Sakuma, Japan) was used to determine EC₅₀, and the corresponding 95% confidence limits (Sakuma, 1998).

Chemical speciation modelling

Chemical speciation in the media was simulated with the PhreeqC geochemical modelling program (Version 2.8; USGS, Reston, USA). A modified Minteq thermodynamic database was used in the

modelling because the original PhreeqC database did not contain most of the elements and ligands of interest, particularly organics (Mkandawire and Dudel, 2002).

Toxicity modelling and interaction prediction

Relative toxicity prediction based on simple regression relationship developed by Newman and McCloskey (McCloskey *et al.*, 1996; Newman *et al.*, 2000; Ownbya and Newman, 2003):

$$\log EC_{50} = f(x) \quad 3$$

where x is the ion characteristic of uranium and the other metals which are the variable. The experimental obtained EC50 were tested with:

- (i) One variable models of absolute values of log first hydrolysis constant ($|\log K_{OH}|$), covalent index ($\chi_m^2 r$ where χ_m is electronegativity; and, r is ionic radius), cation polarisation power ($\frac{Z^2}{r}$ where, z is ion charge), softness index ($\sigma_p = \frac{E_{MF} - E_{MI}}{E_{MF}}$ where E_{MF} is coordinate bond energy of metal fluoride, and E_{MI} - coordinate bond energy of metal Iodide), atomic ionisation potential ($\frac{AN}{\Delta IP}$: AN is atomic number; and ΔIP is difference in ionisation potential between ion oxide number OX and $OX-1$) and ability of ion to change oxidation state (ΔE_0 ; i.e. the difference in electrochemical potential between ion and its stable reduced state); and,
- (ii) Two variable models of combinations: ($\chi_m^2 r, |\log K_{OH}|$); ($\frac{AN}{\Delta IP}, \Delta E_0$); ($\sigma_p, |\log K_{OH}|$); ($\sigma_p, \Delta E_0$); ($\chi_m^2 r, \frac{Z^2}{r}$); and ($|\log K_{OH}|, \Delta E_0$).

The respective data that was used in the model were sourced from CODATA and elsewhere in literature (Kohler *et al.*, 1996; Spear *et al.*, 1999; Wahlgren *et al.*, 1999; Meinrath *et al.*, 2000; Nitzsche *et al.*, 2000; Kihara *et al.*, 2001; Charles *et al.*, 2002; Unsworth *et al.*, 2002). The best model was selected by calculating the Akaike's information criterion (AIC) values:

$$AIC = -2(\log L) + 2P \quad 4$$

where L is likelihood; and P is number of estimated parameters in a candidate model. Likelihood was estimated as follows:

$$\log L = -\frac{n}{2} \log_e 2\pi - \frac{n}{2} \log_e \sigma^2 - \frac{1}{2\sigma} \log_e \sum (Y_i - b_0 - b_i X_{li})^2 \quad 5$$

where n is number of observation, P is model variance estimated by the model mean square error; Y_i is i th Y value; b_0 is estimated interception, b_i is estimated slop, and X_{li} is i th X_l value. Interaction of uranium with PO_4^{3-} , Mg^{2+} and Ca^{2+} , were predicted by deriving the probit of the first order rate constant of P (with assumption that it is represented by PO_4^{3-} in solution), Mg and Ca ion, and then plotting them against uranium concentrations. All regression fitting were performed with SPSS.

RESULT AND DISCUSSION

Uranium speciation in the medium

The speciation prediction using PhreeqC modelling showed that uranium was predicted to be predominantly in the oxidation state in the test medium (Fig 1). Further, the speciation of uranium was less dependent on the initial uranium concentration added to the test media. The distribution of the uranium species fraction reveals that at the pH ranges used in the bioassay, dissolved $UO_2(OH)_2$ had about 80% dominance followed by dissolved UO_2PHO_4 and then $UO_2PO_4^-$. Much as the actual bioavailable form of uranium species is not known, it is assumed that *Lemna gibba* plants were fairly exposed to soluble uranium and PO_4^{3-} was not limiting in the media.

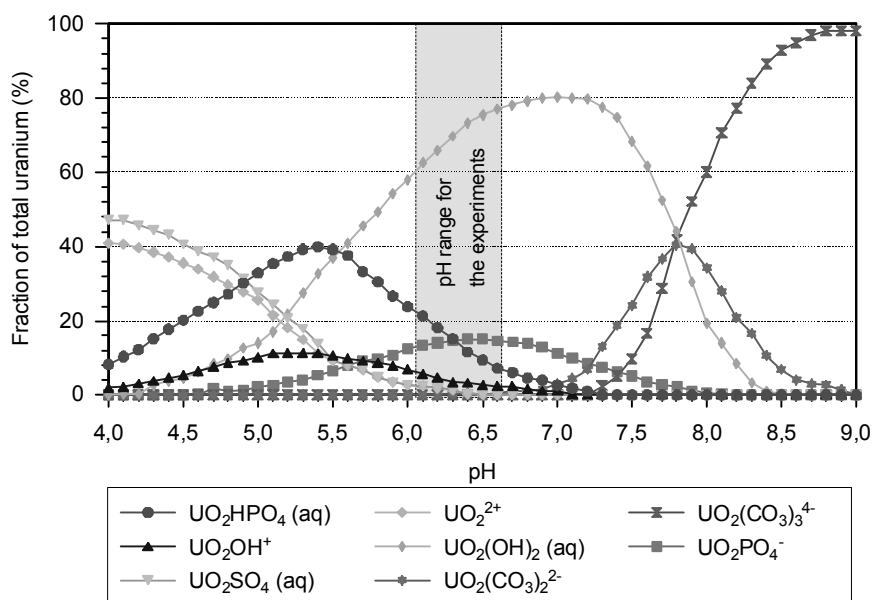


Fig 1 Prediction of uranium species in the assay medium at different pH using PhreeqC geochemical modelling code. The concentration of uranium used in the modelling was $1000\mu\text{g L}^{-1}$

Choosing the best model for toxicity prediction

One and two variant model predictions were compared, and the one with the lowest AIC value indicated the best prediction (Fig 2). The toxicity prediction of models $f(|\log K_{OH}|)$ and $f(\chi_m^2 r)$ were the best one variable model for U^{6+} toxicity (Fig 2 a), while among the two-variable models, the best were $f(x_m^2 r, |\log K_{OH}|)$ and $f(\chi_m^2 r, \frac{Z_r^2}{r})$ models. The AIC values show that most of the two variable models were better than the one variable model. However, both one and two variable models could not inadequately modelled U^{6+} toxicity to *Lemna gibba*. This may be attributed to chemical speciation of uranium in aqueous solution which may shadow the ion and ligand characteristics of uranium. Speciation modelling with geochemical code PhreeqC reveals that U^{6+} hardly exist as free ions in aquatic system, but it predominantly exist as of uranyl ions (UO_2^{2+}). Thus, the toxicity prediction can be improved when characteristics of UO_2^{2+} are used in stead of U^{6+} .

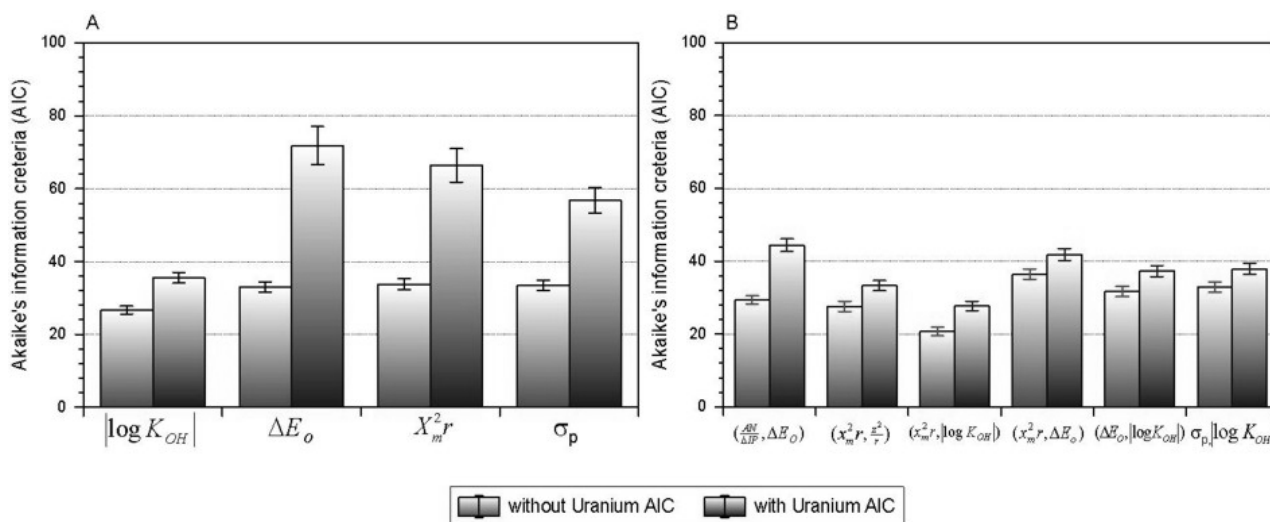


Fig 2 Changes in prediction information in (A) one and (B) two variable models. All models without U significant at $p < 0.05$

Correlation between model predication and actual observations

Model prediction of toxicity of the selected divalent metal ion correlated positively with the experimental derived toxicity ($r^2=0.65$; $p=0.021$; with the 95% confident interval) except when Pb^{2+} was added. Similarly, addition of Fe^{3+} reduced the r^2 value and increased the p values in the regression (Fig. 3). Similar results have also been observed by others (McCloskey *et al.*, 1996; Newman and McCloskey, 1996; Tataru *et al.*, 1997; Tataru *et al.*, 1998; Bordas, 2000; Enache *et al.*, 2003; Ownby and Newman, 2003). However, when the ion characteristics of U^{6+} are used, the data fits poorly in the supposed linear regression. Preliminary modelling with four selected ion characteristic models of UO_2^{2+} obtained with $f(\log K_{OH})$ and $f(\chi_m^2 r)$ predicted EC_{50} values within the range obtained in experiments, and specifically fitted well in linear regression with those obtained from divalent metals like Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+} ($r^2=0,54$; $p=0,041$ at 95% CI).

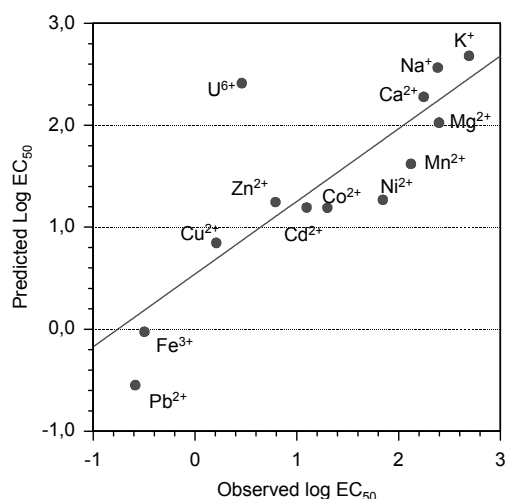


Fig. 3: Correlation between observed and predicted toxicity using two variable model $EC_{50}=f\left(\frac{AN}{\Delta IP}, \Delta E0\right)$.

Uranium interaction toxicity alleviating ions

Uranium toxicity has been observed to be alleviated with addition of PO_4^{3-} , availability of Ca^{2+} and Mg^{2+} (Mkandawire *et al.*, 2007). However, the probability that the Mg and Ca ion could interact with uranium in the water are very minimum (Fig. 4). Mg^{2+} has a slight likelihood to interact than Ca^{2+} . Contrary, the results shows that P interacts with uranium in the aqueous solution. These results agree with the chemical speciation modelling with PhreeqC which shows high probability of formation of uranyl phosphate species. They also agree with earlier results from Mkandawire and Dudel (2002) and Mkandawire *et al.* (2005; 2005; 2005). Hence, the alleviation of toxicity by Mg and Ca is unlikely due to direct interaction but competition in the uptake mechanism. However, further experiments are required to ascertain this hypothesis.

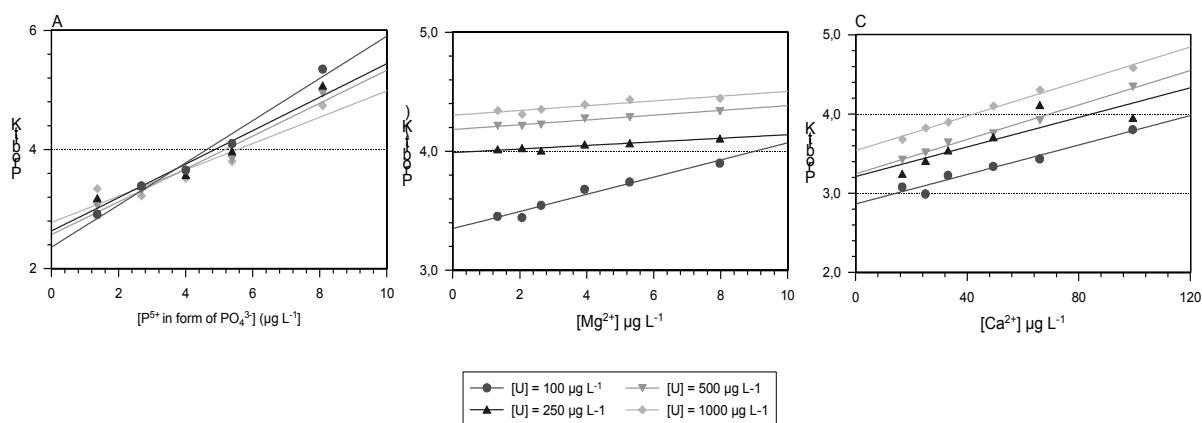


Fig. 4: Prediction of interaction between uranium with ligands ion, which affect EC50 value in experimental results. Probit of 1st order rate constant (K) vs. (A) PO4³⁻; (B) Mg²⁺ and (C) Ca²⁺ concentration

CONCLUSION

Prediction of U (VI) toxicity to *Lemna gibba* L. using it is limited because of chemical speciation overshadows ion characteristics speciation in water. Free uranium ions (U⁶⁺) hardly exist but it exist predominantly as uranyl ion (UO₂²⁺) in aqueous solution. Consequently, U (VI) has toxicity behaviour and characteristics comparable to divalent metal ions. Much as PO₄³⁻, Mg²⁺ and Ca²⁺ alleviate uranium toxicity to *L. gibba*, it only PO₄³⁻ that is directly interacts with U⁶⁺ in form of uranyl ions. The models shows no direction of U with either Mg²⁺ and Ca²⁺, which indicate that he alleviation may mainly related to uptake competition like the way H⁺ has been found elsewhere. Two variant models have higher precision than one variable which indicate that more variable would improve the prediction. Hence, further investigation should combine ion characteristic with some ecological parameters.

ACKNOWLEDGEMENT

The research was conducted under BMBF project grant No. 02WB0222 and NATO project grant No. EST-CLG980821. The strain of *L. gibba* L. G3 used in the investigations was kindly provided by Matthias Eberius of LemnaTech GmbH

REFERENCE

- Bordas, B. (Editor), 2000. Abstracts for QSAR related Publications. Quantitative Structure-Activity Relationships, 19, 603-653 pp.
- Charles, A.L., Markich, S.J., Stauber, J.L. and De Filippis, L.F., 2002. The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquatic Toxicology*, 60(1-2): 61-73.
- DIN, 2001. Water quality - Duckweed growth inhibition: Determination of the toxic effect of water constituents and wastewater to duckweed (*Lemna minor*). ISO/WD 20079, Deutsches Institut für Normung e.V. durch Beuth Verlag, Berlin.
- Enache, M., Dearden, J.C. and Walker, J.D., 2003. QSAR analysis of metal ion toxicity data in sunflower callus cultures (*Helianthus annuus* Sunspot). *QSAR & Combinatorial Science*, 22(2): 234-240.
- EPA, 1996. Aquatic Plant Toxicity Test Using *Lemna* spp., Tiers I and II. OPPTS 850.4400, United States Environmental Protection Agency Prevention, Pesticides and Toxic Substances Unit, New York.
- Kihara, S., Maeda, K., Yoshida, Y., Yoshida, Z., Aoyagi, H., Kitatsuji, Y. and Shirai, O., 2001. electroanalytical data on uranium, neptunium and plutonium ions in acidic aqueous solutions.

- Kohler, M., Curtis, G.P., Kent, D.B. and Davis, J.A., 1996. Experimental investigation and modelling of uranium (VI) transport under variable chemical conditions. *Water Resources Research*, 32(12): 3539-3551.
- McCloskey, J.T., Newman, M.C. and Clark, S.B., 1996. Predicting relative toxicity and interactions of mono-, di-, and trivalent metal ions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 1730-1737.
- Meinrath, G., Hurst, S. and Gatzweiler, R., 2000. Aggravation of licensing procedures by doubtful thermodynamic data. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 368: 561-566.
- Mkandawire, M., 2005. Fate and effect of uranium and arsenic in surface waters of abandoned uranium mines: studies with *Lemna gibba* L. Shaker, Aachen, 185 pp.
- Mkandawire, M. and Dudel, E.G., 2005. Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mines in Saxony, Germany. *Science of the Total Environment*, 336: 81-89.
- Mkandawire, M., Dudel, E.G. and Taubert, B., 2004. Accumulation of uranium in *Lemna gibba* L. in relation to milieu conditions of tailing waters in abandoned uranium mines in Germany. In: A.P. Jarvis, B.A. Dudgeon and P.L. Younger (Editors), *Mine Water - Process, Policy and Progress*. Springer, Newcastle, pp. 9-18.
- Mkandawire, M. and Dudel, G.E., 2002. Uranium attenuation from tailing waters by floating macrophyte *Lemna gibba* L. In: J.B. Merkel, B. Planer-Friedrich and C. Wolkersdorfer (Editors), *Uranium in the aquatic environment*. Springer, Berlin, pp. 623-630.
- Mkandawire, M., Taubert, B. and Dudel, E.G., 2005. Resource manipulation in uranium and arsenic attenuation by *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing water of a former uranium mine. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166: 83-101.
- Mkandawire, M., Vogel, K., Taubert, B. and Dudel, E.G., 2007. Phosphate regulates uranium (VI) toxicity to *Lemna gibba* L. *G3. Environmental Toxicology*, 22(1): 9-16.
- Newman, M.C. and McCloskey, J.T., 1996. Predicting relative toxicity and interactions of divalent metal ions: Microtox bioluminescence assay. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 275-281.
- Newman, M.C., Ownby, D.R., Mezin, L.C.A., Powell, D.C., Christensen, T.R.L., Lerberg, S.B. and Anderson, B.-A., 2000. Applying Species-Sensitivity Distributions In Ecological Risk Assessment: Assumptions Of Distribution Type and Sufficient Numbers of Species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(2): 508-515.
- Nitzsche, O., Meinrath, G. and Merkel, B., 2000. Database uncertainty as a limiting factor in reactive transport prognosis. *Journal of Contaminant Hydrology*, 44: 223-237.
- OECD, 2002. OECD Guidelines for the testing of Chemicals: *Lemna* sp. Growth Inhibition Test. 221, Organisation for Economic Corporation and Development, Berlin.
- Ownby, D.R. and Newman, M.C., 2003. Advances in Quantitative Ion Character-Activity Relationships (QICARs): Using Metal-Ligand Binding Characteristics to Predict Metal Toxicity. *Quant. Struct.-Act. Relat.*, 22: 1-6.
- Sakuma, M., 1998. Probit analysis of preference data. *Appl. Entomol. Zool.*, 33: 339-347.
- Spear, J.R., Figueroa, L.A. and Honeyman, B., 1999. Modeling the Removal of Uranium U(VI) from Aqueous Solutions in the Presence of Sulfate Reducing Bacteria. *Environ. Sci. Technol.*, 33: 2667-2675.
- Tatara, C., Newman, M.C., Williams, P. and McCloskey, J.T., 1997. Predicting relative toxicity with divalent ion characteristics. *Caenorhabditis elegans. Aquatic Toxicol.*, 39(279-290).
- Tatara, C.P., Newman, M.C., McCloskey, J.T. and Williams, P.L., 1998. Use of ion characteristics to predict relative toxicity of mono-, di-, and trivalent metal ions: *Caenorhabditis elegans* LC50. *Aquatic Toxicol.*, 42: 255-269.
- Unsworth, E.R., Jones, P. and Hill, S.J., 2002. The effect of thermodynamic data on computer model predictions of uranium speciation in natural water systems. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(528 - 532).
- Wahlgren, U., Moll, H., Grenthe, I., Schimmelpfennig, B., Maron, L., Vallet, V. and Gropen, O., 1999. Structure of Uranium(VI) in Strong Alkaline Solutions. A Combined Theoretical and Experimental Investigation. *J. Phys. Chem.*, 103.

Die Bewirtschaftung der salzbelasteten Fließgewässer Wipper und Unstrut (Nordthüringen) 1893 - 2005

Claus-Jürgen Schulz

Staatliches Umweltamt Sondershausen, Postfach 1176, D-99701 Sondershausen, Tel. 03632-654261,
CSchulz@suasdh.thueringen.de

Keywords: Fließgewässerversalzung, Kalibergbau, Wipper, Unstrut

I. Einleitung

Die Unstrut und besonders einer ihrer Nebenflüsse, die Wipper, unterliegen seit Beginn des Nordthüringer Kalibergbaus im Jahr 1893 einem vierfachen Nutzungsdruck. Sie mussten (i), wie viele andere Fließgewässer auch, (anfangs vor allem ungereinigte) kommunale Abwässer aufnehmen; (ii) ihr Einzugsgebiet unterlag einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung, verbunden mit entsprechenden Nährstoffeinträgen und (iii) starken wasserbaulichen Eingriffen in die Gewässerstruktur, und sie dienten (iv) der Kali-Industrie als Vorfluter für stark salzhaltige Endlaugen. Während die Salzbelastung schon relativ frühzeitig als Problem erkannt wurde, war dies hinsichtlich Abwasser- und Nährstoffbelastung sowie der Strukturdefizite erst sehr viel später der Fall.

II. Gewässerbelastungen

Untersuchungsgebiet

Die Wipper ist ein kleiner Fluss in Nordthüringen. Er entwässert ein 649 km² großes Einzugsgebiet, entspringt bei Worbis im Eichsfeld und mündet nach einer Lauflänge von 95,3 km bei Sachsenburg (Thüringer Becken) in die Unstrut, einen Nebenfluss der Saale. Im Zuge der von 1893 bis 1994 dauernden Periode des Kalibergbaus entstanden entlang der Wipper 4 Kalibergwerke mit den dazugehörigen Fabriken sowie zwei größere Laugenstapelbecken. Aus Produktion und Haldenentwässerung wurden vergleichsweise große Mengen salzhaltiger Abwässer in den Fluss abgestoßen. Diese Salzbelastung wirkte sich bis weit in die Unstrut hinein aus. Hier gab es bei Rossleben ein weiteres Kaliwerk. Die Unstrut nahm außerdem das salzbelastete Abwasser eines weiteren Nebenflusses, der Helbe, mit dem Bergbaustandort Volkenroda, auf. Weitere Angaben zur Wipper finden sich bei Ziemann et al. (2001).

1. Salzbelastung

Einige wichtige Meilensteine zur Salzbelastung im Nordthüringer Kalirevier „Südharz“ sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Eine ausführliche Darstellung gibt Schulz (2005).

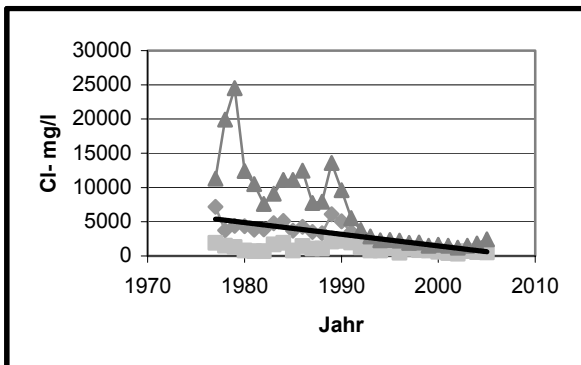
Tabelle 1: Daten zur Salzbelastung des Nordthüringer Kalireviers „Südharz“ (nach Schulz 2005)

| Jahr/Hintergrund | Maßnahme | Begründung |
|--|--|---|
| um 1893 1. Konzession des Fürstentums Schwarzburg - Sondershausen | Aufhärtung der Wipper um 10°dH/130 mg Cl ⁻ /l | – |
| 1902 Konferenz der Wipper-Unstrut-Anrainerstaaten in Sondershausen | Grenzwert Wipper 45°dH | Verständigung auf einheitliches Bewirtschaftungsziel |
| 1911 Reichsgesundheitsrat | Grenzwert Wipper 50°dH/300 mg Cl ⁻ /l | Gewährleistung unterschiedlicher Nutzungsanforderungen |
| 1911 Hallenser Konferenz | biologisch-chemisches Monitoring Wipper/Unstrut; Einrichtung eines Labors in Sondershausen für tägliche Bestimmung von Chlorid und Härte; Einsetzung einer „Kali-Abwasserkommission“ | Maßnahmen zur eindeutigen Klärung salzbedingter Gewasserbeeintrachtigungen notwendig |
| Elbegutachten I (1922) und II (1932): | Bewirtschaftungsziel Wippermundung 90°dH/ bzw. 1.350 mg Cl ⁻ /l; Unstrut 50°dH bzw. 590 mg Cl ⁻ /l | Anpassung der Grenzwerte an neue Bergbau-Konzessionen |
| 1963 Salzlaststeuerung Saale | Ziel: 40°dH bzw. 470 mg Cl ⁻ /l am uH gelegenen Saalepegel Leuna-Daspig <u>Konsequenzen:</u> Wipper Hachelbich 350 °dH bzw. 7.000 mg Cl ⁻ /l; Unstrut Freyburg 63°dH bzw. 590 mg Cl ⁻ /l (Mirsch 1966) | Korrosionsschutz der Industriekombinate im Raum Halle – Merseburg |
| 1991 - 1994 Einstellung des Kalibergbaus in Nordthüringen | Rückgang des produktionsbedingten Anteils der salinaren Einträge | – |
| 1994 Salzlaststeuerung Wipper | Bezugspunkt Wipperpegel Hachelbich; Steuergröße Cl ⁻ statt Härte; Grenzwert 2.500 mg/l | Umsetzung „ökologisch verträglicher“ Grenzwerte |
| 2000 Weiterentwicklung der Salzlaststeuerung Wipper | Ausrichtung der Steuerung auf biologisch wirksame Schwellenwerte (500/1.000/1.670/2.000/2.500 mg Cl ⁻ /l) | verbesserter Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften |

Seit der Einstellung des Kalibergbaus 1991...1994 wurden über den produktionstechnisch bedingten Rückgang an Salzabwässern hinaus durch mehrere technische Maßnahmen eine Vergleichmäßigung und Senkung der Salzbelastung erreicht. Dazu gehörten (i) die Haldenbegrunung, bei der die Althalden nach und nach mit einer Abdeckschicht beaufschlagt werden, um eine Auswaschung von Salzen zu verhindern; (ii) die Verbringung salzhaltiger Wässer aus der Haldenentwasserung in stillgelegte Gruben und (iii) der schwellenwertorientierte, abflussabhangige Absto gesammelter Salzwässer aus den Stapelbecken bei Wipperdorf und Sondershausen in die Wipper. Hierbei wird angestrebt, die Chloridkonzentrationen in den Fließgewässern steuerungstechnisch möglichst unter den in der Literatur dokumentierten biologischen Schwellenwerten (Buhse 1993) zu halten.

Im Zuge der Reduzierung salinarer Einträge kam es zu deutlichen gewasserchemischen Änderungen. Der salzbelastete Flussabschnitt der Wipper ist heute vergleichsweise deutlich kürzer und

beginnt nicht bereits mit dem ersten Kali-Altstandort in Sollstedt, sondern erst unterhalb bei Bleicherode/Wipperdorf mit der Einleitung aus dem Stapelbecken sowie dem salzgeprägten Zufluss aus der Bode. Es wurden erhebliche Senkungen der Chloridkonzentrationen, eine Vergleichmäßigung der Belastung (Abb. 1) sowie ein Anstieg des biologisch wichtigen Ca-Mg - Verhältnisses (Albrecht



1984) auf Werte $\geq 2 : 1$ registriert (Abb. 2).

Abb. 1 Wipper Hachelbich: Cl⁻ - Belastung
 (▲ Maxima, ◆ arithm. Mittel, ■ Minima;
 Quelle: Staatliches Umweltamt Sondershausen)

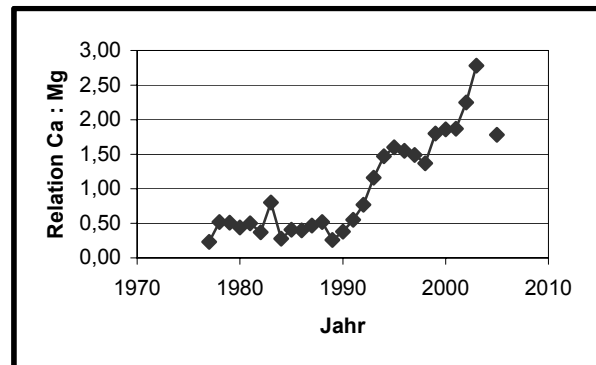


Abb. 2: Wipper Hachelbich: Relation Ca:Mg
 (Daten: Staatliches Umweltamt Sondershausen)

Die Chloridkonzentrationen der Unstrut am Pegel Oldisleben lagen 2003...2005 im Jahresmittel zwischen 280 und 300 mg/l und waren damit erheblich niedriger als die in Tabelle 1 für die weiter unterhalb gelegene Messstelle Freyburg genannten Konzentrationen.

2. Abwasserbelastung

Die Wipper nimmt parallel zu salzhaltigen auch die kommunalen Abwässer eines überwiegend ländlich geprägten Einzugsgebietes auf. Kläranlagen mit effektiver Reinigungsleistung wurden erst seit den 1990er Jahren errichtet. Die verbesserte Abwasserreinigung vergleichmäßigte und senkte die organische sowie die Ammoniumbelastung deutlich (Abb. 3 und 4).

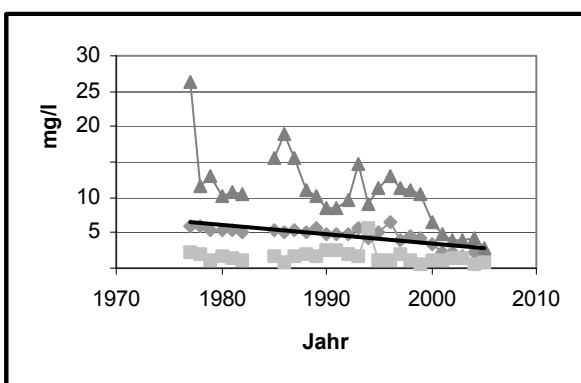


Abb. 3: BSB₅-Konzentrationen am Pegel Hachelbich
 (▲ Maxima, ◆ arithm. Mittel, ■ Minima;
 Quelle: Staatliches Umweltamt Sondershausen)

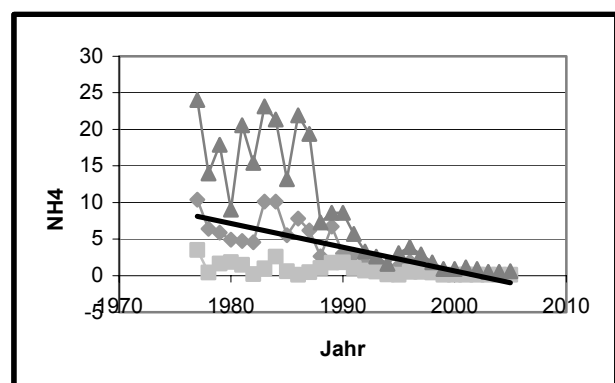


Abb. 4: NH₄⁺-Konzentrationen am Pegel Hachelbich
 (▲ Maxima, ◆ arithm. Mittel, ■ Minima;
 Quelle: Staatliches Umweltamt Sondershausen)

3. Nährstoffeinträge

Das Einzugsgebiet der Wipper wird seit langem landwirtschaftlich intensiv genutzt. Im Trend der vergangenen 30 Jahre zeigt die Nitratbelastung im Unterlauf kaum Änderungen. Im Oberlauf fallen dagegen seit 1990 deutlich zunehmende Konzentrationen auf (Abb. 5 und 6).

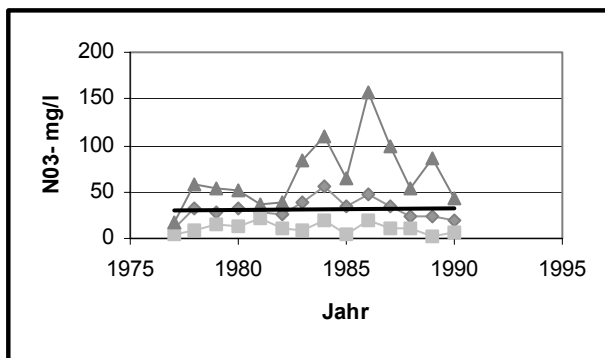


Abb. 5: NO₃⁻-Konzentrationen im Unterlauf am Pegel Hachelbich

(▲ Maxima, ◆ arithm. Mittel, ■ Minima;
Quelle: Staatliches Umweltamt Sondershausen)

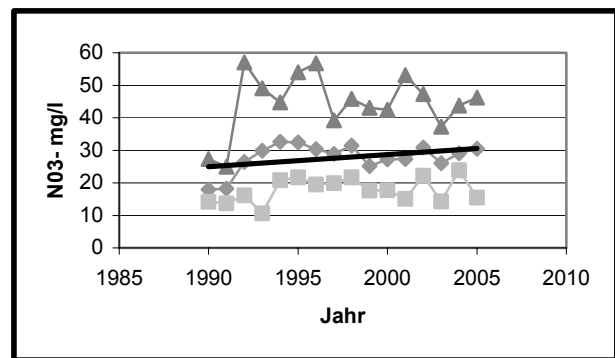


Abb. 6: NO₃⁻-Konzentrationen im Oberlauf bei Sollstedt

(▲ Maxima, ◆ arithm. Mittel, ■ Minima;
Quelle: Staatliches Umweltamt Sondershausen)

4. Gewässerstruktur

Der Flusslauf der Wipper ist bis auf wenige Abschnitte morphologisch stark bis vollständig verändert (Struktur Güteklassen 6 bzw. 7 nach der Strukturkartierung, Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena). Ein Schwerpunkt befindet sich im Stadtgebiet von Sondershausen, wo aus Gründen des Hochwasserschutzes eine beiderseitige Eindeichung erfolgte.

III. Auswirkungen der Bewirtschaftung

Makrozoobenthos: Der salzbelastete Abschnitt war vom Stapelbecken Wipperdorf an bis weit über Hachelbich hinaus früher verödet (Schulz 2000, Schulz & Bellstedt 2000). Im Rahmen des Monitorings zur WRRL, auf das sich auch die übrigen Angaben in diesem Abschnitt beziehen, wurden 2005 bei Hachelbich wieder 25 Taxa nachgewiesen. Dabei dominieren jedoch anspruchslose, robuste Arten, z. T. mit Massenvorkommen, wie *Potamopyrgus antipodarum* und *Radix balthica*.

Makrophyten: Salzbelasteter und –unbelasteter Abschnitt unterscheiden sich deutlich. Im salzbelasteten Abschnitt sind derzeit *Potamogeton pectinatus* und *Cladophora glomerata* mit nährstoffbedingt hohen Biomassen aspektbildend. Über weite Gewässerabschnitte säumt der für salzhaltige Binnengewässer charakteristische, aufschwimmende Darmtang *Enteromorpha intestinalis* Uferbereiche und strömungsärmere Zonen. Im unbelasteten Abschnitt bildet die floristische Verarmung hohe Nährstoffkonzentrationen und Strukturdefizite ab.

Diatomeen: Im Abschnitt der höchsten Salzbelastung bei Hachelbich erreichte der Halobienindex früher Spitzenwerte um 80. In 2005 wurden Werte zwischen 45 und 49 ermittelt. Die Salzbelastung hat sich damit von polyhalob nach mesohalob geändert. An fast allen Wippermessstellen wurde 2005 hohe Trophie (nach Rott) indiziert.

IV. Perspektiven

Die Haldenabdeckung ist langfristiger Prozess, dessen zeitliche Umsetzung von der Menge verfügbaren Beaufschlagungsmaterials abhängt. Mit einem Abschluss der Arbeiten ist erst in etwa 15 Jahren zu rechnen. Damit wird der Aussüßungsprozess Wipper und Unstrut zunächst andauern. Die

Gesamtperspektive wird jedoch auch davon bestimmt, dass die Versenkkapazität für anfallende Haldenlaugen begrenzt ist und sich bis zum Jahr 2023 erschöpfen wird.

Aus dem Blickwinkel der EU-WRRL ist die Frage von Bedeutung, inwieweit unter der gegenwärtigen Salzbelastung Maßnahmen zur Verbesserung der hydromorphologischen Defizite positive Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften versprechen. Nach Arle (2006) maskiert eine hohe stoffliche Belastung die Auswirkungen hydromorphologischer Defizite. Erst wenn die stofflichen Belastungen auf ein ausreichend niedriges Niveau reduziert worden sind, werden die Auswirkungen hydromorphologisch orientierter Maßnahmen sichtbar. Dies sollte an der Wipper eingehender überprüft werden. Bezüglich der stellenweise übermäßig starken Phytobenthosentwicklung zeichnet sich bei der Nährstoffreduzierung ein deutlicher Handlungsbedarf ab.

Sommer et al. (2005) haben im Rahmen des BMBF-Projektes „Flussgebietsmanagement Unstrut“ langfristig mögliche Handlungsszenarien und die Konsequenzen, die sich daraus für die Salzbelastung ergeben, untersucht. Unter der Voraussetzung, dass die Althalden größtmöglich abgedeckt werden und langfristig kein Spülversatz mehr möglich sein wird, lässt sich am Wipperpegel Hachelbich für die Chloridkonzentration eine Obergrenze zwischen 1.500...2.000 mg/l einhalten. Bei extremen hydrologischen Situationen muss zeitweise allerdings mit höheren Werten gerechnet werden. Die Salzlaststeuerung lässt sich mit dem Ziel einer weiteren Vergleichmäßigung der Salzkonzentrationen optimieren. Die Haldensanierung leistet demzufolge einen essentiellen Beitrag als Steuerungselement, indem sich die diffusen, nicht steuerbaren Einträge auf diese Weise von \varnothing 2,2 auf 1,2 kg/s reduzieren lassen. Eine optimale Salzlaststeuerung wird nach den genannten Autoren langfristig das wichtigste Instrument bleiben, um die Auswirkungen der anthropogenen Salzlast und ihre Auswirkungen auf die Gewässerlebensgemeinschaften besonders der Wipper zu begrenzen.

V. Literatur

- Albrecht, J. (1984): Gewässerbelastung und Makroinvertebraten-Besiedlung im Weser-Flussgebiet (Fulda, Werra, Oberweser, Leine, Innerste). Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt Hildesheim 10: 60 – 99.
- Arle, J. (2006): Die Bedeutung der Gewässerstruktur für das Erreichen des "guten ökologischen Zustandes" des Makrozoobenthos in den Fließgewässern des Freistaates Thüringen. Ziele - Defizite - Maßnahmen. Abschlussbericht im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt. 105 pp.
- Buhse, G. (1993): Auswirkungen der Salzkonzentration auf die Biozönose der Fließgewässer. In: ARGE Weser (Hrsg.): Salz in Werra und Weser – Ursachen, Folgen und Abhilfen. DVWK Mitteilungen 24: 83 – 100.
- Mirsch, E. (1966): Die natürliche und industrielle Versalzung von Wipper, Unstrut, Saale und Elbe. Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft 9 – 117.
- Sommer, Th.; Eulitz, K.; Müller, M.; Voss, F.; Pfützner, B.; Schwarze, R.; Stodolny, U.; Schmidt, C.; Schönau, M.; Möhrstedt, S. (2005): Wasserhaushalt und salinare Gewässerbelastungen im Einzugsgebiet der Unstrut – Untersuchungen und Modellierungen. Abschlussbericht zum BMBF-Projekt „Flusseinzugsgebietsmanagement Unstrut“. Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (Hrsg.). Dresden. 207 pp.
- Schulz, C.-J. (2000): Aquatische Insekten der Wipper, einem salzbelasteten Fluß Nordthüringens. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 12: 249-254.
- Schulz, C.-J. (2005): Fließgewässerbewirtschaftung unter dem Einfluss der Salzbelastung aus der Kali-Industrie. In: C. Ohlig: Gewässerentwicklung in der Kulturlandschaft. Schriften der DWhG 7: 215 – 227. Siegburg.
- Schulz, C.-J., Bellstedt, R. (2000): Die Wipper: Verödung und Wiederbesiedlung eines Flusses im ehemaligen Kalirevier „Südharz“, dargestellt am Beispiel aquatischer Insekten. Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha 21: 103-110.
- Ziemann, H., Kies, L., Schulz, C.-J. (2001): Desalination of running waters. III. Changes in the structure of diatom assemblages caused by a decreasing salt load and changing ion spectra in the river Wipper (Thuringia, Germany). *Limnologia* 31: 257 – 280.

Arthropoden-Drift als neue sensitive Messgröße in der Echtzeitüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren

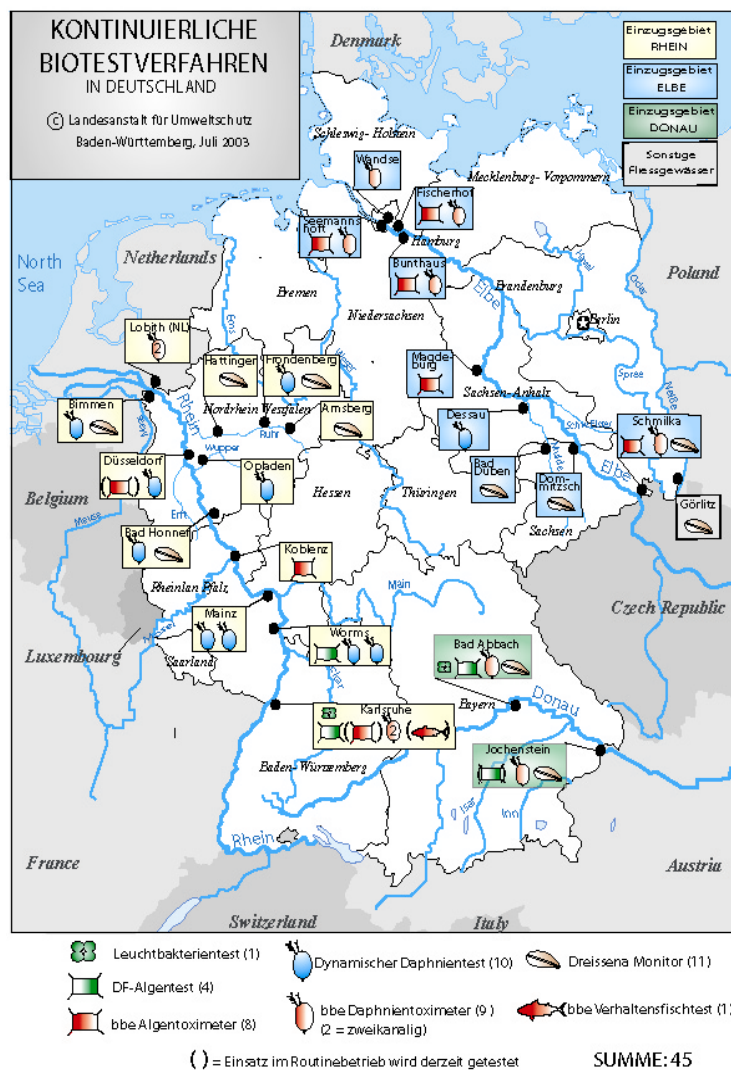
Christine Werth & Michael Marten

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW),
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, c.werth@web.de, michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: Echtzeitüberwachung, Rhein, Biotestverfahren, Daphnientoximeter, Drift, Insektizide, Lindan, Carbofuran, Carbaryl, Cypermethrin, *Gammarus roeseli*, *Daphnia magna*

Einführung

Zur Echtzeitüberwachung der großen deutschen Flüsse Rhein, Elbe und Donau sind 45 kontinuierliche Biotestverfahren routinemäßig im Einsatz (Abb. 1, Stand 7/2003). Bei den kontinuierlichen Biotestverfahren handelt es sich um vollautomatisierte Messgeräte in denen Testorganismen kontinuierlich oder semikontinuierlich (im Takt weniger Minuten) mit Testwasser in Kontakt gebracht werden. Hierbei werden stoffwechsel- oder verhaltensphysiologische Parameter aufgezeichnet und deren Beeinflussung durch das Testwasser vollautomatisch vom Gerät bewertet.



kontinuierlich oder semikontinuierlich (im Takt weniger Minuten) mit Testwasser in Kontakt gebracht werden. Hierbei werden stoffwechsel- oder verhaltensphysiologische Parameter aufgezeichnet und deren Beeinflussung durch das Testwasser vollautomatisch vom Gerät bewertet.

Um ein möglichst weites Spektrum an toxischen Wirkweisen abzudecken wird von der LAWA (1996) empfohlen kontinuierliche Biotestverfahren in einer Testbatterie zu betreiben, die alle trophischen Ebenen abdeckt (Produzenten, Primärkonsumenten, Sekundärkonsumenten und Destruenten). Diese Empfehlung wurde bundesweit erst in der Rheingütemessstation Karlsruhe umgesetzt.

Im Bereich der Primärkonsumenten werden in Deutschland derzeit zwei Organismen eingesetzt. Dabei handelt es sich um die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas), deren Schalenöffnungsverhalten als Parameter zu Bewertung des Flusswassers herangezogen wird und um den großen Wasserfloh *Daphnia magna* (Straus), dessen Schwimmverhalten aufgezeichnet und

Abb. 1: Übersichtskarte zum Einsatz kontinuierlicher Biotestverfahren in Deutschland

bewertet wird. Auf den Einsatz von Dreikantmuscheln wird in der Rheingütemessstation Karlsruhe mittlerweile verzichtet, da die Muscheln auch ohne Giftstoffeinwirkung ihre Schalen stundenweise geschlossen hielten (vgl. Marten 1996). In der Karlsruhe Biotestbatterie wird der Bereich der Primärkonsumenten durch die Aufnahme des Schwimmverhaltens des Großen Wasserfloh *D. magna* abgedeckt. Bundesweit ist *D. magna* die mit Abstand am häufigsten in der Immissionsüberwachung eingesetzte Spezies (vgl. Abb. 1).

In Fließgewässern heimische Arthropoden des Makrozoobenthos werden bislang in der Immissionsüberwachung deutscher Flüsse nicht eingesetzt. Zum Verhaltensrepertoire von benthischen Insektenlarven und Krebstieren gehört die aktive Drift. Dabei schwimmen Tiere aktiv in die Wasserströmung, um sich mit dieser passiv verdriften zu lassen. Vielen Organismen dient dieses Verhalten zur Flucht vor äußeren Einflüssen. In der Literatur finden sich hierzu immer wieder Berichte über "Katastrophendriften" ausgelöst durch anthropogene Schadstoffeinträge (z.B. Wallace & Hynes 1975, Zwick 1992, Davies & Cook 1993). Dies veranlasste dazu gezielte Freilandstudien durchzuführen, welche die Auswirkungen von Pestizideinträgen auf die Arthropoden-Drift näher beschreiben (Crossland & al. 1982, Beyers & al. 1995, Liess 1993 & 1995, Schulz 1997, Schulz & Liess 1999),

Die Eignung der Arthropoden-Drift als neue Messgröße für die Echtzeitüberwachung wurde untersucht. Dazu diente ein eigens gebautes kontinuierliches Biotestverfahren, der so benannte Driftmesser (vgl. Werth 2006). Mit dem Driftmesser konnte der Einfluss von Insektiziden auf das Driftverhalten von Gammariden der Art *Gammarus roeseli* (Gervais) aufgenommen werden. Zusätzliche Messungen zur Wirkung der Insektizide auf das Schwimmverhalten von *Daphnia magna* wurden mit dem etablierten bbe-Daphnientoximeter aufgezeichnet. Dadurch war es möglich die Sensitivität der Methoden miteinander zu vergleichen.

Eingesetzte Biotestverfahren

bbe-Daphnientoximeter

Für die kontinuierlichen Tests mit dem großen Wasserfloh *D. magna* kam das bbe-Daphnientoximeter von der Firma bbe-Moldaenke mit Sitz in Kiel zum Einsatz. Der Einfluss ausgewählter Insektizide (Lindan, Carbofuran, Carbaryl, Cypermethrin) auf das Schwimmverhalten von *D. magna* wurde mit dem bbe-Daphnientoximeter aufgezeichnet und mit den im Gerät integrierten Auswertmodi bewertet.

Im bbe-Daphnientoximeter werden die Schwimmbahnen von jeweils 10 Testorganismen mittels Videokamera aufgenommen und signifikante Veränderungen mit Hilfe von mathematischen Alarmalgorithmen dynamisch detektiert. Der Auswertung liegen die Parameter mittlere Schwimmgeschwindigkeit, Geschwindigkeitsklassenindex (GKI), Tierverluste, mittlere Schwimmhöhe, mittlerer Abstand und Fraktale Dimension (Kurvigkeit der Schwimmbahnen) zugrunde. Auffälligkeiten in den Verhaltensparametern, die von den Alarmalgorithmen erkannt werden, führen zur Vergabe von Alarmpunkten. Die Addition aller zum jeweiligen Zeitpunkt vergebenen Alarmpunkte ergibt den so genannten toxischen Index. Überschreitet der toxische Index den zuvor festgelegten Wert von 10 Alarmpunkten, so wird ein Biotestalarm ausgegeben (bbe-Moldaenke 2002).

Driftmesser

Für die kontinuierlichen Tests mit dem Bachflohkrebs *G. roeseli* kam ein selbst gebauter Driftmesser zum Einsatz. Bei dem Driftmesser handelt es sich um den Prototyp eines Testgerätes, das mit Hilfe von Lichtschrankentechnik driftende Gammariden zählt. Der Einfluss ausgewählter Insektizide (Lindan, Carbofuran, Carbaryl, Cypermethrin) auf das Driftverhalten von *G. roeseli* wurde mit dem Driftmesser aufgezeichnet und mit den im Gerät integrierten Auswertmodi bewertet.

Zur Aufnahme der Driftrate werden jeweils 20 Tiere in ein Versuchsbecken eingesetzt. Die Versuchsbecken bestehen aus zwei ungleich großen ineinander gefügten Abdampfschalen (Innendurchmesser 13,5 cm und 22,5 cm), so dass nach Befüllung mit Wasser eine ringförmige Versuchsrinne entsteht (vgl. Abb. 2). Der Boden der Versuchsrinne ist mit einer Kieselmatte ausgelegt. Eine externe Kreiselpumpe erzeugt eine Wasserströmung von ca. 15-20 cm/s. Um eine konstante Versuchstemperatur von 17°C zu gewährleisten, stehen die Versuchsbecken auf Kühlplatten.

Die Detektion driftender Tiere erfolgt mit Hilfe eines Lichtgitters, bestehend aus 6 Sender- / Empfängereinheiten. Die Impulse der Lichtschranken werden in die Steuereinheit eines ausgedienten Dynamischen-Daphnientests eingelesen, von wo sie im 2 Minuten Intervall in einen PC ausgelesen werden. Zur Bewertung der Driftdaten kommt ein Excelmakro zum Einsatz, dass in abgewandelter Form für den DF-Algentest der Rheingütemessstation Karlsruhe geschrieben wurde (Marten 2003).

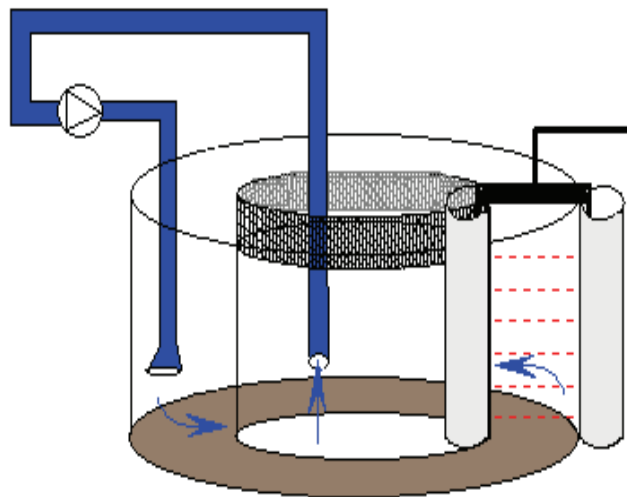


Abb. 2: Versuchsbecken des Driftmessers (skizziert)

Signifikante Anstiege der Driftrate können über eine dynamische Alarmberechnung detektiert werden. Die Alarmbewertung berechnet sich dynamisch aus der Standardabweichung der vorangegangenen Messwerte und setzt sich zusammen aus einer Gelbalarmgrenze (Mittelwert + 3fache Standardabweichung) und einer Rotalarmgrenze (Mittelwert + 4fache Standardabweichung). Um in der Gesamtbewertung einen Alarm zu erhalten muss die dynamische Gelbalarmgrenze siebenmal in Folge überschritten werden oder die dynamische Rotalarmgrenze dreimal in Folge.

Ergebnisse der Insektizidtests

Zwei Insektizide (Lindan, Carbaryl) lösten eine leichte Zunahme der Gammariden-Drift aus. Alarme wurden hier bei Einzelmessungen ab einer Konzentration von 125 µg/L für Lindan und ab einer Konzentration von 200 µg/L für Carbaryl ausgelöst. Zwei andere Substanzen (Carbofuran, Cypermethrin) bewirkten eine deutliche Zunahme der Drift. Im Falle von Carbofuran war eine sichere Detektion mit dem Driftmesser ab einer Konzentration von 50 µg/L möglich. Einmalig führten bereits 25 µg/L Carbofuran zu einer Alarmierung. Die weitaus empfindlichste Reaktion und eine überaus heftige Drift zeigten die Gammariden auf den Wirkstoff Cypermethrin, so dass hier bereits 0,025 µg/L einen Alarm des Driftmessers auslösten.

Bei einem Stoff (Carbaryl) erwies sich das etablierte bbe-Daphnientoximeter, unter Verwendung des Standardorganismus *D. magna*, als sensitiver. Hier reichten 22 µg/l Carbaryl zur sicheren Auslösung eines Alarms. Die anderen drei Insektizide (Lindan, Carbofuran, Cypermethrin) bewirkten in Konzentrationsbereichen eine signifikante Erhöhung der Gammariden-Drift, in denen keine Effekte auf das Schwimmverhalten der Daphnien zu verzeichnen waren. Der größte Unterschied zeigte sich bei der Testung des Pyrethroids Cypermethrin. Hier löste im Vergleich zum bbe-Daphnientoximeter eine 40fach niedrigere Konzentration einen Alarm im Driftmesser aus (vgl. Abb.3).

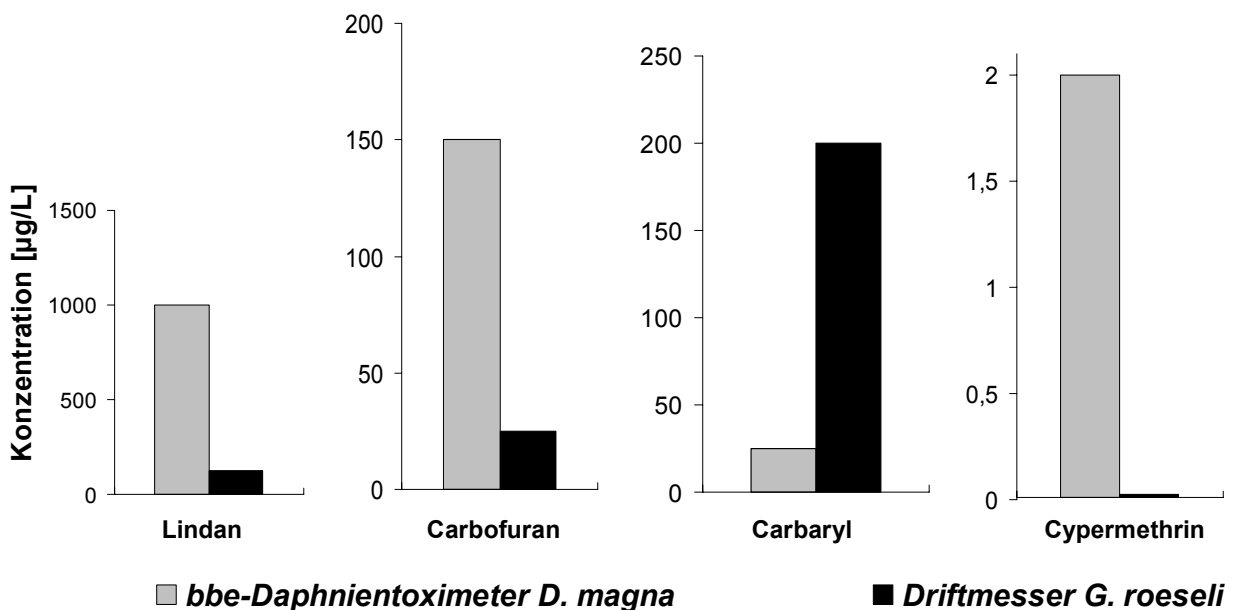


Abb. 3: Ergebnisse zur Wirkung ausgewählter Insektizide auf das Schwimmverhalten von *D. magna* aufgezeichnet mit dem bbe-Daphnientoximeter und das Driftverhalten von *G. roeseli*, aufgezeichnet mit dem Driftmesser. Mit Balken dargestellt sind die Insektizid-Konzentration, bei denen die Verhaltensänderungen der Testorganismen zur Ausgabe eines Biotestalarms führten.

Bewertung und Ausblick

Das Driftverhalten der Gammariden erwies sich als geeigneter Parameter, um Schadstoffbelastungen im Wasser anzuzeigen. In Konzentrationsbereichen, in denen mit dem etablierten bbe-Daphnientoximeter noch keine Effekte im Schwimmverhalten von Wasserflöhen festgestellt wurden, führte die Mehrzahl der getesteten Wirkstoffe zu signifikant erhöhten Driftraten.

Untersuchungen zum Driftverhalten von aquatischen Insektenlarven wurden bislang nicht durchgeführt. Im Gegensatz zu vielen Insektenlarven sind Gammariden ganzjährig und mit hoher Individuendichte in den meisten Fließgewässern anzutreffen. Daher ist die Verfügbarkeit von Testorganismen für den Messbetrieb zu jeder Zeit sicher gestellt.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Erweiterung der Testbatterie um ein Verfahren zur Driftaufnahme, eine nennenswerte Verbesserung in der Immissionsüberwachung darstellt. Dies veranlasste die LUBW bei der Firma bbe-Moldenke (Kiel) den Bau eines im Messbetrieb einsetzbaren Driftmessers in Auftrag zu geben. Das neue und verbesserte Drifttoximeter ist seit kurzem testweise in der Rheingütemessstation Karlsruhe im Einsatz. Das Verfahren erwies sich bislang als wenig wartungsintensiv. Zur Aufnahme von Schadstoffwirkungen liegen mit dem neuen Drifttoximeter noch keine Erkenntnisse vor. Die höher auflösende Lichtschrankentechnik des neuen Drifttoximeters lässt jedoch eine sensitivere Aufnahme der Driftaktivität erwarten.

Literatur

- bbe-Moldaenke, (2002): Handbuch zum bbe-Daphnientoximeter, Version 1.5.0.8 2-Kanal D1; November 2002: 130 pp.
- Beyers, D.W., Farmer, M.S. & Sikoski, P.J. (1995): Effects of rangeland aerial application of sevin-4-oil on fish and aquatic invertebrate drift in the little missouri river, north dekota.— Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28: 27-34
- Crossland & al. Davies, P.E. & Cook, L.S.J. (1993): Catastrophic macroinvertebrate drift and sublethal effects on brown trout, *Salmo trutta*, caused by cypermethrin spraying on a Tasmanian stream.— Aquat. Toxicol. 27: 201-224
- LAWA (1996): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Empfehlungen zum Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren für die Gewässerüberwachung, Ausgearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring.— Kulturbuchverlag Berlin: 37 pp.
- Liess, M. (1993): Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässern.— Dissertation an der Universität Braunschweig: 133 pp.
- Liess, M. (1995): Insektizid-Belastung landwirtschaftlicher Gewässer: Erfassung und Bewertung.— Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (Berlin): 877-881
- Marten, M. (2003): Echtzeit-Gewässerüberwachung – Fernsteuerung, Alarmauswertung und Alarmweiterleitung von kontinuierlichen Biotestverfahren im Messstationsbetrieb.— Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht der Jahrestagung 2003 in Köln: 607-612
- Marten, M. (1996): Erfahrungen mit dem Routinebetrieb kontinuierlicher Biotest-Verfahren in der Gütemeßstation in Karlsruhe am Rhein.— Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht der Jahrestagung 1996 in Schwedt/Oder: 660-664
- Schulz, R. (1997): Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden, Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer- Lebensgemeinschaften.— ecomed Verlagsgesellschaft Landsberg: 167 pp.
- Schulz, R. & LIESS, M. (1999): A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics.— Aquat. Toxicol. 46: 155-176
- Wallace, R.R. & HYNES, H.B.N. (1975): The catastrophic drift of stream insects after treatment with methoxychlor (1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-methoxyphenyl) ethane).— Environ. Pollut. 8: 255-268
- Werth, C. (2006): Neue Testorganismen für die Immissionsüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren – Untersuchungen zur Sensitivität von *Daphnia magna*, *Eudiaptomus vulgaris* und *Gammarus roeseli* auf Insektizide. Karlsruhe, Univ., Fak. Für Chemie und Biowissenschaften, Diss., <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/cgi-bin/psview?document=2006/chem-bio/1>
- Zwick, P. (1992): Fließgewässergefährdung durch Insektizide.— Naturwissenschaften 79: 437-442

PROZESSORIENTIERTE MODELLIERUNG

BECKER, A., KIRCHESCH, V., BAUMERT, H. & A. SCHÖL: Modellierung des Einflusses thermischer Schichtung auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt der staugeregelten Saar

KAUL, U., LETZEL, M. & S. FORSTNER: Modellierung von Arzneimittelwirkstoffen im Main

KNEIS, D. & A. BRONSTERT: Gütesimulation von Flachlandgewässern als Bestandteil des Einzugsgebietsmanagements

RINKE, K., GAL, G., FELIX, M. & K.-O. ROTHHAUPT: Gekoppelte physikalisch-ökologische Simulation des Bodensees – ein Schritt zu einem modernen Gewässergütermanagement

SCHADE, J., NIXDORF, B. & H. BEHRENDT: Modellierung von Siliziumeinträgen in Fluss- und Seensysteme

SCHUWIRTH, N., KÜHNI, M., SCHWEIZER, ST., UEHLINGER, U. & P. REICHERT: A mechanistic benthos-community model for the River Sihl (Switzerland)

STRAUB, T.: Welchen Vorteil bringt die tagesperiodische Vertikalwanderung für den Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*? Eine Simulationsstudie

Modellierung des Einflusses thermischer Schichtung auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt der staugeregelten Saar¹

Annette Becker^{1,2}, Volker Kirchesch^{1,3}, Helmut Baumert⁵, Andreas Schöl^{1,4}

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz (Postfach 200253, 56002 Koblenz),

² becker@bafg.de, ³ volker.kirchesch@bafg.de, ⁴ schoel@bafg.de, ⁵ Institut für angewandte Marine und Limnische Studien – IAMARIS, Bei den Mühren 69a, 20457 Hamburg, baumert@iamaris.net

Keywords: Gewässergütemodell, QSim, Saar, thermische Schichtung, 2D Modellierung

Staugeregelte Gewässer und Gütemodellierung

Die Saar – Sauerstoffhaushalt und Temperaturschichtung

Die Saar entspringt in den Vogesen in Frankreich und mündet nach 246 km bei Konz in die Mosel. Ihr Einzugsgebiet umfasst insgesamt 7413 km². Von 1977-2000 wurden die unteren, deutschen 93 Saar-km für die Schifffahrt ausgebaut, was annähernd zu einer Verdopplung der mittleren Wassertiefe auf heute 5,5 m führte. Obwohl sich die Wasserqualität der Saar in den letzten Jahrzehnten deutlich verbessert hat, treten nach wie vor bei sommerlichem Niedrigwasser kritische Sauerstoffkonzentration auf (<4 mg/l), denen mit Sauerstoff-Stützungsmaßnahmen in Form von Wehrbelüftung entgegengewirkt werden muss.

Die Saar wird seit 1975 regelmäßig von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) untersucht (BFG-1145, 1998). Dabei wurden auch immer wieder Temperaturschichtungen, die mit vertikalen Gradienten des Sauerstoffs einhergingen, beobachtet. Eine mögliche Bedeutung von Temperaturschichtungen für den Sauerstoffhaushalt der Saar wurde schon bei früheren Untersuchungen und Modellrechnungen vermutet (Schöl et al, 1999; Schöl, 2006). Die Stratifikation geht auch mit höheren oberflächennahen Chlorophyll a-Konzentrationen sowie höheren Ammoniumgehalten in tiefen Wasserschichten einher. Sie lässt ausgeprägte Tagesgänge erkennen und ist in der Regel nicht über mehrere Tage stabil. Nach längeren Perioden mit starker Sonneneinstrahlung wurde häufig ein deutlicher Abfall der Sauerstoffkonzentrationen beobachtet, der mit einem - möglicherweise hier nicht mehr adäquaten - 1D-Modellansatz nicht abgebildet werden konnte.

Entwicklung eines 2D Modellansatzes

Damit das Gewässergütemodell (QSim, Kirchesch & Schöl, 1999) der BfG auch auf langsam fließende Gewässer, in denen nicht von einer Gleichverteilung der Temperatur und der Wasserinhaltsstoffe ausgegangen werden kann, anwendbar ist, wurde es um einen quasi-2D-Ansatz erweitert (Becker et al, eingereicht). Dieser umfasst eine mathematische Beschreibung des Einflusses der Turbulenz und Sonneneinstrahlung auf die Temperaturschichtung. Letztere beeinflusst den Stoff-

¹ Dieser Beitrag deckt auch den Vortrag von Volker Kirchesch („Modellierung der tagesperiodischen Temperaturschichtung in der Saar“) ab

austausch zwischen Wasserschichten, der die Grundlage für die Ausbildung chemischer und biologischer Gradienten darstellt.

Material und Methoden

Modellgebiet Saar



Abb. 1: Modellgebiet Saar km 92,8 (Gündingen, oberer Modellrand) bis km 0 (Konz, Mündung in Mosel)

Die deutsche Saar ist ab der französischen Grenze bis zur Mündung in die Mosel auf einer Länge von ca. 93 km mit sechs Wehren mit Fallhöhen zwischen ca. 4 und 14 m staugeregelt (Abbildung 1), sie erreichen eine Aufstauhöhe von insgesamt 55 m. Die mittlere Verweilzeit im Modellgebiet beträgt bei einem Abfluss von $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (MQ) 4,1 d, bei $26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (MNQ) beträgt sie 13 Tage. Dabei sinkt die Fließgeschwindigkeit vor allem in tiefen Staubereichen unter $0,1 \text{ m s}^{-1}$.

Messungen

Während einer 48-stündigen Messaktion im August 2005 im Oberwasser Serrig (Saar-km 20,3, siehe Abbildung 1, Pfeil) wurde mittels einer Mikrostruktursonde MAA90 von ISW Wassermesstechnik im 10-minütigen Abstand neben der Temperaturschichtung die turbulente kinetische Energie, deren Dissipation und die Wirbeldiffusivität (turbulenter Austauschkoefizient) gemessen. Daneben wurden stündliche Tiefenprofile mit einer YSI Multisonde (Wassertemperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH, Trübung) und einer bbe-Moldaenke Chlorophyllsonde (Chlorophyll a und Algengruppenzusammensetzung) aufgenommen.

Ergänzt wurden die Messungen alle vier Stunden durch wasserchemische Analysen (ortho-Phosphat, Ammonium, Nitrat, Nitrit, Chlorophyll a) von Ruttner Schöpfproben aus 9 Wassertiefen.

Weiterhin erfolgten Langzeitmessungen von Wassertemperaturen (27.07.-05.10.04, halbstündig in 0,1 m, 0,3 m, 0,5 m, 0,7 m, 1,0 m, 1,5 m, 2,0 m, 2,5 m und 4 m Tiefe) am Saar-km 19.

Quasi-2- Modellentwicklung und Anwendung

Das deterministische Gewässergütemodell QSim der BfG wird seit mehr als 25 Jahren in enger Wechselwirkung mit der Anwendung weiterentwickelt (Kirchesch & Schöl, 1999, Schöl et al 1999, 2002, 2006, Schöl 2006, <http://www.bafg.de/servlet/is/7455/>). Im neuen quasi-2D-Ansatz wird die vertikale Temperaturverteilung durch eine eindimensionale Wärmeleitung beschrieben, die durch ein implizites Differenzenverfahren nach Crank-Nicolson (Schwarz, 1988) approximiert wird.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D(z) \frac{\partial C}{\partial z} \right).$$

Formel 1: Wärmeleitgleichung (2.Fick'sches Gesetz), mit C : Temperatur [°C] o. Konzentration [mg l⁻¹], D(z): tiefaufgelöster turbulenter Austauschkoefizient [m² s⁻¹], z: Abstand von der Wasseroberfläche [m]

Der turbulente Austauschkoefizient bestimmt die Stärke des Temperatúraustausches zwischen den einzelnen Schichten. Dieser Koeffizient entstammt einem Turbulenzmodell (k- ε -Modell), das ebenfalls in QSim implementiert wurde.

$$\frac{\partial k}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{v_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial z} \right) = P - B - \varepsilon$$

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{v_t}{c_\varepsilon} * \frac{\partial \varepsilon}{\partial z} \right) = c_1 * \frac{\varepsilon}{K} (P - c_3 B) - c_2 \frac{\varepsilon^2}{k}$$

Formel 2+3: k- ε -Modell, mit k: turbulente Energie [m² s⁻³], ε: Dissipationsrate [m² s⁻²], Konstante σ_k = 1, P: Turbulenzproduktion durch Schergradient, B: Auftriebseffekt, v_t: Wirbelzähigkeit [m² s⁻¹], empirische Konstanten c₁ = 1.44, c₂ = 1.92 und c₃ = -1.4.

Das k- ε -Modell benötigt neben der vertikalen Temperaturverteilung die vertikal aufgelöste Fließgeschwindigkeit als Eingabe. Letztere wird idealisiert aus der mittleren Querschnittsgeschwindigkeit nach dem Ansatz von Van Veen unter Berücksichtigung der windinduzierten Geschwindigkeit (log-Profil) ermittelt.

Die Messwerte der 48 h –Messaktion und die Langzeitmessungen von 2004 wurden zur Validierung des beschriebenen Modellansatzes (Rechnung für die Stauhaltung Serrig) verwendet. Zusätzlich wurde ein Jahresgang für 1998 für das gesamte Saar-Gebiet simuliert.

Ergebnisse

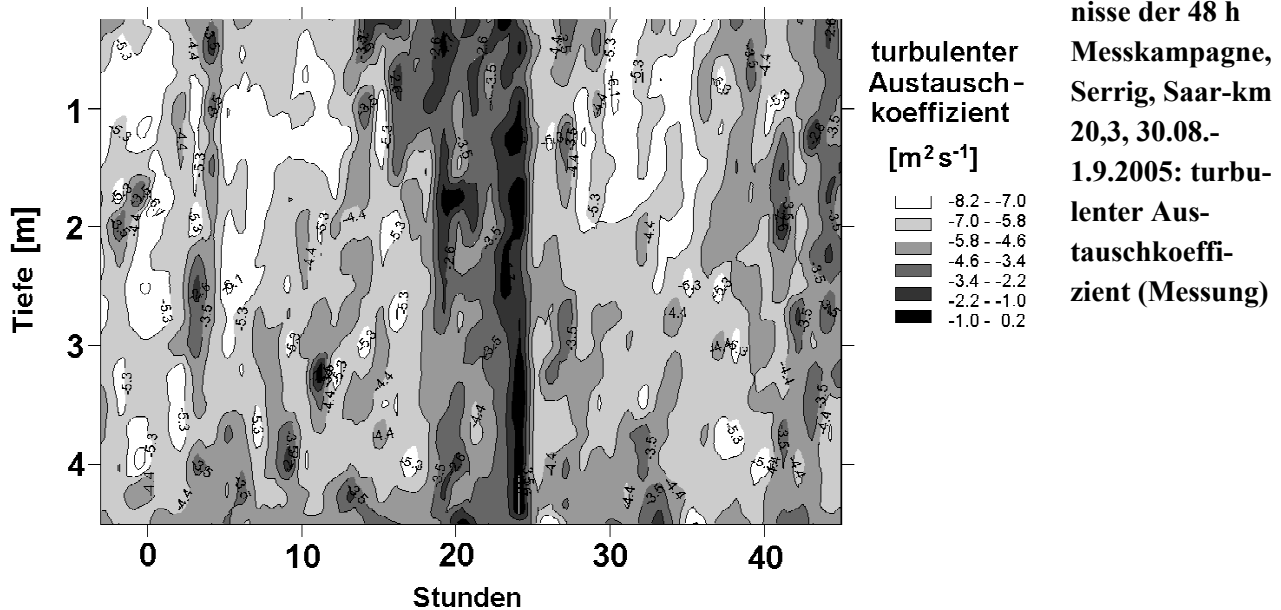


Abb. 2: Ergebnisse der 48 h Messkampagne, Serrig, Saar-km 20,3, 30.08.-1.9.2005: turbulenter Austauschkoefizient (Messung)

Während der 48-Stunden Messkampagne bauten sich im Tagesverlauf Temperaturschichtungen auf. Die Messungen des turbulenten Austauschkoefizienten zeigen, dass dieser bei den steilsten Temperaturgradienten am geringsten und während der Destratifikation in den frühen Morgenstunden am höchsten ist (Abb. 2). In Abb. 3 werden den gemessenen Temperaturverläufen die modellierten gegenübergestellt. Beide zeigen den Aufbau der oberflächennahen Schichtung im Tagesverlauf und ihr Zusammenbrechen, wobei auffällt, dass die modellierte Schichtung generell stabiler erscheint als die gemessene.

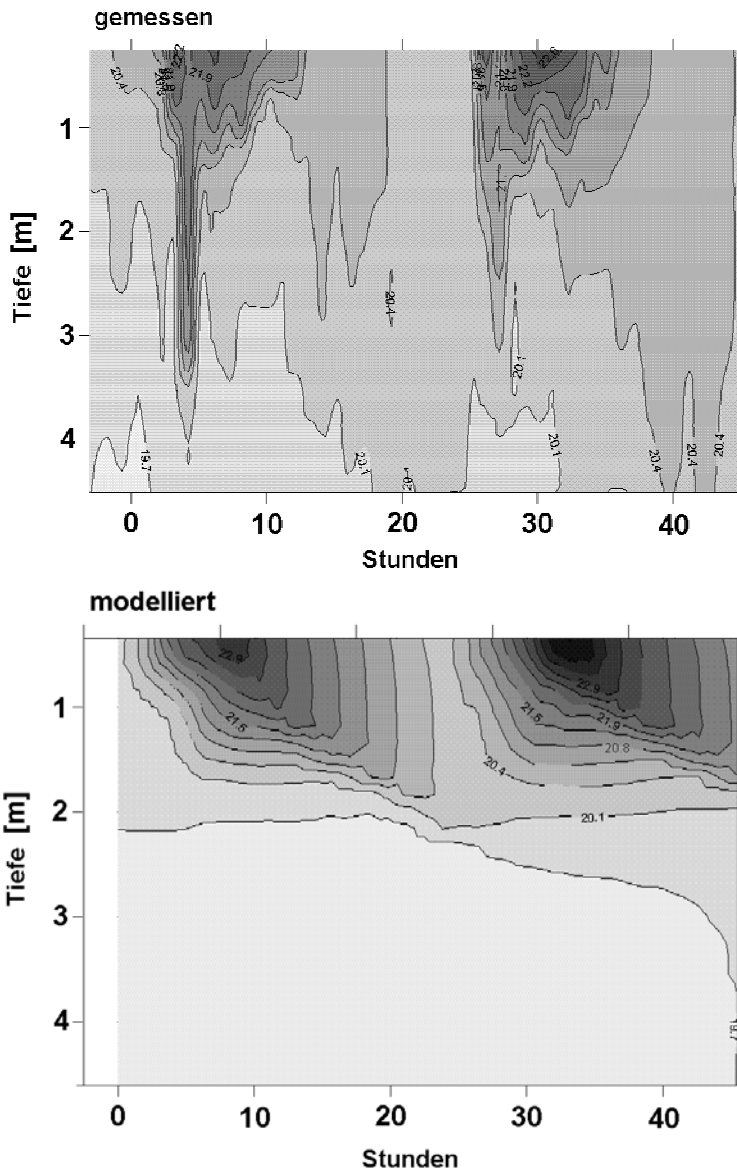


Abb. 3: Wassertemperatur Ergebnisse der 48 h Messkampagne, Serrig, Saar-km 20,3, 30.08.-1.9.2005: oben: Messung, unten Modell, Stunden 0: 30.08.2005 11:00

Der vertikale Verlauf von Sauerstoff, Chlorophyll a, Ammonium und ortho-Phosphat wurde für den Zeitraum der 48h-Intensivmesskampagne modelliert und mit gemessenen Daten verglichen (Abb. 4). Sowohl Messungen als auch das Modell zeigen, dass die vertikalen Gradienten von Sauerstoff und Chlorophyll a um so ausgeprägter sind, je stärker die thermische Schichtung ist. Die oberflächennahen Ammoniumkonzentrationen sind jedoch generell geringer als in der Tiefe, bei ortho-Phosphat ergeben sich hingegen keine klaren systematischen Konzentrationsunterschiede. Die Unterschiede zwischen Messungen und Modell zeigen im Tagesverlauf ähnliche Tendenzen wie für die Temperaturschichtung gezeigt (schwächeres Zusammenbrechen der Schichtung im Modell).

Die oberflächennahen Ammoniumkonzentrationen sind jedoch generell geringer als in der Tiefe, bei ortho-Phosphat ergeben sich hingegen keine klaren systematischen Konzentrationsunterschiede. Die Unterschiede zwischen Messungen und Modell zeigen im Tagesverlauf ähnliche Tendenzen wie für die Temperaturschichtung gezeigt (schwächeres Zusammenbrechen der Schichtung im Modell).

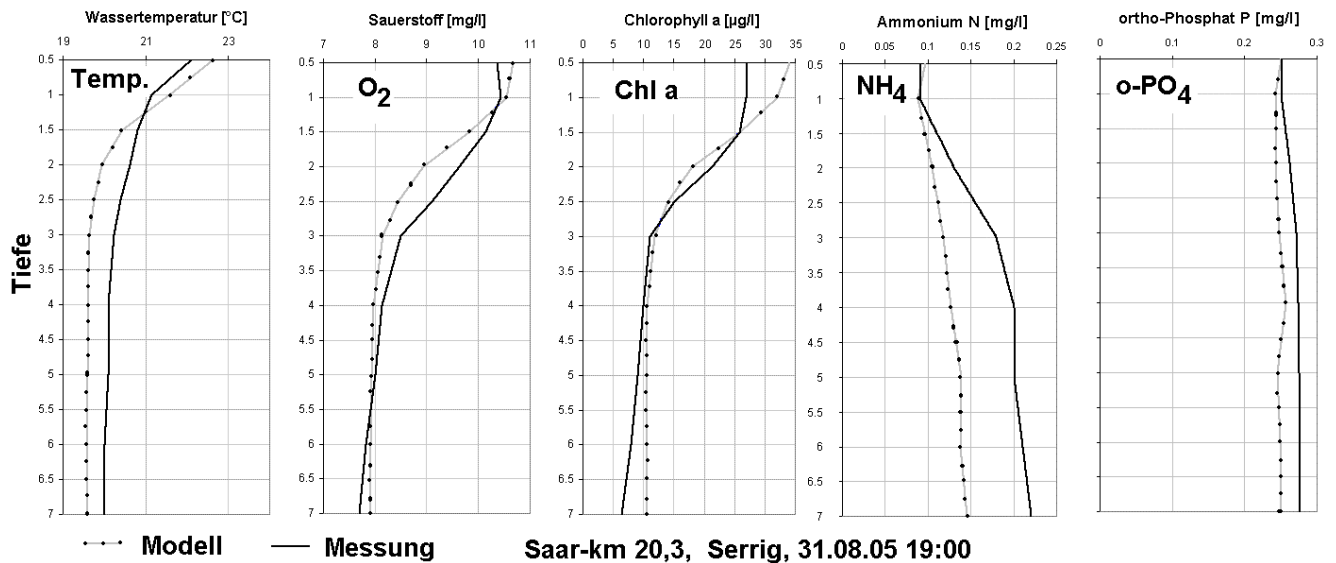


Abb. 4: gemessene und modellierte Tiefenprofile von Wassertemperatur, Sauerstoff, Chlorophyll a, Ammonium und ortho-Phosphat, Serrig (Saar-km 20,3), 31.08.05, 19:00

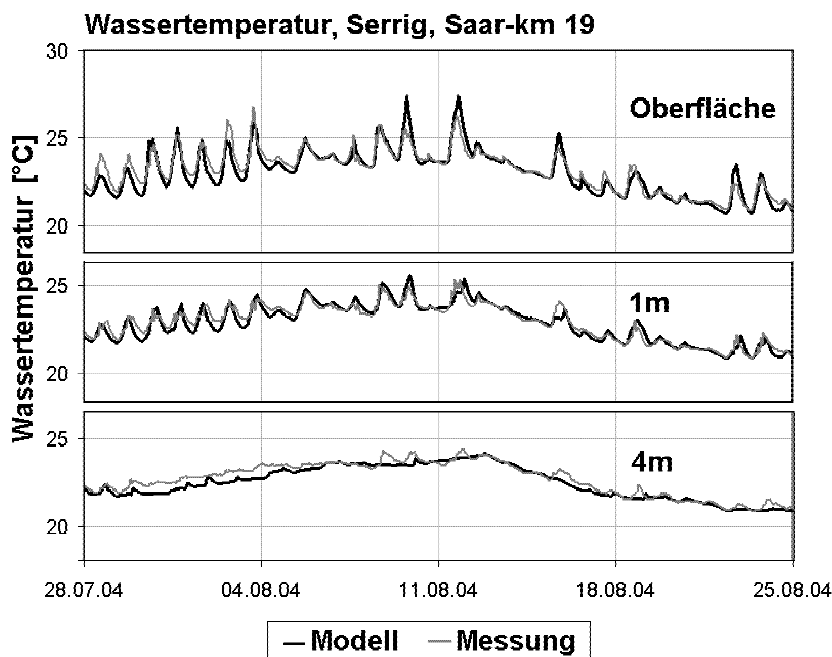


Abb. 5: gemessene und modellierte Wassertemperaturen 28.07.-25.08.2004 an der Oberfläche und in 1 m und 4 m Tiefe

Mehrmonatige Messungen der Wassertemperatur in 10 Tiefen in der gleichen Stauhaltung zeigen, unter welchen hydrologischen und klimatischen Bedingungen es zu einer Temperaturschichtung kommt und wann mit einer Gleichverteilung zu rechnen ist (Abb. 5). Im Modell kann dieses Langzeitmuster der Temperaturverteilung der Saarstauhaltung nachgebildet werden. Der gleiche Ansatz, der zur Modellierung der Stauhaltung Serrig genutzt wurde, wird im Folgenden für den Jahresgang 1998 und die gesamte Saarstrecke (Saar-km 93-0) angewandt.

Beim modellierten Jahresgang 1998 zeigt sich, dass zumindest an tiefen Stellen auch über mehrere zusammenhängende Tage mit stabilen Temperaturschichtungen zu rechnen ist (Abb. 6, Sommer 1998). Treten diese auf, ist auch mit größeren Tiefengradienten des Sauerstoffs zu rechnen. Im Längsverlauf einer Stauhaltung wird deutlich, dass Schichtungen sich unterhalb des durchmischten Unterwasser langsam aufbauen und im Verlauf der Stauhaltung stabilisieren (Details zu den Jahresgangberechnungen siehe Becker et al, eingereicht).

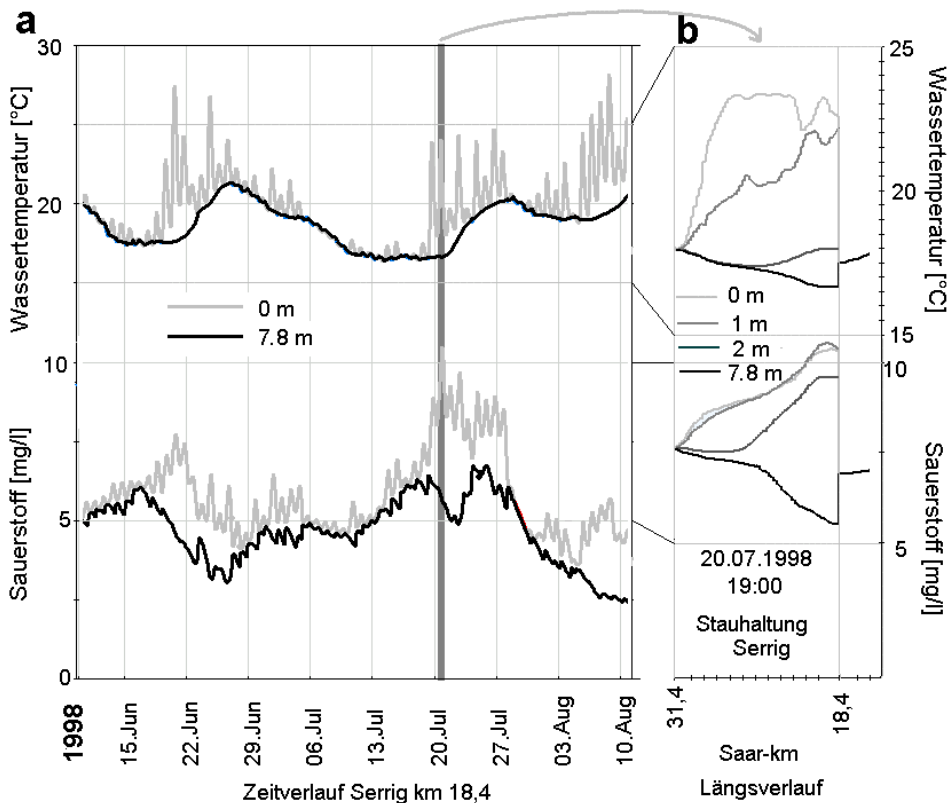
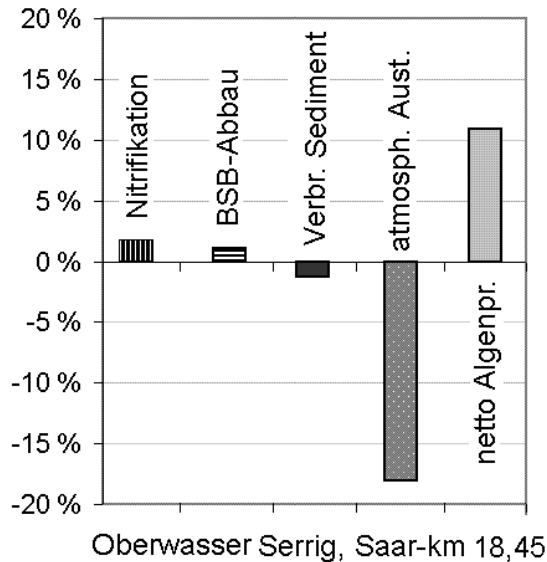


Abb. 6a: Modellierte Wassertemperaturen und Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen der Saar in Serrig, Zeitverlauf Juni-August 1998, 6b: Längsprofil (Stauhaltung Serrig, 20.07.98)

Der Einfluss der Temperaturschichtung auf den Sauerstoffhaushalt insgesamt kann abgeschätzt werden, indem die modellierten Raten des Sauerstoffhaushaltes im 1D und 2D-Modellansatz verglichen werden. Für den Saar-km 18,45 (Oberwasser Serrig) und den Jahresgang 1998 wird das mittlere Ergebnis in Abb. 6 gezeigt. Dabei wird deutlich, dass die größten Unterschiede beim atmosphärischen Austausch von Sauerstoff (etwa 18% niedriger bei 2D gegenüber 1D-Ansatz) und beim Sauerstoffeintrag durch die Algen (etwa 11% höher) gefunden werden.

Mittlere Raten des Sauerstoffhaushalts im Jahr 1998
% Abweichung der 2D- von 1D-Modellergebnissen:



Die Raten liefern je nach betrachtetem Zeitraum bzw. betrachteter Stelle in der Saar einen verschieden hohen Beitrag zum Sauerstoffhaushalt. Insgesamt wird in der Saar der im 2D-Ansatz berechnete verminderte physikalische Sauerstoffeintrag weitgehend durch die höhere Sauerstoffproduktion aufgrund eines verbesserten Algenwachstum kompensiert (Becker et al, eingereicht).

Abb. 6: Prozentuale Abweichung der modellierten Raten des Sauerstoffhaushaltes von 2D- im Vergleich zu 1D-Modellansatz, Oberwasser Serrig, 1998

Diskussion

Die Modellergebnisse geben sowohl die absoluten Werte als auch die beobachtete Tagesrhythmik der Stratifikation zufriedenstellend wieder. Das Zusammenbrechen der Temperaturschichtung und die damit zusammenhängende gleichmäßige Verteilung gelöster und partikulärer Stoffe wird im Modell jedoch systematisch leicht unterschätzt. Ursachen hierfür können die bislang unzureichende Berücksichtigung der Beschattung, lokaler Windregime (Geländemorphologie), der direkte Einfluss von Schiffspassagen (Turbulenz) und der Einfluss von Schleusungen sein, die zu Schwingungen des Wasserkörpers mit deutlich höheren Fließgeschwindigkeiten führen (Baumert, 2005).

Die modellierten Effekte der thermischen Schichtung auf die atmosphärische Belüftung und andere sauerstoffverbrauchende bzw. -produzierende Prozesse spielen für den Stoffhaushalt eine wichtige Rolle, hier kann es zu größeren Unterschieden zwischen 1D und 2D Modellansätzen kommen als in der Summe aller Raten (Kompensation von Effekten). Die Modellierungsergebnisse bestätigen die Vermutung, dass Algen in temperaturgeschichteten Stauhaltungen bessere Wachstumsbedingungen vorfinden. Die ausgeprägten Tagesgänge und Tiefengradienten, die auch im Modell wiedergegeben werden, können eine große ökologische Bedeutung haben. In langsam fließenden Gewässern sollte bei Modellierungen deshalb die Möglichkeit von thermischer Schichtung prinzipiell berücksichtigt werden, im Einzelfall kann deren Notwendigkeit exemplarisch geprüft werden.

Schlussfolgerungen

Die Weiterentwicklung des Gewässergütemodells QSim hin zum quasi-2D-Ansatz ermöglicht die Bearbeitung einer Anzahl neuer Fragestellungen. Insbesondere können langsam fließende, aufgestaute Gewässerabschnitte besser abgebildet werden, was die Zahl möglicher Modellanwendungen deutlich vergrößert. Die Untersuchungen haben aber auch gezeigt, dass weiterhin Einflüsse auftreten können, die noch nicht im Modell berücksichtigt werden: etwa der direkte Einfluss der Schifffahrt, Schleusungen, lokale Windregime und Beschattung.

Danksagung

Wir danken Holger and Hartmut Prandke für die Mikrostruktur Profiler-Messungen und -Datenauswertung, für die finanzielle Unterstützung durch die WSD Südwest und das WSA Saarbrücken, die ADCP-Daten zur Verfügung stellten. Dank auch an Franz Leyendecker für die logistische Unterstützung und ganz besonders an Claudia Günster für ihr Organisationstalent und die technische Unterstützung.

Literatur

- Becker, A., Kirchesch, V., Baumert, H., Fischer, H., Schöl, A. (eingereicht): Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river
- BfG (1998): Untersuchungen über den mikrobiologisch-biochemischen Zustand der Saar und ihrer Nebenflüsse, Zeitraum 1987-1997, BFG-1145, 44+91 S.
- Baumert, H., Simpson, Z., Sündermann, J. (2005): Marine Turbulence – Theories, Observations and Models, Cambridge University Press, 630 S.
- Kirchesch, V., Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktondynamik von Fließgewässern. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 43: 302-308.
- Schöl, A. (2006): Die Saar – Auswirkungen der Stauregelung auf den Sauerstoffhaushalt in einem abflussarmen Mittelgebirgsfluss. 167-185. In: Müller, D, Schöl, A, Bergfeld, T, Strunck Y. (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Limnologie Aktuell, Bd. 12. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Schöl, A., Eidner, R., Böhme, M., Kirchesch, V. (2006): Einfluss der Bühnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittleren Elbe. pp. 243 - 263 in: Pusch, M. & Fischer, H. (Hrsg.) (2006) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weissensee Verlag, Berlin, 385 S.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borcharding, J. & Müller, D. (2002): Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - interaction between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, Dreissena polymorpha. International Review of Hydrobiology, 87: 295-317.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T. & Müller, D. (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. Hydrobiologia 410: 167 – 176.
- Schwarz, H. R (1988): Numerische Mathematik. – B.G. Teubner, Stuttgart

Modellierung von Arzneimittelwirkstoffen im Main

Ulrich Kaul¹, Marion Letzel² & Siegfried Forstner¹

¹ Bayer. Landesamt für Umwelt, Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg, ² Dienstort München, Lazarettstr. 67, 80636 München,

ulrich.kaul@lfu.bayern.de, marion.letzel@lfu.bayern.de, siegfried.forstner@lfu.bayern.de

Keywords: Gütemodellierung, Fließgewässer, Arzneimittel, organische Substanz, Main

Einleitung

Pharmazeutische Produkte und Zubereitungen stellten 2005 mit ca. 23 % einen großen Anteil an der gesamten Chemieproduktion in der EU dar (CEFIC 2006). Organische Spurenstoffe wie Arzneimittelwirkstoffe erlangen daher nicht ohne Grund im Gewässerschutz in den letzten Jahren zunehmende Bedeutung. Sowohl in Kläranlagen als auch in Oberflächengewässern und sogar teilweise im Grundwasser werden Rückstände von Arzneimitteln nachgewiesen (Stan et al. 1994). Arzneimittelwirkstoffe gelten daher als potentielle Umweltschadstoffe. Obwohl Arzneimittel zu den toxikologisch am besten untersuchten und beschriebenen Stoffen gehören, ist ihr ökotoxikologisches Potential sowie ihr Verhalten in der Umwelt weitgehend unerforscht. Für einzelne Wirkstoffe wie z. B. Diclofenac sind aber bereits durch chronische Toxizitätsstudien an Fischen Effektkonzentrationen im umweltrelevanten niedrigen µg/L-Bereich nachgewiesen wurden (Schwaiger et al. 2004, Hoeger et al. 2005).

Die Arzneimittelwirkstoffe gelangen im Wesentlichen durch die menschlichen Ausscheidungen über Kläranlagenabläufe in die aquatische Umwelt, aber auch Deponiesickerwässer können hohe Arzneimittelgehalte aufweisen.

Um das Auftreten und Verhalten dieser Stoffe im Gewässer bewerten zu können, wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes Daten zum ökochemischen Verhalten dieser Spurenstoffe erhoben und im ATV-DVWK-Gewässergütemodell zur Abschätzung von Konzentrationen in Fließgewässern eingesetzt.

Material und Methoden

Für das Forschungsprojekt wurde als Untersuchungsgebiet ein Abschnitt des Mains zwischen Schweinfurt und Erlabrunn ausgewählt. Im April und Mai 2004 wurden dort in einer sechswöchigen Messkampagne an sieben Kläranlagen und drei Gewässermessstellen kontinuierlich Proben genommen in Form von Tages- und Wochenmischproben.

Zur Bestimmung der Verteilung und des Verbleibs der Substanzen von der Anwendung bis hin zum Gewässer fanden zudem experimentelle Untersuchungen im Stofftestlabor des Bayerischen Landesamtes für Umwelt statt. Dabei wurde neben der biotischen (Labor-Belebtschlammanlage, Standardtests nach DIN) und der abiotischen Abbaubarkeit (Photolyse, Hydrolyse) auch die Verteilung

der Stoffe zwischen den verschiedenen Kompartimenten (z. B. Adsorption am Klärschlamm) betrachtet.

Mit Hilfe der experimentell ermittelten und durch Literaturrecherche vervollständigten Daten wurde die zu erwartende Konzentration in Fließgewässern mit dem ATV-DVWK-Gewässergütemodell ermittelt. Dieses deterministische, modular aufgebaute Modell besteht aus 18 Bausteinen (s. Tab. 1), in denen neben der Hydraulik Parameter wie Strahlung, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff, Nährstoffe, Algen etc. berechnet werden (Kaul & Müller 2001). Der wesentliche Baustein für die Simulation der Konzentration der Arzneimittelwirkstoffe ist der Baustein „organische Einzelsubstanz“, der Einträge, Verdünnung sowie Verteilung und Abbau im Gewässer simuliert (s. Abb. 1). Aus dem Vergleich der mit dem Modell vorhergesagten Konzentration („predicted environmental concentration“, PEC) mit den Messwerten sollte die Tauglichkeit der Modellaussagen überprüft werden.

Tab. 1: Modellbausteine

| Lfd. Nr. | Bausteinbezeichnung |
|-----------|---|
| 1 | Abfluss, Hydraulik |
| 2 | Strahlung |
| 3 | Wassertemperatur |
| 4 | Konservative Substanzen |
| 5 | BSB / CSB |
| 6 | Phosphor |
| 7 | Stickstoffverbindungen |
| 8 | Silikat |
| 9 und 10 | Kiesel- und Grünalgen |
| 11 und 12 | Konsumenten I und II |
| 13 | Besiedlung des Flussbettes, Stoffaustausch mit dem Sediment |
| 14 | Schwebstoffe |
| 15 | Sauerstoff |
| 16 | pH-Wert |
| 17 | Metalle |
| 18 | organische Einzelsubstanzen |

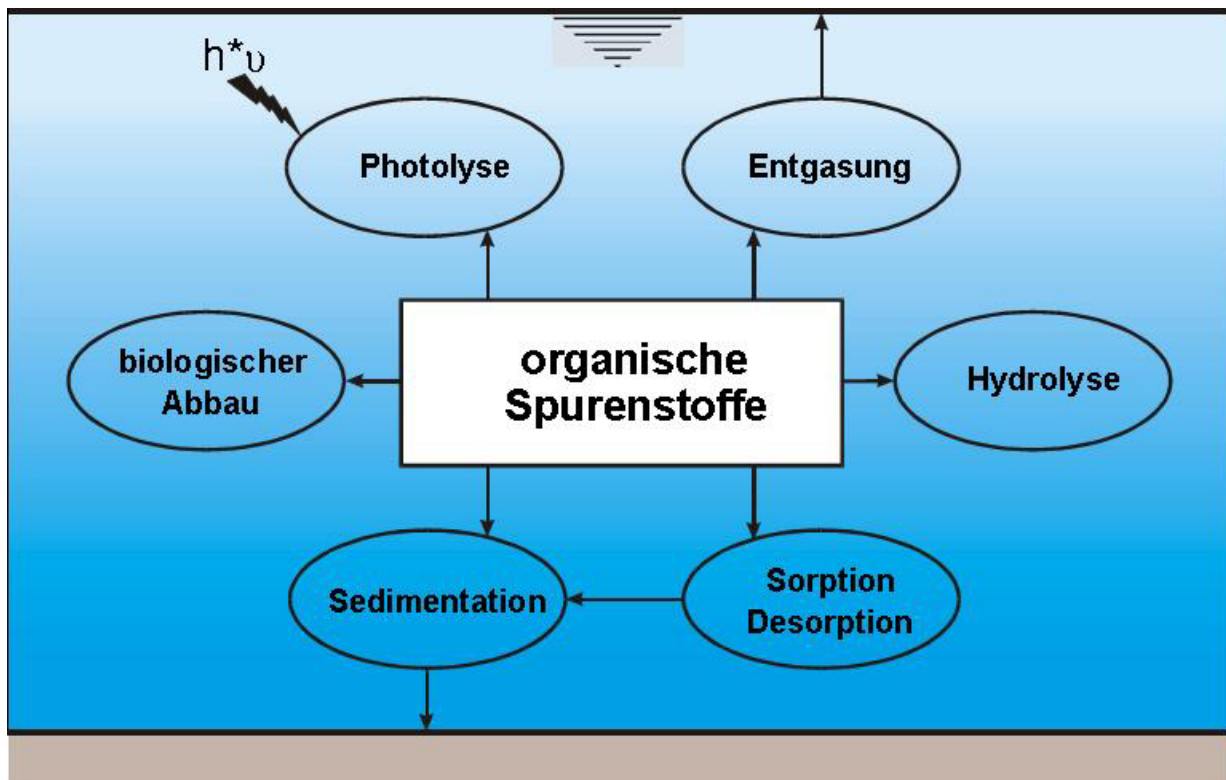


Abb. 1: Im ATV-DVWK-Gewässergütemodell berücksichtigte Transformationsprozesse

Ergebnisse und Diskussion

Die Labortests zu dem Antiepileptikum Carbamazepin zeigten, dass es weder biologisch noch hydrolytisch abbaubar ist. Der Hauptabbau von Carbamazepin in Oberflächengewässern läuft über die Photolyse, mit Halbwertszeiten über 100 Tagen aber sehr langsam. Die in den Kläranlagenabläufen gemessenen Emissionen erreichten im Mittel eine einwohnerbezogene Fracht von $0,27 \pm 0,13$ mg/d. Die gemessenen Konzentrationen in den Fließgewässern lagen zwischen 90 und 230 ng/l. Trotz dieser niedrigen Konzentrationen führten die großen Wassermengen im Main zu hohen Frachten, was einer mittleren Menge von ca. 3.600 Tabletten pro Tag an der Messstelle Erlabrunn entsprach.

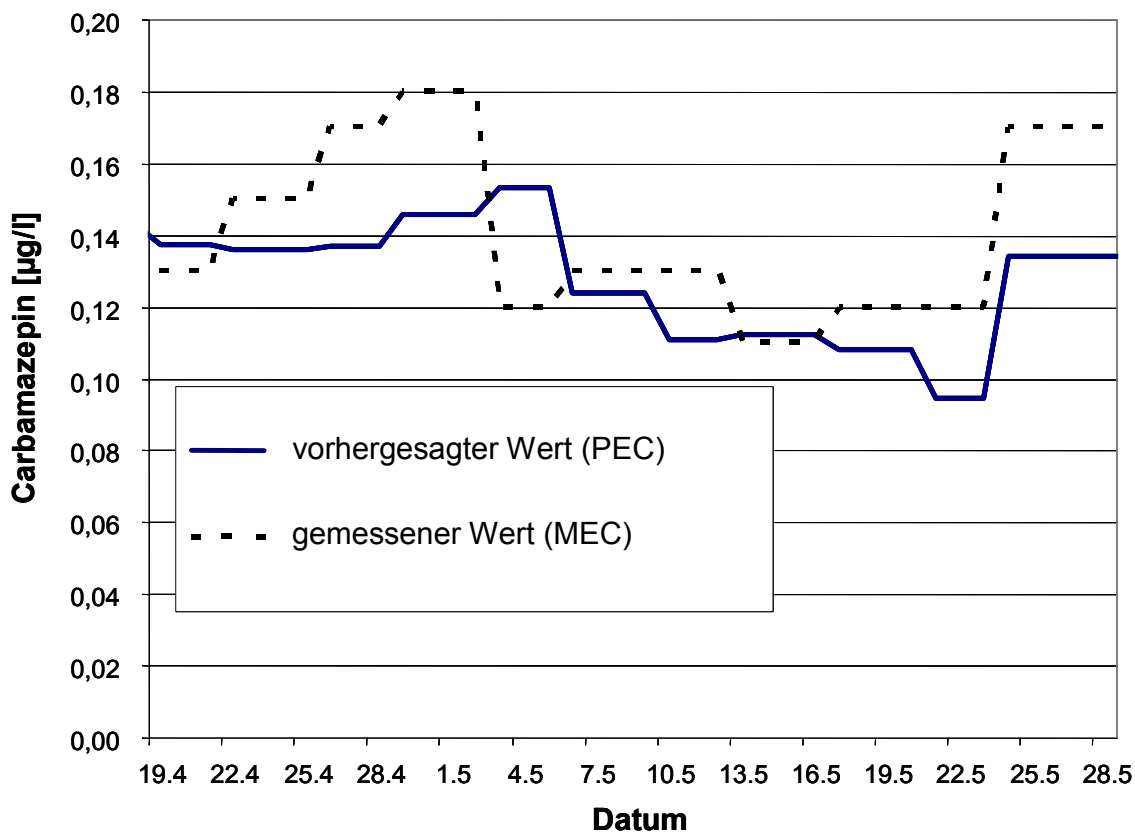


Abb. 2: Vergleich der PEC- und MEC-Werte der Carbamazepinkonzentrationen in Main-Erlabrunn

Der Vergleich der errechneten (PEC) und der gemessenen Konzentrationen (MEC) für das Carbamazepin zeigt eine recht gute Übereinstimmung der Werte (s. Abb. 2). Die Abweichungen liegen nur bei etwa $\pm 20\%$ trotz der erheblichen Abflussänderungen im Main, die während des Messzeitraums aufgetreten waren (s. Abb. 3).

Das Schmerzmittel Diclofenac wurde weder in Modellkläranlagen noch in Standardtests biologisch abgebaut. Ein hydrolytischer Abbau fand ebenfalls nicht statt, so dass die Photolyse als Hauptabbauweg im Gewässer gilt. Die in den Kläranlagenabläufen gemessenen Emissionen waren mit einer mittleren einwohnerbezogenen Fracht von $0,28 \pm 0,11$ mg/d von großer Kontinuität geprägt.

Im Fall von Diclofenac wurden zwei Simulationen mit der niedrigsten ($\Phi = 0,04$) und der höchsten ($\Phi = 0,22$) bekannten Quantenausbeute durchgeführt, um die Spannbreite der erwarteten Konzentration im Gewässer aufzuzeigen. Abb. 4 zeigt die modellierten Konzentrationen über den Zeitraum der Messkampagne am Ende der Modellstrecke in Main-Erlabrunn.

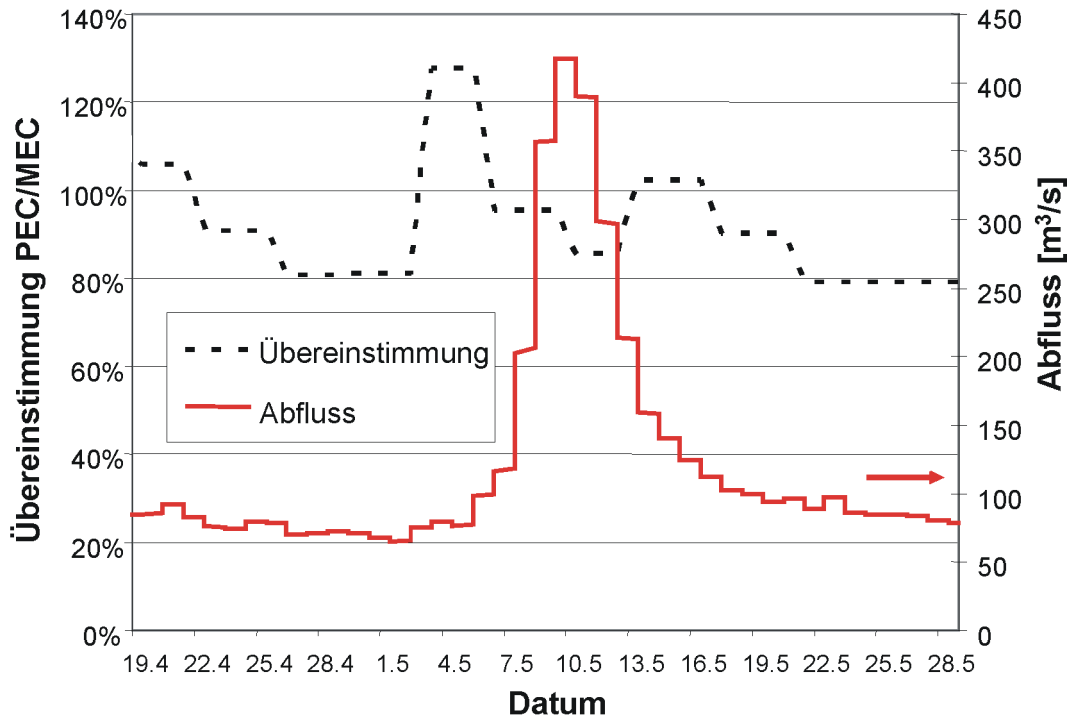


Abb. 3: Übereinstimmung der PEC- und MEC-Werte von Carbamazepin an der Messstelle Main-Erlabrunn

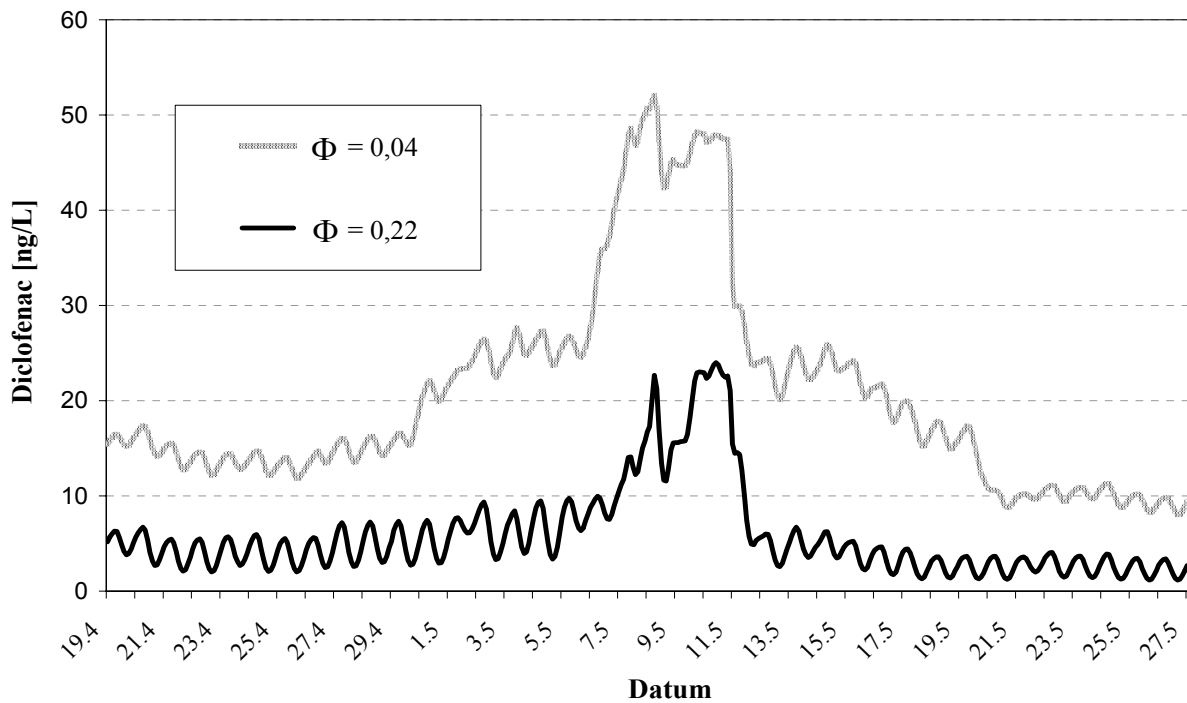


Abb. 4: Berechneter Konzentrationsverlauf von Diclofenac in Main-Erlabrunn im Frühjahr 2004 bei minimaler und maximaler Quantenausbeute.

Die simulierten Konzentrationen liegen im Bereich von 2 bis 52 ng/L. Erwartungsgemäß sind die bei höherer Quantenausbeute ermittelten Konzentrationen infolge des vermehrten Photoabbaus geringer. Der bei Sonneneinstrahlung stattfindende Abbau ruft auch einen ausgeprägten Tagesgang hervor, welcher deutlich bei beiden Kurven- allerdings bei höherer Quantenausbeute ausgeprägter - zu erkennen ist. An stark bewölkten Tagen (z. B. 01.05; 05.05.-11.05.) ist der Tagesgang weniger ausgebildet. In der Zeit vom 5.5. bis 11.05. ist eine Konzentrationserhöhung erkennbar, da die Einträge zu dieser Zeit meist ebenfalls höher waren und infolge des schlechten Wetters der photolytische Abbau geringer war.

An der oben betrachteten Messstelle Main-Erlabrunn wurden Konzentrationen von unter der Nachweisgrenze bis 90 ng/L gemessen, die sehr gut mit den modellierten Werten übereinstimmen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen lässt sich festhalten, dass sich das ATV-DVWK-Gewässergütemodell gut zur Abschätzung von Spurenstoffen in Fließgewässern eignet. Für die Modellierung werden jedoch detaillierte Kenntnisse zum ökochemischen Verhalten und den eingetragenen Frachten der Stoffe benötigt. Sind die für die Gütesimulation notwendigen Vorarbeiten aber einmal geleistet, sind weitere Szenarienrechnungen, die auch eine Ableitung von Maßnahmen erlauben, ohne großen Zeitaufwand möglich.

Danksagung

Die Autoren danken besonders E. Grill, M. Huber und D. Leppert für die Durchführung der Abbau-tests sowie den Mitarbeitern der Wasserwirtschaftsämter Bad Kissingen und Aschaffenburg, speziell D. Musshoff, E. Kaiser und K. Maslowski, für die Unterstützung bei der Messkampagne.

Literatur

- CEFIC (2006): Facts and Figures: The European chemical industry in a worldwide perspective. 43 S.
- Hoeger, B., Köllner, B., Dietrich, D. R., Hitzfeld, B. (2005): Water-borne diclofenac affects kidney and gill integrity and selected immune parameters in brown trout (*Salmo trutta f. fario*). *Aqua. Toxicol.* 75: 53-64.
- Kaul, U., Müller, S. (2001): Gewässergütesimulation als Instrument der Wasserbewirtschaftung. In Diersch, H.-J., Kaden, S., Michels, I. (Hrsg.): Wasserbewirtschaftung im neuen Jahrtausend, Berlin: 187-194.
- Schwaiger, J., Ferling, H., Mallow, U., Wintermayr, H., Negele, R. D. (2004): Toxic Effects of the Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drug Diclofenac. Part I: Histopathological Alterations and Bioaccumulation in Rainbow Trout. *Aquat. Toxicol.* 68: 141-150.
- Stan H.-J., Heberer T., Linkerhägner M. (1994): Vorkommen von Clofibrinsäure im aquatischen System - Führt die therapeutische Anwendung zu einer Belastung von Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser? *Vom Wasser* 83, 57-68

Gütesimulation von Flachlandgewässern als Bestandteil des Einzugsgebietsmanagements

David Kneis & Axel Bronstert

Universität Potsdam, Institut für Geoökologie, Karl-Liebknecht-Str. 24–25, 14476 Potsdam
dkneis@uni-potsdam.de

Keywords: Wassergütemodell, Einzugsgebietsmanagement, Nährstoffe, Phosphor, Havel, Szenarios

Einleitung

Die vorgestellte Modelluntersuchung ist Bestandteil des 2005 abgeschlossenen Forschungsprojekts "Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel" (Bronstert & Itzerott 2006). Ziel dieses Projektes war die Entwicklung und Bewertung von Handlungsoptionen zur Minimierung von Stickstoff- und Phosphor-Einträgen in die Oberflächengewässer des Havel-Einzugsgebiets als Beitrag zur Erreichung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Die Wirkung möglicher Maßnahmen auf die Wasser- und Nährstoffausträge aus Einzugsgebieten wurde mit Hilfe der hydrologischen Einzugsgebietsmodelle SWIM (Krysanova 2000) und ArcEgmo-Urban (Biegel 2005) untersucht. Die Ergebnisse dieser Szenario-Analysen wurden in das neu entwickelte Stofftransportmodell TRAM (Kneis 2006) eingespeist, um die Wirkung auf konkrete Wasserkörper darzustellen zu können und die gewässerinternen Effekte der Stickstoff-Retention und Phosphor-Freisetzung zu berücksichtigen. Eine Bewertung der Handlungsoptionen erfolgte mittels einer gewässerspezifischen Güteskala für Nährstoffkonzentrationen, welche mit paläolimnologischen Methoden (LUA 2005) abgeleitet wurde.

Der Beitrag thematisiert die Konzepte des Stofftransportmodells TRAM und dessen Anwendung auf die Untere Havel im Verbund mit Einzugsgebietsmodellen.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Modellverbund wurde auf einen Abschnitt der Unteren Havel zwischen Spreemündung (Berlin Spandau) und der Stadt Brandenburg angewandt (Abb. 1). Für diesen ca. 80 Gewässerkilometer umfassenden Fluss-Seen-Abschnitt liegen umfangreiche Geometriedaten (Querprofile) vor. Weiterhin befinden sich entlang des Flussabschnittes eine größere Anzahl Wassergütemessstellen des Landesumweltamtes Brandenburg und des Berliner Senats. Für diese liegen seit Beginn der 1990er Jahre Messwerte für zentrale Güteparameter – u. a. für TP- und TN-Konzentrationen – in zumeist 14-täglicher Auflösung vor.

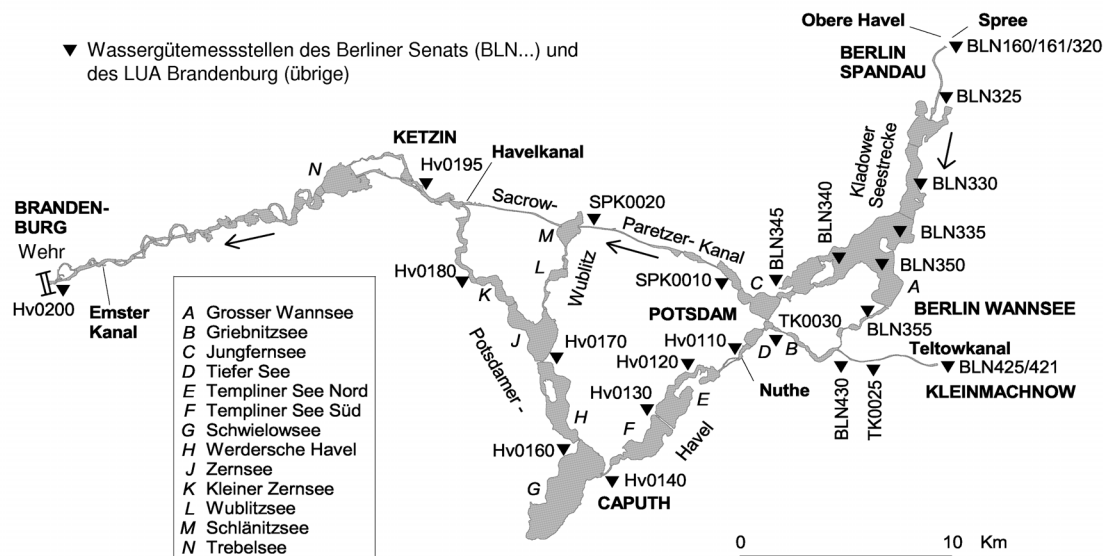


Abb. 1: Anwendungsgebiet des Modells TRAM im Bereich der Unteren Havel.

Das Stofftransportmodell TRAM

Das Stofftransportmodell TRAM wurde als Ergänzung zu mesoskaligen Wasser- und Stoffhaushaltsmodellen entwickelt, um – wie es die Wasserrahmenrichtlinie fordert – konkrete Wasserkörper hinsichtlich ihrer hydrologischen Eigenschaften und internen Stoffumsätze abbilden zu können.

TRAM wurde für den Einsatz in flachen Gewässern konzipiert. Im Modell wird das reale Gewässernetz als System aus gekoppelten Reaktoren dargestellt. "Plug-flow"-Reaktoren (Chapra 1997) dienen der Abbildung von Fließstrecken, für welche eine Dominanz advektiver Transportprozesse unterstellt wird. Polymiktische Flachseen werden in TRAM als voll durchmischte Reaktoren dargestellt. Hydraulische Randbedingungen zur Berechnung des Stofftransports wurden für bisherige Anwendungen durch das hydrodynamische Modell HEC-RAS (HEC 2002) bereitgestellt. Sowohl HEC-RAS als auch TRAM unterstützen den Aufbau der geometrischen Modelle mittels GIS.

Das Stofftransportmodell bietet durch seine "offene" Struktur große Flexibilität bei der Beschreibung von Umsatzprozessen. Anzahl und Eigenschaften der simulierten Komponenten sowie deren Interaktionen und Randbedingungs-Abhängigkeiten sind im Gütemodell zunächst nicht festgelegt. Vielmehr wird das charakteristische Differentialgleichungssystem, welches die simulierten Variablen und deren Dynamik beschreibt, durch den Anwender in einer einfachen Syntax formuliert. Diese Problembeschreibung wird automatisiert in FORTRAN-Code übersetzt und zur Erzeugung des Anwendungs-spezifischen Simulationswerkzeugs mit einem statischen Modellkern zusammengeführt. Hierdurch wird es möglich, unterschiedliche Ansätze der Prozessbeschreibung mit geringem Entwicklungsaufwand zu testen und die – je nach Aufgabenstellung, Prozessverständnis und Datenverfügbarkeit – geeignete Modellformulierung zu wählen.

Implementierung von N- und P-Umsatz für die Anwendung auf die Untere Havel

Im Rahmen der Anwendung auf die Untere Havel waren die Prozesse der Stickstoff-Retention sowie der Phosphat-Freisetzung aus dem Sediment zu berücksichtigen, da diese, im Zusammenspiel mit externen Einträgen, die gewässerinternen Nährstoffkonzentrationen kontrollieren. Eine stark vereinfachte Prozessbeschreibung war notwendig, da der Informationsgehalt der nutzbaren Daten (14-tgl. Wassergütemessungen, ca. 15 Sedimentkerne aus dem Jahr 2005) die Kalibrierung komple-

xer Modelle mit hoher Parameteranzahl nicht zulässt. Weiterhin können die verwendeten Einzugsgebietsmodelle derzeit nur TP- und TN-Frachten, ohne Auflösung der Fraktionen, liefern.

Die Gesamt-Stickstoffretention wurde mit einem einfachen Ansatz erster Ordnung approximiert (Gl. 1). Dieser basiert auf einer Retentionsrate k_n (s^{-1}) und einer Temperaturkorrektur mit dem Parameter t_n (–) und der Temperatur T ($^{\circ}C$).

$$\frac{d}{dt}TN = k_n \cdot t_n^{(T-20)} \cdot TN \quad \text{Gl. 1}$$

Die beiden Parameter (k_n , t_n) wurden für sechs nach morphologischen Kriterien definierte Teilräume des Modellgebiets (Abb. 1) mittels Monte-Carlo-Simulation ermittelt.

Das Teilmodell für den Phosphor-Umsatz in den Flachseen der Havel berücksichtigt als Komponenten den Gesamt-P im Wasserkörper (TP) und den Gesamt-P im Sediment (PS). Es lässt sich unter Verwendung der von Reichert (2001) vorgeschlagenen Matrix-Notation wie in Tab. 1 darstellen. Die Dynamik der Konzentration einer Komponente aufgrund eines einzelnen Prozesses (linke Spalte in Tab. 1) wird durch das Produkt aus der Prozessrate (rechte Spalte) und dem zugehörigen Faktor aus der Stöchiometrie-Matrix (grau unterlegt) beschrieben. Die vollständige DGL unter Berücksichtigung aller Prozesse ergibt sich jeweils durch Summation dieser Produkte über alle Zeilen.

Tab. 1: Teilmodell zur Beschreibung des Phosphor-Umsatzes in Matrix-Notation. TP: Gesamtphosphor im Wasserkörper (mg/l), PP: partikulärer Phosphor im Wasserkörper (mg/l), PS: Gesamt-P in der betrachteten Sedimentschicht (mg/dm^3), P_0 : P-Bindungskapazität des Sediments (mg/dm^3), z_p : Mächtigkeit des Wasserkörpers (m), z_s : Dicke der betrachteten aktiven Sedimentschicht (m), u_s : effektive Sedimentationsrate (m/s), u_v : Versenkungs- oder Sedimentwachstumsrate (m/s), k_p : P-Freisetzungskonstante ($g\ P\ m^{-2}\ Sedimentoberfläche\ s^{-1}\ [g\ P\ \text{Überschuss}\ m^{-3}\ Sediment]^{-1}$), t_p : dimensionsloser Faktor, T_7 : Mittlere Wassertemperatur während der vorausgehenden 7 Wochen.

| Prozess | Komponenten | | Prozessrate |
|-----------------|-------------|-----------|---|
| | TP | PS | |
| Sedimentation | –1 | z_p/z_s | $u_s/z_p \cdot PP$ |
| Versenkung | 0 | –1 | $u_v/z_s \cdot PS$ |
| Remobilisierung | $1/z_p$ | $-1/z_s$ | $\begin{cases} k_p \cdot t_p^{(T_7-20)} \cdot (PS - P_0) & \text{für } PS > P_0 \\ 0 & \text{für } PS \leq P_0 \end{cases}$ |

Die partikuläre P-Fraktion (PP) wird bisher nicht dynamisch simuliert sondern stellt eine aus Daten abgeleitete, saisonal variable Randbedingung dar. Diese Vereinfachung ist nur möglich, da die Primärproduktion in der Unteren Havel gegenwärtig – und selbst im Fall deutlich verringerter externer Einträge – keine P-Limitation aufweist. Im Falle niedriger N-Konzentrationen erfolgt eine Anpassung der Randbedingung unter Ansetzung eines kritischen N:P Massenverhältnisses von 6.

Die P-Bindungskapazität des Sediments P_0 wird aufgrund der hohen Bedeutung von Eisenverbindungen für die reversible P-Festlegung aus dem Gesamteisen-Gehalt des Sediments berechnet. Auf Basis der Daten von Jensen et al. (1992) und der vorgefundenen P:Fe Verhältnisse in tieferen Schichten des Sediments erscheint $r_{P:Fe} = P_0/Fe = 0.025$ (g/g) als sinnvolle Schätzung. Die Mächtigkeit der Schicht aus welcher potentiell Phosphor nachgeliefert werden kann (z_s) wurde mit 20 cm angenommen (Søndergaard 2002). Zur Abschätzung der Unsicherheiten wurden sowohl der Schätzwert für z_s als auch $r_{P:Fe}$ variiert. Die Parameter u_s sowie k_p und t_p , welche Größenordnung und Saisonalität der P-Remobilisierung steuern, wurden mittels Monte-Carlo-Simulation ermittelt. Für

Für u_v wurde ein Wert von 2 mm/a angenommen, wobei sich eine fehlerhafte Schätzung innerhalb des Simulationszeitraums kaum auswirkt.

Zur Kalibrierung des Stickstoff- bzw. Phosphor-Teilmodells wurden Messwerte des Zeitraums 1995–2000 verwendet, Beobachtungswerte bis 2004 dienten der Validierung. Fehlermaße für vier in Abb. 1 verzeichnete Messstellen sind in Tab. 2 aufgeführt.

Szenario-Berechnungen

Während der Kalibrierung und Validierung des Stofftransportmodells konnten gemessene Durchflüsse und Frachten als Randbedingungen verwendet werden. Für Szenariorechnungen hingegen wurden diese durch die Einzugsgebietsmodelle SWIM und ArcEGMO-Urban bereitgestellt (Abb. 2). Erstgenanntes Modell quantifiziert Abflüsse und Nährstoffausträge aus diffusen Quellen während Letzteres die Emissionen aus Punktquellen berechnet. Dem Simulationszeitraum 2003–2015 wurden Klimadaten der Reihe 1988–2000 zugrunde gelegt. Da das Spree-Einzugsgebiet nicht modelliert wurde, waren dessen zukünftige Abflüsse unter Nutzung der Ergebnisse des GLOWA-Projekts abzuschätzen. Korrespondierende Stofffrachten in Spree und Teltowkanal wurden mit Hilfe aktueller Fracht-Durchfluss-Beziehungen ermittelt.

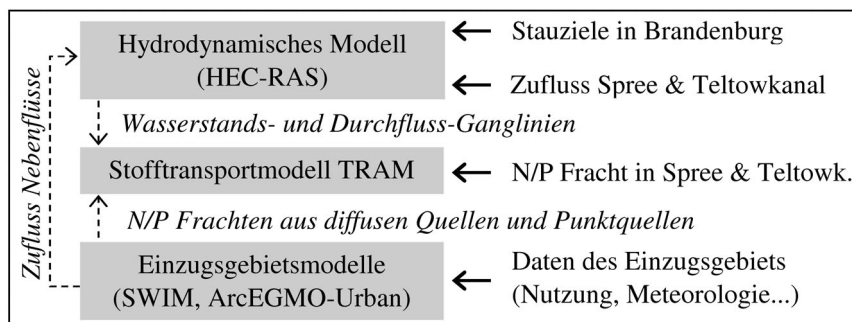


Abb. 2: Kopplung der Modelle im Szenariobetrieb.

Im Folgenden werden drei ausgewählte Szenarios betrachtet, die sich hinsichtlich der Phosphor- und Stickstoff-Einträge in den untersuchten Gewässerabschnitt unterscheiden. Das Basis-Szenario "S0" unterstellt, dass die Nährstoffemissionen aus punktförmigen und diffusen Quellen im Mittel auf dem gegenwärtigen Stand verbleiben. Dagegen wird im Szenario "S1" angenommen, dass in den Einzugsgebieten der Oberen Havel sowie der Zuflüsse unterhalb Potsdams (Nuthe, etc.) sowie im Direkt-Einzugsgebiet eine Verminderung der N- und P-Einträge aus Punktquellen entsprechend der besten verfügbaren Technik realisiert wird. Im Fall des Stickstoffs wurde darüber hinaus eine Reduzierung der Emissionen aus diffusen Quellen durch Anpassungen der Landnutzung wie Flächenumwidmung und Zwischenfrucht-Anbau unterstellt (Bronstert & Itzerott 2006). Das Szenario "S1" ist mit einer ca. 13 %-igen Verminderung des P-Austrags und einer 29 %-igen Verringerung der N-Emissionen aus den modellierten Teileinzugsgebieten verbunden.

Im Szenario "S2" wird, zusätzlich zu den in "S1" enthaltenen Veränderungen eine Reduzierung der N- und P-Einträge aus dem Spree-Einzugsgebiet angenommen. Im Fall von Stickstoff wurde eine identische Reduzierung der Fracht aus landwirtschaftlichen Quellen wie im übrigen Einzugsgebiet unterstellt. Die Beiträge einzelner Eintragspfade im Spree-Einzugsgebiet wurden aus LUA (2002) entnommen. Für Phosphor wurde die Erreichung einer mittleren TP-Konzentration von 80 µg/l entsprechend den Zielvorstellungen für den guten Zustand (Senat 2001) vorgegeben. Die damit verbundene Minderung der Gesamt-Emissionen ist mit ca. 50 % deutlich größer als im übrigen Einzugsgebiet.

Ergebnisse

Performance des Modells

Wie Tab. 2 zeigt, lässt sich mit den beschriebenen Modellansätzen eine befriedigende Übereinstimmung zwischen simulierten und gemessenen TP- bzw. TN-Konzentrationen erreichen. Die Einfachheit der Modellstruktur bedingt, dass ein größerer Teil der beobachteten Varianz unerklärt bleiben muss.

Tab. 2: Vergleich von simulierten und beobachteten TN- und TP-Konzentrationen an vier Gütemessstellen der Unteren Havel (vgl. Abb. 1) während Kalibrierung und Validierung. ME: mittlerer Fehler ($\mu\text{g/l}$ für P, mg/l für N), MPE: mittlerer abs. Fehler in Prozent, NSE: Nash/Sutcliffe-Index.

| Station | TP – Kalibrierung | | | TP – Validierung | | | TN – Kalibrierung | | | TN – Validierung | | |
|---------|-------------------|-----|------|------------------|-----|------|-------------------|-----|------|------------------|-----|------|
| | ME | MPE | NSE | ME | MPE | NSE | ME | MPE | NSE | ME | MPE | NSE |
| BLN345 | -16 | 30 | 0.69 | -1 | 26 | 0.87 | -0.20 | 21 | 0.45 | -0.14 | 19 | 0.52 |
| Hv0110 | -13 | 23 | 0.69 | 11 | 24 | 0.78 | -0.29 | 13 | 0.33 | -0.10 | 12 | 0.52 |
| Hv0195 | -48 | 27 | 0.68 | -16 | 23 | 0.85 | -0.06 | 17 | 0.11 | 0.10 | 18 | 0.59 |
| Hv0200 | 4 | 34 | 0.47 | -21 | 28 | 0.55 | -0.18 | 21 | 0.30 | -0.03 | 23 | 0.37 |

Durch den Vergleich des kalibrierten Modells mit einem konservativen Modell (ohne Berücksichtigung von Stoffumsätzen) konnte die Bedeutung der Stickstoffretention und der sommerlichen P-Freisetzung quantifiziert werden. So werden etwa 25 % des in den untersuchten Havelabschnitt eingetragenen Stickstoffs bis zum Pegel Ketzin eliminiert. Für die Havelseen wurden mittlere Nettofreisetzungsraten während der Periode August–Oktober um $20 \text{ mg P/m}^2/\text{d}$ bestimmt.

Szenario-Berechnungen mit verminderten Phosphor-Einträgen

Abb. 3 zeigt die Ergebnisse der Szenario-Simulationen für Phosphor. Offensichtlich führen die dem Szenario S1 zugrunde liegenden Maßnahmen der Emissionsreduzierung nur zu einem unbedeutenden Rückgang der mittleren Konzentration im Vergleich zum Basisszenario S0. Dagegen zeigt die im Szenario S2 unterstellte Verringerung des P-Eintrags aus dem Spree-Einzugsgebiet einen deutlichen Effekt. Der in Abb. 3 gezeigte Streubereich für das Szenario S2 berücksichtigt, dass das angenommene Güteziel sowohl durch eine Reduzierung punktförmiger als auch diffuser P-Emissionen erreicht werden könnte.

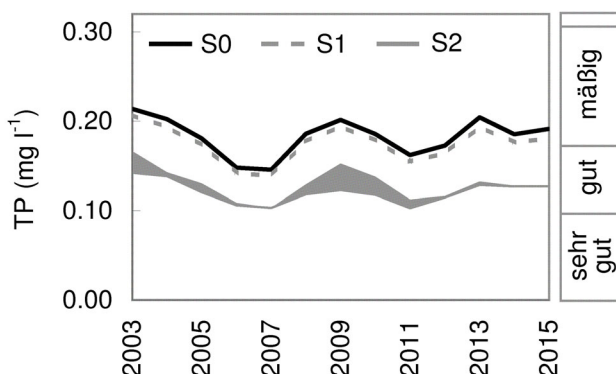


Abb. 3 Simulierte Jahresmittel der TP-Konzentration für die Szenarios im Zeitraum 2003–2015 im Vergleich mit der Havel-spezifischen Bewertungsskala aus LUA (2005). Ergebnisse für den Pegel Ketzin.

Entsprechend der verwendeten Bewertungsskala liegen die im Szenario S0 und S1 erreichten P-Konzentrationen im Grenzbereich zwischen mäßigem und gutem Zustand. Nach den Modellergebnissen wäre mit den im Szenario S2 unterstellten Maßnahmen die Erreichung des guten Zustands bzgl. der Gesamtposphor-Konzentration deutlich erreichbar.

Unsicherheiten der Ergebnisse

Für mehrere Parameter des konzeptionellen Modells der P-Freisetzung sind lediglich grobe Schätzwerte aus Literaturangaben verfügbar, etwa für das kritische P:Fe-Verhältnis $r_{P:Fe}$ oder die Mächtigkeit der aktiven Sedimentschicht z_s . Aufgrund der geringen Probenzahl sind die für die Havelseen ermittelten mittleren P- und Fe-Konzentrationen in dieser Schicht ebenfalls unsicher. Schließlich sind die gefundenen Optimalwerte für die Kalibriergrößen k_p und t_p mit Unsicherheiten behaftet, da zahlreiche Sets ähnlich gute Modellergebnisse liefern. Um die Aussagekraft quantitativer Ergebnisse einzuschätzen, wurden Simulationen mit variierten Parameterwerten durchgeführt (Abb. 4).

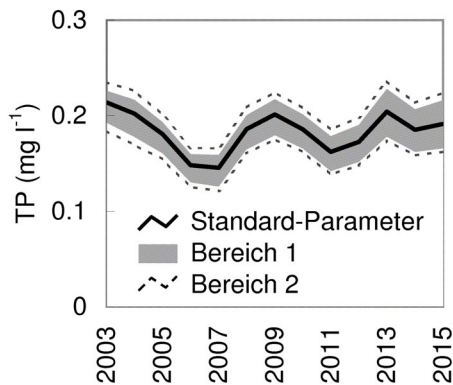


Abb. 4 Simulierte Jahresmittel der TP-Konzentration

am Pegel Ketzin für das Basis-Szenario S0. Die

durchgezogene Linie zeigt das Ergebnis für das

Standard-Parameterset ($z_s = 0.2$ m, $r_{P:Fe} = 0.025$) und

mittlere initiale P- und Fe-Gehalte im Sediment. Der

Bereich 1 schließt alle Simulationen mit $z_s = 0.1$ – 0.3

und $r_{P:Fe} = 0.015$ – 0.04 ein. Die P- und Fe-Gehalte lie-

gen innerhalb des 90%-Konfidenzintervalls der Mit-

telwerte. Bereich 2 berücksichtigt zusätzlich die un-

genaue Identifizierbarkeit der Parameter k_p & t_p .

Diskussion

Es konnte gezeigt werden, dass die Retention von Stickstoff und die Freisetzung von Phosphor aus Sedimenten während der Vegetationsperiode von großer Bedeutung sind und im Rahmen einer Nährstoff-Modellierung der Havel berücksichtigt werden müssen. Mit Blick auf die Datenlage, die räumliche Skala sowie das z. T. noch unvollständige Prozessverständnis wurde mit einem konzeptionellen Modellansatz gearbeitet, welcher systemspezifische Kalibrierparameter enthält. Die Aussagen von Modellen dieser Komplexitätsstufe für Szenario-Analysen sind insofern vorsichtig zu bewerten, als dass die Gültigkeit der ermittelten Parameterwerte auch unter veränderten Randbedingungen unterstellt wird. Außerdem sind die Werte wesentlicher sensibler Parameter noch unzureichend fundiert bzw. nur näherungsweise durch Kalibrierung bestimmbar. Besser abgesicherte Aussagen durch Anwendung stärker prozessorientierter Ansätze (Algen-Nährstoff-Modelle) sind jedoch erst auf Basis umfangreicher Datenerhebungen und begleitender Prozessstudien zu erwarten.

Die Ergebnisse der Szenario-Simulationen legen nahe, dass durch eine moderate Verringerung der P-Einträge in die Untere Havel der "guten Zustands" bzgl. Phosphor entsprechend der Bewertungsskala nach LUA (2005) erreicht werden könnte. Aufgrund der großen Einzugsgebietsfläche und der spezifischen Emissionen kommt dem Beitrag des Spree-Einzugsgebiets hierbei große Bedeutung zu. Nach den Simulationsergebnissen, – die Gültigkeit des konzeptionellen Modellansatzes vorausgesetzt –, macht sich der Effekt der Phosphor-Aushagerung der Havel-Sedimente im betrachteten Zeithorizont deutlich bemerkbar.

Es erscheint sinnvoll und – basierend auf den Ergebnissen der Einzugsgebietsmodellierung – zumindest längerfristig möglich, die N-Einträge aus diffusen Quellen ebenfalls zu reduzieren (Ergebnisse der Szenario-Analysen sind hier nicht dargestellt). Obwohl Indizien für eine phasenweise Kontrolle der Primärproduktion durch Stickstoff sprechen, wäre eine alleinige Fokussierung auf N vor dem Hintergrund einer möglichen Förderung von Cyanobakterien sicherlich wenig zielführend.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das Modell TRAM hat sich als nützliche Ergänzung öko-hydrologischer Einzugsgebietsmodelle erwiesen, wenn es darum geht, die Wirkung veränderter Nährstoffausträge auf die N- und P-Konzentrationen im Gewässernetz abzuschätzen. TRAM erlaubt eine skalen-adequate Abbildung der Wasserkörper sowie eine flexible Beschreibung von N- und P-Umsätzen, welche im System der Unteren Havel von großer Bedeutung sind. Aufgrund der Unsicherheiten bzgl. der Prozessbeschreibung und Parametrisierung des Phosphor-Teilmodells sind quantitative Aussagen über die künftige Entwicklung der P-Konzentrationen vorsichtig zu bewerten. Dennoch kann aus den Simulationsergebnissen geschlossen werden, dass eine moderate Verringerung der externen P-Einträge in kürzerer Zeit die Erreichung des guten Zustands bzgl. Gesamt-P nach LUA (2005) ermöglicht.

Eine stärker prozessorientierte Abbildung interner Nährstoffumsätze in den Havel-Gewässern erfordert die weitere Erfassung der Sedimenteigenschaften sowie Prozessstudien bzgl. der Steuergrößen. Untersuchungen zur Abhängigkeit der Gesamt-Unsicherheit der Ergebnisse von der Modellkomplexität (stark vereinfachte Prozessbeschreibung vs. hohe Parameteranzahl) sind notwendig.

Danksagung

Wir danken dem Landesumweltamt Brandenburg, der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, dem Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg sowie der Bundesanstalt für Gewässerkunde für die Bereitstellung zahlreicher Messdaten. Besonderer Dank gebührt Rüdiger Knösche (Universität Potsdam) für die Erfassung der Sedimentbeschaffenheit und zahlreiche Diskussionen. Weiterhin sind die Modellierungsarbeiten von Markus Biegel (IÖR Dresden) und Anja Voß (PIK Potsdam) bzgl. der Nährstoffemissionen der Einzugsgebiete herauszustellen. Das Projekt "Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel" wurde aus Mitteln des BMBF gefördert.

Literatur

- Biegel, M., Schanze, J. & Krebs, P. (2005): ArcEGMO-URBAN - Hydrological model for point sources in river basins, *Water Science and Technology*, 52 (5): 249–256.
- Bronstert, A. & Itzerott, S. (Hrsg.) (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Abschlussbericht zum BMBF-Projekt (FKZ 0330227), Brandenburgische Umweltberichte 18, Mat.-Nat. Fakultät der Universität Potsdam.
- Chapra, S. C. (1997): *Surface water quality modeling*, McGraw-Hill.
- Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. (1992): Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes, *Hydrobiologia*, 235/236: 731–743.
- Kneis, D., Knösche, R. & Bronstert, A. (2006): Analysis and simulation of nutrient retention and management for a lowland river-lake system, *Hydrology and Earth System Sciences*, 10: 575–588.
- Krysanova, V., Wechsung, F., Arnold, J., Srinivasan, R. & Williams, J. (2000): SWIM (Soil and Water Integrated Model), User manual, PIK Report No. 69, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung.
- LUA (2002): Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg, Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Heft 68.
- LUA (2005): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen, Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Heft 93.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. A. (2001): *River water quality model No. 1*, IWA Publishing.
- Senat (2001): *Abwasserbeseitigungsplan der Stadt Berlin*, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E. & Møller, P. H. (2002): Seasonal dynamics in the concentrations and retention of phosphorus in shallow danish lakes after reduced loading, *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 5: 19–29.

Gekoppelte physikalisch-ökologische Simulation des Bodensees – ein Schritt zu einem modernen Gewässergütemanagement

Karsten Rinke¹, Gideon Gal², Maarten Felix³ & Karl-Otto Rothhaupt⁴

^{1,4} Limnologisches Institut, Uni Konstanz (karsten.rinke@uni-konstanz.de; karl.rothhaupt@uni-konstanz.de),

² Kinneret Limnological Laboratory, Israel (gal@ocean.org.il), ³ Institut für Wasserbau, Uni Stuttgart (maarten.felix@iws.uni-stuttgart.de)

Keywords: Phytoplankton, Gewässergütemodell, Hydrodynamik, Nährstoffe, Temperatur

Einleitung

Der Bodensee als größter See im deutschsprachigen Raum ist intensiven Nutzungen ausgesetzt. Neben Freizeitnutzung und Tourismus sind hier im Wesentlichen die Fischerei und die Trinkwasserversorgung zu nennen. Insgesamt werden ca. 4 Millionen Menschen mit Trinkwasser aus dem Bodensee versorgt. Eine nachhaltige Nutzung des Gewässers hat demzufolge hohe Priorität, um die Versorgungssicherheit der betroffenen Siedlungsräume langfristig zu garantieren.

Einen wichtigen Beitrag für ein modernes Gewässermanagement des Bodensees können komplexe Gewässermodelle leisten. Die Entwicklung, Anpassung und der Betrieb eines solchen Modellsystems zum Gewässermanagement im Bodensee ist das Ziel des Projektes „BodenseeOnline“. Als Endprodukt dieses Vorhabens wird ein dreidimensionales, physikalisch-ökologisches Modell des Bodensees angestrebt, das im online-Betrieb angewendet wird. Die Motivation für dieses Vorhaben liegt in der Bereitstellung eines Online Informationssystem zum Management von Seen und zur Unterstützung von wasserwirtschaftlichen Entscheidungen im Hinblick auf den integrierten Gewässerschutz und die Störfallvorsorge.

In der Entwicklungsphase des Modellsystems werden zunächst verstärkt eindimensionale Simulationen durchgeführt, um lange Simulationszeiten während der Entwicklung zu umgehen. Kern des Systems bilden die gekoppelten physikalisch-ökologischen Wassergütemodelle ELCOM-CAEDYM (3D) bzw. DYRESM-CAEDYM (1D). Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt auf der Anpassung des ökologischen Modells CAEDYM auf den Bodensee. Dies bedeutet zum einen die Definition von Zustandsgrößen (z.B. wie viele Typgruppen von Phytoplankton) und zum anderen die Parameterisierung der beteiligten Prozesse

Material und Methoden

Das BodenseeOnline-Modellsystem

Das Bodenseeonline-System besteht aus drei Hauptkomponenten (Abb. 1). Das zentrale Herzstück bilden die hydrodynamischen Modelle: zum einen das eindimensionale Modell DYRESM (Yeates & Imberger 2003), zum anderen das dreidimensionale Modell ELCOM (Appt et al. 2004). Der Einsatz von DYRESM konzentriert sich hierbei auf die Prognose langfristiger Entwicklungen im offline-

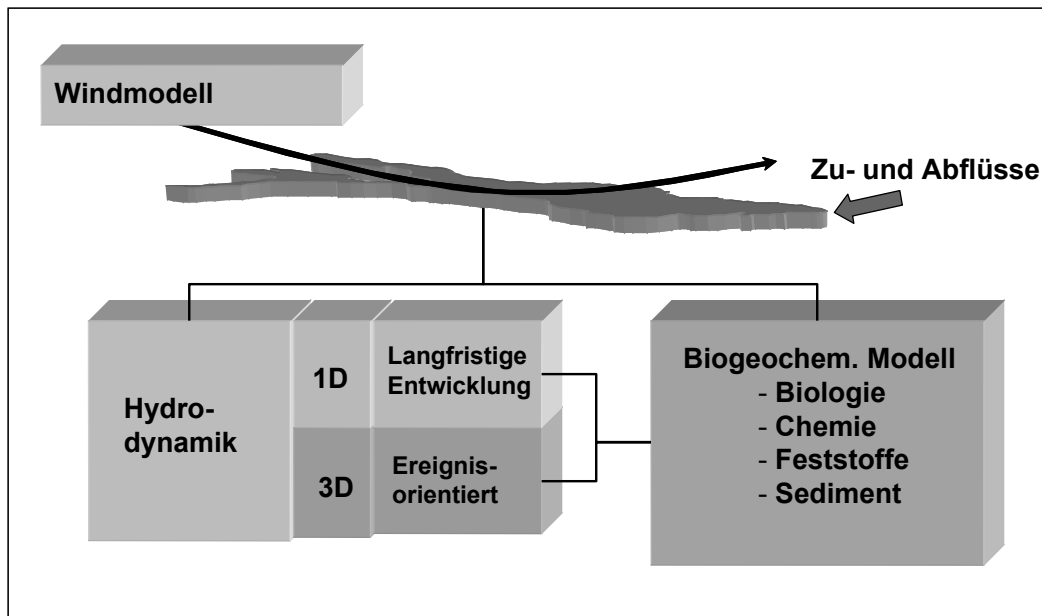


Abb. 1: Schematische Darstellung des BodenseeOnline-Modellsystems.

Betrieb (z.B. Trophieänderungen, Klimawandel), während das 3D-Modell ELCOM ereignisorientiert, d.h. für die kurzfristige Prognose im Rahmen des Online-Betriebs, eingesetzt wird.

Da die hydrodynamischen Simulationen im online-Betrieb (3D) sehr hohe Anforderungen an die meteorologischen Antriebsdaten stellen, wird als zweite Modellkomponente ein dynamisches Windmodell eingesetzt zur Vorhersage des Windfeldes über der Seeoberfläche.

Schließlich kommt das ökologische Modell CAEDYM (Bruce et al. 2006) als dritte Modellkomponente zum Einsatz, um biogeochemische Kreisläufe und Prozesse im Gewässer zu simulieren. Als besondere Eigenschaft weißt CAEDYM auf, dass es sowohl mit dem eindimensionalen Modell DYRESM, als auch mit dem dreidimensionalen Modell ELCOM betrieben werden kann. Dieses Modell kann somit gleichermaßen für ereignisorientierte und für langfristige Prognosen oder Szenariobetrachtungen verwendet werden.

Das ökologische Modell

Das ökologische Modell CAEDYM zeichnet sich durch eine sehr flexible Konfiguration aus. Es ermöglicht die Simulation des klassischen pelagischen Nahrungsnetzes, des microbial loops, sowie die Simulation von Sediment-Freiwasser-Interaktionen bzw. Gasaustauschprozessen. Die Anpassung des Modells ist sehr zeitaufwendig, denn die verwendete Modellkonfiguration sowie alle benötigten Parameter müssen durch den Benutzer definiert werden. Neben den Antrieben für das hydrodynamische Modell benötigt CAEDYM als Antriebsdaten hydrologische Daten (Zuflussmengen und die Zuflusskonzentrationen, sowie Abflussmengen), sowie Startwerte für sämtliche Zustandsgrößen.

Um eine effiziente Modellanpassung an den Bodensee zu realisieren, wurden gekoppelte, eindimensionale hydrodynamisch-ökologische Simulationen mit DYRESM-CAEDYM für den Zeitraum 1995-1997 durchgeführt und die Simulationsergebnisse mit historischen Daten verglichen. Besonderer Schwerpunkt wurde hierbei zunächst auf das Phytoplanktonkompartiment von CAEDYM gelegt.

Ergebnisse und Diskussion

Funktionelle Algentypen

In historischen Daten zur Phytoplanktongemeinschaft des Bodensees sind mehr als 150 Phytoplanktontaxa identifiziert worden. Eine Simulation dieser komplexen und sehr dynamischen Lebensgemeinschaft bedarf der Definition verschiedener funktioneller Typgruppen. Die Anzahl an Typgruppen stellt dabei immer einen Kompromiss dar, der einerseits der Komplexität der Realität Rechnung tragen soll, andererseits aber die Komplexität des Modells in einem praktikablen Rahmen halten soll.

In Anbetracht der saisonalen Muster der dominierenden Algentaxa haben wir eine Unterteilung in vier funktionelle Algengruppen vorgenommen. Die vier Gruppen entstehen durch die Definition von zwei Attributen, die mit jeweils zwei Kategorien versehen sind (Abb. 2); dies ist zum einen das Attribut Zellgröße (Kategorien klein/groß) und zum anderen das Attribut taxonomische Zugehörigkeit (Kategorie Diatomee/andere Alge). Als Grenze für die Unterscheidung in groß bzw. klein wurde hierbei eine Zellgröße von 30µm verwendet. Die Anwendung dieser Unterteilung auf eine Phytoplanktongemeinschaft ist sehr schnell realisierbar, denn die relevanten Informationen zu Zellgröße und taxonomischer Zugehörigkeit sind für alle Phytoplanktontaxa verfügbar (im Gegensatz zu Informationen zur Ökophysiologie einzelner Algentaxa). In einem weiteren Schritt wurden ökophysiologische Eigenschaften mit den verwendeten Attributen assoziiert, z.B. ist die max. Wachstumsrate kleiner Algen höher als die der großen Algen (siehe unterer bzw. rechter Rand in Abb. 2). Die verwendete Unterteilung resultiert somit in einer Aggregation in vier Algengruppen, die durch distinkte ökophysiologische Eigenschaften unterschieden sind und somit als funktionelle Typgruppen verstanden werden können. Die Parameterisierung der funktionellen Typgruppen erfolgt durch vergleichende Literaturstudien und durch Auswertung vorhandener historischer Daten am Limnologischen Institut der Uni Konstanz.

Die Unterteilung der Phytoplanktongemeinschaft des Bodensees (1979-1999) in die vier Typgruppen zeigte distinkte saisonal Muster (Abb. 3). Kleine Diatomeen treten im Frühjahr auf und sind

| | DIATOMEEN | ANDERE ALGEN | |
|--------------|---|---|---|
| KLEIN | kleine Diatomeen (z.B. <i>Cyclotella</i> , <i>Stephanodiscus</i> <i>spp.</i>) | kleine andere Algen (z.B. <i>Chlorella</i> , <i>Rhodomonas</i> , <i>Cryptomonas</i>) | <ul style="list-style-type: none"> • hohe max. Wachstumsrate • niedrige Sinkgeschwindigkeit • gut fressbar • hoher Phosphorbedarf |
| | grosse Diatomeen (z.B. <i>Fragilaria</i> , <i>Asterionella</i> , <i>Aulacoseira</i>) | grosse andere Algen (z.B. <i>Ceratium</i> , <i>Pandorina</i> , <i>Microcystis</i>) | <ul style="list-style-type: none"> • niedrige max. Wachstumsrate • hohe Sinkgeschwindigkeit • schlecht fressbar • geringer Phosphorbedarf |
| GROSS | <ul style="list-style-type: none"> • Si-abhängiges Wachstum • hohe Sinkgeschwindigkeit • geringe Temperatur • geringe Lichtintensität | <ul style="list-style-type: none"> • keine Si-Abhängigkeit • geringe Sinkgeschwindigkeit • hohe Temperatur • hohe Lichtintensität | |

Abb. 2: Verwendete Kategorisierung der Phytoplanktongemeinschaft zur Definition funktioneller Phytoplanktongruppen.

danach nur selten abundant, große Diatomeen treten vornehmlich im Hochsommer auf. Während der Klarwasserphase dominieren kleine andere Algen und große andere Algen sind im Spätsommer typische Bestandteile der Algengemeinschaft. Die emergierende Musterbildung in Abb. 3 unterstützt die gewählte Kategorisierung der Algengemeinschaft in 4 funktionelle Typen.

Gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulationen

Erste Simulation mit dem gekoppelten hydrodynamisch-ökologischen Modell DYRESM-CAEDYM zeigen, dass beobachtete Muster im Freiland durch das Modell reproduziert werden können. Die Simulation der thermischen Schichtung kann z.B. den Beginn und das Ende der Schichtungsperiode, sowie die sommerliche Oberflächenerwärmung wiedergeben. Ein quantitativer Vergleich zeigt aber, dass in der Simulation die Wintertemperaturen zu gering und die Sommertemperaturen zu hoch liegen. Hier ist eine Überprüfung und Anpassung der Wärmeflüsse vorzunehmen, um eine weitere Verbesserung der Modellgüte zu erreichen.

Das ökologische Modell ist in der Lage die vier funktionellen Algentypen zu simulieren und die hieraus resultierenden Gesamt-Chlorophyllkonzentrationen (CAEDYM arbeitet standardmässig mit Chlorophyllenheiten) stehen in guter Übereinstimmung mit Messdaten. Das bedeutet, die carrying capacity des Systems Bodensees wird vom Modell gut reproduziert. Die saisonale Verteilung von Chlorophyll, z.B. starkes Wachstum im Frühjahr, Klarwasserphase, schwächeres Wachstum im Sommer mit teilweise oberflächenfernen Algenentwicklungen, werden von CAEDYM ebenfalls gut wiedergegeben. Probleme bestehen noch im exakten Timing des Beginns der Algenentwicklung im

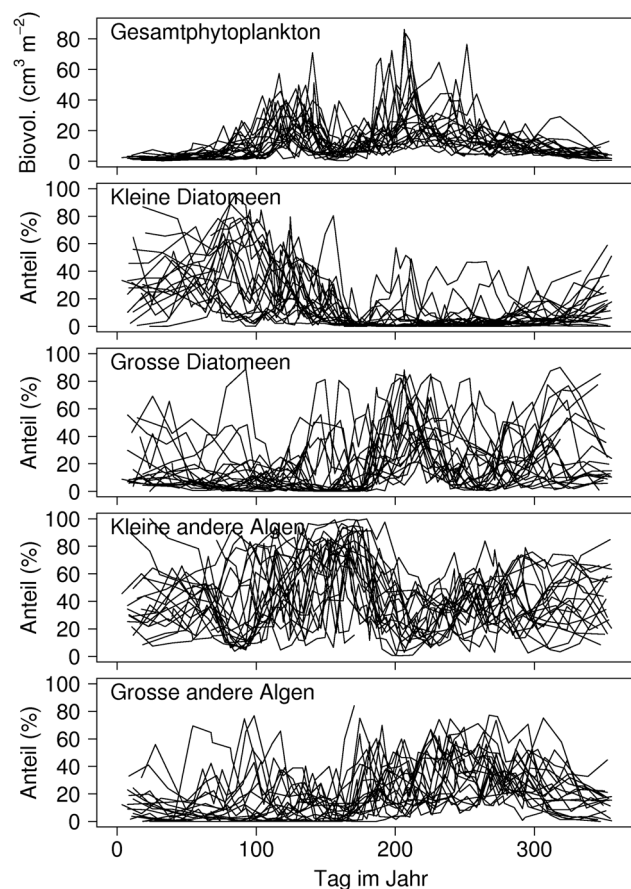


Abb. 3: Unterteilung der Phytoplanktongemeinschaft des Bodensees (oben: Gesamt-Biovolumen) in die vier funktionellen Algengruppen aus Abb. 2. Es wurden Daten aus 21 Jahren verwendet (1979-1999). In jeder Grafik wurden alle 21 Jahre übereinander geplottet, um die Musterbildung zu verdeutlichen. Daten: Limnologisches Institut, Uni Konstanz.

Frühjahr. Die Ursache hierfür kann sowohl in der Parameterisierung des lichtabhängigen Wachstums der Algen zu finden sein, als auch in der zeitlichen Entwicklung der Stratifikation liegen. Aus vorhergehenden Untersuchungen ist bekannt, dass der Beginn der Algenentwicklung im Bodensee mit dem Einsetzen der Stratifikation zusammenfällt. Aufgrund der großen Tiefen des Bodensees sind planktische Algen im Zustand der Volldurchmischung immer lichtlimitiert und eine positive Wachstumsrate kann nur bei Einsetzen einer, wenn auch schwachen, Stratifikation realisiert werden. Kleine Abweichungen des hydrodynamischen Modells von der Realität während dieser Zeit haben also große Wirkung auf die Algenentwicklung im Frühjahr (hohe Sensitivität). Weitere Modellanpassungen und vergleichende Untersuchungen sind somit zwingend erforderlich. Diese Arbeitsschritte bilden einen Schwerpunkt im Rahmen des Bodensee-Online Projektes in den kommenden zwei Jahren. Weiterführende Informationen zum Stand der Arbeiten können unter <http://www.bodenseeonline.de/> eingesehen werden.

Danksagung

Wir danken allen Projektpartnern im Bodensee-Online Projekt sowie Prof. F. Peeters für die zielgerichtete Kooperation. Für die Bereitstellung von Daten möchten wir der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz, dem Deutschen Wetterdienst, sowie dem Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart danken. Des Weiteren bedanken wir uns für die finanzielle Förderung des BodenseeOnline-Projektes durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung und der Deutschen Forschungsgemeinschaft (TP 4: Ökologische Modellierung: Ro 1008/11-1). KR dankt außerdem dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die Finanzierung eines Gastaufenthaltes am Kinneret Limnological Laboratory in Israel.

Literatur

- Appt, J., J. Imberger & H. Kobus. 2004. Basin-scale motion in stratified Upper Lake Constance. *Limnology and Oceanography* 49: 919-933.
- Bruce, L.C., D. Hamilton, J.I. an Gideon Gal, M. Gophen, T. Zohary & K.D. Hambright. 2006. A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel. *Ecological Modelling* 193: 412-436.
- Yeates, P.S. & J. Imberger. 2003. Pseudo two-dimensional simulations of internal and boundary fluxes in stratified lakes and reservoirs. *International Journal of River Basin Management* 1: 297-319.

Modellierung von Siliziumeinträgen in Fluss- und Seensysteme

Johannes Schade¹, Brigitte Nixdorf¹ & Horst Behrendt²

¹Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, Johannes.Schade@tu-cottbus.de, b.nixdorf@t-online.de

²Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie von Flusseen, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, behrendt@igb-berlin.de

Keywords: Modellierung, Silizium, Einträge, MONERIS, Diatomeenentwicklung

Einleitung

Die Konzentration des gelösten Siliziums bestimmt als limitierender Nährstoff sowohl die Sukzession des Phytoplanktons, insbesondere der Diatomeen und Chrysophyceen, und damit die Gewässerqualität in Stand- und Fließgewässern. Die Höhe der Si-Startkonzentrationen im Frühjahr ist dabei ausschlaggebend für die Ausprägung und Dauer des Diatomeenpeaks und somit für die Konkurrenz mit den fröhsommerlichen Cyanobakterien (Launhardt et al. 2006). Anlass für diese Studie (s. a. Schade 2006) war u. a. die Frage, warum innerhalb begrenzter Einzugsgebiete und in Seenkettenderart große Schwankungen in der Si-Konzentration von 0,5-5 mg Si/L (im Beispielgebiet Scharmützelseeregion, vgl. Nixdorf & Deneke 1997) auftreten können. Sind die Schwankungen innerhalb eines relativ kleinen Einzugsgebietes auf Stoffeintragsmechanismen (Geologie, Eintragspfade) oder eher auf biologische Retentionsmechanismen zurückzuführen?

Dazu wurden grundlegende Analysen und Modifikationsansätze im Rahmen des MONERIS-Modells mit folgenden Zielen vorgenommen:

1. Modifikation des Stoffeintragsmodell MONERIS für relevante Si-Eintragskomponenten und -pfade (MONERIS-Si) unter Berücksichtigung von Retentionsansätzen
2. Modellierung der Si-Einträge für verschiedene deutsche Einzugsgebiete bezüglich der Siliziumfrachten und -konzentrationen und
3. Validierung des MONERIS-Si für das Scharmützelseegebiet

Material und Methoden

Modellanwendung und Modelleinschränkungen

Basis der theoretischen Betrachtungen war das Modell MONERIS, das als Stoffeintragsmodell zur Quantifizierung von Phosphor-, Stickstoff- sowie Schwermetallkonzentrationen und -frachten in Flussgebieten (Behrendt & Dannowski 2005) entwickelt wurde. Folgende Schritte zur Modellmodifikation wurden durchgeführt:

- ❖ Sammlung und Analyse verschiedener Siliziumdaten aus Flüssen und Seen zur Ermittlung der Eintragspfade und Parameterabschätzung (k_1 , k_2) der Si-Retention

- ❖ Modellbildung des MONERIS-Si in Microsoft-Excel in Anlehnung an MONERIS unter Einbeziehung der relevanten Eintragspfade
- ❖ Modellkalibrierung für verschiedene ausgewählte deutsche Fließgewässer
- ❖ Modellvalidierung für elf ausgewählte Standgewässer der Scharmützelseegebietes

Die Modellbildung zur Retention in MONERIS-Si erfolgte durch die Anwendung zweier Retentionsansätze, einmal nach der Hydraulischen Belastung (HL) und nach der Aufenthaltszeit (Tau) zur Berechnung der Retention:

- ❖ Die Aufenthaltszeit des Wassers als Differenzkriterium
- ❖ HL-Ansatz: für Fließ- und Standgewässer unter vier Jahren Aufenthaltszeit
- ❖ Tau-Ansatz: für Standgewässer über vier Jahren Aufenthaltszeit
- ❖ Retentionsmodell: $Retention = 1 - 1 / (1 + k_1 \cdot HL^{k_2} \text{ bzw. } \tau^{k_2})$

Folgende Modelleinschränkungen wurden vorgenommen:

- ❖ Verwendung der gelösten anorganischen Si-Konzentrationen (DISi), weil kaum Ergebnisse zu Gesamt-Silizium-Konzentrationen (TSi) vorhanden, obwohl Großteil der Siliziumfracht in Gewässer partikulär anorganisch (PISi), aber gleichzeitig chemisch inert (s. Treguer et al. 1995).
- ❖ Rolle des organischen partikulären Silizium im Si-Kreislauf bedeutend, aber schwer quantifizierbar (Conley 1997), organisch (biologisch) partikuläre Komponente indirekt durch Retention berücksichtigt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Prozess der Modellierung ergaben sich zwei wesentliche Ergebnisse:

- Der Eintrag durch Grund-, Zwischen- und Oberflächenabfluss ist entscheidend für die Konzentration des gelösten Silizium in Fließgewässern, d. h. Geologie ist für die Höhe der Si-Konzentration relevant und
- der wichtigste Eintragspfad für gelöstes anorganisches Silizium in Gewässer ist das Grundwasser, das im Lockergesteinsbereich 12 mg Si/l und Festgesteinsbereich 8 mg Si/l Konzentrationen aufweist.

Die Kalibrierung durch den Vergleich von Mess- und Modellierungsdaten für ausgewählte Messstationen von Fließgewässern und Optimierung der Eintragskonzentrationen der Zuflüsse ergab, dass die Oberflächen- und Zwischenabflusskonzentration gleich null sind. Der Grundwassereintrag und die damit verbundene Konzentration des Grundwassers sind bestimmend für die Fließgewässerkonzentration des gelösten Siliziums. Entscheidend für die Jahresdynamik der gelösten Siliziumkonzentration im Fließgewässer ist die Retention.

Unter Anwendung dieser Zusammenhänge ist die Modellierung für ausgewählte Fließgewässer Deutschlands in der nachfolgenden Abbildung (vgl. Abb. 1) dargestellt. Methodisch erhält man die Jahresmittelkonzentration für das Fließgewässer, indem man die abflussgewichtete Eintragskonzentration an gelöstem Silizium mit der entsprechenden Retention im Einzugsgebiet verrechnet. Probleme traten bei stark anthropogen (Stauhaltungen, Tagebau) beeinflussten Einzugsgebieten auf, so dass diese von der Kalibrierung ausgeschlossen wurden. Die geologische Trennung in Locker- und Festgesteinsbereich genügt, um eine entsprechend exakte Modellierung zu erhalten. Entscheidender Unterschied zwischen den beiden Bereichen ist neben der Siliziumkonzentration der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss.

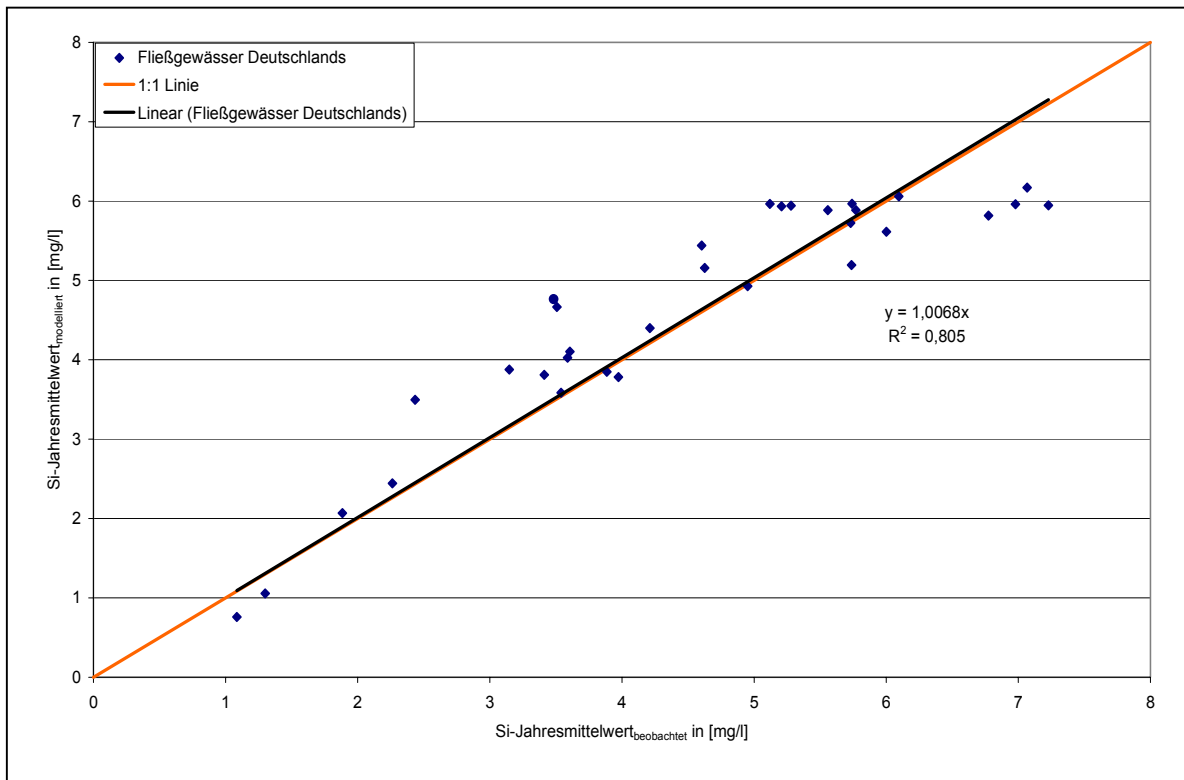


Abb. 1: Modellkalibrierung des MONERIS-Si anhand ausgewählter deutscher Fließgewässer

Die Validierung wurde für die Scharmützelseeregion (vgl. Abb. 3) und ausgewählte Standgewässer durchgeführt. Das Ergebnis der Anwendung des MONERIS-Si auf die Scharmützelseeregion ist folgend abgebildet (Abb. 2).

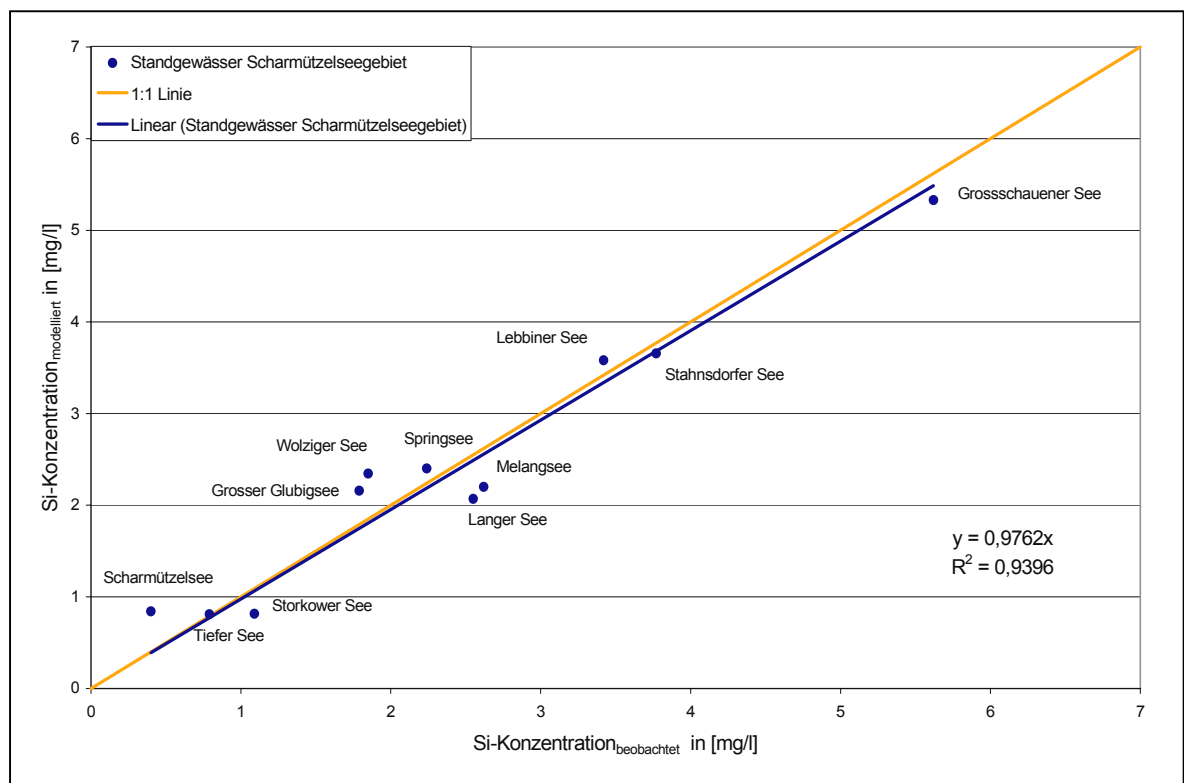


Abb. 2: Modellvalidierung des MONERIS-Si anhand der Scharmützelseeregion

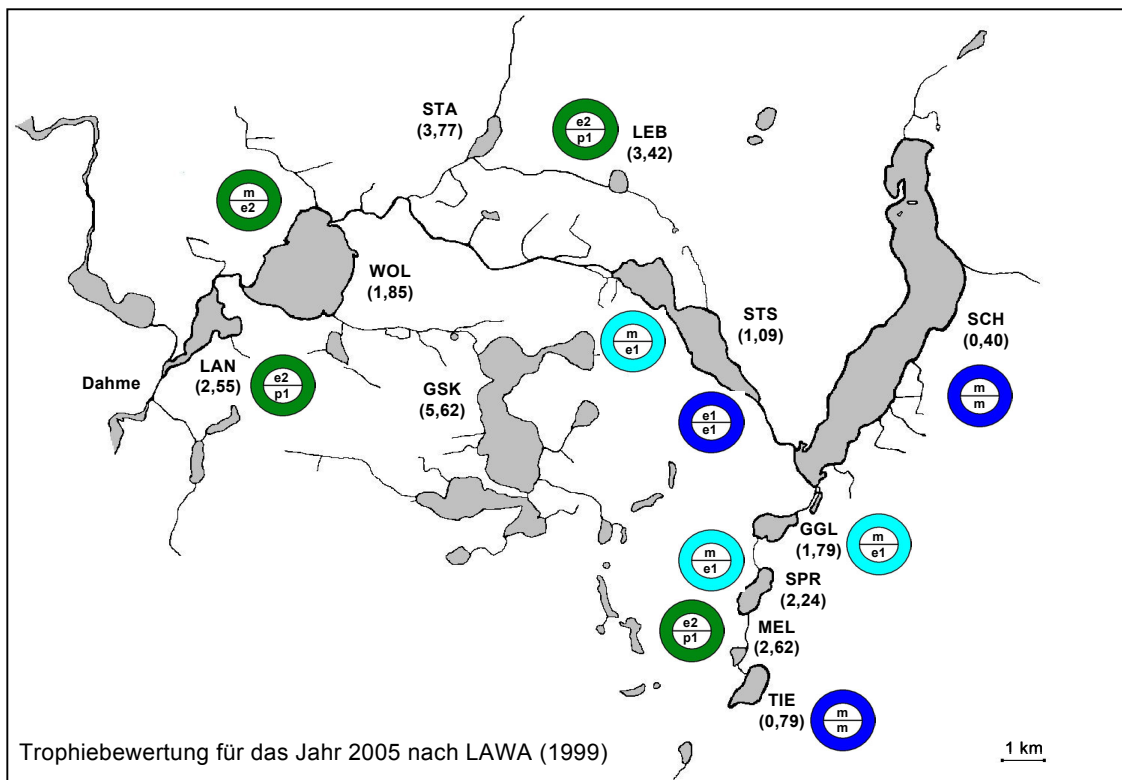


Abb. 3: Scharmützelseeregion und Trophie ausgewählter Standgewässer (Abkürzungen s. Tabelle 1, Zahlen unter den Seenamen sind Mittelwerte der DISi - Konzentration)

In der nachstehenden Tabelle (Tab. 1) sind die Ergebnisse zur Modellvalidierung für die einzelnen Standgewässer der Scharmützelseeregion aufgeführt. Dabei sind neben den Eingangsgrößen für die Berechnung der Retention die Konzentrationen und deren Variation zusammengestellt.

Tab. 1: Modell- und Messdaten für die DISi-Konzentrationen ausgewählter Gewässer der Scharmützelseeregion

| Gewässer | Aufenthaltszeit [a] | HL [m/a] | Retention [%] | Si _{modelliert} [mg/l] | Si _{beobachtet} [mg/l] |
|--------------------------|---------------------|----------|---------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Tiefer See (TIE) | 18,00 | 0,63 | 88,82 | 0,81 | 0,79 |
| Melangsee (MEL) | 0,12 | 20,90 | 16,24 | 2,20 | 2,62 |
| Springsee (SPR) | 2,80 | 5,17 | 24,58 | 2,40 | 2,24 |
| Grosser Glubigsee (GGL) | 1,15 | 5,68 | 23,93 | 2,16 | 1,79 |
| Scharmützelsee (SCH) | 11,00 | 1,07 | 85,46 | 0,84 | 0,40 |
| Storkower See (STS) | 1,25 | 3,12 | 28,23 | 0,81 | 1,09 |
| Wolziger See (WOL) | 1,21 | 5,16 | 24,60 | 2,34 | 1,85 |
| Langer See (LAN) | 0,12 | 21,63 | 16,06 | 2,07 | 2,55 |
| Stahnsdorfer See (STA) | 0,11 | 7,99 | 21,70 | 3,66 | 3,77 |
| Lebbiner See (LEB) | 0,11 | 1,70 | 33,00 | 3,58 | 3,42 |
| Grossschauener See (GSK) | 1,50 | 1,46 | 34,30 | 5,33 | 5,62 |

Schwierigkeiten ergaben sich während der Validierung des Modells durch die Berücksichtigung von Drainagen und der daraus resultierenden Retention in den Zwischeneinzugsgebieten. Weiterhin ist die starke Abweichung für den Langer See durch den Einfluss des Flusses Dahme zu erklären, der Wasser mit einer hohen Siliziumkonzentration (Jahresmittelwert für Messstelle Märkisch Buchholz 1996-99: 5,44 mg Si/l) in den See einmischet. Deutlich erkennbar ist, dass der Scharmützelsee als bedeutende Siliziumsenke innerhalb des Seengebietes anzusehen ist.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Mit Hilfe des Stoffeintragsmodells MONERIS-Si wurden die Konzentration des gelösten Siliziums in den deutschen Flusseinzugsgebieten modelliert. Dafür wurde das MONERIS-Modell (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems) für die Modellierung des gelösten anorganischen Siliziums angepasst. Das MONERIS-Modell verwendet sieben verschiedene Eintragspfade zur Modellierung der Stoffkonzentration in Flusssystemen. Zusätzlich sind zwei unterschiedliche Retentionsmodelle integriert. Die Eintragspfade wurden auf Relevanz für das gelöste Silizium überprüft und die Retentionsansätze neu parametrisiert. Dafür wurden Daten aus der Datenbank des IGB und des Lehrstuhls für Gewässerschutz verwandt. Das Modell MONERIS-Si wurde in Microsoft-Excel technisch umgesetzt. Neben dem Eintrag gelösten Siliziums über den Grundwasserpfad sind zwei Retentionsansätze Teil der Modellstruktur des MONERIS-Si. Dabei wird bezüglich der Eintragskonzentration des Grundwasserpades zwischen Locker- und Festgesteinsbereich unterschieden. Bei den Retentionsansätzen wird die Retention mit Hilfe der hydraulischen Belastung einerseits und andererseits mit der Aufenthaltszeit berechnet. Die Modellierung der deutschen Flusseinzugsgebiete ergab eine Modellgüte von etwa 80 %. Für die Validierung des Modells wurden Daten aus dem Langzeitmonitoring der Seen des Scharmützelseegebietes verwandt. Hier lag die Modellgüte bei über 90 %. Somit kann mit diesen Ergebnissen die einzugsbedingte Varianz der Si-Konzentrationen in Gewässern beschrieben und vorhergesagt werden, was für das Flussgebietsmanagement nach EU-Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der Diatomeenentwicklung relevant ist.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit in Zusammenarbeit zwischen dem Lehrstuhl Gewässerschutz der Brandenburgischen Technischen Universität und der Arbeitsgruppe „Moneris“ des Instituts für Binnenfischerei und Gewässerökologie. Gedankt sei allen beteiligten Personen, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Literatur

- Behrendt, H., Dannowski, R. (Hrsg.) (2005): Nutrients and Heavy Metals in the Odra River System. Weisensee Verlag, Berlin, 353 S.
- Conley, D. J. (1997): Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget. *Limnol. Oceanogr.* 42 (4): 774-777
- Launhardt, A., Rücker J., Nixdorf, B. (2006): Control of seasonal phytoplankton dynamics in Lake Scharmützelsee (northeast Germany) by nutrient competition during winter. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29 (3): 1675-1678.
- LAWA (Hrsg.) (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer – Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlichen entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 74 S.
- Nixdorf, B., Deneke, R. (1997): Why ‘very shallow’ lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia*, 342/343: 269-284
- Schade, J. (2006): Modellierung von Siliziumeinträgen in Fluss- und Seensysteme. Diplomarbeit – Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik, 114 S.
- Treguer, P., Nelson, D. M., Van Bennekom, A. J., DeMaster, D. J., Leynaert, A., Quéguiner, B. (1995): The Silica Balance in the World Ocean - A Reestimate. *Science*, 268 (5209): 375-379

A mechanistic benthos-community model for the River Sihl (Switzerland)

Nele Schuwirth, Martin Kühni, Steffen Schweizer, Urs Uehlinger & Peter Reichert

Eawag, 8600 Dübendorf, Switzerland, nele.schuwirth@eawag.ch

Keywords: Bayesian Inference, benthos, invertebrates, river model, periphyton

Introduction

Mechanistic ecosystem models are a useful tool to assess hypotheses on ecosystem functionality. Furthermore they support the communication of quantitative knowledge about processes which are important in the investigated system. With their help the rates of transformation processes can be assessed which are often difficult to measure directly in the field. The intension of this study was to develop a mechanistic model called ERIMO (Ecological River Model) to simulate the dynamics of different functional feeding groups of benthic organisms in the River Sihl (Schuwirth et al., 2007). Since processes determining the development of the benthic community are highly complex and due to multiple interferences with adjacent ecosystems many influencing factors are difficult to quantify. Despite the availability of very good data this leads to an overparameterized model, which cannot be calibrated completely with the available data. We therefore try to combine expert knowledge, literature data, and the experience from other model studies with the data to confine the model as good as possible by applying a Bayesian Inference Analysis. With this study we hope to stimulate the discussion about the relatively high remaining uncertainty of model structure and parameter values which will support the further development of more complete dynamic models for the benthic community in rivers.

Material and methods

Model description

The model describes the surface density [M/L^2] of benthic algae (divided into filamentous and non-filamentous algae), benthic invertebrates (divided into three functional feeding groups, represented as scrapers, collector-gatherers, and predators), and organic particles in the sediment, originating from death organisms and serving as food for the collector-gatherers (figure 1). The model considers growth, colonization, death, and catastrophic loss due to spates of the benthic organisms as well as resuspension of sedimented organic particles. Process formulations at the lowest level of complexity consistent with a mechanistic, and as far as possible universal, description of the ecosystem were used. Details are given in Schuwirth et al. (2007).

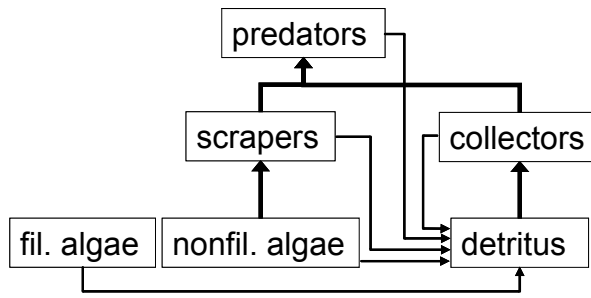


Figure 1: schematic representation of the mechanistic model structure (food web), thick arrows: growth processes, thin arrows: death processes

Parameter estimation, sensitivity analysis

The model was implemented in the computer program AQUASIM (version 2.1f) which was developed for the identification and simulation of aquatic systems (Reichert, 1994a, b, 1995). Local sensitivity analysis and Bayesian Inference Analysis were performed with the updated version of the computer program UNCSIM (Reichert 2005, 2006).

In figure 2 our strategy for model development is shown. Firstly an appropriate model structure and parameterization was defined with initial parameter values from prior experience or from the literature, if available. After a first local sensitivity analysis for identifying the parameters with the highest impact on model results the model output was compared to the measured data and the parameter values were manually adjusted to get a feeling about model response and to correct deficiencies of the model. In this stage of model development also changes in model structure or parameterization were done, if this appeared to be necessary. Due to the high complexity of the system it is not possible to directly identify all parameters from the data. On the other hand it is not possible to get detailed information for all parameter values from the literature and laboratory studies do usually not cover all environmental conditions and all organisms occurring in the field. To overcome the problem of non-identifiability a Bayesian Inference Analysis was performed.

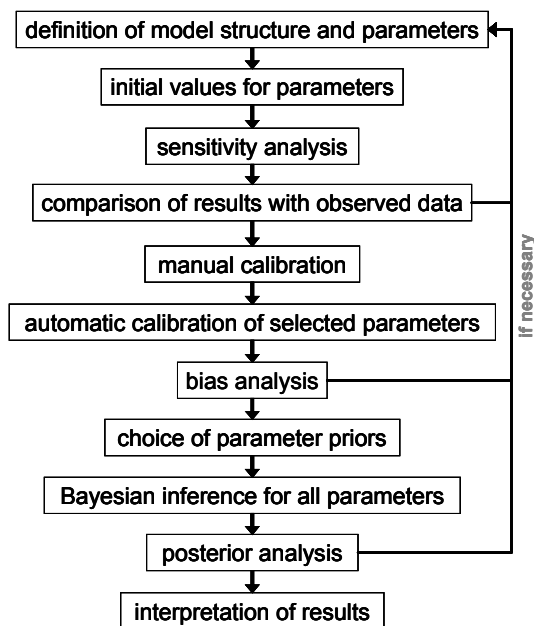


Figure 2: Strategy for model development

With this method it is possible to include prior knowledge about the parameter values in the calibration process (Gelman et al. 1995). Afterwards the marginal posterior distributions were compared to the prior distributions, the linear correlation coefficients of the parameters were calculated and the local sensitivity analysis was repeated at the maximum of the posterior distribution to analyze the identifiability of the parameters. The last steps had to be repeated iteratively to achieve convergence.

The River Sihl

The river Sihl is a Swiss prealpine river of about 68 km length flowing from Drusberg (Canton Schwyz) to the River Limmat in the city of Zurich. The benthic community of the river was investigated by order of the Canton Zurich in the scope of hydropeaking experiments, conducted by the consulting ecologists and engineers „AquaPlus“ between 1990 and 1992 near “Sihlwald”. Since 1937 a reservoir was build for power supply upstream the investigated site. Since this time the flow conditions in the lower part of the River Sihl highly depend on the operation of the hydroelectric power plant.

Results and discussion

Model results

A comparison of the data and the simulation with the parameter values at the maximum of the posterior distribution from Bayesian Inference indicates that in general the model is appropriate to describe the seasonal dynamics of the two algae groups and the three functional groups of benthic invertebrates. The dynamics of all groups, in particular of algae, is characterized by heavy losses during spates and recovery afterwards. The high frequency of spates partly caused by the hydropeaking experiments disturbs the development of high standing stocks.

Bayesian Inference

The comparison of prior and posterior marginal parameter distributions shown in Figure 3 for four selected parameters allows us to assess the information we can gain from the data. The reduction of uncertainty of a parameter value is represented by a reduction in the width of the distribution, whereas a shift of the distribution indicates the need for an adjustment of the parameter value. A shift to values of extremely low prior density would indicate a prior-data conflict caused either by an inadequate prior or an inadequate model structure. None of the marginals indicates a prior-data conflict.

Most of the maximum specific growth rates of functional groups are parameters for which we gain significant information from the data. In particular, the maximum specific growth rate of filamentous algae has a posterior marginal distribution with a considerably smaller standard deviation as the prior distribution and the mode of the distribution shifts to slightly higher values (from 0.7 d^{-1} to 1.0 d^{-1}). The mode of the marginal distribution of the maximum specific growth rate of non-filamentous algae shifts to considerably higher values compared to the prior (from 0.7 d^{-1} to 1.6 d^{-1}) with a slightly smaller standard deviation. This means that the (conservative) assumption of the same maximum specific growth rate of the two functional groups of algae is corrected by the analysis to a slower growth of filamentous algae compared to non-filamentous algae. This competitive disadvantage of the filamentous algae after floods is compensated during long periods without spates by the shading effect of non-filamentous by filamentous algae. The growth rates of the inver-

tebrate functional groups show a narrower marginal posterior distribution compared to the prior as well.

There is a significantly smaller gain of information about values of the temperature dependence coefficients and hardly any gain of information about colonization rates of algae (see figure 3) and collectors, all half-saturation concentrations, and detachment coefficients. It could not be expected that we learn a lot about these parameters from this data set. Bayesian inference allowed us, however, to consider the effect of the uncertainty in these parameters on the identification of the other parameters.

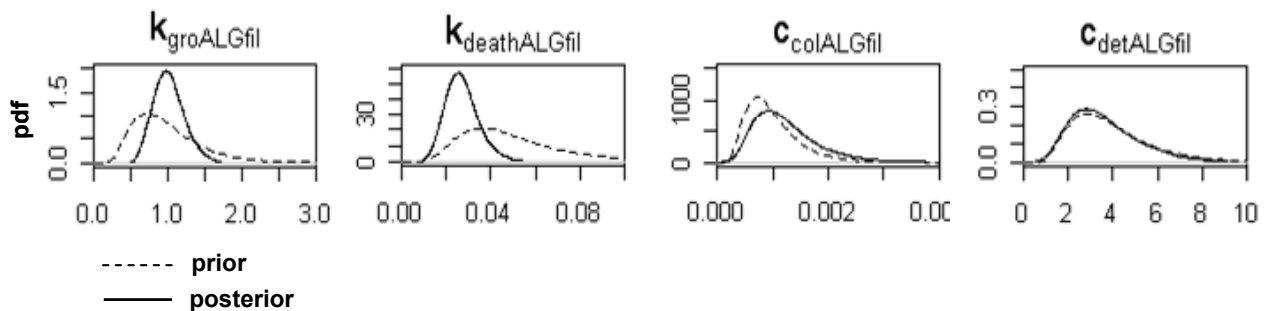


Figure 3: Comparison of the prior and posterior distribution of the Bayesian Inference Analysis for four selected parameters

Conclusions

This model was developed on the lowest level of complexity still able to describe the ecosystem. Nevertheless it was not possible to identify the values of all parameters from the data. To overcome this problem a Bayesian Inference Analysis was successfully applied to calibrate the model. For validation, data from further investigation sites would be necessary. Therefore the next step to improve the model should be the application of this model to other sites. We hope that the demonstration of the capabilities of our methodological approach, which leads to a deeper analysis of what we can learn from model-based data analyses, stimulates the use of such techniques in ecological studies. In addition, we hope that the presented river benthos ecosystem model contributes to the development of more complete river ecosystem models and associated measurement campaigns and/or experiments that support model calibration and validation.

References

- Gelman, S., Carlin, J. B., Sten, H. S., Rubin, D. B., 1995. Bayesian Data Analysis, Chapman and Hall, New York, USA.
- Reichert, P., 2005. UNCSIM - A computer programme for statistical inference and sensitivity, identifiability, and uncertainty analysis, In: Teixeira, J.M.F. and Carvalho-Brito, A.E. (Eds.), Proceedings of the 2005 European Simulation and Modelling Conference (ESM 2005), Oct. 24-26, Porto, Portugal, EUROSIS-ETI, pp. 51-55.
- Reichert, P., 2006. A standard interface between simulation programs and systems analysis software. *Water Science and Technology* 53(1), 267-275.
- Schuwirth, N., Kühni, M., Schweizer, S., Uehlinger, U. & Reichert, P. 2007. A mechanistic model of benthos community dynamics in the River Sihl, Switzerland (submitted).

Welchen Vorteil bringt die tagesperiodische Vertikalwanderung für den Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*? Eine Simulationsstudie

Tido Strauß¹

¹ Forschungsinstitut gaiac, RWTH Aachen, Mies-van-der-Rohe Str. 19, D-52074 Aachen, strauss@gaiac.rwth-aachen.de

Keywords: Ceratium, Flagellaten, Vertikalwanderung, Simulation, Modellierung

Einleitung

Phytoflagellaten mit tagesperiodischer Vertikalwanderung können räumlich und zeitlich getrennt verfügbare Ressourcen nutzen, indem sie sich tagsüber im Lichtoptimum einschichten und nachts in der Tiefe zusätzliche Nährstoffe wie Phosphat aufnehmen. Allerdings ist der Anteil dieser Nährstoffquellen schwer zu quantifizieren, da die aus dem Hypolimnion stammenden Nährstoffe experimentell kaum von den durch Zooplankter regenerierten Nährstoffen oder von Einträgen aus Litoral und Sediment zu trennen sind. In welchem Ausmaß Flagellaten von ihrer Fähigkeit zur aktiven Migration profitieren, hängt auch von den hydrodynamischen Bedingungen ab, da der Nährstoffeintrag aus dem Hypolimnion durch turbulente Diffusion und Erosion der Thermokline beeinflusst werden kann. In der vorliegenden Studie wurde der Vorteil für die Population von *Ceratium hirundinella* durch Vertikalwanderung mit Hilfe eines Simulationsmodells analysiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Der Alsdorfer Weiher ist ein 3,1 ha großes eutrophes Gewässer mit einer mittleren Tiefe von 2,6 m und einer maximalen Tiefe von 4,10 m, welches regelmäßig eine sommerliche Schichtung mit Anreicherung anorganischer Nährstoffe im anoxischen Hypolimnion aufweist (Strauss & Ratte 2002, Tiefenkarte siehe Strauß 1998). Im Jahresmittel beträgt der P_{tot} -Gehalt im Epilimnion 0,12 mg P/L mit maximalen Werten von 0,23 mg P/L und einer mittleren Sichttiefe von 1,0 m. Im Alsdorfer Weiher konnte für die Jahre 1995 und 1996 eine intensive tagesperiodische Vertikalwanderung von *C. hirundinella* unter Meidung anoxischer Bedingungen nachgewiesen werden (Strauß 1998).

Modellierung

Das eindimensionale hydrodynamische Simulationsmodell HyLaM (Strauss & Ratte 2002) lieferte die physikalische Umgebung (Temperatur, Licht, Turbulenz) für die Vertikalwanderung mit einer zeitlichen Auflösung in 10-min-Schritten, die Schichtdicke der 16 modellierten Tiefensegmente betrug 25 cm. Dieses Modell wurde gekoppelt mit dem ökologischen Seenmodell StoLaM (Stoichiometric Lake Model, T. Strauss, Dissertation in Vorbereitung), welches die dynamische Darstellung der Planktodynamik und Sukzession sowie vertikaler Gradienten von Nährstoffen (N, P, Si) und Sauerstoffgehalt ermöglicht. Die Nutzung von Nährstoffen unterschiedlicher Herkunft (s. Abb. 1)

durch die *Ceratium*-Population kann so unter naturnahen Bedingungen im Tagesverlauf quantifiziert werden.

Tab. 1: Im Modell StoLaM verwendeter Parametersatz für *Ceratium hirundinella*.

| Parameter | Wert | Einheit | Parameter | Wert | Einheit |
|--|------|---------------------------------|---------------------------|------|---|
| maximale Wachstumsrate | 0.46 | 1/Tag | minimale Zellquote P | 0.56 | $\mu\text{gP mg FG}^{-1}$ |
| Temperaturminimum | 0 | $^{\circ}\text{C}$ | maximale Zellquote P | 4.8 | $\mu\text{gP mg FG}^{-1}$ |
| Temperaturoptimum | 30 | $^{\circ}\text{C}$ | Halbsättigungskonstante P | 10 | $\mu\text{gP L}^{-1}$ |
| Temperaturmaximum | 35 | $^{\circ}\text{C}$ | max. Aufnahme rate P | 45 | $\mu\text{gP mg FG}^{-1} \text{Tag}^{-1}$ |
| Lichtoptimum | 40 | $\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1}$ | minimale Zellquote N | 5.8 | $\mu\text{gN mg FG}^{-1}$ |
| Mortalitätsrate | 0.03 | 1/Tag | maximale Zellquote N | 30 | $\mu\text{gN mg FG}^{-1}$ |
| Respirationsrate (bei T _{opt}) | 0.05 | 1/Tag | Halbsättigungskonstante N | 70 | $\mu\text{gN L}^{-1}$ |
| Migrationsgeschwindigkeit | 20 | m/Tag | max. Aufnahme rate N | 100 | $\mu\text{gN mg FG}^{-1} \text{Tag}^{-1}$ |

Die Vertikalwanderung von *C. hirundinella* wurde folgendermaßen formuliert: tagsüber, von 6-21 Uhr, wandern die Ceratien in die Gewässertiefe mit optimaler Lichtintensität. Nachts (21-6 Uhr) wandern sie in die Tiefe bis zur Oxikline unter Vermeidung anoxischer Verhältnisse ($< 0,1 \text{ mg O}_2/\text{L}$). Die Wanderungsgeschwindigkeit wurde auf 20 m/Tag gesetzt (s. Tab. 1).

Zur Bilanzierung des verfügbaren Phosphors im oxischen Wasserkörper wurden externe (Zuflüsse) und interne (Sedimentfreisetzung) Einträge zu „sonstigen Einträgen“ zusammengefasst (s. Tab.2) sowie die Remineralisation und die Zooplanktonexkretion täglich summiert (Recycling). Ebenso wurde verfügbares Phosphat durch turbulente Diffusion über die Oxikline bzw. Eintrag durch Absenkung der Thermokline berechnet (s. Abb. 1).

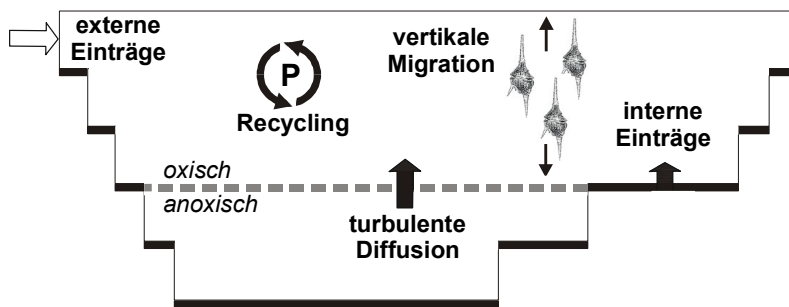


Abb. 1: Konzeptdiagramm zur Bilanzierung der Phosphat-Flüsse zur Zeit der *Ceratium*-Blüte. Erläuterungen siehe Text.

Ergebnisse und Diskussion

Zur detaillierten Stoffflussanalyse wurden zwei Intervalle des Jahres 1995 ausgewählt, welche in der Simulation deutliche P-Anreicherungen im Epilimnion zeigten (s. Abb. 2).

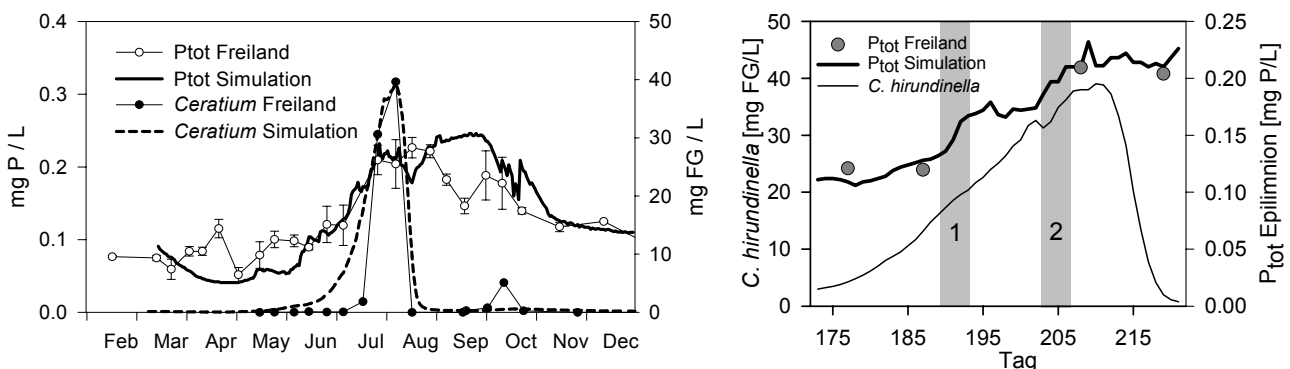


Abb. 2: Links: Messung und Simulation des Gesamtphosphors im oxischen Epilimnion (0-2 m Tiefe) und der Populationsdichte von *C. hirundinella* in der gesamten Wassersäule im Jahr 1995. Rechts: graue Balken indizieren die Bilanzintervalle 1 und 2 im Sommer 1995.

Die Simulationen der Vertikalwanderung von *Ceratium* (s. Abb. 3 und 4, oben) stimmen gut mit den Freilanddaten (Strauß 1998) überein. Die Simulationen zeigen eine deutliche Anreicherung von Orthophosphat oberhalb der Oxikline im Tagesverlauf (s. Abb. 3 und 4, unten), welche anschließend durch die abends abwärts wandernde *Ceratium*-Population wieder aufgenommen wird. Dabei bleibt die Oxikline an Tag 189 unverändert in der Tiefe von 2,5 m (s. Abb. 3, unten), während sie sich an Tag 206 durch windinduzierte Turbulenzen von 2,5 m auf 3,0 m absenkt (s. Abb. 4, unten).

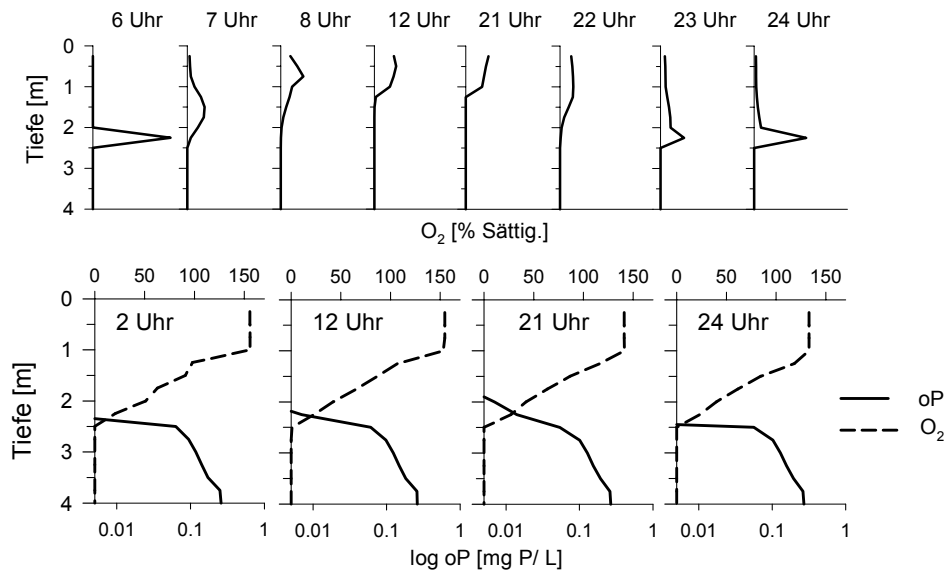


Abb. 3: Simulation der vertikalen Migration von *C. hirundinella* (relative Abundanz, obere Abbildung) und der vertikalen Phosphat- und Sauerstoffprofile (unten) über 24 Stunden am 08.07.1995 (Intervall 1, Tag 189).

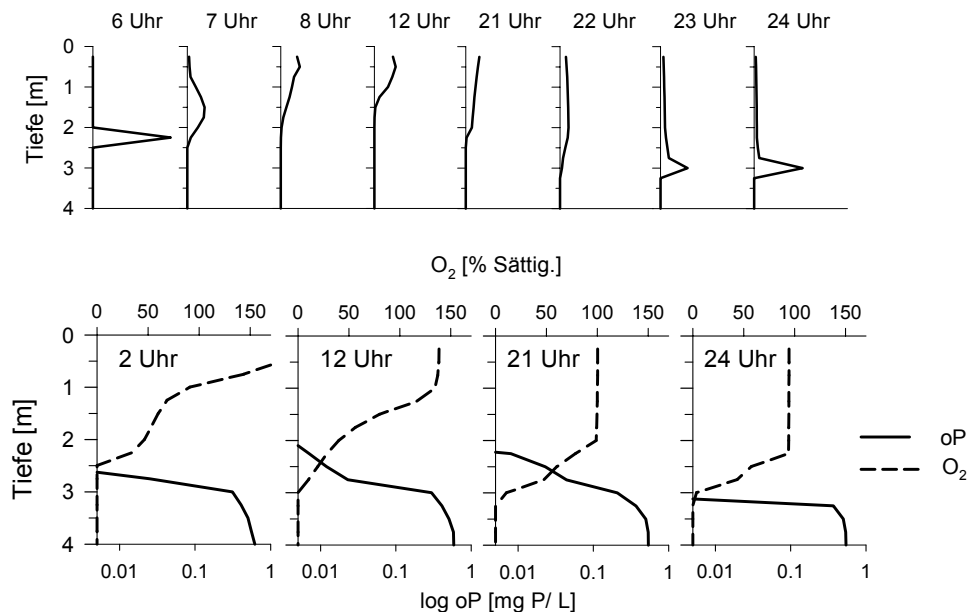


Abb. 4: Simulationen für den 22.07.95 (Intervall 2, Tag 206), sonst wie Abb. 3.

Die stündliche Darstellung des Intervalls 1 zeigt ebenfalls den nachmittäglichen P-Eintrag durch erhöhte Turbulenz (s. Abb. 5a). Die P-Aufnahme der Ceratien ist ab 6 Uhr beim Aufwärtswandern und besonders nach 21 Uhr beim Abwärtswandern erhöht (s. Abb. 5c).

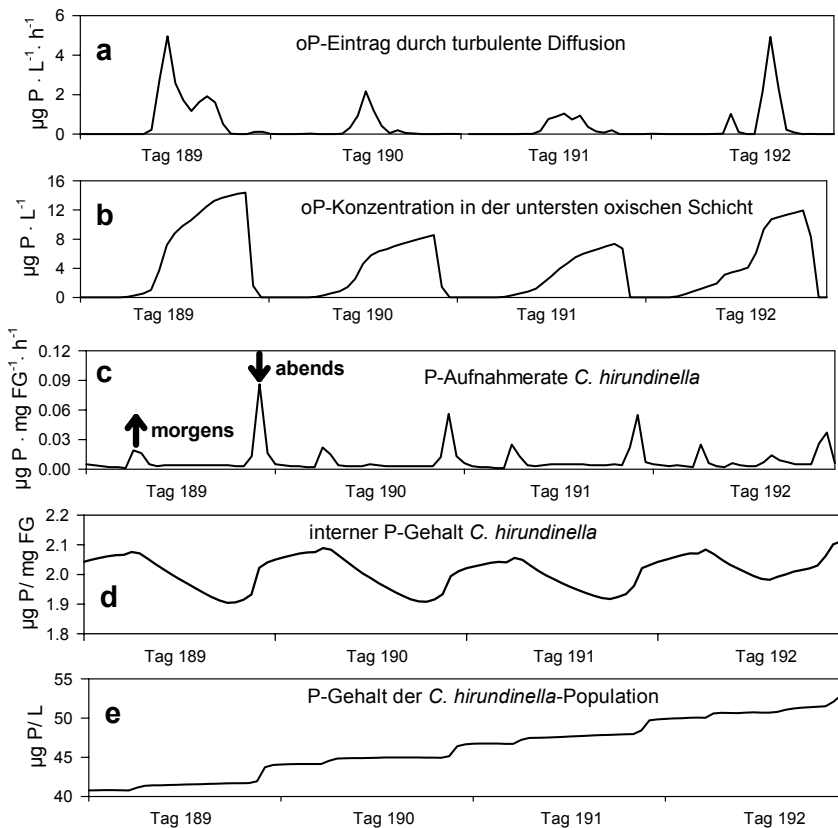


Abb. 5: Simulation des Orthophosphat-Eintrags im Intervall 1 durch turbulente Diffusion (a), der oP-Anreicherung oberhalb der Oxikline (b), sowie P-Aufnahme, interner P-Gehalt und Gesamt-P-Gehalt der *Ceratium*-Population im oxischen Wasserkörper (c-d) von Tag 189 bis Tag 192.

Die Bilanz der Phosphorumsätze (s. Tab. 2) zeigt eine tägliche P-Aufnahme bis zu 29 % von durch turbulente Diffusion eingetragenen Phosphat, an Tagen mit Absenkung der Thermokline durch windinduzierter Erosion kann der Wert über 50 % betragen. Trotzdem beträgt der Anteil epilimnische Quellen (recyceltes Phosphat und sonstige P-Einträge) an der täglichen P-Versorgung der Ceratien über 70 %. Insgesamt werden ca. 50 % der täglichen P-Aufnahme bei abendlichem Abwärtswandern (21-24 Uhr) aufgenommen.

Tab. 2: Bilanzierung der simulierten Phosphoraufnahme von *C. hirundinella* an jeweils vier Tagen der Intervalle 1 und 2 im Jahr 1995 für den oxischen Wasserkörper des Alsdorfer Weihers.

| | Intervall 1 | | | | Intervall 2 | | | | Mittelwert |
|---|-------------|-----|-----|-----|-------------|-----|-----|------|------------|
| Tag | 189 | 190 | 191 | 192 | 203 | 204 | 205 | 206 | |
| Aufnahme Ceratium [g P/Tag] | 371 | 325 | 377 | 393 | 1581 | 316 | 332 | 1631 | |
| Anteil täglicher P-Aufnahme [%]: | | | | | | | | | |
| turbulente Diffusion | 29 | 9 | 9 | 17 | 21 | 0 | 1 | 25 | 14 |
| Erosion der Thermokline | 0 | 0 | 0 | 0 | 53 | 0 | 0 | 55 | 14 |
| sonstige Einträge | 63 | 76 | 62 | 61 | 17 | 72 | 72 | 16 | 55 |
| recycelter Phosphor | 8 | 15 | 29 | 22 | 9 | 27 | 27 | 4 | 17 |
| P-Aufnahme von 21-24 Uhr [%] | 54 | 47 | 44 | 36 | 42 | 50 | 49 | 60 | 48 |

Dies bedeutet, dass durch die Wanderung Phosphat, welches durch Turbulenz oder Absenkung der Oxikline in der Tiefe angereichert wird, für die Flagellaten schneller verfügbar ist. Allerdings werden auch in hohem Maße epilimnische P-Ressourcen durch die täglich zweifache Durchwanderung der gesamten oxischen Wassersäule aufgenommen und somit konkurrierenden Algen entzogen.

Vergleichende Simulationen des Standardlaufs und Läufe mit einer auf 1,5 m Tiefe reduzierter Migrationstiefe zeigen, dass *C. hirundinella* ohne Migration in die Tiefe zu Beginn der Populationsentwicklung P-limitiert wäre, was sich in einer verzögerten Populationsentwicklung mit einer geringeren max. Biomasse auswirken würde (s. Abb. 6, links). Die P-Limitierung zeigt sich deutlich als Abfall der internen P-Zellquote QP (s. Abb. 6, Mitte). Die Simulation bestätigt die deutliche Limitation bei einem internen P-Gehalt $< 1 \mu\text{gP}/\text{mgFG}$, welche von James et al. (1992) experimentell gefunden wurde (gestrichelte Linien in Abb. 6, Mitte und rechts).

Eine modellinterne Ausschaltung der P-Limitation für *C. hirundinella* bei maximaler Migrationssamplitude führte zur gleichen Populationsentwicklung wie beim Standardlauf. Daraus kann geschlossen werden, dass die Population von *C. hirundinella* mit DVM im Alsdorfer Weiher nicht nennenswert P-limitiert waren.

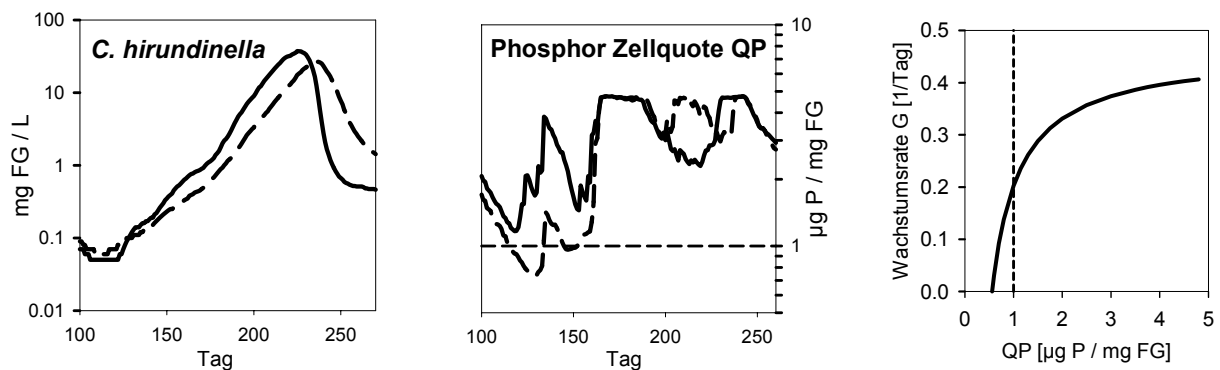


Abb. 6: Simulationen der Biomasse von *C. hirundinella* (linke Abbildung) und ihrem internen P-Gehalt (QP) (mittlere Abbildung). — Standardlauf, - - - Migration auf 1,5 m begrenzt. Rechte Abbildung: Abhängigkeit der Wachstumsrate von der internen Zellquote QP (Droop-Kinetik) für *C. hirundinella* bei einer max. Wachstumsrate von $0,46 \text{ Tag}^{-1}$.

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse zeigen, dass die tagesperiodische Vertikalwanderung (DVM) auch unter eutrophen Verhältnissen für *C. hirundinella* vorteilhaft ist. Dabei werden nicht nur zusätzliche Nährstoffe aus der Tiefe, sondern auch die angereicherten Nährstoffe in der gesamten Wassersäule durch regelmäßiges „Abweiden“ schnell aufgenommen. Dies dürfte einen deutlichen Konkurrenzvorteil gegenüber nicht wandernden Algen bedeuten. Generell eignen sich dynamische Simulationsmodelle zur Quantifizierung komplexer Stoffkreisläufe. Zukünftige Populationsmodelle für mobile Phytoplankter sollten die Konkurrenzvorteile durch DVM berücksichtigen.

Literatur

- James, W.F., Taylor, W.D., Barko, J.W. (1992): Production and vertical migration of *Ceratium hirundinella* in relation to phosphorus availability in Eau Galle Reservoir, Wisconsin. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 694-700.
- Strauß, T. (1998): Untersuchungen zur Ökologie von *Ceratium hirundinella*: Phosphattransport durch vertikale Migration und Prädation durch *Asplanchna priodonta*. DGL Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.), S. 202-206.
- Strauss, T., Ratte, H.T. (2002): Modelling the vertical variation of temperature and dissolved oxygen in a shallow, eutrophic pond as a tool for analysis of the internal phosphorus fluxes. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 28:1508-1511.

- BRITZ M., KASCHEK, N. & E. I. MEYER: Feinsedimenteintrag – Kolmatierung – Sauerstoff-Armut: Sedimentuntersuchungen in ausgewählten Eifelbächen
- CASPER, P.: Mikroorganismen in Sedimenten – Prozesse und Organismen
- GRÜNEBERG, B. & A. KLEEBERG: Sedimentation und Akkumulation von Phosphor in einem sauren (pH = 3) Tagebausee (Grünewalder Lauch, Lausitz, Brandenburg)
- KLEEBERG, A., FREIDANK, A. & M. HUPFER: Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in Flachseen
- KÜMMERLIN, R. & H. B. STICH: Algen aus Phytoplankton und Phytobenthos im Bodensee-Sediment
- LEWANDOWSKI, J., LASKOV, CH. & M. HUPFER: Bildung reaktiver Zonen in Seesedimenten durch die Besiedlung mit Makrophyten und Makrozoobenthos
- MENA, R. & E. I. MEYER: Factors influencing the nitrification process in a sandy lowland stream: Gellenbach (North Germany) case study
- STICH, H. B.: Pigmente in Oberflächensedimenten des Bodensees

Feinsedimenteintrag – Kolmatierung – Sauerstoff-Armut: Sedimentuntersuchungen in ausgewählten Eifelbächen

Markus Britz, Norbert Kaschek & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, britz@uni-muenster.de, kaschekn@uni-muenster.de, meyer@uni-muenster.de

Keywords: Sedimente, Kolmatierung, Sauerstoffmessung im Sediment, Gefrierkerne, Eifel

Ausgangslage und Untersuchungsgebiet

Weite Teile der Bachsedimente in der Eifel sind besonders durch anthropogene Einflüsse kolmatiert, d.h., sie sind mit Feinmaterial angereichert, das das Lückensystem verstopft. Dadurch wird die Durchströmung mit sauerstoffreichem Oberflächenwasser weitgehend herabgesetzt. Da das Feinmaterial auch organische Bestandteile enthält, kommt es zu zusätzlicher Sauerstoffzehrung, wodurch das O₂-Angebot weiter reduziert wird. Dies hat auch Auswirkungen auf die Lebensbedingungen von Interstitialbewohnern (Wood & Armitage 1997), besonders in den wärmeren Sommermonaten (Storey & Williams 2004).

Das EU-Life-Projekt „Lebendige Bäche in der Eifel“ hat die Zielsetzung, den Lebensraum „oligotropher Mittelgebirgsbach“ in ausgewählten Gewässerabschnitten wiederherzustellen. Die geplanten Revitalisierungsmaßnahmen umfassen z.B. die Beseitigung von Wanderhindernissen, die Aufhebung oder Umgehung von Stauanlagen/Fischteichen, ökologische Optimierung von Furten und die großflächige Entfernung/Umwandlung von Fichtenbeständen in Auenbereich und Einzugsgebiet. Die Abteilung für Limnologie der Universität Münster hat im Rahmen eines Monitorings für dieses Projekt die Untersuchung von Bachsedimenten übernommen.

Ziel der Arbeiten ist es, in ausgewählten Bächen des Projektgebietes (Einzugsgebiete von Rur und oberer Kyll) die derzeitige Sedimentbeschaffenheit (Korngrößenzusammensetzung, POM-Gehalte, Feinsedimenteintrag) zu dokumentieren und die Sauerstoffversorgung des Interstitials zu messen. Ferner sollen die Auswirkungen von laufenden Maßnahmen kritisch begleitet werden.

Methoden

Sedimentproben werden mittels der Freeze Core Methode entnommen und im Labor die Korngrößenzusammensetzung und der Gehalt an organischem Material bestimmt.

Als Feinsedimentfallen dienen mit Steinen (> 3 cm) gefüllte Behälter (Ø 20 cm, Schema s. Abb. 1), die bündig mit der Sedimentoberfläche eingegraben werden. Diese dienen der Erfassung von Sedimenteinträgen in das Interstitial. Die Expositionsdauer wird dem aktuellen Abflussgeschehen angepasst.

In das Sediment eingebrachte Edelstahlstanzen (zu Aufbau und Messverfahren siehe Niepagenkemper & Meyer 2002) erlauben kleinräumige Messungen des Sauerstoffgehalts in 10, 20 und 30 cm Tiefe mit Hilfe von Mikrooptoden.

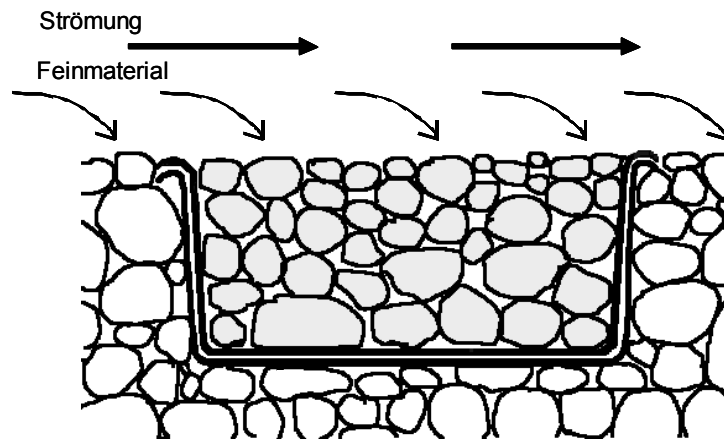


Abb. 1: Feinsedimentfalle mit austauschbarem Einsatz zur flächenbezogenen Erfassung von Einträgen.

Vorliegende Daten und Planungen

In die Sedimentfallen werden z.Z. vorrangig Partikel der Feinsand- und Schluff- bis Tonfraktion eingetragen (Kaschek et al. 2006). Abb. 2 stellt exemplarisch die Summenkurve eines Gefrierkerns dar, der umrandete Bereich umfasst die Fraktionen < 2 mm (Grob-, Mittel-, Feinsand und Schluff).

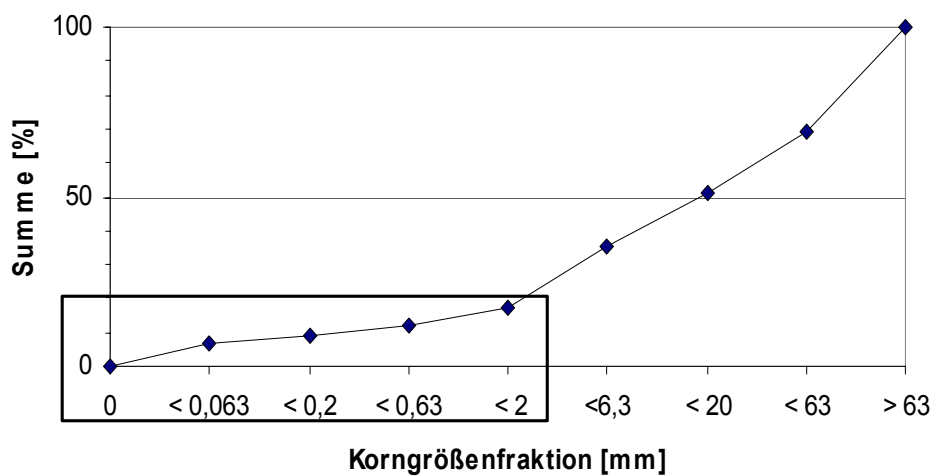


Abb. 2: Korngrößenzusammensetzung eines Gefrierkerns von 17,8 kg, Fuhrtsbach, 18.05.2005, Masse der Fraktionen < 2 mm (Rahmen) 3,03 kg entsprechend 17,02 %.

Die Sauerstoffversorgung des Lückensystems (Abb. 3) ist bereits ab der Tiefenstufe 10 cm für die meisten Sonden stark herabgesetzt, ein dauerhaft gutes O₂-Angebot im Sediment ist momentan nicht gewährleistet.

Im Rahmen des Projekts werden z.Z. verschiedene Revitalisierungsmaßnahmen in ihren Auswirkungen auf die Sedimentzusammensetzung bearbeitet. Dazu werden Gefrierkerne vor, kurz nach und in deutlichem zeitlichem Abstand zu den Arbeiten entnommen und analysiert. So sollen sowohl die kurzfristig zu erwartenden Belastungen (verstärkte Mobilisierung von Erdreich durch die Eingriffe im Gewässer oder in unmit-

telbarer Gewässernähe, z.B. an Talflanken (vgl. Libault et al. 2005)) als auch die längerfristige Entwicklung der Sedimentbeschaffenheit verfolgt werden.

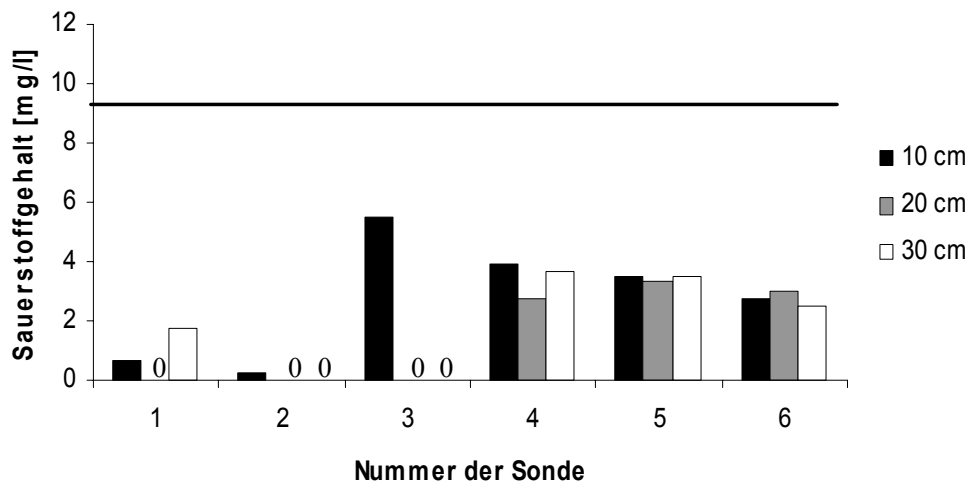


Abb. 3: Beispiel einer O₂-Messung (0 = O₂-frei) im Sediment des Fuhrtsbachs; die waagerechte Linie gibt den O₂-Gehalt in der fließenden Welle an.

Mit monatlichen Messungen wird an ausgewählten Stellen der Jahresgang der O₂-Versorgung im Interstitial aufgenommen.

Weiterhin sollen Zusammenhänge zwischen Pegelständen (Aussagen über das Abflussgeschehen, z.B. Hochwässer), den Mengen des eingetragenen Feinsediments und den damit einhergehenden Kolmatierungs- und evtl. Dekolmatierungsprozessen, welche die Durchströmbarkeit des Kieslückensystems verändern, erarbeitet werden (Diplomarbeit M. Britz). In diesem Rahmen werden Eintragsquellen und -pfade kartiert, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf die meist mit Gefälle zu den Furten und Brücken führenden gut ausgebauten Forstwege gelegt wird. Erhöhte Eintragsraten sind aufgrund der häufigen Nutzung des in teilweiser geringer Distanz zum Gewässer angelegten Wegenetzes zu erwarten und verändern Qualität und Quantität des im Gewässer transportierten Materials.

Danksagung

Die Arbeiten werden gefördert durch das Finanzierungsinstrument LIFE-Natur der Europäischen Gemeinschaft (Monitoring im Rahmen des EU Life Natur-Projekts "Lebendige Bäche in der Eifel", Projektleitung Dipl.-Geogr. Stephan Miseré, Biologische Stationen der Kreise Aachen und Euskirchen) und das Land Nordrhein-Westfalen.

Literatur

- Kaschek, N., Britz, M., Selheim, H. (2006): Sedimentuntersuchungen in potenziellen Flussperlmuschelgewässern der Eifel. In: NUA NRW (Hrsg.): Schutz und Erhalt der Flussperlmuschel in Nordrhein-Westfalen. NUA-Heft 20: 51-55.
- Liebault, F., Gomez, B., Page, M., Marden, M., Peacock, D., Richard, D., Trotter, C.M. (2005): Land use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications* 21: 739-756.
- Niepagenkemper, O., Meyer, E.I. (2002): Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., Münster: Schriftenreihe Heft 2: 87 S.
- Storey, R.G., Williams, D. (2004): Spatial responses of hyporheic invertebrates to seasonal changes in environmental parameters. *Freshwater Biology* 49: 1468-1486.
- Wood, P.J., Armitage, P.D. (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.

Mikroorganismen in Sedimenten – Prozesse und Organismen

Peter Casper

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, pc@igb-berlin.de

Keywords: Sedimente, anaerobe Prozesse, Methanogenese, Mikroorganismen

Einleitung

Die Seen der spätpleistozänen Jungmoränenlandschaft der Mecklenburgischen-Brandenburgischen Seenplatte sind durch Sedimentmächtigkeiten von mindestens 6-8 m charakterisiert, wie sie im oligotrophen Stechlinsee nachgewiesen werden konnten (Pachur et al. 1998). Mikrobiologische Prozesse in Gewässersedimenten, wie z.B. die aerobe Mineralisation, die Denitrifikation oder die Desulfurikation, sind von der Verfügbarkeit der entsprechenden Elektronenakzeptoren (hier O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}) abhängig. Untersuchungen im Stechlinsee zeigten, dass selbst in diesem Gewässer, in dem ganzjährig Sauerstoff im sedimentnahen Hypolimnion verfügbar ist, O_2 nur bis in 1 cm Sedimenttiefe nachweisbar ist (Sass et al. 1997) und SO_4^{2-} bis maximal 15 cm (Gonsiorczyk et al. 2001). In nährstoffreichen Gewässern, in denen der Verbrauch alternativer Elektronenakzeptoren deren Zufuhr überschreitet, sind die entsprechenden Mineralisierungsprozesse an der Sedimentoberfläche bzw. im Tiefenwasser zu finden. Somit ist die Methanogenese der dominierende mikrobielle Prozess in den Gewässersedimenten.

In dieser Arbeit sollen die wichtigsten Mikroorganismen und die potentiellen Aktivitäten der Methanbildung in Seen unterschiedlicher Trophie zusammenfassend dargestellt werden.

Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden im oligotrophen Stechlinsee, eutrophen Dagowsee und in zwei Becken der geteilten azidotrophen Grossen Fuchskuhle (NO- und SW-Becken) statt. Alle Seen befinden sich im Stechlinseegebiet und sind hinsichtlich der Limnologie und Mikrobiologie umfassend beschrieben (Casper 1995; Casper 1985; Koschel & Adams 2003).

Sedimente wurden mit einem Uwitec-corer entnommen und spätestens 1 Stunde nach der Probenahme in Teilsegmente geschnitten und für die folgenden Analysen aufgearbeitet.

Die Techniken zur Analyse der potentiellen Methanbildungsaktivität sind umfassend in (Casper et al. 2003b) beschrieben. Zur Charakterisierung der Mikroorganismen wurden aus jeweils einem Segment nahe der Sedimentoberfläche und einem zweiten aus einer Tiefe unterhalb von 15 cm (Grosse Fuchskuhle nur Oberfläche) DNS extrahiert, 16S rRNS Genfragmente der Archaea amplifiziert, kloniert, mittels DGGE gescreent und pro OTU (operational taxonomic unit) wurde mindestens ein Klon sequenziert (je Sedimentprobe ca. 100 Klone). Die Beschreibungen der molekularbiologischen Methodiken finden sich bei Chan et al. (2002 und 2005).

Ergebnisse

Die höchsten Methanbildungsraten während der Stagnation der Wasserkörper wurden im eutrophen Dagowsee (ca. $60 \mu\text{mol l}^{-1}\text{d}^{-1}$) gemessen (Abb. 1). Im Stechlinsee war erst in Sedimenttiefen unterhalb von 20 cm eine methanogene Aktivität ($6,0 \mu\text{mol l}^{-1}\text{d}^{-1}$) messbar. Im SW-Becken der Grossen Fuchskuhle wurden relativ niedrige Raten von 0-4.5 $\mu\text{mol l}^{-1}\text{d}^{-1}$ ermittelt. Im NO-Becken konnte bereits im obersten Sedimenthorizont eine Methanbildungsrate von 4 $\mu\text{mol l}^{-1}\text{d}^{-1}$ und in Tiefen grösser als 15 cm von 10-15 $\mu\text{mol l}^{-1}\text{d}^{-1}$ nachgewiesen. Generell sind im NO-Becken, das durch die Abtrennung vom Zustrom huminstoffreichen Grundwassers einen höheren pH-Wert im Wasserkörper aufweist (Burkert et al. 2004), höhere methanogene Aktivitäten im Sediment detektiert worden als im SW Becken.

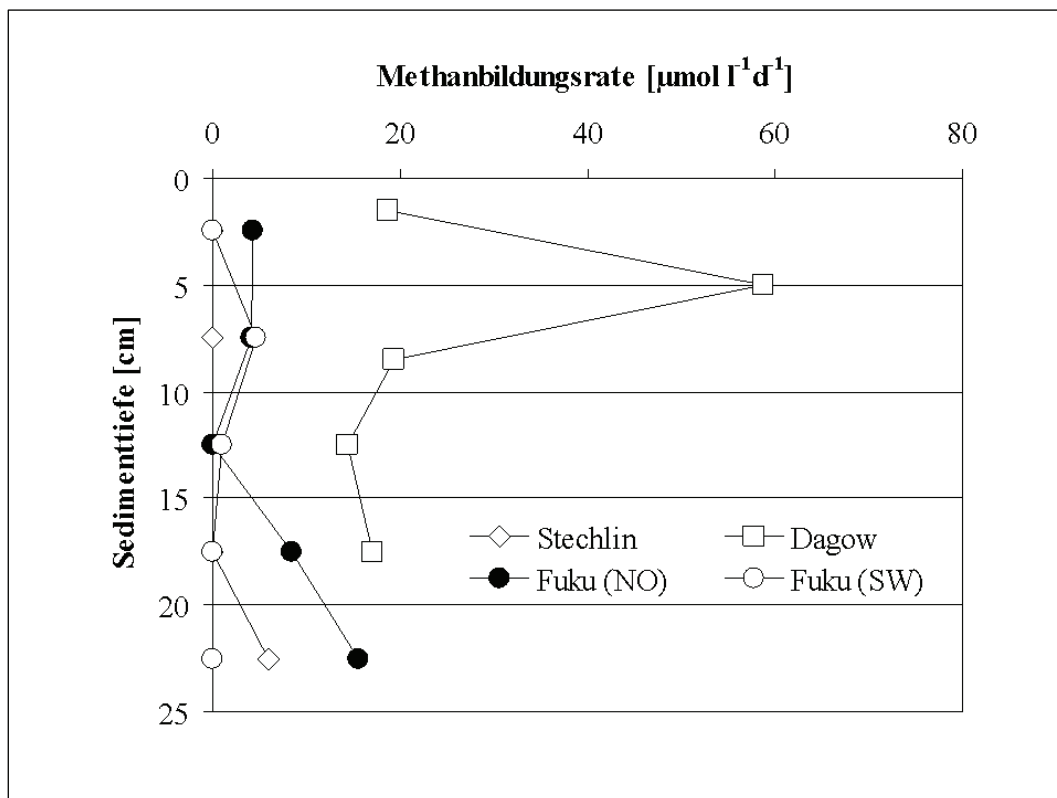


Abb. 1: Methanbildungsaktivitäten [$\mu\text{mol l}^{-1}\text{d}^{-1}$] in unterschiedlichen Sedimenttiefen der untersuchten Seen (Fuku = Grosse Fuchskuhle; NO = Nordost-Becken; SW=Südwest-Becken)

In allen untersuchten Sedimentschichten wurden vor allem Archaea der methanogenen *Methanosaetaceae* und *Methanomicrobiales*, sowie der vermutlich nicht methanogenen Gruppen rice cluster V, LDS cluster (Lake Dagow sediment, (Glissmann et al. 2004) und Group III gefunden. In der Grossen Fuchskuhle, bei der bisher nur eine eine Übersichtsuntersuchung im Oberflächensediment des NO-Beckens durchgeführt wurde, konnte auch *Methanobacterium* gefunden werden.

Im Vergleich der oberen und unteren Sedimentschichten fällt sowohl im Stechlin-, als auch im Dagowsee auf, dass der relative Anteil der *Methanosaetaceae* mit der Tiefe abnimmt, während der der *Methanomicrobiales* annähernd gleich bleibt (Dagowsee) bzw. deutlich zunimmt (Stechlinsee) (Abb. 2).

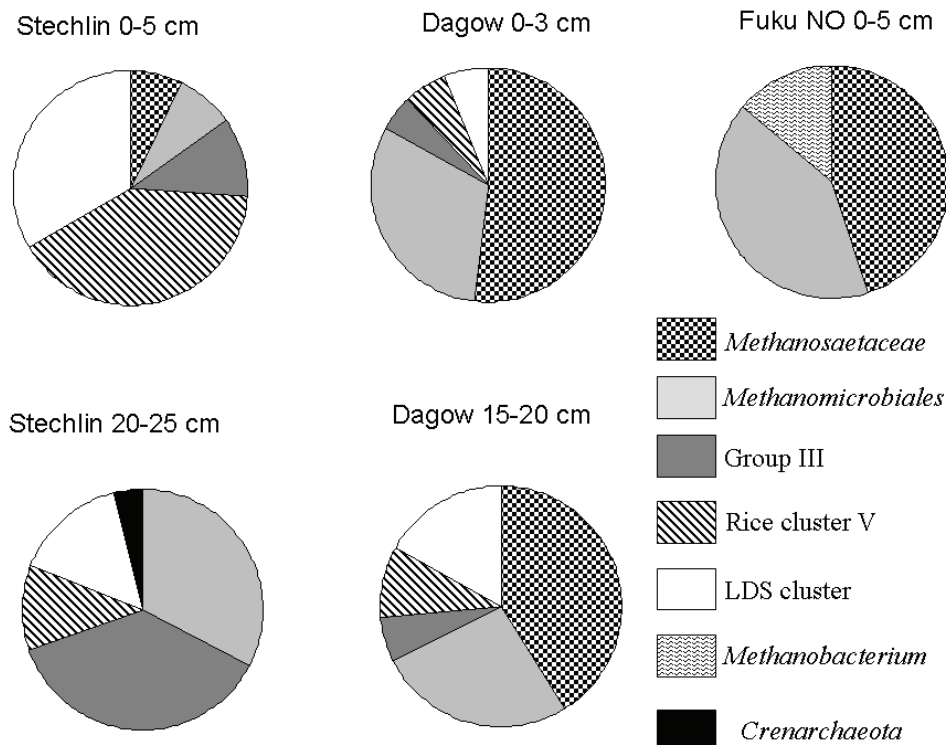


Abb. 2: Verteilung von OTU's (operational taxonomic units) des 16S rRNS-Genes aus Klonbibliotheken (jeweils ca. 100 Klone), die aus Sedimentschichten nahe der Sedimentoberfläche und aus Tiefen >15 cm während der Sommerstagnation der Wasserkörper erhalten wurden (Fuku NO= Grosse Fuchskuhle Nordost-Becken)

Diskussion

In den Sedimenten von Binnenseen werden die anorganischen Elektronenakzeptoren bei der Mineralisation organischen Materials sehr schnell verbraucht. In Sedimenttiefen unterhalb von 15-20 cm kann nur noch CO₂ als Akzeptor fungieren. Somit wird die Methanbildung zum dominierenden Prozess. In dieser Arbeit wird exemplarisch gezeigt, dass in eutrophen Seen (Dagowsee) die methanogene Aktivität fast 10fach höher ist als in oligotrophen (Stechlinsee) oder sauren Gewässern (Grosse Fuchskuhle). Dies ist in Übereinstimmung mit vorherigen Studien (Casper 1992; Casper 1996; Furtado & Casper 2000), bei denen unterschiedliche räumliche und zeitliche Aktivitätsmuster in den untersuchten Seen ermittelt wurden. Während der Sommerstagnation ist im eutrophen See das Aktivitätsmaximum nahe der Sedimentoberfläche – meist ist das Maximum bereits wenige Tage nach Beginn der Schichtung in den obersten Sedimentzentimetern zu ermitteln. Im oligotrophen Stechlinsee, ist die Zone der maximalen Aktivität immer in Tiefen unterhalb von 20 cm lokalisiert, da in den oberen Sedimentschichten noch andere Elektronenakzeptoren verfügbar sind. In diesen tieferen Horizonten werden andere – mehr refraktäre – Elektronendonatoren (organisches Material) mineralisiert. Die Qualität des organischen Materials scheint auch in der Grossen Fuchskuhle, die vor der Teilung einen pH unter 5 aufwies, die methanogene Aktivität zu bestimmen. Rao et al. (1984) zeigten einen starken Zusammenhang zwischen sauren pH-Werten und geringerer heterotropher mikrobieller Aktivität in Sedimenten, als auch zum erhöhten Gehalt an organischen Substanzen. Durch die Teilung des Sees veränderten sich u.a. die morphometrischen Charakteristika und die vier Teilbecken sind seit der Teilung in jedem Jahr über mehrere Monate stabil geschichtet, es entwickeln sich sehr früh nach Schichtungsbeginn sauerstofffreie Tiefen-

wasserbereiche. Diese Entwicklung fördert die anoxischen mikrobiellen Prozesse in den Sedimenten. Allerdings bewirken vor allem in den südlichen Becken, die allein noch einen huminstoffreichen Grundwasserzufluss erfahren, die Huminstoffe und/oder die niedrigeren pH-Werte eine Inhibierung der Methanogenese (Casper et al. 2002; Casper et al. 2003a).

Bei den molekularbiologisch detektierten *Methanosaetaceae* handelt es sich um acetotrophe Methanogene, die Acetat in Methan und Kohlendioxid spalten. *Methanomicrobiales* sind dagegen hydrogenotrophe Methanbildner, die aus H_2/CO_2 Methan produzieren. Der relative Anteil der acetotrophen Gruppen nahm mit der Sedimenttiefe ab. Dies deutet darauf hin, dass Acetat vornehmlich in den ersten Sedimentzentimetern genutzt wird, bzw. zur Verfügung steht. In grösseren Tiefen dominieren dann hydrogenotrophe Gruppen. Für den Dagowsee konnte mittels Untersuchungen stabiler C-Isotope, sowie durch Inkubationsversuchen mit Sediment durch den Zusatz spezifischer Inhibitoren der acetotrophen Methanogenese gezeigt werden, dass sich neben der Struktur der Mikroorganismengemeinschaft auch die Funktion, also die methanogenen Stoffwechselwege (hydrogenotroph versus acetotroph) mit der Sedimenttiefe verändern (Chan et al. 2005).

Bemerkenswert ist die Tatsache, dass in Sedimenten, die offensichtlich keine methanogene Aktivität aufweisen – wie z.B. Oberflächensediment aus dem Stechlinsee – methanogene Archaea nachgewiesen werden. Die Methanogenen könnten in Mikronischen oder in sedimentierten Aggregaten Lebensräume gefunden haben. Bei einer Veränderung des Milieus in diesen Sedimenthorizonten würde die Besiedlung bzw. die Ausnutzung der neuen Nische von solchen Mikroorganismen ausgehen.

Danksagung

Besonderer Dank gilt On Chim Chan, Ralf Conrad, Thomas Gonsiorczyk und Rainer Koschel für ihre wissenschaftlichen Unterstützung dieser Arbeiten. U. Beyer, R. Degebrodt, C. Kasprzak und M. Sachtleben danke ich für die technische Unterstützung.

Literatur

- Burkert, U., Ginzler, G., Babzien, H. D., Koschel, R. (2004): The hydrogeology of a catchment area and an artificially divided dystrophic lake - consequences for the limnology of Lake Fuchskuhle. *Biogeochemistry*, 71: 225-246.
- Casper, P. (1992): Methane production in lakes of different trophic state. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 37: 149-154.
- Casper, P. (Ed.) (1995): Lake Stechlin - Background for limnological and ecotoxicological research. *Limnologia*, 25: 277-378.
- Casper, P. (1996): Methane production in littoral and profundal sediments of an oligotrophic and a eutrophic lake. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 48: 253-259.
- Casper, P., Chan, O. C., Furtado, A. L. S., Adams, D. D. (2003a): Methane in an acidic bog lake: The influence of peat in the catchment on the biogeochemistry of methane. *Aquatic Sciences*, 65: 36-46.
- Casper, P., Chan, O. C., Siegesmund, M., Gonsiorczyk, T. (2002): Strukturelle Diversität methanogener Archaea in Gewässersedimenten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001 (Kiel), Eigenverlag der DGL: 280-283.
- Casper, P., Furtado, A. L. S., Adams, D. D. (2003b): Biogeochemistry and diffuse fluxes of greenhouse gases (methane and carbon dioxide) and dinitrogen from the sediments of oligotrophic Lake Stechlin, Northern Germany. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 58: 53-71.
- Casper, S. J. (Ed.) (1985): Lake Stechlin - a temperate oligotrophic lake, Monogr. Biol. Vol. 58, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster: 553 p.
- Chan, O. C., Claus, P., Casper, P., Ulrich, A., Lueders, T., Conrad, R. (2005): Vertical distribution of structure and function of the methanogenic archaeal community in Lake Dagow sediment. *Environ. Microbiol.*, 7: 1139-1149.

- Chan, O. C., Wolf, M., Hepperle, D., Casper, P. (2002): Methanogenic archaeal community in the sediment of an artificially partitioned acidic bog lake. *FEMS Microb. Ecol.*, 42: 119-129.
- Furtado, A. L. S., Casper, P. (2000): Factors influencing methane production in an oligotrophic and in a eutrophic German lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 1441-1445.
- Glissmann, K., Chin, K. J., Casper, P., Conrad, R. (2004): Methanogenic pathway and archaeal community structure in the sediment of eutrophic Lake Dagow: Effect of temperature. *Microb. Ecol.*, 48: 389-399.
- Gonsiorczyk, T., Casper, P., Koschel, R. (2001): Mechanisms of phosphorus release from the bottom sediment of the oligotrophic Lake Stechlin: Importance of the permanently oxic sediment surface. *Arch. Hydrobiol.*, 151: 203-219.
- Koschel, R., Adams, D. D. (Eds.) (2003): Lake Stechlin-An approach to understanding a temperate oligotrophic lowland lake. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 58: Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 311 p.
- Pachur, H. J., Röper, H. P., Schwarz, S. (1998): Sedimentanalyse des Stechlinsees. In: Endbericht zum Forschungsprojekt der DFG: Spätpleistozäne und holozäne Sedimente des Stechlinsees, Rekonstruktion der Entwicklungsgeschichte des Gewässers. pp. 1-80,
- Rao, S. S., Jurkovic, A. A., Nriagu, J. O. (1984): Bacterial activity in sediments of lakes receiving acid precipitation. *Environ. Poll. (Ser. A)*, 36: 195-205.
- Sass, H., Cypionka, H., Babenzien, H. D. (1997): Vertical distribution of sulfate-reducing bacteria at the oxic-anoxic interface in sediments of the oligotrophic Lake Stechlin. *FEMS Microb. Ecol.*, 22: 245-255.

Sedimentation und Akkumulation von Phosphor in einem sauren (pH = 3) Tagebausee (Grünewalder Lauch, Lausitz, Brandenburg)

Björn Grüneberg¹ & Andreas Kleeberg²

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, grüneberg@limno-tu-cottbus.de

² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, kleeberg@igb-berlin.de

Keywords: Tagebausee, Sediment, Sedimentation, Phosphor, Kohlenstoff, Eisen

Einleitung

Die zukünftig in Tagebauseen (TBS) zu erwartende Trophie wird maßgeblich durch die Akkumulation und potentielle Remobilisierung von Phosphor (P) aus den momentan sehr sorptionsaktiven Sedimenten bestimmt. Für die Untersuchung und Interpretation benthischer P-Transformations- und Remobilisierungsprozesse ist es von Bedeutung, in welcher Quantität und Qualität der P das Sediment erreicht.

Sedimentationsprozesse in sauren TBS, insbesondere der verschiedener P-Formen, sind bisher jedoch kaum untersucht worden. Lediglich Fe- und S-Sedimentationsraten, meist im Zusammenhang mit Fragen zur biogenen Alkalinisierung bzw. Sulfatreduktion, wurden bereits veröffentlicht (z. B. Peine et al., 2000). Ein Ziel dieser Arbeit war daher die Untersuchung von Zusammenhängen der saisonalen Dynamik der Sedimentation von P mit anderen Elementen (Fe, S, C).

Material und Methoden

Der von 1965 bis 1972 ausschließlich mit Grundwasser geflutete TBS Grünewalder Lauch (= TBS 117) ($A = 0,95 \text{ km}^2$; $V = 5,6 \times 10^6 \text{ m}^3$; $z_{\text{max}} = 14,4 \text{ m}$; $z_{\text{mean}} = 6 \text{ m}$) liegt in der Plessa-Region westlich von Lauchhammer. Der TBS kann als moderat sauer (pH 3,0; k_B 4,3) charakterisiert werden, und zeichnet sich durch ebenfalls moderat hohe epilimnische TFe- und SO_4^{2-} -Konzentrationen (9,3 bzw. 323 mg l^{-1}) aus. Die Konzentrationen an gelöstem reaktiven P (SRP: 3,3 $\mu\text{g l}^{-1}$) und gesamt P (TP: 8,5 $\mu\text{g l}^{-1}$) sind typischerweise sehr gering. Auch die Al-Konzentration lag aufgrund des vergleichsweise hohen pH-Wertes bei $< 1 \text{ mg l}^{-1}$.

Die Sedimentationsraten wurden von Feb. 2002 bis Dez. 2004 mit Hilfe zylindrischer Sedimentfallen (Länge 60 cm, Durchmesser 9 cm) in 7 m und 12 m Tiefe an der tiefsten Stelle des Sees bestimmt. Die Bestimmung der Trockensubstanz (TS) erfolgte nach Filtration eines Aliquots des Fallenmaterials (40-60 ml) über Glasfaserfilter (MN 85/70 BF) und Trocknung bei 105 °C (Doppelbestimmung von jeder Probe). Das restliche Material wurde ebenfalls getrocknet, gemörsert und für die Bestimmung folgender Parameter benutzt: TS, LOI (Glühverlust), TP, TFe, Elementzusam-

Tab. 1 Mittelwerte und Standardabweichung für Sedimentationsraten und die Zusammensetzung des Fallenmaterials für die Jahre 2002-2004, TBS 117, tiefste Stelle. Die sommerlichen Schichtungsphasen waren zwischen Anfang Mai bis Ende September

| Sedimentationsraten | | Durchmischung | | Schichtung | |
|---------------------|---------------------------------------|---------------|-------------|-------------|-----------|
| | | 7 m | 12 m | 7 m | 12 m |
| TS | [g m ⁻² d ⁻¹] | 0,44 ± 0,15 | 0,52 ± 0,27 | 1,48 ± 0,62 | 2,1 ± 1,3 |
| C | [mg m ⁻² d ⁻¹] | 48 ± 33 | 50 ± 35 | 149 ± 65 | 241 ± 137 |
| TP | [mg m ⁻² d ⁻¹] | 0,82 ± 0,52 | 0,78 ± 0,4 | 1,92 ± 0,93 | 3,7 ± 3,7 |
| TN | [mg m ⁻² d ⁻¹] | 7,7 ± 4,5 | 6,1 ± 4,3 | 22 ± 7,7 | 31 ± 19 |
| S | [mg m ⁻² d ⁻¹] | 42 ± 23 | 42 ± 38 | 95 ± 54 | 103 ± 69 |
| Fe | [mg m ⁻² d ⁻¹] | 81 ± 55 | 74 ± 71 | 320 ± 255 | 602 ± 580 |

| Zusammensetzung des Fallenmaterials | | | | | |
|-------------------------------------|-----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| LOI | [%] | 52 ± 9 | 56 ± 13 | 47 ± 15 | 48 ± 14 |
| C | [mg g ⁻¹] | 116 ± 80 | 140 ± 104 | 107 ± 41 | 130 ± 66 |
| TP | [mg g ⁻¹] | 1,9 ± 1,3 | 1,7 ± 0,8 | 1,3 ± 0,5 | 1,8 ± 1,2 |
| TN | [mg g ⁻¹] | 16,8 ± 9,9 | 15,8 ± 11,1 | 15,2 ± 3,5 | 15,3 ± 6,2 |
| S | [mg g ⁻¹] | 80 ± 50 | 59 ± 52 | 71 ± 45 | 53 ± 35 |
| Fe | [mg g ⁻¹] | 164 ± 70 | 111 ± 75 | 191 ± 89 | 242 ± 104 |
| Al | [mg g ⁻¹] | < 5 – 10,9 | < 5 – 14,0 | < 5 – 7,9 | < 5 – 14,0 |
| Si | [mg g ⁻¹] | 48 ± 38 | 62 ± 49 | 42 ± 23 | 32 ± 25 |
| K | [mg g ⁻¹] | 2,2 ± 1,1 | 4,0 ± 2,6 | 2,0 ± 1,2 | 2,1 ± 1,6 |
| Ca | [mg g ⁻¹] | 17,0 ± 16,9 | 28 ± 32 | 19,0 ± 26 | 11 ± 19 |
| Mn | [mg g ⁻¹] | 0,38 ± 0,18 | 0,51 ± 0,25 | 0,46 ± 0,21 | 0,46 ± 0,16 |
| n = | | 8 | 10 | 11 | 15 |

mensetzung mit RFA und C/N/S-Analyser. Von frischem Fallenmaterial wurden mehrmals P-Bindungsformen durch sequentielle Extraktion (Grüneberg, 2006; verändert nach Psenner et al., 1984) bestimmt. Die gleichen Parameter wurden von ungestörten Sedimentkernen der tiefsten Stelle des Sees bestimmt (Juni 2002 und Mai 2003), die in Segmente progressiver Schichtdicke geschnitten wurden (0-0,5; 0,5-1; 1-2; 2-4; ... 8-10; 10-x cm). An weiteren 14 repräsentativen Stellen im See wurden Sedimentkerne entnommen, von denen schichtweise LOI, TP und TFe bestimmt wurden. Zur Bestimmung der Sestonkonzentration wurden jeweils Mischproben von Epi- und Hypolimnion genommen. Die TS-Bestimmung erfolgte nach Filtration von 2.000-7.000 ml Wasser auf vorgeglühte Glasfaserfilter (Whatman GF/F No 1825 047) durch Trocknung bei 105 °C (2 h).

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt die Sedimentationsraten im zeitlichen Verlauf und in Tab. 1 sind Mittelwerte der Sedimentationsraten sowie der Zusammensetzung des Fallenmaterials über den Versuchszeitraum zusammengestellt. Die C- und P-Sedimentationsraten (im gewichteten Jahresmittel 155 bzw. 2,2 mg m⁻² d⁻¹) lagen in einem für oligotrophe bis mesotrophe Seen typischen Bereich (Bloesch, 2004). Die Sedimentationsraten der Elemente C, P und N sowie der TS zeigen eine auch für neutrale Seen typische Saisonalität. Während der sommerlichen Schichtungsphasen wurden um den Faktor 4 – 5 höhere Raten als im Winter erreicht. Ein Sedimentationsschub zum Beginn der Schichtungsphase (April/Mai) wird durch das Aussinken von Diatomeen (*Eunotia spec.*) verursacht. Die P-Nettosedimentation wurde berechnet aus: (a) der Differenz des TP-Gehaltes des Fallenmaterials und der oberen Sedimentschicht bis 1 cm Tiefe, und (b) aus dem Quotienten der P-Masse des Sediments der gesamten Seefläche, berechnet mit Hilfe der 15 Probenahmepunkte, und dem Alter des Sees (36 a) in der vereinfachten Annahme einer kontinuierlichen Sedimentation seit Flutungsbeginn. Die

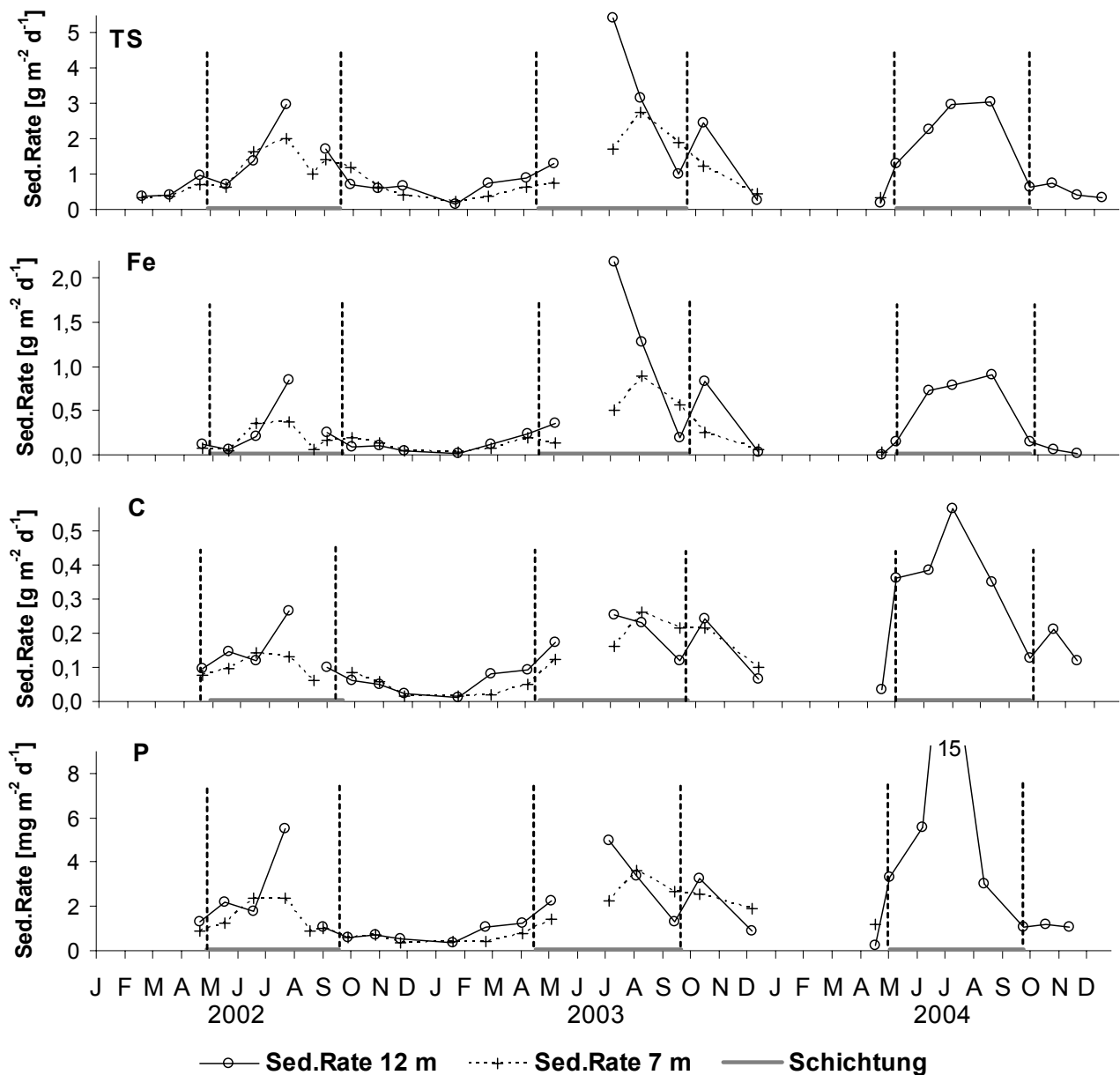


Abb. 1: Sedimentationsraten für Trockensubstanz (TS), Fe, C und P im zeitlichen Verlauf

Nettosedimentation betrug $0,82 - 1,1 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bzw. $42,8 - 56,6 \%$ der Bruttosedimentation. Im Vergleich zu neutralen Seen ist die absolute Rate gering, der Anteil der Netto-Festlegung aber sehr hoch. Der Sedimentationskoeffizient σ (Quotient aus Nettosedimentation und mittlerem P-Inhalt des Sees) ist mit $5,5 - 7,5$ sehr hoch, verglichen mit dem theoretisch aufgrund der mittleren Tiefe des Sees zu erwartenden Wert von ca. $1,7$.

Die Sedimentationsrate wird im Jahresverlauf jedoch durch die Fe-Sedimentation dominiert, die im gewichteten Jahresmittel bei $415 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ lag, aber im Sommer Maximalwerte über $2000 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ erreichen kann, was einer Erhöhung im Vergleich zum Winter um den Faktor 8 bedeutet. Fe-Hydroxid stellt ca. $30 - 40 \text{ Masse } \%$ des Fallenmaterials. Die Fe-Sedimentationsrate im TBS 117 ist wesentlich höher als in neutralen Seen, z. B. dem eutrophen Scharmützelsee mit $29 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Kleeberg, 2002) oder dem eutrophen Sempacher See mit $26,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Bloesch, 2004). Höhere Raten auf dem Niveau der mittleren Rate im TBS 117 werden in huminstoffreichen Seen erreicht, z. B. dem Örtresket See in Schweden mit $421 \pm 34 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Jonsson, 1997). Weit höhere Fe-Sedimentationsraten werden jedoch in TBS gemessen, die unter starkem Kippengrundwassereinfluss

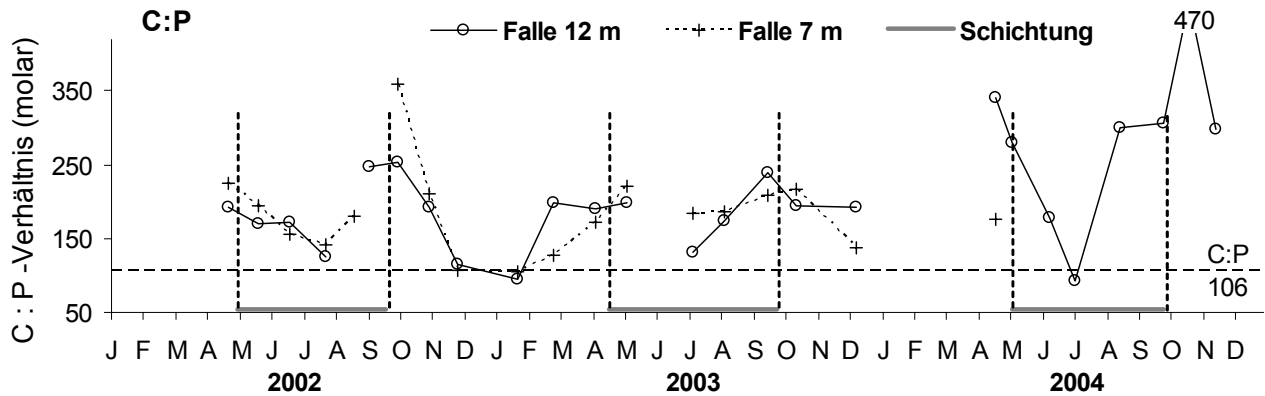


Abb. 2: Molares C:P-Verhältnis im Fallenmaterial des TBS 117 im zeitlichen Verlauf

stehen, wie z. B. der TBS 77 mit $1454 \pm 1021 \text{ mg Fe m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Peine, 1998). Während der Schichtungsphasen übersteigt die Fe-Sedimentation im TBS 117 die Fe-Nachlieferung, so dass sich die Fe-Masse im Seewasser und damit die Fe-Konzentration verringert (z. B. von 11 mg l^{-1} im Feb. 2003 auf $7,1 \text{ mg l}^{-1}$ im Sep. 2003). Im Jahresmittel wird um den Faktor 1,2 mehr Fe sedimentiert ($6,06 \text{ t a}^{-1}$) als der Fe-Vorrat der gesamten Wassersäule ($5,05 \text{ t}$ für eine mittlere Fe-Konzentration von 9 mg l^{-1}).

Als Besonderheit saurer TBS können die sommerlichen Minima des C:P-Verhältnisses im sedimentierenden Material angesehen werden (Abb. 2). Eine intensive Primärproduktion führt in Sommer in neutralen Seen zum Verbrauch des limitierenden SRP und dadurch zu einem Anstieg des C:P Verhältnisses auf bis zu 500 (Gächter & Bloesch, 1985). Dagegen ist das Absinken des C:P-Verhältnisses auf 92 – 131 jeweils im Juli (für Jan./Feb. wurde dies nur einmal dokumentiert) ein Indiz für eine C-Limitation der Primärproduktion, wie dies von Beulker et al. (2003) und Nixdorf et al. (2003) bereits beschrieben wurde. Da in allen Jahren jeweils im Juli und August die höchsten Fe-Sedimentationsraten gemessen wurden, ist die Mitfällung von organischem Kohlenstoff durch Fe-Hydroxide eine wesentliche Ursache für die sommerliche C-Limitation. Nach Baines et al. (1994) beträgt die C-Exportrate in oligotrophen Seen 30 – 50 % und sinkt mit steigender Primärproduktion auf 10 – 30 %. Verglichen damit und in Anbetracht des pelagischen C-Mangels ist die im TBS 117 gemessene Rate mit 54 – 63 % sehr hoch. Vermutlich ist dies darauf zurückzuführen, dass Fe-Hydroxide in der Lage sind, auch leicht abbaubare organische Substanz sorptiv zu binden (Blodau et al. 2000; Laskov et al. 2002), wodurch die Verfügbarkeit für heterotrophe Organismen vermindert wird. Zusammenhänge der zeitlichen Dynamik der Fe-Hydroxid Sedimentation und der Entwicklung mixotropher Algen in TBS sind bisher noch nicht untersucht worden.

Zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Sedimentationsraten, Sediment- und Seston-Elementgehalten wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt (nicht dargestellt).

- (1) Die Sedimentationsrate wird vor allem durch Fe-Sedimentation dominiert. Dies kann aus der engen Korrelation TS:Fe-Sedimentationsrate ($r = 0,97$) als auch aus den Korrelationen zwischen Fe-Sedimentfalle und Sestonkonzentration sowie Seston Fe-Gehalt ($r = 0,64$ bzw. $0,69$) geschlossen werden.
- (2) Die Temperatur korreliert mit den Sedimentationsraten fast aller Elemente außer Si und Ca. Daran wird deutlich, dass auch die Elemente C, N, und P (organische Substanz) als auch S einen ausgeprägten Jahresgang zeigen.
- (3) Der Jahresgang des S-Gehaltes im Fallenmaterial läuft gegensätzlich zum C- und N- Gehalt ($r = -0,66$ bzw. $-0,54$), ist also unabhängig von organischer Substanz. Da die Bedingungen für die Bil-

dung definierter Eisenhydroxysulfate, z. B. Schwertmannit, nicht gegeben sind, kann eine sorptive Assoziation von Fe und S vermutet werden.

(4) Der P-Gehalt des Fallenmaterials korreliert mit dessen C- und N-Gehalt, nicht jedoch mit dem Fe-Gehalt. Genau so verhält es sich mit den entsprechenden Sedimentationsraten. Der Korrelationskoeffizient zur Fe-Sedimentationsrate ($r = 0,52$) ist an der Signifikanzgrenze. Demnach besteht nur ein geringer Zusammenhang zwischen Fe- und P-Sedimentation im zeitlichen Verlauf. Eine Ursache dafür könnte in der Dominanz der Fe-Sedimentation bzw. dem weiten molaren Fe:P Verhältnis von 101 liegen. Die Assoziation von P mit C und N deutet darauf hin, dass P vorwiegend als Bestandteil organischer Substanz sedimentiert. Dafür spricht außerdem die signifikante Korrelation zwischen TP und organischer Substanz im Sediment aller Probenahmetiefen ($r = 0,75$; $n = 70$), und der hohe Anteil an organischen (NaOH-P) und metall-organischen (BD-NRP) P-Formen im Fallenmaterial von im Mittel 67 %.

Literatur

- Baines, S. B., M. L. Pace & D. M. Karl (1994): Why does the relationship between sinking flux and planktonic primary production differ between lakes and oceans? *Limnology and Oceanography* 39: 213-226.
- Beulker, C., D. Lessmann & B. Nixdorf (2003): Aspects of phytoplankton succession and spatial distribution in an acidic mining lake (Plessa 117, Germany). *Acta Oecologica* 24: 25-31.
- Blodau, C., A. Peine, S. Hoffmann & S. Peiffer (2000): Organic matter diagenesis in acidic mining lakes. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 28: 123-135.
- Bloesch, J. (2004): Sedimentation and lake sediment formation. In: P. E. O'Sullivan & C. S. Reynolds (eds), *The lakes handbook: Volume 1 - Limnology and limnetic ecology*, Blackwell: 197-229.
- Gächter, R. & J. Bloesch (1985): Seasonal and vertical variation in the C:P ratio of suspended and settling seston of lakes. *Hydrobiologia* 128: 193-200.
- Grüneberg, B. (2006): Akkumulation, Transformation und Remobilisierung von Phosphor aus Sedimenten saurer Tagebauseen. Dissertation, Mensch & Buch Verlag, Berlin: 196 S.
- Grüneberg, B. & A. Kleeberg (2005): Benthic phosphorus forms and transformations during neutralization of acid mining lakes. In: Serrano, L. & H. Golterman (eds), *Proceedings of the 4th international symposium on Phosphates in Sediments*, Carmona (Spain), Leiden, Backhuys Publishers: 127-137.
- Jonsson, A. (1997): Fe and Al sedimentation and their importance as carriers for P, N and C in a large humic lake in northern Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 99: 283-295.
- Kleeberg, A. (2002): Phosphorus sedimentation in seasonal anoxic Lake Scharmützel, NE Germany. *Hydrobiologia* 472: 53-65.
- Laskov, C., W. Amelung & S. Peiffer (2002): Organic matter preservation in the sediment of an acidic mining lake. *Environmental Science and Technology* 36: 4218-4223.
- Nixdorf, B., H. Krumbeck, J. Jander & C. Beulker (2003): Comparison of bacterial and phytoplankton productivity in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. *Acta Oecologica* 24: 281-288.
- Peine, A. (1998): Saure Restseen des Braunkohletagebaus - Charakterisierung und Quantifizierung biogeochemischer Prozesse und Abschätzung ihrer Bedeutung für die seeinterne Neutralisierung. Dissertation. Universität Bayreuth.
- Peine, A., A. Tritschler, K. Küsel & S. Peiffer (2000): Electron flow in an iron-rich acidic sediment - evidence for an acidity-driven iron cycle. *Limnology and Oceanography* 45: 1077-1087.
- Psenner, R., R. Pucsko & M. Sager (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten - Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Faktoren. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft* 70: 111-155.

Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in Flachseen

Andreas Kleeberg, Andreas Freidank & Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin
kleeberg@igb-berlin.de

Keywords: Sediment, Erosionskammer, Konsolidierung, Wind, Eis, Schergeschwindigkeit

Einleitung

Die Resuspension in Flachseen, die Aufwirbelung bereits abgelagerter Partikel, kann zu erheblichen Sedimentumlagerungen führen und mit einem produktionswirksamen Eintrag von partikulärem und gelöstem Phosphor (P) verbunden sein. Dazu ist eine Vielzahl von Studien dokumentiert. Die angegebenen Raten zur resuspensionsvermittelten P-Freisetzung sind jedoch untereinander nicht vergleichbar, da die hydrodynamischen Verhältnisse nur unzureichend abgebildet wurden und damit nicht reproduzierbar sind. So werden beispielsweise bei den zur Erzeugung der Resuspension verwendeten Kolben, oszillierenden Gittern o. ä. (z. B. Sondergaard et al. 1992) Druckkräfte erzeugt, die so in der Natur nicht auftreten. Zudem existiert gegenwärtig keine allgemeingültige Theorie der Resuspension kohäsiver Sedimente (El Ganaoui et al. 2004), so dass deren Wirkungen aus Experimenten abgeleitet werden müssen. Ziel vorliegender Studie ist die in situ Bestimmung des saisonalen Resuspensionsverhaltens verschiedener Sedimente eines Flachsees unter definierten hydrodynamischen Bedingungen und die Quantifizierung des Austrages (Entrainment) an Partikeln und P.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Lange See liegt ca. 20 km südöstlich Berlins im Brandenburger Naturpark „Dahme-Heideeseen“. Der See hat eine Fläche von 1,55 km² und ein Volumen von 3,27×10⁶ m³. Mit einer maximalen und mittleren Tiefe von 3,8 m und 2,1 m handelt es sich um einen polymiktischen Flachsee (Nixdorf & Deneke 1997). Mit hohen Konzentrationen an Gesamt-P (TP, 53-109 µg L⁻¹) und Chlorophyll a (Chl a, 19-228 µg L⁻¹; Jan.-Aug. 2006) ist der See als polytroph einzustufen.

Experimente zur Sedimentresuspension

Die Experimente zur Bestimmung des Resuspensionsverhaltens der Sedimente wurden Jan.-Feb. 2006 vom Eis aus und im Juni 2006 von einer Plattform aus jeweils an ufernahen (Tiefe ~0,5-1 m) und an uferfernen Sedimenten (Tiefe ~2-3,5 m) durchgeführt. Dazu wurde eine kalibrierte Erosionskammer (Gust 1990), im folgenden Mikrokosmos (Mk) genannt verwendet. Der Mk besteht aus einem Plexiglaszylinder (Ø 20 cm, Volumen 4 L) in dem sich eine Rührscheibe 8 cm über dem Sediment befindet. Die Bodenschubspannung, ausgedrückt als Schergeschwindigkeit (u^*), wird mit zunehmender Umdrehungszahl der Scheibe und proportional zunehmendem Wasserstrom über eine Pumpe durch den Schaft dieser Scheibe kontrolliert (Thomsen & Gust 2000). Der Mk wurde als

offenes System betrieben, d. h. kontinuierlich Seewasser ($245 \pm 1 \text{ ml Min}^{-1}$) mit Hilfe einer Peristaltikpumpe durch den Mk gepumpt. U^* wurde in je zwei Läufen stufenweise von $0,62$ auf $2,55 \text{ cm s}^{-1}$ alle 10 Min. erhöht. Die Trübung wurde kontinuierlich ($0,1 \text{ Min}^{-1}$) mit einem „Forward Scatter Turbidimeter TF 10-512“ (Optek-Danulat, Essen 1) mit ADC-Win aufgezeichnet. Über die 10 Min. je u^* Stufe wurde eine integrierte Wasserprobe entnommen.

Wasser- und Sedimentanalytik

Die Konzentration des suspendierten partikulären Materials (SPM) wurde dreifach über Filtration (vorgewogene Zelluloseacetat-Filter $0,45 \mu\text{m}$, Sartorius, Göttingen), Trocknung ($105 \text{ }^\circ\text{C}$) und Wiegung bestimmt. Die SPM-Konzentration für den gesamten Lauf wurde aus einer Kalibrierkurve für jeden Lauf (lineare Regression, $R^2 = 0,90-0,97$) aus den Mittelwerten der Trübung ($n = 10$) und des SPM ($n = 3$) berechnet. Die Konzentration des gelösten reaktiven P (SRP) wurde photometrisch bestimmt (Murphy & Riley 1962). Die TP-Konzentration in der Wasserprobe wurde als SRP nach Nassaufschluss mit Peroxidisulfat (2 h , $121 \text{ }^\circ\text{C}$, $0,12 \text{ MPa}$) bestimmt.

Berechnungen

Da der Mk als offenes System betrieben wurde, berechnen sich die resuspensionsvermittelten Ausstrags (entrainment) Raten (E) für die jeweilige Komponente (x) aus einer Massebilanz:

$$E_x = \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{x_{out}} - L_{x_{in}}}{A} \right) [\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}]. \quad (1)$$

L_x ist die Last an x im Abfluss (out) und Zufluss (in) [mg h^{-1}] und A ist die Fläche des Mikrokosmos [$0,037 \text{ m}^2$]. Die jeweilige Last (L_x) ist das Produkt der Konzentration von x [mg m^{-3}] und des Wasserdurchflusses über die peristaltische Pumpe [$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$].

Ergebnisse und Diskussion

Resuspension ufernaher Sedimente

Die Trübung bei $u^* = 0 \text{ cm s}^{-1}$ entspricht der unbeeinflussten Trübung des Seewassers (Abb. 1). Erst wenn ein kritischer Wert der Schergeschwindigkeit (u^*_{crit}) überschritten wird, d. h. Sedimentmaterial resuspendiert wird, erhöht sich die Trübung. So wird im Winter bereits bei geringer Erhöhung von u^* auf $0,62 \text{ cm s}^{-1}$ in geringem Maße Material resuspendiert, das sich unter dem Eis auf der sandigen Sedimentoberfläche temporär ablagern konnte. Im Sommer fehlt dieser Anteil, da die ufernahen Sedimente bereits bei geringen Windgeschwindigkeiten von der Resuspension betroffen werden (nicht gezeigt). Eine massive Resuspension setzt im Winter wie im Sommer bei einem gleichen u^*_{crit} von $1,57 \text{ cm s}^{-1}$ ein, was zeigt, dass das Sediment nicht nennenswert konsolidiert wurde (Abb. 1).

Resuspension uferferner Sedimente

Im Winter unter Eis kommt es zum effektiven Aussinken des SPM aus der Wassersäule, so dass die Trübung im See minimal ist (Abb. 1). Erst bei deutlich höherem u^*_{crit} von $2,2 \text{ cm s}^{-1}$ im Vergleich zum ufernahen Sediment (Abb. 1) kann Sediment resuspendiert werden. Im Sommer kann dagegen bereits bei geringen u^* ($0,62 - 0,99 \text{ cm s}^{-1}$) kurzfristig Material resuspendiert werden. Eine stärkere Resuspension setzt bereits bei einem geringeren u^*_{crit} ($1,82 \text{ cm s}^{-1}$) als im Winter ein. Das sedimentierte Material wird bei fehlendem Windeinfluss offensichtlich in hohem Maße in das Sediment eingebaut und insbesondere durch die Aktivität von Mikroorganismen z. B. mittels extrapolymerer

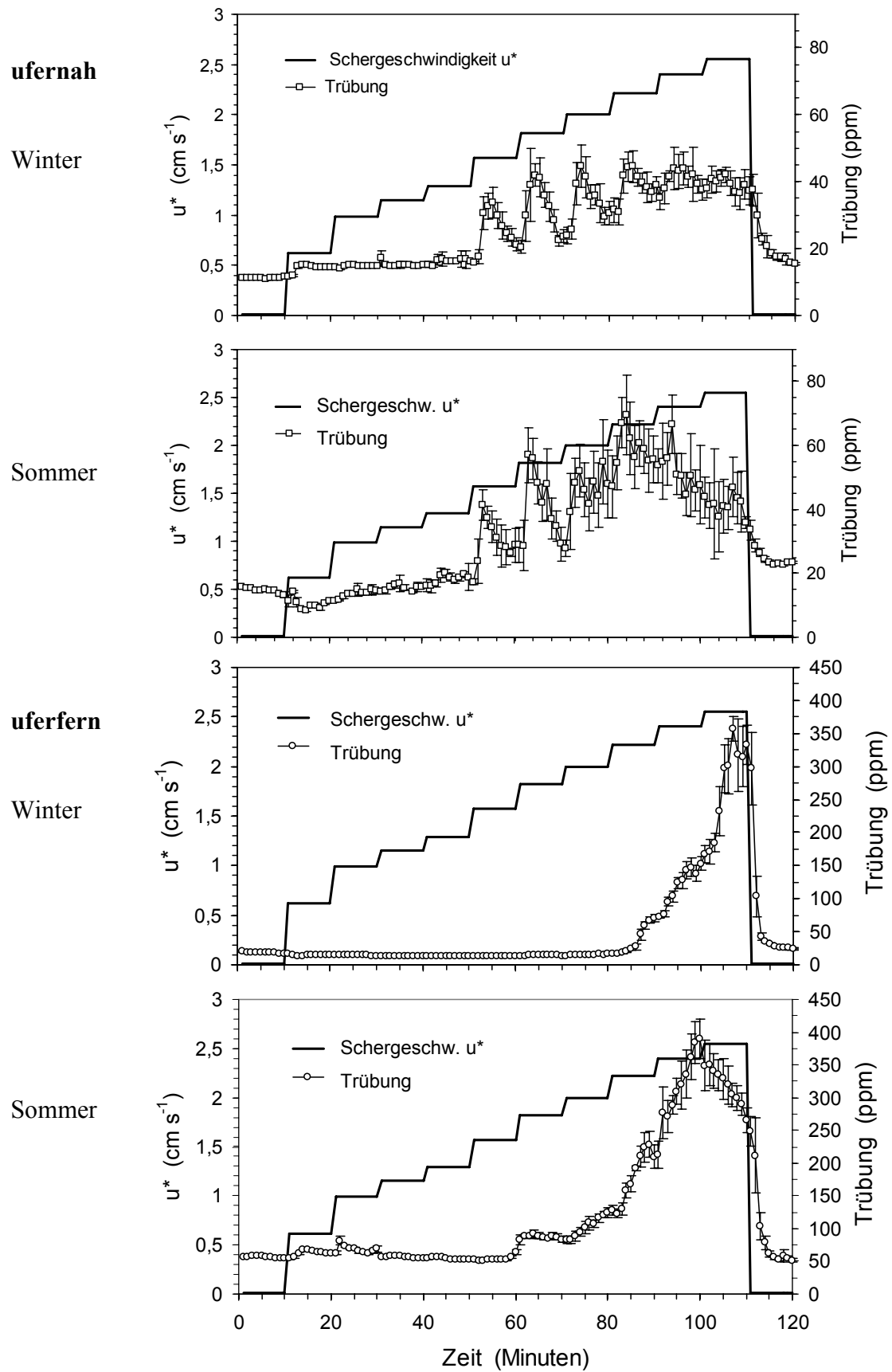


Abb. 1: Mittelwert \pm SD der Trübung ($n = 10$) bei stufenweise erhöhter Schergeschwindigkeit in einem in situ Resuspensionsexperiment mit ufernahem und uferfernem Sediment des Langen Sees jeweils im Winter und Sommer 2006.

Substanzen verklebt. Es bedarf demzufolge größerer Kräfte Partikel bzw. Aggregate aus dem Sedimentverband aufzuwirbeln. Diese Aggregate wiederum sinken innerhalb von 10 Min. nach dem Resuspensionsereignis (Stillstand der Rührscheibe des Mk) relativ schnell wieder aus.

Entrainment von partikulärem Material und Phosphor

Auf der Basis der Trübung bzw. SPM-Konzentrationen wurden mit Gl. 1 Raten des Austrages (Entrainment) an Partikeln und P berechnet (Abb. 2). Wenn auch verzögert, erhöhen sich die Entrainmentraten mit u^* wobei die uferfernen Raten die der ufernahen um eine Größenordnung

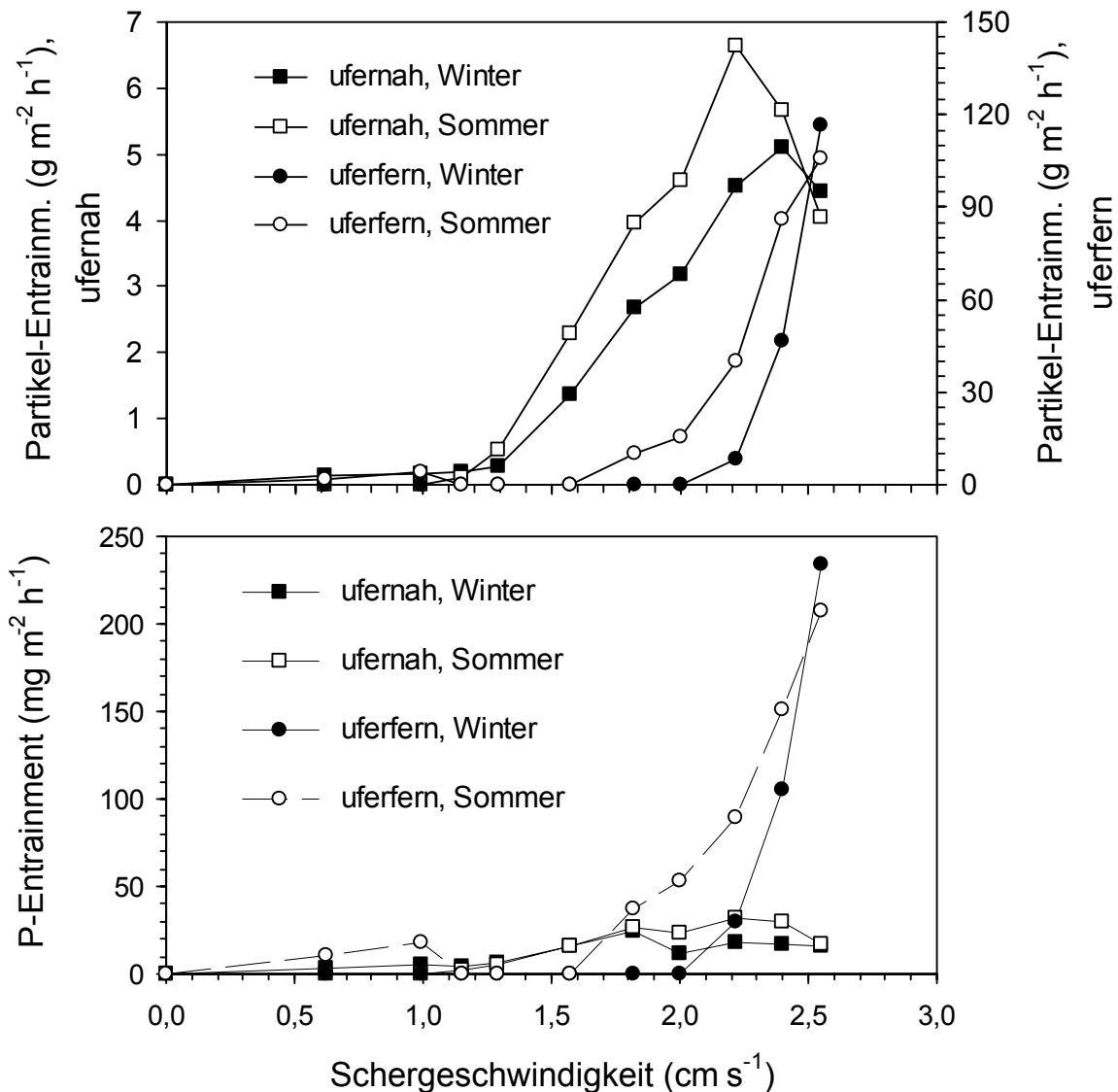


Abb. 2: Raten des Austrages (Entrainment) an partikulärem Material (oben) und Phosphor (unten) mit zunehmender Schergeschwindigkeit der in situ Resuspensionsexperimente mit ufernahem und uferfernen Sediment des Langen Sees im Winter und Sommer 2006.

übersteigt. Dies ist neben der Konsolidierung sowohl unter Eis als auch bei nur episodischen Resuspensionsereignissen der uferfernen Sediment in erster Linie auf die jeweils vorherrschende Sedimentqualität zurückzuführen. Während im ufernahen Bereich grobe, eiszeitliche Sande (mittlere Korngröße, $mKG = 0,32 \pm 0,04 \text{ mm}$, $n = 3$) mit geringem organischen Gehalt ($2,9 \pm 1,7 \%$ TS)

und geringem TP-Gehalt ($0,33 \pm 0,08 \text{ mg g}^{-1}$) vorliegen, weist das uferferne feinkörnige (mKG = $0,14 \pm 0,03 \text{ mm}$, $n = 6$) Sediment einen höheren Anteil organischen Materials ($23,3 \pm 2,8 \text{ \% TS}$) sowie höhere TP-Gehalte ($1,56 \pm 0,07 \text{ mg g}^{-1}$) auf (Freidank 2007).

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Resuspension von Sediment verschiedener Tiefenstufen deutet darauf hin, dass das in Ufernähe kurzfristig abgelagerte Material (unter Eis, Windstille) leichter resuspendiert werden kann, als das mehrfach umgelagerte und damit formbeständigere Material uferferner Sedimente tieferer Wasserschichten. Uferfernes Sediment konnte im Winter unter Eis erst bei relativ hoher Schergeschwindigkeit (u^* bzw. u^*_{crit}) resuspendiert werden, wohingegen im Frühjahr das Sedimentmaterial leichter resuspendiert werden konnte. Der saisonale Vergleich zeigt, dass ein windunbeeinflusstes Sediment unter dem Eis offensichtlich ausreichend Zeit für eine Konsolidierung hatte. Demzufolge wird nachfolgend im Frühjahr/Sommer offensichtlich präferentiell das Material resuspendiert, das relativ frisch abgelagert wurde. Die Raten des resuspensionsvermittelten P-Entrainments und die Geschwindigkeit mit der die Aggregate wieder aussinken zeigen, dass wenn dieser schnell aussinke P-Anteil unberücksichtigt bleibt, die produktionssteuernde Wirkung der Resuspension in Flachseen wahrscheinlich oftmals überschätzt wird.

Danksagung

Wir danken T. Hintze, N. Meier für die technische Unterstützung und C. Herzog, A. Lüder sowie H.-J. Exner (alle IGB, Berlin) für die Durchführung von Laboranalysen. Zugleich danken wir I. Henschke (BTU, Cottbus) für die technische Unterstützung. Herrn Prof. G. Gust (TUHH, Hamburg) danken wir für die Ausleihe eines in situ Mikrokosmos. Die vorliegende Studie wurde in einem BMBF-Vorhaben (FKZ 02WF0469) finanziell unterstützt und ist Bestandteil einer Diplomarbeit (HUB, Berlin).

Literatur

- El Ganaoui, O., Schaaff, E., Boyer, P., Amielh, M., Anselmet, F., Grenz, C. (2004): The deposition and erosion of cohesive sediments determined by a multi-class model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 457-475.
- Freidank, A. (2007): Einfluss der windinduzierten Resuspension auf die Phosphormobilisierung in einem Flachsee - Langer See (Brandenburg) - Simulation hydrodynamischer Verhältnisse an Sedimenten und Bestimmung der Freisetzung von Phosphor. Diplomarbeit Humboldt Universität zu Berlin, Geographie.
- Gust, G. (1990): Method of generating precisely-defined wall shear stresses. US Patent Number: 4,973,165/1990.
- Murphy, J., Riley, J. P. (1962): A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- Nixdorf, B., Deneke, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads; *Hydrobiologia* 342/343, 269-284.
- Sondergaard, M., Kristensen, P., Jeppesen, E. (1992): Phosphorus release from suspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia* 228: 91-99.
- Thomsen, L., Gust, G. (2000): Processes in the benthic boundary layer at the Iberian continental margin and their implication for carbon mineralization. *Deep-Sea Research I* 47: 1881-1897.

Algen aus Phytoplankton und Phytobenthos im Bodensee-Sediment

Reiner Kümmerlin¹ & Hans Bernd Stich²

¹ Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, reiner.kuemmerlin@lubw.bwl.de,

² Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, hb.stich@lubw.bwl.de

Keywords: Algen, Bodensee-Sedimente, Algenzählung

Einleitung

Im Rahmen des von der INTERNATIONALEN GEWÄSSERSCHUTZ FÜR DEN BODENSEE (IGKB) initiierten Projektes „Bodensee-Untersuchung Seeboden (BUS)“ wurde eine Vielzahl von biologischen und chemischen Parametern im gesamten See untersucht, um den gegenwärtigen Zustand des Bodensee-Sediments zu dokumentieren. Als Teilaspekt wurde dabei auch die oberste Sedimentschicht mittels mikroskopischer Zählung näher auf vitale und nicht mehr vitale Algen (Cyanobakterien, Kieselalgen, Grünalgen, Dinoflagellaten) untersucht, um Muster bei folgenden Fragestellungen zu erkennen: Artenhäufigkeit an einzelnen Stellen und in Längs- und Querprofilen über den See; Individuenhäufigkeit an einzelnen Stellen und in Längs- und Querprofilen über den See; Verteilung wichtiger Arten und Verteilung planktisch/benthisch an den Probenahmestellen.

Material und Methoden

Die Zählung fand aus dem obersten Zentimeter des Kernmaterials statt. Um nicht nur ausschließlich Kieselalgen erfassen zu können, wurde auf die Säurebehandlung des Probenmaterials verzichtet, da in diesem Fall alle anderen Formen zerstört worden wären. Das Probenmaterial wurde einem fraktionierten Sedimentationsverfahren unterworfen, um störende Sandpartikel weitgehend zu entfernen. Zur Quantifizierung der Zählergebnisse wurden für jede Probe bei 1000-facher Vergrößerung insgesamt 180 Zählfelder in 3 Zählstreifen ausgezählt.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 77 Algen-Arten im Sediment gefunden, davon sind 40 benthisch oder tycho-planktisch, also Arten, die benthisch leben und dann ins Pelagial verdriftet werden. 37 Arten sind planktisch; von rund 125 Arten, die bei der Routinezählung des Freiwassers jährlich erfasst werden, finden sich also 30% im Sediment wieder. Es handelt sich dabei vor allem um Kieselalgen (Bacillariophyceen bzw. Diatomeen), daneben auch um Blaualgen (Cyanobakterien) und Grünalgen (Chlorophyceen). Dagegen sind Goldalgen (Chrysophyceen), Zieralgen (Desmidiaceen), Panzerflagellaten (Dinophyceen) und Schlundflagellaten (Cryptomonaden) kaum im Sediment zu finden. Im Obersee werden überwiegend tote (= nicht mehr vitale) Zellen gefunden; im Untersee liegt die Anzahl der lebenden (= vitalen) Zellen auf der Höhe der toten Zellen.

Folgende Muster werden sichtbar (Abbildung 1): Entlang der Bodensee-Längsachse Stockacher Aach – Bregenzer Bucht zeigt die Artenhäufigkeit der vitalen Zellen wenig Variabilität, das heißt in der Nähe der Stockacher Aach findet sich das vergleichbare Arteninventar wie in der Seemitte und in der Bregenzer Bucht. Dasselbe gilt auch für die Individuenhäufigkeit. Bei den nicht mehr vitalen (toten) Zellen findet sich dagegen ein Gradient sowohl bei der Arten- als auch bei der Individuenhäufigkeit von Nordwest nach Südost; diese ist jeweils an der Stockacher Aach am höchsten, an der Bregenzer Bucht am niedrigsten. Generell ist bei pelagischen Probenahmestellen bei lebenden Zellen sowohl die Arten- als auch die Individuenhäufigkeit sehr gering. Bei toten Zellen finden sich insbesondere im Überlinger See und im westlichen Obersee höhere Arten- und Individuenhäufigkeiten.

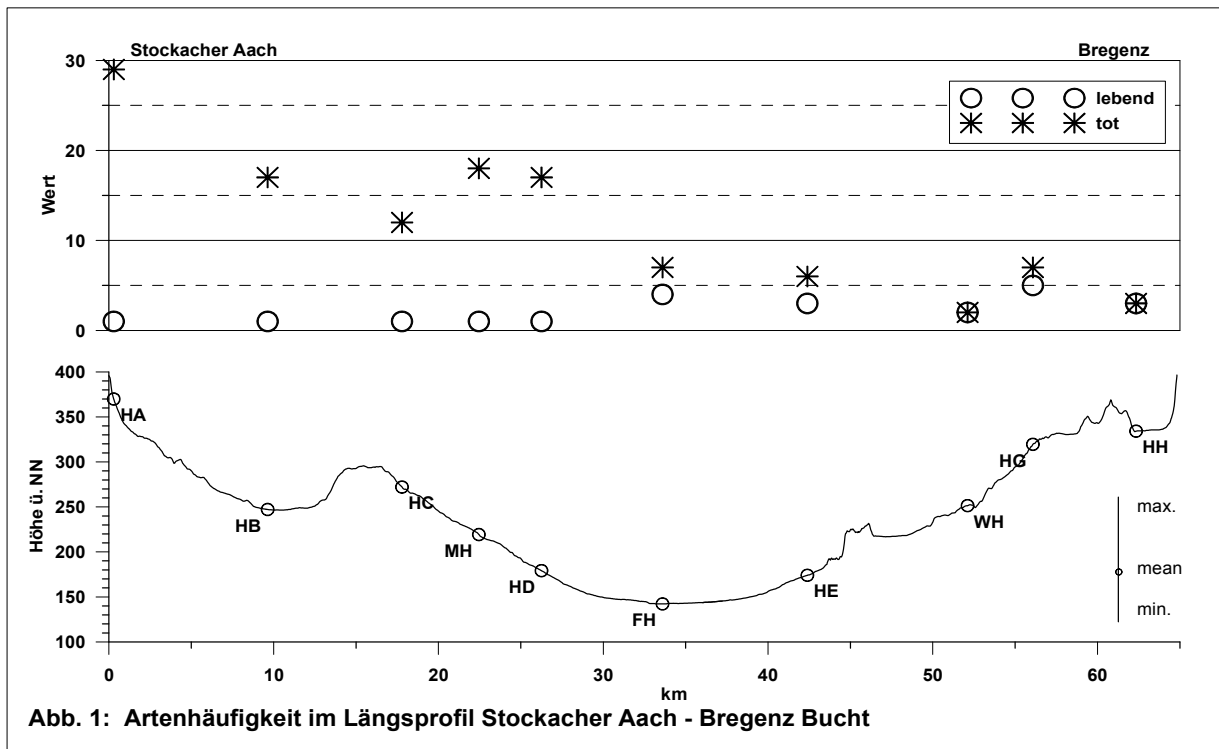


Abb. 1: Artenhäufigkeit im Längsprofil Stockacher Aach - Bregenzer Bucht

Bei drei untersuchten Querprofilen ist die Situation unübersichtlicher: Am westlichen Profil Meersburg-Bottighofen ist sowohl die Arten- als auch die Individuenhäufigkeit bei vitalen und nicht vitalen Zellen auf der Südseite am höchsten, auf der Nordseite am niedrigsten. Am mittleren Profil Fischbach-Uttwil ist die Artenhäufigkeit der lebenden Zellen am Nordufer am höchsten. Bei den toten Zellen zeigt sich dasselbe Bild; in der Seemitte ist die Artenzahl am niedrigsten sowohl bei lebenden als auch bei toten Zellen. Bei der Individuendichte der lebenden Zellen ist die Verteilung gleichmäßig; bei den toten Zellen zeigen sich die höchsten Werte in einiger Entfernung vom Ufer, sind aber an den Uferstationen in vergleichbarer Höhe wie in Seemitte. Beim östlichen Profil Wasserburg-Arbon ist die Artenhäufigkeit sowohl der lebenden als auch der toten Zellen an der Südseite am höchsten, die Individuenhäufigkeit der lebenden Zellen wie beim Profil Fischbach-Uttwil gleichmäßig, die der toten Zellen in einiger Entfernung vom Ufer am höchsten.

Beim Anteil planktischer oder benthischer Arten (Abbildung 2) ist die Gesamt-Artenzahl der lebenden Zellen an den Freiwasserstationen sehr gering, plausible Aussagen können aus diesem Grund nicht gemacht werden. An den Uferstationen in der Nähe von Flussmündungen überwiegen die benthischen Formen, was durch den Einfluss des Flusswassers begründbar ist. Im Untersee überwiegen bei den lebenden Zellen die planktischen Arten schwach, was durch die bereits einsetzende

Phytoplankton-Entwicklung während der Probenahme im März verursacht wird. Es sedimentieren also aus der euphotischen Schicht vitale Zellen ins Sediment. Im Obersee findet dies bei vergleichbarer Wassertiefe in viel geringerem Maß statt. Hier wurden die Proben bereits im Januar und Februar entnommen; die Frühjahrsblüte setzte erst im Mai ein.

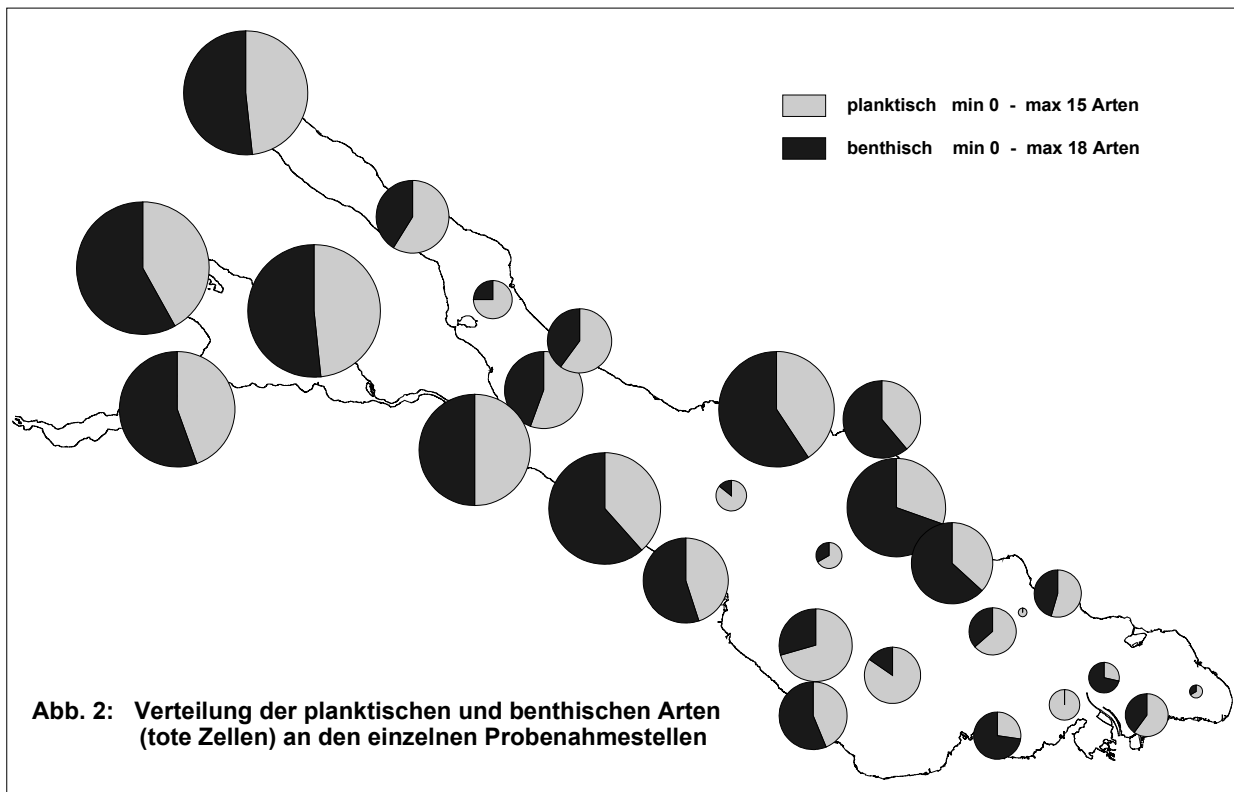
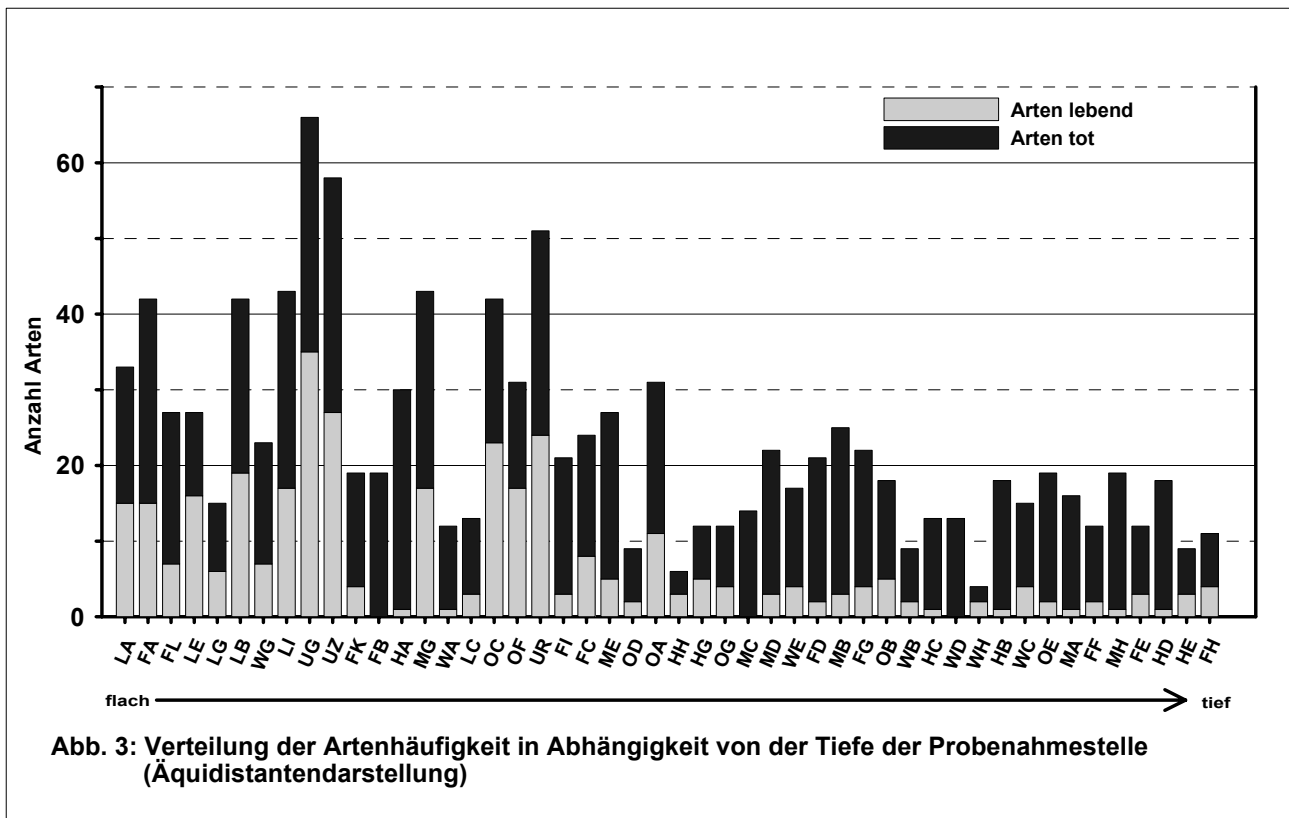


Abb. 2: Verteilung der planktischen und benthischen Arten (tote Zellen) an den einzelnen Probenahmestellen

An den pelagischen Probenahmestellen des Obersees überwiegen bei toten Zellen die planktischen Formen; auch in der Bregenzer Bucht ist dies teilweise der Fall, jedoch gibt es vor der Mündung des neuen Rheins eine Stelle mit starkem Überwiegen benthischer Formen. Im Untersee ist bei den toten Zellen das Verhältnis von planktischen und benthischen Arten ausgeglichen. Dies ist mit Sicherheit auf den anderen Wachstumsrhythmus des Phytoplanktons im Untersee zurückzuführen. Wie bei lebenden Zellen ist im Litoral des Obersees in der Nähe von Flussmündungen der Anteil benthischer Arten höher als der der planktischen; eine Ausnahme findet sich an der Mündung der Stockacher Aach mit ausgeglichenem Verhältnis von planktischen und benthischen Arten.

Ein Vergleich von Artenhäufigkeiten mit Tiefen der Probenahmestellen zeigt eine Massierung der Stellen mit hohen Artenzahlen sowohl bei toten als auch bei lebenden Zellen im Bereich flacher Stellen (Abbildung 3). An tieferen Stellen finden sich generell keine höheren Artenzahlen. Im Gegenzug finden sich aber auch bei flacheren Stellen ausgesprochen geringe Artenzahlen; dies ist auf strömungs- und witterungsbedingte Umlagerungsvorgänge und auf höhere Sedimentationsraten an diesen Stellen zurückzuführen. Ein Vergleich der Individuenhäufigkeiten mit den Tiefen der Probenahmestellen zeigt das gleiche Muster mit Häufung höherer Individuenzahlen an flacheren Stellen, im Gegenzug aber auch von Stellen mit geringen Individuenzahlen an flachen Stellen, während sich an tieferen Stellen keine höheren Individuenzahlen finden.



Schlussfolgerungen

Das Gesamtprojekt Bodensee-Untersuchung-Seeboden (BUS) umfasste die Untersuchung einer großen Anzahl von physikalischen, chemischen und biologischen Parameter, die in den Jahren 2004-2006 gemessen und ausgewertet wurden. Der hier vorgestellte Teilaspekt zeigt sehr heterogene Muster bezüglich Arten- und Individuenhäufigkeit und der Verteilung bei planktischen und benthischen Arten. Diese Musterunterschiede beruhen auf unterschiedlichem Phytoplanktonwachstum in den Seeteilen Obersee und Untersee, unterschiedlicher Sedimentationsgeschwindigkeit an den verschiedenen Probenahmestellen, witterungsbedingten Umlagerungsvorgängen und der Einwirkung von Flussmündungen. Flussmündungen haben insbesondere Einfluss auf die generelle Artenhäufigkeit und die Verteilung von planktischen und benthischen Arten.

In den Abschlussberichten des Projektes (ISF 2006, 2007) sind weitere Auswertungen in diesem Themenkomplex dargestellt, insbesondere zu den oben beschriebenen Querprofilen sowie zur regionalen Verteilung wichtiger Arten mit unterschiedlichen Nährstoffpräferenzen.

Danksagung

Das Gesamtprojekt Bodensee-Untersuchung-Seeboden (BUS) wurde gefördert aus dem Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung (INTERREG III A).

Literatur

ISF (2006): Bodensee-Untersuchung-Seeboden – Abschlußbericht für die Projektträger Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee und INTERREG IIIA Alpenrhein – Bodensee-Hochrhein: 1-149.

ISF (2007, in Vorbereitung): Bodensee-Untersuchung-Seeboden.- Ber. Int. Gewässerschutzkommission für den Bodensee.

Bildung reaktiver Zonen in Seesedimenten durch die Besiedlung mit Makrophyten und Makrozoobenthos

Jörg Lewandowski^{1, 2}, Christine Laskov^{1, 3} & Michael Hupfer¹

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, ² lewe@igb-berlin.de,

³ derzeitige Adresse: Eberhard-Karls Universität, Institut für Geowissenschaften, Sigwartstr. 10, 72076 Tübingen

Keywords: Redoxprozesse, Chironomiden, Makrophyten, *Chironomus plumosus*, *Potamogeton crispus*

Einleitung

Viele limnische Sedimente sind mit Makrophyten oder Makrozoobenthos besiedelt. Die Sedimente sind dann nicht nur der Lebensraum für die Tiere bzw. Pflanzen, der durch seine Milieubedingungen das Leben der Organismen bestimmt, sondern die Organismen beeinflussen umgekehrt auch die Milieubedingungen in den Sedimenten (z. B. Redoxbedingungen, Sedimentstruktur). Durch die aktive Veränderung der Sedimenteigenschaften können die Organismen weitreichende Auswirkungen auf biogeochemische Prozesse im Sediment und die Stoffkreisläufe eines Gewässers haben. Sowohl um Makrophyten-Wurzeln als auch um Makrozoobenthos-Wohnröhren wurden oxidierte Sedimentzonen beobachtet (Abb. 1). Ziel dieser Arbeit ist es daher, die Effekte von Makrophyten und Makrozoobenthos auf Redoxprozesse und die kleinräumige Verteilung von Porenwasserkonzentrationen im Sediment zu vergleichen.

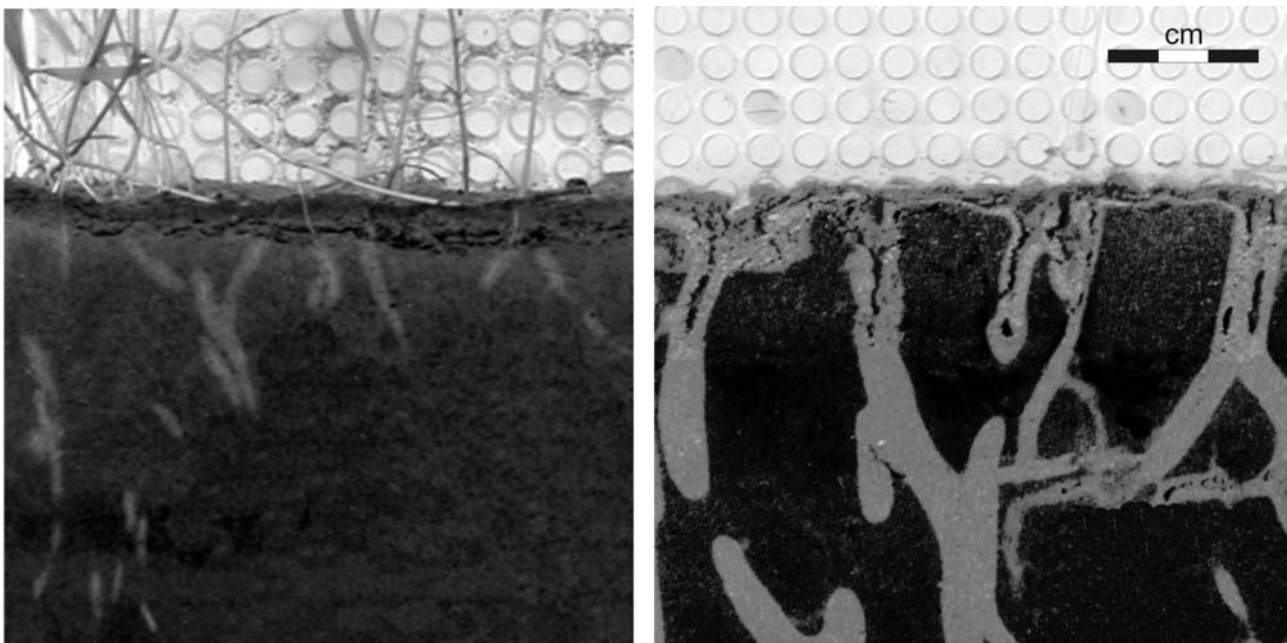


Abb. 1: Oxidiertes Sediment in der unmittelbaren Umgebung von *Potamogeton crispus*-Wurzeln (links) und *Chironomus plumosus*-Wohnröhren (rechts)

Material und Methoden

Die Untersuchungen zur Wirkung von Makrophyten und Makrozoobenthos wurden in analog konzipierten Labormesokosmen (40 * 25 * 9 bzw. 3 cm, H * B * T) durchgeführt. In dem Versuchsansatz mit Makrophyten wurde gut homogenisiertes Litoralsediment (Groß-Glienicker See, Berlin) verwendet und es wurden zwei *Potamogeton crispus* Sproßspitzen (Länge 5cm) eingepflanzt. Im Mesokosmos mit Makrozoobenthos wurde makrozoobenthos-freies, ebenfalls gut homogenisiertes Profundalsediment (Arendsee) verwendet und mit je zwei *Chironomus plumosus* Larven aus dem Müggelsee besetzt. Die Fotos der Abb. 1 wurden mehrere Wochen nach Versuchsbeginn aufgenommen. Die oxidierten Sedimente sind leicht an ihrer hellen Farbe erkennbar. Für die Beprobung des Porenwassers wurden zweidimensionale Porenwassersammler eingesetzt (Lewandowski et al. 2002) und die Porenwasserkonzentrationen (SRP; NH_4^+ , Fe(II), SO_4^{2-}) mittels mikrophotometrischer Analysemethoden bestimmt (Laskov et al., im Druck).

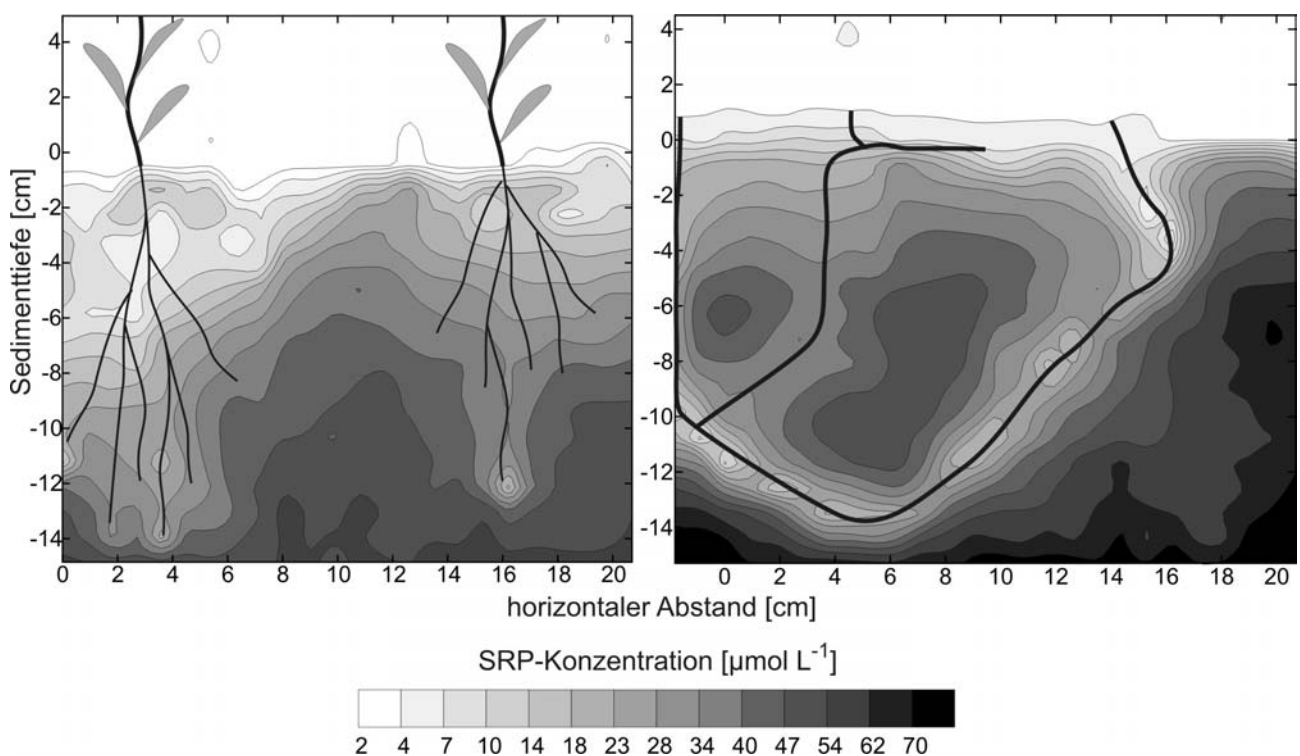


Abb. 2: SRP-Porenwasserkonzentrationen in Mesokosmen besiedelt mit *Potamogeton crispus* (links) und *Chironomus plumosus* (rechts). Die Hauptmasse der Makrophyten-Wurzeln wird in den dargestellten Bereichen vermutet. Die Darstellung beruht nicht auf einer exakten Bestimmung der Verläufe. Im Gegensatz dazu wurde der Verlauf der Chironomiden-Wohnröhren optisch und durch Röntgenanalysen bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Laborversuche zeigten, dass sowohl in den Versuchsansätzen mit *C. plumosus* als auch in den Ansätzen mit *P. crispus* eine starke kleinräumliche Heterogenität der Porenwasserkonzentrationen besteht. Neben den in Abb. 2 gezeigten Verteilungsbildern von SRP (soluble reactive phosphorus) wurde in den gleichen Versuchsansätzen auch für Ammonium, Eisen(II) und Sulfat eine hohe kleinräumliche Heterogenität im Porenwasser festgestellt (Daten hier nicht dargestellt). Die Konzentrati-

onserniedrigungen entlang der Redoxgrenzflächen als auch einzelne, punktuell stark erhöhte Konzentrationen können als biogeochemische „hot spots“ innerhalb des Sedimentes betrachtet werden. In diesen “hot spots” sind die Umsatzraten im Vergleich zum umgebenden Sediment stark erhöht, wie Flux- und Umsatzberechnungen zeigen. Die Bildung von “hot spots” und die damit verbundene starke kleinräumliche Heterogenität der Porenwasserkonzentrationen ist also beiden Ansätzen gemeinsam (Tabelle 1).

Tab. 1: Analogien und Unterschiede von *Potamogeton crispus* und *Chironomus plumosus* hinsichtlich ihrer Wirkungen auf die Sedimente

| | <i>Potamogeton crispus</i> | <i>Chironomus plumosus</i> |
|----------------------------|---|---|
| Räumliche Verteilung | Bildung von „Hot spots“ und kleinräumliche Heterogenität | |
| O ₂ -Versorgung | Sauerstoffabgabe der Wurzeln => oxidierte Mikrozonen | Sauerstoffimport durch Bioirrigation => oxidierte Mikrozonen |
| O ₂ -Dynamik | diurnal | stochastisch (Minuten) |
| Stoff(ab)transport | selektiv, Nährstoffaufnahme und Speicherung in der Biomasse | nicht selektiv, Bioirrigation |
| Reaktionsort | reaktive Grenzzone und reaktive Oberflächen | reaktive Grenzzone |
| Substratversorgung | Wurzelexudate | Sekrete und Fäkalpellets |

Als Anpassung an das reduzierende Sediment leiten Makrophyten Sauerstoff durch das Aerenchym in die Wurzeln mit nachfolgender Rhizosphärenoxidation. Diese verhindert die Anreicherung von Zelltoxinen wie Sulfid und Eisen(II) und verändert die mikrobiologischen und chemischen Prozesse im Sediment. Dollan & Hupfer (2003) sowie Laskov et al. (2006) konnten mit Mikroelektrodenmessungen entlang von *P. crispus* zeigen, dass der Sauerstoff in Litoralsediment des Müggelsees bis zu 500 µm weit in die Rhizosphäre eindringt und dass an der Wurzeloberfläche bis zu 30 % Sauerstoffsättigung erreicht werden. Die tageszeitlichen Schwankungen der Sauerstoffsättigung um die Wurzeln hängen vor allem von der Sauerstoffsättigung des Überstandswassers ab, welche durch den Wechsel von Photosynthese und Dunkelatmung typische Tag-Nachtschwankungen aufweisen kann. Einige Chironomiden wie *C. plumosus* legen U-förmige Wohnröhren im Sediment an und pumpen Wasser durch diese Wohnröhren (Bioirrigation), weil sie Sauerstoff für die Atmung benötigen und sich unter anderem von Phytoplankton ernähren, dass sie aus dem Wasser herausfiltrieren. Sauerstoff diffundiert durch die Röhrenwandungen in das umliegende Sediment und führt dort zu oxidierten Mikrozonen (Lewandowski & Hupfer 2005). Polerecky et al. (2006) konnten eine intensive zeitliche Dynamik (im Minutenbereich) der Sauerstoffkonzentrationen in der Mikrozone zeigen, die möglicherweise auch erhebliche Auswirkungen auf andere redoxsensitive Parameter hat. Festzuhalten bleibt also, dass sowohl die Sauerstoffabgabe der Wurzeln als auch der Sauerstoffimport durch Bioirrigation zu oxidierten Mikrozonen führt (Tabelle 1).

Durch die Bioirrigation werden jedoch nicht nur Stoffe wie Oxidationsmittel in das Sediment importiert, sondern es werden auch Stoffe aus dem Sediment exportiert. Geringere Stoffkonzentrationen im einströmender Oberflächenwasser führen zu steilen Konzentrationsgradienten in der Umgebung der Röhren und damit zu intensiven Stofffluxen aus dem umliegenden Sediment in die

Chironomidenröhren (Lewandowski & Hupfer 2005). Makrophyten nehmen dagegen über ihre Wurzeln gelöste Nährstoffe (PO_4^{3-} , NH_4^+) selektiv aus dem Sediment auf und speichern sie in der damit aufgebauten Biomasse. Chironomiden ernähren sich von Phytoplankton, das sie aus dem Wasser herausfiltrieren, und von Mikroorganismen, die sie von den Röhrenwandungen und der Sedimentoberfläche abweiden. Der größte Teil der aufgenommenen Stoffe wird jedoch nach der Verdauung wieder ausgeschieden, sodass die Speicherung in der Biomasse der Chironomiden vernachlässigt werden kann (Tabelle 1).

Die Sediment-Wasser-Grenze stellt in vielen limnischen Ökosystemen auch die Redoxgrenzfläche zwischen dem reduzierenden Milieu der Sedimente und dem oxischen Wasserkörper dar. Die Wurzeloberflächen und die Röhrenwandungen sind ebenfalls Redoxgrenzflächen, sodass in besiedelten Sedimenten die Redoxgrenzfläche gegenüber unbesiedelten Sedimenten erheblich erhöht sein kann. Hupfer & Dollan (2003) konnten zeigen, dass die Wurzeln jedoch nicht nur Redoxgrenzflächen sind, sondern auch eine reaktive Oberfläche darstellen, an der sich Eisenkrusten bilden können. Zusätzlich zum Eisen können in diesen Krusten erhebliche Mengen reaktiv-löslichen Phosphors eingebaut werden. Im Gegensatz dazu sind die Röhrenwandungen nur reaktive Grenzflächen, aber stellen keine reaktiven Oberflächen für die Bildung solcher Krusten dar (Tabelle 1).

Mit der Abgabe von Wurzelexudaten beeinflussen Makrophyten ebenfalls die Substratverfügbarkeit und mikrobielle Aktivität in der Rhizosphäre. In ähnlicher Weise stimulieren Chironomiden mit der Abgabe von Sekreten das Bakterienwachstum in den Röhrenwandungen. Darüber hinaus sind die von den Chironomiden ausgeschiedenen Fäkalpellets Substrate für die Mikroorganismen. Gegenüber dem Ausgangssediment sind die physikalische und chemische Struktur deutlich verändert, so dass die Fäkalpellets rasch und intensiv besiedelt und mineralisiert werden (Tabelle 1).

Zusammenfassung und Ausblick

Das räumliche Verteilungsmuster der Porenwasserkonzentrationen (SRP , NH_4^+ , Fe^{2+} , SO_4^{2-}) in den Mikrozononen ist eine Folge kurzgeschlossener Redoxkreisläufe mit intensiver Reoxidation. Lewandowski & Hupfer (2005) konnten zeigen, dass für die beobachteten SRP-Konzentrationsänderungen im Porenwasser sowohl der Import von Oxidationsmitteln als auch der verstärkte Austausch mit dem überstehenden Wasser (Stoffexport) infolge der Bioirrigation verantwortlich sind. Im Gegensatz dazu spielt bei Makrophyten neben der Sauerstoffabgabe vor allem die Nährstoffaufnahme und Speicherung in der Biomasse eine Rolle für die Konzentrationsänderungen im Porenwasser. Zum besseren Verständnis der einzelnen Prozesse mit denen Makrophyten und Makrozoobenthos das biogeochemische Sedimentmilieu beeinflussen sollen in Zukunft weitere Vergleichsuntersuchungen von *P. crispus* und *C. plumosus* durchgeführt werden, wobei in allen Mesokosmen das gleiche Sediment verwendet werden soll, um eine bessere Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse als bei der vorliegenden Arbeit zu ermöglichen.

Danksagung

Wir danken Christiane Herzog und den anderen MitarbeiterInnen des Chemielabors des IGBs für die Unterstützung im Labor. Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Förderkennzeichen 17225), das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei und die DFG (Förderkennzeichen HU-740/1-2) haben diese Arbeit finanziell unterstützt.

Literatur

- Hupfer, M. & Dollan, A. (2003). Immobilisation of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* **506**, 635-640.
- Laskov, C.; Herzog, C.; Lewandowski, J. & Hupfer, M. Miniaturised photometrical methods for the rapid analysis of phosphate, ammonium, ferrous iron and sulfate in pore water of aquatic sediments. *Limnol. Oceanogr. Methods*, im Druck.
- Laskov, C., Horn, O., & Hupfer, M. (2006). Environmental factors regulating the radial oxygen loss from roots of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton crispus*. *Aquat. Botany* **84**, 333-340.
- Lewandowski, J., Rüter, K., & Hupfer, M. (2002). Two-dimensional small-scale variability of pore water phosphate in freshwater lakes: Results from a novel dialysis sampler. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 2039-2047.
- Lewandowski, J. & Hupfer, M. (2005). Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. *Limnol. Oceanogr.* **50**, 1106-1118.
- Polerecky, L., Volkenborn, N., & Stief, P. (2006). High temporal resolution oxygen imaging in bioirrigated sediments. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 5763-5769.

Factors influencing the nitrification process in a sandy lowland stream: Gellenbach (North Germany) case study

Ramón Mena & Elisabeth I. Meyer

Institute for Evolution and Biodiversity, Department of Limnology, University of Muenster. Huefferstrasse 1, D-48149 Muenster. ramon.mena@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de

Keywords: Nitrification, lowland streams, sand substrate

Introduction

In streams, the hyporheic zone and its contrasting redox and nutrient gradients present a high variety of nitrogen transformation processes, important for the nutrient balance in streams. Nitrification, the chemoautotrophic transformation of ammonium to nitrate, is the only natural process by which the ammonium can be converted to nitrate. Recent studies suggest that the nitrification rate may be regulated by factors including ammonium availability (Jones et al. 1995), oxygen concentration (Kemp & Dodds 2001), substrate type (Kemp & Dodds 2002), and DOC concentration (Strauss et al. 2002). Under anaerobic conditions, the nitrification does not occur and, as consequence, ammonium accumulates. On the other hand, nitrifying bacteria can survive as viable inactive cells during periods of low substrate availability or poor growing conditions (Verhagen et al. 1992). However, when favourable conditions occur, the potential nitrification can be increased to >300% (Kemp & Dodds 1991). Triska et al. (1994) postulate the sorbed ammonium in sediments (especially in the clay fraction) as a transient storage pool for dissolved inorganic nitrogen, which eventually can be available for the nitrification. We hypothesized that: 1. the exposition of anoxic ammonium-rich sediments to oxygen can produce high nitrification rates. 2. the sorbed ammonium in clay and enriched sediments can be an ammonium source for the nitrification.

Material und Methods

Study area

Stream sediments and water were collected from Gellenbach, a first order stream in North West Germany (51°58' N, 7°37' E). It is a lowland stream which flows through an area with an intensive crop land activities. However, all samples for this study were collected from a reach of *Fagus sylvatica* dominated forest, which constitute to the river's principal CPOM inputs (Fig. 1). The river drains in a typical lowland area with a slope of 1.1‰ at an altitude of 48.46 m (Muenster-Osnabrueck airport, North-West Germany). The sediment is composed by a mix of clay and fine sand with a mean grain size around 125 µm, which are easily moved by the flow.

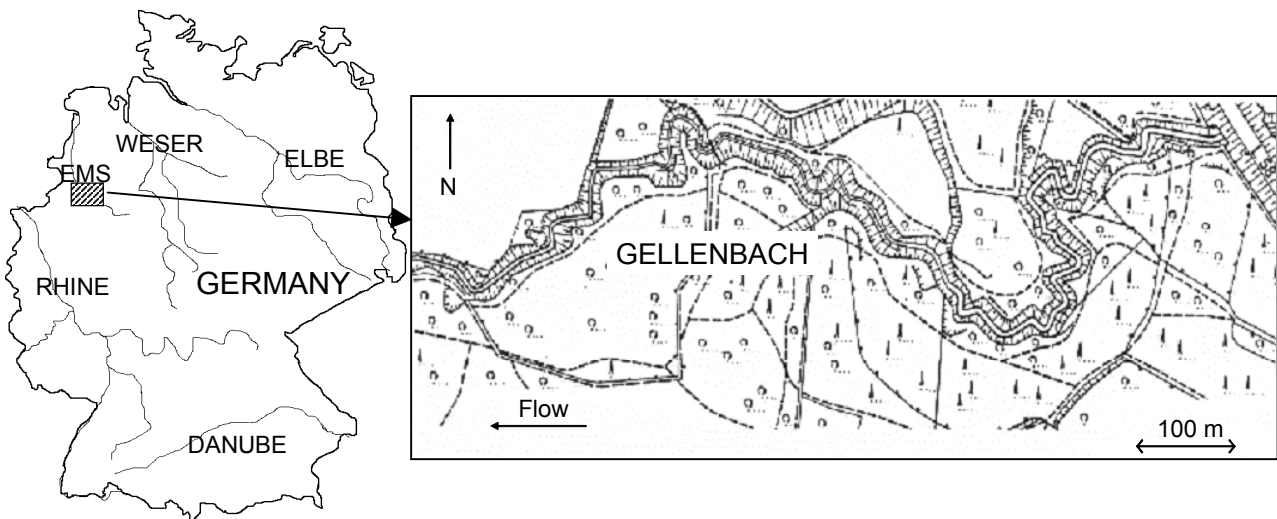


Fig. 1: Study site localization, showing the meandering reach in the “Naturschutzgebiet Bockholter Berge”.

Methods

During the summer half year (May to October 2005) and winter half year (November 2005 to April 2006) monthly unfiltered stream water and 10 cm profundity sand sediment cores were collected from the mid-channel region. The upper 5 cm layer was immediately separated from the lower 5 cm, both stored in plastic containers. From each sediment layer, a subsample was used to determine the extractable ammonium concentration and sediment grain size. Nitrification incubations were started on three replicate samples for each layer following Strauss & Lamberti (2000). Additional experiments were conducted to determine the effect of the clay on the potential nitrification. For that purpose, the effect of the ammonium availability was compared from sand and clay sediments at different ammonium concentrations. Spatial and temporal differences of the nitrification rates, and the effect of clay on the nitrification were tested with the Mann-Whitney test (U test). The relationship between the measured variables and the potential nitrification was determined with the Spearman rank correlation.

Results

Extractable NH₄-N

The extractable ammonium concentration in sediments and stream water presented a noticeably temporal and spatial variation, being the tendency to be higher in the lower layers. During the summer half year (SHY), the mean concentration of NH₄-N was 2.5 times higher in the lower layers than the observed in the superficial layer. The same situation was observed during the winter half year (WHY). However, the lower sediment layers presented a mean ammonium concentration 4.7 times higher than the superficial sediment layers (Table 1). Comparing temporally the sediments, the extractable ammonium concentration in the superficial layers was 1.6 times higher during the SHY than during the WHY, but the opposed situation was observed in the lower sediment layers, where the NH₄-N concentration was 1.13 times higher during the WHY (Table 1).

Table 1: Extractable NH₄-N concentration in superficial (0-5 cm) and lower (5-10 cm) sediment layers at the Gellenbach during the summer half year and winter half year (2005-2006).

| NH ₄ -N [mgkg ⁻¹] | Summer half year | | Winter half year | |
|--|------------------|-------|------------------|-------|
| | Superficial | Lower | Superficial | Lower |
| Average | 0.075 | 0.187 | 0.046 | 0.212 |
| Minimum | 0.010 | 0.020 | 0.019 | 0.033 |
| Maximum | 0.163 | 0.566 | 0.072 | 0.343 |

Grain size analysis

The maximal grain size observed corresponds to 500 µm. About the 50% of the inorganic particles belonged to 63µm to 125µm diameter sizes (Fig. 2). During the SHY in the lower sediment layers, the grain size classes <63µm presented an important fraction of 39.6%. Conversely, in the superficial sediment layers, the grain size class <63µm represented 5.8% on average. During the WHY a difference of the grain size composition of sediments between the lower and superficial layers was not observed, the grain size class <63µm was represented by 10.5% and 11.4%, respectively.

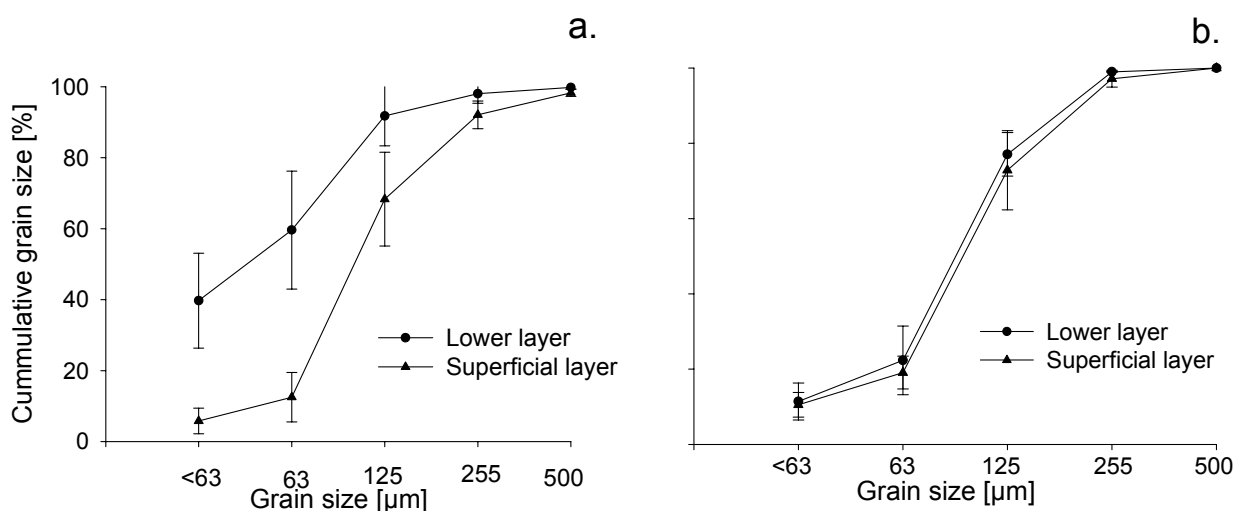


Fig. 2: Sediment grain size in superficial (0-5 cm) and lower (5-10 cm) sediment layers at the Gellenbach during the: a. summer half year and b. winter half year (2005-2006).

Potential nitrification

The potential nitrification presented a positive and significant correlation with the ammonium availability in the superficial layer during the SHY (Spearman rank correlation $r = 0.688$, $p < 0.05$) and the lower layers during the WHY (Spearman rank correlation $r = 0.75$, $p < 0.05$) (Fig.5 a,d). In the lower layer during the SHY, despite of the ammonium availability, the potential nitrification did not show any correlation with the ammonium concentration, and the same situation was observed in the superficial layer during the WHY (Fig 3 b,c).

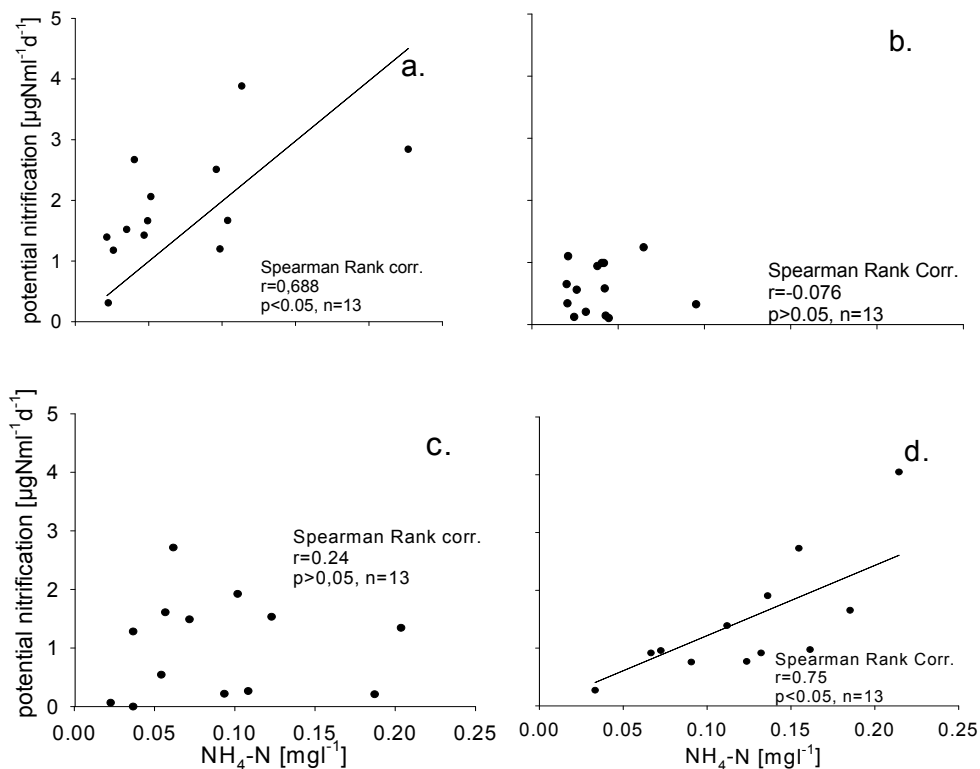


Fig. 3: Correlations between the ammonium concentration and potential nitrification in superficial (0-5 cm) and lower (5-10 cm) sediment layers at the Gellenbach during the summer half year and winter half year (2005-2006). (a,b superficial sediments; c,d lower sediments).

Clay effect on the nitrification

The positive effect of the clay on the potential nitrification was not evidenced, but a reduction of the potential nitrification in comparison with the sand substrate was observed. A strong positive effect of the ammonium concentration on the nitrification in the sand substrate could be shown, with a maximum nitrification rate at 0.5 mg l^{-1} ammonium (Fig. 4). At $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$, the potential nitrification decreased to some extent. The opposite situation was observed on the clay substrate, at the same $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration as the sand substrate, the potential nitrification was extremely reduced. Only at $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ the potential nitrification was enhanced, nevertheless, at a rate inferior than the observed on the sand substrate at control concentration ($0.1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$) (Fig. 4).

Discussion

The accumulated ammonium in the lower layers, when exposed to oxygen, is really a latent source for the nitrification. The sand substrate appears as an optimal substrate for this process. As it is the more widespread substrate, it could support potentially the major part of the nitrification in this stream. However, opposed to our initial hypothesis, the presence of clay reduces considerably the nitrification potential. Taking account that the clay minerals have a significant capacity for ammonium sorption (Triska et al. 1994), it appears that the sorbed ammonium to the clay fractions is not available or reachable by the nitrifying bacteria, and under our experimental conditions, the ammonium sorption capacity of clay minerals competes for the ammonium availability with the nitrifying

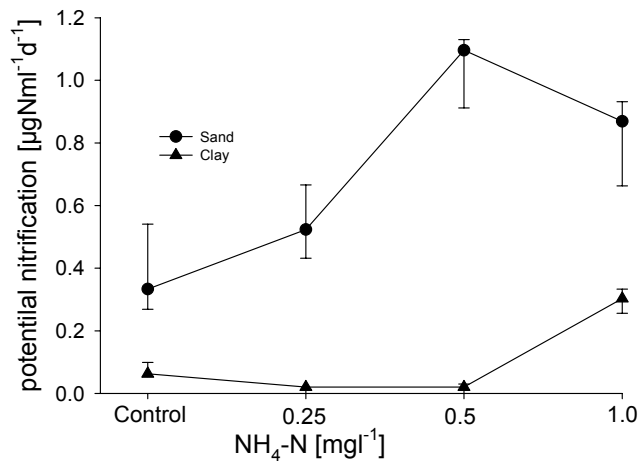


Fig. 4: Effect of the ammonium concentration on the nitrification on sand and clay substrates.

Summary

Through a year, the potential nitrification of superficial and lower sand sediment layer was analysed in response to the ammonium availability. The potential nitrification on sand substrate responds positively in presence of ammonium. However, the presence of clay reduces the nitrification to a large extent. The reduction of the nitrification in presence of clay is caused, probably, by the ammonium sorption capacity of clay minerals, which competes for the ammonium available with the nitrifying bacteria reducing, in this way, the nitrification.

Acknowledgments

Funding for this was provided by DAAD fellowship. The authors are thankful to the members of the Department of Limnology at the University of Muenster, especially Nicole Breul, for the laboratory assistance. Special thanks to Dr. Kaschek Dr. and W. Riss for their help and advice.

Literature

- Jones, J.B., Fisher, S.G., and N.B. Grimm. 1995. Nitrification in the hyporheic zone of a desert stream ecosystem. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14: 249-258.
- Kemp, M.J. and W.K. Dodds. 2001. Centimeter-scale patterns of oxygen concentrations and nitrification rates in prairie stream substrata. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 347-357.
- 2002. The influence of ammonium, nitrate, and dissolved oxygen concentrations on uptake, nitrification, and denitrification rates associated with prairie streams substrata. *Limnol. Oceanogr.* 47(5): 1380-1393.
- Pottof, M. & Meyer, W.I. 2002. Methoden zur Erfassung der Sedimentumlagerung und Interstitial-sauerstoffsättigung in Fließgewässern mit sandiger Sohle. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003: 2002-2006.
- Strauss, E. A., and Lamberti, G.A. 2000. Regulation of nitrification in aquatic sediments by organic carbon. *Limnol. Oceanogr.* 45:1854-1859.
- Strauss, E.A., Mitchell, N.L.; and G.A. Lamberti. 2002. Factors regulating the nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability, and pH. *Can. J. Fis. Aquat. Sci.* 59: 554-563.
- Triska, F.J., J.H. Duff, and H.J. Avanzinho. 1990. Influence of exchange flow between the channel and hyporheic zone on nitrate production in a small mountain stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 2099-2111.
- Triska, F.J., Jackman, A.P., J.H. Duff, and H.J. Avanzinho. 1994. Ammonium sorption to channel and riparian sediments: A transient storage pool for dissolved organic nitrogen. *Biochemistry* 26: 67-83.
- Verhagen, F.J.M., Duyts, H., and Laanbroek. 1992. Competition for ammonium between nitrifying and heterotrophic bacteria in continuously percolated soil columns. *Appl. Environ. Microbiol.* 58: 3303-3311.

Pigmente in Oberflächensedimenten des Bodensees

H. B. Stich

¹ Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, hb.stich@lubw.bwl.de

Keywords: Bodensee, Sedimente, Pigmente, Chlorophyll a, Fucoxanthin, Pheophorbide, Pheophytine

Einleitung

Beim Absinken der Algen durch natürliche Alterung oder durch Fraß können Morphometrie, Lichtklima, Schichtungstyp, pH, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Hydrodynamik die Abbauprozesse der Pigmente beeinflussen (Vinebrook et al 1998, Leavitt 1993, Leavitt et al. 1999). Diese können zwischen Seen bzw. Seeteilen unterschiedlich sein (Lami et al. 2000). Die Stabilität und die Abbauewege der einzelnen Pigmente bzw. –gruppen variieren (Sanger 1988, Hurley & Armstrong 1990, Leavitt et al. 1989). Interpretierende Rückschlüsse aus den Pigmentmustern sind teilweise widersprüchlich. Die Kombination der Pigmente Chlorophyll-b und Lutein wird sowohl als Marker für Makrophyten benutzt (Levinton & McCartney 1991, Bianchi & Findlay 1990), aber auch als Maß für die Biomasse von Chlorophyceen und Euglenoiden (Lami et al. 2000). Darüber hinaus wird das Pigmentarchiv im Sediment durch unterschiedliche Sedimentationsraten beeinflusst (Hurley & Armstrong 1990), so dass Befunde aus einzelnen Sedimentkernen nicht unbedingt repräsentativ sind. Trotz hoher Abbauraten (Furlong & Carpenter 1988, Leavitt 1993) und der zahlreichen Einschränkungen sind die in Sedimenten vorhandenen Pigmente zur Charakterisierung von anthropogenen Einflüssen (Engstrom et al. 1985), Klimaentwicklungen (Vinebrook et al. 1998), Änderungen in der Nahrungskette und Biomanipulationen (Leavitt et al. 1989, Levinton & McCartney 1991), der Trophie-Entwicklung und der damit verbundenen Änderungen in der Algenproduktion (Lami et al. 1991, Leavitt 1993, Lami et al. 1994, Vinebrook et al. 1998, Adams & Prentki 1986, Lami et al. 2000) erfolgreich benutzt worden.

Die im Bodensee bislang durchgeführten Untersuchungen von Pigmenten in Sedimenten beschränken sich im Wesentlichen auf Untersuchungen an ausgewählten Stationen des Bodensee-Obersees (Lenhard 1995). Im Rahmen des BUS-Projekts wurden auch die übrigen Seeteile Bregenzer Bucht, Überlinger See und Bodensee-Untersee beprobt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Mit einem Sedimentstecher wurden alle Seeteile des Bodensees (Obersee, Untersee, Überlinger See und Bregenzer Bucht) beprobt. An jeder Probenstelle wurden drei Parallelproben genommen. Im Obersee wurden nicht nur tiefe sondern auch flache Bereiche beprobt, die sich zusätzlich in ihrer anthropogenen Belastung unterschieden. Beprobt wurden auch Mündungsgebiete von Zuflüssen.

Die Oberflächensedimente der drei Parallelproben (0-1cm) wurden einzeln gefriergetrocknet, die Pigmente mit Azeton (90%) extrahiert und mit der HPLC nach Schmidt & Stich (1995) bestimmt. Insgesamt wurden 27 Pigmente detektiert: 3 Chlorophylle, 5 Phaeophorbide, 4 Phaeophytine, 8 Karotinoide und 7 unbekannte Pigmente. Die Detektion erfolgt mit Hilfe eines Diodenarraydetektors (Chlorophyll-a, -c, Karotinoide) bzw. eines Fluorometer (Chlorophyll-b, Phaeophytine, Phaeophorbide). Für die Identifizierung wurden Retentionszeit und Absorptionsspektrum der Pigmente mit denen von Eichsubstanzen verglichen. Die Berechnung der Konzentrationen erfolgte anhand des mit der Eichsubstanz ermittelten Faktors und bezieht sich auf ein Gramm Trockengewicht der Sedimentprobe. Bei den unbekannt Pigmenten konnten Retentionszeit und Absorptionsspektrum keiner der am ISF verfügbaren Eichsubstanzen zugeordnet werden, die Mengenangabe erfolgte deshalb als Peakfläche (DAD: mAbs min⁻¹, SFM: mV min⁻¹) pro Gramm Trockengewicht.

Ergebnisse

Chlorophyll-a gilt als Maß für die Biomasse des Phytoplanktons. Der ermittelte Konzentrationsbereich liegt zwischen 0,47 und 149,4 µg/g TG. Bei den Stationen LA, LB, und OC handelt es sich um Probestellen in Zuflussbereichen von Flüssen. In den Mündungsbereichen des alten Rheins (LE, LG,) sind allerdings nur leicht erhöhte Konzentrationen vorhanden. Die Stationen LI, ME und UG zeigen ebenfalls hohe Konzentrationen, obwohl sie nicht in Mündungsbereichen liegen. Die Chlorophyll-a Konzentrationen des Untersees sind höher als die der übrigen Seeteile. Durch die Beprobung sehr unterschiedlicher Areale ist im Obersee die Fluktuation der Werte sehr hoch.

Das Fucoxanthin wird als Leitpigment für Diatomeen verwendet. Der Konzentrationsbereich liegt zwischen 0,09 und 26,8 µg/gTG. Die Konzentrationsverteilung entspricht der des Chlorophyll-a. Auch beim Fucoxanthin sind die Werte im Untersee signifikant höher als im Überlinger See und in der Bregenzer Bucht. Auch hier gilt, dass im Obersee aus der Beprobung sehr heterogener Probenstellen eine hohe Schwankung der Werte resultiert.

Die Pigmente Alloxanthin, Peridinin, Zeaxanthin und Chlorophyll-b, die als Leitpigmente für Cryptophyceen, Dinophycenen, Cyanophyceen bzw. Grünalgen verwendet werden, kamen in den Oberflächensedimenten nur in geringen Konzentrationen vor. Die räumlichen Unterschiede sind mit denen des Chlorophyll-a bzw. Fucoxanthin vergleichbar.

Phaeophorbide gelten in der Regel als Marker für Fraß durch herbivores Zooplankton (Fundel et al. 1998). Die Phaeophorbide mit den Retentionszeiten 23 und 24 min (Tab 1) haben Konzentrationen zwischen 0,21 und 70,4 µg/g TG bzw. zwischen 0,12 und 20,5 µg/g TG. Die Verteilungsmuster beider Phaeophorbide sind ähnlich und zeigen im pelagischen Bereich des Obersees und im Untersee hohe Werte. Mittlere Konzentrationen finden sich im Überlinger See und im südöstlichen Teil des Obersees. Niedrige Konzentrationen haben die Probenstellen im nordöstlichen Bereich des Obersees, also auch die Probenstellen LA, LB und OC, die sehr hohe Chlorophyll-a und Fucoxanthin Konzentrationen aufweisen. Zum jetzigen Stand der Auswertungen wäre es vermessen aus den Konzentrationsunterschieden auf entsprechend variierende Grazing-Raten rückzuschließen, zumal die dafür notwendige Kenntnis der jeweiligen Sedimentationsraten bislang fehlt. Bei den Phaeophorbiden mit den Retentionszeiten 23 und 24 min (Tab 1) sind die Konzentrationen in den Seeteilen Untersee, Überlinger See und Bregenzer Bucht signifikant verschieden.

Die Phaeophytine gelten in der Regel als Marker für Abbau durch Alterung der Phytoplanktonzellen. Die Phaeophytine mit den Retentionszeiten 44 und 51 min (Tab 1) zeigen Konzentrationswerte bis 38,9 µg/g TG. Anders als bei den Phaeophorbiden zeigen sich im Obersee und im Überlinger See keine großen Unterschiede in den Phaeophytin-Konzentrationen der einzelnen Probestellen. Im

Untersee liegen die Werte deutlich höher Auch bei den Phaeophytinen gilt, dass die Werte im Untersee höher sind als an den übrigen Seeteilen.

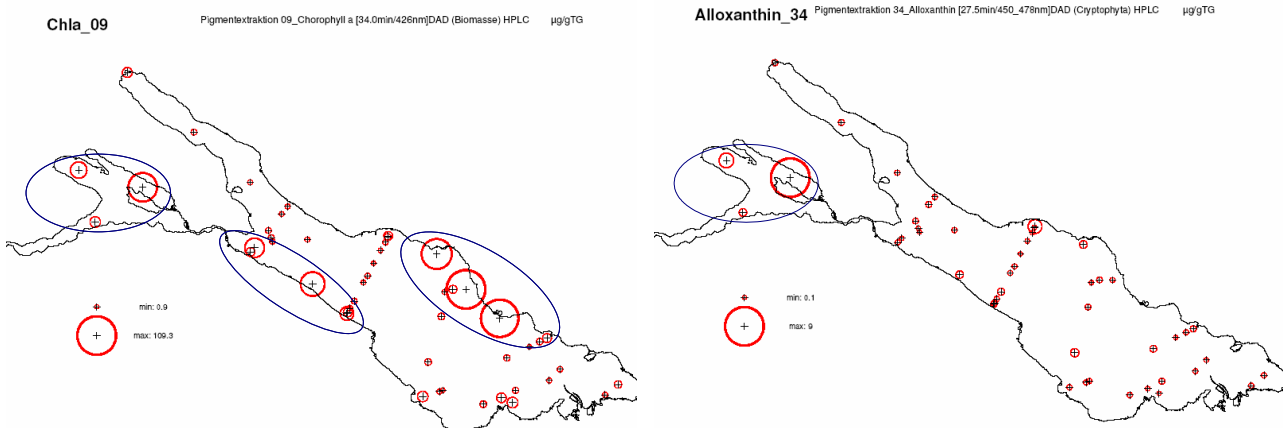


Abb. 1: Verteilungen von Chlorophyll-a und Alloxanthin in der Sedimentoberfläche des Bodensees.

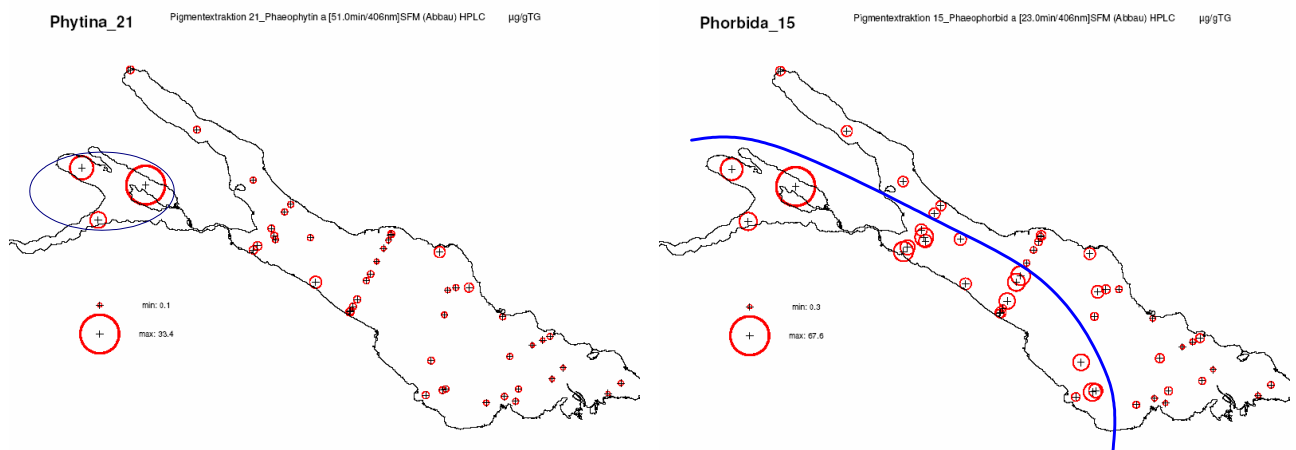


Abb. 2: Verteilungen von Phaeophytin a-21 und Phaeophorbid a-15 in der Sedimentoberfläche des Bodensees.

Diskussion

Auffällig sind die hohen Unterschiede der Pigmentkonzentrationen im Bereich des Obersees. Diese sind sehr wahrscheinlich durch die große Heterogenität der Probenstellen bedingt (flache litorale und tiefe pelagiale Stellen, Mündungsgebiete von Flüssen mit sedimentologisch verschiedenen Stoff-Frachten, unterschiedliche anthropogene Belastungen). Die bisherigen Auswertungen zeigen, dass im Obersee die Pigmentkonzentrationen in Ufernähe höher sind als im Pelagial und am Nordufer höher sind als am Südufer sind. Dies ist sehr wahrscheinlich durch Mündungsgebiete von Zuflüssen bedingt, die am Nordufer vorhanden sind, während sie am Südufer weitestgehend fehlen. Lediglich bei dem Pigment Phaeophorbid mit der Retentionszeit von 10 min ist die Standardabweichung der Proben aus dem pelagischen Bereich höher als die der Proben aus den litoralen Bereich (Nord-, Südufer). Die beiden Pigmente Canthaxanthin (Leitpigment für Blaualgen) und Peridinin

(Leitpigment für Dinophyceen) waren nur an einzelnen Probestellen nachweisbar. Für beide Pigmente sind Eichsubstanzen vorhanden, die ihre Detektion und Identifikation eindeutig ermöglichen. Canthaxanthin kommt an den Probestellen des Untersees (UZ, UG) und an zwei benachbarten Stellen des Südufers (FI, FK) vor. Diese Stationen weisen alle eine geringe Tiefe auf. Peridinin konnte nur an einer Probenstelle des Nordufers (FA) nachgewiesen werden. In den pelagischen Wasserproben (Bregenzer Bucht, Obersee und Zeller See) war Canthaxanthin bislang nicht nachweisbar, Peridinin ist in den Wasserproben aus allen Seeteilen jeweils im Herbst vorhanden. Eine Clusteranalyse erbrachte bislang keine eindeutige Zuordnung der Probenstellen. In Anbetracht der großen Heterogenität der Probenstellen ist die Anzahl „gleicher“ Probestellen trotz der insgesamt hohen Probenzahl für eine statistisch signifikante Aussage möglicherweise doch zu gering.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes Bodensee-Untersuchung-Seeboden (BUS) durchgeführt. Das Projekt wurde aus dem Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung (INTERREG III A) gefördert. Ich bedanke mich bei B. Haibel für die Durchführung der HPLC-Bestimmungen.

Literatur

- Adams, M. S., Prentki, R. T. (1986): Sedimentary pigments as an index of the trophic status of Lake Mead. *Hydrobiologia* 143:71-77
- Bianchi, T.S., Findlay, S. (1990): Plant pigments as tracers of emergent and submergent macrophytes from the Hudson River. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 47:492-494
- Engstrom, D. R., Swain, E. B., Kingston, J.C. (1985): A paleolimnological record of human disturbance from Harveys Lake, Vermont: geochemistry, pigments and diatoms. *Freshwat. Biol.* 15:261-288
- Furlong E. T., Carpenter, R. (1988): Pigment preservation and remineralization in oxic coastal marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53:87-99
- Hurley, J. P., Armstrong, D. E. (1990): Fluxes and transformation of aquatic pigments in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.* 35(2):384-398
- Lami, A., Guilizzoni, P., Masafarro, J. (1991): Record of fossil pigments in an alpine lake (L. Tovel, N. Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 49:117-126
- Lami, A., Marchetto, A., Guilizzoni, P., Giorgis, A., Masafarro, J. (1994): Paleolimnological records of carotenoids and carbonaceous particles in sediment of some lakes in Southern Alps. *Hydrobiologia* 274:57-67
- Lami, A., Guilizzoni, P., Marchetto, A. (2000): High resolution analysis of fossil pigments, carbon, nitrogen and sulphur in the sediment of eight European Alpine lakes: the MOLAR project. *J. Limnol.* 59 (Suppl. 1):15-28
- Leavitt, P. R., Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. (1989): Whole-lake experiments: The annual record of fossil pigments and zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 34(4):700-717
- Leavitt, J.P. (1993): A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Limnol. Oceanogr.* 9:109-127

- Leavitt P. R., Findlay, D. L., Hall, R. I., Smol, J. P. (1999): Algal responses to dissolved organic carbon loss and pH decline during whole-lake acidification: Evidence from paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.* 44(3):757-733
- Lenhard, A. (1995): HPLC-Pigmentanalytik zur Rekonstruktion von Phytoplanktonentwicklungen im Bodensee. *Konstanzer Dissertationen Hartung-Gorre Verlag Konstanz* 467:191p
- Levinton, J. S., McCartney, M. (1991): Use of photosynthetic pigments in sediments as a tracer for sources and fates of macrophyte organic matter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 78:87-96
- Sanger, J. E. (1988): Fossil pigments in paleoecology and paleolimnology. *Palaeogeography, palaeoclimatology, Palaeoecology*, 62:343-359
- Schmid, H., Stich, H.B. (1995): HPLC-analysis of algal pigments: Comparison of columns, column properties and eluents. *J.Appl.Phycol.* 7:487-494
- Vinebrook, R. D., Hall, R. I., Leavitt, P. R., Cumming, B. F. (1998): Fossil pigments as indicators of phototrophic response to salinity and climatic change in lakes of western Canada. *J. Fish. Aquat. Sci.*55:668-681

FREIE THEMEN

ARNSCHEIDT, J., JORDAN, PH., MCCORMICK, S., MC GROGAN, H., LEEMING, R., MC POLIN, J., STEVENS, J. & C. WARD: Das Phosphorregime in Bächen einer ländlichen Region Irlands

FUNKE, M., BORCHARDT, D. & M. MARBURGER: Priorisierung von Maßnahmen nach Art. 4 EU-WRRL zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ in Fließgewässern: Handlungsfelder Durchgängigkeit und Gewässerstruktur

KARLOWSKI, U.: Vielfalt durch Isolation? Die Wasser- und Uferpflanzen kleiner Stillgewässer

KERNER, M.: Konzepte zur Steuerung der Gewässerüberwachung nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unter Einsatz von Daten aus der Fernerkundung

KLOSSEK, J.: Molluskenfauna von Ackersöllen bei Neubrandenburg, Mecklenburg-Vorpommern

KOZERSKI, H.-P. & J. KÖHLER: Kann ein Flachlandfluss Bistabilität aufweisen? Was ist anders als beim See?

MÄHLMANN, J., EARTH, H. & M. MÖRTL: Ausrüstung für das wissenschaftliche Tauchen

MEYBOHM, A., NIENHÜSER, A. & G. PACKROFF: Qualitätssicherung von Phytoplanktonanalysen – Das Ringversuchs-konzept der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT)

NIXDORF, B., RÜCKER, J. & T. ENDRULAT: Interne Heterotrophie von Seen: Die Relation von Community Respiration und Primärproduktion

PITSCH, TH., BUUK, CH., GLOEDE, F., KARLOWSKI, U., MEYER, M., WILCK, O. & N. WISSIG: Die unbekannt Welt der kleinen Gewässer: Makrozoobenthos an Söllen in der Umgebung von Rostock

SCHMIDT-HALEWICZ, S. & S. HEITZ: Quelljungfern (*Cordulegaster boltonii* und *C. bidentata*) in Waldbächen des hohen Bodanrücks

VAN DE WEYER, K.: Die Bedeutung von Taucheruntersuchungen bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern

Das Phosphorregime in Bächen einer ländlichen Region Irlands

Joerg Arnscheidt¹, Phil Jordan¹, Suzanne McCormick¹, Hugo Mc Grogan¹, Rhys Leeming², John Mc Polin³, Jim Stevens⁴, Colleen Ward³

¹Ulster University, School of Environmental Sciences, Cromore Road, Coleraine, BT52 1SA, UK, j.arnscheidt@ulster.ac.uk, ²CSIRO Hobart, Australien ³Blackwater Regional Partnership, Caledon, UK, colleen.ward@dstbc.org ⁴Queens University Belfast, jim.stevens@dardni.gov.uk

Keywords: Phosphoreinträge, Monitoring, Bäche, Hydrologie, Irland

Einleitung

Das BLACKWATER TRACE Projekt

Gewässereutrophierung durch erhöhte Phosphoreinträge bleibt in ein Irland ein brisantes Problem, nicht nur wegen der Erfüllung von Anforderungen der EU-WRRL, sondern auch, weil ein wesentlicher Anteil des Rohwassers zur Trinkwasserversorgung aus eutrophierten Oberflächengewässern, wie Lough Neagh, dem größten Binnensee der Insel, entnommen wird. BLACKWATER TRACE ist ein EU-INTERREG Projekt, mit dem untersucht wird, ob es möglich ist, in kurzer Zeit - durch gezielte Sanierungsmaßnahmen bei den Hauptverursachern erhöhter Phosphoreinträge - auf Einzugsgebietsebene eine sprunghafte Verbesserung der chemischen Wasserqualität in Bezug auf Phosphor zu erreichen. Das Projekt wird gemeinsam von den beiden nordirischen Universitäten und der Blackwater Regional Partnership, einem grenzüberschreitenden Zusammenschluß der drei für die Verwaltung des Gesamteinzugsgebiets des River Blackwater zuständigen Gebietskörperschaften Armagh, Tyrone (beide UK) und Monaghan (Republik Irland) getragen. Sein Erfolg wird im wesentlichen von der Zusammenarbeit mit örtlichen Landwirten und anderen Gewässeranrainern abhängen, für die im Rahmen des Projekts Schulungs- und Beratungsangebote sowie Mittel für Sanierungsmaßnahmen bereitgestellt wurden. Aus wissenschaftlicher Sicht ist u.a. das Gewässermonitoring interessant, da hier zum ersten Mal eine quasi kontinuierliche Überwachung der Phosphorkonzentration in Bächen erfolgt, wodurch ein Datensatz mit hoher zeitlicher Auflösung entsteht, der für die Erfolgskontrolle notwendig ist und zusätzlich die Überprüfung hydrologischer Modelle ermöglicht.

Arbeitsprogramm

- | | |
|---------|---|
| Phase 1 | Definition von Ereignistypen für Phosphoreinträge, Bestimmung und Bewertung von Eintragsquellen sowie Exposition gegenüber Abflüssen zum Bach |
| Phase 2 | Sanierungsmaßnahmen zur Beseitigung der Ursachen für erhöhte Phosphoreinträge |
| Phase 3 | Erfolgskontrolle nach den Sanierungsmaßnahmen |

Im folgenden werden einige Ergebnisse aus der Projektphase 1 vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersucht werden drei 3 - 5 km² große ländliche Teileinzugsgebiete des River Blackwater im Nordosten Irlands. Die Teileinzugsgebiete in den Counties Armagh, Tyrone and Monaghan gehören zum Loch Neagh Basin (4,500km²). In der landwirtschaftlichen Nutzung dominiert die Weidewirtschaft. Die Menschen wohnen in verstreut liegenden Wohnhäusern und Bauernhöfen, die meistens nicht an eine Abwasserentsorgung angeschlossen sind. Wegen steiler Hangneigung auf den zahlreichen kleinen charakteristischen Hügeln (Drumlins) mit ihren relativ wasserundurchlässigen Böden eiszeitlichen Ursprungs und ihren unterirdischen Drainagesystemen, sowie auf Grund der nahezu vollständigen Kanalisierung aller Fließgewässer, ist die regionale Hydrologie durch schnelle stoßartige Hochwässer und sehr geringe Niedrigwasserabflüsse gekennzeichnet.

Untersuchungsmethoden an Gewässern

Am Ausfluß der drei Teileinzugsgebiete sind in Hartplastikkabinen Dauermeßstationen aufgebaut worden. Phosphorkonzentrationen werden mit Dr Lange Sigmatax-Phosphax Gerätekombinationen gemessen. In Abständen von 10-11 Minuten wird eine 100ml Probe aus der Bachmitte entnommen und mit Ultraschall 3 Minuten lang homogenisiert. Danach wird daraus eine 10ml Teilprobe zur kolorimetrischen Analyse nach DIN EN 38405 D11 entnommen. Das Analysengerät nimmt im Wechsel eine Gesamtposphor Analyse mit Aufschluß (Schwefelsäure/ K₂O₈S₂) und eine Analyse von Molybdatreaktivem Phosphor ohne Aufschluß vor. Alle 15 Minuten werden Trübung, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, Temperatur und Redoxpotential mit YSI6600 EDS Multi-Elektrodensonden in einer Durchflußzelle gemessen, die von einer eigenen Pumpe gespeist wird. Die Daten werden auf Campbell CR10X Datenlogger heruntergeladen und über Telefon ins Labor übermittelt. Durchflußmessungen erfolgen mit Starflow Doppler Durchflußmeßgeräten und mit Ott Thallimedes Wasserstandsmeßgeräten. Zusätzlich kommen mobile YSI Multielektrodensonden zum Einsatz. Phosphorbestimmungen im Labor erfolgen an einem UV-VIS Photometer Shimadzu UV 1601. Ammonium- und Nitrit werden vor Ort mit einem HACH DR 890 Colorimeter gemessen. Bakterienzählungen (E.coli und Enterococcen) werden mit IDEXX Colisure und Enterolert durchgeführt. Die erste Bestimmung der Fäkalsterole erfolgte im CSIRO Labor in Hobart nach Leeming et al. (1996) an gefriergetrockneten Sedimentproben.

Ergebnisse und Diskussion

Das eingesetzte Gerät zur Messung der Phosphorkonzentration ist der Aufgabe gut gewachsen. Es lieferte Meßdaten für 90% des bisherigen Untersuchungszeitraums. Auf Grundlage der Daten wurden drei unterschiedliche Typen von Phosphoreinträgen charakterisiert:

1. Chronische akute Phosphoreinträge bei Niedrigabflüssen (Abb.1)
2. Hochwasserbedingte Phosphoreinträge (Abb. 2 und 3)
3. Nicht hochwasserbedingte Phosphorspitzenbelastungen

Chronisch akute Phosphoreinträge prägten vor allem in den niederschlagsarmen Sommermonaten das Phosphorregime in den untersuchten Bächen. Wo der Höhengradient des Bachbetts nicht so schwach ausgeprägt ist, daß es zu Ablagerungen von eingetragenen Material kam, nahm die Konzentration des Gesamtposphors mit sinkenden Abflußwerten zu.

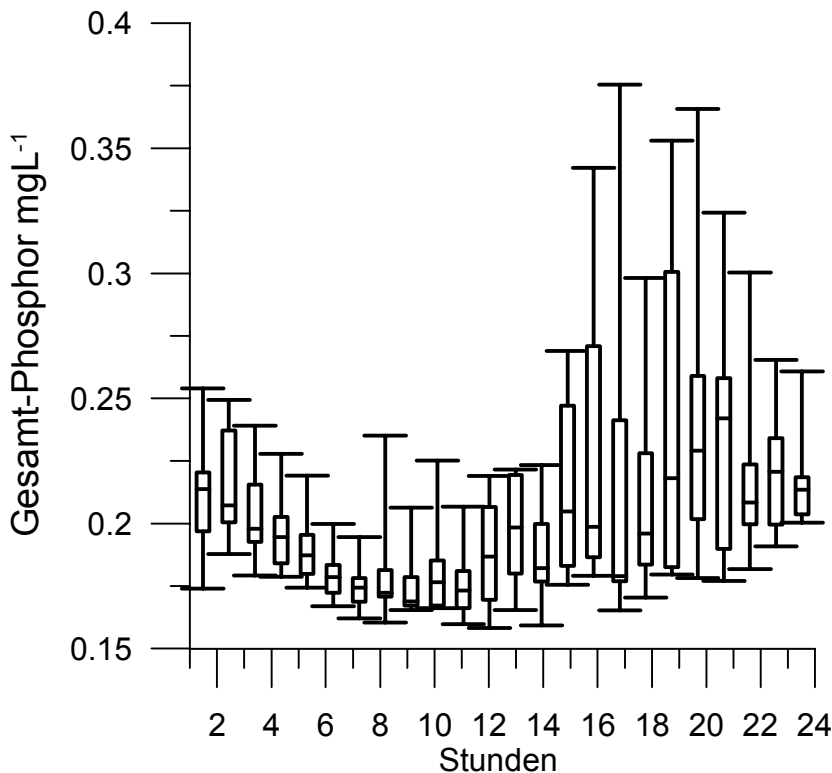


Abb. 1 (links):

Box-Whisker Plot des Tagesgangs der Stundenmittel für Gesamtphosphorkonzentration im Teileinzugsgebiet Armagh an niederschlagsfreien Tagen der Monate Mai – Juli 2006 mit Minimalkonzentration, 25% Perzentil, Median, 75% Perzentil, Maximalkonzentration. Die Phosphorbelastung ging ab 2 Uhr morgens zurück und stieg mittags wieder stark an. Dies ist ein Beispiel für die chronische Belastung durch punktuelle Phosphoreinträge bei Niedrigabflüssen. Die Quellen sind Klärgruben und Bauernhöfe.

Das ist damit zu erklären, daß der Abwasseranteil am Gesamtabfluß stieg. Auch an niederschlagsfreien Tagen zeigten Phosphorwerte eine beachtliche Dynamik im Tagesgang (Abb.1). Tagesspitzen waren je nach Dauer der Fließzeit von den Haupteinleitern zu den Meßstationen zwischen Mittag und Mitternacht zu erwarten. Die Varianz der Konzentrationen nahm zu dieser Zeit ebenfalls deutlich zu. Die Meßdaten sind ein Beleg dafür, daß unter diesen Umständen Einzelwerte (aus 1 Probe-nahme pro Woche / Tag / Monat) sogar in Abwesenheit von Abflußschwankungen mit hohen Unsicherheiten behaftet sind. Dennoch zeigte sich bei Untersuchungen des Längsprofils der Bäche, daß erhöhte Phosphorkonzentrationen meistens gemeinsam mit hohen Zahlen für Enterococcen und E.coli sowie hohen Ammoniumwerten auftraten. Dies waren Indizien für den fäkalen Ursprung der Phosphorbelastung. Um zu klären, woher die Fäkalien stammten, wurden Sedimente auf Fäkalsterole untersucht. Aufgrund unterschiedlicher Verdauungsvorgänge bei Omnivoren und Herbivoren sind für beide Gruppen unterschiedliche Cholesterolabbauprodukte charakteristisch. Da es fast keine Schweinehaltung in den untersuchten Einzugsgebieten gibt, lassen sich somit fäkale Einträge von Menschen und von Weidetieren unterscheiden. Nach ersten Ergebnissen lag der Anteil menschlicher Fäkalsterole je nach Einzugsgebiet zwischen 7 und 27%. Weitere Untersuchungen sollen zeigen, ob auch diese „Fingerabdrücke“ im Sediment einer saisonalen Dynamik unterworfen sind (NERC LSMSBRIS010_10/06). In dem - wegen seines unverzweigten Bachlaufs und für das Bachbett recht einheitlichen Höhengradienten - unkomplizierten Teileinzugsgebiet Armagh stimmten die Ergebnisse einer Bewertung des Zustands von Klärgruben und ihres Gewässergefährdungspotentials sehr gut mit dem Auftreten erhöhter Phosphatkonzentrationen und Fäkalbakterienzahlen überein. Sehr viele Klärgruben waren in einem wenig zufriedenstellenden Zustand und hatten daher, wenn überhaupt, nur eine sehr eingeschränkte Rückhaltewirkung für Abwasserinhaltsstoffe.

Die für die Jahresfracht bedeutendsten Phosphoreinträge fanden allerdings bei Hochwässern statt. Abb. 2 zeigt, daß die hohe zeitliche Auflösung des Datensatzes auch hier interessante Rückschlüsse zuläßt. Deutlich zu erkennen ist eine „Ausspülung“ des Systems durch die ersten beiden in einer Serie von vier Hochwässern. Bei den ersten beiden Hochwassereignissen wurde wesentlich mehr

Phosphor mobilisiert als bei den folgenden. Die Mobilisierung erfolgte vermutlich aus Sedimentbereichen im Bach, die durch die punktuellen Belastungsquellen bei Niedrigwasser „aufgeladen“ worden waren, sowie aus Gräben für Drainage und zur Ableitung von Klärgrubenwasser, in denen sich phosphorreiches Material abgesetzt hatte. Die beiden späteren Hochwässer mobilisierten dann in erster Linie Phosphor aus diffusen Quellen. Abb. 3 zeigt für ein anderes Hochwasser aus der gleichen Jahreszeit, daß tatsächlich nach einer Trockenperiode vor allem zu Beginn des Hochwassers fäkales Material (E.coli) mit hohen Phosphorgehalten mobilisiert wurde. Die Daten für Hochwasserserien machen auch darauf aufmerksam, daß die gängige Praxis einer Berechnung der Phosphorjahresfracht mit Hilfe der Abflußganglinie und der Beziehung zwischen Abflußwerten und Phosphorkonzentration mit hohen Fehlern behaftet sein muß, weil sich letztere Beziehung im Laufe einer Hochwasserserie offensichtlich deutlich verändert.

Vor allem im Teileinzugsgebiet Tyrone wurden nicht hochwasserbedingte Spitzenbelastungen in Bezug auf die Phosphorkonzentration registriert, die mit Werten von bis über 1,5 mg/l meistens nachts auftraten. Da diese Ereignisse von deutlich erhöhten Leitfähigkeitswerten begleitet wurden, war es möglich, mit mehreren mobilen Leitfähigkeitssonden die Einleiter zu lokalisieren. Für die Jahresfracht waren diese Phosphoreinträge nur von untergeordneter Bedeutung. An der Meßstation war auch keine hohe Belastung des Sauerstoffhaushalts durch diese Einleitungen festzustellen. Es ist jedoch wahrscheinlich, daß die Einleitungen durch Spitzenbelastungen mit Schadstoffen einen Beitrag zur Schädigung der Bachbiozönose leisten.

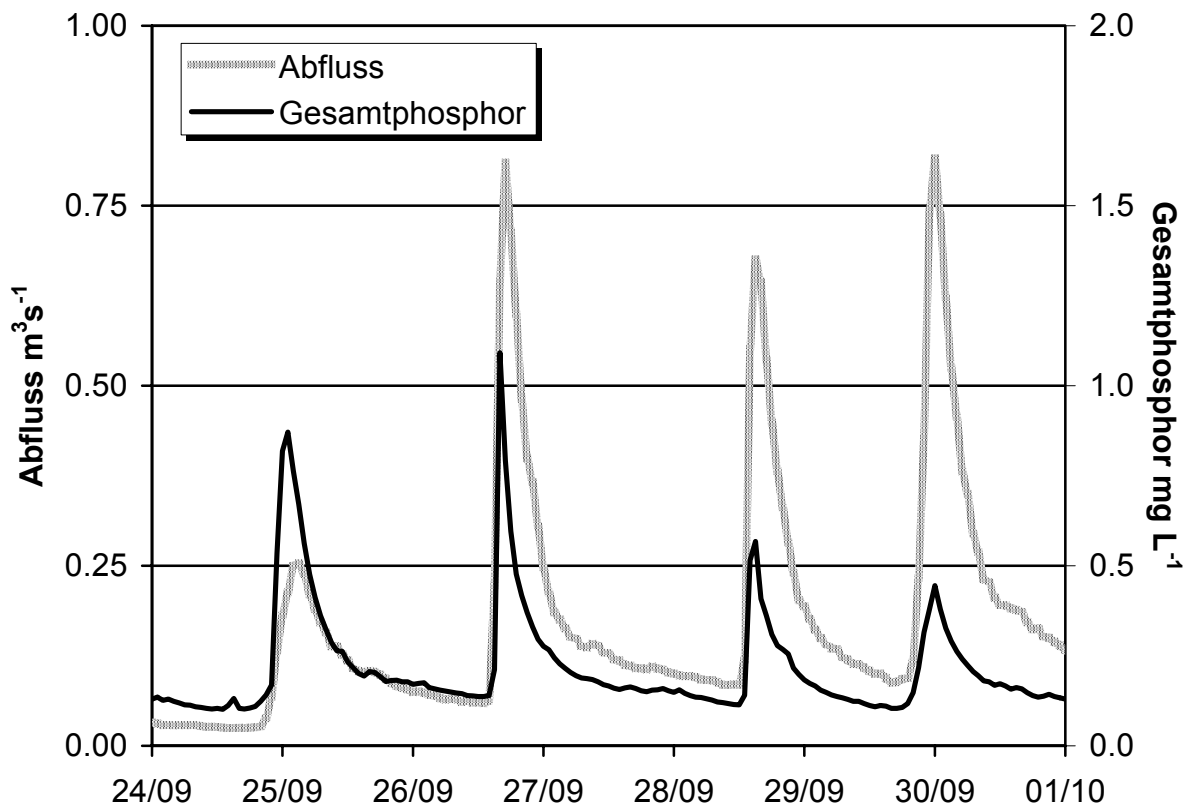


Abb. 2: Serie von vier Hochwasserereignissen im Tyrone Teileinzugsgebiet: Bei den ersten beiden Hochwässern wurde vor dem Hochwasserscheitelpunkt am meisten Phosphor mobilisiert. Bei den späteren Ereignissen fielen Hochwasserscheitelpunkte und maximale Phosphorkonzentrationen zeitlich zusammen. Phosphorfrachten waren trotz ähnlich hoher Abflüsse erheblich niedriger als beim Hochwasser vom 26.-27. September 2005 (Jordan et al. 2007).

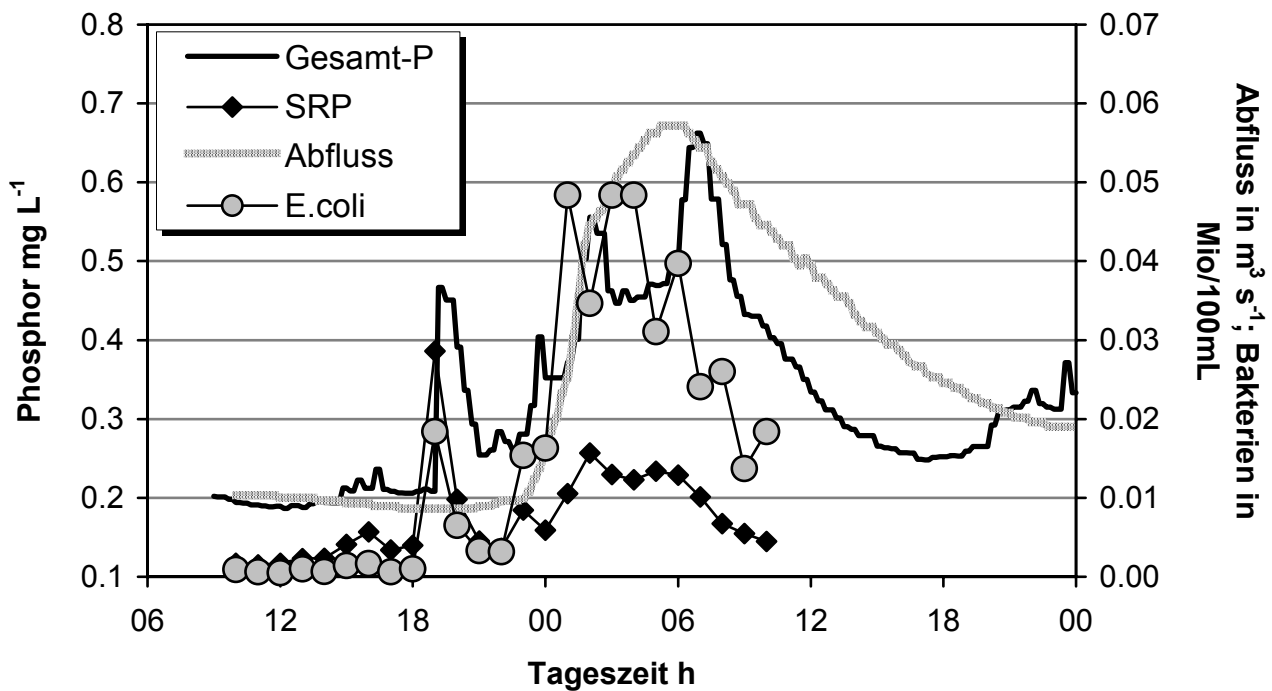


Abb. 3: Hochwasserereignis im Armagh Teileinzugsgebiet (September 2006): Kurz vorher und dann mit Anstieg des Abflusses wurden gelöste Phosphate und Fäkalbakterien (E.coli) ausgespült.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Großteil der diffusen Phosphorbelastung wird bei Hochwässern an die Seen “durchgereicht”. Jedoch sind es die chronischen Einträge punktueller Belastungsquellen, die das Bachsediment “aufladen” und den trophischen Status des Baches während der langen Niedrigwasserzeiten bestimmen. Diese aufgeladenen Sedimentbereiche und Gräben für Drainage und die Ableitung von Wasser aus Klärgruben werden dann bei Hochwässern ausgewaschen. Hohe stoßartige und abflußunabhängige Phosphoreinträge zeigen Belastungsspitzen an, die vermutlich aufgrund der Präsenz von anderen Schadstoffen (z.B. Nitrit, Desinfektions- und Reinigungsmittel) in den eingeleiteten Flüssigkeiten das Potential haben, einen Teil der Lebensgemeinschaft im Bach auszulöschen.

Danksagung

We thank and acknowledge support from NERC (NER/H/S/1999/00164 and LSMSBRIS010_10/06), and SEUPB (INTERREG IIIa 020204) for infrastructure and personnel funding.

Literatur

- Jordan P, Arnscheidt J, McGrogan H, McCormick S. (2007): Characterising phosphorus transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser. *Hydrol Earth Sys Sci* 11: 372-381
- Leeming R, Ball A, Ashbolt N, Nichols PD. (1996): Using faecal sterols from humans and animals to distinguish faecal pollution in receiving waters. *Water Res* 30:2893-2900

Priorisierung von Maßnahmen nach Art. 4 EU-WRRL zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ in Fließgewässern: Handlungsfelder Durchgängigkeit und Gewässerstruktur

Markus Funke¹, Dietrich Borchardt¹ und Martin Marburger²

¹ Universität Kassel, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung, Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel, Tel.: 0561/804-3912, Fax: 0561/804-3176, e-mail: markus.funke@uni-kassel.de

² Regierungspräsidium Kassel, Steinweg 6, 34117 Kassel

Keywords: Aquatische Durchgängigkeit, morphologische Mindestanforderungen, Umsetzungsstrategien

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) sieht zur Erreichung des „guten Zustands“ in Oberflächengewässern und im Grundwasser bis 2015 die Aufstellung von Maßnahmenprogrammen vor (Art. 11, WRRL) (Europäische Gemeinschaft 2000). Die wirtschaftliche Analyse muss hierfür ausreichende Informationen enthalten, um eine Beurteilung der kosteneffizientesten Kombinationen der Maßnahmen für die aufzustellenden Maßnahmenprogramme zu ermöglichen. Da mit der Umsetzung der EG-WRRL erstmalig die Fischfauna und das Makrozoobenthos in die Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer einbezogen werden, wird den teilweise sehr komplexen Anforderungen der Lebensgemeinschaften an eine intakte aquatische Umwelt Rechnung getragen. Insbesondere die Wiederherstellung der aquatischen Durchgängigkeit, die Vernetzung ökologisch wertvoller Gewässerabschnitte sowie die Vermeidung bzw. Beseitigung morphologischer Defizite haben einen positiven Einfluss auf die aquatische Umwelt in den Fließgewässern.

Ziel des Projektes war die Entwicklung von Methoden zur Wahl ökologisch und ökonomisch effizienter Maßnahmen im Hinblick auf das nach Artikel 11 WRRL erforderliche Maßnahmenprogramm mit dem Schwerpunkt „Durchgängigkeit“, „Vernetzung“ und „morphologische Defizite“.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet bildete eine Projektkulisse von 52 Wasserkörpern im Einzugsgebiet von Fulda, Eder und Schwalm, die aufgrund ihrer Einzugsgebietscharakteristik und ihrer Repräsentativität stellvertretend für typische Belastungssituationen in den Mittelgebirgslandschaften Hessens stehen. In Tab. 1 sind die Eigenschaften der Projektkulisse aufgeführt. Durchschnittlich wird die aquatische Durchgängigkeit der betrachteten Gewässer alle vier Kilometer durch ein Wanderhindernis signifikant unterbrochen.

Tab. 1: Eigenschaften der Projektkulisse

| Projektkulisse | | |
|---|----------------|-----------------|
| Anzahl der Wasserkörper | 52 | |
| Einzugsgebietsgröße | 3.005 | km ² |
| Fließlänge | 1.133 | km |
| Fließgewässertypen | 5, 5.1, 9, 9.1 | |
| Anzahl der Wasserkörper mit morphologischen Beeinträchtigungen auf >70% der Fließlänge | 11 | |
| Anzahl der Querbauwerke mit wahrscheinlich signifikanter Auswirkung auf die Durchgängigkeit (GESIS) | 290 | |
| Flächennutzung | | |
| Landwirtschaft | 51 | % |
| Wald | 39 | % |
| Siedlung, Verkehr, sonstige Nutzungen | 10 | % |

Vorgehensweise

Im Mittelpunkt des Projektes standen Untersuchungen über den ökologischen Zustand der Wasserkörper in Abhängigkeit der eingeschränkten aquatischen Durchgängigkeit, Defiziten der Gewässerstruktur und dem Maßnahmenprogramm zur Erreichung der Umweltziele. Zur Lösung dieser Aufgabe waren Umweltziele für hydromorphologische Parameter zu operationalisieren, als grundlegende Voraussetzung dafür, Maßnahmen zu identifizieren und die Wirksamkeit auf die biologischen Qualitätskomponenten zu prognostizieren. Weiterer Schwerpunkt war die Ableitung des notwendigen Umfangs von Maßnahmen zur Wiederherstellung der aquatischen Durchgängigkeit und Verbesserung der Gewässermorphologie.

Ergebnisse

Es wurde eine neue Methode erarbeitet, erprobt und einem Praxistest unterzogen, mit der der Handlungsbedarf hinsichtlich Wiederherstellung der Durchgängigkeit und Verbesserung der Strukturgüte identifiziert und die Zielerreichung quantifiziert werden kann („Gewässermorphologische Kennlinie“). Wesentliche Grundlagen der „Gewässermorphologischen Kennlinie“ sind morphologische Mindestanforderungen für Merkmalsausprägungen der Gewässerstrukturgüte (HMULF 2000, LAWA 2000), die aus methodischen Gründen in Zusammenhang mit dem Kartierungsverfahren in Abhängigkeit der Gewässerbreite unterschieden werden (Tab. 2). Diese Merkmalsausprägungen wurden hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz anhand der Ergebnisse des vorgezogenen Monitorings für die Fischfauna und das Makrozoobenthos (Völker, J. & Borchardt, D. 2007) verifiziert. Für beide biologischen Qualitätskomponenten sind sie als gewässerstrukturelle Mindestausstattung für das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ zu interpretieren.

Tab. 2: Merkmalsausprägungen der Strukturgüte zur Bestimmung der gewässerstrukturellen Mindestausstattung für den „guten ökologischen Zustand“

| Einzelparameter | Ausprägung |
|--|---|
| Fließgewässer < 5 m Breite | |
| Längsbänke | > eine |
| Querbänke | > eine |
| Tiefenvarianz | sehr groß, groß, mäßig |
| Sohlensubstrat | Sand, Kies, Schotter, Steine, Blöcke, Blockwerk, Fels |
| Substratdiversität | Sehr groß, groß, mäßig |
| Fließgewässer mit 5 – 10 m Breite | |
| Längsbänke oder Querbänke | > eine |
| Tiefenvarianz oder Breitenvarianz | sehr groß, groß, mäßig |
| Sohlensubstrat | Sand, Kies, Schotter, Steine, Blöcke, Blockwerk, Fels |
| Substratdiversität oder besondere Sohlenstrukturen | sehr groß, groß, mäßig > zwei |
| Fließgewässer > 10 m Breite | |
| Längsbänke oder besondere Laufstrukturen | Mindestens Ansätze > eine |
| Rückstau | kein |
| Strömungsdiversität | sehr groß, groß, mäßig |
| Breitenvarianz | sehr groß, groß, mäßig |

Die Handlungsansätze für ein regionales Umweltziel zur Herstellung der Durchgängigkeit ergeben sich aus den folgenden Gesichtspunkten und wurden anhand von Priorisierungskriterien konkretisiert, i) Vernetzung der vorhandenen Laich-, Aufwuchs-, Adulthabitate von Zielarten auf regionaler Ebene und für Wasserkörper, ii) Strukturgüteverbesserung defizitärer Gewässerabschnitte bis zum Erreichen einer hinreichenden hydromorphologischen Ausstattung mit Integration in die regionale Vernetzungsstrategie. Der Schwellenwert für die gewässerstrukturelle Mindestausstattung beträgt 25 % des Streckenanteils bezogen auf die Gesamtgewässerlänge. Als Zielkorridor wird ein Streckenanteil zwischen 25 % und 60 % festgelegt (zur Herleitung siehe Abb. 1), iii) Integration der regionalen Maßnahmen in überregionale Vernetzungsstrategien (insb. Wanderkorridore der Langdistanzwanderarten).

Die Anzahl reproduktiver Leitfischarten erhöht sich mit zunehmendem Anteil von Gewässerstrecken, die die strukturellen Anforderungen erfüllen signifikant (Spearman-Rang-Korrelation, $p < 0,05$). Dabei sind drei Datengruppen und Fälle zu unterteilen i) sind die Streckenanteile kleiner als 20%, so sind maximal 1/3 der Leitfischarten vorhanden, ii) liegen die Streckenanteile im Median zwischen 30-40%, kann die Mehrzahl der für die jeweilige Fischregion typischen Leitfischarten (HLUG 2006) nachgewiesen werden, iii) die Spannweite der Werte für die Streckenanteile ist groß, wobei innerhalb eines Korridors zwischen 20% und 60% Streckenanteil (als 75-Perzentil) der Anteil der Leitfischarten 50–80% beträgt.

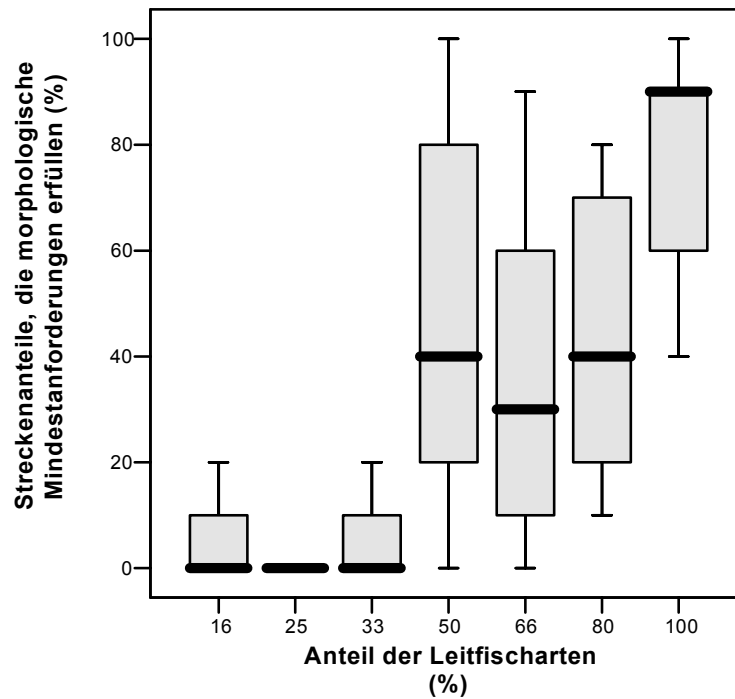


Abb. 1: Verteilung der Anzahl reproduktiver Leitarten der Fischfauna (bezogen auf die Referenzzönose) in Abhängigkeit der Streckenanteile, die die gewässerstrukturellen Mindestanforderungen erfüllen (Quellen: NATIS-Datenbank, vorgezogenes Monitoring „Fischfauna“, GESIS 1997-1998, N = 188).

Bei der Erstellung der Kennlinie (Abb. 2) werden Informationen zu den ökologisch relevanten Barrieren (blaue Rauten) und den Gewässerstrecken mit gewässerstruktureller Mindestausstattung als Längsprofil kombiniert (blaue Linie; km 0 entspricht der Mündung in das nachfolgende Fließgewässer). Sie entspricht gleichzeitig einer kumulativen Summe der Gewässerstrecken, die eine gewässerstrukturelle Mindestausstattung aufweisen (diese werden zwischen den Barrieren linear interpoliert). Zum Abgleich hinsichtlich der Zielerreichung wird der Zielkorridor eingetragen (25 – 60% der Gewässerstrecken mit Merkmalsausprägungen für die gewässerstrukturelle Mindestausstattung). Der Schwellenwert von 25 % sichert, dass bestimmte Distanzen zwischen Gewässerabschnitten mit struktureller Mindestausstattung nicht überschritten werden („Trittsteinprinzip“).

Hinsichtlich der Einordnung eines Fließgewässers in den Zielkorridor und der daraus abzuleitenden Handlungsoptionen lassen sich folgende Fälle unterscheiden i) Fließgewässer, die oberhalb der Grenzen des Zielkorridors liegen sind morphologisch besonders hochwertige Gewässer, evtl. Referenzgewässer und Refugialbiotope. Die Herstellung der linearen Durchgängigkeit bzw. Vernetzung ist dadurch prioritär und rechtfertigt u. U. vergleichsweise hohe Kosten (Einzelfallprüfung), ii) Fließgewässer, die in den Grenzen des Korridors liegen (> 25% - < 60% Streckenanteile). Für diese ist die Herstellung der linearen Durchgängigkeit notwendig (Abschneidekriterium: Kosteneffizienz für Querbauwerk), iii) Gewässer, die ganz oder teilweise unterhalb des Zielkorridors liegen (< 25% Streckenanteil, im vorliegende Fall die Antreff). Hier sind die Herstellung der linearen Durchgängigkeit und Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur notwendig, bis der Zielkorridor erreicht wird (weiteres Abschneidekriterium: Kosteneffizienz Morphologie). Der Nachweis kann durch Vergleich der gewässermorphologischen Kennlinie im Ist-Zustand und Planungszustand geführt werden.

Die Entscheidungsgrundlage zur Ableitung von Prioritäten bildet eine Aggregation der Kosteninformationen und den damit erzielten Wirkungen auf Ebene des Bearbeitungsgebietes und der Was-

serkörper. Einzelkriterien bei der Ableitung von Prioritäten sind die Kosten pro Querbauwerk (Regierungspräsidium Kassel 2006), die zur Herstellung der Durchgängigkeit entstehen, die Gewässerstrecken, die durch die Wiederherstellung der Durchgängigkeit miteinander vernetzt werden, die Effizienz (Gewässerstrecken pro Kostenaufwand) für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit bezogen auf das gesamte Gewässer sowie besondere Randbedingungen, wie z.B. Lage im Gewässersystem, Wanderrouten prioritärer Arten, Schutzgebiete etc.

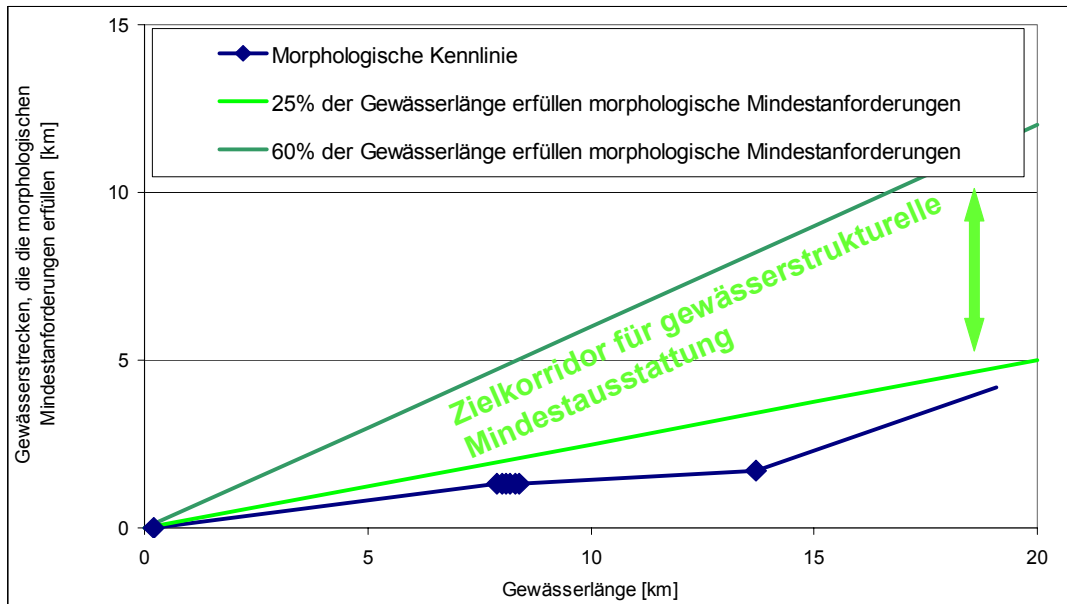


Abb. 2: Gewässermorphologische Kennlinie am Beispiel der Antreff

Danksagung

Die Untersuchung wurde finanziell gefördert vom Hessischen Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMULV) und vom Regierungspräsidium Kassel, Abteilung Umwelt- und Arbeitsschutz betreut.

Literatur

- Europäische Gemeinschaft 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Nr. L 327/1, vom 22.12.2000.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2006: Fischreferenzen und Fließgewässertypen. Kartenentwurf. Stand: Juni 2006, Wiesbaden.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (HMULF) 2000: Gewässerstrukturgütekarte des Landes Hessen. Wiesbaden.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2000: Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag GmbH, Berlin.
- Regierungspräsidium Kassel 2007 [Hrsg.]: Ableitung von Prioritäten bei Maßnahmen zur Verbesserung der aquatischen Durchgängigkeit. Abschlussbericht. Kassel..
- Völker, J. & Borchardt, D. 2007 – Hydromorphologische Bedingungen und deren Wechselwirkungen mit der Makrozoobenthosbesiedlung. Abschlussbericht. Wiesbaden.

Vielfalt durch Isolation? Die Wasser- und Uferpflanzen kleiner Stillgewässer

Ursula Karlowski

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Allgemeine & Spezielle Botanik,
Wismarsche Str. 8, D-18051 Rostock; ursula.karlowski@uni-rostock.de

Keywords: Makrophyten, Kleingewässer, Sölle, Mecklenburg, Isolation

Einleitung

Die Jungmoränenlandschaft des nordostdeutschen Tieflandes ist durch eine hohe Vielfalt verschiedener Stillgewässer geprägt: neben den zahlreichen großen Seen gibt es allein in Mecklenburg-Vorpommern 40.000 bis 90.000 Sölle (Klafs & Lippert 2000; Kalettka 2005). Bei den Söllen handelt es sich um Kleingewässer in isolierter Lage, die durch starke Wasserstandsschwankungen gekennzeichnet sind und deren Wasserfläche einen Hektar nicht überschreitet. Die Flora (und Fauna) der Sölle ist weit weniger vollständig bekannt als die der Seen. Am Beispiel von 59 Söllen der Rostocker Umgebung wird das Kleingewässer-Arteninventar mit dem regionalen Artenpool von Seen verglichen und so die Besonderheiten der Wasser- und Ufervegetation typischer Kleingewässer vorgestellt. Außerdem wird überprüft, ob die hohe Artenzahl an den Söllen auf ihre isolierte Lage zurückzuführen sein könnte (Scheffer et al. 2006; Semlitsch 2000). Die Arbeiten fanden 2004 und 2005 im Rahmen der Feldstudien der 'Arbeitsgruppe Sölle' der Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, in der Rostocker Umgebung statt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Die Erhebung der Makrophytenbesiedlung von 59 Kleingewässern (Söllen) fand vor allem in zwei Untersuchungsgebieten statt: in der Gemeinde Retschow, westlich von Rostock (34 Gewässer) und im Raum Viegeln, südlich von Rostock (22 Gewässer). Weitere Daten stammen aus dem Gebiet Neukalen, nordöstlich von Teterow (3 Gewässer).

Methoden

Für die Erfassung der Artenzusammensetzung der Wasser- und Ufervegetation wurde eine Erhebungsmethode entwickelt, die an die Bedingungen der Sölle angepaßt ist und insbesondere dem Problem der stark schwankenden Wasserstände Rechnung trägt. Dazu wird das gesamte Kleingewässer als eine Einheit betrachtet, deren äußere Begrenzung durch die visuell erkennbare Hochwasserlinie gebildet wird (Abbildung 1). Die Gesamtfläche ist für jedes Kleingewässer unterschiedlich groß, durch die Orientierung an der Hochwasserlinie ist sie im Jahresverlauf jedoch konstant. So werden unabhängig vom jeweiligen Wasserstand Amphiphyten und Helophyten gleichberechtigt mit den Hydrophyten berücksichtigt. Die Erfassung der Amphiphyten und Helophyten erfolgt durch eine Begehung des Kleingewässerrandes, die der Wasserpflanzen mit Hilfe einer Wurfharke. Mit

dieser Methode wird die vollständige Erfassung aller Geäßpflanzen- und der Armleuchteralgenarten (Characeae) eines Kleingewässers angestrebt.

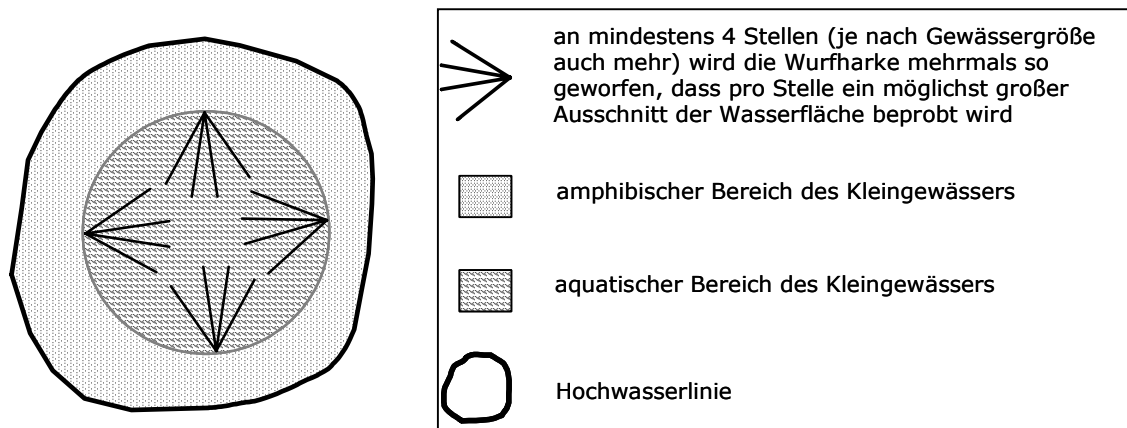


Abb. 1: Methode der Makrophyten-Beprobung an Kleingewässern

Um die Daten zum Makrophyten-Bestand der vorliegenden Untersuchung mit Literaturangaben vergleichen zu können, wurden folgende Angleichungen vorgenommen:

- **Makrophytenliste für Mecklenburg-Vorpommern:** Die Liste der Helo- und Hydrophyten (407 Arten) von Meyer (2003) wurde um die Arten aus der Gruppe der Characeen (nach Leske et al. o.J.) erweitert; somit umfaßt die Makrophytenliste 427 Helo- und Hydrophyten.
- **Vergleich des Arteninventars Soll versus See:** die in Leske et al. (o.J.) dokumentierten Arteninventare von Seen enthalten Hydrophyten, jedoch keine Amphiphyten und fast keine Helophyten. Daher wurde der Sölle-Datensatz entsprechend angepaßt. Für den Vergleich wurden Seen aus der näheren Umgebung zu den Untersuchungsgebieten (Rostock und Neukalen) ausgewählt.

Jedes der untersuchten Sölle wurde in eine von drei Störungsintensitäts-Klassen eingeordnet: Wald- und Wiesen-Sölle sowie Acker-Sölle mit Randstreifen wurde die niedrigste Störungsintensität (3), Ackersölle ohne Randstreifen und Weide-Sölle die mittlere Störungsintensität (2) und schließlich Sölle, die seit dem Jahr 2000 entschlammt wurden, die höchste Störungsintensität (1) zugeordnet.

Die Zuordnung in eine von drei Isolations-Klassen erfolgte mit Hilfe einer Karten-Analyse nach den Kriterien "Entfernung zum nächsten Soll" und "Zahl der Nachbar-Sölle". Zentral gelegene Sölle innerhalb einer Soll-Kette gehören der Klasse 1 an. Sölle, die eine Randlage in einer Soll-Kette einnehmen, gehören der Klasse 2 an. Völlig isolierte Sölle wurden in die Klasse 3 eingeordnet.

Ergebnisse

Anteil gemeinsamer Arten

Die Makrophytenliste für Mecklenburg-Vorpommern (Helo- und Hydrophyten) umfaßt 427 Arten (siehe Methoden). Von diesem Artenpool an Wasser- und Sumpfpflanzen treten 138 (32%) an den untersuchten Sölle auf.

Gibt es Sölle-typische Arten?

In der Frequenz-Analyse (Anzahl der Gewässer, in denen eine Art auftritt) sind *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Myriophyllum spicatum* die sechs häufigsten Arten der Seen. Dagegen sind die Arten *Lemna minor*, *Alisma plantago-aquatica*, *Lemna trisulca*, *Spirodela polyrhiza*, *Potamogeton natans* und *Ceratophyllum submersum* in Söllen diejenigen mit der höchsten Frequenz. Die Unterschiede im Arteninventar der Seen und der Sölle, die sich hier bereits andeuten, werden noch klarer, wenn die Arten betrachtet werden, die jeweils ausschließlich an einem der beiden Gewässertypen auftreten (Tabelle 1). In Seen treten 23 Arten auf, die an keinem der 59 Sölle gefunden wurden. Umgekehrt umfaßt die Gruppe der Arten, die ausschließlich an Söllen, nicht aber an Seen gefunden wurden, zwölf Arten. Für die 23 "Nur-See-Arten" sowie für die zwölf "Nur-Sölle-Arten" wurden die mittleren Zeigerwerte (Ellenberg et al.1992) sowie die Lebensformen und die Ausbreitungstypen (Bundesamt für Naturschutz o.J.) und deren jeweilige Anteile ermittelt (Tabelle 2). Hierbei wird in der Gruppe der "Nur-Sölle-Arten" ein relativ hoher Anteil einjähriger und ein relativ hoher Anteil epizoochorer Arten deutlich. Bei den "Nur-Seen-Arten" gibt es dagegen einen etwas erhöhten Anteil an Stickstoff-liebenden Arten auf als bei den "Nur-Sölle-Arten".

Tab. 1: Arten der Kleingewässer im Vergleich mit Arten der Seen. Arten der Spalte "Nur in Kleingewässern" wurden nur in Söllen aber nicht in Seen gefunden; die der Spalte "Nur in Seen" wurden nur in Seen, nicht aber in Kleingewässern gefunden.

| Nur in Kleingewässern (n=59) | Nur in Seen (Bützower See, Dolgener See, Großer Tessiner See, Hohen Sprenger See, Kummerower See bei Gravelotte, Malchiner See, Teterower See.) |
|--|--|
| <i>Acorus calamus</i> , <i>Callitriche palustris</i> , <i>Callitriche cophocarpa</i> , <i>Chara hispida</i> , <i>Hottonia palustris</i> , <i>Nitella flexilis</i> , <i>Potamogeton acutifolius</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Ranunculus aquatilis</i> , <i>Ranunculus peltatus</i> , <i>Riccia fluitans</i> , <i>Utricularia vulgaris</i> | <i>Alisma gramineum</i> , <i>Butomus umbellatus</i> , <i>Chara contraria</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Hippuris vulgaris</i> , <i>Lemna gibba</i> , <i>Lemna turionifera</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Myriophyllum verticillatum</i> , <i>Nuphar lutea</i> , <i>Pilularia globulifera</i> , <i>Potamogeton lucens</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>Potamogeton praelongus</i> , <i>Potamogeton trichoides</i> , <i>Potamogeton friesii</i> , <i>Potamogeton x nitens</i> , <i>Ranunculus lingua</i> , <i>Sagittaria sagittifolia</i> , <i>Utricularia minor</i> , <i>Veronica catenata</i> , <i>Zannichellia palustris</i> |

Einfluß von Flächengröße, Isolation und Störung auf die Artenzahl

Die untersuchten Sölle haben eine durchschnittlich Flächengröße von 0,35 ha und weisen eine mittlere Artenzahl von 5,1 (nur Hydrophyten) bzw. 17,3 (alle Makrophyten) auf. Die für den Vergleich ausgewählten Seen besitzen eine mittlere Hydrophytenzahl von 12,8 bei einer durchschnittlichen Flächengröße von 28 ha. Die Artenzahl eines Solls scheint weder erkennbar von der Flächengröße, noch von dem Grad seiner Isolation oder der Störungsintensität abzuhängen (Abbildung 2). Bei gemeinsamer Betrachtung von Kleingewässern und Seen (Abbildung 2.a) wird jedoch eine Zunahme der Artenzahl mit steigende Flächengröße deutlich.

Diskussion

Angeregt durch Scheffer & Van Geest (2006), die dem Faktor Isolation im Falle von Kleingewässern und Flachseen eine biodiversitätserhaltende und -steigernde Wirkung zusprechen, wurde die Bedeutung der Isolation auf die Makrophytenartenzahl am Beispiel von 59 Kleingewässern untersucht. So könnte zum Beispiel eine Isolation als Besiedlungs-Barriere für Neophyten oder für konkurrenzstarke Ubiquisten wirken und zu einer Erhöhung der Artenzahl bei isolierten gegenüber nicht isolierten Kleingewässern führen. Allerdings war innerhalb dieses Gewässertyps kein Zusam-

menhang zwischen dem Grad der Isolation und der Makrophyten-Artenzahl feststellbar. Dieses Ergebnis kann dahingehend verstanden werden, daß in bezug auf die Makrophyten die Sölle nicht isoliert sind oder sich eine eventuell vorhandene Isolation zumindest nicht in der Artenzahl wieder spiegelt.

Auch für den Faktor Flächengröße konnte kein Einfluß auf die Artenzahl der Sölle festgestellt werden (graue Punkt in Abbildung 2a). Interessant könnte eine Analyse einer größeren Anzahl von Stillgewässern unterschiedlicher Größe sein: bereits die gemeinsame Darstellung von 59 Kleingewässern und 15 Seen aus der näheren Umgebung von Rostock in Abbildung 2a läßt einen Zusammenhang dieser beiden Größen deutlich werden. Es kann erwartet werden, daß sich dieser Trend bei einer Erhöhung der Zahl der Meßpunkte bei gleichzeitiger Hinzunahme von sehr kleinen (unter 100 m²) und sehr großen Gewässern (über 1500 ha) deutlicher abzeichnen wird.

Die Theorie einer maximalen Artenzahl bei mittlerer Störungsintensität (Intermediate Disturbance Hypothesis nach Connell 1978) wurde für die Makrophyten an 59 Kleingewässern überprüft. Allerdings konnte keinerlei Zusammenhang zwischen der Artenzahl und der Intensität der Störung gefunden werden. Wahrscheinlich wirken sich andere Faktoren (Wasserdynamik, Nährstoffgehalte im Wasser, Sedimenteigenschaften, Beschattung durch Ufergehölze und andere) wesentlich stärker auf die Artenzahl der Kleingewässer aus und lassen einen möglichen Einfluß der Störung unerkant.

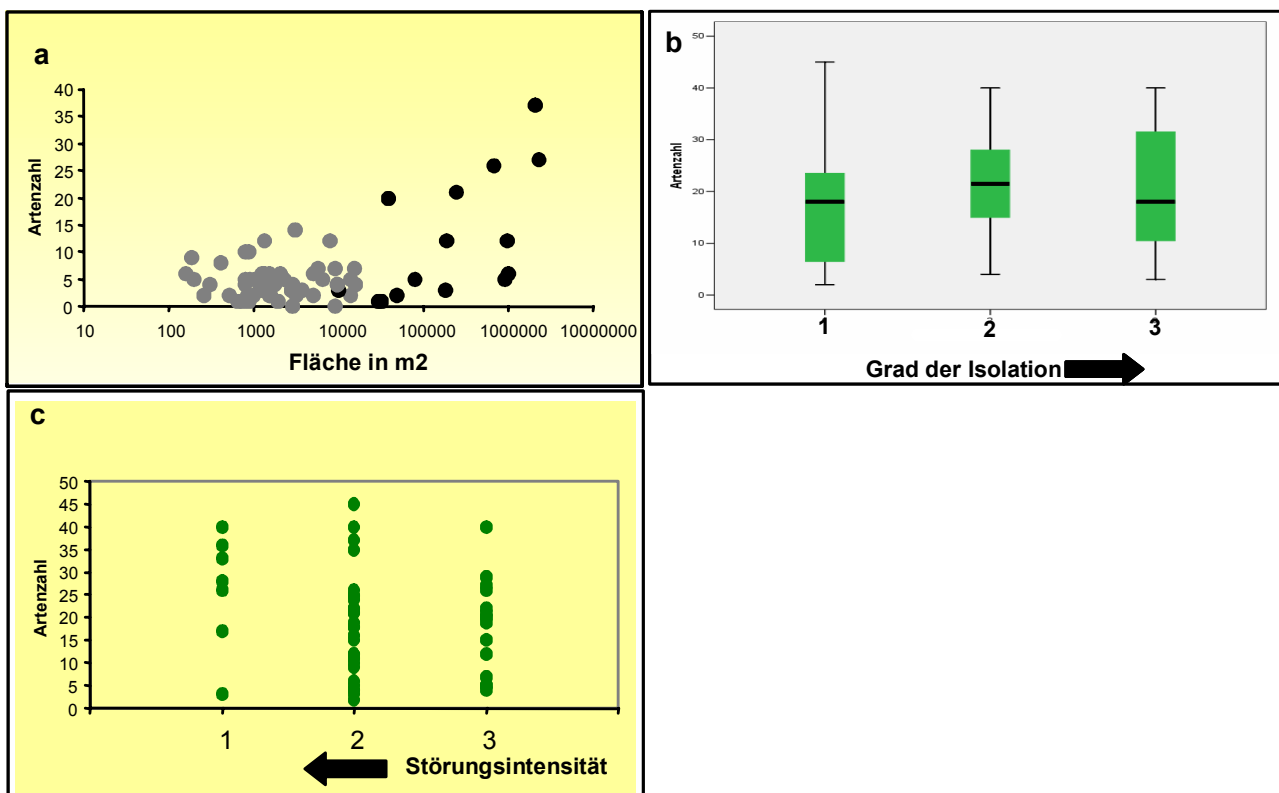


Abb. 2 a-c: Artenzahl in Abhängigkeit von der Flächengröße (a), dem Grad der Isolation (b) und der Intensität der Störung (c). Es bedeuten: **a)** graue Punkte: Sölle-Daten, schwarze Punkte: See-Daten; Hohen Sprenger See, Parumer See, Rühner See, Bützower See, Conventer See, Dolgener See, Krebssee bei Gülzow, Dudinghausener See, Duckwitzer See, Teufelssee bei Thelkow, Heiligensee, Papensee, Borgsee bei Liepen, Triensee, Schwarzer See; **c)** 3=niedrige, 2=mittlere und 1=hohe Störungsintensität.

Zusammenfassung

Sölle weisen im Vergleich zu Seen einen höheren Anteil an Therophyten und an epizoochor ausbreiteten Arten auf. Seen in der gleichen Region weisen einen höheren Anteil an Stickstoffliebenden Arten auf. Ein Zusammenhang zwischen der Makrophyten-Artenzahl der Sölle und den Parametern Flächengröße, Störungsintensität und Isolation konnte nicht gefunden werden. Zwölf Makrophyten-Arten haben offenbar einen Verbreitungsschwerpunkt in Kleingewässern.

Tab. 2: Vergleich der "Nur-Soll-Arten" mit den "Nur-See-Arten": Mittlere Ellenberg-Zeigerwerte, Anteile der Ausbreitungstypen und Lebensformen

| | Kleingewässer (n=59) | Seen (siehe Tab.1) |
|--|----------------------|--------------------|
| Ellenberg-Zeigerwerte (Mittelwerte) | | |
| Feuchtigkeit | 10,8 | 11,0 |
| Kontinentalität | 2,2 | 3,1 |
| Licht | 6,9 | 6,7 |
| Reaktion | 5,7 | 6,3 |
| Salz | 0,4 | 0,4 |
| Stickstoff | 4,8 | 5,5 |
| Temperatur | 4,6 | 5,0 |
| Ausbreitungstypen (in %) | | |
| anemochor | 2,9 | 6,3 |
| autochor | 17,1 | 22,9 |
| endozoochor | 2,9 | 4,2 |
| epizoochor | 34,3 | 27,1 |
| hemerochor | 0,0 | 2,1 |
| hydrochor | 42,9 | 37,5 |
| Lebensformen-Typen (in %) | | |
| Geophyt | 15,2 | 29,3 |
| Hemikryptophyt | 24,2 | 17,1 |
| Hydrophyt (Wasserpflanzen) | 36,4 | 48,8 |
| krautiger Chamaephyt | 3,0 | 0,0 |
| Therophyt | 21,2 | 4,9 |

Literatur

- Connell, J.H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (o.J.): floraweb. www.floraweb.de.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & D. Paulissen (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 2. verbesserte und erweiterte Auflage: 248 S.
- Kaletka, T. (2005): Abschätzung des Vorkommens von Söllen im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands aus Verdachtsbiotopen. DGL-2005 in Karlsruhe, Vortrag.
- Klafs, G. & Lippert, K. (2000): Landschaftselemente Mecklenburg-Vorpommerns im hundertjährigen Vergleich. Teil 1: Ackerkleinhohlformen. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 43 H 2: 58-65.
- Leske, S., Berg, C., Kabus, T. & Täuscher, L. (o.J.): Bibliographie "Submerse Makrophyten in Seen Mecklenburg-Vorpommerns".
- Meyer, N. (2003): Die Bedeutung von Helo- und Hydrophyten für Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung Westmecklenburgs (Bereich des StAUN Schwerin). *Botanischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern* 38: 87-106.
- Scheffer, M. & Van Geest, G.J. (2006): Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112(1): 227-231.
- Semlitsch, R.D. (2000). Size does matter: the value of small isolated wetlands. *National Wetlands Newsletter* January-February 2000: 5-6 & 13.

Konzepte zur Steuerung der Gewässerüberwachung nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unter Einsatz von Daten aus der Fernerkundung

Martin Kerner

Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft/SSC Strategic Science Consult GmbH, Uni Hamburg, Zeiseweg 9, 22765 Hamburg. e-mail: kerner@uni-hamburg.de

Keywords: Remote sensing, Gewässermanagement, Überwachung, ökologischer Zustand

Einleitung

Das Monitoring nach der WRRL ist eine Kombination aus immissionsseitiger Messung, Belastungsanalyse und Analogieschlüssen und meist wesentlich komplexer als das bisherige. Zusätzliche Komplexität wird erzeugt durch das Ziel der WRRL ein Gewässer in seinem ökologischen Zustand bzw. Potential zu verbessern. Dies bedeutet bei erfolgreichen Verbesserungsmaßnahmen, dass die Überwachung kurz bis mittelfristig an den veränderten Zustand (Potential) angepasst werden muß. Komplexität wird weiterhin dadurch erzeugt, dass die Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands/Potentials selber überwacht und in ihren Auswirkungen bewertet werden müssen. Dies bedingt in der Überwachung eine möglichst schnelle (in Ist-Zeit) und umfassende Erfassung und Auswertung von Parametern, die Trends im ökologischen Zustand/Potential frühzeitig abbilden.

Um diesen Anforderungen der WRRL nachzukommen, wird nicht nur eine Anpassung des Überwachungsprogramms, sondern in Zukunft auch der dazugehörigen Steuerung notwendig. Idealerweise müsste solch eine Anpassung auf drei Ebenen stattfinden:

Ebene 1: Parametrisierung und Erhebung der Parameter

Ebene 2: Auswertung/Interpretation der Monitoringergebnisse

Ebene 3: Umsetzung der Ergebnisse in Management-Entscheidungen

Im folgenden Beitrag werden zur Ebene 1 die Möglichkeiten einer Nutzung von Daten aus der Fernerkundung abgehandelt. Für die Ebene 2 wird dargestellt, wie der in der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebene Ansatz einer starken Formalisierung die Möglichkeit eröffnet, über eine Ist-Soll-Analyse das Monitoring laufend zu überprüfen und zu optimieren. Für die Umsetzung der Ergebnisse in Entscheidungen (Ebene 3) wird aufgezeigt, wie erfolgreiche Steuerungsinstrumente aus der Industrie (Balanced Score Card) für das Management der Gewässerüberwachung adaptiert werden können. Als Ergebnis wird ein Konzept für ein IT-gestütztes Steuerungssystem vorgestellt und gezeigt welcher Nutzen sich daraus für den Anwender ergibt.

Material und Methoden

Wasserrahmenrichtlinie

Der Zeitplan für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Abbildung 1) sieht ab 2006 vor, dass Bewirtschaftungspläne aufgestellt und Maßnahmenprogramme umgesetzt werden, um das Ziel eines guten ökologischen Zustands der Gewässer zu erreichen. Für die Überwachung des ökologischen Zustands der Gewässer wurden bis 2006 die bis dahin gültigen Monitoringprogramme umgestellt.

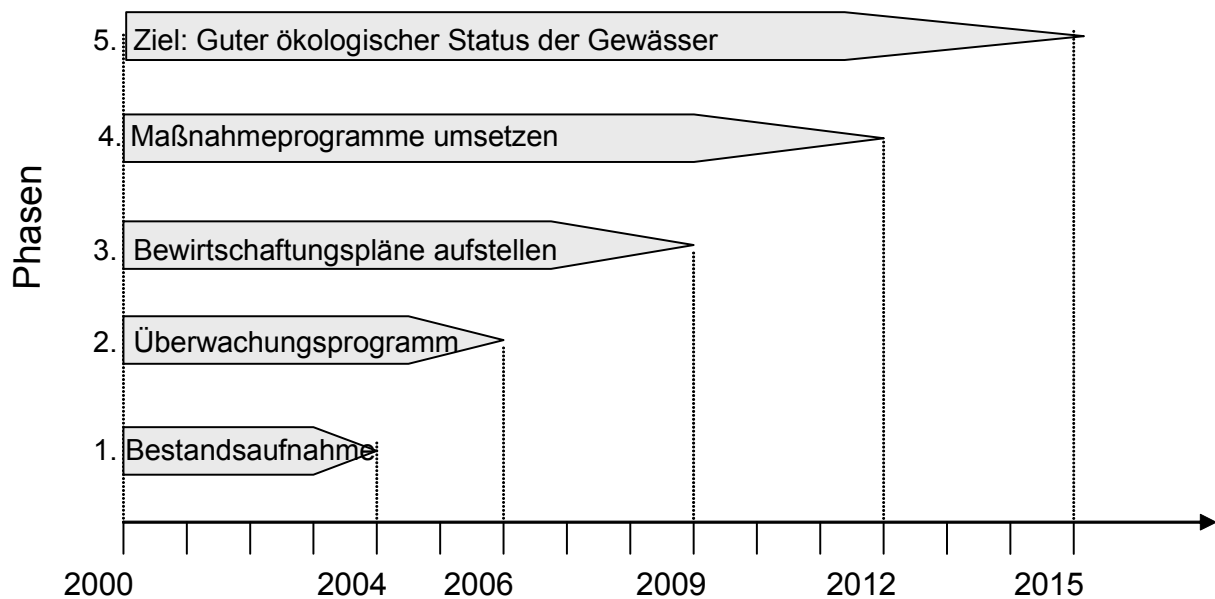


Abb. 1: Zeitplan für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Obwohl dieser Zeitplan einen kontinuierlichen Ablauf zur Zielerreichung suggeriert, muß davon ausgegangen werden, dass ein guter ökologischer Zustand nur über einen kontinuierlichen Anpassungsprozess erreicht werden kann, der den gesamten in der WRRL vorgegebenen Handlungsrahmen umfasst. Diese Anpassung besteht darin, dass über das Monitoring der Wasserqualitätsparameter eine Klassifizierung des ökologischen Zustands ermöglicht wird, woraufhin Maßnahmen zur Verbesserung dieses Zustands geplant und umgesetzt werden. Die Effizienz der Maßnahmen muß wiederum durch das Monitoring überprüft werden, woraufhin sich neue Anforderungen an weitere Maßnahmen ergeben. Da sich im Laufe dieses Prozesses der ökologische Zustand verbessern soll, ändern sich ggf. auch die Anforderungen an das Monitoring. Deshalb kann das einmal aufgesetzte Monitoring nicht einfach fortgeschrieben werden, sondern muß kontinuierlich überprüft und an die sich verändernden Bedingungen im Gewässer angepasst werden. Dies setzt sowohl Möglichkeiten zur Prüfung der Effizienz des Monitorings als auch eine hohe Flexibilität in der Organisation des Monitorings voraus. Dafür wird eine Datenbasis benötigt, die räumlich und zeitlich hoch aufgelöst Aussagen zu kurz bis mittelfristig auftretenden Veränderungen in der Wasserqualität ermöglichen. Solch eine Datenbasis kann mit vertretbarem Aufwand nur bedingt über in situ Messungen gewonnen werden, die deshalb um Daten aus der Fernerkundung (FE) erweitert werden sollten.

Ergebnisse und Diskussion

Wie aus Tabelle 1 zu ersehen, können eine Vielzahl von Wasserqualitätsparametern mittels Fernerkundung bestimmt werden, die nach der WRRL über in-situ Messungen zu bestimmen sind. Darüber hinaus bietet die Fernerkundung die Möglichkeit diese Parameter in einer räumlichen Auflösung zu erfassen, wie sie über in-situ Messungen kaum zu leisten ist.

Tab. 1: Zusammenstellung der möglichen Erfassung von Wasserqualitätsparametern mittels Fernerkundung

| Pelagial | | Litoral |
|--|--------------------------------------|---|
| Räumliche Auflösung (Meter bis Dekameter) | Räumliche Auflösung (=300 m) | Räumliche Auflösung (Meter bis Dekameter) |
| Chlorophyll a Konzentration = Phytoplankton Biomasse, PP | Pigmentzusammensetzung (Algenblüten) | Überflutungsgebiete und intertidale Topographie entlang exponierter Flächen |
| Trübung | SPM Konzentration | Benthische Struktur |
| Suspendiertes Material | Gelbstoff Konzentration | Neigung und Oberflächenrauheit der Sedimente |
| Secchi Tiefe | Oberflächentemperatur | Makrophyten Abundanz, Artenspektrum und Zellspannung |
| Wasserbedeckung | Salinität | |
| Morphologie | | |

Die räumliche Auflösung der Wasserqualitätsparameter über die Fernerkundung ist neben der Erfassung der Konzentration eine zusätzliche Information über den ökologischen Status eines Gewässers. Diese Information erschließt sich aber erst über einen Vergleich der Verteilungen in einem bestimmten Gewässer über lange Zeiträume. Für solch einen Vergleich kann in den meisten Fällen auf umfangreiche FE-Datenarchive zurückgegriffen werden. Folgt man diesem Ansatz ergibt sich aus der Fernerkundung eine von in-situ Messungen weitgehend unabhängige Datenbasis für die Typologisierung der Wasserkörper, die Bestimmung der Wasserqualität und die Identifikation sensibler Bereiche.

Um letztlich die über FE zu identifizierenden Veränderungen spezifischen Impacts oder Eingriffen ins Gewässersystem zuordnen zu können, ist es notwendig, vorab zu bestimmen, welche Kenngrößen diese Veränderungen herbeiführen können. Im Umkehrschluss sind die Kenngrößen dann die eigentlichen Indikatoren für Änderungen im Gewässersystem.

Tabelle 2. Schema für eine Auswertung von Daten aus der Fernerkundung über ein Indexsystem.

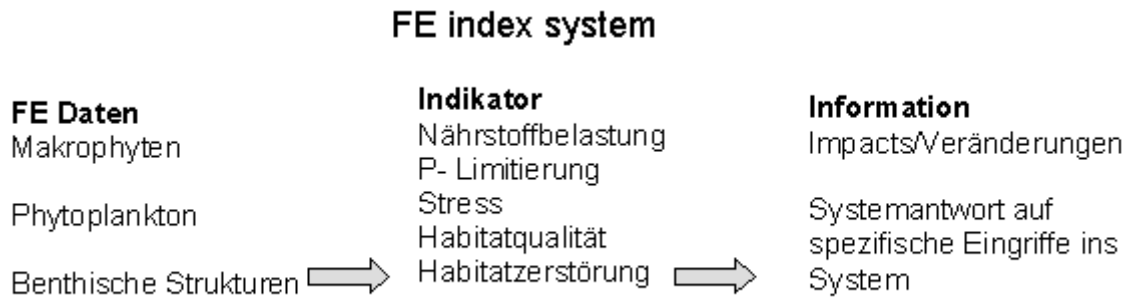
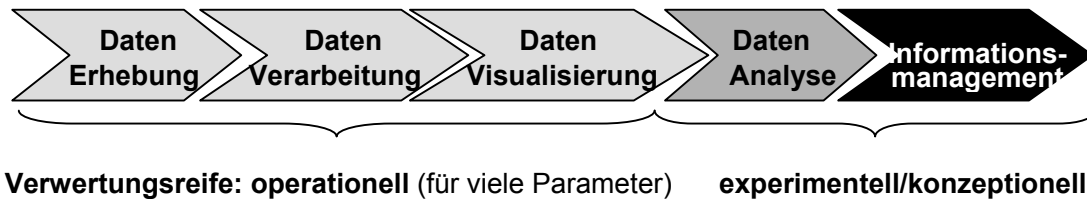


Tabelle 2 gibt ein Beispiel für ein Schema, wie FE Daten über ein Index System in Informationen zum Gewässerzustand überführt werden können. Darin werden zunächst nur einige wenige Parameter aufgeführt, die relativ eindeutig bestimmten Einflußgrößen (Indikatoren) zugeordnet werden können. Die Indikatoren für die mit FE darüber hinaus zu erfassenden Parameter (Tabelle 1) müssten für jedes Gewässer getrennt bestimmt und einer Veränderung im ökologischen Zustand zugeordnet werden.

Ein Index System eröffnet erstmals die Möglichkeit einer automatisierten Verarbeitung von FE-Daten entsprechend dem Fließschema in Abbildung 2. Wie daraus weiterhin zu ersehen, kann die IT-gestützte Verarbeitung so weiter geführt werden, dass am Ende Entscheidungshilfen zum Gewässermonitoring, der Gewässernutzung und dem Management gewonnen werden. Für solch eine Erweiterung in Bezug auf ein Gewässermanagement auf der Grundlage von FE Daten kann auf die methodischen Ansätze der Balanced Score Card zurückgegriffen werden:



Über ein sich daraus ergebens *Integriertes Informations- und Management Support System (IIMSS)* können zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Daten aus der Fernerkundung zusammen mit in-situ Messdaten prozessiert, visualisiert und speziell für die Aufgaben bei der Überwachung von Gewässern weiterverarbeitet werden. Überwachungsbehörden können sie so auf alle relevanten Informationen zum aktuellen Gewässerzustand, zum Verlauf des in-situ Monitoring und den Auswirkungen von Eingriffen zurückgreifen, deren Effizienz überprüfen und wenn nötig gegensteuern.

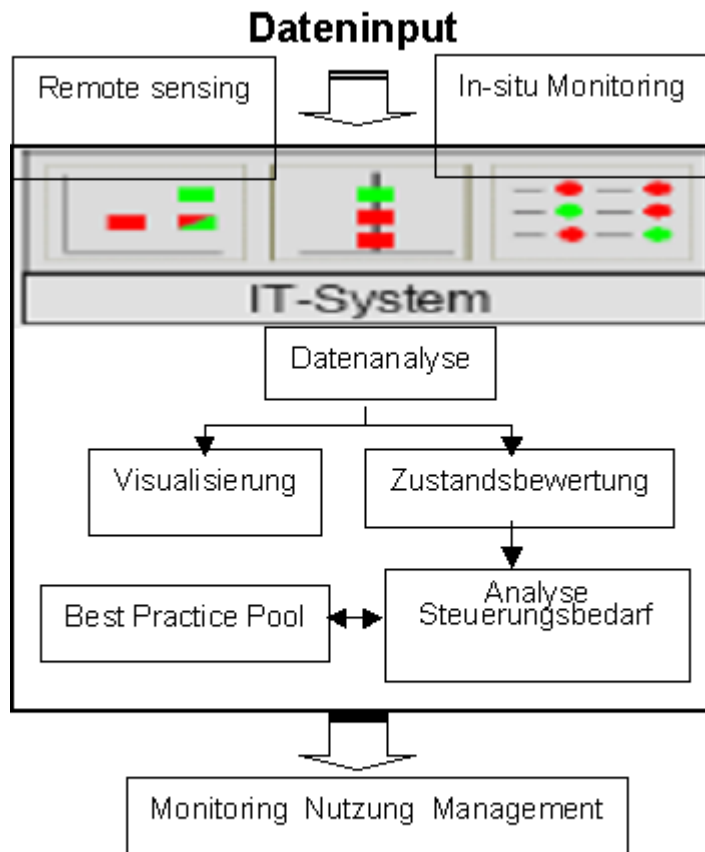


Abbildung 2. Fließschema zur automatisierten Verarbeitung von Daten aus der Fernerkundung für das Gewässermanagement

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Mit Hilfe eines IT-gestützten Integrierten Informations- und Management Support Systems (IIMSS) kann die Fernerkundung effizient für die Bewältigung der Aufgaben im WRRL genutzt werden. Die Vorteile solch eines IIMSS liegen in der:

- Reduktion der Komplexität von Umweltdaten für eine effiziente Programmsteuerung
- Verkürzung die Reaktionszeit des Managements
- Reduktion der Kosten für das operationelle Monitoring und Verbesserung seiner Qualität
- Möglichkeit zur öffentlichen/externen Kommunikation der Umweltdaten
- Ermöglicht Harmonisierung der Monitoringprogramme über Landesgrenzen hinweg

Molluskenfauna von Ackersöllen bei Neubrandenburg, Mecklenburg-Vorpommern

Julia Klossek¹

¹ Lessingstraße 29, 01796 Pirna + julia.klossek@gmx.de

Keywords: Sölle, Kleingewässer, Bioindikation, Gewässerfauna

Einleitung

Sölle sind besondere Kleingewässer, die nur auf dem Territorium der letzten Vereisung vorkommen (vgl. KLAFS et al., 1973 u.a.). Für Süßwassermollusken sind sie wichtige Lebensräume und gerade in intensiv genutzten Agrarlandschaften letzte Rückzugsgebiete.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, in einem ausgewählten Raum der intensiv genutzten Agrarlandschaft den Artbestand an Mollusken zu ermitteln und damit zunächst einen Beitrag zur faunistischen Erfassung zu leisten. Darüber hinaus sollte die Bedeutung der Kleingewässer als Restbiotope in der intensiv genutzten Agrarlandschaft herausgestellt werden und Managementziele und -maßnahmen entwickelt werden. Ein weiteres zentrales Thema war die Frage, inwieweit sich Kleingewässer über Mollusken charakterisieren lassen. Hier spielen die Eignung limnischer Mollusken zur Bioindikation und der Zusammenhang zwischen Artbestand und Zustand der Gewässer (Hydrochemie, Morphologie u.a.) eine Rolle.

Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse der Untersuchungen vorgestellt.

Material und Methoden

In einem ackerbaulich genutzten, welligen Grundmoränengebiet südlich von Neubrandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, wurde die Malakofauna von Söllen in den Jahren 2000 - 2001 qualitativ und semiquantitativ erfasst (DIN 38 410 Teil 1; Colling, 1992).

Die Gewässer wurden hinsichtlich morphologischer Ausprägung, Hydrochemie, Vegetation, Nutzung und Gefährdungen bzw. Beeinträchtigungen untersucht und klassifiziert (Tab.1).

Anhand eines selbst entwickelten Verfahrens wurde aus der Kombination biotischer und abiotischer Parameter (hydrochemische Werte, Vegetation, Gewässerfauna) die Trophie beurteilt. Das gängige LAWA-Verfahren für Standgewässer (LAWA, 1998) konnte nicht angewendet werden, da der zentrale Parameter Chlorophyll-a-Gehalt für den Gewässerzustand bei Kleingewässern untergeordnete Bedeutung hat.

Tab. 1: Gewässer-Steckbrief für jedes Gewässer mit Informationen zu Typus, Hydrochemie, Morphologie, Vegetation, Beeinträchtigungen, Mollusken- und Begleitfauna

| | | | | | | |
|--|---|---|-------------------------------|--|----------|-----------|
| Lage: ca. 200 m südlich von Zachow, direkt am Weg hinter der Hecke | | Typ: Ackerhohlform, offen | | Nr. 12 | | |
| TK 10: 0508 - 324 | | MTB: Zachow 2545/ 2 | | | | |
| Morphologie | | | | | | |
| H ü. NN | 72 m | | | | | |
| Größe | 0,17 ha | | | | | |
| Uferneigung | flach - mittel | | | | | |
| Ufersubstrat | sandiger Lehm | | | | | |
| max. Tiefe | 1 m | | | | | |
| Sediment | Lehmschlamm, mit Detritus durchsetzt | | | | | |
| Wasserführung | stetig+ geringe Schwankungen | | | | | |
| hydrochemische Angaben (Durchschnittswerte, ausführl. s. Tab. Wasser im Anhang) | | | | | | |
| WTemp.: 15,4°C | pH: 7,5 | Sauerstoff: 4,7 mg/l | EMS: 450µs | Phosphat: 0,2 mg/l | | |
| Nitrit: 0,04 mg/l | Nitrat: 10 mg/l | Amm.: 0,3 mg/l | Härte: 17 | Trophie: schwach eutroph- eutroph | | |
| Vegetation Wasserkörper | | | Vegetation Ufer | | | |
| dominante + auffällige Arten | Besonderheiten (RL; §) | dominante + auffällige Arten | Besonderheiten (RL; §) | | | |
| <i>Sparganium erectum</i> | | <i>Typhoides arundinacea</i> | <i>Carex vesicaria</i> | | | |
| <i>Lemna minor</i> | | <i>Juncus effusus</i> | | | | |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | | <i>Juncus inflexus</i> | | | | |
| <i>Ceratophyllum submersum</i> | | <i>Bidens cernua</i> , <i>B. tripartita</i> | | | | |
| <i>Polygonum amphibum</i> | | <i>Lythrum salicaria</i> | | | | |
| <i>Eleocharis palustris</i> | | <i>Lycopus europaeus</i> | | | | |
| <i>Glyceria fluitans</i> | | <i>Ranunculus sceleratus</i> | | | | |
| <i>Alopecurus geniculatus</i> | | <i>Epilobium palustre</i> | | | | |
| Malakofauna (Lebendfunde mit Angaben zur Häufigkeit (H); Schalenfunde = S) | | | | | | |
| Gastropoda | | H | RL | Bivalvia | H | RL |
| <i>Gyraulus crista</i> | | 2 | --- | | | |
| <i>Hippeutis complanatus</i> | | 3 | V (D) | | | |
| <i>Segmentina nitida</i> | | 4 | 3 (D) | --- | --- | --- |
| <i>Lymnaea stagnalis</i> | | 3 | --- | | | |
| <i>Planorbis planorbis</i> | | 3 | --- | | | |
| Weitere faunistische Beobachtungen | Invertebrata: <i>Erpobdella octoculata</i> , <i>Erpobdella testacea</i> , <i>Helobdella stagnalis</i> , <i>Theromycon tessulatum</i> , <i>Glossiphonia concolor</i> , <i>Hirudo officinalis</i> , <i>Succinea cf. putris</i> (S), <i>Nepa cinerea</i> , <i>Ilyocoris cimicoides</i> , <i>Hydrophilus caraboides</i> , <i>Plea litschii</i> | | | | | |
| S = Schalenfund | Vertebrata: <i>Triturus vulgaris</i> , <i>Rana arvalis</i> , <i>Hyla arborea</i> | | | | | |
| Angrenzende Biotope | Acker (S+O+N), Ruderalfläche im Übergang zu Hecke und Weg (W) | | | | | |
| Nutzung | Keine | | | | | |
| Beeinträchtigungen | sehr dichte Lemna-Decke; im O nahe herangepflügt, mächtige Schlammschicht | | | | | |
| Sonstiges | Lage in sanfter Senke | | | | | |

Ergebnisse

Von 32 Gewässern waren 26 durch Süßwassermollusken besiedelt, 24 davon rezent. Insgesamt wurden 21 Arten (17 Schnecken- [Gastropoda], 4 Muschel-Arten [Bivalvia]) nachgewiesen. Das entspricht fast 30 % des Artenbestandes von ganz Mecklenburg-Vorpommern (n = 75). Es traten v.a. Arten der Flachgewässer, Tümpel und Sümpfe auf, was dem Gewässertypus entsprach.

Als malakologische Besonderheit wurde die Enggewundene Tellerschnecke (*Anisus septemgyratus*) (Abb.1) nachgewiesen, eine kontinentale, wärmeliebende Art, die in Deutschland sehr selten ist. Ihre Verbreitung und Ökologie ist noch ungenügend bekannt. Insgesamt wurden 10 Arten der Roten Liste Deutschlands und eine Art der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommerns gefunden. Gerade diese seltenen Arten haben häufig spezifische Lebensraumsprüche, wie hohe Gewässerqualität, Pflanzenreichtum oder ein spezielles Wasserregime (vgl. Zettler/ Bless 2000/1980 bzw. Illies 1978).

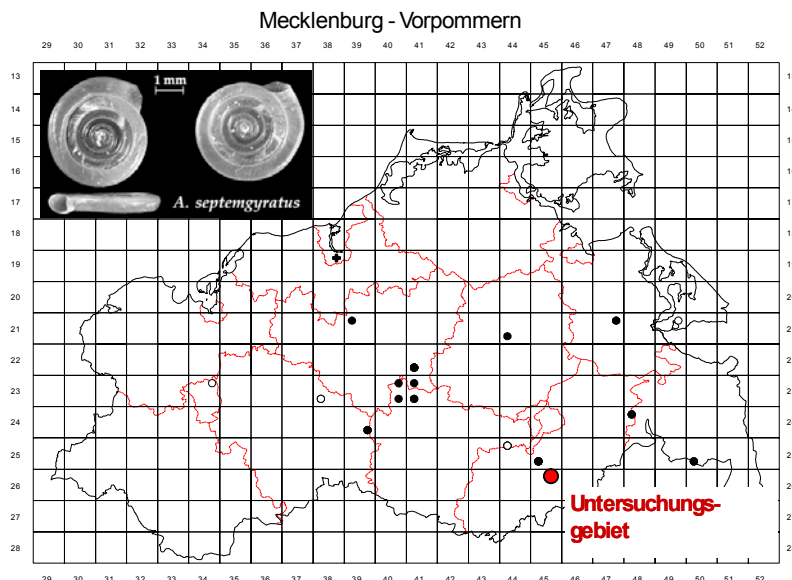


Abb. 1: Verbreitung der seltenen, wärmeliebenden Enggewundenen Tellerschnecke (*Anisus septemgyratus*) in Mecklenburg-Vorpommern mit Lage des Untersuchungsgebietes (Bildquellen: Verbreitungsatlas der Mollusken Mecklenburg-Vorpommerns; Glöer & Meier-Brook 1998)

Anthropogene Beeinträchtigungen (Landwirtschaft!!!) haben an allen Gewässern zu Veränderungen geführt, allerdings in unterschiedlicher Intensität. Die meisten Biotope befinden sich in einem eutrophen Zustand, sind stark verlandet (makrophytendominiert) und morphologisch verändert. Diese Bedingungen spiegeln sich im Molluskenvorkommen wider. Euryöke Arten dominieren, daneben treten Arten mit sehr speziellen Standortansprüchen auf. *Segmentina nitida* (Glänzende Tellerschnecke), eine deutschlandweit seltene Art pflanzenreicher, dauerhafter und nährstoffärmerer Stillgewässer, und *Planorbis planorbis* (Gemeine Tellerschnecke), eine sehr verbreitete und häufige Art, die zeitweiliges Trockenfallen gut erträgt, erreichten mit 92 % bzw. 71 % die höchsten Stetigkeiten (Abb.2).

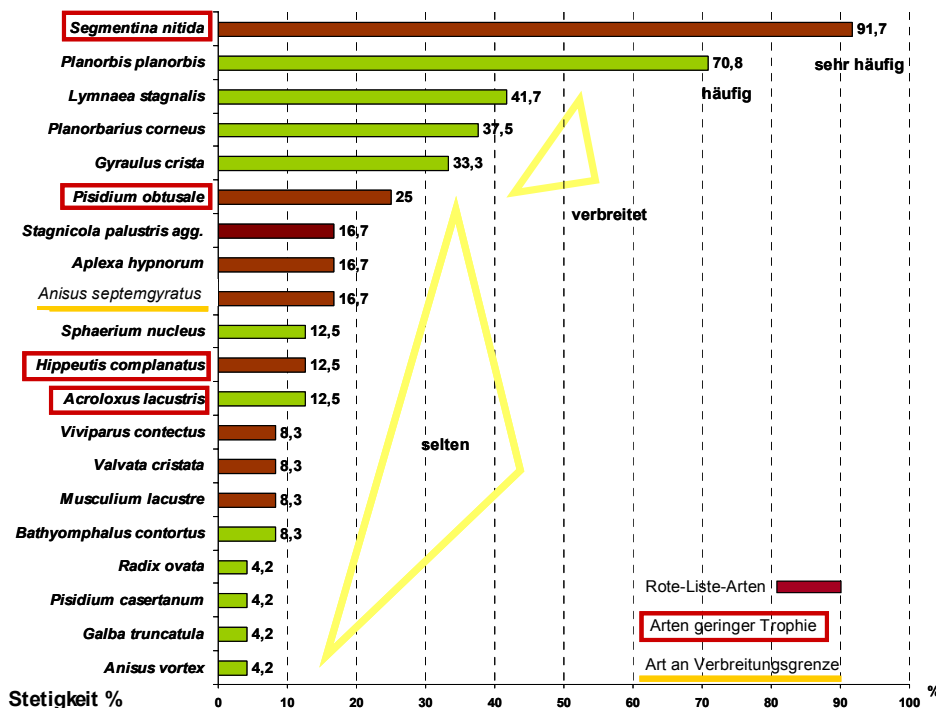


Abb. 2: Häufigkeit der Arten im Untersuchungsgebiet mit Angabe der Rote-Liste-Arten

Mittels statistischer Verfahren (Clusteranalyse) wurden die Gewässer in Gruppen ähnlichen Artenspektrums eingeteilt und Vergesellschaftungen analysiert (Abb.3). Die Bindung der Mollusken an Standortparameter wurde ermittelt und ihre Eignung als Bioindikatoren für Kleingewässer abgeleitet. Ihre teils engen Bindungen machen sie zu ausgezeichneten Umweltindikatoren.

Betrachtet man beispielsweise Gruppe 1 genauer, stellt man fest, dass der Grund für die Abtrennung dieser Gewässergruppe von den anderen Gewässern im gemeinsamen Vorkommen von zwei bestimmten Arten liegt. Das ist zum einen *Segmentina nitida*, die hier ihr stärkstes Vorkommen im Untersuchungsgebiet überhaupt besitzt; zum anderen ist es *Hippeutis complanatus*, die hier ihre einzigen Vorkommen im gesamten Gebiet hat. Wenige weitere Arten sind vergesellschaftet, aber von untergeordneter Bedeutung. Beide Arten indizieren eine geringen Trophiegrad und dauerhafte Wasserstände, wobei bei Vorhandensein von Restlöchern kurze Trockenphasen überlebt werden (kurzzeitig austrocknungstolerant). Durch Erfassung der abiotischen Parameter (s.o., Tab.1) wurden entsprechende Standortbedingungen für die Gewässer der Gruppe 1 bestätigt. Damit eignet sich die Artengruppe aus *Segmentina nitida* und *Hippeutis complanatus* sehr gut für den Nachweis entsprechender Standortbedingungen und damit die Identifizierung naturnaher Kleingewässer bzw. Sölle.

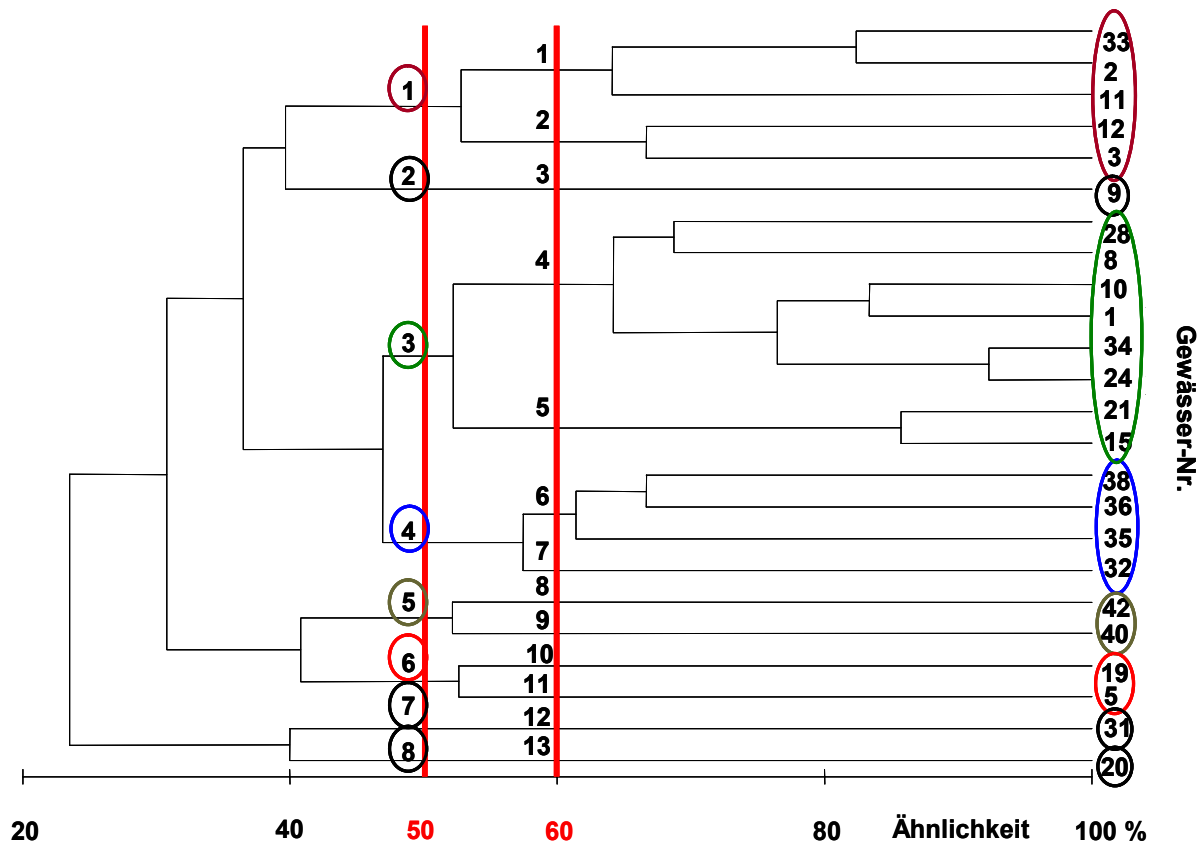


Abb.3: Gruppierung der Gewässer anhand der Molluskengemeinschaften. Dendrogramm der Clusteranalyse auf Grundlage des Bray-Curtis-Index (Clarke & Warwick, 1994)

Gerade naturnahe Kleingewässer werden aber immer seltener. Gefährdungen bestehen für die Mollusken daher insbesondere durch Lebensraumverlust infolge beschleunigter Verlandung aufgrund von Düngereinträgen oder aktiver Verfüllung der Gewässer durch Landnutzer u.a. Das macht Gegenmaßnahmen erforderlich, die diese wichtigen Lebensräume erhalten. Nicht nur für Mollusken, sondern für die gesamte Biodiversität in Ackerlandschaften ist dies von enormer Bedeutung.

Ihre eingeschränkte Mobilität erschwert den Mollusken die Besiedlung der Gewässer. Meist erfolgt ein Passiv-Transport des Laiches durch Wasservögel u.ä., wodurch sie neue Gewässer erreichen. Besiedeln sie ein Gewässer, sind sie auf kontinuierliche Bedingungen angewiesen, da eine spontane Abwanderung bei Umweltveränderungen nicht möglich ist.

Der Fortbestand der Population eines bestimmten Raumes hängt somit eng mit den spezifischen Ausbreitungsmethoden der Wassermollusken zusammen. Sind in engem Abstand geeignete Lebensräume (hier Sölle, Sümpfe, sonstige stehende (Klein-)gewässer) vorhanden, bestehen gute Voraussetzungen.

Die (Wieder-) Besiedlung von Gewässern durch aquatische Mollusken erfolgt allerdings sehr langsam und dann meist nur durch euryöke Allerweltsarten (Fechter & Falkner, 1990 u.a.). Quintessenz ist deshalb der absolute Schutz naturnaher Kleingewässer und ihrer spezifischen Molluskengemeinschaften.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Malakofauna von Söllen in einem ackerbaulich genutzten, welligen Grundmoränengebiet südlich von Neubrandenburg wurde qualitativ und semiquantitativ erfasst. Die Gewässer wurden hinsichtlich morphologischer Ausprägung, Hydrochemie, Vegetation, Nutzung und Gefährdungen bzw. Beeinträchtigungen untersucht und klassifiziert.

Von den untersuchten 32 Gewässern waren 26 von Süßwassermollusken besiedelt, 24 davon rezent. Insgesamt wurden 21 Arten (17 Schnecken- [Gastropoda], 4 Muschel-Arten [Bivalvia]) nachgewiesen, was 28 % des Artenbestandes Mecklenburg-Vorpommerns (n = 75) entspricht. Es traten v. a. Arten der Flachgewässer, Tümpel und Sümpfe auf. Als malakologische Besonderheit wurde *Anisus septemgyratus* nachgewiesen, eine kontinentale, wärmeliebende Art, die in Deutschland sehr selten ist. Insgesamt wurden 10 Rote-Liste-Arten gefunden (RL Deutschland: 10, RL Mecklenburg-Vorpommern: 1).

Anthropogene Beeinträchtigungen haben an allen Gewässern zu Veränderungen geführt, allerdings in unterschiedlicher Intensität. Die meisten Biotope befinden sich in einem mehr oder weniger eutrophen Zustand, sind stark verlandet und morphologisch verändert. Diese Beeinträchtigungen spiegeln sich auch im Molluskenvorkommen wider; so dominieren v. a. euryöke Arten. *Segmentina nitida*, eine Art pflanzenreicher, dauerhafter Stillgewässer, und *Planorbis planorbis*, die zeitweiliges Trockenfallen gut erträgt, erreichten mit 92 % bzw. 71 % die höchsten Stetigkeiten.

Die Molluskengemeinschaften wurden mittels statistischer Verfahren (Clusteranalyse) in Gruppen ähnlichen Artenspektrums eingeteilt, Vergesellschaftungen analysiert sowie die Bindung von Mollusken an Standortparameter ermittelt und daraus ihre Eignung zur Bioindikation abgeleitet.

Gefährdungsfaktoren der Süßwassermollusken werden aufgeführt und Gegenmaßnahmen zu ihrem Schutz, zur Pflege und Entwicklung ihrer Lebensräume abgeleitet. Der Zusammenhang von Dispersionsfähigkeit der Mollusken und einem funktionierenden Biotopverbund wird diskutiert.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit an der FH Neubrandenburg.

Ich möchte mich an dieser Stelle bei Prof. Dr. M. Grünwald und Dipl.-Biol. B. Zander - beide Neubrandenburg, U. Jueg - Ludwigslust und Peter Glöer - Hetlingen, sowie Dr. M. Zettler - Rostock für die vielfältige Unterstützung bedanken.

Literatur

- BLESS, R. (1980): Bestandsentwicklungen der Mollusken-Fauna heimischer Binnengewässer und ihre Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. Wiesbaden, Biologie-Verlag
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK (1994): Change in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation. Plymouth Marine Laboratory.
- COLLING, M. (1992): Muscheln und Schnecken - Einführung in die Untersuchungsmethodik. In: Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Trautner. Weikersheim: 111-118.
- FECHTER, R. & G. FALKNER (1990): Weichtiere. Europäische Meeres- und Binnenmollusken. München, Mosaik-Verlag.
- GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (1998): Süßwassermollusken - Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Hamburg.
- KLAFS, G.; JESCHKE, L. & H. SCHMIDT (1973): Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. In: Archiv Naturschutz u. Landschaftsforschung 13 (4): 287-302.
- LAWA (Hrsg.) (1998): Vorläufige Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Berlin, Kulturbuch-Verlag.
- ZETTLER, M. (2000): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in M-V über die Malakofauna als Indikatororganismen. In: Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern (35): 3-63.

Kann ein Flachlandfluss Bistabilität aufweisen? Was ist anders als beim See?

Hans-Peter Kozerski & Jan Köhler

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 12586 Berlin, Müggelseedamm 301,
kozerski@igb-berlin.de; koehler@igb-berlin.de

Keywords: River, shallow lake, bistability, makrophytes, algae, nutrients, model

Einleitung

Es ist aus theoretischer Sicht von großem Interesse und für die Praxis sehr wichtig, die Stabilitätseigenschaften der Ökosysteme zu kennen, zu wissen auf welche äußeren Belastungen sie reagieren, wie schnell oder verzögert Reaktionen verlaufen und welche Barrieren durch Restaurierungsmaßnahmen überwunden werden müssen, um einen gewünschten Systemzustand zu erreichen.

Ein klassisches Beispiel für ein bistabiles System ist der flache See (Scheffer 1998). Er verfügt im Klarwasserzustand über große Flächen mit Makrophyten (MP), die in der Lage sind, Algen und andere Trübstoffe zurückzuhalten und sich somit ihre essentiellen Lebensbedingungen in Form eines ausreichenden Lichtgenusses zu sichern. Befindet sich das gesamte Ökosystem in diesem stabilen Zustand, dann bedarf es einer sehr starken Erhöhung der Nährstoffkonzentration im Gewässer, um durch Algenwachstum das Lichtangebot so zu verschlechtern, dass es zu einem Absterben der MP auf dem Gewässergrund kommt. Die Algen gewinnen dann die Konkurrenz und das System geht sprunghaft in den trüben algendominierten Zustand über. Im Gewässer verbleiben dann Restbestände submerser MP nur noch an den flachen Rändern. Auch dieser Zustand ist wiederum sehr stabil, denn ohne ausreichend Licht haben die MP keine Potenz, den Konkurrenzkampf aus eigener Kraft für sich zu entscheiden. Es bedarf einer von außen kommenden Senkung der Nährstoffkonzentration, die Algen so stark zu schwächen, dass die MP wieder konkurrenzfähig werden und ein Sprung in den ursprünglichen Zustand erfolgt.

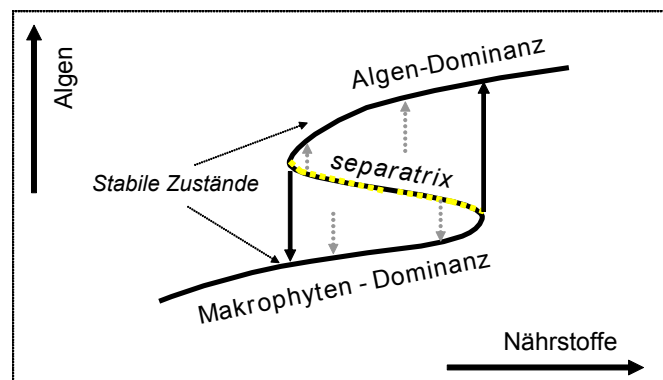


Abb. 1:
Hysterese – Kurve für die Abhängigkeit der Algenkonzentration von den Nährstoffen (Scheffer 1998)

Die Algenkonzentration beschreibt in ihrer Abhängigkeit von der Nährstoffkonzentration eine Hysterese-Kurve, ein wichtiges Merkmal für das Vorhandensein von Bistabilität.

Die nun zu beantwortende Frage lautet: „Kann nicht nur ein flacher See, sondern auch ein Fließgewässer-Ökosystem (wie z.B. die im Flachland fließende Spree) eine derartige Bistabilität aufweisen?“

Modellentwicklung

Um die dynamischen Eigenschaften solcher Systeme untersuchen zu können, wurde ein einfaches mathematisches Modell erstellt. Es trägt konzeptionellen Charakter und verzichtet bewusst auf alle nicht unbedingt notwendigen Details und Abhängigkeiten. Das Modell betrachtet das (sich beim Fluss stromab bewegende) Pelagial und das (ortsfeste) Benthos, wobei beide Teilsysteme nur durch die Primärproduzenten Algen bzw. MP repräsentiert werden. Die Verbindung zwischen beiden Teilsystemen erfolgt über die von den Algen hervorgerufene Extinktion bzw. durch die von den MP verursachten Algenverluste.

Die Bilanz der Algen berücksichtigt einen Nährstoff abhängigen Produktionsterm, die Mortalität und den von der MP-Besiedlung abhängigen Verlust. Von allen anderen Prozessen und weiteren Kompartimenten des pelagischen Ökosystems wird angenommen, dass sie eine nur untergeordnete, d.h. für das hier zu untersuchende Systemverhalten nicht wesentliche Rolle spielen. Bei den Nährstoffen wird eine Konstanz über den jeweils betrachteten Zeitraum vorausgesetzt. Auch Tages- und Jahresgänge bei Licht, Temperatur und anderen Einflussfaktoren werden nicht betrachtet. Das Modell lautet (Tabelle 1 gibt die Bezeichnung der verwendeten Größen an):

$$\text{Algen:} \quad dA/dt = k_p * N/(N + N_{50}) * A - k_m * A^{\text{expm}} - k_v * A * M \quad (1)$$

Die Geschwindigkeitskonstante k_v charakterisiert eine ganze Reihe von Prozessen, die als Verluste für die Algen wirksam werden, wie z.B. die Anhäufung und Aktivität von Zooplankton, das sich in den MP-Beständen konzentriert. Insbesondere im fließenden Wasser können das auch Rückhaltprozesse für die suspendierten Partikel sein, die sich direkt auf den Pflanzenoberflächen abspielen oder aus der Strömungsberuhigung resultieren, die von den MP ausgeht. Angenommen worden ist vereinfachend, dass diese Verluste linear mit der Konzentration der Algen und der MP-Dichte zunehmen.

Für die Mortalität wurde ein stetiger Prozess formuliert, der wie bei Scheffer (1998) überproportional ($\text{expm} > 1$) von der Konzentration lebender Algen abhängt. Dies ist notwendig, um das Wachstum der Algenpopulation nach oben hin zu begrenzen, denn das Modellsystem enthält keine Ressource, die sich bei starker Algenentwicklung erschöpfen könnte. Für die Extinktion wurde angenommen, dass sie der Algenkonzentration proportional ist.

$$\text{Extinktion:} \quad E = eA * A \quad (2)$$

Für E und M werden vereinfachend normierte Werte verwendet.

Aus diesen beiden Gleichungen kann man die Gleichgewichts-Extinktion in Abhängigkeit von N und M bestimmen, in dem man $dA/dt = 0$ setzt. Es ergibt sich dann:

$$E_{\infty} = eA * [(k_p * N/(N+N_{50}) - k_v * M) / k_m]^{1/(\text{expm} - 1)} \quad (3)$$

Als Benthalmmodell benutzen wir in Anlehnung an Scheffer (1998) eine Bestimmungsgleichung für die Besiedlungsdichte der MP ($M(E)$), die sich unter den gegebenen Trübungsbedingungen in dem betrachteten Gewässer bilden kann, wenn die dafür zur Verfügung stehende Zeit lang genug ist. Die Größe $M(E)$ (als energiebeladene Masse je m^2) kann auch als Wachstumspotenz unter den gegebenen Bedingungen verstanden werden. Die von Scheffer als Hill-Kinetik formulierte Funktion wird im weiteren nur durch zwei parallele Geraden und eine Verbindungsgerade definiert:

$$\begin{aligned} \text{Makrophyten:} \quad &= M_m && \text{für } E \leq E_m \\ &M(E) = M_m - (M_m - M_a)/(E_a - E_m) * (E - E_m) && \text{für } E_m < E < E_a \\ &= M_a && \text{für } E \geq E_a \end{aligned} \quad (4)$$

Im dynamischen Modell verwenden wir diese Wachstumspotenz, um die Intensität der MP-Nettoproduktion zu modellieren. Die Nettoproduktion sei um so stärker je größer die Differenz zwischen dieser Potenz und der bereits bestehenden MP-Dichte ist:

$$\text{MP- Nettoproduktion: } \quad \text{netto} = p * (M(E) - M) * M \quad \text{für } t_f < t < t_h \quad (5)$$

Dieser Bilanzposten kann im Fall einer zu geringen Potenz ($M(E) < M$) auch negative Werte annehmen, d.h. die Respiration kann größer als die Brutto-Primärproduktion sein.

Nettoproduktion findet nur in der Vegetationsperiode statt, die als Zeit zwischen dem Frühjahrsbeginn t_f und dem Beginn des Herbstes t_h definiert ist. In der Herbst-Winter-Periode sterben die MP bis auf einen Restbestand ab, der mit M_r bezeichnet wird.

Die Überwinterung von MP wird dadurch beschrieben, dass die am Ende der Vegetationsperiode vorhandene MP-Energie zu einem Teil \bar{u} in die im Sediment befindlichen Überwinterungselemente der MP eingelagert wird, um im folgenden Frühjahr in Form des Frühjahrsaustriebs FAT wieder als Biomasse in Erscheinung zu treten. Für FAT wird von einem zeitlich konstanten Zuwachs an MP zwischen dem Frühjahrsanfang t_f und dem Sommeranfang t_s ausgegangen. Die täglich aus den Überwinterungseinheiten reaktivierte Vorjahresenergie ergibt sich aus der Energiemenge am Ende der vorangegangenen Vegetationsperiode M_v , dem Restbestand M_r , dem Überwinterungsanteil \bar{u} sowie der Länge der o.g. Frühjahrsperiode:

$$\text{FAT} = \bar{u} * (M_v - M_r) / (t_s - t_f) \quad \text{für } t_f \leq t \leq t_s \quad (6)$$

Für den Herbst und Winter wird angenommen, dass die im Gewässer verbleibende Rest-MP-Biomasse konstant ist und den Wert $M = M_r$ besitzt.

Damit ergibt sich das dynamische MP-Modell zu:

$$\begin{aligned} M &= M_r && \text{für } 0 < t < t_f \\ M &= M_r + \int_{t_f}^t (\text{FAT} + \text{netto}) dt && \text{für } t_f \leq t \leq t_h \\ M &= M_r && \text{für } t_h < t < t_f \end{aligned} \quad (8)$$

Die Simulationen wurden in einer Excel-Tabelle vorgenommen. Jede Zeile entsprach einem Zeitschritt der schnellwüchsigen Algen bzw. beim Fluss einem Abschnitt von 50 m Länge. Kombiniert mit einer Fließgeschwindigkeit von 0,6 m/s ergab sich ein Zeitschritt von 83 Sekunden. Die Dynamik der langsamwüchsigen MP wurde mit einem Zeitschritt von einem Tag simuliert. Mit Hilfe von Makros wurde der Tageswechsel realisiert. Um unmittelbare Vergleiche und eine Kopplung von See und Fluss zu ermöglichen, wurde beim See ebenfalls 9,26 Stunden lang simuliert, wie sie sich beim Fluss für eine 20 km lange Strecke ergeben. Es wurde angenommen, dass sich die Gewinne der Algen in der übrigen Zeit des Tages und ihre Verluste in der Nacht die Waage halten.

Während beim Fluss jeder Abschnitt seine spezifische Algenkonzentration, Extinktion und MP-Besiedlung besitzt, werden beim See räumliche Differenzen nicht berücksichtigt, denn es kann davon ausgegangen werden, dass sich erstens in einem flachen See zeitweise unterschiedliche Wasserkörper miteinander vermischen und zweitens, dass durch die Bewegung im See die Algen in jedem Wasserkörper ähnlichen MP-Wirkungen ausgesetzt sind.

Die Modell-Parameter

Spezielle Untersuchungen zum Einfluss der Größe der einzelnen Parameter zeigten, dass hier sinnvolle Größen verwendet wurden, die nicht zu extremen Verhaltensweisen des Modells führen. Ähnlich große Werte führen zu sehr ähnlichen Ergebnissen.

| Symbol | Einheit | Bezeichnung | Wert | Begründung |
|----------------|---------------------|--|---|--|
| A | gTM/ m ³ | Algenbiomasse-Konzentration | variabel | |
| Ao | gTM/ m ³ | Algen-Anfangswert | 2 ... 10 | häufige Messwerte aus Spree |
| delta t | s | Zeitschritt | | delta t = delta x / V |
| delta x | m | Segmentlänge | 50 | sinnvoll gewählt bzgl. Rechenzeit und Diskretisierungsfehler |
| E | normiert | Extinktion | variabel | |
| Ea | | Grenzwert von E oberhalb dessen nur eine minimale Dichte von MP wächst | 0,5 | sinnvoll gewählt (Ausnutzung des Normierungsbereiches) |
| Em | normiert | Grenzwert von E unterhalb dessen das Licht nicht die MP limitiert | 0,3 | sinnvoll gewählt (Ermöglichung eines Sprungsverhaltens) |
| E _∞ | normiert | Extinktion zur Zeit unendlich | Dieser Gleichgewichtswert ist abhängig von N und M sowie von den Parametern eA, kp, km, kv, expm, N50 | |
| eA | normiert | Konstante für das Verhältnis E / A | 0,08 | sinnvoll gewählt |
| expm | | Exponent der Mortalitätsfunktion der Algen | 1,3 | Gewählt zwischen 1 und 1,5 , um eine sinnvolle Algendynamik zu erhalten. Ein Wert von expm = 1,0 ist zu klein und begrenzt das Algenwachstum nicht. Ein Wert expm = 1,5 ist zu groß und ergibt ein unsinniges Verhalten, weil negative Bilanzen zu positiven Wachstumstermen quadriert werden. |
| FAT | normiert | Frühjahrsaustriebsrate der MP | variabel | |
| km | d ⁻¹ | Mortalitätskoeffizient | 0,4 | Im Zusammenhang mit kp und kv gewählt, um sinnvolle Algendynamik zu erhalten. Das System soll in der Lage sein, A um 50% innerhalb eines Tages zu reduzieren ! |
| kp | d ⁻¹ | Produktionskoeff. | 1,0 | Im Zusammenhang mit km und kv gewählt, um sinnvolle Algendynamik zu erhalten. |
| kv | d ⁻¹ | Verlustkoeffizient | 0,32 | Sinkverluste algenbürtiger Schwebstoffe bei M = 1 und einer Wassertiefe von 1 m |

| Symbol | Einheit | Bezeichnung | Wert | Begründung |
|--------|-------------------|---|---------------|--|
| M | normiert | Makroptendichte (Energimenge /m ²) | variabel | |
| Ma | normiert | minimale MP-Dichte | 0,1 | sinnvoll gewählt (Ausnutzung des Normierungsbereiches) |
| Mm | normiert | maximale MP-Dichte | 0,9 | (Ausnutzung des Normierungsbereiches) |
| Mr | normiert | Rest-Menge vom MP | 0,1 | (Ausnutzung des Normierungsbereiches) |
| Mv | normiert | Vorjahres-Dichte der MP an dem jeweili- gen Ort | variabel | ergibt sich aus dem Verlauf von M im Vorjahr. |
| N | mg/m ³ | Nährstoffkonzentra- tion | 10 .. 1000 | frei gewählt |
| N50 | mg/m ³ | Halbsättigungswert | 20 | mögliche Größe für Algen bei P-Limitation |
| netto | normiert | Nettoproduktion der MP | variabel | |
| p | normiert | Nettoproduktions- koeffizient der MP | 0,05 | sinnvoll gewählt, um allmähliches MP- Wachstum zu erhalten |
| t | d | Zeit | variabel | |
| tf | Tag | Tag des Frühjahrsbe- ginnns | 100 | Beobachtung, dass erst Anfang April die MP in der Spree wachsen |
| th | Tag | Ende der Vegetati- onsperiode | 240 | Ab September geht die MP-Biomasse stark zurück. |
| ts | Tag | Tag des Sommerbe- ginnns | 150 | Ende Mai sind die MP in der Spree fast überall vorhanden |
| ü | ohne | Überwinterungsanteil der MP-Energie | 0,7 | grob geschätzt |

Ergebnisse

Simulationsergebnisse für den Flachsee

Wir beginnen die Simulation Anfang April mit dem Winterbestand an MP von $M = 0,1$ (alle Wert von M und E sind auf Referenzwerte normiert und bewegen sich i.w. zwischen 0 und 1). Der See habe eine konstante Nährstoffkonzentration von $N = 70$. War in Vorjahr eine nur minimale MP-Besiedlung von $M_v = 0,1$ vorhanden, dann stellt sich ein Gleichgewichtsniveau der Extinktion von $E = 0,64$ ein. Da es weder Frühjahrsaustrieb noch Nettoproduktion bei den MP (weil $E > E_a = 0,5$) gibt, ändert sich daran während des Jahres nichts (Abb. 2) und der Algen dominierte Zustand bleibt bestehen. War im Vorjahr dagegen eine maximale Vorjahresbesiedlung $M_v = 0,9$ vorhanden, dann nimmt die MP-Dichte nach dem Tag 100 durch den Frühjahrsaustrieb zu und bewirkt eine Reduzierung von E (Abb. 2).

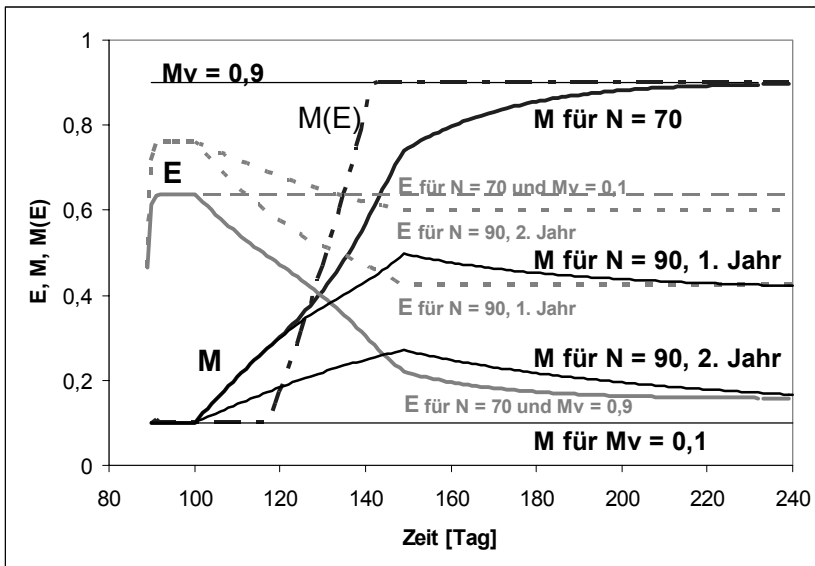


Abb. 2:
Zeitlicher Verlauf von Extinktion (E) und Makrophyten (M) in einem See bei zwei verschiedenen Nährstoffkonzentrationen (N) und Ausgangsbedingungen M_v im 1. und 2. Jahr

vor dem Ende der Vegetationsperiode erreicht. Im darauf folgenden Jahr wiederholt sich dieser Jahreszyklus. Das System verbleibt daher im stabilen MP-dominierten Klarwasserzustand.

Wenn aber die Nährstoffkonzentration im See auf $N = 90$ erhöht wird, ändert sich der Zustand des Systems grundlegend (Abb.2). Das Wachstum der Algen ist dann so stark, dass sich eine nennenswerte Potenz $M(E)$ erst zu einem sehr späten Zeitpunkt ergibt. Anstelle von positivem Nettowachstum tritt daher längere Zeit negatives Wachstum (d.h. überwiegende Respiration) auf und die Zeit positiven Wachstums reicht nicht aus, den Vorjahresbestand an MP zu reproduzieren. Die MP nehmen in den Folgejahren weiter ab. Ist die Besiedlung erst einmal minimal ($M_v = 0,1$), dann kann auch eine Wiederabsenkung der Nährstoffkonzentration auf $N = 70$ keine Rückkehr aus dem Algen- in den MP dominierten Zustand mehr bewirken.

N muss bis auf $N = 52,7$ verringert werden, um einen Hysterese-Rücksprung zum Klarwasserzustand zu erreichen. Dieser Wert für N lässt sich aus den Gleichgewichtsbedingungen ableiten. Bei dem vorher betrachteten Sprung zur Algendominanz führen die Gleichgewichtsbetrachtungen (bisherige Theorie) aber zu einem Fehler, denn diese sagen den Sprung erst bei $N = 150,5$ voraus und nicht bei $N = 90$. Zurückzuführen ist diese Abweichung darauf, dass in Wirklichkeit nicht unendlich lange Kontaktzeiten zwischen Algen und MP (wie für die Einstellung eines Gleichgewichtes vorausgesetzt), sondern nur die reale Vegetationsperiode von wenigen Monaten für die Füllung der Energiespeicher zur Verfügung steht.

Wichtig aber ist, dass zwei stabile Zustände auftreten. Die Kriterien für die Bistabilität werden somit von diesem einfachen System erfüllt. Entscheidend für den Systemzustand sind hier die Nährstoffkonzentration und die Vorjahres-MP-Besiedlung, die in Form der Überwinterungseinheiten sozusagen das Gedächtnis des Systems darstellt. Von den gebildeten Mengen an Energie und Stoffen muss sich eine konkurrenzfähige Quantität in das neue Jahr hinüberretten, um sich gegenüber dem im Frühjahr noch weitestgehend ungebremsten Algenwachstum durchsetzen zu können.

Erwähnenswert ist hier noch die Tatsache, dass die Anfangswerte der Extinktion vor dem Frühlingsaustrieb keinen Einfluss auf das grundsätzliche Verhalten des Systems ausüben, denn die Algen haben im Vergleich zu den MP so hohe Umsatzraten, dass sich das System innerhalb weniger

Unterschreitet E den oberen kritischen Wert $E_a = 0,5$, dann wächst die Potenz $M(E)$. Übersteigt diese die bis dahin realisierte MP-Dichte, dann tritt Nettowachstum auf und die MP nehmen beschleunigt zu. Am 150. Tag ist die Überwinterungsenergie in MP-Biomasse umgesetzt. Der Zuwachs bei den MP erfolgt nun allein durch die Nettoproduktion. Da die Extinktion des Wassers stark abgenommen hat (sie hat sogar den unteren kritischen Wert von $E_m = 0,3$ unterschritten) ist die Potenz mit $M(E) = 0,9$ voll entwickelt und der Vorjahreswert der MP $M_v = 0,9$ wird noch

Tage an die bestehenden Gegebenheiten (N und M) anpasst. Die oft vorhandene Vermutung, dass die Anfangswerte Ausschlag gebend sind, lässt sich durch die hier benutzte klassische Modellvorstellung somit nicht bestätigen.

Simulationsergebnisse für den Flachlandfluss

Beim Fließgewässer-Ökosystem liegen die Verhältnisse anders.

Betrachten wir die Entwicklung auf der Fließstrecke zuerst am Beginn des Frühjahres (Abb. 3): Auf der gesamten Fließstrecke gibt es nur eine ufernahe Mindestbesiedlung von $M = 0,1$. Die Ausgangsextinktion am Kilometer Null liegt mit $E_0 = 0,4$ im Regelungsbereich zwischen $E_m = 0,3$ und $E_a = 0,5$ und die Nährstoffkonzentration mit $N = 70$ hoch genug, um Algenwachstum hervorzuheben. E steigt somit auf der Strecke an, zumal die MP bedingten Algenverluste minimal sind. Wichtig für die weitere Entwicklung ist die Wachstumspotenz $M(E)$. Sie hat am Anfang der Strecke bereits den Wert von $M(E) = 0,5$ und geht durch die Verschlechterung der Lichtbedingungen (steigende Extinktion) schnell nach unten. Wenn E den oberen kritischen Wert E_a erreicht, hat $M(E)$ nur noch den Wert von $0,1$, d.h. es ist zu diesem Zeitpunkt keine Möglichkeit einer Nettoproduktion von MP im weiteren Streckenverlauf vorhanden.

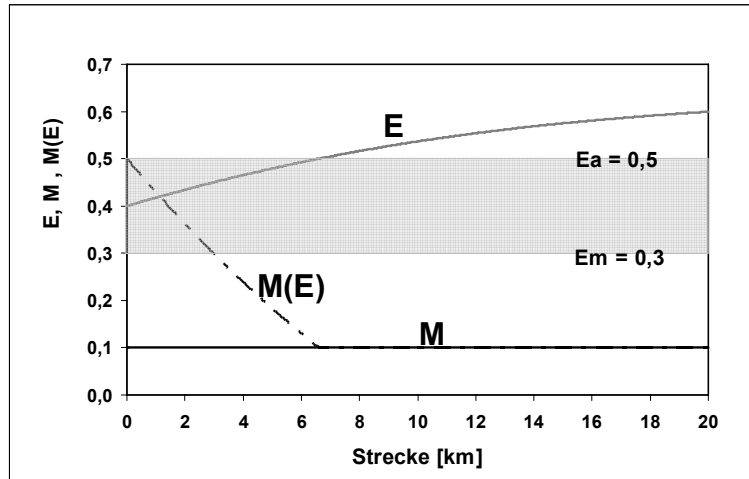


Abb.3: Simulierter Verlauf von algenbürtiger Extinktion (E), Besiedlungsdichte (M) und Wachstumspotenz $M(E)$ der Makrophyten auf einer Fließstrecke.

Bevor wir uns der weiteren jahreszeitlichen Entwicklung widmen, soll eine sehr wichtige Eigenschaft dieses Systems hervorgehoben werden, nämlich die Abhängigkeit von den Anfangsbedingungen. Fließt dem Fluss Wasser mit einer ganz bestimmten Lichtdurchlässigkeit zu (z.B. aus einem Moorgebiet, einer Lößbodenfläche, einem sauberen Waldgebiet oder einer Industrieanlage), dann bestimmt der sich aus dieser Wasserqualität (zusammen mit der Flusstiefe und der Besonnung) resultierende Lichtgenuss die Potenz der Anfangsstrecke, große oder nur kleine MP-Bestände auszubilden. Das System hat an diesem Punkt keine Freiheitsgrade und ist vollständig durch die hier herrschenden Anfangsbedingungen geprägt. Es muss sich letztlich genau die MP-Besiedlung einstellen, die durch E_0 vorgegeben ist. Erst im weiteren Verlauf des Flusses können die Nährstoffe ausgehend von diesen Anfangsbedingungen modifizierend auf die Algen- und MP-Entwicklung einwirken.

Bei den nun folgenden Simulationen des Fließgewässers wollen wir der Übersichtlichkeit halber vereinfachend annehmen, dass die Trübungskonzentration am Anfang der Fließstrecke im Jahresverlauf konstant bleibt und sich auch dann nicht ändert, wenn die Nährstoffeinleitung erhöht oder gesenkt wird.

Wir setzen nun die im Frühjahr begonnene Betrachtung der Entwicklung im Streckenverlauf fort, wobei wir zuerst einmal annehmen, dass die MP im Vorjahr keine Überwinterungseinheiten angelegt haben ($M_v = 0,1$). Es tritt daher kein Frühjahrsaustrieb auf ($FAT = 0$). Nur die Nettoproduktion kann in den oberen 6 Kilometern einen langsamen Zuwachs an MP bewirken. Dieser Zuwachs

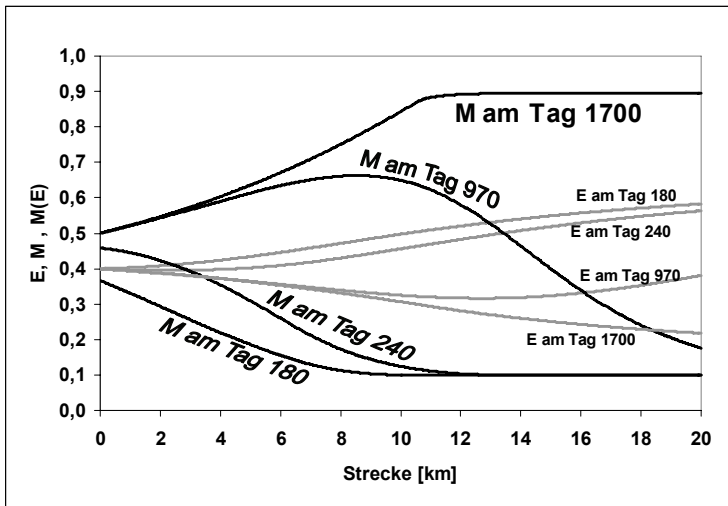


Abb. 4:
Entwicklung vom E und M auf der Fließstrecke nach 180 und 240 Tagen sowie nach 3 und 5 Jahren

Anfangspunkt aber eine nur schwache Besiedlung durch E_0 vorgegeben ist, muss sich auf den ersten Flusskilometern als Übergang zur Vollbesiedlung ein kontinuierlicher Anstieg von M einstellen (Abb. 4).

Genau die gleiche Verteilung von M und E stellt sich bei den Simulationen auch ein, wenn nicht mit $M_v = 0,1$, sondern mit voller MP-Besiedlung ($M_v = 0,9$) begonnen wird. In diesem Fall reduziert sich aber die Zeit für die Einstellung eines dynamischen Gleichgewichtes von etwa 5 auf 2 Jahre, wobei anzumerken ist, dass die sich bei diesen Simulationen ergebenden Zeitangaben genau so mit Unsicherheiten behaftet sind, wie die Beträge der nur sehr grob abgeschätzten Modellkoeffizienten.

Wichtig an der hier gezeigten Situation ist aber nicht, wie schnell sich Trübung und MP verändern, sondern nur die Tatsache, ob sich MP am Anfang der Fließstrecke entwickeln oder nicht. Entwickeln sie sich hier, dann findet dies auch auf der weiteren Strecke bis zur idealen MP-Dominanz hin statt, wenn, wie beim Modell angenommen, die Randbedingungen (Nährstoffe, Licht, Tiefe usw.) konstant bleiben.

Erhöht man den Anfangswert E_0 über einen kritischen Grenzwert hinaus, dann ist die Trübung zu groß für die MP und der Winterzustand wird beibehalten. Der für die aktuelle Parameterkonstellation maßgebende kritische Wert von E_0 beträgt hier $E_{0,crit} = 0,435$. Er liegt auf der Separatrix (Abb. 1, labiles Gleichgewicht) und kann iterativ aus den Modellgleichungen ermittelt werden. In den unteren Flussabschnitten sind somit nur zwei Zustände mit voller oder minimaler MP-Besiedlung erreichbar.

Zwischendurch können sich aber auch Zustände einstellen (Abb.5), die bei flüchtiger Betrachtung als Widerspruch zu dieser Aussage erscheinen. Wenn z.B. die Anfangstrübung sehr klein ($E_0 = 0,24$) und die Nährstoffkonzentration recht groß ($N = 300$) ist, dann findet auf den ersten Streckenabschnitten aufgrund der guten Licht-

vergrößert die Algenverluste, verbessert die Lichtbedingungen und hebt die Wachstumspotenz $M(E)$ in den folgenden Flussabschnitten an. Da für das Modell angenommen wird, dass genügend Samen oder Keime vorhanden sind oder eingeschwemmt werden, schreitet die MP-Besiedlung des Flusslaufes langsam stromabwärts fort. Am Ende der Vegetationsperiode haben bereits einige Kilometer eine wirkungsvolle MP-Biomasse. Es werden Überwinterungseinheiten ausgebildet, die im folgenden Frühjahr die Ausbreitung von MP beschleunigt vorantreibt. Nach 5 Jahren ist in den unteren Flussabschnitten eine volle MP-Besiedlung vorhanden. Da am

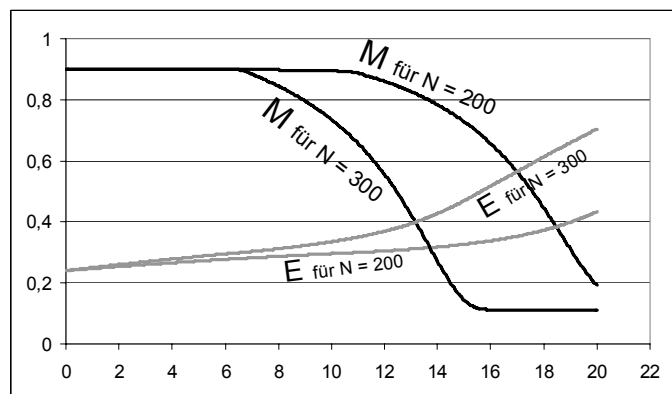


Abb. 5:
Verlauf von E und M auf der Fließstrecke bei unterschiedlicher Nährstoffkonzentration N

verhältnisse ein üppiges MP-Wachstum statt. Trotz des hohen N bleibt daher die Algennettoproduktion vorerst gering. Die Extinktion erhöht sich auf der Strecke nur sehr langsam. Erst wenn $E_m = 0,3$ überschritten ist, wird das MP-Wachstum schwächer. Die Algenproduktion beschleunigt sich, die Konkurrenz geht für die MP verloren und es findet ein Übergang zur Algendominanz statt (Abb. 5). Dieser Übergang tritt um so eher ein, je höher N ist. Das heißt, die Wirkung steigender Nährstoffe besteht vor allem darin, die MP-Grenze stromauf zu verschieben.

Übertragen wir die Ergebnisse systematischer Versuche in ein N-E-Diagramm (Abb. 6), dann ergeben sich wie beim See und für den klassischen Gleichgewichtsfall zwei Kurven für die Extinktion

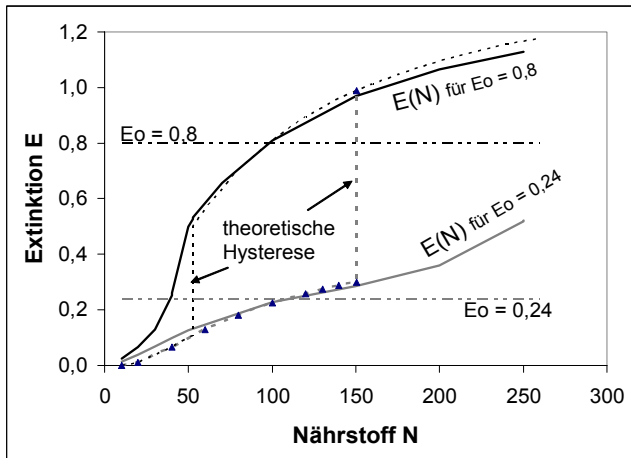


Abb. 6: Abhängigkeit der Extinktion E von der Nährstoffkonzentration N bei zwei unterschiedlichen Anfangswerten E_0 am Kilometer Null, wie sie sich nach einer Streckenlänge von 20 km ergibt. Die punktierte Linie zeigt die theoretischen Kurvenverläufe im Gleichgewichtsfall.

in Abhängigkeit von N , die bei sehr geringem N (die Algen unterliegen der MP-Konkurrenz) und bei sehr hohem N (die MP unterliegen) völlig identische Werte haben, sofern genug Zeit oder Streckenlänge für die Einstellung eines Gleichgewichtes vorhanden ist. Bei mittleren Nährstoffkonzentrationen ergeben sich zwei, für die Algen- und MP-Dominanz typische Kurven. Während beim See die Vorgesichte der MP-Besiedlung entscheidend für den jeweiligen Systemzustand ist, bestimmt beim Fluss die Extinktion am Beginn der Fließstrecke, auf welcher Kurve die Entwicklung verläuft. Ist die Extinktion unterkritisch, dann wachsen die MP und „verbrauch“ einen Teil der mit den vorhandenen Nährstoffen produzierten Algen. Ist die anfängliche Extinktion überkritisch, dann reichen den Algen auch geringe Nährstoffkonzentrationen, die MP nieder zu halten.

Wichtig ist im Falle des Flusses, dass jede Kurve mit steigendem und fallendem N in beiden Richtungen durchlaufen wird. Es gibt bei sehr hohem und niedrigem N kein Umsteigen auf die jeweils andere Kurve wie beim See und somit auch keine Hysterese. Den Fluss kann man folglich auch nicht als bistabil im ursprünglichen Sinn bezeichnen, obwohl es zwei stabile Zustände gibt. Diese können sich im Gegensatz zum See unabhängig von der vorherigen MP-Besiedlung allein durch Veränderung der Anfangstrübung abwechseln, wobei durch die notwendige Zeit zur Ausbildung oder zum Abbau der MP-Besiedlung selbstverständlich auch zeitliche Verzögerungen auftreten.

Angemerkt sei hier noch, dass es auch beim Fluss zu einer Verkürzung des Nährstoffbereiches kommt, in dem zwei stabile Zustände auftreten (beim See die Hystereselänge), weil die Zeit zur Ausbildung überwinterrungsfähiger MP nicht ausreicht. Dieser Effekt ist bei der 20 km langen Strecke in Abb. 6 noch nicht erkennbar.

Diskussion

Obwohl in Fluss und See die gleichen Prozesse ablaufen, ergibt sich für beide Ökosysteme ein ganz unterschiedliches Systemverhalten bezüglich der Bistabilität, weil sich im Fluss Pelagial und Benthos ständig gegeneinander verschieben. Die Algen und MP wirken somit nicht als Individuen aufeinander zurück, sondern nur abschnittsweise als Gemeinschaft. Deshalb vollziehen sich in einem

(unendlich) langen Flusses zwar ähnliche Entwicklungen wie im See, aber bestimmend bleibt im Fluss neben den Nährstoffen die Anfangsextinktion.

Diese Eigenschaft hat eine große praktische Bedeutung sowohl für die Eigenentwicklung des Systems als auch für das Management, denn das Ökosystem wird von einem definierten Punkt ausgehend in eine ganz bestimmte Richtung gezwungen. Dabei ist der Begriff Anfangspunkt nicht zu eng zu sehen. Auch die Mündung eines Nebenflusses oder die Aufspaltung in viele flache Flussarme kann als Anfangspunkt einer neuen Entwicklung wirksam werden.

Man sollte die bisherigen Ergebnisse mit verschiedenen Modellen und Parametergrößen überprüfen, wozu wir das verwendete Modell als einen brauchbaren Anfang betrachten.

Zusammenfassung

Anhand von Simulationen mit einem stark vereinfachenden mathematischen Modell werden die Verhaltensweisen von algenbürtiger Trübung und submersen Makrophyten in einem See und in einem Fluss bei verschiedenen Bedingungen der Nährstoffkonzentration, der Ausgangsbiomasse der MP und der Anfangswerte der Trübung untersucht.

Es zeigte sich, dass die Berücksichtigung des Winterhalbjahres mit geringer MP-Biomasse die Bistabilitätseigenschaften eines Flachsees nicht grundlegend verändert. Es verkürzt sich aber der Hysterese-Bereich gegenüber den Erwartungen, die man aus den idealisierenden klassischen Gleichgewichtsbetrachtungen ableiten kann.

Während beim See die Erreichung eines Algen- oder eines Makrophyten-dominierten Zustandes von der Ausgangsbiomasse der MP und von der Nährstoffkonzentration abhängt und die Startwerte der Trübung im zeitigen Frühjahr keine Rolle spielen, ist beim Fließgewässerökosystem die Trübung am Beginn der Fließstrecke für die Erreichung eines bestimmten stabilen Endzustandes entscheidend.

Das Fließgewässerökosystem ist im Gegensatz zum Flachsee nicht echt bistabil.

Notwendig erscheint, diese Folgerung mit Hilfe anderer Modelle zu prüfen.

Danksagung

Unser Dank geht an Dr. Sabine Hilt und alle anderen, die mitdiskutiert haben.

Literatur

Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Kampman & Hall, London, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras: 357 S.

Ausrüstung für das wissenschaftliche Tauchen

Mählmann, Jens¹; Erth, Holger¹ & Martin Mörtl²

¹ Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V., PF 1325, 09072 Chemnitz, jens.maehlmann@stfi.de, ² Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Universitätsstr. 10, 78457 Konstanz, martin.moertl@uni-konstanz.de

Keywords: Tauchen, Probenahme, Ausrüstung, Arbeitsschutz

Einleitung

Der Lebensraum unter Wasser erschließt sich dem interessierten Wissenschaftler schon mit vergleichsweise einfacher Ausrüstung: Tauchermaske, Schnorchel, Flossen und ein einfacher Kälte-/UV-Schutz ermöglichen faszinierende Einblicke in die Wasserwelt und können die Grundlage für hervorragende Fotodokumentationen bieten. Wissenschaftliches Arbeiten in unseren Gewässern ist jedoch meist mit längeren Arbeitsdauern und größeren Tiefen verbunden. Der technische Aufwand, diese Arbeiten verantwortungsvoll und sicher durchzuführen, steigt dann erheblich.

Tauchen als Sportart ist vergleichsweise ungefährlich. Die Unfallrate liegt mit 0,04% Unfällen vergleichsweise niedrig, jedoch haben 70-80% dieser Unfälle einen tödlichen Ausgang (Ehm 1996)! Da das Risiko das Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensschwere darstellt, ist es das Ziel in der Forschungs- und Sporttaucherei, das Risiko auf ein akzeptables Minimum zu beschränken. Über eine Gefährdungsanalyse werden daher Sicherheitsmaßnahmen abgeleitet. Die Sicherheitsmaßnahmen erfolgen auf technischer, organisatorischer und personeller Ebene. Hinweise zum Vorgehen und zu Sicherheitsmaßnahmen liefern für den Freizeitbereich die Tauchsportverbände, wie z.B. VDST, PADI und andere. Für den gewerblich-wissenschaftlicher Bereich sind die Vorgaben des Arbeitsschutzgesetz (ArbSchG) und der Arbeitsstättenverordnung (ArbStättV) zu beachten und werden in Regeln der Berufsgenossenschaften (hier Regel der Gesetzlicher Unfallversicherungsträger - GUV-R 2112) für den „Einsatz von Forschungstauchern“ spezifiziert. Neben Sicherheitsaspekten werden hier auch die vom Unternehmer zu stellende Ausrüstung (ArbSchG/GUV-R2112, Persönliche Schutzausrüstung = PSA) für Taucheinsätze genannt und im Folgenden überblicksartig dargestellt

Ausrüstung

(Vollgesichts-)Maske

Da unsere Augen an das Luftsehen angepasst sind, wird durch die Maske ein Luftraum zwischen Auge und Wasser geschaffen, der ein scharfes Sehen unter Wasser ermöglicht. Notwendige Merkmale sind die Ausführung des Sichtglases aus Sicherheitsglas oder Kunststoff, eine doppelte Dichtlippe zur Herstellung der Dichtigkeit, eine gute Passform sowie ein Nasenerker, der einen Druckausgleich zwischen Maskeninnenraum und Nasen-Rachenraum bzw. den Druckausgleich für die Ohren ermöglicht.

Halbmasken bedecken Augen und Nase und sind typisch für den Sportbereich (Abb. 1 links). Die Vollmaske (Abb. 1 Mitte, rechts) deckt das gesamte Gesicht ab. Durch den fest angebrachten Lungenautomaten ist bei einer Vollmaske sogar beim Bewusstloswerden ein Weiteratmen möglich, da der Lungenautomat nicht aus dem Mund fallen kann. Zusätzlich ist das gesamte Gesicht vor Wasserkontakt geschützt, was aus hygienischer Sicht und hinsichtlich des Wärmeverlusts von Bedeutung sein kann. Weiterhin erlauben viele Vollmasken den Einbau von Kommunikationseinrichtungen, wie Unterwasserfunk oder –Telefon.



Abb. 1: (links) Halbmaske, (Mitte, rechts) Vollgesichtsmasken

Schwimmflossen

ermöglichen dem Taucher eine effektive Fortbewegung unter Wasser. Der Fußteil nimmt die stiefelähnlichen Schuhe der (Trocken-)Tauchanzüge auf. Durch ein verstellbares Fersenband sind die Flossen anpassbar (Abb. 2). Die Flossenblattstärke sowie äußere Bedingungen (Strömung, Bewegen von Lasten) stellen (höchste) Ansprüche an die Kondition der Taucher.



Abb. 2: Geräteflosse

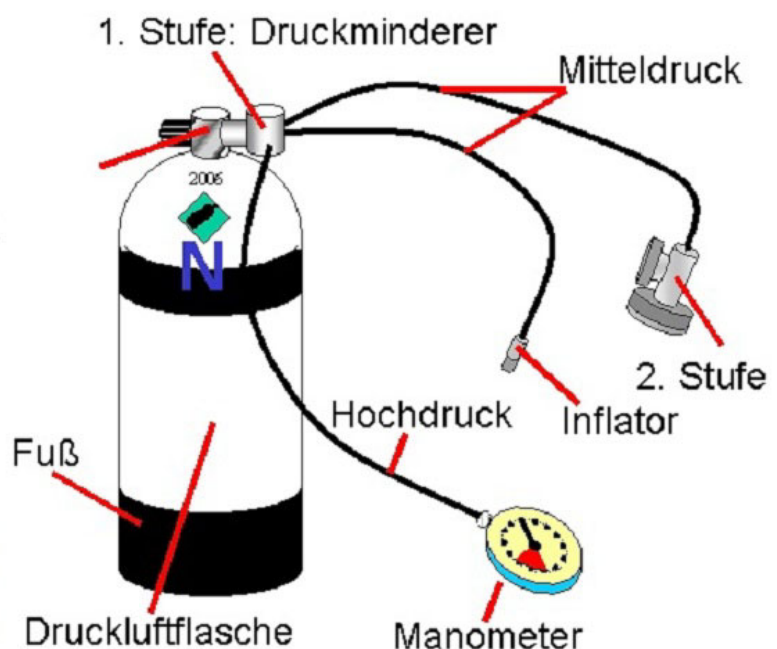


Abb. 3: Autonomes Leittauchgerät aus Druckluftflasche, Druckminderer, Lungenautomat mit Manometer und Inflator (Mitteldruckabgang)

autonomes Leichttauchgerät (aLTG)

Das autonome Leichttauchgerät (aLTG) dient dazu, den Taucher atembefahrgesteuert entsprechend des Umgebungsdrucks mit Atemgas (meist Druckluft) zu versorgen. Ein aLTG (Abb. 3) besteht aus einer Druckluftflasche mit einem typischen Volumen von 10 oder 12 L (gebräuchlich sind weiterhin 7,5; 8 und 15 L), die das Atemgas bei 220 bar enthält. Dieser Hochdruck wird über ein Ventil und einen Druckminderer (die sog. 1. Stufe) auf einen Mitteldruck, der herstellerbedingt etwa 5-15 bar über dem Umgebungsdruck liegt, reduziert. Bei den 1. Stufen unterscheidet man zwischen kolbengesteuerten und membran gesteuerten Druckminderern, wobei letztere bauartbedingt als vereisungssicherer gelten. Für den Einsatz in hiesigen (kalten) Gewässern ist generell auf die vom Hersteller bescheinigte Kaltwassertauglichkeit (<10°C) zu achten. In der 2. Stufe (dem sog. Lungenautomaten) wird der Mitteldruck auf den Umgebungsdruck herabgesetzt. Der Füllstand wird über ein Manometer kontrolliert, das deutlich ablesbar sein muss und bei dem ein Reservedruck von 50 bar farblich markiert ist. Der Inflator dient zur Bereitstellung von Mitteldruck zur Befüllung des Tariers- und Rettungsmittels.

Kälteschutzmittel

Wird ein unbedeckter Mensch 4 h lang 1°C kalter Luft ausgesetzt, sinkt die Körpertemperatur auf 36°C ab. Auf Grund der höheren Wärmeleitfähigkeit von Wasser hat sich bei einem unbedeckten Menschen in 1°C kaltem Wasser bereits nach 1 h die Körpertemperatur auf lebensgefährliche 25°C abgekühlt. Daher ist insbesondere für das Tauchen in unseren heimischen Gewässern ein Kälteschutz als Persönliche Schutzausrüstung (PSA, Kategorie II; Einteilung in Kälteschutzklassen A-D nach EN 14225-1/2) notwendig. Es werden 3 Typen unterschieden: der Nasstauchanzug typischerweise 7 mm starkem Neopren. Der Halbtrockenanzug, bei dem im Vergleich zum Nassanzug die Arm- und Beinbündchen zur Verringerung des Wasseraustauschs mit Dichtmanschetten versehen sind. Beim Trockentauchanzug ist zusätzlich noch der Hals mit einer Dichtmanschette versehen und die Schuhe sind direkt an den Anzug angebracht. Beim Halb- und Trockentauchanzug wird zusätzlich zur Verringerung der Wärmeleitung durch Isolation die Konvektion verringert oder gar ausgeschlossen. Trockentauchanzüge werden in 2 Formen hergestellt: als Membrananzug (Abb. 4 l.), der über ein vergleichsweise geringes Packmaß verfügt und weniger Blei als Ausgleichsmasse benötigt oder in Neoprenausführung (Abb. 4 r.), der sogar auf Grund seines stark erhöhten Auftriebs auch als Rettungsmittel dienen kann, selbst wenn die Außenhaut verletzt wird und Wasser in den Anzug eindringt. Der Nachteil ist die erheblich höhere Menge Blei, die benötigt wird, um den Auftrieb auszugleichen.

Tariersystem

Um trotz der wechselnden Auf- und Abtriebsverhältnisse eine (hydrodynamisch) günstige Lage unter Wasser einnehmen zu können oder um einen hydrostatischen Gleichgewichtszustand einstellen zu können, der beispielsweise eine beliebig gewählte konstanten Abstand zum Grund erlaubt, werden Tariersysteme eingesetzt. Mittels Pressluft kann über den Inflator (Mitteldruckabgang) das Volumen des Anzugs und/oder eines sog. Rettungskragen bzw. Jackets (Abb. 5 o.l.) vergrößert werden bis der Abtrieb kompensiert ist. Wird der Auftrieb zu groß, erlauben Ventile das kontrollierte verringern des Volumens und damit des Auftriebs. Zusätzlich haben die schwimmwestenähnlichen Rettungskragen und Jackets, die aufblasbaren Jacken ähneln, eine Rettungsfunktion, die einen verunfallten Taucher stabil (aber je nach Konstruktion nicht immer ohnmachtssicher) an der Wasseroberfläche halten kann. Schließlich erlauben Jackets die komfortable und bequeme Befestigung der Pressluftflasche am Taucher und können z.T. sogar noch das Gewichtssystem mit aufnehmen.



Abb. 4: Trockentauchanzüge in Membran- (links) und Neoprenausführung (rechts)



Abb. 5: Jacket (o.l.), Messer (o.r.) Tiefenmesser (u.l.m.) und Tauchcomputer (u.r.)

Messer

Ein **Messer**, im Idealfall mit Scherenfunktion, dient als Universalwerkzeug und zur Befreiung aus Leinen, Netzen und Angelschnüren (Abb. 5 o.r.).

Tiefenmesser – Tauchuhr – Tauchcomputer

Gase (insbesondere N_2) reichern sich in den Körpergeweben in Abhängigkeit von Umgebungsdruck und Dauer des Tauchgangs an. Um eine Blasenbildung auf Grund der Rücklösung (Sprudelflascheneffekt) durch Druckverlust während des Auftauchens zu vermeiden (Dekompressionsunfälle), sind in Abhängigkeit der Gassättigung und Gewebeart definierte Austauschzeiten zu beachten. Die wichtigsten Instrumente dafür sind Tabellenwerke (VDST Deco2000, GUV-R 2112), ein Tiefenmesser (Abb. 5 u.l., m.) und eine Taucheruhr (Druckfestigkeit 20 bar!). Sog. Dekocomputer (Abb. 5 u.r.) berechnen über Rechenmodelle, die i.d.R. mehrere Gewebetypen mit spezifischen Gaslösungscharakteristika berücksichtigen, anhand des aufgezeichneten Tiefenprofils, der Tauchzeit die jeweils aktuelle Gassättigung. Dabei werden weitere mögliche Randparameter, wie Wassertemperatur, Luftverbrauch, individuelle Leistungsvoraussetzungen des Tauchers (Persönlichkeitsprofil) und vor allem die möglichen Restsättigungen vorangegangener Tauchgänge mitberücksichtigt. Durch Warnungen bei unzulässigen Aufstiegsgeschwindigkeiten oder Überwachung von Austauschpausen, die einer kontrollierten gemäßigten Rücklösung der Gase dienen, nehmen sie etwas Denkarbeit ab.

Orientierung

Die Orientierung unter Wasser erfolgt anhand natürlicher Marken, wie z.B. Sonnenstand, Wasserpflanzen, Steinformationen, Gewässerprofil und z.B. Untergrundstrukturen (Sandwellen). Bei starker Trübung oder Nacht ist hier ein Kompass hilfreich. Speziell für gezielte Suchaktionen kann der Taucher aber auch von über Wasser durch Leinensignale gesteuert werden, wobei die in der Forschungstaucherei übliche schwimmfähige, reißfeste Leine dabei gleichzeitig zur Absicherung des Einsatztauchers dient. Beleuchtungsreinrichtungen erlauben die Sicht bei (mit der Tiefe zunehmender) Dunkelheit und ermöglichen ein Farbsehen unter Wasser.

Kompressor

Die benötigte und in Pressluftflasche(n) mitgeführte Druckluft (max. 25ml/m³ Wassergehalt, DIN EN 12021) wird in 3- oder 4-stufigen Verdichtern mit einem typischen Enddruck von 220 bar (300 bar) erzeugt. Man erhält sie an speziell ausgewiesenen (Münz-) Füllstationen, in Tauchsportgeschäften oder bei Tauchvereinen. Bei den Kompressoren unterscheidet man stationäre, große Kompressoren oder transportable Kompressoren. Die Kompressoren werden mit Kraftstoff oder elektrisch betrieben. Spezialfüllanlagen erlauben die Verwendung von Mischgasen wie Nitrox (O₂-angereicherte Druckluft); zur Verringerung der Stickstoffsättigung oder Spezialmischgasen mit hohem Edelgasanteil zur Verhinderung toxisch wirkender Partialdrücke beispielsweise von Luft-Sauerstoff beim Aufsuchen von Tauchtiefen über 63 m.

Kosten

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Kosten für eine Tauchausrüstung. Dabei wurde jeweils die untere marktübliche Preisklasse zu Grunde gelegt.

Tabelle 1: Kostenübersicht Tauchausrüstung

| | |
|--|--------------------|
| (Vollgesichts-)Maske | 40 € |
| Druckluftflasche mit vereisungssicherem Automaten (autonomes Leichttauchgerät) | 200 + 600 € |
| Schwimmflossen | 40 € |
| Schutzbekleidung gegen Unterkühlung (Unterzieher und Trockentauchanzug) | 200 + 750 € |
| Gewichtssystem mit Schnellabwurfmöglichkeit | 80 € |
| Auftriebsmittel | 300 € |
| Tauchermesser | 20 € |
| Tiefenmesser, Uhr, Austausch Tabellen/Dekocomputer | 40 ... 200 € |
| Kompass | 40 € |
| Beleuchtungseinrichtung | 200 € |
| Summe | > 2500 € |

(weiterführende) Literatur

Ehm, Hahn, Hoffmann, Wenzel. Tauchen noch sicherer; Tauchmedizin für Freizeittaucher, Berufstaucher und Ärzte. Müller Rüschnikon Verlags AG 1996 Cham, 9. Aufl., ISBN 3-275-01484-6

König. Lehrbuch für Forschungstaucher. Eigenverlag 2006 Hamburg, 4. Aufl., peter@oceanus-dive.de

GUV-R 2112 Einsatz von Forschungstauchern, Ausgabe Januar 2006, Gesetzliche Unfallversicherung, Bundesverband der Unfallkassen, München, <http://www.unfallkassen.de>

Kromp, Roggenbach, Bredebusch. Praxis des Tauchens. Delius Klasing Edition Nagelschmid 2002 Stuttgart, 3. Aufl., ISBN 3-89594-047-X

Weblinks: Kommission Forschungstauchen Deutschland: <http://www.forschungstauchen-deutschland.de>

Verband Deutscher Sporttaucher e.V.: <http://www.vdst.de>

Zeitschriften: Alert Diver, Divemaster, Duiken (NL), Mare, Scuba Guide, "Skylis" - Zeitschrift für Unterwasserarchäologie (Hrsg. DEGUWA), Sporttaucher (Verbandsorgan des VDST e.V.), tauchen, Tauchsport (kostenlos), Unterwasser

Qualitätssicherung von Phytoplanktonanalysen – Das Ringversuchskonzept der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT)

Andreas Meybohm¹, Anita Nienhüser² & Gabriele Packroff³

¹ Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Untersuchungsstelle Plauen, Bärenstrasse 46, 08523 Plauen, andreas.meybohm@ltv.smul.sachsen.de, ² Bergisches Wasserlabor, Auf der Schanze 1, 42929 Wermelskirchen,

³ Wahnbachtalsperrenverband, Siegelsknippen, 53721 Siegburg

Keywords: Phytoplankton, Qualitätssicherung, Ringversuch

Einleitung

Die Qualitätssicherung ist im Bereich von chemischen/physikalischen Untersuchungen seit Jahren fest etabliert und ein wichtiges Entscheidungskriterium im Rahmen der Vergabe von Aufträgen. Im Vergleich dazu steht die Qualitätssicherung biologischer Untersuchungen erst am Anfang, jedoch auch in diesem Bereich wird sie sich kurzfristig zu einem wichtigen Entscheidungskriterium im Rahmen von Auftragsvergaben entwickeln. Darüber hinaus erhält das Thema der Qualitätssicherung biologischer Untersuchungen durch die Umsetzung der WRRL eine zusätzliche Relevanz. So ist es als ein grundsätzlicher Anspruch der WRRL anzusehen, dass die Bewertung der Gewässer und die Ableitung von Maßnahmenprogrammen nur auf der Grundlage biologischer Daten vergleichbarer hoher Qualität erfolgt. Die Entwicklung von Bewertungsverfahren muss die Frage, welche Anforderungen an die Qualität biologischer Daten zu stellen sind, gebührend berücksichtigen. Ringversuche, wie sie die ATT seit nunmehr 15 Jahren durchführt, können dazu einen wichtigen Beitrag leisten.

Phytoplankton QS Konzept des Arbeitskreises Biologie der ATT

Planktonkurse und Ringversuche sind seit Jahren feste Bestandteile des QS-Konzeptes des Arbeitskreises Biologie der ATT. Bei den Planktonkursen handelt es sich um 2-3 tägige Veranstaltungen, die jährlich durchgeführt werden. Im Mittelpunkt dieser Veranstaltungen stehen hauptsächlich taxonomische Fragestellungen, die mit Hilfe von eingeladenen Spezialisten erörtert werden. Phytoplanktonringversuche werden alle 1-2 Jahre durchgeführt. Von großem Vorteil ist die inhaltliche Kopplung beider Komponenten.

Ringversuchsstruktur

Der Ringversuch setzte sich aus einer synthetischen Probe und einer Freilandprobe zusammen. Die synthetische Probe enthielt Latexkugeln in 2 Größenfraktionen. Die Freilandprobe entstammte einer Talsperre. Es waren die Konzentration und die Volumenkonzentration bzw. die Zellzahl und das Biovolumen in den Proben mittels Anreicherung durch Sedimentation und Auswertung mit Hilfe eines Umkehrmikroskops zu bestimmen. Aus den Probenflaschen sollten jeweils 3 Ansätze hergestellt und ausgewertet werden. Der Durchmesser sollte durch jeweils 20 Messungen ermittelt und

zur Berechnung des Kugelvolumens verwendet werden. Im Fall der Freilandprobe sollten alle erfassten Phytoplanktonarten in die Berechnung der Gesamtzellzahl und des Gesamtbiovolumens einfließen. Die zu verwendenden Formeln waren der TI Nr. 7 der ATT zu entnehmen. Die taxonomische Differenzierung sollte sich allein an den Möglichkeiten und Grenzen der verwendeten Mikroskope ausrichten und nur mit einem vertretbaren zeitlichen Aufwand bis zur Art erfolgen. Hinsichtlich der Berechnung der artspezifischen Biovolumina erfolgte die Vorgabe, 20 Individuen der biovolumenrelevanten Formen zu vermessen.

Ringversuchsmaterial und Homogenitätstest

Von einer Wasser/Latexbeads-Stammsuspension wurden wenige μl in 4L deionisiertes Wasser pipettiert. Die Abfüllung in die Probenflaschen erfolgte aus einer 2 L-Laborglasflasche mit Hilfe eines Dispensers. Zwischen jeder Abfüllung wurde die Flasche kräftig geschüttelt. Zur Herstellung der Freilandproben wurde eine epilimnische Schöpfprobe mit Lugolscher Lösung fixiert. Die Abfüllung in die Probenflaschen erfolgte analog zur Abfüllung der synthetischen Proben. Zur Überprüfung der gleichen Aufteilung der Latexkugeln und der Planktonorganismen in die Teilproben wurde ein Homogenitätstest durchgeführt. Die Prüfung erfolgte stichprobenartig mit den großen Latexbeads in der synthetischen Probe sowie mit *Gymnodinium helveticum* in der Freilandprobe. Dazu wurde aus jeweils 5 zufällig ausgewählten Probenflaschen fünf 1 bzw. 2 ml Sedimentationskammern befüllt und nach 6 stündiger Sedimentation vollständig ausgezählt. Nach der Prüfung auf Normalverteilung und Homogenität der Varianzen erfolgte die Anwendung einer einfaktoriellen ANOVA. Die Bestätigung der Homogenität ist eine grundlegende Voraussetzung für die Bewertung der Analysenergebnisse.

Bewertung / Statistische Grundlagen

Die Auswertung erfolgte nach DIN 38402 / A45. Da die wahren Konzentrationen und Volumina in den verwendeten Proben unbekannt waren, wurden die robusten Mittelwerte nach Hampel berechnet und als Sollwerte verwendet. Die Bewertung erfolgte mit Hilfe von Zu-scores. Für eine erfolgreiche Teilnahme mussten 80% der abgelieferten Ergebnisse innerhalb der Toleranzgrenzen liegen. Die taxonomischen Bestimmungen waren nicht Bestandteil der Bewertung. Die statistische Auswertung erfolgte mit der Software ProLab 2000.

Homogenitätsprüfung

Die Anzahl der pro Zählkammer erfassten großen Latexbeads schwankte zwischen 986 und 1204 Beads. Im Fall der Freilandprobe wurden pro Zählkammer zwischen 31 und 51 Zellen von *Gymnodinium helveticum* gezählt. Nach der Bestätigung einer Normalverteilung und der Homogenität der Varianzen konnte mit Hilfe einer ANOVA die homogene Verteilung der Beads bzw. Organismen auf die Probenflaschen nachgewiesen werden (**Abb. 1**). Die Labormittelwerte der Konzentrationsbestimmung der Latexbeads in der synthetischen Probe schwankten zwischen 0,98 und 6,48 Mio Beads/L. Der Sollwert betrug 4,18 Mio Beads/L (**Abb. 2**). Bei der Bestimmung der Volumenkonzentration wurden von den Teilnehmern Mittelwerte von 0,68 bis 3,76 mm^3/L angegeben. Der Sollwert lag hier bei 2,44 mm^3/L (**Abb. 3**). In der Freilandprobe schwankten die Labormittelwerte der Zellzahlbestimmung zwischen 2,7 und 14,9 Mio Zellen/L. Der Sollwert betrug 9,48 Mio Zellen/L (**Abb. 4**). Bei der Bestimmung des Gesamtbiovolumens wurden Labormittelwerte zwischen 1,05 und 4,3 mm^3/L berechnet. Der Sollwert des Gesamtbiovolumens in der Freilandprobe betrug 2,79 mm^3/L (**Abb. 5**).

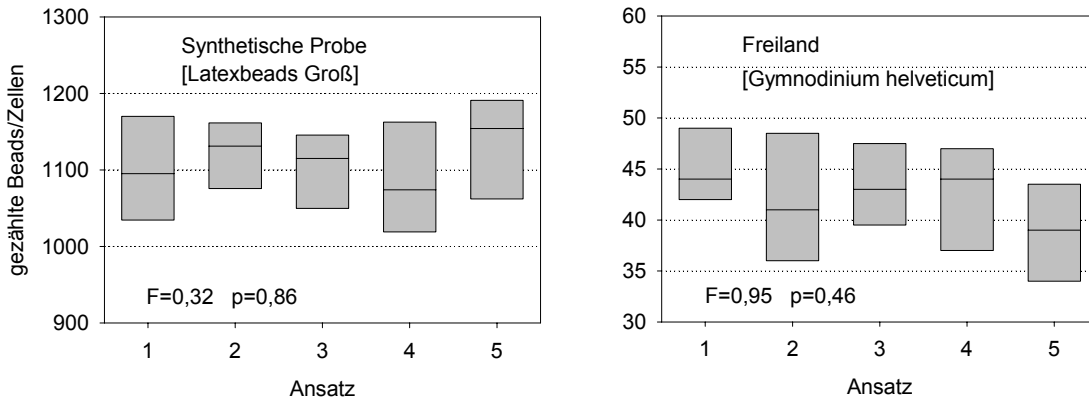


Abb. 1: Ergebnisse der Homogenitätsprüfung. Boxplots: 5/95% Perzentil und Median.

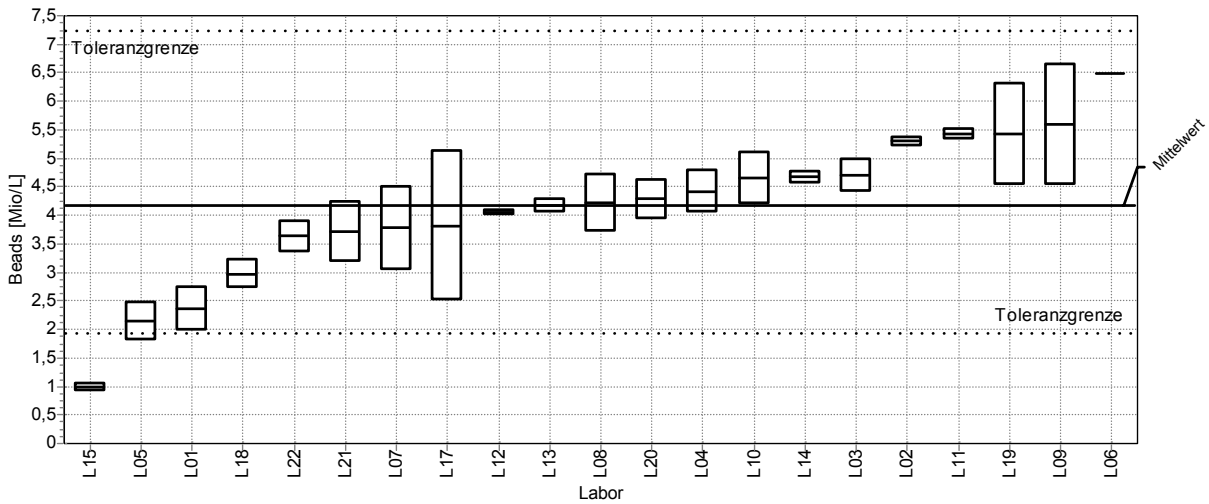


Abb. 2: Ergebnisse der Konzentrationsbestimmung der großen Latexbeads, Boxen: MW und Standardabweichung, untere und obere Toleranzgrenze sowie Sollwert (MW aller Labore).

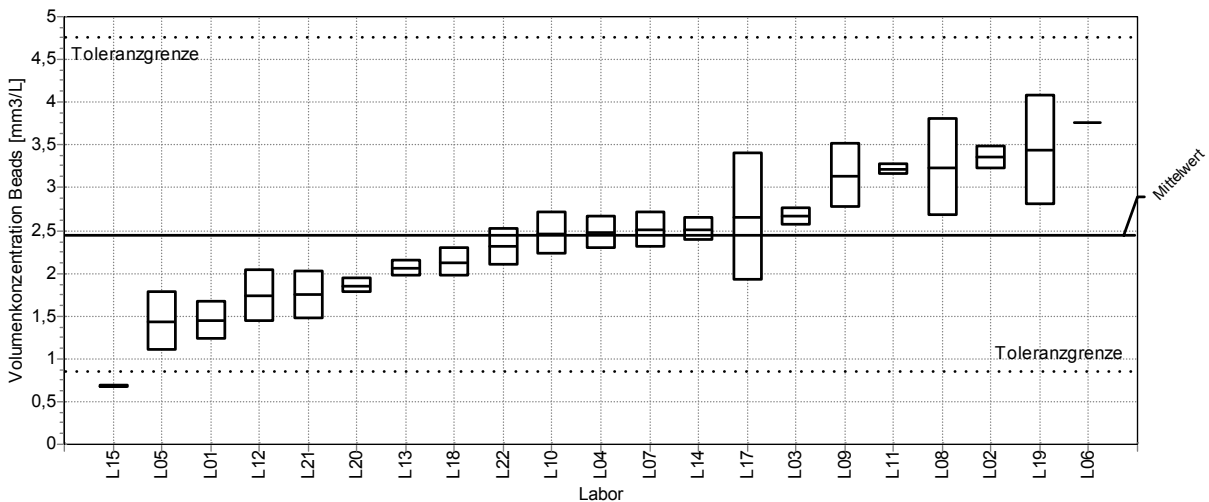


Abb. 3: Ergebnisse der Volumenkonzentrationsbestimmung der großen Latexbeads, Boxen: MW und Standardabweichung, untere und obere Toleranzgrenze sowie Sollwert (MW aller Labore).

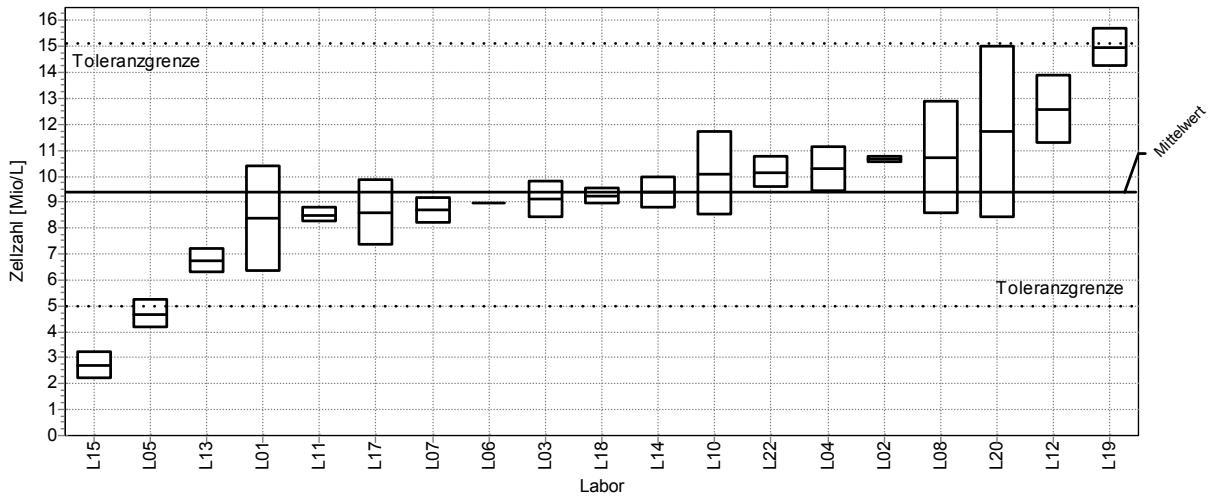


Abb. 4: Ergebnisse der Gesamtzellzahlbestimmung in der Freilandprobe, Boxen: MW und Standardabweichung, untere und obere Toleranzgrenze sowie Sollwert (MW aller Labore).

Bestandteil der Bewertungskriterien war weiterhin die Vermessung der kleinen und großen Latexbeads. Im Gegensatz zu den anderen Kriterien lagen in diesem Fall echte Sollwerte vor (7,8 bzw. 13,8 μm). Die Labormittelwerte schwankten zwischen 7,3 und 9,4 bzw. 12,5 und 15,2 μm . Alle Labore blieben mit ihren Ergebnissen innerhalb der berechneten Toleranzgrenzen.

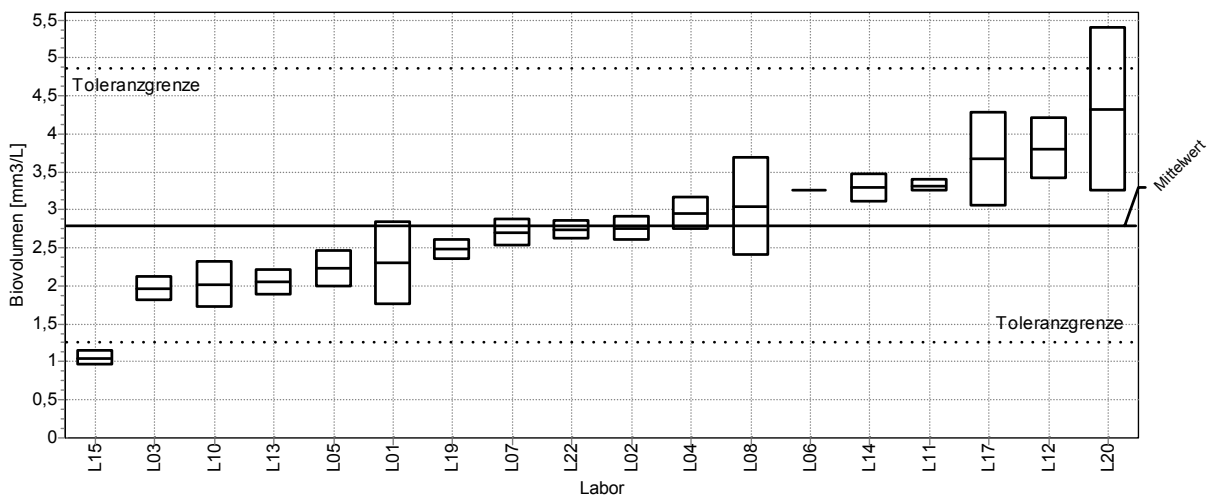


Abb. 5: Ergebnisse der Gesamtbiovolumenbestimmung in der Freilandprobe, Boxen: MW und Standardabweichung, untere und obere Toleranzgrenze sowie Sollwert (MW aller Labore).

Taxonomische Differenzierung

Im Rahmen der taxonomischen Differenzierung der Freilandprobe unterschieden die Teilnehmer zwischen 6 und 54 Zählkategorien. Die dominante *Aulacoseira* wurde von 12 Teilnehmern als *A. italica* bezeichnet. Weitere 4 legten sich nicht auf eine Art fest und 2 Teilnehmer verwendeten den Gattungsnamen *Melosira*. Je ein Teilnehmer bestimmte diese Art als *A. islandica* bzw. verwendete eine die Form beschreibende Artbezeichnungen (*A. lang/dünn*, *A. kurz/dick*). Größere Unterschiede gab es bei der Bezeichnung der anderen biovolumenrelevanten Gruppen/Gattungen wie *Gymnodinium*, *Rhodomonas*, *Fragilaria*, Centrales, Chlorococcales, *Planktothrix*. Auf der Ebene der Algen-

klassen erfolgte die taxonomische Charakterisierung sehr einheitlich. Alle Bearbeiter erkannten die Dominanz der Diatomeen. Auch die subdominanten Algenklassen wurden in den meisten Fällen vollständig angesprochen. Die taxonomische Differenzierung der dominanten *Aulacoseira* wurde im nachfolgenden Planktonkurs diskutiert. Mithilfe einer elektronenmikroskopischen Aufnahmen und gemeinsamer Durcharbeit des Bestimmungswerkes wurde übereinstimmend festgestellt, dass es sich bei dieser Art um *Aulacoseira subarctica* handelte. Nach erneuter Betrachtung von Rückstellproben mit Hilfe eines Umkehrmikroskops wurde bestätigt, dass die Artbestimmung ab 1000 facher Vergrößerung möglich ist.

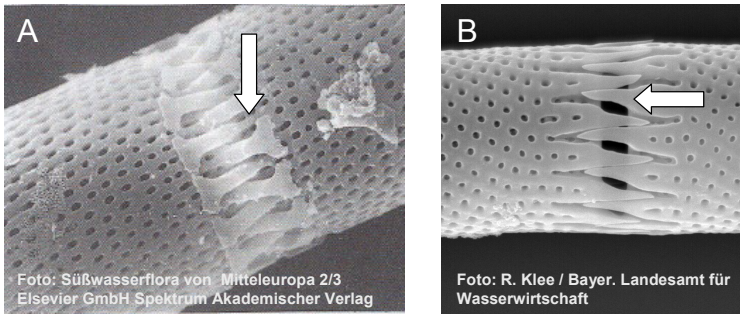


Abb. 6: Elektronenmikroskopische Aufnahmen von *Aulacoseira italica* (A) und *Aulacoseira subarctica* (B). Die Pfeile deuten auf die unterschiedliche Ausbildung der Verbindungsdornen.

Bewertung der Teilnehmer / Diskussion

Die Bewertung erfolgte mit Hilfe von Zu-scores. Für eine erfolgreiche Teilnahme mussten 80% der abgelieferten Ergebnisse innerhalb der berechneten Toleranzgrenzen liegen. Die taxonomische Bestimmung war nicht Bestandteil der Bewertung. Auf dieser Basis konnten 20 der 21 Teilnehmer den Ringversuch erfolgreich absolvieren. Unter den erfolgreichen Teilnehmern befanden sich 2 Labors bei denen ein Teilergebnis außerhalb der Toleranzgrenzen lag. Da die Minderbefunde des Labors 15 sowohl in der synthetischen als auch in der Freilandprobe auftraten, ist es sehr wahrscheinlich, dass es sich um einen Berechnungsfehler handelte. An dieser Stelle zeigt sich die große Bedeutung der synthetischen Probe, die einem Standard nahe kommt. So ist es möglich, den methodischen Teil der Planktonanalyse von den Schwierigkeiten der Arterkennung in der Matrix Oberflächenwasser und der taxonomischen Differenzierung zu entkoppeln. Die Variationskoeffizienten bei den Einzelkriterien Konzentration/Volumenkonzentration bzw. Zellzahl/Gesamtbiovolumen betragen zwischen 28 und 34%. Im Fall der synthetischen Probe liegen die Werte damit im Bereich der Ergebnisse der vorhergehenden Ringversuche. Im Fall der Freilandprobe sind die Werte deutlich niedriger. Dieser Umstand spiegelt die Erfolge der durchgeführten Standardisierung der Methode wieder. Die relative Wiederholstandardabweichung bewegte sich bei den Einzelkriterien zwischen 9,8 und 12,1 %. Diese niedrigen Werte sind sehr positiv einzuschätzen und unterstreichen die methodische Kompetenz der Ringversuchsteilnehmer. Die relative Vergleichsstandardabweichung schwankte zwischen 21 und 38%. Dieses Ergebnis ist ebenfalls als positiv einzuschätzen. Bei der Entwicklung von Bewertungsverfahren darf die Frage der Anforderung an die Qualität von Analyseergebnissen biologischer Qualitätskomponenten nicht unberücksichtigt bleiben. Für die Bewertung der Gewässer und der Ableitung von Maßnahmenprogrammen ist dies von größter Relevanz.

Ausblick

Bisher war die Teilnahme an den Ringversuchen den Mitgliedsunternehmen der ATT vorbehalten. Aufgrund vermehrter Nachfragen externer Interessenten sowie vor dem Hintergrund der steigenden Anforderungen an die Qualität der Planktonuntersuchungen wird die Landestalsperrenverwaltung Sachsen in Kooperation mit der ATT die Phytoplanktonringversuche auch für Unternehmen und Behörden außerhalb der ATT anbieten. Interessenten wenden sich bitte direkt an die Autoren.

Interne Heterotrophie von Seen: Die Relation von Community Respiration und Primärproduktion

Brigitte Nixdorf^d, Jacqueline Rücker¹ & Tina Endrulat²

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, b.nixdorf@t-online.de

² Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Zuercherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf, Switzerland, tina.endrulat@wsl.ch

Keywords: Trophiekonzept, Primärproduktion, Respiration, interne Heterotrophie

Einleitung

Die meisten Standgewässer wurden in der Vergangenheit im Gegensatz zu Flüssen als autotrophe Systeme charakterisiert, d.h. die Primärproduktion ist höher als der Abbau der organischen Substanz durch heterotrophe Organismen. Ausnahmen bilden Gewässer, die aus externen Quellen einen höheren Eintrag an organischer Substanz erhalten und folglich als heterotrophe Systeme fungieren (Odum 1963). Beispiele dafür sind Seen in der Initialphase, die nach Odum (1969) keine ausgewogene Balance zwischen Primärproduktion (P) und Respiration (R) aufweisen, huminstoffreiche Braunwasserseen, saure Tagebauseen (Nixdorf & Jander 2003), aber auch sehr nährstoffarme Gewässer (del Giorgio & le B. Williams 2005), während Seen mit zunehmendem Reifungsgrad ein P/R-Verhältnis von 1 erreichen. Eine negative Netto-C-Bilanz, d.h. eine interne Heterotrophie, von Seen wird in der jüngsten Vergangenheit für eine Vielzahl von Seen beschrieben (del Giorgio & le B. Williams 2005, Bachmann et al. 2000, 2005, 2006), weil zunehmend das GESAMT-System mit pelagischer und benthischer Respiration in die Kalkulation eingeschlossen wird. Auch für Fließgewässer ist das Verhältnis von Primärproduktion zur Respiration als guter Indikator für Störung und Stabilität des Ökosystems beschrieben (Uehlinger 2006).

Typisierung und Klassifikation von Seen basieren in den überwiegenden Fällen auf dem Trophiekonzept, wobei Trophie als Intensität der Primärproduktion (Elster 1958) verstanden wird. Sie erfasste bislang in den meisten Fällen nur einen Teil des pelagischen Ökosystemumsatzes, nämlich den des Phytoplanktons. Die trophische Klassifikation ist folglich eine Zuordnung von Produktionsintensitäten im Epilimnion oder der euphotischen Zone, und das Trophiekonzept vernachlässigt somit die meisten heterotrophen Stoffumsätze, z.B. im Hypolimnion oder im/am Sediment.

Derzeit hat sich zur Frage der „internen“ Heterotrophie von Seen ein wissenschaftlicher Disput entwickelt. So bestreitet Schelske (2006) z.B. die Möglichkeit der von Bachmann et al. (2000) formulierten Heterotrophie-Hypothese für den Lake Apopka aufgrund methodischer Unzulänglichkeiten bei der Übertragung von Kurzzeitexperimenten zur Respiration auf Tages- und Jahresraten. Eine grundlegende Frage bei der Bilanzierung der C-Produktion und ihres Abbaus ist die Frage, wie die Ergebnisse der angewandten Methoden interpretiert werden: als Netto- oder Bruttoproduktion (Marra 2002, Wilhelm et al. 2004). Diese Frage ist trotz 50 Jahren ¹⁴C-Primärproduktionsforschung noch nicht gelöst (del Giorgio & le B. Williams 2005). Folglich stehen neben der Erfassung der

systemeigenen Primärproduktion aller autotrophen Organismen in einem Gewässer auch methodische Aspekte der Produktions- und Respirationsmessungen im Brennpunkt der Untersuchungen.

Anliegen dieses Beitrages ist Beantwortung folgender Frage: Können diese trophie-orientierten Ansätze durch Einbeziehung respiratorischer Prozesse sinnvoll ergänzt werden? Diese Frage soll am Beispiel von Kalkulationen zur P/R-Bilanz im eutrophen Scharmützelsee (Brandenburg) beantwortet werden.

Methoden

[0][0]Die Primärproduktion (^{14}C -PP) wurde im Scharmützelsee (nähere Angaben zur Limnologie in Rücker et al. 2003) mit der ^{14}C -Methode (modifiziert nach Vollenweider 1974, siehe Nixdorf et al. 2003) an epilimnischen Mischproben gemessen. Die spezifische Aktivität der Impflösung betrug $0.185 \text{ MBq mL}^{-1}$. Die Proben wurden 3 Stunden um die Mittagszeit in situ im Vertikalprofil bzw. in einem Laborinkubator unter Simulation natürlicher Licht- und Temperaturbedingungen in der durchmischten Schicht inkubiert. Die Filtration der Proben erfolgte über $0.2 \mu\text{m}$ PC-Membranfilter (Whatman) und die anschließende Messung der Radiaktivität in einem LSC. Die Dunkelfixierung wurde subtrahiert. Die Messung der O_2 -Community Respiration erfolgte ebenfalls an epilimnischen Mischproben mittels klassischer Hell-Dunkelflaschenmethode und Winkler-Titration nach einer Inkubationszeit von 24 Stunden in situ.

Ergebnisse und Diskussion

Chl a-Konzentration als Indikator für die Primärproduktion

Da nicht an allen Messterminen neben der Respiration auch die Primärproduktion gemessen wurde, ist dieser Wert aus der Korrelation zwischen Chl a-Konzentration und ^{14}C -Primärproduktion (Abb. 1) nach folgender Gleichung berechnet worden:

$$^{14}\text{C}\text{-PP} = 1.18 \text{ Chl a}^{1.03}, n = 97; R^2 = 0.75.$$

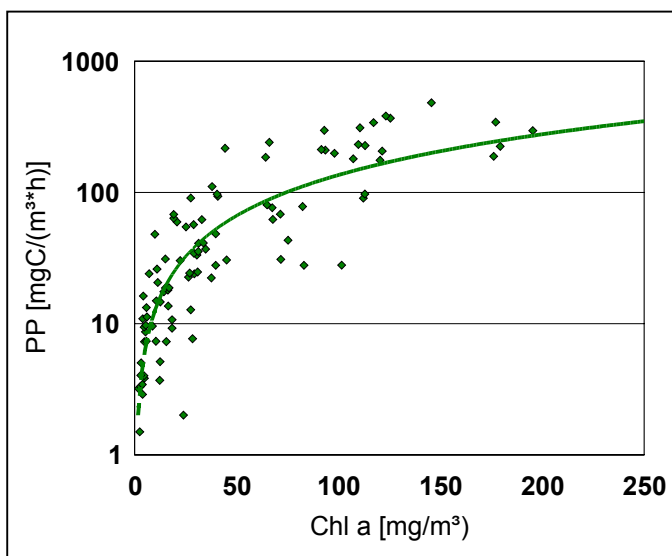


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Chl a-Konzentration und volumenbezogener ^{14}C -Primärproduktion in Gewässern des Scharmützelseegebietes

Aus dem exponentiellen Verlauf der Kurve wird ersichtlich, dass es zunächst einen annähernd linearen Zusammenhang zwischen Chl a-Konzentration und Primärproduktion im Bereich der P-

Limitation gibt. Mit steigender Trophie stellt sich ein biomassebedingter Sättigungsverlauf ein, der durch eine negative Rückkopplung durch Selbstbeschattung (Lichtlimitation) bedingt ist.

P/R- Relation im eutrophen Scharmützelsee in Abhängigkeit von der Gewässertiefe

In der Abbildung 2 sind der Verlauf und die Intensitäten der flächenbezogenen Primärproduktion und Respiration für folgende kalkulierte Tiefen dargestellt: a) für die mittlere Tiefe des Sees, die 9 m beträgt und b) für die 90%-Tiefe ($Z_{90\%}$) des Sees. Das ist die Tiefe, mit der 90% des gesamten Seevolumens erfasst werden. Diese beträgt für den Scharmützelsee 15 m.

Die Primärproduktion im Scharmützelsee liegt mit Werten in der Vegetationsperiode zwischen 2 und 6 $gC/(m^2*d)$ im eutrophen Bereich, der für den See außer 2000 und 2004 auch anhand anderer Trophieparameter bestätigt wurde. Die Phasen der Eutrophie sind von einem ausgeglichenem P/R-Verhältnis gekennzeichnet. Ab 2004 scheinen die trophiemindernden Maßnahmen im Einzugsgebiet des Sees zu greifen; die Primärproduktion geht deutlich zurück, gleichzeitig erhöht sich die relative Bedeutung der Abbauprozesse. Das Verhältnis P/R ist in diesem Jahr mit 0,63 deutlich unter der ausgewogenen Balance der Vorjahre. Trophieminderung führt folglich zu einer erhöhten internen Heterotrophie, was laut Definition auch zu erwarten ist. Der gleiche Effekt tritt ein, wenn für den gleichen See ein größerer Teil des Gewässervolumens einbezogen wird (Abb. 2b). Für 90% des Seevolumens ergibt sich somit ein Grad der internen Heterotrophie, bei dem die respiratorischen Prozesse etwa doppelt so intensiv ablaufen wie die Primärproduktion. Besonders deutlich wird das in dem Jahr der Etablierung mesotropher Zustände (2004): Hier beträgt das P/R-Verhältnis nur noch 0,38.

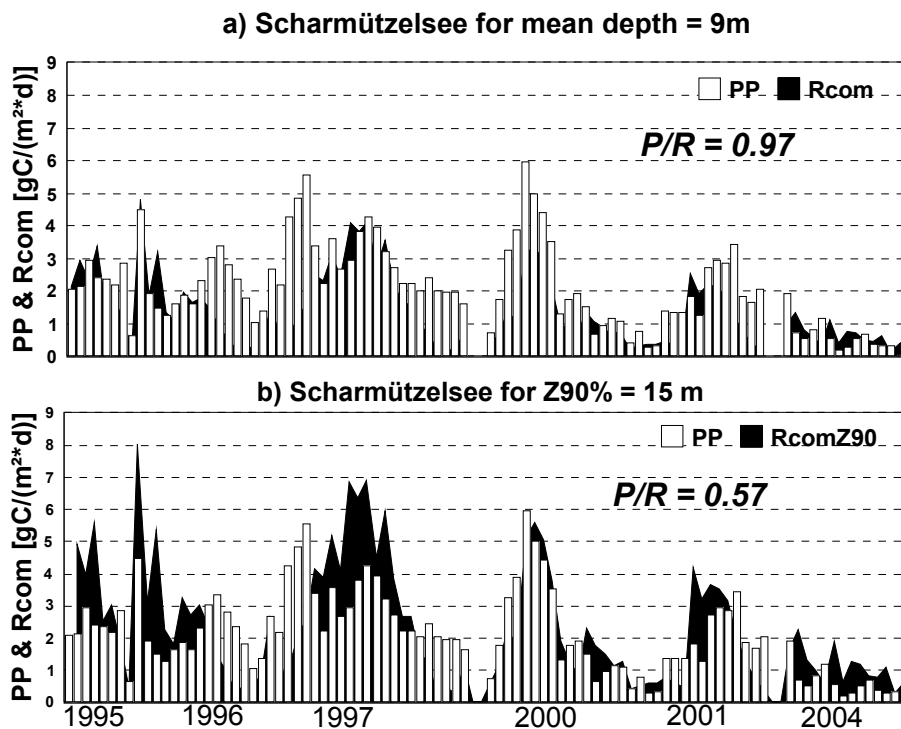


Abb. 2: Saisonaler Verlauf der Primärproduktion (P) und Respiration (R) im Scharmützelsee sowie das Verhältnis P/R als Mittelwert kalkulierte für die mittlere Tiefe des Sees (a) und für die 90%-Tiefe (b)

Die Wahl der Gewässertiefe ist für prozessbezogene Bilanzbetrachtungen nicht trivial, geht es doch dabei im Gegensatz zur meist volumenbezogenen Ermittlung der Trophie darum, welche Gewässersäule als Basis für den Gesamtumsatz und damit als repräsentativ für den Gewässerkörper angesehen wird. Wie schnell und wie intensiv Sauerstoff im Hypolimnion geschichteter Seen verbraucht wird, bestimmt im erheblichen Maße das ökologische Besiedlungspotenzial dieser Habitate. So tritt Anoxie im Hypolimnion des Scharmützelsees schon im Juni auf und führt aufgrund der anaeroben Abbauprozesse sehr rasch zu einer hypolimnischen Akkumulation von H_2S mit Konsequenzen für das gesamte Ökosystem.

Wichtige ökologische Fragestellungen zum Stoffumsatz unserer Seen, wie:

- Wie hoch ist die Respiration in Seen?
- Welche Anteile haben Litoral, oxisches Pelagial, anoxisches Pelagial und Profundal an der Gesamt-Community-Respiration eines Sees?
- Welche Anteile haben die einzelnen funktionellen Organismengruppen an der Community Respiration?
- Welche Mengen reduzierter Substanzen reichern sich während der Sommerstagnation im Hypolimnion unserer dimiktischen eutrophen Seen an und welche ökologischen Konsequenzen haben diese Prozesse?

sind bislang weder für die klassische Trophieklassifikation von Interesse gewesen, noch ist es gelungen, diese wichtigen Aspekte in die Bewertungsvorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie einzu beziehen. Unter diesem Aspekt ist dieser Beitrag als Plädoyer für die Einbeziehung respiratorischer Prozesse in die ökologische Bewertung von Seen zu verstehen. Dazu sind noch vielfältige Forschungen zu methodischen Fragen zu Abbauprozessen durch anoxische und suboxische Respiration für die Bilanzierung zu lösen. Die hier vorgestellten Datenreihen sind in diesem Zusammenhang als eine grobe Näherung zu betrachten, da a) alle Primärproduktions- und Respirationswerte aus epilimnischen Mischproben bzw. Mischproben aus der durchmischten Schicht während der Vollzirkulation ermittelt wurden und b) eine Übertragung der Respirationen aus oxischen Schichten in anoxische Bereiche sicher eine Überschätzung der Gesamtrespiration bedeutet. Der Fehler dieser Überschätzung der Respiration wird jedoch im gewissen Grade durch die Respiration am Sediment kompensiert, die ja mit der Flaschenmethode nicht erfasst wird. Hier sind Auswirkungen und Vergleiche zum Abbau organischer Substanz in verschiedenen Redoxbereichen (Freiwasser, Sediment) ein wichtiger Schritt in Richtung Quantifizierung respiratorischer Prozesse und interner Heterotrophie. Methodische Ansätze dazu finden sich bei Ergebnissen aus Untersuchungen im marinen Bereich (Codispoti et al. 2005). Respiration sollte zumindest als „gleichwertiger“ Partner zur Primärproduktion in den Überlegungen zur Bewertung unserer Seen berücksichtigt werden, weil dieser Prozess

- als der bessere Index für den Fluss und Umsatz organischer Substanz angesehen wird (le B. Williams & del Giorgio 2005),
- die verschiedenen Quellen der organischen Substanzzufuhr und ihres Umsatzes sowie die zeitliche Variabilität besser integriert und
- damit als ein effizienter Tracer für den Transport und Umsatz organischer Substanz in Ökosystemen und somit für die Modellierung benutzt werden kann.

Danksagung

An dieser Stelle möchten wir uns bei Frau Gudrun Lippert und Frau Ute Abel für die Unterstützung bei den Prozessmessungen im Labor und den Herren Henschke und Terlinden bei den Probenahmen im Seengebiet bedanken. Die Daten für 2004 wurden im Rahmen der Diplomarbeit von Tina Endrulat erhoben. Hartwig Krumbek sei für die Erhebung der Daten zur Primärproduktion gedankt.

Literatur

- Bachmann, R. W., Hoyer, M. V. & Canfield, Jr. D. E. (2000): Internal heterotrophy following the switch from macrophytes to algae in Lake Apopka, Florida. - *Hydrobiologia* 418: 217-227.
- Bachmann, R. W., Hoyer, M. V. & Canfield, Jr. D. E. (2006): Net Production and heterotrophy in Lake Apopka: A comment on Schelske et al. (2003 *Arch. Hydrobiol.* 157:14-172). - *Arch. Hydrobiol.* accepted
- Bachmann, R. W., Hoyer, M. V., Vinzon, S. B. & Canfield, Jr. D. E. (2005): The origin of the fluid mud layer in Lake Apopka, Florida. - *Limnol. Oceanogr.* 50: 629-635.
- Elster, H.-J. (1958): Zum Problem der quantitativen Methoden in der Zooplanktonforschung. *Ver. int. Ver. Limnol.* 13: 101-120
- Marra, J. (2002): Approaches to the measurement of plankton production. In: *Phytoplankton Productivity*, Ed. P.J. le B. Williams et al., Blackwell Science
- Nixdorf, B. & J. Jander (2003): Bacterial activities in shallow lakes - A comparison between extremely acidic and alkaline eutrophic hard water lake. *Hydrobiologia* 506 (1): 697-705.
- Nixdorf, B., H. Krumbek, J. Jander & C. Beulker (2003): Comparison of bacterial and phytoplankton productivity in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. *Acta Oecologica* 24 (Suppl. 1): 281-288.
- Odum, E. P. (1963): *Ecology. Modern Biology Series.* Holt, Rinehart & Winston, New York. 152pp.
- Odum, E. P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- Rücker, J., B. Nixdorf, R. Deneke, A. Kleeberg & U. Mischke (2003): Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. *Wasser & Boden* 55 (4): 4-10.
- Schelske, C. L. (2006): Comment on the origin of the "fluid mud layer" in Lake Apopka, Florida. - *Limnol. Oceanogr.* 51: 2472-2480.
- Uehlinger, U. (2006): Annual cycle and interannual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. *Freshwater Biol.* 51, 5: 938-950.
- Vollenweider, R. A. (Ed.) (1974): *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments.* IBP Handbook Vol. 12. Blackwell Sci. Publ., Publ., Oxford, 225 pp.
- Wilhelm, C., Toepel, J., Vieler, A., Rautenberger, R. (2004). Photophysiology and primary production of phytoplankton in freshwater. A Minireview. *Physiol Plantarum* 120: 347-357.
- Williams, P.J. le B. & del Giorgio, P.A. & (2005): Respiration in aquatic ecosystems: History and background. In: *Del Giorgio, P.A. & Williams, P.J. le B. (2005): Respiration in aquatic ecosystems.* Oxford University Press: 1-17 Oxford University Press.

Die unbekannte Welt der kleinen Gewässer: Makrozoobenthos an Söllen in der Umgebung von Rostock

Thomas Pitsch¹, Christoph Buuk¹, Frank Gloede¹, Ursula Karlowski¹, Mirco Meyer¹, Oliver Wilck¹, & Nadine Wissig¹

¹ Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Allgemeine und Spezielle Botanik, Wismarsche Str. 8, D-18051 Rostock, thomas.pitsch@uni-rostock.de

Keywords: Sölle, Kleingewässer, Makrozoobenthos, Mecklenburg

Einleitung

Die Landschaft Mecklenburg-Vorpommerns ist zum überwiegenden Teil eine intensiv genutzte Agrarlandschaft. Sie ist geprägt durch eine große Anzahl sogenannter Sölle (ca. 40 000-90 000). Dabei handelt es sich um stehende Kleingewässer, die zumeist weder einen Zufluss noch einen Abfluss besitzen. Viele von ihnen weisen eine stark schwankende Wasserführung auf, manche trocknen mehr oder weniger regelmäßig aus. Auf Grund ihrer Isoliertheit und durch die von Soll zu Soll stark unterschiedlichen Lebensbedingungen sind auch kleinräumig starke Unterschiede im Arteninventar der Sölle zu erwarten.

Methoden und Untersuchungsgebiet

Im Rahmen einer Arbeitsgruppe an der Universität Rostock wurde in der Umgebung von Rostock in zwei Untersuchungsgebieten nahe den Gemeinden Retschow und Reetz (Abbildung 1) eine Anzahl von etwa 50 Söllen beprobt, von denen 10 regelmäßig intensiv untersucht wurden. Zwei dieser 10 Sölle trocknen, soweit bekannt, jedes Jahr im Sommer/Herbst aus (V81, R35). Drei Sölle (V48, V66, V86) wurden in den letzten sechs Jahren renaturiert (entschlammte und ausgebaggert). Die bislang ausgewerteten Tiergruppen finden sich in Tabelle 2. Die Aufsammlungen fanden bei Wanzen, Libellen und Köcherfliegen monatlich im Verlauf einer Vegetationsperiode (2004 bzw. 2005) statt. Die Molluskenfunde beruhen auf einer einzigen Begehung im Sommer 2004. Die übrigen Gruppen wurden in unregelmäßigen Zeitabständen erfasst.

Zum Auffinden der Tiere wurde der Wasserkörper, die Wasseroberfläche und das Sediment abgekäscht und außerdem die Ufervegetation nach Imagines abgesucht. Lichtfallen zur Erfassung von Köcherfliegen wurden sporadisch eingesetzt.

Außerdem wurden abiotische Faktoren (Tabelle 1) und geomorphologische Kennwerte erhoben, sowie das Arteninventar der Wasser- und Uferpflanzen (Karlowski 2007) erfasst.

Ergebnisse

Bislang konnten aus den erwähnten Tiergruppen rund 170 Taxa in und an den Söllen gefunden werden. In die folgenden Berechnungen gingen nur die Werte für solche Arten ein, deren Bodenständigkeit in den betreffenden Söllen sicher nachgewiesen oder zumindest wahrscheinlich gemacht werden konnte (Tabelle 2). Bei den Libellen beschränken wir uns daher im Weiteren auf Nachweise

auf Grund von Exuvien. Bei den Mollusken werden nur Lebendfunde berücksichtigt. Bei Wasserwanzen und Köcherfliegen wurde eine Einschätzung auf Grund der Häufigkeit der Adulten und des Vorhandenseins von Larven vorgenommen. Arten, die nur mit Lichtfang erbeutet werden konnten, blieben unberücksichtigt.

In Abbildung 2 werden die Artenzahlen der betrachteten limnischen Tiergruppen in Deutschland (nach Mauch et al. 2003) mit den Artenzahlen der vorliegenden Untersuchung aus Söllen bei Rostock verglichen. In den Gruppen der Heteroptera und Odonata konnten wir fast die Hälfte der deutschen Arten in unseren Söllen nachweisen. Bei anderen Gruppen, die vornehmlich Fließwasserbewohner umfassen (z.B. Trichoptera und Ephemeroptera), liegt dieser Anteil weitaus niedriger. Plecoptera konnten wir bislang überhaupt nicht finden.

Die Gesamtartenzahl der untersuchten Tiergruppen in den 10 Söllen (Abbildung 3) unterscheidet sich sehr stark von Soll zu Soll. Dabei weisen die austrocknenden Sölle V81 und R35 geringe Artenzahlen auf. Nur für V62 fanden wir noch weniger Arten. Dies hängt sicherlich mit den dortigen Lebensbedingungen zusammen (mächtige Faulschlammschicht unter flachgründigem Wasserkörper, zeitweise dichte Wasserlinsen-Decken). Aber auch zwischen den „normalen“ Söllen sind die Unterschiede in der Artenzahl erheblich.

Vergleicht man die Artenzahlen für Tiere und Wasserpflanzen an den 10 Söllen (Abbildung 4), so erkennt man eine schwache positive Korrelation.

16 Sölle wurden intensiv auf Libellen-Exuvien untersucht. In einem davon gibt es einen Bestand der Krebschere, dort allerdings massenhaft. Nur in diesem einen Soll fand sich die Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*). Die enge Bindung zwischen diesen beiden Arten wurde schon des Öfteren beschrieben (Heidemann & Seidenbusch 2002).

Tabelle 3 zeigt Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen einiger Arten und der Dauer der Wasserführung. Auch in der Literatur werden temporäre Gewässer als Lebensraum für *Eubbranchipus* und die angegebenen Köcherfliegen der Gattung *Limnephilus* erwähnt (Brinkmann & Speth 1999, BAL Suhlendorf 2001). Allerdings beruhen unsere Daten nur auf zwei austrocknenden Söllen.

Mit dem Programm CANOCO haben wir die einzelnen abiotischen Parameter auf ihren Erklärungswert für das Arteninventar der 10 intensiv beprobten Sölle hin untersucht. Demnach haben neben der Dauer der Wasserführung und der Tierartenzahl vor allem solche Parameter eine Bedeutung für die Artenzusammensetzung, die mit der Größe des Solls zusammenhängen, wie Breite, Länge, Fläche, Tiefe und Volumen des Wasserkörpers. Die Parameter mit den höchsten Erklärungswerten erreichen dabei ein „Signifikanzniveau“ von etwa 2%. Wegen der hier vorliegenden Mehrfachtests kann aber keinesfalls von statistischer Signifikanz gesprochen werden.

Abbildung 5 zeigt eine Ordination der Parameter und der 10 Sölle auf der Basis des Vorkommens an Tierarten. Einige Ergebnisse seien erwähnt:

- Die Dauer der Wasserführung („Wasserfu“) weist in die Richtung entgegengesetzt der Position der temporären Sölle R35 und V81.
- Breite und Tiefe weisen nach links unten, wo auch das mit Abstand größte Soll R28 positioniert ist. Gegenüber findet man das kleinste Soll V66.
- In der Nähe des Pfeils für den Parameter Renaturierung („Renat“) befinden sich die Nummern für die beiden renaturierten und dauerhaft wasserführenden Sölle V66 und V48.

Tab. 1: Erfasste Parameter (MW = Mittelwert, min = Minimalwert, max = Maximalwert).

| | | | |
|--|-----------------------|---------------------------|--------------------------|
| MORPHOMETRISCHE UND ANDERE PARAMETER : | | | |
| Breite (m) | Länge (m) | Tiefe (cm) | Fläche (m ²) |
| Volumen (m ³) | Isolationsgrad | Umland (Wald/Wiese/Acker) | Ufergehölz (%) |
| Renaturiert (ja/nein) | Wasserführung (Dauer) | Sichttiefe (m) im August | |
| PHYSIKO-CHEMISCHE PARAMETER : | | | |
| Carbonat-Härte(°d) MW | Gesamt-Härte(°d) MW | Chlorophyll-a (µg/l) MW | Gesamt N (µg/l) MW |
| Nitrat (µg/l) MW | Nitrit (µg/l) MW | Ammonium (µg/l) MW | Gesamt P (µg/l) MW |
| Ortho-phosphat (µg/l) MW | Leitfähigkeit (µs) MW | pH min | pH max |
| Sauerstoff (%) min | Sauerstoff (%) max | Org. Ant. im Sediment (%) | Seston (mg/l) MW |
| KOMPLEXE PARAMETER : | | | |
| Artenzahl Wasserpflanzen | Artenzahl Tiere | Trophie nach LAWA | |

Tab. 2: In bzw. an den 10 Söllen nachgewiesene Tierarten.

| | | | |
|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| MOLLUSCA : | CRUSTACEA : | ODONATA : | TRICHOPTERA Forts. : |
| <i>Acroloxus lacustris</i> | <i>Argulus sp.</i> | <i>Aeshna cyanea</i> | <i>Holocentropus picicornis</i> |
| <i>Anodonta cygnea</i> | <i>Asellus aquaticus</i> | <i>Aeshna grandis</i> | <i>Holocentropus stagnalis</i> |
| <i>Aplexa hypnorum</i> | <i>Eubranchipus grubii</i> | <i>Aeshna mixta</i> | <i>Leptocerus tineiformis</i> |
| <i>Bathyomphalus contortus</i> | <i>Orconectes limosus</i> | <i>Anax imperator</i> | <i>Limnephilus auricula</i> |
| <i>Bithynia tentaculata</i> | EPHEMEROPTERA : | <i>Bractytron pratense</i> | <i>Limnephilus bipunctatus</i> |
| <i>Galba truncatula</i> | <i>Cloeon dipterum</i> | <i>Chalcolestes viridis</i> | <i>Limnephilus decipiens</i> |
| <i>Gyraulus albus</i> | HETEROPTERA : | <i>Coenagrion lunulatum</i> | <i>Limnephilus flavicornis</i> |
| <i>Gyraulus crista</i> | <i>Aquarius paludum</i> | <i>Coenagrion puella</i> | <i>Limnephilus lunatus</i> |
| <i>Hippeutis complanatus</i> | <i>Callicorixa praeusta</i> | <i>Coenagrion pulchellum</i> | <i>Limnephilus marmoratus</i> |
| <i>Lymnaea stagnalis</i> | <i>Corixa dentipes</i> | <i>Cordulia aenea</i> | <i>Limnephilus nigriceps</i> |
| <i>Musculium lacustre</i> | <i>Corixa punctata</i> | <i>Enallagma cyathigerum</i> | <i>Limnephilus politus</i> |
| <i>Pisidium casertanum</i> | <i>Cymatia coleoptrata</i> | <i>Erythromma najas</i> | <i>Limnephilus rhombicus</i> |
| <i>Pisidium milium</i> | <i>Gerris argentatus</i> | <i>Ischnura elegans</i> | <i>Limnephilus stigma</i> |
| <i>Pisidium nitidum</i> | <i>Gerris lacustris</i> | <i>Ischnura pumilio</i> | <i>Limnephilus vittatus</i> |
| <i>Pisidium obtusale</i> | <i>Gerris lateralis</i> | <i>Lestes dryas</i> | <i>Lype reducta</i> |
| <i>Pisidium personatum</i> | <i>Gerris odontogaster</i> | <i>Lestes sponsa</i> | <i>Molanna angustata</i> |
| <i>Pisidium subtruncatum</i> | <i>Gerris thoracicus</i> | <i>Libellula depressa</i> | <i>Oecetis furva</i> |
| <i>Planorbis carinatus</i> | <i>Hesperocorixa linnaei</i> | <i>Libellula quadrimaculata</i> | <i>Oecetis lacustris</i> |
| <i>Planorbis planorbis</i> | <i>Hesperocorixa sahlbergi</i> | <i>Orthetrum cancellatum</i> | <i>Orthotrichia costalis</i> |
| <i>Radix auricularia</i> | <i>Hydrometra gracilentata</i> | <i>Pyrrhosoma nymphula</i> | <i>Phryganea bipunctata</i> |
| <i>Radix balthica</i> | <i>Ilyocoris cimicoides</i> | <i>Somatochlora metallica</i> | <i>Triaenodes bicolor</i> |
| <i>Segmentina nitida</i> | <i>Mesovelgia furcata</i> | <i>Sympetrum danae</i> | <i>Trichostegia minor</i> |
| <i>Sphaerium cf. ovale</i> | <i>Microvelia reticulata</i> | <i>Sympetrum flaveolum</i> | PISCES : |
| <i>Sphaerium nucleus</i> | <i>Nepa cinerea</i> | <i>Sympetrum sanguineum</i> | <i>Carassius auratus</i> |
| <i>Stagnicola corvus</i> | <i>Notonecta glauca</i> | <i>Sympetrum striolatum</i> | <i>Carassius carassius</i> |
| <i>Stagnicola palustris</i> | <i>Notonecta maculata</i> | <i>Sympetrum vulgatum</i> | <i>Esox lucius</i> |
| HIRUDINEA : | <i>Notonecta reuteri</i> | MEGALOPTERA : | <i>Leucaspius delineatus</i> |
| <i>Alboglossiphonia sp.</i> | <i>Notonecta viridis</i> | <i>Sialis lutaria</i> | <i>Perca fluviatilis</i> |
| <i>Erpobdella cf. testacea</i> | <i>Paracorixa concinna</i> | TRICHOPTERA : | <i>Tinca tinca</i> |
| <i>Erpobdella octoculata</i> | <i>Plea minutissima</i> | <i>Agrypnia pagetana</i> | AMPHIBIA : |
| <i>Glossiphonia sp.</i> | <i>Ranatra linearis</i> | <i>Agrypnia varia</i> | <i>Bombina bombina</i> |
| <i>Haemopsis sanguisuga</i> | <i>Sigara distincta</i> | <i>Anabolia nervosa</i> | <i>Bufo bufo</i> |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | <i>Sigara fossarum</i> | <i>Athripsodes aterrimus</i> | <i>Hyla arborea</i> |
| <i>Hemicleps marginata</i> | <i>Sigara iactans</i> | <i>Ceraclea senilis</i> | <i>Pelobates fuscus</i> |
| <i>Hirudo medicinalis</i> | <i>Sigara lateralis</i> | <i>Cyrnus insolutus</i> | <i>Rana arvalis</i> |
| <i>Pisciola sp.</i> | <i>Sigara limitata</i> | <i>Ecnomus tenellus</i> | <i>Rana kl. esculenta</i> |
| <i>Theromyzon tessulatum</i> | <i>Sigara longipalis</i> | <i>Enoicyla pusilla</i> | <i>Rana temporaria</i> |
| ARANEA : | <i>Sigara semistriata</i> | <i>Glyphotaelius pellucidus</i> | <i>Triturus cristatus</i> |
| <i>Argyroneta aquatica</i> | <i>Sigara striata</i> | <i>Halesus radiatus</i> | <i>Triturus vulgaris</i> |
| <i>Pirata sp.</i> | | <i>Holocentropus dubius</i> | |

Tab. 3: Vorkommen ausgewählter Arten in austrocknenden und in perennierenden Söllen.

| WASSERFÜHRUNG | episodisch: regelmäßig mehrere Monate im Sommer/ Herbst trocken | periodisch unregel- mäßig kurze Zeit im Herbst trocken | "Dreck- loch" | | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | | perennierend: regelmäßig ganzjährig wasserführend | | | | | | | |
| SOLL-NUMMER | V81 | R35 | R12 | R28 | R33 | R51 | V48 | V66 | V86 | V62 |
| TAXON | | | | | | | | | | |
| <i>Eubranchipus grubii</i> | 10 | 7 | | | | | | | | |
| <i>Aplexa hypnorum</i> | | 301 | | | | | | | 1 | |
| <i>Stagnicola corvus</i> | | 63 | | | | 1 | | | | |
| <i>Stagnicola palustris</i> | | 4 | | | | | | | | |
| <i>Lestes dryas</i> | | 4 | | | | | | 1 | | |
| <i>Limnephilus auricula</i> | 5 | 1 | | | | | | | | |
| <i>Limnephilus vitatus</i> | 5 | 28 | | | | | 1 | | | |
| <i>Limnephilus bipunctatus</i> | 5 | 1 | 1 | | | | | | | |
| <i>Rana kl. esculenta</i> | | | 100 | 4 | 12 | 1 | 121 | 1 | 1 | |
| <i>Gerris argentatus</i> | | | 6 | 6 | 5 | 11 | 8 | 17 | 30 | |
| <i>Ranatra linearis</i> | | | 11 | 15 | 18 | 17 | 1 | 4 | 1 | |
| <i>Epobdella octoculata</i> | | | 10 | 20 | 30 | 20 | 20 | | 30 | 10 |
| <i>Athripsodes aterrimus</i> | | | 7 | 151 | 19 | 55 | 10 | 4 | 46 | |



Abb. 1: Lage der beiden Untersuchungsgebiete (Kreise) nahe Rostock in Mecklenburg-Vorpommern

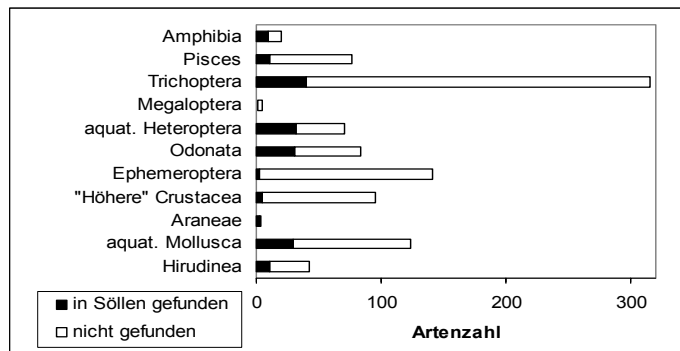


Abb. 2: Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen in Deutschland (gesamter Balken) und in den Söllen bei Rostock (schwarzer Balken)

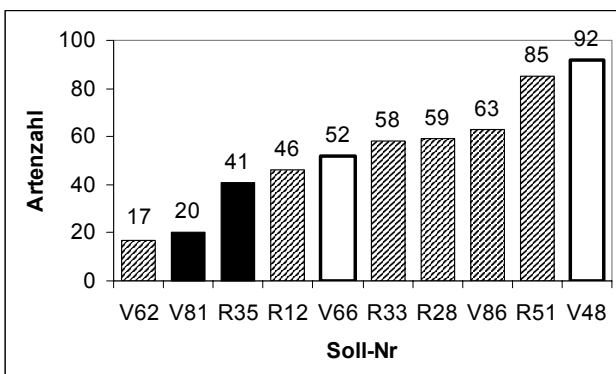


Abb. 3: Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen an den 10 Söllen (schwarz: temporäre, weiß: renaturalisierte Sölle)

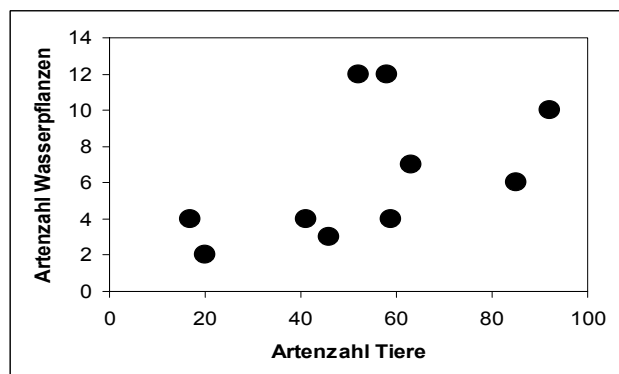


Abb. 4: Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen und der Wasserpflanzen an den 10 Söllen

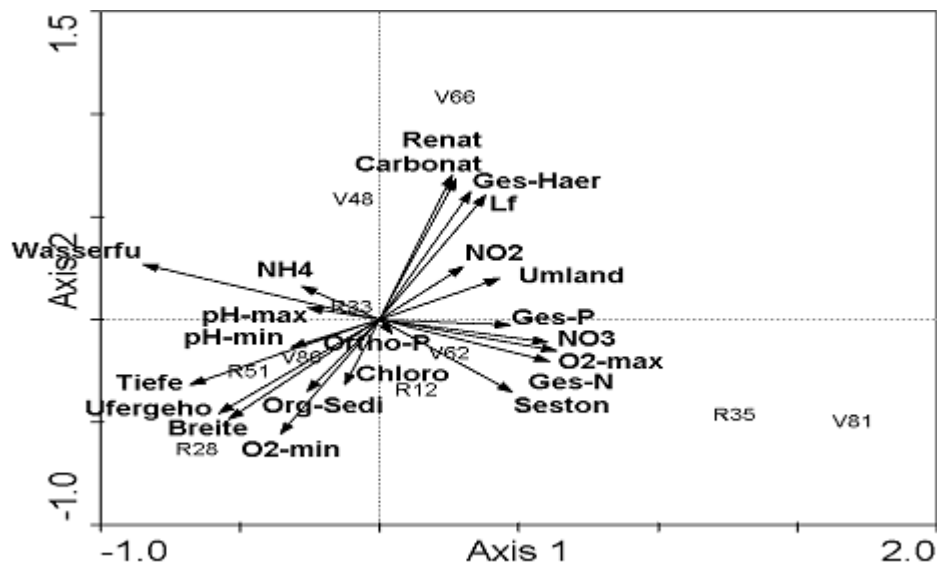


Abb. 5: Ordination mit CCA auf Basis der abiot. Parameter und der Tierarten an 10 Söllen

Zusammenfassung und Ausblick

Die meisten hier beschriebenen Zusammenhänge zwischen Vorkommen von Tierarten und abiotischen Parametern entsprechen den Erwartungen und bieten keine Überraschungen. Um darüber hinaus weitere Korrelationen festzustellen (und die beschriebenen besser belegen zu können), ist eine größere Anzahl an Untersuchungsgewässern erforderlich. Hierzu soll die intensive Beprobung auf wesentlich mehr Sölle ausgedehnt werden. Um „Soll-typische“ Arten besser ausgrenzen zu können, sollen stehende Gewässer anderer Form und Größe einbezogen werden, wie Kleinseen, Gräben und Pfützen, Waagenspuren, etc.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit beruht auf den Ergebnissen von vier Diplomarbeiten und einer Staatsexamensarbeit.

Wir danken Herrn Dr. Helmut Winkler, Rostock, für die Bestimmung der Fische.

Literatur

- BAL Suhlendorf (2001): Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt, Teilprojekt Limnische Ökologie – Abschlußbericht. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle, http://elise.bafg.de/servlet/is/3939/TP_2-3_Kap5-5.pdf
- Brinkmann, R., Speth, S. (1999): Eintags-, Stein- und Köcherfliegen Schleswig-Holsteins und Hamburgs – Rote Liste. Landesamt für Natur- und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, <http://www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/23820/steinfliegen.pdf>
- Heidemann, H., Seidenbusch, R. (2002): Die Libellenlarven Deutschlands. Die Tierwelt Deutschlands 72. Teil, Goecke & Evers, Keltern
- Karlowski, U. (2007): Vielfalt durch Isolation? Die Wasser- und Uferpflanzen kleiner Stillgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Weißensee Verlag, Berlin: im Druck
- Mauch, E. et al. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsberichte 1/03, München

Quelljungfern (*Cordulegaster boltonii* und *C. bidentata*) in Waldbächen des hohen Bodanrücks

Schmidt-Halewicz¹, S., Heitz, S.

¹LimSa Gewässerbüro, Joseph-Belli-Weg 5, 78467 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de

Keywords: Quelljungfern, Forsteinrichtung, Makrozoobenthos, Waldbäche

Einleitung

Die beiden Quelljungferarten gehören zu den charakteristischsten sowie schutzbedürftigen Libellen der Bachoberläufe. Ihre Larven benötigen eine Entwicklungszeit von 4 bis 6 Jahren und sind somit als Zielarten besonders geeignet. Sie charakterisieren als Naturraumart (*C. boltonii*) oder als zielorientierte Indikatorart (*C. bidentata*) des Zielartenkonzepts von Baden-Württemberg die Quellen und Bachoberläufe (Heitz 2006).



Abb. 1: Probenahme Makrozoobenthos bzw. Libellenlarven im Mühlbach, Allensbach

In diesem Projekt zur Aufwertung der biologischen Wertigkeit von Waldbächen wurden 21 km Bachläufe im Gemeindegebiet Allensbach (westlicher Bodensee) auf ihre Besiedlung durch Larven beider Quelljungfern untersucht. Außerdem wurde das Makrozoobenthos als potentielles Nahrungsangebot für die Libellenlarven an 11 ausgewählten Stellen aufgenommen. Die Tiere sind aufgrund ihrer räuberischen Lebensweise auf genügend Nahrungsorganismen angewiesen

(Boschi et al. 2003). Einige der von Hering et al. (1993) beschriebenen negativen Auswirkungen von Fichtenmonokulturen auf Wassertiere sollten überprüft werden. Im weiteren wird deshalb folgende Fragestellung besonders betrachtet: welchen Unterschied der Makrozoobenthos-Besiedlung weisen Bachoberläufe im Nadel- und im reinen Laubwald auf?

Material & Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich am westlichen Bodensee im höher gelegenen, waldreichen

Teil des Bodanrück, im sogenannten Naturraum „Hoher Bodanrück“. In 15 Bachsystemen wurde ein zusammenhängendes Fließgewässernetz mit einer Gesamtlänge von etwa 21 km untersucht.

Durchführung

Die Larvensuche der Quelljungfern erfolgte an 77 Probestellen in einer festen Zeitspanne von 15 Minuten pro Probestelle. Hierbei wurden typische Larvenaufenthaltssorte, wie einzelne Gumpen (Vertiefungen bzw. Kolke im Gewässerbett) und Flachwasserbereiche auf einer Strecke von 5 bis 50m durch Sieben des Bodensubstrats (Küchensieb mit Maschenweite von ca. 0,8mm) oder durch die Erschütterungstechnik nach lebenden Larven der beiden Quelljungfern überprüft. Bei der Erschütterungstechnik von A. & S. Heitz werden durch Aufstampfen am Gewässerrand oder ruckartiges Wippen des Bearbeiters mit den Knien die im Sediment vergrabenen Larven aufgestört, die dann durch Bewegungen auf sich aufmerksam machen (vgl. Stephan 1998).

Das Makrozoobenthos wurde an 5 Bächen - je eine Stelle im Laubwald, in einem Falle zwei, und eine im benachbarten Nadelwald – aufgenommen. Gleiche Fliessgeschwindigkeit und Temperatur waren Voraussetzung. Im Nadelwaldeinfluß betrug die Länge des Nadelwaldes am Gewässerrand jeweils beiderseits 35-70m. In der Regel dominierte Laubwald, der auch die typische Waldformation für die Quelljungfern darstellt (Buchwald 1988).

Bei der Probenahme wurden 2 x 5 Siebfüllungen eines Küchensiebes nach Organismen durchsucht (alternativ 5 Steine sorgfältig abgesucht) (Barndt et al. 1992). Bis auf wenige Einzelexemplare wurden alle Tiere im Gelände bestimmt und wieder ausgesetzt. Mollusken wurden nicht berücksichtigt. Sie dienen den Libellenlarven nicht als Nahrung.

Ergebnisse

An 77 Probestellen wurden insgesamt 95 Larven der beiden Quelljungferarten nachgewiesen. Eine Besiedlung mit der *C. boltonii* wird für drei Viertel aller untersuchten Waldbäche angenommen, wohingegen *C. bidentata* nur einzelne Gewässer-oberläufe bewohnt. Die hohe Stetigkeit der beiden Quelljungferarten belegt die grundsätzlich günstigen Siedlungsbedingungen auf dem Bodanrück.

Abb 2: Larven von *C.bidentata* (oben) und *C. boltonii* (unten) auf natürlichem Substrat (Fotos: S. Heitz)



An Makrozoobenthos wurden insgesamt 3363 Tiere in den 11 Proben ermittelt. Diese konnten 42 systematischen Einheiten zugeordnet werden, in der Mehrzahl aus den Ordnungen Trichoptera, Ephemeroptera, Diptera und Coleoptera. Die Mehrzahl der Organismen sind Larven von Insekten, die nur für den Entwicklungszeitraum der Larve das Fließgewässer bewohnen. Der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) hingegen wird ganzjährig und in allen Lebensphasen im Bach angetroffen. Allein ca. 1000 Individuen Makrozoobenthos erschienen an einer einzigen Probestelle (KREB-Laub). Auf die anderen verteilten sich <100 bis >500 Individuen je Stelle.

Neben der systematischen Zuordnung wurde eine Einteilung in die Ernährungstypen vorgenommen (Bay. LA f. WW, 1996). Die typische Ernährungsweise (Filterieren, Rauben, Abweiden von Oberflächen) und die damit verbundene Nahrungspräferenz (organisches Material, lebendes Material,

pflanzliches oder tierisches Material), lässt weitere Schlüsse auf das Gewässer zu. Diese Typen sind wie folgt in Tab. 1

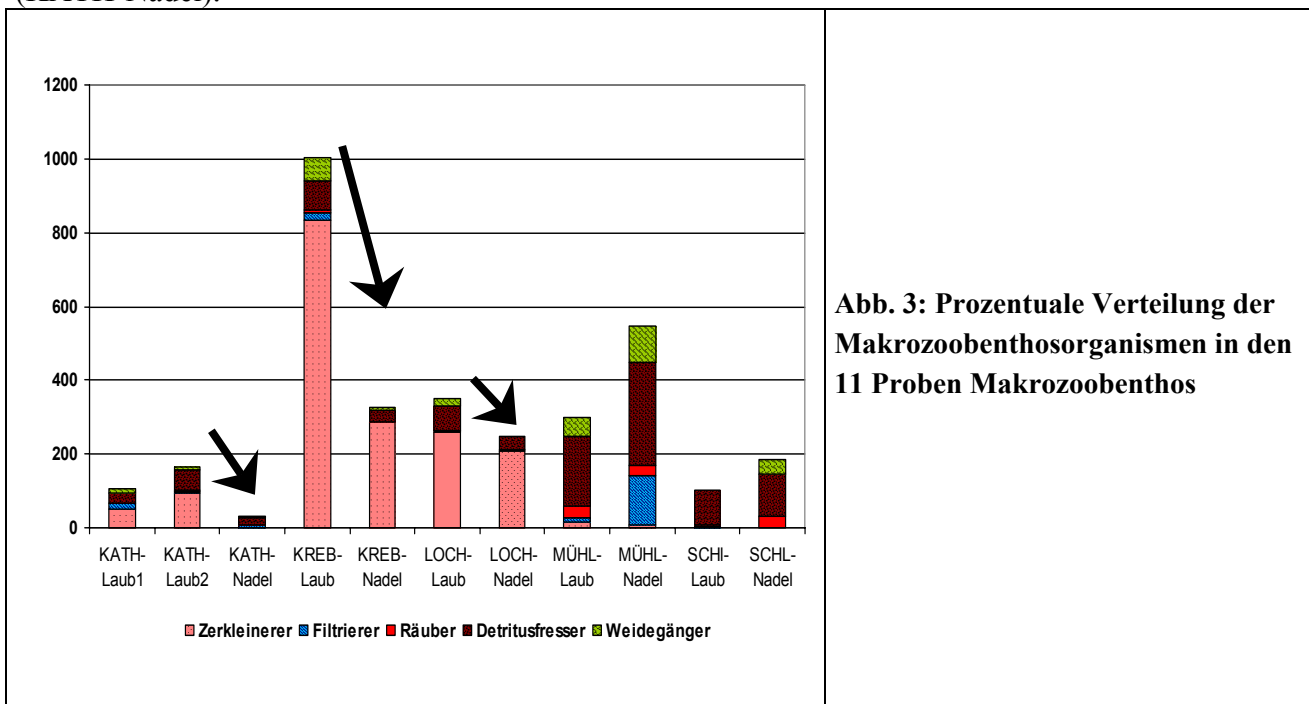
An sechs von elf Probestellen zeigen sich dominierend hohe Anzahlen des Bachflohkrebses *Gammarus fossarum*, ein typisches Fließgewässertier quellnaher Bereiche, das sich dort vom eingetragenen Laub ernährt (Bay. LA f. WW, 1988).

In drei von fünf Bächen ist die Individuenzahl im Einfluß des Nadelwaldes niedriger als im Laubwald. Die Abnahme von Individuenzahlen im Laub- zum Nadelwaldeinfluß kann im Katharina/Stockwiesbach (KATH) mit 522%, im Krebsbach (KREB) mit 305%, im Lochhölzlebach (LOCH) mit 141% beziffert werden.

Tab. 1: Ernährungstypen Makrozoobenthos (Bay. LA f. WW, 1988).

| Ernährungstypen | Ernährungsweise und Futterpräferenz |
|------------------------|--|
| Räuber | Tiere, die aktiv andere Organismen fangen, Fleischfresser. |
| Weidegänger | Tiere, die Oberflächen (Steine, Blätter, Holz) abweiden und die Algen des Aufwuchses abschaben. |
| Filtrierer | Tiere, die aus der Strömung das Geschwebe abfangen, das meist aus Detritus, aber auch aus frischem oder fleischlichem Material besteht, welches passiv aufgefangen wird. |
| Detritusfresser | Tiere, die den Untergrund durchwühlen und vom organischen Anteil des Bodenmaterials leben. |
| Zerkleinerer | Tiere, die Blattmaterial im Bachbett zerkleinern, eine Spezialform des Detritusfressers. |

Ausnahmen von dieser Individuenverteilung bilden der Mühlbach (MÜHL) und der Schlafbach (SCHL) in jeweils beiden Waldausprägungen, sowie der Nadelwaldbereich am Stockwiesbach (KATH-Nadel).



Außerhalb des Nadelwaldeinflusses ist der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* vorhanden, der im Mühlbach und Schlafbach komplett fehlt. Diese Tiere sind von großer Bedeutung als Nahrungsgrundlage für die Libellenlarven, weil sie

- ganzjährig, in allen Lebensphasen, vorhanden sind und
- die typischen Laubzersetzer sind, die ohne Laubblätter im Bach nicht existieren können.

Bei Fehlen von Bachflohkrebsen fällt eine große Futterquelle für die Quelljungferarten aus. Bachflohkrebsse als Zerkleinerer, können durch einige Arten der Trichopteren, Plecopteren und Dipteren in ihre Funktion ersetzt werden (Pfuhl 1994). Die trifft auf den Mühlbach zu; im Schlafbach dominiert hingegen die Fraktion der Detritusfresser. Dombrowski (1989) und Pfuhl (1994), die jeweils eine der Quelljungferarten in Wuchsverhalten und Nahrungswahl eingehend untersucht haben, geben an, dass die jüngeren Larven überwiegend Dipteren, hier v.a. Chironomiden, sowie Oligochaeta fressen; mit zunehmender Größe werden Trichoptera und Gammariden angenommen. Im Nadelwaldbereich des Stockwiesbach dürfte jedoch jedwede Futterkonzentration für die Existenz von Räubern zu gering sein.



Abb. 4: Für Quelljungferbesiedlung geeignete Bestockung (Krebsbach)



Abb. 5: Für Quelljungferbesiedlung wenig geeignete Bestockung (Schlafbach)

Die Abnahme der Individuenzahlen scheint mit dem Angebot vom Falllaub im Gewässer in Verbindung zu stehen und deckt sich mit Literaturangaben (vgl. Hering et al. 1993), denen zufolge die Nadelbaumbestockung direkt am Gewässer zur Reduktion der räuberisch lebenden Quelljungfern führt.

An Schlafbach und Mühlbach haben die Nadelbaumbestände weniger direkten Einfluss auf das Makrozoobenthos, weil dort der Effekt durch andere Faktoren (z.B. Eintrag von Laub von oberhalb, starke Strömung bzw. zu wenig Strömung) überlagert wird.

Diskussion

Die bachbegleitenden Waldbestände können Einfluss auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Besiedlung und damit auf das Nahrungsspektrum der Larven haben. An Gewässerstrecken mit Nadelbaumreinbeständen verschwinden die Libellen nicht vollständig aus dem Bach, sondern

ihre Larvendichte verringert sich in Folge geringeren Nahrungsangebots. Negative Einflüsse der Nadelbaumstockung auf das Beutespektrum der Quelljungfern konnten exemplarisch an drei Gewässerläufen durch die Abnahme der Individuendichten insbesondere des Bachflohkrebses (gepunkteter Bereich in der Abb. 3) (*Gammarus fossarum*) dokumentiert werden. Damit wurden die von Hering et al. (1993) beschriebenen Auswirkungen bestätigt. Bereits 35 bis 70m lange, beidseitig am Bach vorhandene Nadelbaumreinbestände können einen negativen Einfluss auf die Fließgewässerlebensgemeinschaft haben.

Bei größeren (MÜHL) oder zeitweise trockenfallenden Bächen (SCHL, Abb. 5) wurde dieser Effekt nicht festgestellt. Andere Faktoren als das Nadelstreu wirken sich hier stärker auf die Makrozoobenthos-Besiedlung aus.

Danksagung

Geht an das BUND Naturschutzzentrum in Möggingen und Plenum Westlicher Bodensee für Projektleitung und Finanzierung

Literatur

- Barndt, G. & B. Bohn unter Mitwirkung von E. Köhler (1992): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern – Schriftenreihe der Vereinig. dt. Gewässerschutz e.V. (VDG), Band 53.
- Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsbericht Heft 4/96.
- Boschi, C., R. Bertiller & T. Coch (2003): Die kleinen Fließgewässer – Bedeutung – Gefährdung – Aufwertung. vdf Hochschulverlag, ETH Zürich.
- Dombrowski, A. (1989): Ökologische Untersuchungen an *Cordulegaster bidentatus* (SELYS 1843). Diplomarbeit Georg-August-Universität Göttingen, II. Zoolog. Institut.
- Heitz, S. (2006): Waldbauliche Maßnahmen zur Förderung der Larvallebensräume der Quelljungfernarten am Bodanrück (*Cordulegaster bidentata* und *C. boltonii*). Mercuriale 6: 2-8.
- Hering, D., M. Reich & H. Plachter (1993): Auswirkungen von gleichaltrigen Fichten-Monokulturen auf die Fauna von Mittelgebirgsbächen. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, Heft 2: 31-42.
- Pfuhl, D. (1994): Autökologische Untersuchungen an *Cordulegaster boltoni* (DONOVAN 1807) (Insecta, Odonata). Diplomarbeit Georg-August-Universität Göttingen, II. Zoolog. Institut.
- Stephan, U. (1998): Untersuchungen zur Habitatbindung der Quelljungferarten *Cordulegaster boltoni* (DONOVAN 1807) und *Cordulegaster bidentata* (SELYS 1843) in Waldbächen des Mittleren Schwarzwaldes unter besonderer Berücksichtigung der Larvalökologie. Diplomarbeit Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., Fakultät für Biologie.

Die Bedeutung von Taucheruntersuchungen bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern

Klaus van de Weyer

lanaplan, Lobbericher Str. 5, D-41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Keywords: Makrophyten, Tauchen, Methoden, Transekte, EG-WRRL, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Einleitung

Tauchuntersuchungen zur Erfassung von Makrophyten werden seit den 1950er Jahren durchgeführt (Mothes 1955). Intensiviert wurde dies in Deutschland insbesondere durch Melzer (1976) und Vöge (1982, 1987). Taucher werden zu floristischen, vegetationskundlichen und populationsbiologischen Fragestellungen sowie zur Bewertung der Gewässergüte (Lodge et al. 1989; Melzer et al. 1986; Schmedtje et al. 2001; Vöge 1982, 1987, 1992; van de Weyer 2003a) eingesetzt. Mittlerweile sind Tauchuntersuchungen fester Bestandteil bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und tiefen Fließgewässern, um eine Bewertung gemäß EG-Wasserrahmen-Richtlinie bzw. FFH-Richtlinie durchzuführen (Schaumburg et al. 2006a, b; Spiess & Bolbrinker 2001, van de Weyer 2003b, 2006). In Seen werden Tauchuntersuchungen auch zur Beurteilung der Effizienz von Maßnahmen zur „Bekämpfung“ von Massenentwicklungen von Makrophyten eingesetzt. In vielen Projekten werden Tauchuntersuchungen mit anderen Methoden kombiniert (Jäger et al. 2002; Heege et al. 2004; Proeza et al. 2007, Schmedtje et al. 2001; van de Weyer 1999, 2006; van de Weyer et al. 2007).

Die Methoden, die Taucher zur Erfassung von Makrophyten anwenden, unterscheiden sich in der Auswahl der Probeflächen, der Abgrenzung der Teilflächen und den Schätzskaalen zur halbquantitativen Erfassung. Nachfolgend sollen die wesentlichen Methoden dargestellt werden. Außerdem werden Vor- und Nachteile beschrieben. Zunächst werden Voraussetzungen für Taucher zur Erfassung von Makrophyten dargestellt.

Voraussetzungen für Taucher zur Erfassung von Makrophyten

Grundsätzlich können sowohl erfahrene Sport- als auch Forschungstaucher Makrophyten erfassen. Die Ausrüstung umfasst neben der üblichen Tauchausrüstung mit Tiefenmesser mindestens eine Unterwasser-Schreibtafel, nummerierte Plastikbeutel zur Entnahme von Makrophyten und nach Möglichkeit eine Unterwasserkamera. Bei bestimmten Fragestellungen können weitere Geräte (z.B. ein Maßband) erforderlich sein. In Flüssen mit hoher Fließgeschwindigkeit kann es notwendig sein, sich anzuleinen. Grundsätzlich müssen die Sicherheitsbestimmungen beachtet werden. Bei Bootsverkehr empfiehlt sich z.B. die Sicherung durch ein separates Boot.

Neben der Ausrüstung und den technischen Tauchfähigkeiten ist eine Schulung in Hinblick auf Makrophyten unerlässlich. Zur qualitativen Erfassung des Arteninventars sind gute Artenkenntnisse, Kenntnisse über die morphologische Plastizität von Makrophyten im Jahresverlauf, in unter-

schiedlichen Tiefenstufen und in unterschiedlichen Regionen notwendig. Werden Proben von Makrophyten durch ungeschulte Taucher genommen, werden oft seltene Arten übersehen. Ein geschulter Taucher erfasst Makrophyten überwiegend optisch, bei unklaren Taxa werden Proben zur Nachbestimmung im Labor entnommen. Hierbei ist es von Vorteil, wenn ein geschulter Taucher die bestimmungsrelevanten Merkmale der einzelnen Arten kennt.

Zur qualitativen Erfassung von Makrophyten ist Kenntnis der Schätzskaalen erforderlich. Hierbei kommen meistens die Häufigkeitsskala nach Kohler (1978) bzw. die Häufigkeitsskala nach Londo (1974) zum Einsatz.

Tauchuntersuchungen zur Erfassung von Makrophyten in Seen gemäß EG-WRRL und FFH-Richtlinie

Zur Erfassung von Makrophyten in Seen gemäß EG-WRRL werden in Deutschland unterschiedliche Methoden eingesetzt. Die komplette Untersuchung des Sees nach der Methode von Melzer et al. (1986) wird z.B. in Bremen und Baden-Württemberg (LUBW 2006) durchgeführt. Hierbei wird der gesamte See in Abschnitte unterteilt und die Makrophyten getrennt nach Tiefenzonen durch verschiedene Taucher untersucht (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, > 4 m Wassertiefe). Vorteil dieser Methode ist die flächige Erfassung der Makrophyten. Ein Nachteil ist, dass die untere Tiefenstufe (> 4 m Wassertiefe) nicht differenziert wird. In Seen, die eine untere Makrophyten-Tiefengrenze von > 10 m aufweisen, werden die Anteile von Arten der Tiefenzone im Verhältnis zu den flacheren Bereichen nicht ausreichend berücksichtigt (vgl. LUBW 2006).

Da die flächige Untersuchung zudem sehr kostenintensiv ist, werden mittlerweile in den meisten Bundesländern nur ausgewählte Transekte in Hinblick auf die EG-WRRL untersucht. Hierzu erfolgt nach Möglichkeit vorab eine Übersichtskartierung, auf deren Grundlage die Transekte ausgewählt werden. In den meisten Bundesländern erfolgt die Aufnahme ebenfalls nach Tiefenstufen. In Nordrhein-Westfalen (van de Weyer 2006), Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und Sachsen werden die unteren Tiefenzonen hierbei differenziert (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-6 m, 6-8 m, 8-10 m, 10-12 m etc.). Diese Methode kann sowohl vom Boot aus als auch durch Tauchuntersuchungen durchgeführt werden. In Flachseen eignet sich diese Methode nur eingeschränkt, da einige Flachseen mitunter nur 1-2 Tiefenstufen aufweisen. Ein weiterer Nachteil dieser Methode ist, dass die Tiefenstufen nicht immer mit den Vegetationszonen übereinstimmen. So reicht z.B. der Schilfgürtel in bestimmten Seen bis 1,5 m, was genau in der Mitte der Tiefenstufe 1-2 m liegt. In diesem Fall werden in der Tiefenstufe von 1-2 m unterschiedliche Vegetationszonen zusammen aufgenommen.

Abhilfe schafft die Aufnahme von Vegetationszonen, bei der die Tiefe und Länge der einzelnen Vegetationszonen erfasst werden. Eine Vegetationszone ist hierbei durch die Dominanz von Arten, die Artenzusammensetzung und die Physiognomie (Höhe, Grad der Bedeckung) definiert. So konnte z.B. van de Weyer (2007) in einem Transekt der Brucher Talsperre die folgenden Vegetationszonen unterscheiden: *Eleocharis acicularis*-Zone mit Flutrasen-Arten (Tiefenbereich 0-1,0 m), Zone von *Eleocharis acicularis* mit Wasserpflanzen (Tiefenbereich 1,0-1,4 m), *Nitella flexilis*-Zone, kleinwüchsig (Tiefenbereich 1,4-2,8 m) und *Nitella flexilis-Myriophyllum alterniflorum*-Zone, hochwüchsig (Tiefenbereich 2,8-4,5 m). Diese Methode wird in Brandenburg angewendet. Sie ist sehr exakt, liefert jedoch auch nur Informationen zu einzelnen Transekten. Diese Methode kann nur durch Taucher durchgeführt werden.

Als weitere Methode im Rahmen der Linientransekt-Untersuchungen kann die Erfassung der Makrophyten in Einzelflächen mit definierter Grundfläche erfolgen (Spiess & Bolbrinker 2001, van de Weyer 2003a, Wood 1963). Hierbei erfolgt die Aufnahme von der unteren Vegetationsgrenze bis

zum Ufer in aufeinanderfolgenden Einzelflächen mit definierter Grundfläche (z.B. 1 m²). Alternativ können die Probeflächen in regelmäßigen Abständen liegen (z.B. im Abstand von fünf Metern jeweils Probeflächen von 1 m²). Die Größe der Einzelflächen hängt vom Seetyp bzw. der Länge des Bewuchses ab. So können Einzelflächen von 1 m² in geschichteten Seen sinnvoll sein (van de Weyer 2003a), in Flachseen, die komplett bewachsen sind, können eher größere Probeflächen (z.B. 20 m²) sinnvoll sein (Prodaza et al. 2007). Diese Methode, die in Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen angewendet wird, ist ebenfalls sehr exakt, liefert aber auch nur Informationen zu einzelnen Transekten und ist zeitintensiv. Diese Methode kann ebenfalls nur durch Taucher durchgeführt werden. In Tab. 1 sind die verschiedenen Methoden zur Erfassung von Makrophyten in Seen dargestellt, bei denen Taucher eingesetzt werden.

Tab. 1: Übersicht auf die verschiedenen Methoden zur Erfassung von Makrophyten in Seen Deutschlands, bei denen Taucher eingesetzt werden

| | Vorteile | Nachteile | Kosten |
|---|--|--|----------------|
| Flächige Erfassung nach Melzer et al. (1986) | Informationen zum ganzen See | Keine Differenzierung der unteren Tiefenstufen (> 4m), Tiefenstufen harmonisieren nicht mit den Vegetationszonen | sehr hoch |
| Transekte, differenziert nach Tiefenstufen | einfache Handhabung | Nur punktuelle Informationen, nicht flächig; Tiefenstufen harmonisieren nicht mit den Vegetationszonen; in Flachseen begrenzt geeignet | Niedrig |
| Transekte, differenziert nach Vegetationszonen | genaue Informationen zu Vegetationszonen | Nur punktuelle Informationen, nicht flächig | niedrig-mittel |
| Transekte, differenziert in Einzelflächen mit definierter Grundfläche (Einzelflächen aufeinanderfolgend oder in regelmäßigen Abständen) | sehr genau | Nur punktuelle Informationen, nicht flächig | Mittel |

Um Informationen zu Flächenanteilen von Makrophyten für einen ganzen See zu erhalten, reichen die Transekt-Untersuchungen nicht aus. Je nach Fragestellung werden die Tauchuntersuchungen mit anderen Methoden kombiniert (Jäger et al. 2002; Heege et al. 2004; Prodaza et al. 2007; Schmedtje et al. 2001; van de Weyer 1999, 2006; van de Weyer et al. 2007).

Tauchuntersuchungen zur Erfassung von Makrophyten in Fließgewässern gemäß EG-WRRL und FFH-Richtlinie

In Fließgewässern ist der Einsatz von Tauchern nicht so verbreitet wie in Seen, wird jedoch in tiefen, nicht durchwatbaren Flüssen empfohlen (van de Weyer 2003b). Mögliche Methoden sind Transekte, die den ganzen Querschnitt auf einer Breite von wenigen Metern erfassen oder die Erfas-

sung auf der gesamten Breite des Fließgewässers und einer Länge von (50-) 100 m Länge (Schaumburg et al. 2006b; van de Weyer 2003b).

Ergebnisse von Tauchuntersuchungen zur Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern

Aus Seen ist ausreichend belegt, dass Tauchuntersuchungen zu höheren Artenzahlen und genaueren halbquantitativen Angaben führen, sofern es sich um geschulte Taucher handelt (s.o.). Durch Tauchuntersuchungen kann auch die untere Makrophyten-Tiefengrenze, die eine hohe Korrelation zur Trophie aufweist (Succow & Kopp 1985), besser erfasst werden (van de Weyer 2006). Der Taucher kann entscheiden, wo die Grenze der untersten, noch verwurzelten Pflanzen, liegt. Vielfach werden Makrophyten losgerissen und rutschen in tiefere Bereiche ab. Die Unterscheidung zwischen verwurzelten und losgerissenen Pflanzen in der Tiefenzone vom Boot aus ist hingegen so gut wie unmöglich. Bilden einzelne, locker wachsende Makrophyten die untere Makrophyten-Tiefengrenze, ist der Taucher auch im Vorteil.

Aus Flüssen lagen bisher nur wenige Vergleiche in Abhängigkeit von der Untersuchungsmethode vor. Im Jahr 2005 wurden die Makrophyten in einigen Flüssen in NRW und Rheinland-Pfalz durch Taucher erfasst. Hier erfolgten vorher Untersuchungen vom Ufer bzw. Boot aus. Tab. 2 zeigt den Vergleich der Makrophyten-Artenzahlen in 12 Probestellen. Während die Untersuchungen vom Ufer bzw. Boot zu einer mittleren Artenzahl von 3,3 führten, wurden im Rahmen der Tauchuntersuchungen durchschnittlich 8,8 Arten ermittelt. Die höheren Artenzahlen führten auch zu besseren Bewertungen gemäß EG-WRRL (Schaumburg et al. 2006b, van de Weyer 2003b).

Tab. 2: Vergleich der Makrophyten-Artenzahlen in Flüssen in Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz in Abhängigkeit von der Untersuchungsmethode

| Gewässer | Probestelle | Bundesland | Artenzahl Boot/Ufer | Artenzahl Tauchen |
|----------|-----------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
| Ems | Bei E7 | NRW | 2 | 9 |
| Ems | oh E12 | NRW | 3 | 9 |
| Lippe | Klostermersch | NRW | 4 | 12 |
| Lippe | oh Gersteinwerk | NRW | 1 | 10 |
| Lippe | Lünen, uh Seseke-Mdg. | NRW | 5 | 12 |
| Lippe | uh Lünen | NRW | 5 | 8 |
| Lippe | Kusenhorster Brücke | NRW | 3 | 4 |
| Lippe | Hervest | NRW | 2 | 4 |
| Mosel | Palzem | RP | 4 | 10 |
| Saar | Wiltinger Bogen | RP | 9 | 10 |
| Lahn | Oranienstein | RP | 0 | 3 |
| Sauer | Langsur | RP | 2 | 11 |
| | | Mittelwert | 3,3 | 8,5 |

Fazit

Tauchuntersuchungen sind ein wesentlicher Bestandteil bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und tiefen Fließgewässern. Taucher untersuchen in Seen überwiegend Transekte, zu deren Aufnahmen es verschiedene Methoden gibt. Die Tauchuntersuchungen werden in vielen Projekten mit anderen Methoden kombiniert (Untersuchungen von der Seeoberfläche, Echolot-Erfassung, Fernerkundungsmethoden, SUB-GPS). Geschulte Taucher, die über gute Kenntnisse der Arten und der morphologischen Plastizität von Makrophyten verfügen sowie mit den Schätzskalen vertraut sind, liefern in der Regel genauere Ergebnisse als alle anderen Methoden. Dazu gehören höhere Artenzahlen, genauere halbquantitativen Angaben und sichere Angaben der unteren Makrophyten-Tiefengrenze.

Danksagung

Die Tauchuntersuchungen in Flüssen in NRW wurden im Auftrag des LANUV NRW (Projektleitung: Dr. B. Guhl), die entsprechenden Untersuchungen in Rheinland-Pfalz im Auftrag des LUWG Rheinland-Pfalz (Projektleitung: Dr. K. Wendling) durchgeführt.

Literatur

- Jäger, P., Pall, K., Dumfarth, E. (2002): Zur Methodik der Makrophytenkartierung in großen Seen. Österreichs Fischerei 55: 230-238
- Heege, T., Häse, C., Bogner, A., Pinnel, N. (2004): Physikalisch basierte Prozessierung multispektraler Fernerkundungsdaten von Binnengewässern. Laufener Seminarbeitr. 2/03: 67-71, Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege, Laufen/Salz
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73-85
- Lodge, D. M., Krabbenhof, D. P., Striegel, R. G. (1989): A positive relationship between groundwater velocity and submersed macrophyte biomass in Sparkling Lake, Wisconsin. Limnol. Oceanogr. 34: 235-239
- Londo, G. (1974): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods in vegetation science: p. 45-49. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2006): Der Makrophytenbestand in ausgewählten Baggerseen der Oberrheinebene. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 102: 348 S., Karlsruhe
- Melzer, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen; dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an den Osterseen und den Eggstädt-Hemhofer Seen (Oberbayern). Dissertationes Botanicae 34: 195 S. Cramer, Vaduz.
- Melzer, A., Harlacher, R., Held, K., Sirch, R., Vogt, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. - Informationsber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 4/86: 210 S., München
- Mothes, G. (1955): Der Wert des autonomen Tauchens bei limnologischen Arbeiten. Limnologica 3: 11-16
- Prodaza, P., Brinkmann, T., Evers, P., Felde, D. von, Frost, U., Klopp, R., Knotte, H., Kühlmann, M., Kuk, M., Lipka, P., Nusch, E. A., Wessel, A., Weyer, K. van de (2007): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. F & E-Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (MUNLV), unveröff. Endbericht, Essen
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G. (2006a): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. – Stand September 2006, Bayerisches Landesamt für Umwelt, München
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2006b): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. - Stand Januar 2006, Bayerisches Landesamt für Umwelt, München

- Schmedtje, U., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, G., Mollenhauer, D. (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. ATV-DVWK Arbeitsbericht ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“: 281 S., ATV-DVWK, Hennef
- Spiess, H.-J., Bolbrinker, P. (2001): Monitoring submerser Makrophyten in nährstoffarmen Klarwasser-Seen in Mecklenburg-Vorpommerns. Artenschutzreport 11/2001: 67-71
- Succow, M., Kopp, D. (1985): Seen als Naturraumtypen. Petermanns Geogr. Mitt. 3: 161-170
- Vöge, M. (1982): Zur Durchführung vegetationskundlicher Untersuchungen in norddeutschen Seen. Tuexenia 2: 23-26, Göttingen
- Vöge, M. (1987): Technik und Ergebnisse der Hydrophyten-Vegetationsaufnahme unter Benutzung eines Tauchgeräts. Arch. Hydrobiol. 110: 125-132.
- Vöge, M. (1992). Die Entwicklung von *Potamogeton praelongus* im Grobensee bei Hamburg. Tuexenia 12: 275-284, Göttingen
- Weyer, K. van de (1999): Makrophyten. In: Friedrich, G., Tümpling, W. von (Hrsg.): Allgemeine Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung, Bd. 2: 198-219, G. Fischer, Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm
- Weyer, K. van de (2003a): Vegetationskundliche Erhebungen in Nassabgrabungen - Ergebnisse von Tauchuntersuchungen im Niederrheinischen Tiefland. Tuexenia 23: 307-314, Göttingen
- Weyer, K. van de (2003b): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter 39: 60 S., Essen
- Weyer, K. van de (2006): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA-Merkblätter 52: 105 S., Essen
- Weyer, K. van de (2007): Zur aquatischen Flora und Vegetation der Talsperren in Nordrhein-Westfalen. Decheniana, im Druck
- Weyer, K. van de, Nienhaus, I., Tigges, P., Hussner, A., Hamann, U. (2007): Eine einfache und kosteneffiziente Methode zur flächenhaften Erfassung von submersen Pflanzenbeständen in Seen. Wasser und Abfall, im Druck
- Wood, R. D. (1963): Adapting scuba to aquatic plant ecology. Ecology 44: 416-418

| | |
|--|-----|
| ALLGAIER, M. & H.-P. GROSSART: Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria populations in 4 lakes in Northern Germany | 415 |
| ARETZ, K. & E. G. DUDEL: In-situ-Leistung von Aufwuchsalgen bei der Immobilisierung von Uran und anderen Schwermetallen sowie Arsen aus dem Wasserpfad | 529 |
| ARNSCHIEDT, J., JORDAN, PH., MCCORMICK, S., MC GROGAN, H., LEEMING, R., MC POLIN, J., STEVENS, J. & C. WARD: Das Phosphorregime in Bächen einer ländlichen Region Irlands | 647 |
| ABMANN, CH. & E. VON ELERT: Die Rolle von aquatischen Pilzen für die Futterqualität von Laub für Gammarus roeseli | 85 |
| BALTZER, S., ZEIDLER, M. & E. I. MEYER: Drift und Eiablage als Wiederbesiedlungsstrategien in einem temporären Karstgewässer | 193 |
| BARSCHE, A., GLASER, F. F., MEISEL, J., BOCK, R. & ST. RUNGE: Gewässerstrukturkartierung mittelgroßer und kleiner Fließgewässer im Land Brandenburg – Praktische Umsetzung und Ergebnisse | 303 |
| BAUER, R., ANNESER, B. & CH. GRIEBLER: Das Schadstofffahnenrand-Konzept Ökologie und Biochemie des biologischen Abbaus in organisch kontaminierten Grundwasserökosystemen | 22 |
| BECKER, A., KIRCHESCH, V., BAUMERT, H. & A. SCHÖL: Modellierung des Einflusses thermischer Schichtung auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt der staugeregelten Saar | 570 |
| BERKHOF, S. & H. J. HAHN: Regionale Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna Südkoreas unter besonderer Berücksichtigung der Cyclopoida | 31 |
| BEULKER, C., HOFFMANN, A. & G. GUNKEL: Einsatz von biogenen und inerten Partikeln zur Untersuchung des Feststofftransportes in Litoralsedimenten unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration | 198 |
| BIELE, ST. & M. THOMAS: Die Vorbereitung von Maßnahmenprogrammen zur weiteren Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel von zwei kleinen Fließgewässereinzugsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern | 262 |
| BORK, J. & H. J. HAHN: Untersuchung der Meiofauna im Talgrundwasser des Nakdong (Korea) unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen | 36 |
| BRITZ M., KASCHEK, N. & E. I. MEYER: Feinsedimenteintrag – Kolmatierung – Sauerstoff-Armut: Sedimentuntersuchungen in ausgewählten Eifelbächen | 609 |
| BURGMEYER, T., HILLEBRAND, H. & M. PFENNINGER: Effekte globaler Erwärmung auf aquatische Gemeinschaften: Signale des Klimawandels in Zeitreihen | 66 |
| CASPER, P.: Mikroorganismen in Sedimenten – Prozesse und Organismen | 612 |
| CHRISTEN, TH., RÜCKER, J. & B. NIXDORF: Zur Repräsentativität von Probenahmen und Bewertung in morphologisch komplexen Gewässern – Fallbeispiel Scharmützelsee | 308 |
| DECKING, CH., RISS, H. W. & E. I. MEYER: Einfluss regelmäßiger Wasserstandsschwankungen auf die Besiedlungsdynamik und Funktion von Periphyton in einem Sandbach | 203 |
| DIENEMANN, C., DIENEMANN, H., BÜCHNER, M. & E. G. DUDEL: Einfluss des Vitalitätszustandes auf die Uran- und Arsengehalte von Algen unter besonderer Berücksichtigung der Interaktionen mit Kalzium und Eisen | 533 |

| | |
|--|-----|
| DIENEMANN, H., DIENEMANN, C. & E. G. DUDEL: Uran und Arsen in jungen Sedimenten eines Teiches im Abstrom von Uranbergbauhinterlassenschaften | 538 |
| DIETZ, S., SEEBACH, A., VON ROHDEN, CH. & D. LEBMANN: Untersuchungen zur Meromixis an Tagebauseen im Muskauer Faltenbogen | 395 |
| FOCKE, R. & E. KIEL: Ostfriesische Tiefs: limnische und brackige Systeme | 313 |
| FUCHS, A. & H. J. HAHN: Erste Untersuchungen zur Grundwasserfauna im Gebiet des Erftverbandes (Rheinland) | 41 |
| FUNKE, M., BORCHARDT, D. & M. MARBURGER: Priorisierung von Maßnahmen nach Art. 4 EU-WRRL zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ in Fließgewässern: Handlungsfelder Durchgängigkeit und Gewässerstruktur | 652 |
| GABEL, F., GARCIA, X.-F., BRAUNS, M., MEYER, E.-I. & M. PUSCH: Wirkung von schiffsinduziertem Wellenschlag auf das Makrozoobenthos in verschiedenen Uferhabitaten | 456 |
| GACEK, S. & D. HERING : Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen auf die Laufkäferfauna | 266 |
| GERGS, A., OTTERMANN, R. & H. T. RATTE: Assoziationen aquatischer Käfer und Wanzen in Heide- und Niedermooren des linken Niederrheins – ein Beitrag zur Entomosoziologie stehender Kleingewässer | 434 |
| GERGS, R., HESSELSCHWERDT, J. & K.-O. ROTHHAUPT: Stabile Isotopensignatur und Verteilung einheimischer und invasiver Gammariden in verschiedenen Habitattypen des Bodensees | 89 |
| GLAESER, J., FOLLNER, K., HOFACKER, A., DZIOCK, F., FOECKLER, F., GERISCH, M., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE: Zeitliche Übertragbarkeit eines Bioindikationssystems nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002 | 156 |
| GLOEDE, F. & U. KARLOWSKI: Wer indiziert was? Makrophyten als Bioindikatoren in kleinen Stillgewässern im norddeutschen Tiefland | 318 |
| GROSS, E. M. & S. HILT: Benthisch-pelagische Kopplung: Wechselwirkungen zwischen Periphyton, Phytoplankton und submersen Makrophyten in flachen eutrophen Seen | 208 |
| GRÜNEBERG, B. & A. KLEEGERG: Sedimentation und Akkumulation von Phosphor in einem sauren (pH = 3) Tagebausee (Grünwalder Lauch, Lausitz, Brandenburg) | 617 |
| GRÜTZMACHER, G., WESSEL, G., BARTEL, H. & I. CHORUS: Prozesse der Elimination von Cyanobakterientoxinen bei der Infiltration | 213 |
| GÜDE, H., FUENTES, N., TRAUNSPURGER, W. & M. WESSELS: Einfluss allochthoner und autochthoner Sedimentation auf benthische Lebensgemeinschaften des Bodensees | 92 |
| GUNKEL, G., BEULKER, C., GRUPPE, B. & F. VITERI: Der Vulkansee Laguna Cuicocha, Ecuador: Limnologische Bewertung und Risikoanalyse | 322 |
| GÜNTHER-DIRINGER, D., QUICK, I., DISTER, E., DÖPKE, M. & D. MEHL: Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten an Flüssen in Deutschland | 162 |
| GUTFLEISCH, M. & M. MARTEN: Bewertung der Veränderungen der Wasserpflanzenflora der Alb im Verlauf der letzten 3 Jahrzehnte nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie | 327 |
| HAMM, A.: Fluss- und Seenlandschaften – vor ca. 200 Jahren und heute | 332 |

| | |
|---|-----|
| HEERMANN, L., BEECK, P. & J. BORCHERDING: Basiert phänotypische Plastizität zweier Größenkohorten von 0+ Flussbarschen auf der Nutzung verschiedener Nahrungsressourcen? | 107 |
| HENSEL, S. & E. KIEL: Substrat gebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässer-Mesokosmen | 543 |
| HERING, D., GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER: Autökologische Eigenschaften europäischer Köcherfliegenarten: eine Analyse entlang klimatischer Gradienten | 71 |
| HILT, S. & E. M. GROSS: Allelopathie stabilisiert Klarwasserstadien? Stand der Forschung | 219 |
| HIRNING, M., LÖFFLER, H. & PH. FISCHER: Wo laichen Trübsen im Bodensee? Ein kombinierter Einsatz von Ultraschalltelemetrie, ROV-Technologie und Befischungskampagnen | 112 |
| HIRSCH, PH. & PH. FISCHER: Zum Einfluss des Neozoons Kamberkrebs (<i>Orconectes limosus</i> Raf.) auf die benthische Fischgemeinschaft im Litoral des Bodensees | 117 |
| HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U. & B. NIXDORF: Seenbewertung mit Phytoplankton nach EG Wasserrahmenrichtlinie - Voraussetzungen und Erfahrungen. | 338 |
| HOFFMANN, A. & G. GUNKEL: Chemisch-biologische Stoffumsätze im sandigen Litoral des Tegeler See unter dem Einfluss induzierter Uferfiltration | 224 |
| HORN, H. & W. HORN: Synchrones Verhalten des autotrophen Pikoplanktons in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie – Zufall oder zeitliche Kohärenz? | 493 |
| HORN, W. & B. SCHRÖTER: Erfassung der Crustaceen-Zooplanktonstruktur mittels Partikulärem Organischen Stickstoff (PON) in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie und Fischbesiedlung | 506 |
| HUTALLE, K., ALLGAIER, M. & H.-P. GROSSART: Isolation, physiological and phylogenetic characterization of heterotrophic bacteria in the pelagial of an acidic bog lake | 420 |
| IBISCH, R. B., KRÄTZ, D. & D. BORCHARDT: Beeinflusst die Kolmation des hyporheischen Interstitials den Temperaturhaushalt von Fließgewässern? | 230 |
| JÄHNIG, S., LORENZ, A. & D. HERING: Wieder-Verzweigung von Fließgewässerabschnitten im Mittelgebirge – Auswirkungen auf das Makrozoobenthos | 271 |
| JÜTTNER, F.: Belastung der Mulde bei Dessau mit VOC zur Zeit der DDR | 548 |
| KABUS, T.: Untersuchungen zur Makrophyten-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“ | 167 |
| KARLOWSKI, U.: Vielfalt durch Isolation? Die Wasser- und Uferpflanzen kleiner Stillgewässer | 657 |
| KAUL, U., LETZEL, M. & S. FORSTNER: Modellierung von Arzneimittelwirkstoffen im Main | 577 |
| KERNER, M.: Konzepte zur Steuerung der Gewässerüberwachung nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unter Einsatz von Daten aus der Fernerkundung | 662 |
| KHALIL, Y. & M. SCHIRMER: Zooplankton im Gezeitenbereich der Unterweser | 461 |
| KINST, V., KASCHEK, N. & E. I. MEYER: Auswirkungen einer extensiv genutzten Angelteichanlage auf die Hydrologie, Chemismus und benthische Besiedlung des speisenden Bachlaufs: Fallbeispiel Welter Bach, Kreis Coesfeld (NRW) | 343 |

| | |
|--|-----|
| KIRILLIN, G, GOLOSOV, S., CASPER, P. & CH. ENGELHARDT: Charakterisierung interner Wellen und mesoskaliger Wirbel im Stechlin | 400 |
| KLEEBERG, A., FREIDANK, A. & M. HUPFER: Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in Flachseen | 622 |
| KLOSSEK, J.: Molluskenfauna von Ackersöllen bei Neubrandenburg, Mecklenburg-Vorpommern | 667 |
| KLUGE, K. & R. J. PAUL: Untersuchung der Thermotoleranz von frei schwimmenden Zooplankton-Organismen anhand des zellulären Redoxstatus und der NADH-Fluoreszenz | 511 |
| KNEIS, D. & A. BRONSTERT: Gütesimulation von Flachlandgewässern als Bestandteil des Einzugsgebietsmanagements | 582 |
| KÖNIG, U., FISCHER, PH., KLAHOLD, P. & J. BORCHERDING: Mutig oder schüchtern: Mesokosmosexperimente zum Trade-off von Futtersuche und Räubermeidung zweier Größenklassen von 0+Flussbarschen | 122 |
| KOZERSKI, H.-P. & J. KÖHLER: Kann ein Flachlandfluss Bistabilität aufweisen? Was ist anders als beim See? | 673 |
| KRANICH, J. & K.-P. LANGE: Bedeutung des Interstitials für den Nährstoffumsatz und -transport der Elbe | 466 |
| KROKER, J. & J. WOLF: Einführung der Phylib-Methode in Sachsen – Methodenkritik und Regionalisierung | 348 |
| KÜMMERLIN, R. & H. B. STICH: Algen aus Phytoplankton und Phytobenthos im Bodensee-Sediment | 627 |
| KUSBER, W.-H. & R. JAHN: Harmonisierung von Algen-Taxalisten für die Umsetzung der EU-WRRL aus Sicht von Taxonomie und Daten-Management | 353 |
| LANGHEINRICH, U. & V. LÜDERITZ: Bewertung von Niedermoorgewässern unter dem Gesichtspunkt ihrer veränderten Funktionen in der Kulturlandschaft | 439 |
| LEWANDOWSKI, J., LASKOV, CH. & M. HUPFER: Bildung reaktiver Zonen in Seesedimenten durch die Besiedlung mit Makrophyten und Makrozoobenthos | 631 |
| LINKE, A., WETZEL, M. A. & J. H. E. KOOP: Effekte der Fahrrinnenanpassung auf das Makrozoobenthos im nördlichen Peenestrom | 471 |
| LIPINSKI, A. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchung der Chironomidenfauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens | 444 |
| LORENZ, A. & S. JÄHNIG: Beispiele von Makrozoobenthosgemeinschaften im Vergleich von renaturierten und degradierten Tiefland-Sandgewässern | 276 |
| LUDWIG, F., MEDGER, A., BÖRNICK, H., OPITZ, M., GÖTTFERT, M. & I. RÖSKE: Molekulare Grundlagen der Geosminbildung bei Cyanobakterien | 425 |
| MÄHLMANN, J., EARTH, H. & M. MÖRTL: Ausrüstung für das wissenschaftliche Tauchen | 683 |
| MARTEN, M.: 10 Jahre Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg – Ergebnisse biologischer Langzeituntersuchungen in Fließgewässern | 358 |
| MARTIN, P. & ST. ZAENKER: Milbenfunde aus dem Quellkataster Hessens - Faunistik und potentielle Eignung für eine Quelltypologie | 46 |

| | |
|--|-----|
| MEINHARD, J., MEYER, E. I. & H. W. RISS: Vergleichende Untersuchungen zur Ernährungsökologie von <i>Echinogammarus berilloni</i> (Catta, 1878) und den heimischen Arten <i>Gammarus fossarum</i> Koch, 1835 und <i>Gammarus pulex</i> (L. 1758) (Crustacea, Amphipoda) | 97 |
| MENA, R. & E. I. MEYER: Factors influencing the nitrification process in a sandy lowland stream: Gellenbach (North Germany) case study | 636 |
| MESAROS, P., RÖDIGER, S. & A. ANLAUF: Analyse der Habitatdiversität und –bindung des Makrozoobenthos in Bühnenfeldern der Elbe | 477 |
| MEYBOHM, A., NIENHÜSER, A. & G. PACKROFF : Qualitätssicherung von Phytoplanktonanalysen – Das Ringversuchs-konzept der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT) | 688 |
| MKANDAWIRE, M., POMPE, W. & E. G. DUDEL: Prediction of uranium (VI) toxicity to <i>Lemna gibba</i> L. G3 using ion and ligand characteristics | 552 |
| NICKLISCH, A. & CH. E. W. STEINBERG: Biomassezusammensetzung und Wachstum von Phytoplanktern | 498 |
| NIXDORF, B., RÜCKER, J. & T. ENDRULAT: Interne Heterotrophie von Seen: Die Relation von Community Respiration und Primärproduktion | 693 |
| PAUL, M. & A. DOEGE: Bewertung des Phytoplanktons in sächsischen Fließgewässern nach den Anforderungen der EU-WRRL | 363 |
| PAUL, R. J., PINKHAUS, O., SCHWERIN, S., HORN, W., PIROW, R. & B. ZEIS: Thermotoleranz von Daphnien im Zusammenhang mit den saisonalen Verläufen der genetischen Populationsstruktur und der Temperatur | 75 |
| PAULS, ST. U.: Überleben während der Eiszeiten: Glaziale Refugien, Kontaktzonen und Ausbreitungsbarrieren der Köcherfliege <i>Drusus discolor</i> | 7 |
| PITSCH, M., KAHL, U., RADKE, R. & J. BENNDORF: Top-down Steuerung mit Forellen – See- oder Regenbogenforellen? | 126 |
| PITSCH, TH., BUUK, CH., GLOEDE, F., KARLOWSKI, U., MEYER, M., WILCK, O. & N. WISSIG: Die unbekannte Welt der kleinen Gewässer: Makrozoobenthos an Söllen in der Umgebung von Rostock | 698 |
| POHL, K., ALTENBURGER, R. & A. KÜSTER: Entwicklung und Etablierung eines Kurzzeit-Biotestsystems für aquatische Makrophyten | 368 |
| PRANDKE, H., BAUMERT, H. & V. KIRCHESCH: Messung der turbulenten Vermischung in einem aufgestauten Fluss | 405 |
| PROBST, W. N. & R. ECKMANN: Hydroakustische Untersuchungen über das Verhalten juveniler Flussbarsche <i>Perca fluviatilis</i> und Trübschen <i>Lota lota</i> im sommerlichen Bodenseepelagial | 131 |
| QUICK, I., DISTER, E., DÖPKE, M., GÜNTHER-DIRINGER, D. & D. MEHL: Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse | 172 |
| RIEDMÜLLER, U. & W. PANKOW: Biodiversität der Quellbachfauna im Feldberggebiet (Hochschwarzwald) und ökologische Steuerfaktoren | 51 |
| RINKE, K., GAL, G., FELIX, M. & K.-O. ROTHHAUPT: Gekoppelte physikalisch-ökologische Simulation des Bodensees – ein Schritt zu einem modernen Gewässergütemanagement | 589 |

| | |
|--|-----|
| RINKE, K.: Ein mechanistisches Modell für Daphnia: Wie die Eigenschaften des Individuums die Dynamik der Population beeinflussen | 2 |
| RÖDIGER, S., KÖNIG, B., ANLAUF, A. & J. H.E. KOOP: Auswirkungen alternativer Buhnenformen auf die Fischgemeinschaft in Buhnenfeldern der Elbe | 481 |
| RÖNICKE, H., BECK, B., SCHULTZE, M., BEYER, M. & S. ANGELSTEIN: Wachstumsdynamik von Elodea nuttallii im Tagebausee Goitsche | 501 |
| RÖSKE, K., NOURIFAR, L., KADEN, R., JACOBS, E. & I. RÖSKE: Molekularbiologische Untersuchungen der mikrobiellen Diversität im Sediment der Talsperre Saidenbach | 428 |
| RÜCKERT, M., WITTRÖCK, D. & P. MARTIN: Ganzjährige Emergenzuntersuchungen an drei ausgewählten Quellen in Schleswig-Holstein | 55 |
| SCHADE, J., NIXDORF, B. & H. BEHRENDT: Modellierung von Siliziumeinträgen in Fluss- und Seensysteme | 594 |
| SCHARF, W.: Erfolgreiche fischereiliche Langzeitbewirtschaftung einer schwach eutrophen Mittelgebirgstalsperre | 136 |
| SCHLEUTER, D. & R. ECKMANN: Generalist versus Spezialist: Nahrungsvariabilität und Konkurrenz von Fluss- und Kaulbarschen im re-oligotrophierten Bodensee | 140 |
| SCHMIDT, S. I., HAYBACH, A., KÖNIG, B., SCHÖLL, F. X. & J. H.E. KOOP: Spiegelt die Makrozoobenthosbesiedlung die Sedimentumlagerung in Bundeswasserstraßen wider? | 487 |
| SCHMIDT-HALEWICZ, S. & S. HEITZ: Quelljungfern (<i>Cordulegaster boltonii</i> und <i>C. bidentata</i>) in Waldbächen des hohen Bodanrücks | 703 |
| SCHULZ, C.-J.: Die Bewirtschaftung der salzbelasteten Fließgewässer Wipper und Unstrut (Nordthüringen) 1893 - 2005 | 559 |
| SCHULZ, M., BÜTTNER, O., MATTHIES, M., BÖHME, M. & W. VON TÜMPLING: Modellierung der Schadstoffausbreitung bei Extremhochwasser im Raum Bitterfeld | 177 |
| SCHUWIRTH, N., KÜHNI, M., SCHWEIZER, ST., UEHLINGER, U. & P. REICHERT: A mechanistic benthos-community model for the River Sihl (Switzerland) | 599 |
| SCHWARTZ, R., GERTH, J., & U. FÖRSTNER: Konzept des natürlichen Schadstoffrückhalts in belasteten Flussauen - Beispiel Spittelwasser | 182 |
| SCHWARZENBERGER, A. & E. VON ELERT: Darmproteasen von <i>Daphnia magna</i> : Inhibition durch <i>Microcystis aeruginosa</i> | 516 |
| SEEBENS, H., STRAILE, D., HOEGG, R., STICH, H.-B. & U. EINSLE: Oligotrophierung und klimatische Variabilität – Populationsdynamik eines calanoiden Copepoden im Bodensee | 76 |
| SPINDLER, J., BORGES, N., NEEF, T., SEEGER, J. & M. RODE: N-Limitation in einem landwirtschaftlichen Entwässerungsgraben | 235 |
| STICH, H. B.: Pigmente in Oberflächensedimenten des Bodensees | 641 |
| STOLL, ST. & PH. FISCHER: Die perfekte Welle – Mesokosmos-Experimente zur Wirkung von Wellenschlag auf das Wachstum juveniler Cypriniden | 145 |
| STRAUB, T.: Welchen Vorteil bringt die tagesperiodische Vertikalwanderung für den Dinoflagellaten <i>Ceratium hirundinella</i> ? Eine Simulationsstudie | 603 |

| | |
|--|-----|
| SUNDERMANN, A. & P. HAASE: Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen – Datenauswertung und Interpretation mit STARBUGS | 373 |
| TÄUSCHER, L.: Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe - Brandenburg“ | 187 |
| THOMAS, G. & R. ECKMANN: Einfluss von Trophie und Bestandsbiomasse auf das Wachstum der Bodensee-Felchen | 150 |
| TINGWEY, E. I., RÜCKER, J., LAUNHARDT, A., WIEDNER, C. & B. NIXDORF: Germination of <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> and Aphanizomenon species under natural and experimental conditions | 240 |
| TITTIZER, TH., FEY, D., SOMMERHÄUSER, M. & S. ANDRIKOVICS: Laborversuche und Freilandexperimente zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart <i>Palingenia longicauda</i> (OLIVIER) in der Lippe | 245 |
| TOTSCHKE, O., KNOBLOCH, C., PLUNTKE, TH., SAUER, W. & H.-P. KOZERSKI: Einfluss von Biofilmen bei der Partikelretention durch submerse Makrophyten | 251 |
| TRIPPE, M., RISS, W. & E. I. MEYER: Vergleichende Untersuchungen zum Ausbreitungspotenzial von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer | 14 |
| ULRICH, K.-U., MEYBOHM, A. & L. PAUL: Chemical Reversal of Acidic Reservoir Ecosystems in SE Germany | 281 |
| VAN DE WEYER, K.: Die Bedeutung von Taucheruntersuchungen bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern | 708 |
| VAN DEN BOOM, A. & W. SCHARF: Auswirkungen eines naturnahen Rückbaus auf Habitate, Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) Erste Ergebnisse | 286 |
| VEIT, U. & A. KOHLER: Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern | 378 |
| VÖGE, M.: Gestalt als Autobiographie: das See-Brachsenkraut <i>Isoetes lacustris</i> | 256 |
| VÖLKER, J. & D. BORCHARDT: Hängt die Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften in Fließgewässern von der Strukturgüte ab? | 383 |
| WACKER, A. & D. MARTIN-CREUZBURG: Einfluss von Futterqualitätsschwankungen auf die Allokation von Fettsäuren in <i>Daphnia magna</i> | 520 |
| WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, TH. & R. KOSCHEL: Kombinierte Fällmittel im Vergleich | 291 |
| WERNER, M., SPRINGER, M. & D. STEINHAGEN: Typisierung mittelamerikanischer Fließgewässer – Eignen sich benthische Makroinvertebraten zur Charakterisierung? | 389 |
| WERTH, CH. & M. MARTEN: Arthropoden-Drift als neue sensitive Messgröße in der Echtzeitüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren | 564 |
| WESSELS, M., GÜDE, H., HETZENAUER, H., KÜMMERLIN, R., ROßKNECHT, H., SCHRÖDER, H.-G., STICH, H.-B. & TH. WOLF: Der Bodensee – ein Modell für erfolgreiche Gewässersanierung? | 296 |

| | |
|--|-----|
| WITTRICK, D., MARTIN, P., RÜCKERT, M. & H. BRENDELBERGER: Kaltstenothermie bei Quellorganismen? - Autökologische Untersuchungen an ausgewählten Arten aus dem Tiefland | 60 |
| WOLF, TH., HOLLAN, E., HOPPE, A., ROBAKOWSKI, H., THORWART J. & B. WAHL: Renewal of hypolimnetic water and simulation of hydrodynamic processes at lake Waidsee | 409 |
| WORISCHKA, S., HELLMANN, C., WINKELMANN, C., HERRMANN, ST. & J. BENNDORF: „Das große Fressen“ im Gauernitzbach - Fische und invertebrate Räuber in einem top-down gesteuerten Fließgewässer-Nahrungsnetz | 18 |
| ZAK, D. & J. GELBRECHT: Phosphormobilisierung in naturnahen und wiedervernässten Niedermooren – Laborstudien mit intakten Torfkernen | 449 |
| ZEIDLER, M., GRAVELAAR, M., RISS, H. W. & E. I. MEYER: Die Amphipoden der Paderborner Hochfläche – Verbreitung, Ökologie, Genetik | 101 |
| ZEIS, B., LAMKEMEYER, T., PINKHAUS, O. & R. J. PAUL: Physiologische Antworten auf Sauerstoff- und Temperaturstress bei Daphnia | 523 |