DGL
DEUTSCHE GESELLSCHAFT
FÜR LIMNOLOGIE e. V.

TAGUNGSBERICHT 2004

der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e. V. (DGL)
und der deutschsprachigen Sektion der
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

Potsdam, 20. – 24. September 2004

Weißensee Verlag

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.ddb.de abrufbar.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Tagungsbericht 2004 (Potsdam)

Bezug für Nichtmitglieder:
Geschäftsstelle der DGL
Dr. J. Spieker
Altonaer Poststraße 15
D-22767 Hamburg
Preis: € 30,00 incl. Versand

Der vorliegende Tagungsbericht ist auch als CD-Fassung erhältlich.

Gedruckt auf holz- und säurefreiem Papier, 100 % chlorfrei gebleicht.

Weißensee Verlag, Berlin 2005
Kreuzbergstr. 30, 10965 Berlin
Tel. +49 (0) 30 / 91 20 7-100
www.weissensee-verlag.de
mail@weissensee-verlag.de

Printed in Germany

ISBN 3-89998-060-3

DGL-Tagungsbericht 2004 (Potsdam) – Inhaltsverzeichnis

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN **SEITE**

FRIEDRICH, G. & HAMM, A.: 20 Jahre DGL 1

EU-WRLL: ERHEBLICH VERÄNDERTE FLIEßGEWÄSSER ODER NICHT? 6

PODRAZA, P.: Was ist ein erheblich verändertes Fließgewässer? – Ergebnisse des BMBF-Forschungsvorhabens MAKEF 7

ROLAUFFS, P. & PODRAZA, P.: Die Bestimmung des ökologischen Potenzials: Zielsetzung und mögliche Vorgehensweise 12

SEUTER, S., HALLE, M., KAIL, J., LAUTENSCHLÄGER, M., PODRAZA, P. & MÜLLER, A.: Entwicklung von Maßnahmen für die Renaturierung morphologisch geschädigter Wasserkörper 17

GLACER, D.: Ein Gliederungsansatz für hydromorphologisch beeinträchtigte Gewässer als Grundlage für die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper 22

LANGE, P. & ZUMBROICH, T.: Automatisierte Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper – ein GIS-gestütztes Verfahren 29

MÜLLER, A. & ZUMBROICH, T.: Data Mining über Strukturdatenbestände – Wissen aus Daten 35

BEITRAG ZUR LIMNOLOGISCHEN UNTERSUCHUNG UND BEWERTUNG VON SEEN DES LANDES BRANDENBURG ZUR ERSTBEWERTUNG NACH EU-WRRL **41**

HENKER, H.: Nutzung von Langzeit-Monitoringdaten aus dem Projekt „Seenkataster Brandenburg“ zur Bewertung von Seen im Land Brandenburg nach der EU-WRRL (*Abstract*; Teil I) 42

VEDDER, F.: Kurzer Überblick über die Charakterisierung ausgewählter Seen im Land Brandenburg nach hydrochemisch-hydrophysikalischen und hydromorphologischen Parametern (Teil II) 44

TÄUSCHER, L.: Qualitative und quantitative Untersuchung des Phytoplanktons und ökologische Bewertungen (Teil III) 49

KABUS, T.: Möglichkeiten und Grenzen der Trophie-Indikation und Bewertung von Seen mit Makrophyten (Teil IV) 55

MEISEL, J.: Ökologische Bewertung von Seen nach der EU-WRRL: Erste Ergebnisse aus Brandenburg und Ausblick (Teil V) 61

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN **SEITE**

EU-WRLL/GEWÄSSERBEWERTUNG 66

MEILINGER, P., FISCHER, F. & SCHAUMBURG, J.: Praxistest „Ökologische Gewässerbewertung“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Bayern – Konzeption, Sachstand und erste Ergebnisse 68

SCHAUMBURG, J. & SCHRANZ, C.: Das deutsche Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL – Erste Ergebnisse 73

BENEMANN, A.: Fließgewässerbewertung nach EU-WRRL anhand von Makrophyten und Phytobenthos – Problematik einer angemessenen Fließgewässertyp-Zuordnung der Untersuchungsabschnitte 80

KORTE, T., WEYER, K. VAN DE & HERING, D.: Untersuchungen zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten 85

WEYER, K. VAN DE: Bewertung der großen Seen und Talsperren in Nordrhein-Westfalen mit Makrophyten gemäß EU-WRRL 90

KROKER, J.: Phytoplankton niedersächsischer Fließgewässer – Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie 95

HUSSNER, A. & LÖSCH, R.: Die EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie und die Bewertung thermisch anomaler, neophytenreicher Fließgewässer: das Beispiel der Erft (NRW) 100

LOHSE, S., ROLAUFFS, P. & HAASE, P.: Typologie und Bewertungsrelevanz silikatischer Mittelgebirgsbäche 105

VOGT, C. & SCHÄFER, A.: Entwurf eines regionalspezifischen Bewertungssystems für kleine Fließgewässer 110

BIRKE, K. & LORENZ, A.: Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse – Entwicklung eines Bewertungssystems mit Makrozoobenthos 115

HÜBNER, G. & BRAUKMANN, U.: Referenzorientierte ökologische Bewertung der salzbelasteten Werra anhand des Makrozoobenthos 120

HERING, D., MEIER, C., STRACKBEIN, J., MANDERBACH, R., HAASE, P. & SUNDERMANN, A.: http://www.fliessgewaesserbewertung.de – Fließgewässer – Makrozoobenthos – Bewertung 125

JUNG, K. & ZAUKE, G.-P.: Zur Eignung standardisierter Probennahmeverfahren und ökologischer Indices für eine Fließgewässerbewertung im Rahmen der EU-WRRL 130

MEIER, C. & HERING, D.: Das AQEM European stream assessment program – eine Software zur Berechnung des ökologischen Zustands von Fließgewässern 136

LORENZ, A. & SCHMIDT-KLOIBER, A.: Die AQEM Autökologiedatenbank – „a living document“ 141

KORCZYNSKI, I. , KABUS, T., KURT, S., MÖLLER, D. & MÜLLER, J.: Kleinseen in Nordostdeutschland: Trophischer Zustand und FFH-Lebensraumtypen 146

KSENOFONTOVA, M., KUMKE, T., PESTRYAKOVA, L. A. & HUBBERTEN, H.-W.: Limnological characteristics of lakes in Central Yakutia 151

ANTHROPOGENE BELASTUNGEN 156

KALETTKA, T. , BALLA, D. & GABRIEL, O.: Wassergüte und Sedimentbelastung des Spreewaldes 157

BAYER, T., HÄMMERLING, R. & NIXDORF, B.: Die Analyse der Phosphor-Belastung des Wolziger Sees – Möglichkeiten und Grenzen für ein Flußgebietsmanagement 162

BIELE, S., GEHM, O., RUDAT, C. & KRECH, M.: Untersuchungen zum Einfluss diffuser Nährstoffquellen auf die Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern am Beispiel des Saaler Baches (Mecklenburg-Vorpommern) 167

GRUNAU, T. S.: Veränderung der Makroinvertebratenzönose durch landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet 171

JÖBGEN, A. M., PALM, A. & MELKONIAN, M.: Phosphateliminierung mittels Periphyton auf künstlichen Substraten 175

BRAUNS, M., GARCIA, X.-F., PUSCH, M. & WALZ, N.: Bewertung anthropogener Beeinträchtigungen von Seeufern anhand des Makrozoobenthos 178

ARENS, I.: Binnenschifffahrt auf der Ruhr: Auswirkungen auf die Wirbellosenfauna 183

KRANICH, J. , LANGE, K.-P., CARMIENKE, I. & MÖRICKE, U.: Untersuchung zur Neugestaltung des Leipziger Gewässerknotens im Rahmen eines Integrierten Gewässerkonzeptes 188

TAGEBAUSEEN UND SAURE GEWÄSSER 193

MÜLLER, M. & WERNER, F.: Erfahrungen mit der Modellierung von Restseen des Braunkohletagebaus 194

KLEEBERG, A., SCHUBERT, H., KOSCHORRECK, M. & NIXDORF, B.: Biomasse und Primärproduktion der fädigen Grünalge Zygogonium ericetorum in einem extrem sauren (pH 2,9) Tagebausee und ihr Einfluss auf die biogene Alkalinitätsbildung 199

WOLF, S., SCHRÖTER-BOBSIN, U., DUMKE, R., PUSCH, D. & RÖSKE, I.: Evaluierung der hygienischen Wasserqualität eines mit fäkalbelastetem Oberflächenwasser gefluteten Tagebausees 204

LEßMANN, D., HASELHUHN, I. & HANGEN, E.: Hydrologische und limnologische Herausforderungen bei der Nachnutzung aufgelassener Kiestagebaue in der Regione del Veneto/Italien 209

FREIER, K., SUDBRACK, R., HEISER, A., GRUNEWALD, K. & WOLF, C.: Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch den Eintrag von Huminstoffen aus bewaldeten Einzugsgebieten in Trinkwassertalsperren und deren Auswirkung auf die Trinkwasseraufbereitung 214

QUELLEN UND GRUNDWASSER 220

MARTIN, P.: Tieflandquellen: vergessene Lebensräume? – Ein Beitrag zur aktuellen und zukünftig wünschenswerten Bearbeitung 221

BALTES, B., FUMETTI, S. VON, KÜRY, D., CONTESSE, E., BUTSCHER, C., HUGGENBERGER, P., SUTER, D., LEIMGRUBER W. & NAGEL, P.: Basel entdeckt seine Quellen 226

SCHINDLER, H.: Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf Struktur und Makrozoobenthos von Quellen in Rheinland-Pfalz 231

DIEDERICHS, S. & HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen 236

BERKHOFF, S. & HAHN, H. J.: Grundwasserfauna in Korea I: Entwicklung regionaler Leitbilder für die Grundwasserfauna Koreas – Methoden und erste Ergebnisse 241

BORK, J. & HAHN, H. J.: Grundwasserfauna in Korea II: Die zeit-räumliche Verteilung der Stygofauna im Bereich von Uferfiltrationsanlagen des Nakdong / Korea unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen – Methoden und erste Ergebnisse 246

FLIESSGEWÄSSER 250

LESZINSKI, M. & WALZ, N.: Einfluss der Flussmorphologie auf die Makrozoobenthos-Besiedlung entlang eines Urbanisierungsgradienten – am Beispiel der Spree 251

LAUTENSCHLÄGER, M.: Einsatz von Totholzexponaten bei der Aufwertung urban geschädigter Gewässerabschnitte 256

FIEBICH, R. & STÖCKMANN, A.: Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung der Kleinen Aller 262

NOLTE, J. & MEYER, E. I.: Untersuchungen zur ökologischen Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer mit Hilfe von Fallen 267

SCHROEDER, A., MEYER, E. I. & SCHIMMER, H.: Untersuchungen zur Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage Telgte für das Makrozoobenthos 272

SCHATTMANN, A. & THIEL, A.: Naturnahe isolierte Gewässerabschnitte am Niederrhein – Potenziale zur Wiederbesiedlung degenerierter Fließgewässer ? 276

MENA, R. & MEYER, E. I.: Oxygen metabolism of a sandy lowland stream, Germany 281

MENA, R., MEYER, E. I. & KASCHEK, N.: Temporal variation of nitrate concentrations in two lowland streams of North Germany 286

BÄTHE, J. & CORING, E.: Monitoring der benthischen Primärproduktion in der Werra – Erste Erfahrungen 291

ELBEFORSCHUNG 296

GARCIA, X.-F., BRAUNS, M. & PUSCH, M.: Ecological effects of different shore protection types on the River Elbe, East Germany 297

KIRCHESCH,V., BÖHME, M., EIDNER, R. & SCHÖL, A.: Einfluss der Buhnenfelder auf den Stoffhaushalt der Mittelelbe – Betrachtungen mit dem Gewässergütemodell QSim 302

SCHWARTZ, R. & KOZERSKI, H.-P.: Geochemische Charakterisierung feinkörniger Buhnenfeldsedimente der Mittelelbe und deren Erosionsstabilität 307

EGGERS, T. O.: Wirkung extremer Wasserstände auf die Benthoszönose der Mittleren Elbe 314

FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H., SCHOLZ, M., HETTRICH, A., FUCHS, E. & HENLE, K.: Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe 319

BEILHARZ, M., KOOP, J. H. E. & BENNDORF, J.: Das Makrozoobenthos der Oberelbe zwischen Regeneration, hydrologischen Störungsereignissen und Neozoenproblematik 325

BOEHRER, B., TIBKE, M., SUHR, U. & GUHR, H.: Rückstau von Treibeis auf der Elbe 330

FISCHEREIBIOLOGIE **335**

DÖRNER, H., ECKMANN, R., HAERTEL-BOHRER, S. S., HÖLKER, F., SCHULZE, T. & MEHNER, T.: Habitatnutzung und Aktivität einer planktivoren Fischgemeinschaft in Reaktion auf des Auftreten eines neuen Räubertyps 336

SCHULZE, S. & SCHIRMER, M.: Die Wiederentdeckung der Finte in der Unterweser 340

SCHWAHN, J.: The fish community of a West African savannah biome during the rainy season 345

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN **SEITE**

MAKROZOOBENTHOS 350

HAYBACH, A., KÖNIG, B. & KOOP, J. H. E.: Funktionelle Aspekte der Makrozoobenthosbesiedlung des Medials großer Flüsse 351

METTE, N., SINSCH, U. & KOOP, J. H. E.: Die Makrozoobenthos-Biozönosen der Sedimente von Elbe und Neckar 356

SELLIG, M., POEPPERL, R. & MEYER, E. I.: Makroinvertebraten sandgeprägter Tieflandbäche Norddeutschlands 360

GERGS, R. & BECKER, G.: Quantitative Analyse der saisonalen Entwicklung von Weidegängern und Periphyton im Längsverlauf eines Mittelgebirgsbaches 365

SIMON, K., KASCHEK, N. & MEYER, E. I.: Die Süßwassermolluskenfauna der Sandbäche des Landschaftsraums Senne – Eine vergleichende Studie der Besiedlung in unterschiedlich stark beeinträchtigten Gewässern 368

KUSSEROW, R., MÄHLMANN, J. & SCHRÖTER-BOBSIN, U.: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (Dreissena polymorpha) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor: Bewertung der Projektergebnisse 373

WACKER, A. & ELERT, E. VON: Grenzschichtphänomene bei der Ansiedlung von Muscheln? 378

MEYER, E. I., KOCK, C., SPÄNHOFF, B. & MEYER, A.: Wie wichtig sind Antennen? Experimentelle Untersuchung zur Nahrungsfindung der Larven von Melampophylax mucoreus (Trichoptera, Limnephilidae) 380

HENSEL, S. & KIEL, E.: Zur Habitatpräferenz aquatischer Makroinvertebraten in Hochmoorrenaturierungsflächen der Esterweger Dose (Papenburg, Niedersachsen) 385

MARTEN, M.: Revision der DIN 38410, Saprobienindex – Eine kritische Betrachtung aus Sicht von Theorie und Praxis 390

WETZEL, M. A., LEUCHS, H. & KOOP, J. H. E.: Einfluss unterschiedlicher Fixierungsmethoden auf die Biomassenbestimmung: Kein Unterschied zwischen Ethanol und Formalin 395

KÖNIG, B.: Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosprobenahmen nach einheitlichen Lebensgemeinschaften 399

RADY, T.: Vergleich verschiedener Fangmethoden für Imagines aquatischer Insektenarten zur Untersuchung der Besiedelung von Uferstrukturen 404

FELD, C. K. & ROLAUFFS, P.: Zur Erfordernis der taxonomischen Bereinigung (‚taxonomical adjustment') als Grundlage für den Vergleich von Taxalisten 408

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN — SEITE

ZOOPLANKTON, POPULTATIONSDYNAMIK UND NAHRUNGSNETZE 413

HÜLSMANN, S., HORN, H., HORN, W., KAHL, U., PAUL, L., RADKE, R. J. & BENNDORF, J.: Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf den Phosphorhaushalt: Erste Ergebnisse aus einem Freilandexperiment in der Talsperre Saidenbach 414

HORN, W.: Die vertikale Schichtung des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Verteilungsmuster und Hintergründe 419

JÄSCHKE, K., MATTHES, M. & BENNDORF, J.: Der Einfluss von Daphnia auf die Tiefe des Chlorophyllmaximums in einem eutrophen geschichteten See 424

MARTIN-CREUZBURG, D., BEC, A. & ELERT, E. VON: Biochemische Aspekte der Futterqualität von Protozoen für Daphnien: "Trophic upgrading" von autotrophem Picoplankton durch Ciliaten? 431

RINKE, K. & PETZOLDT, T.: Wenn man seine Ressource übernutzt …: Muster in der Populationsdynamik von Daphnien 436

PHYTOPLANKTON 441

KUSBER, W.-H., GLÜCK, K. & JAHN, R.: Das AlgaTerra Informationssystem, Stand und Perspektiven der Internet-Datenbank für Mikroalgen 442

GEISSLER, U., KUSBER, W.-H. & JAHN, R.: Die Algenflora Berlins: Datenlage und Praxisrelevanz 447

JUNGBAUER, B., & STICH, H. B.: Phytoplankton im Bodensee. Erfassung der räumlichen Verteilung durch Fluoreszenzmessungen 452

ARP, W. & KOPPELMEYER, B.: Untersuchungen zum ganzjährigen Vorkommen der Burgunderblutalge Planktothrix rubescens in drei geschichteten Seen in Schleswig-Holstein 457

HORN, H.: Leben in der Tiefe: Schicksal, Nische oder Überlebensstrategie? Vertikalverteilungsmuster der Diatomeen der Talsperre Saidenbach 462

KÖNIG, M., KAMPE; H. & PETZOLDT, T.: Charakterisierung und Bedeutung der kolonialen gallertigen Chlorophyceen am Beispiel von Sphaerocystis schroeteri (Chlorococcales) 467

NICKLISCH, A.: Interaktionen abiotischer Faktoren in der Steuerung des Populationswachstums und der Stöchiometrie von Phytoplanktern 472

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN — SEITE

MAKROPHYTEN 477

VEIT, U. & KOHLER, A.: Beurteilung und Vergleich der Makrophyten-Diversität in Fließgewässern 478

KÜSTER, A., SCHAIBLE, R. & SCHUBERT, H.: Lichtakklimation von Chara baltica, Chara canescens und Lamprothamnium papulosum (Charophyceae) 483

VOGEL, K., & DUDEL, G. E.: Zum Einfluss der wasserchemischen Verhältnisse auf die Immobilisierung von Uran und Arsen in submersen Makrophyten (Chara spec., Microspora spec., Cladophora spec.) 486

ROSS, J.-H., BRACKHAGE, C., WEISKE, A. & DUDEL, G. E.: Mesokosmosanlage zur Identifizierung von Festlegungsprozessen von Uran in Feuchtgebieten 491

ROTT, T.: Gewässerbelastung durch Cyanobakterien. Ergebnisbericht über den Einsatz von Makrophyten in der Restaurierung eines Flachsees 496

MORSCHEID, H., MATTUKAT, F. & KUCKLENTZ, V.: Biomanipulation in bayerischen „Flachseen“: Vorstellung des Forschungsvorhabens zum Praxistest an fünf ausgewählten eutrophen Gewässern 501

MÄHLMANN, J., KUCKLENTZ, V., MATTUKAT, F., MORSCHEID, H., HERRMANN, L. & HOESCH, A.: Entwicklung eines textilen Vegetationstragsystems zur Kultivierung und Ausbringung submerser Makrophyten für die Gewässersanierung 507

SCHULZ, M.: Measuring and Modelling Phosphorus Retention in Lowland Rivers 512

KOZERSKI, H.-P., HINTZE, T. & SCHWARTZ, R.: Tracerversuche in Flüssen zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten und anderen ökologisch relevanten Größen 517

SEDIMENTE 522

MAAßEN, S., RÖSKE, I. & UHLMANN, D.: Sediment- und Porenwasserparameter als Grundlage für die Trophiebewertung von Standgewässern 523

HOFFMANN, A. & GUNKEL, G.: Untersuchungen zur räumlichen Struktur und biologischen Funktionsfähigkeit des Interstitials der sandigen Litoralzone – ein Überblick 524

SCHULTZE, M., VEEN, A. VAN DER & JUNGE, F. W.: Auswirkungen des Hochwassers 2002 auf die Spurenelementgehalte der Sedimente im Goitschesee und im Muldestausee – ein Vergleich 530

WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, T. & KOSCHEL, R.: Einsatz von Aluminiumverbindungen in der Seenrestaurierung am Beispiel des Tiefwarensees 535

WETZEL, M. A., LEUCHS, H., BÜTTNER, H. & KOOP, J. H. E.: Einfluss der Baggergutumlagerung auf die Makrofauna in den Ästuaren der Deutschen Bucht 540

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN **SEITE**

LANGZEITDYNAMIK/PALÄOLIMNOLOGIE 544

KUMKE, T., BAIER, J., KIENEL, U. & HUBBERTEN, H.-W.: Die Rekonstruktion von historischer Klima- und Umweltvariabilität aus limnischen Systemen – Methoden und Anwendungen 545

FIEKER, J., RISS, H. W., SCHARF, B. W. & MEYER, E. I.: Zur Entwicklung der Chironomidenbiozönose im „Großen Heiligen Meer" – Analyse von Sedimentkernen 550

ÖKOTOXIKOLOGIE 555

SCHMITT-JANSEN, M. & ALTENBURGER, R.: Lassen sich Ergebnisse aus ökotoxikologischen Einzelarten-Testsystemen auf aquatische Lebensgemeinschaften extrapolieren? 556

KÜSTER, E., DORUSCH, F. & ALTENBURGER, R.: Toxizität von Schwefelwasserstoff (H_2S) auf die Biotestorganismen Vibrio fischeri und Daphnia magna 561

MOLEKULARBIOLOGISCHE METHODEN 566

GROSSART, H.-P.: Was sagen uns Gene? Neue Erkenntnisse in der Gewässerökologie 567

LUDWIG, F., PANEK, K., BÖRNICK, H. & RÖSKE, I.: Die Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse von Geruchs- und Geschmacksstoff produzierenden Cyanobakterien 572

MARXSEN, J. & WITZEL, K.-P.: Nachweis von Chitinase-Genen in Fließgewässern – ein Beispiel für die Analyse von Genen polymerabbauender Enzyme 578

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN XIII

20 Jahre DGL

G. Friedrich und A. Hamm

Es war der Abend am 6. Oktober 1982 in Langenargen am Bodensee auf der Tagung der „westdeutschen Mitglieder der IVL“. Über dem See entlud sich ein heftiges Gewitter. Der Sturm war so stark, dass am nächsten Morgen die Wellen noch an die 2 m hohe Uferböschung schwappten. Wolfgang Schmitz von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg beklagte sich redegewandt und genauso donnergrollend wie das Gewitter, dass auf den Limnologen-Tagungen die Probleme und Sorgen der Limnologen und Hydrobiologen in den Verwaltungen kaum Platz finden und schlug die Gründung einer Arbeitsgruppe „Angewandte Limnologie“ in der IVL vor. Prof. Overbeck hat die Diskussion sehr positiv beeinflusst und sich für die Gründung einer nationalen Gesellschaft eingesetzt, die „Deutsche Gesellschaft für Limnologie“ heißen sollte. Das war die Geburtsstunde der DGL.

Aus den Gründungsakten geht eine z. T. leidenschaftlich geführte Diskussion um diese Gründung hervor, z. B. zwischen Ohle, Overbeck, Lillelund, Steinberg, Elster, Caspers und Schmitz. Sie bildeten das Organisationskomitee. Manche hätten diese neue Gesellschaft lieber in enger Kooperation mit der IVL/SIL gesehen, andere betonten die Notwendigkeit einer eigenständigen, nationalen Gesellschaft neben der Internationalität der IVL.

Es dauerte einige Zeit, bis sich die Gesellschaft formiert hatte. Am 3. Oktober 1984 wurde offiziell die DGL bei der Tagung der westdeutschen Limnologen in Hamburg gegründet. 103 Gründungsmitglieder waren anwesend. Am 20. März 1986 erfolgte die Eintragung in das Vereinsregister Hamburg. Die erste Wahl fand bei der gemeinsamen Mitgliederversammlung der westdeutschen Mitglieder der SIL/IVL und der DGL in Karlsruhe 1986 statt. Günther Friedrich wurde zum Präsidenten der DGL gewählt, Prof. Overbeck zum Vizepräsidenten. Herr Prof. Kausch wurde Schatzmeister und Herr Alfred Hamm Schriftführer. Es ist bis heute satzungsgemäß vorgesehen, dass der Präsident bzw. der Vizepräsident jeweils einem anderen „Lager“ („theoretische“ oder „angewandte“ Limnologen) zugehörig sein muss.

Die Satzung, die sich die Gesellschaft damals erarbeitete, hat in allen ihren wesentlichen Aussagen heute noch Gültigkeit. Spätere Satzungsänderungen dienten Klarstellungen oder waren lediglich verfahrensmäßiger Natur, z. B. zur Erlangung der Gemeinnützigkeit. Die Zielsetzungen und Aufgaben der Gesellschaft lt. Satzung sollen hier noch einmal herausgestellt werden:

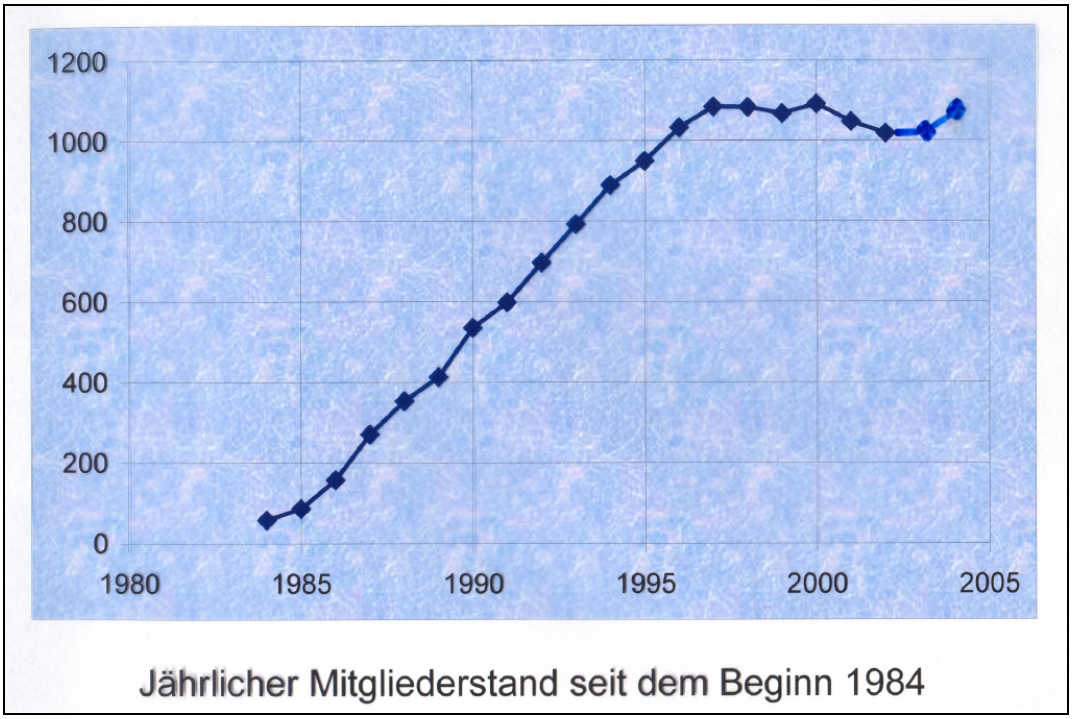
- Limnologie ist die Lehre von der Ökologie der Binnengewässer. Die Gesellschaft fördert die Limnologie in Forschung, Lehre und Praxis.
- Die DGL ist der Zusammenschluss **aller** auf dem Gebiete der Limnologie und ihrer Anwendungsbereiche Tätigen; zur Erreichung ihrer Ziele dienen:
- der Austausch von Informationen,
- die Organisation und Veranstaltung von wissenschaftlichen Tagungen, Seminaren und Workshops,
- die Bildung von Arbeitsausschüssen zur Bearbeitung besonderer Fachgebiete und umfassender Fragestellungen,

- die Abgabe von fachlichen Stellungnahmen zum Zustand und der Entwicklung von Gewässern,
- die Abgabe von Empfehlungen zur Durchführung von Maßnahmen im Bereich des Gewässerschutzes,
- die Mitarbeit bei Forschungs- und Entwicklungsvorhaben und deren Koordination,
- die Mitarbeit bei legislativen Vorhaben, wie Verordnungen, Normen,
- die Förderung wissenschaftlicher Arbeiten,
- die Förderung der limnologischen Ausbildung sowie
- die Pflege der Beziehungen zu Ausschüssen und Verbänden, Behörden, Gutachtergremien, wissenschaftlichen nationalen und ausländischen Organisationen, wobei die Beziehungen zur SIL/IVL besonders herausgestellt werden.

Betrachtet man diesen anspruchsvollen Katalog und lässt Revue passieren, was tatsächlich in den vergangenen 20 Jahren geschehen ist, kann man, so meinen wir, schon feststellen, dass vieles davon erfüllt wurde und wird. Aber man muss auch sagen, dass oft genug Anläufe wieder verebbt sind oder die Durchsetzung o. a. Ziele und Aufgaben – auch in Hinblick darauf, dass es ja genug andere, durchaus konkurrierende Organisationen gibt, die sich dem Wasser widmen – nicht immer ganz einfach gewesen ist. Schauen wir uns die einzelnen Punkte kurz an:

1. Die Definition der Limnologie und damit die der DGL ist wohl unzweifelhaft gut und richtig. Sie kennzeichnet sowohl den interdisziplinär orientierten ökologischen Zusammenhang vom „Leben der Gewässer“, wie es Prof. Elster einmal formuliert hat, und grenzt uns gleichzeitig von wasserwirtschaftlich, hydrologisch oder wasserchemisch orientierten Vereinigungen ab. Die DGL hat nie beansprucht, eine übergreifende Organisation im Wasserfach zu sein. Kernpunkt der Zielsetzungen ist die Förderung und Verbindung von Forschung, Lehre und Praxis in der Limnologie.

2. Die DGL hat nach ihrer Gründung einen stetigen Mitgliederzuwachs von rd. 100 Mitgliedern pro Jahr erfahren (s. Abbildung), wobei der Zuspruch insbesondere aus den Reihen der so g. „Angewandten“ kam, die in dieser DGL nun endlich auch eine eigene Plattform und Berufsvertretung gewonnen hatten. In den letzten Jahren stagniert jedoch die Mitgliederzahl, wobei wir wissen, dass es noch genügend Limnologen gibt, die nicht Mitglied in der DGL sind. Von dem Anspruch des Zusammenschlusses **aller** auf dem Gebiet der Limnologie und ihrer Anwendungsbereiche Tätigen sind wir noch weit entfernt. Je mehr Mitglieder die DGL hat, umso eher ist sie aber auch berechtigt, die berufsständische Vertretung der Limnologen in Anspruch zu nehmen. Wir können nur an alle Limnologen appellieren beizutreten. Es ist nicht nur eine Frage, ob es sich für den Einzelnen lohnt, Mitglied zu sein, sondern auch, ob man die DGL als fachliche und berufliche Interessengemeinschaft der Gewässerökologen ansieht und diese damit stärken möchte.



Jährlicher Mitgliederstand seit dem Beginn 1984

3. Die gegenseitige Information wird durch die Tagungen, die Mitteilungen und heute auch durch das Internet herbeigeführt. Gleichwohl sind Verbesserungen durchaus möglich. Die Schriftführer, früher wie heute, mussten oft genug darum kämpfen, Informationen z. B. zu geplanten Veranstaltungen zu bekommen, um sie in den Mitteilungen bekannt zu machen. Unsere Bitte geht weiterhin um Unterstützung der oft nicht leichten und natürlich auch ehrenamtlichen Arbeit der Mitglieder des Präsidiums und der Geschäftsstelle.

4. Die DGL-Tagung ist ungebrochen ein Erfolg und – was die Zahl der Vorträge und Poster sowie die Teilnehmerzahl angeht – jedes Jahr eine der herausragendsten Veranstaltungen im Wasserfach in Deutschland. Dabei hat aber wohl auch das Konzept, wie wir es von Anfang an hatten, sehr geholfen: Es ist die Symbiose der unmittelbaren Interessen des jeweiligen Veranstalters mit dem Interesse der Gesellschaft. Das führt auch dazu, dass keine Tagung der anderen gleicht und es nie langweilig wird. In den Anfängen der DGL war eine solche Symbiose durchaus nicht selbstverständlich. Aber wir hatten und haben keine Probleme, Veranstalter für die Jahrestagungen zu finden, und dafür sind wir sehr dankbar. Diesmal gilt unser Dank Frau Gaedke und ihren Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern sowie der Universität Potsdam. Seit der Tagung in Magdeburg im Jahre 2000 haben wir mit Frau Feldmann und Frau Uhlmann und dem Team der „confirm“ eine professionelle und bewährte Organisation. Dies erleichtert den Veranstaltern die Arbeit ganz gewaltig. Vielen Dank dafür. Bei der heutigen Zahl von meist 400 bis 500 Teilnehmern hat es sich bewährt, die Tagung an Universitätsstandorten durchzuführen. Und da ist es auch ganz besonders erfreulich, dass so viele Studenten an den Tagungen teilnehmen. Es gibt u. E. keine Fachtagung im Wasserfach in Deutschland, wo so viele junge Leute zusammen kommen. Dennoch wäre es gut, wenn es wieder einmal eine Tagung, organisiert durch eine Verwaltungsbehörde, gäbe. Allerdings ist zu befürchten, dass dies bei den jetzt laufenden Sparmaßnahmen äußerst schwierig sein wird.

   Etwas zu wünschen übrig lassen andere Veranstaltungen mit Beteiligung durch die DGL. Aber man muss das auch verstehen: Hier ist meist wirklich das Eigeninteresse des jeweiligen Veranstalters überwiegend und die DGL kann sowohl finanziell als auch personell mit ihren Repräsentanten nicht überall dabei sein. In ihrer Eigenschaft als gemeinnützige Gesellschaft ist es

aber eine satzungsgemäße Aufgabe, limnologische Veranstaltungen und Aktivitäten zu unterstützen und der Schatzmeister, Herr Kausch, hat auch immer sehr darauf gedrungen. Die DGL erwartet natürlich bei solchen Veranstaltungen, dass sie mit im „Impressum“ erscheint.

5. Arbeitsausschüsse: Schon von Anfang an wurden in aller Regel durch Eigeninitiative von Interessierten Arbeitskreise für verschiedene Fachfragen gebildet und das hat sehr gut funktioniert; vielleicht auch, weil wir keine strengen Hierarchien mit Hauptausschüssen und Unterausschüssen, gewählten Obleuten und Stellvertretern und Berufungen von Mitgliedern haben. So herrscht Freiheit bei der Arbeit. Gegenwärtig haben wir 13 Arbeitskreise, aber natürlich ist uns klar: Einige davon ruhen, man kann auch sagen, schlafen. Von früheren Arbeitskreisen möchten wir besonders nennen den AK „Baggerseen“, der Schriften zur fischereilichen Nutzung sowie zur Untersuchung und Bewertung von Baggerseen herausgegeben hat, die als Standardwerke gelten und auch vor Gericht als Standard anerkannt werden. Herr Dr. de Haar, früher zuständig für die Kommission Wasserforschung der DFG, schrieb z. B. an Günther Friedrich, den damaligen Präsidenten der DGL, sinngemäß: „Es ist erstaunlich, mit wie wenig Mitteln (Geld) heute noch gute wissenschaftliche Arbeit geleistet werden kann.“ Erwähnen möchten wir auch den AK „Selbstständige Biologen“, der ein „Leistungsverzeichnis für limnologische Arbeiten“ erarbeitete. Die genannten Schriften können bei der Geschäftsstelle der DGL bezogen werden. Die AK „Taxonomie für die Praxis“ und „Lebensraum Grundwasser“ sind als besonders rührig hervorheben, ohne andere schmälern zu wollen. Die Bestimmungskurse werden von der Wasserwirtschaftsverwaltung als Fortbildungskurse anerkannt, ebenso die DGL-Tagungen. Es ist natürlich schon so: Die Mitarbeit in solchen Arbeitskreisen, die ja z. B. in den wasserwirtschaftlichen Behörden für den Einzelnen genehmigt sein muss, wird zunehmend schwieriger. Auch in diesem Zusammenhang ist es wichtig, dass die DGL als Organisation im Wasserfach anerkannt ist und aus den Arbeitskreisen auch etwas herauskommt. Darum bittet die DGL dringend um aussagekräftige Berichte für ihre Mitteilungen (z. B. Selbstdarstellung der AK) oder um eigenständige Publikationen, die durch die DGL verbreitet werden können. Hier gibt es sicherlich noch Erweiterungsmöglichkeiten.

6. Die DGL ist anerkannt und auch ein geschätzter Berater beim BMBF und beim BMU und gibt hier fachliche Stellungnahmen und Empfehlungen ab, die aber natürlich über das Präsidium laufen müssen. Darüber hinaus hat das, was bei den Jahrestagungen z. B. im Zusammenhang mit der EU-WRRL vorgetragen und diskutiert wurde und wird, Auswirkungen in der Umsetzung dieses zukunftsweisenden Regelwerkes im Gewässerschutz, die wir im Einzelnen gar nicht ermessen können. Die DGL hat dieses Feld erfolgreich besetzt. Das derzeitige Übergewicht der Themen zur WRRL ergibt sich einfach aus den vielen Projekten und Facetten des Themas und die WRRL ist „**die** Chance der Biologen“ in der Wasserwirtschaft – das hat wörtlich Herr Dr. Ruchay, Abteilungsleiter Wasser und Abfallwirtschaft im BMU, auf unserer Tagung in Rostock gesagt. Es ist unzweifelhaft: Ohne die vielen Limnologen in den Wasserwirtschaftsverwaltungen wäre der Gewässerschutz nicht so vorangekommen, wie er ist, und dabei hat auch die DGL als die Vereinigung aller Limnologen in Deutschland ihren Anteil.

7. Die unmittelbare Koordination von Forschungs- und Entwicklungsprojekten durch die DGL ist wegen satzungsgemäßer Hemmnisse in ihrer Eigenschaft als gemeinnützige Gesellschaft nicht möglich. Die Mitwirkung an F + E-Vorhaben oder deren Koordination geschieht durch ihre Mitglieder und die o. a. vielfältigen anderen Aktivitäten. Gleiches gilt für die Förderung der wissenschaftlichen Arbeit. Die DGL hat als Gesellschaft das Vorschlagsrecht für Gutachter in der Deutschen Forschungsgemeinschaft und stellt seit langem Mitglieder in der Kommission Wasserforschung der DFG.

8. Von Prof. Overbeck wurde schon zu Beginn der DGL eine Zusammenstellung der Ausbildungsmöglichkeiten für Limnologen erarbeitet; das Heft „Limnologenausbildung in der Bundesrepublik Deutschland“ wurde 1998 von Prof. Benndorf herausgegeben. Eine Überarbeitung ist z. Zt. im Gange. Wichtig zu erwähnen sind limnologische Lehrbücher unter der Autorschaft aktiver und namhafter Mitglieder der DGL, z. B. die kürzlich erschienenen Lehrbücher für Limnologie von Schwoerbel, Uhlmann und Horn sowie Schönborn. Anzuführen sind hier auch die Publikationsorgane in Zusammenarbeit mit der DGL, wie die Zeitschrift „Limnologica“ und die Buchreihe „Limnologie aktuell“. Mitglieder der DGL erhalten hier bei Bezug einen Bonus. Es lohnt sich, bei der DGL zu sein – auch für Studierende!!!

9. Die Beziehungen zu anderen Organisationen im Wasserfach haben wir immer gut gepflegt. Von Anfang an bestehen satzungsgemäß besondere Beziehungen der DGL zur IVL/SIL. Die DGL führt mit den deutschen Mitgliedern der IVL/SIL gemeinsame Jahrestagungen durch. Hinzu kommen Kontakte zu anderen Limnologischen Assoziationen in Europa. Es gab mehrere Jahrestagungen zusammen mit den österreichischen Limnologen und, wie bei der Tagung in Schwedt, gemeinsame Aktivitäten mit den polnischen Kollegen. Mit dem BWK (Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.) besteht seit 2003 eine offizielle Kooperation. Immer wieder kommt es zu Anläufen, Dachorganisationen im europäischen Raum ins Leben zu rufen. Das ist heute im Sinne der EU-Erweiterung vielleicht wichtiger als früher, aber dennoch sollte die DGL, so meinen wir, eine Gesellschaft bleiben, die sich vorwiegend der Limnologie in Deutschland widmet. Es gibt hier doch genug zu tun. Die Rollenverteilung, wie sie von Anfang an gedacht war und sich auch in der Satzung niederschlägt, soll beibehalten werden: Die SIL ist zuständig für die internationale „scientific community“, die DGL für die Limnologie in Deutschland. Das eine schließt das andere nicht aus. Die DGL zu internationalisieren, würde u. E. zu einer unnötigen Konkurrenzsituation zur SIL führen. Ganz besonders wichtig ist, dass wir nicht zu einer Abkehr der „angewandten“ Limnologen kommen, die genauso eine Plattform brauchen, wie die wissenschaftlich Tätigen. Es muss das Gleichgewicht zwischen Forschung und Praxis gewahrt werden, wobei vielleicht die Blöckebildung von „theoretisch“ und „angewandt“, wie sie sich auch bei unseren Wahlen darstellt, überholt ist. In vielen Fällen ist es sowieso kaum oder gar nicht möglich, zu entscheiden, ob es sich bei einem konkreten Vorhaben um grundlagenbezogene Forschung oder eine andere Art wissenschaftlicher Arbeit handelt. Die DGL ist keine Forschungsgesellschaft, sondern eine Arbeitsgesellschaft in der Limnologie. Darum halten wir es auch für essentiell, die Gestaltung der Tagungen sowie die Möglichkeiten für Vorträge und Poster und deren Veröffentlichung in den Tagungsbänden („Erweiterten Zusammenfassungen“) für **alle offen zu halten.** Qualitätskontrollen haben wir genügend eingerichtet, z. B. die Poster- und Vortragsprämierungen. Im Übrigen ist die beste Qualitätskontrolle dadurch gegeben, dass so viele Teilnehmer zu den Tagungen kommen.

20 Jahre DGL ist keine lange Zeit für eine Gesellschaft, aber doch ein Zeitraum mit Geschichte. Manches hat sich gewandelt, aber der Grundansatz ihrer Gründungsidee wurde bewahrt. Wir haben auch noch immer das gleiche Spannungsfeld, wie es an jenem denkwürdigen Abend im Gewittersturm am Bodensee zum Ausdruck gekommen ist. Aus dieser Spannung ist etwas sehr Gutes erwachsen, nämlich die DGL. Ihr Konzept ist tragfähig für die Zukunft. Wir glauben, dieses Resümee kann man ziehen.

EU-WRLL: ERHEBLICH VERÄNDERTE FLIEßGEWÄSSER ODER NICHT?

PODRAZA, P.: Was ist ein erheblich verändertes Fließgewässer? – Ergebnisse des BMBF – Forschungsvorhabens MAKEF

ROLAUFFS, P. & PODRAZA, P.: Die Bestimmung des ökologischen Potenzials: Zielsetzung und mögliche Vorgehensweise

SEUTER S., HALLE, M., KAIL, J., LAUTENSCHLÄGER, M., PODRAZA, P. & MÜLLER, A.: Entwicklung von Maßnahmen für die Renaturierung morphologisch geschädigter Wasserkörper

GLACER, D.: Ein Gliederungsansatz für hydromorphologisch beeinträchtigte Gewässer als Grundlage für die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper

LANGE, P. & ZUMBROICH, T.: Automatisierte Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper – ein GIS-gestütztes Verfahren

MÜLLER, A. & ZUMBROICH, T.: Data Mining über Strukturdatenbestände – Wissen aus Daten

Was ist ein erheblich verändertes Fließgewässer? – Ergebnisse des BMBF-Forschungsvorhabens MAKEF

Petra Podraza

Universität Duisburg-Essen, Campus Essen, Abteilung Hydrobiologie, Universitätsstrasse 5, D-45117-Essen,
e-mail: petra.podraza@uni-essen.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Morphologie, Maßnahmen, Makrozoobenthos, Bewertung

Einleitung

Die EG-WRRL fordert für natürlich entstandene Oberflächengewässer, dass sie einen „guten ökologischen“ und „guten chemischen Zustand“ aufweisen. Ist der Wasserkörper jedoch durch menschliche Tätigkeiten in seiner Hydromorphologie wesentlich verändert und kann ohne signifikante Einschränkung bzw. Aufgabe dieser menschlichen Nutzung den guten ökologischen Zustand nicht erreichen, so kann er als „erheblich veränderter Wasserkörper“ ausgewiesen werden (Achtung! Dies ist eine „Kann-“, keine „Muss-“Regel!). Für diese „erheblich veränderten Wasserkörper“ ist der Zielzustand des „guten ökologischen Potenzials“ zu erreichen, der in der Regel weniger hohe Qualitätsanforderungen an die biologischen Qualitätskomponenten und die sie unterstützenden hydrologisch-hydraulischen und morphologischen Parameter stellt als im „guten ökologischen Zustand“.

Die WRRL nennt als Gründe für den Ausnahmetatbestand „erheblich veränderter Wasserkörper“:

- die Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder die Freizeitnutzung,
- Tätigkeiten, zu deren Zweck Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,
- die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen, die Landentwässerung oder
- andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen

und

wenn die nutzbringenden Ziele aus technischen oder Kostengründen nicht durch andere Mittel, die eine bessere Umweltoption darstellen, erreicht werden können (aus: EG-WRRL 2000).

Da diese Entscheidung für jeden Wasserkörper in jedem Flussgebiet getroffen werden muss, besteht der Bedarf an einem flächendeckend anwendbaren, möglichst automatisiert ablaufenden Ausweisungsverfahren. Dieses sollte in dem vom BMBF geförderten Verbundprojekt MAKEF (Entwicklung von **M**ethoden und Verfahren zur **A**usweisung „**e**rheblich veränderter **F**ließgewässer“ und Herleitung des „guten ökologischen Potenzials“ gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie) entwickelt werden.

Detail-Beiträge zu diesem Verbundvorhaben finden sich von den verschiedenen Verbundpartnern und deren Arbeitsgruppen in diesem Tagungsband.

Konzeption

Die Bestimmung von erheblich veränderten Wasserkörpern soll gemäß EU Guidance Document als zweistufiger Prozess erfolgen. Im ersten Schritt erfolgt deren vorläufige Identifizierung an Hand signifikanter hydromorphologischer Beeinträchtigungen, die so weitgehend sind, dass sie das Wesen des Wasserkörpers verändern. In einem zweiten Schritt werden für diese morphologisch beeinträchtigten Wasserkörper Maßnahmen, die zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes notwendig wären, auf ihre Realisierbarkeit hin überprüft (Technisch umsetzbar? Die bessere Umweltoption? Keine negativen Auswirkungen auf die weitere Umwelt? Finanzierbar?). Wenn diese nicht gegeben ist, erfolgt die abschließende Ausweisung als „erheblich veränderter Wasserkörper".

Für die Verfahrensentwicklung wurden zwei Beispiel-Einzugsgebiete ausgewählt: das Ruhr-Einzugsgebiet in Nordrhein-Westfalen und das Mulde-Einzugsgebiet in Sachsen und Sachsen-Anhalt. Hier sollte für eine überschaubare Anzahl von Gewässertypen mit jedoch unterschiedlicher Daten-Verfügbarkeit vergleichbare Verfahrensvorgehensweisen entwickelt werden, die flächendeckend eine vorläufige Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper erlaubt. Für beide Einzugsgebiete liefert das MAKEF-Projekt flächendeckende, Wasserkörper-scharfe, zumindest teilautomatisiert anwendbare Identifizierungen. Für den zweiten Schritt liefert die Verknüpfung von hydromorphologischen Defiziten mit notwendigen Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes und deren sozioökonomischen Teilkomponenten Informationen, die als Bausteine für ein Entscheidungsunterstützungssystems Hilfestellungen für die abschließende Ausweisung geben können.

Vorgehensweise: **„Top down/bottom up Approach" zur vorläufigen Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern**

- Top down Approach: Gewässertyp-bezogene Auswahl hydromorphologischer Merkmale, die alleine oder in Kombination signifikante Veränderungen darstellen, die das Wesen des Gewässers grundlegend ändern. Die Auswahl erfolgte unter besonderer Berücksichtigung biozönotischer Aspekte.

Beispiele für „signifikant morphologisch beeinträchtigt und im Wesen verändert":

- Wechsel der Gewässerkategorie: z. B.
  - Talsperre: Fließgewässer => Stillgewässer
  - Marschengewässer mit Sielanlage: Übergangsgewässer => Fließgewässer des Binnenlandes
- hydromorphologische Veränderungen (Abfluss, Substrate, Vegetation) sind derart, dass Leitarten des Gewässertyps nicht mehr vorkommen und euryöke Arten dominieren.

- Bottom up Approach: Überprüfung an Hand der Makrozoobenthos-Besiedlung, ob die in Schritt 1 identifizierten Wasserkörper keinen „guten ökologischen Zustand" aufweisen und Herleitung von Kausalbezügen zu umweltrelevanten Aktivitäten („driving forces") und Belastungen („pressures").

Die Vorgehensweise zur Auswahl hydromorphologischer Merkmale, die eine signifikante, das Wesen verändernde Beeinträchtigung darstellen, richtet sich dabei nach der Verfügbarkeit von Daten. Für Einzugsgebiete, für die Strukturdaten aus dem Vor-Ort-Verfahren vorliegen, wurden ausgewählte Einzelparameter in bestimmter Ausprägung verwendet. Hierbei wurde zwischen Parametern, die alleine bereits eine solche Zuweisung rechtfertigen (z. B. Massivsohle mit/ohne Sediment > 50 %) und Parametern, die erst in Kombination mit weiteren Merkmalen zu einer vorläufigen Identifizierung als „erheblich verändert“ führen, unterschieden. Aus den Anteilen von Abschnitten in einem Wasserkörper, die nach diesen Kriterien als potenziell erheblich verändert eingestuft wurden, im Verhältnis zu der Gesamtlänge des Wasserkörpers kann die Identifizierung des Wasserkörpers in die eine oder andere Klassifizierung vorgenommen werden.

Für Einzugsgebiete ohne Strukturdaten fehlen die Grunddaten für das Erkennen signifikanter morphologischer Veränderungen. Statistische Analysen ergaben jedoch, dass aus Kombination von Windungsgrad und Flächennutzung unter Berücksichtigung des jeweiligen Gewässertyps mit einer berechenbaren Wahrscheinlichkeit prognostiziert werden kann, ob der Gewässerabschnitt als potenziell erheblich verändert identifiziert werden kann (Anwendung von fuzzy-logic).

Für das Ruhr-Einzugsgebiet ergab sich für die Fließgewässer des Typs 5 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) ein Fließstrecken-Anteil von 26,11 %, der gemäß der Auswahlkriterien von MAKEF als signifikant hydromorphologisch beeinträchtigt und im Wesen verändert eingestuft wurden. Für die Gewässer des Typs 9 (silikatische, fein- bis grob-materialreiche Mittelgebirgsflüsse) betrug im selben Einzugsgebiet deren Anteil 56,07 %.

Zur Überprüfung dieser über Expertenwissen ausgewählten Merkmale bzw. Merkmals-Kombinationen wurden an 81 Probestellen in beiden Einzugsgebieten das Makrozoobenthos dreimalig in Bereichen, die vorläufig als erheblich verändert eingestuft wurden, beprobt. Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der Bewertung nach dem AQEM-Verfahren für die Probestellen des Ruhr-Einzugsgebietes im Herbst 2002 (links) und Sommer 2003 (rechts).

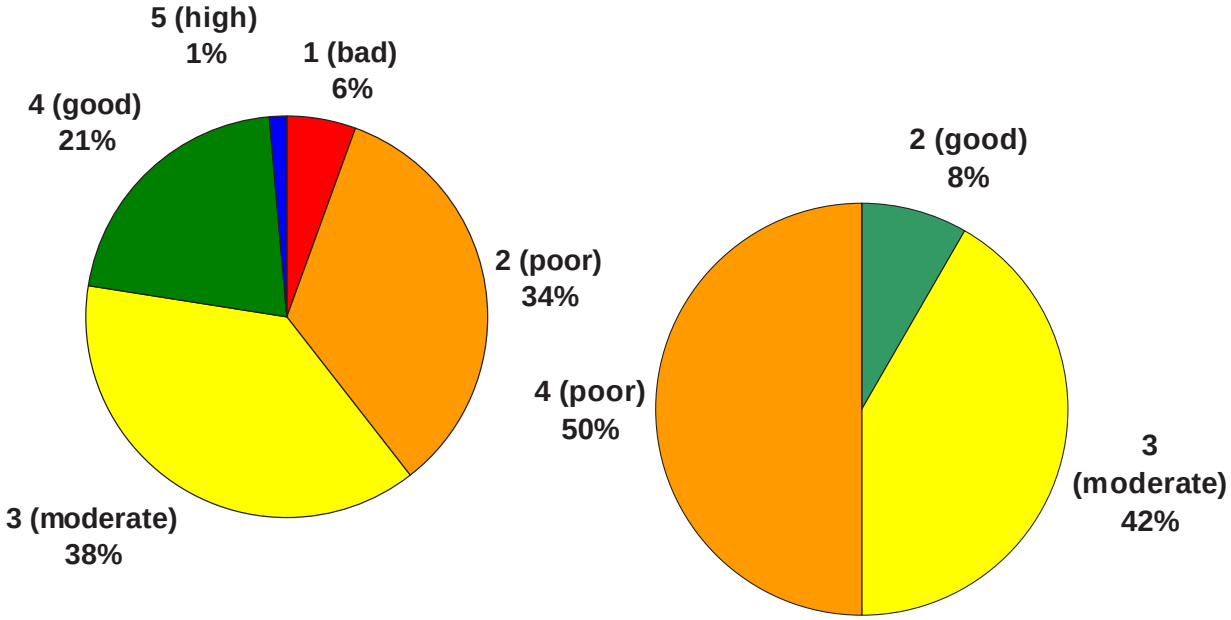


Abb. 1: Verteilung der AQEM Zustandsklassen für die Makrozoobenthos-Bewertung auf die im top-down Verfahren vorläufig als „erheblich verändert“ eingestuften Probestellen des Ruhreinzugsgebiets (Verteilungsgrafik links: Herbst 2002; Verteilungsgrafik rechts: Sommer 2003)

Die Abbildung macht deutlich, dass die über das MAKEF-Verfahren ausgewählten Bereiche mit einer hohen Treffsicherheit Bereiche ermittelt, in denen zumindest das Makrozoobenthos anzeigt, dass ein guter ökologischer Zustand auf Grund der hydromorphologischen, das Wesen des Gewässers verändernden Beeinträchtigungen nicht erreicht wird. (Alle Probestellen weisen weitgehend unbelastete physikochemische Bedingungen auf, die zumindest den Bedingungen des guten ökologischen Zustandes entsprechen.)

Genauere statistische Untersuchungen der Makrozoobenthosbesiedlung ergaben, dass über die Ausprägung der morphologischen Strukturen, wenn außer der örtlichen Situation auch die Verhältnisse im Oberlauf berücksichtigt werden, mit einer Sicherheit von 79-89 % prognostiziert werden kann, ob das Makrozoobenthos den guten ökologischen Zustand erreicht und damit eine Ausweisung als „erheblich verändert“ nicht notwendig wird.

Eine weitere statistische Auswertung erlaubt jedoch nur mit der Unschärfe von ca. einer Zustandsklasse aus den morphologischen Bedingungen den ökologischen Zustand, indiziert über das Makrozoobenthos, vorherzusagen. Auf Grund dieser Unsicherheiten wird auch zukünftig die Notwendigkeit für biologische Gewässeruntersuchungen gegeben sein. Die indirekte Herleitung über Sekundärdaten wie die der Strukturkartierungen ist gerade im Übergangsbereich von „gut“ zu „mäßig“ nicht ausreichend trennscharf.

Bewertung „erheblich veränderter Wasserkörper“: Bestimmung des ökologischen Potenzials

Das höchste ökologische Potenzial als Referenz zur Bewertung künstlicher und erheblich veränderter Wasserkörper wird definiert:

- als eine weitmögliche Entsprechung der Bedingungen des ähnlichsten natürlichen Gewässertyps

oder

- an Hand einer Konstruktion der Biozönose über die abiotischen Bedingungen und das Artenpotenzial des Naturraumes.

Am Beispiel der Makrozoobenthoszönose konnte mittels multivariater statistischer Auswertungen (hier: NMS: Non-metric Multidimensional Scaling) gezeigt werden: Die Besiedlung auch der erheblich veränderter Wasserkörper differenziert zwischen Gewässertypen => die Bewertung des Potenzials muss Typ-spezifisch erfolgen.

Die Makrozoobenthoszönose erheblich veränderter Wasserkörper differenziert jedoch nicht zwischen den umwelt-relevanten Aktivitäten (driving forces) => die Potenzial-Bewertung kann damit „driver-“ und „pressure“-unabhängig erfolgen.

Im MAKEF-Projekt wurde ein Bewertungsverfahren für das Makrozoobenthos entwickelt, dass sich an dem AQEM-Verfahren orientiert. Da das Potenzial erheblich veränderter Wasserkörper nur durch hydromorphologische Bedingungen bestimmt sein darf, wird das Modul „allgemeine Degradation“ des AQEM-Verfahrens als Basis zu Grund gelegt. Auch für das Potenzial erfolgt damit die Bewertung multimetrisch unter Verwendung von „core metrics“.

Da einige der „core metrics“ zur Bewertung des ökologischen Zustandes vor allem den standorttypischen Spezialisierungsgrad stenöker Arten berücksichtigen, sind sie nur eingeschränkt in der Lage, morphologisch stark degradierte Bedingungen zu differenzieren. Daher wurde für die Poten-

zial-Bewertung einzelne „core metrics“ durch das Maß der Unspezialisiertheit (Euryökie) der Gemeinschaft ersetzt. „Core metrics“, die aus den Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes auch für die Bewertung des ökologischen Potenzials beibehalten wurden, wurden durch Veränderung der Ankerpunkte in ihrer „Referenzbedingung“ abgesenkt, um damit den weniger anspruchsvollen Bedingungen für das ökologische Potenzial gerecht zu werden. Abbildung 2 zeigt die Bewertungsergebnisse der MAKEF-Probestellen in beiden Einzugsgebieten im Vergleich, ob der ökologische Zustand (AQEM-Verfahren) oder das ökologische Potenzial nach dem im MAKEF-Projekt entwickelten Verfahren bewertet wurde.

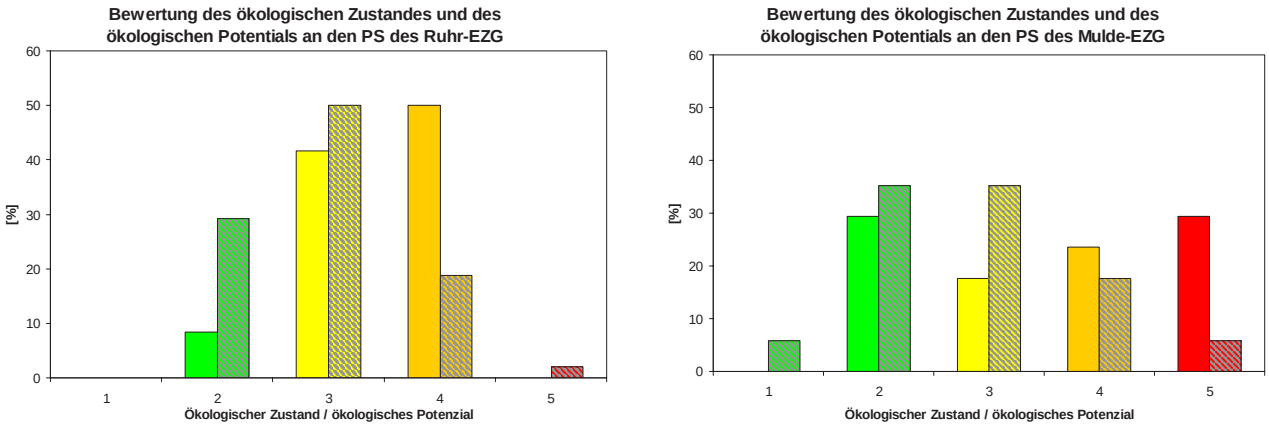


Abb. 2: Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial an Probestellen des Ruhr- und Mulde-EZG. Die einfarbigen Balken zeigen die Bewertungsverteilung der Probestellen beider Einzugsgebiete an, wenn sie nach dem AQEM-Verfahren als „nicht erheblich verändert“ in ihrem Zustand bewertet werden. Die schraffierten Balken zeigen die Verteilung der Bewertungsergebnisse, wenn dieselben Probestellen als „erheblich verändert“ in ihrem ökologischen Potenzial bewertet werden.

Aus Abb. 2 wird deutlich, dass im Vergleich zum ökologischen Zustand bei den als „erheblich verändert“ eingestuften Probestellen sich der Anteil der Stellen mit Handlungsbedarf reduziert, d. h. Probestellen, die mit „gut“ und besser bewertet wurden, nehmen zu. Aber auch in den erheblich veränderten Bereichen verbleiben Probestellen, die den Zielzustand des guten ökologischen Potenzials im Ist-Zustand nicht erreichen. Auch hier werden Maßnahmen zur Zielerreichung notwendig oder es müssen weniger strenge Umweltziele gefordert werden.

Danksagung

Das Verbundvorhaben MAKEF wurde im Auftrag des BMBF durchgeführt. Teile der Ergebnisse flossen als „Case studies“ in das CIS Guidance Document „Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern“ der EU ein. Verbund- und F&E-Partner des MAKEF-Projektes sind neben der Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie (P. Podraza, M. Lautenschläger, A. Müller), die Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geografisches Institut (Klaus Greve, Peter Lange), das Umweltbüro Essen (M. Halle, S. Seuter, J. Kail), das Büro für Umweltanalytik (Th. Zumbroich, A. Müller) und das Landschaftsarchitekturbüro Glacer (D. Glacer, N. Braschel). All diesen beteiligten Kollegen und deren Mitarbeitern danke ich für das Zustandekommen dieses komplexen Verfahrensentwurfes und die produktive Arbeitsatmosphäre.

Die Bestimmung des ökologischen Potenzials: Zielsetzung und mögliche Vorgehensweise

Peter Rolauffs[1], *Petra Podraza*[1,2]

[1] Universität Duisburg-Essen, Standort Duisburg, FB Biologie und Geografie, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen, peter.rolauffs@uni-essen.de, petra.podraza@uni-essen.de

[2] Ruhrverband, Kronprinzenstraße 37, D-45128 Essen, e-mail: ppd@ruhrverband.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Bewertung, Multimetrisches System, Ökologisches Potenzial

Einleitung

Die im Dezember 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unterscheidet zwei Ausprägungen von nicht künstlich geschaffenen Oberflächenwasserkörpern: zum einen die natürlichen Gewässer, zum anderen die erheblich veränderten Gewässer; für jene gilt das Entwicklungsziel des „guten ökologischen Zustandes“, für diese das Ziel des „guten ökologischen Potenzials“; dabei ist der Begriff des Potenzials geringwertiger einzustufen als derjenige des ökologischen Zustandes – in einem Handbuch zur WRRL (Lanz & Scheuer, 2001) wird in diesem Zusammenhang von „abgesenkten typspezifischen Referenzbedingungen“ gesprochen.

Eines der Ziele des Forschungsvorhabens MAKEF[1] war es, ein Bewertungssystem zu entwickeln, welches die Ermittlung des ökologischen Potenzials erheblich veränderter Gewässer ermöglicht. Dieses Ziel sollte exemplarisch für die Fließgewässertypen 5 (grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) und 9 (silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss) umgesetzt werden.

Verfahrensweise

Konzeption

Für die natürliche Ausprägung von Fließgewässern wurde in den vergangenen Jahren bereits im Rahmen eines weiteren Forschungsvorhabens – „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“[2] (UBA-Projekt) – ein Bewertungssystem entwickelt, welches multimetrisch aufgebaut ist und für die meisten der deutschen Fließgewässertypen ein Set verschiedener Metrics (ökologischer Kenngrößen) bereitstellt. Jeder Metric ist dabei einer von vier übergeordneten Metric-Gruppen zugeordnet, von denen drei explizit in der WRRL als für die Bewertung bedeutsam genannt werden: taxonomische Zusammensetzung und Abundanz, Anteil störungsempfindlicher Taxa sowie Grad der Vielfalt; die vierte

[1] „Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potentials gemäß EU-WRRL“; MAKEF wurde gefördert durch das BMBF

[2] Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 202 24 223

Gruppe umfasst die Metrics der „Funktionalen Gruppen“. Um Qualität und Vergleichbarkeit der Metric-Sets für die unterschiedlichen Gewässertypen zu gewährleisten, wurden folgende obligatorische Nebenbedingungen als gemeinsame Grundlage definiert:

- ein Bewertungssystem besteht aus jeweils 6 Metrics,
- alle 4 Metric-Gruppen müssen durch mindestens einen Metric abgedeckt sein,
- die Gruppe „Funktionale Metrics“ muss durch 3 Metrics unterschiedlicher Ausrichtung abgedeckt sein (z. B.: Habitatpräferenz, Ernährungstyp, Strömungspräferenz).

Konzeption sowie Nebenbedingungen sollten auch für das neue Bewertungssystem zur Ermittlung des ökologischen Potenzials Anwendung finden. Zudem sollten für die genannten Gewässertypen keine komplett neuen Metric-Sets definiert werden, sondern einige der Metrics des bestehenden Systems übernommen und jeweils ein oder zwei von ihnen durch neuartige Metrics ersetzt werden, welche speziell für die Ermittlung des ökologischen Potenzials entwickelt wurden. Dies erschien notwendig, da Metrics, die besonders das Vorkommen störungsempfindlicher Spezialisten bewerten, deutlich bis sehr stark degradierte Gewässerabschnitte nicht mehr differenzieren können, da diese Taxa häufig komplett ausfallen.

Euryökie-Metrics

Die oben genannten, neu entwickelten Euryökie-Metrics basieren auf den Einstufungen ausgewählter funktionaler Metrics (Ernährungstypen, Habitatpräferenzen, Präferenzen für Biozönotische Regionen). Das grundlegende Prinzip besteht darin, die artspezifische Verteilung der Indikatorwerte dahingehend auszunutzen, euryöke bzw. stenöke Eigenschaften der Taxa mittels der mathematischen Größe der Varianz in Indizes umzuwandeln; eine stenöke Art erhielte dabei hohe, eine euryöke Art hingegen niedrige Werte. Letztlich wird die Varianz jedoch nicht über die einzelnen Taxa berechnet, sondern über die gesamte Wertematrix gewichteter Indikatorwerte einer Aufsammlung, wobei der Gewichtungsfaktor durch die Abundanzklassen der Taxa repräsentiert wird.

Euryökie-Metrics basieren jeweils auf der Gesamtheit einer funktionalen Gruppe und fassen somit alle Ausprägungen einer Gilde inklusive der Verteilung der entsprechenden Indikatorwerte integrierend in einem Wert zusammen und sind nicht beschränkt auf einzelne Ausprägung, wie es im bestehenden System der Fall ist (so bezieht sich der Metric „Metarhithral-Besiedler“ beispielsweise lediglich auf einen kleinen Ausschnitt aus der Gilde „Präferenz für Biozönotische Regionen“). Mit dieser inhaltlichen Aufweitung soll der Gedanke des ökologischen Potenzials in das Bewertungssystem integriert werden.

Es wurden insgesamt 21 verschiedene Euryökie-Metrics berechnet, zum einen auf der Basis oben genannter funktionaler Einheiten, zum anderen mit Hilfe verschiedener taxonomischer Gruppen (Gesamtzönose, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, EPT-Taxa etc.).

Entwicklung des Bewertungssystems

Die wichtigsten Arbeitsschritte bei der Entwicklung des Systems sind in Abbildung 1 skizzenhaft aufgeführt.

Als Datengrundlage für die Entwicklung des Bewertungssystems dienten Aufsammlungen, die im MAKEF-Projekt nach der AQEM-Methode erhoben wurden, sowie den Probestellen zugehörige abiotische Daten aus der Strukturgütekartierung, die die morphologische Degradation der Gewässerabschnitte widerspiegeln.

Anhand der Taxalisten wurden Core-Metrics und Euryökie-Metrics berechnet, die beide anschließend mit den Strukturparametern korreliert wurden (mittels Spearman-Rangkorrelationen). Dies diente dem Zweck, zu klären, ob die für die Bewertung natürlicher Gewässer herangezogenen Core-

Metrics auch bei der Ausprägung erheblicher veränderter Gewässer in ähnlicher Weise funktionierten und ob die nach der Theorie als geeignet empfundenen Euryökie-Metrics tatsächlich in der Lage sind, strukturelle Degradation zu indizieren. Die Metrics wurden anschließend über Ankerpunkte in die einheitliche Skala [0;1] überführt, wobei 1 das beste und 0 das schlechteste Potenzial darstellt. Gleichzeitig wurde der Vorgabe, dass das ökologische Potenzial qualitativ geringwertiger sein sollte als der ökologische Zustand dadurch Rechnung getragen, dass die oberen Ankerpunkte für die aus dem AQEM-Verfahren übernommenen Core-Metrics um etwa 20 % in ihrem Wert abgesenkt wurden. Dies entspricht der Annahme, dass jeder einzelne Bewertungs-Metric auch unter morphologisch degradierten Bedingungen durch Maßnahmen zumindest in die Klasse 2 („gut“), wenn auch auf Kosten des Bewertungsergebnisses der anderen Metrics überführt werden kann.

Der letzte Teilschritt bestand darin, aus jeweils 5 bzw. 4 Core-Metrics und dementsprechend 1 bzw. 2 Euryökie-Metrics verschiedene Metric-Alternativen zu berechnen. Dazu wurden die standardisierten Metric-Ergebnisse über Mittelwertbildung zu einem Gesamtindex vereinigt und zuletzt in Potenzialklassen überführt; die Unterteilung der Skala erfolgte in 5 gleich große Abschnitte.

Diejenigen Alternativen mit den höchsten Korrelationskoeffizienten zu den Parametern aus der Strukturgütekartierung (Größenordnung: 0,50 bis 0,70) wurden dahingehend überprüft, inwieweit die sich ergebenden Potenzialklassen aus der Kenntnis der Probestellen heraus sinnvoll erschienen (Plausibilitätskontrolle).

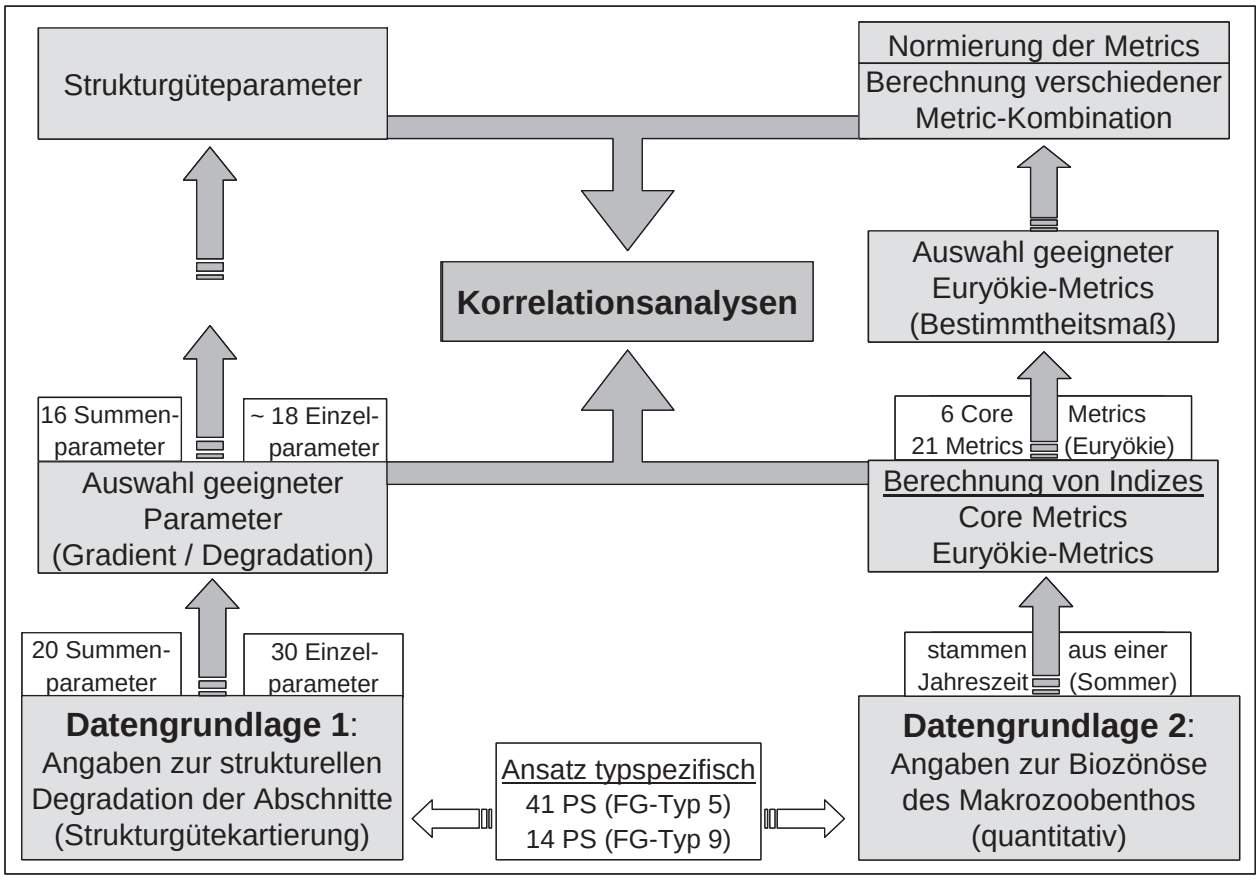


Abb. 1: Schematische Übersicht des Prozedere zur Entwicklung eines Bewertungssystems

Ergebnisse

Der Vorschlag für ein Bewertungssystem erheblich veränderter Gewässer sieht das Ersetzen von jeweils zwei Core-Metrics durch Euryökie-Metrics vor (siehe Tabelle 1):

- bezüglich Fließgewässertyp 5 werden die Metrics „Epirhithral-Besiedler“ und „Steinbesiedler“ durch die Euryökie-Metrics „Varianz der Ernährungstypen“ und „Varianz der Habitatpräferenzen“ ersetzt (die letzteren beiden beruhen auf der Grundlage des gesamten Makrozoobenthos),
- bezüglich Fließgewässertyp 9 werden die Metrics „Metarhithral-Besiedler“ und „Pelal-Besiedler“ ebenfalls durch die Euryökie-Metrics „Varianz der Ernährungstypen“ und „Varianz der Habitatpräferenzen“ ersetzt (letztere beruhen ebenfalls auf dem gesamten Makrozoobenthos).

Tab. 1: Core zur Bewertung des ökologischen Potentials (Ankerp. ob./unt. = obere und untere Ankerpunkte); kursiv gesetzte Metrics wurden dem bestehenden System hinzugefügt)

Metrics für FG-Typ 5	Ankerp. ob./unt.	Metrics für FG-Typ 9	Ankerp. ob./unt.
Shannon-Wiener-Diversität	3,08	Shannon-Wiener-Diversität	3,32
	1,80		1,80
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	1,00	Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse	0,72
	-1,40		-1,40
Rheoindex nach Banning (HK)	91 %	Rheoindex nach Banning (IZ)	83 %
	55 %		15 %
Plecoptera [%]	20 %	EPT-Taxa [%] (HK)	65 %
	0 %		25 %
Varianz der Ernährungstypen	50,0	*Varianz der Ernährungstypen*	48,4
	18,0		22,0
Varianz der Habitatpräferenzen	57,6	*Varianz der Habitatpräferenzen*	58,0
	28,0		30,0

Diskussion

Folgte man Kommentaren zur WRRL, sollte sich das ökologische Potenzial orientieren an den jeweils vor Ort existierenden Nutzungen, auf Grundlage derer der jeweilige Gewässerabschnitt als erheblich verändert ausgewiesen wurde. Unstrittig ist, dass ein potentiell erforderlicher Handlungsbedarf stets die Beibehaltung der vorhandenen Nutzung zu berücksichtigen hat.

Damit stellt sich die grundlegende Frage, ob es mit einem Bewertungssystem prinzipiell möglich ist, lokale Aspekte zu berücksichtigen, die in starkem Maße von Einzelfallentscheidungen abhängen. Konkret gesagt existieren sehr vielfältige Nutzungstypen, die sowohl hinsichtlich ihrer Art als auch ihrer Intensität in sehr unterschiedlichem Maß negativen Einfluss auf ein Gewässer ausüben und in erheblich veränderten Wasserkörpern als Nutzung erhalten bleiben müssen. Die Ermittlung des Potenzials müsste von daher für jeden einzelnen Gewässerabschnitt individuell erfolgen – mit einem standardisierten Bewertungssystem hätte dieses Vorgehen nichts mehr gemein.

Für die Bestimmung des ökologischen Potenzials werden, wie für die Zustandsbewertung, neben den biologischen Qualitätskomponenten auch hydromorphologische und physikalisch-chemische Komponenten berücksichtigt. Letztere sind dabei genauso zu bewerten wie für den ökologischen Zustand, da erheblich veränderte Wasserkörper nur auf Grund hydromorphologischer Veränderungen ausgewiesen werden dürfen (Ausnahmen hiervon sind physiko-chemische Veränderungen auf Grund morphologischen Eingriffe, z. B.: veränderter Temperatur- und Sauerstoffhaushalt in gestauten Bereichen).

Für die untersuchten Gewässertypen 5 und 9 zeigte sich keine statistisch gesicherte Abhängigkeit von der Nutzungsart, die zur Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper geführt hat, je-

doch differenziert die Biozönose nach der Intensität der morphologischen Degradation. Diese Differenzierung auch unter naturfernen morphologischen Bedingungen ist vor allem dann gesichert, wenn die Bewertung über eine Kombination bestehender Core-Metrics des AQEM-Verfahrens mit Euryökie-Metrics erfolgt. Damit würde der hier dargestellte Vorschlag zur Potenzialbewertung ein gewässertypspezifisches, standardisiertes Verfahren darstellen, dass seine Ortsspezifität (Intensität der beizubehaltenden Nutzung) erst über eine Bewertung der hydromorphologischen Bedingungen erhalten würde. Hierzu müsste das Verfahren der Strukturbewertung in Abhängigkeit von der Art der Nutzung und dessen Intensität neu skaliert werden – ein Schritt, der zukünftig und auf einer breiteren Datenbasis erfolgen sollte. Denkbar wäre zudem ein Faktor, der in Abhängigkeit der Unterschiede zwischen der Strukturbewertung nach LAWA und der für erheblich veränderte Wasserkörper modifizierten Strukturbewertung die Ankerpunkte der Core-Metrics der Potenzialbewertung anpasst. Hierin sehen die Autoren eine der Wasserrahmenrichtlinie entsprechende Vorgehensweise, die unter dem vorgegebenen Zeitrahmen bald möglichst unter Verwendung des hier dargestellten Verfahrensvorschlages und durch Modifizierung des bestehenden Strukturbewertungs-Verfahrens für alle Gewässertypen Deutschlands entwickelt werden sollte.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zur Bestimmung des ökologischen Potenzials im Zusammenhang mit erheblich veränderten Gewässern wurde ein revidiertes Bewertungssystem entwickelt, welches auf der Grundlage des bestehenden Systems zur Bewertung natürlicher Gewässer bzw. ihres ökologischen Zustandes aufbaut. Hierbei wurde ein Teil der darin enthaltenden Core-Metrics durch neu entwickelte und auf das Ziel der Ermittlung des ökologischen Potenzials abgestimmte, so genannte Euryökie-Metrics ersetzt. Diese Metrics basieren auf den Indikatorwerten der funktionalen Gruppen (Gilden) und ergeben sich aus der Berechnung der Varianz der entsprechenden ökologischen Indikatorwerte.

Danksagung

Die angeführten Arbeiten fanden statt im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens MAKEF.

Literatur

Lanz, K., Scheuer, S. (2001): EEB Handbook on EU Water Policy under the Water Framework Directive (in der deutschen Übersetzung: Handbuch zur EU Wasserpolitik im Zeichen der Wasser-Rahmenrichtlinie). Europäisches Umweltbüro, Brüssel: 66 S.

Entwicklung von Maßnahmen für die Renaturierung morphologisch geschädigter Wasserkörper

Susanne Seuter[1,2], Martin Halle[1], Jochem Kail[1], Melanie Lautenschläger[2], Petra Podraza[1,2], Andreas Müller[2]

[1] umweltbüro essen, Rellinghauser Straße 334f, D-45136 Essen, susanne.seuter@umweltbuero-essen.de, martin.halle@umweltbuero-essen.de, jochem.kail@umweltbuero-essen.de

[2] Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, D-45117 Essen, melanie.lautenschlaeger@uni-essen.de, petra.podraza@uni-essen.de, andreas.muellert@uni-essen.de

Keywords: erheblich veränderte Wasserkörper, Maßnahmen, MAKEF

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper vor. Im Rahmen des Ausweisungsprozesses sind Maßnahmen zu ermitteln, die geeignet sind, das Gewässer in einen guten ökologischen Zustand zu bringen. In diesem Prozess sind nur Maßnahmen von Bedeutung, die signifikante negative Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne oder die spezifizierten Nutzungen haben.

Untersuchungen des Makrozoobenthos an unterschiedlich stark degradierten Gewässern des Ruhr- und Mulde-Einzugsgebietes erlauben Aussagen über eine ‚Mindestausstattung' der Gewässer, die notwendig ist, um den guten ökologischen Zustand – überprüft anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos – zu erreichen.

Vorgehensweise

Gemäß „Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern" erfolgen in den ersten Schritten die Ausweisung der Wasserkörper und die Beschreibung der bedeutenden morphologischen Veränderungen des Wasserkörpers. Liegt nach der vorläufigen Einstufung des Art. 5.1 ein erheblich veränderter Wasserkörper vor, sind in Schritt 7 Verbesserungsmaßnahmen zu ermitteln, die gewährleisten, dass der gute ökologische Zustand erreicht wird (Abb. 1).

Im Rahmen des Projektes „Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL" (MAKEF) wurde ein Verfahren entwickelt, das es erlaubt, mit Hilfe der Strukturgütedaten bedeutende morphologische Veränderungen zu erkennen und somit potenziell erheblich veränderte Gewässerabschnitte zu identifizieren. Für diese erfolgt dann unter Berücksichtigung der Maßnahmen der weitere Ausweisungsprozess.

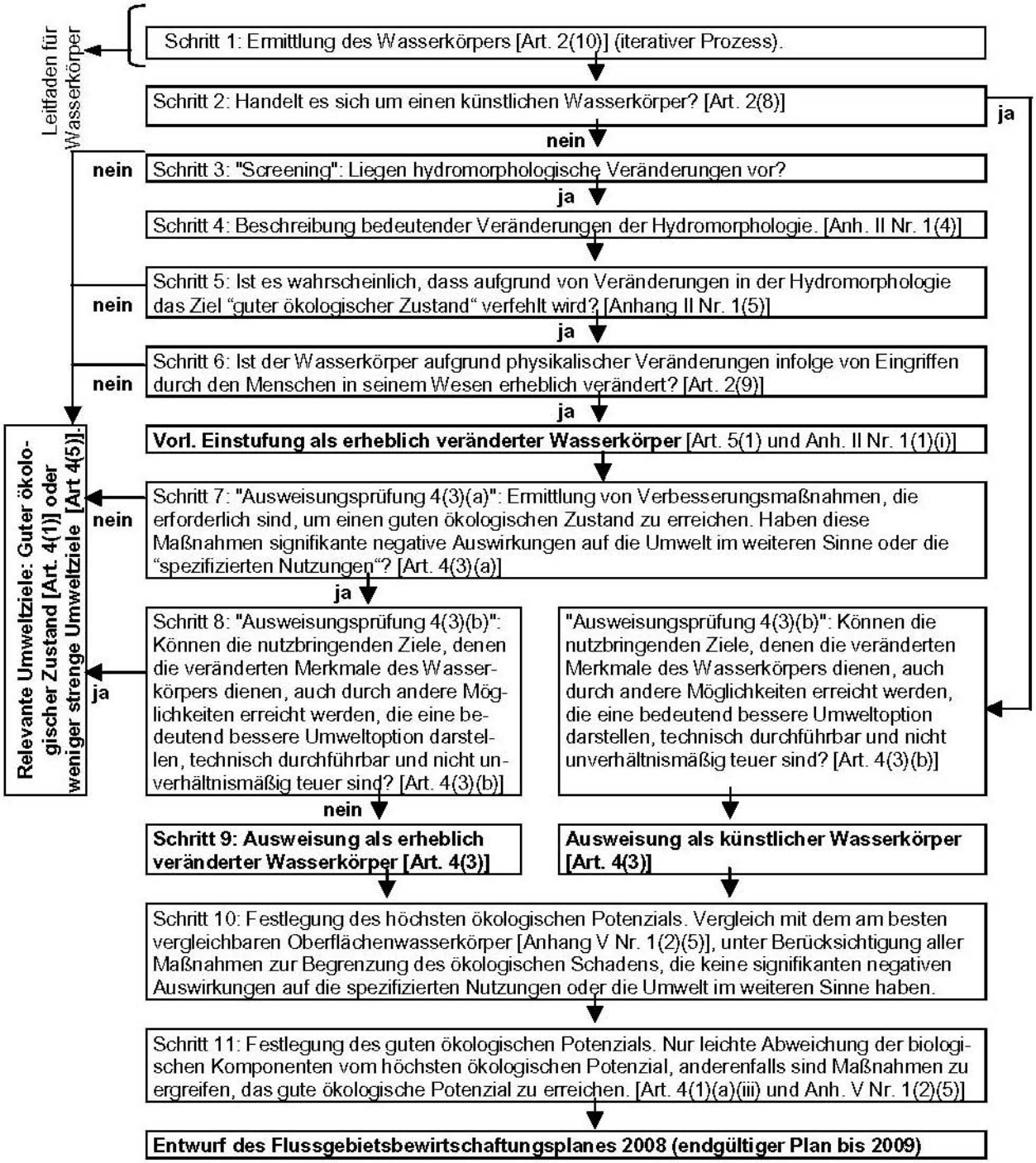


Abb. 1: Einzelschritte des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (CIS-Guidance)

Indikation der morphologischen Schädigung durch die Fauna

Im Folgenden werden die Auswirkungen der umweltrelevanten Aktivitäten Urbanisierung und Landwirtschaft betrachtet, die sich in der Regel linear entlang des Gewässers auswirken (z. B. Ufer- und Sohlverbau, fehlender Uferbewuchs).

Die Verteilung der Fauna spiegelt die Einschätzung der ökologischen Qualität durch die Gewässerstrukturkartierung wider. Die Parameter „Sohlenstruktur“ (Abb. 2) und „Uferstruktur“ zeichnen sich durch die häufigsten Korrelationen aus.

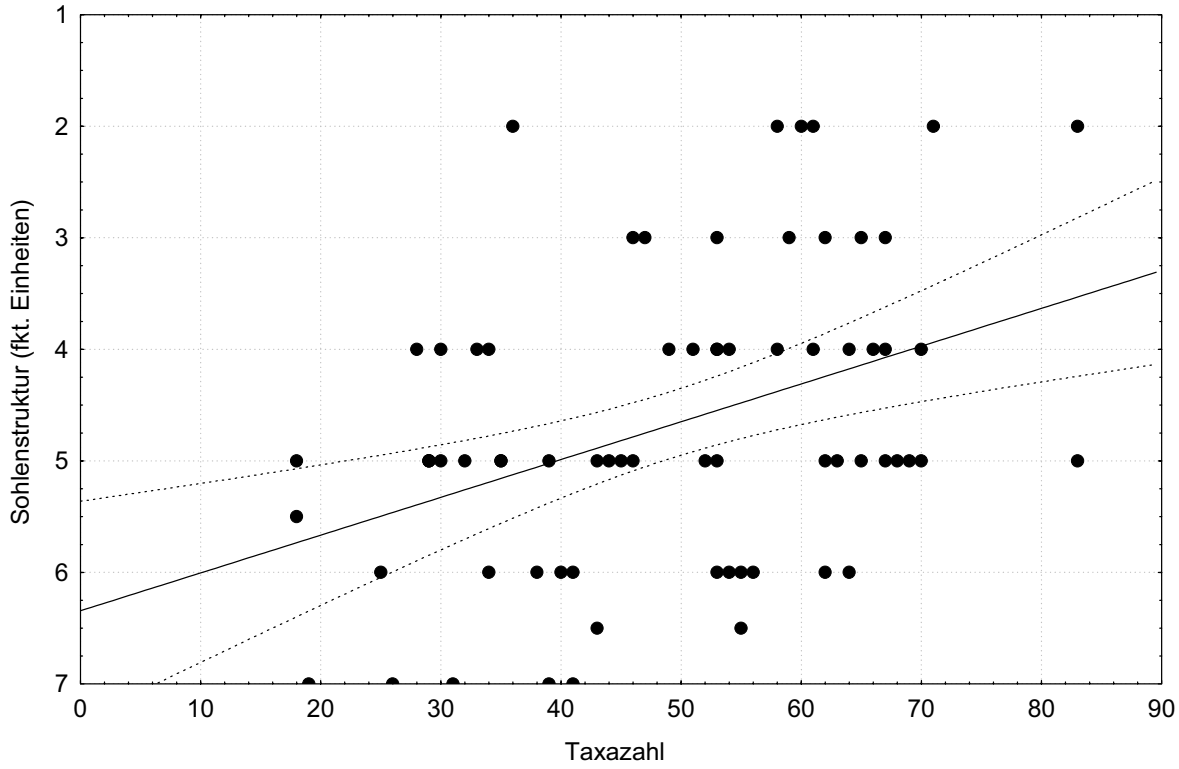


Abb. 2: Streudiagramm für die Parameter Anzahl der Taxa und Sohlenstruktur

Die Fauna zeigt, dass an den durch Urbanisierung oder Landwirtschaft beeinträchtigten Gewässerabschnitten:

- die Diversität und der Anteil der sensitiven Taxa (EPTCOB-Index) im Vergleich zu den Referenzprobestellen deutlich niedriger ist,
- die Anzahl der Phytalbewohner und Sedimentfresser gegenüber den Referenzstellen stark erhöht ist,
- die Zahl der Trichopteren deutlich geringer ist als an den Referenzstellen – insbesondere die Zahl der Köcherfliegen, die als Zerkleinerer, Netzbauer (passive Filtrierer) oder Waldbewohner charakterisiert sind,
- ein deutlicher Anstieg strömungsindifferenter Taxa zu verzeichnen ist sowie
- insbesondere die gewässertypspezifischen Taxa ausfallen.

Mögliche Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes

Die häufigsten strukturellen Defizite, die insbesondere in urbanen und landwirtschaftlich geprägten Bereichen auftreten, sind der Sohl- und Uferverbau sowie der fehlende Gehölzstreifen. Die Fauna zeigt, dass im Wesentlichen die genannten Defizite dafür verantwortlich sind, dass der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird.

Die Maßnahmenpakete, die sich daraus ableiten lassen, enthalten ausschließlich Maßnahmen, die notwendig sind, um das Gewässer in den guten ökologischen Zustand zu versetzen. Maßnahmen, die aus gewässerökologischer Sicht darüber hinaus notwendig sind, werden hier nicht genannt. Eine besondere Bedeutung kommt der Überprüfung der hydraulischen Überlastung des Gewässerprofils zu. Sofern keine hydraulische Belastung gegeben ist, kann der gute ökologische Zustand bereits durch die Entfernung des Sohlverbaus, das Einbringen der natürlichen dem Gewässertyp entsprechenden Substrate und die Anpflanzung bodenständiger Gehölze erreicht werden. An hydraulisch belasteten Gewässern hingegen sollte neben der Retention auch die Entfernung des Uferverbaus und die Aufweitung des Gewässerbetts ermöglicht werden.

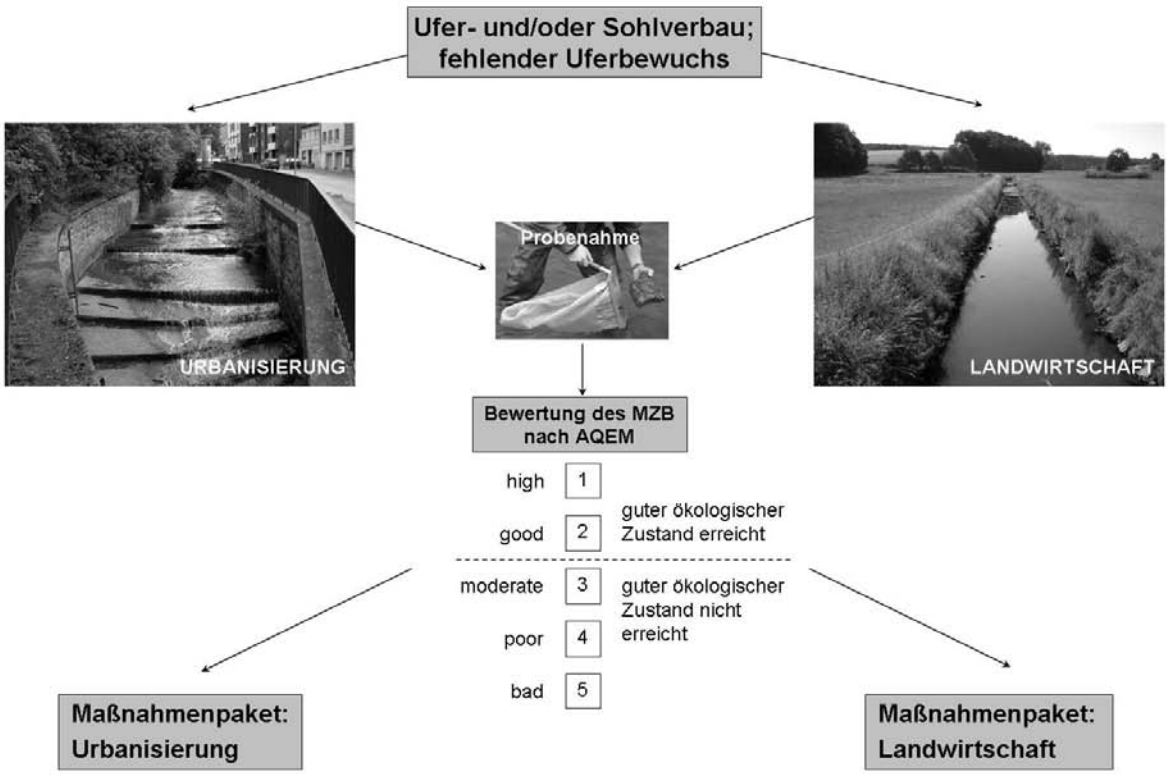


Abb. 3: Ableitung von Maßnahmen, die zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes führen am Beispiel der umweltrelevanten Aktivitäten Urbanisierung und Landwirtschaft – morphologische Schädigung: Ufer- und/oder Sohlverbau und fehlender Gehölzstreifen –

Maßnahmenpaket Urbanisierung:

- Entfernen des Sohlverbaus und Einbringen der natürlichen dem Fließgewässertyp entsprechenden Substrate,
- Initialpflanzung bodenständiger Gehölze:
  - an der Mittelwasserlinie,
  - im Profil,
  - auf dem Böschungskopf oder
  - im Extremfall im angrenzenden Straßenraum,
- Einbringen von Totholz oder Ersatzstrukturen.

In hydraulisch belasteten Gewässern:

- Entfernen des Uferverbaus,
- Gewässerbettaufweitung sowie
- Retention beim Verursacher.

Maßnahmenpaket Landwirtschaft:

- Entfernen des Sohlverbaus und Einbringen der natürlichen dem Fließgewässertyp entsprechenden Substrate,
- Initialpflanzung bodenständiger Gehölze an der Mittelwasserlinie sowie
- Einbringen von Totholz oder Ersatzstrukturen.

In hydraulisch belasteten Gewässern:

- Entfernen des Uferverbaus,
- Gewässerbettaufweitung,
- Zulassen einer dynamischen Gewässerentwicklung sowie
- Retention beim Verursacher.

Zusammenfassung

Entsprechend der Vorgaben der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 wurden die morphologischen Veränderungen der Gewässer im Ruhr- und Mulde-Einzugsgebiet, ablesbar aus der Kartierung der Gewässerstruktur, ermittelt und die Wirkung dieser Veränderungen auf die Fauna untersucht.

Gemäß den von der Fauna aufgezeigten Defiziten werden Maßnahmenpakete zusammengestellt, die gewährleisten, dass der gute ökologische Zustand erreicht werden kann.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes (Förderkennzeichen: 0330207) „Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL“ (MAKEF) durchgeführt.

Literatur

CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, 129 S.

Podraza et al. (in Vorbereitung): Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Abschlussbericht).

Ein Gliederungsansatz für hydromorphologisch beeinträchtigte Gewässer als Grundlage für die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper

Dirk Glacer

Dirk Glacer Landschaftsarchitekt AKNW, Horster Straße 25 e, D-45279 Essen, Tel.: 0201/276062,
Fax: 0201/5367105, e-mail: info@la-glacer.de, www.la-glacer.de

Keywords: Bewertungssysteme, Gewässerschutz/Gewässerbewirtschaftung, Revitalisierung/Sanierung, EU-WRRL, erheblich verändertes Gewässer, signifikante hydromorphologische Veränderungen

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ermöglicht den Mitgliedsstaaten, erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB) auszuweisen. Diese Ausweisung kann gemäß Art. 4 (3) EU-WRRL dann erfolgen, wenn die zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale eines Wasserkörpers signifikante negative Auswirkungen auf bestimmte menschliche Tätigkeiten, Nutzungen oder die Umwelt im weiteren Sinne haben.

Das maßgebliche Umweltziel solcher Wasserkörper ist das „gute ökologische Potenzial und der gute chemische Zustand“ anstelle des „guten ökologischen Zustandes und des guten chemischen Zustandes“ der „natürlichen“ Wasserkörper. Das Konzept der HMWB wurde eingeführt, um sozial und wirtschaftlich wertvolle Nutzungen, für die die Wasserkörper häufig umfangreichen hydromorphologischen Änderungen unterworfen werden müssen, vor signifikanten negativen Beeinträchtigungen durch Renaturierungen hin zum guten ökologischen Zustand zu schützen (vgl. CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2 2002, S. 25).

EU-Vorgaben für HMWB

Gemäß Art. 2 (9) EU-WRRL ist ein HMWB ein Oberflächenwasserkörper, der durch physikalische Veränderungen in seinem Wesen erheblich verändert wurde. Dieser Begriff der wesentlichen Veränderung geht über „bloße“ signifikante anthropogene morphologische und hydrologische Belastungen hinaus.

Maßgebliche Hinweise für die Anforderungen an die HMWB-Identifikation liefert der Leitfaden der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (ebenda, S. 43-50):

- Die Wahrscheinlichkeit, dass der gute ökologische Zustand verfehlt wird, liegt vor.
- Ein guter Zustand wird aufgrund physikalischer Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale verfehlt. Andere Gründe wie zum Beispiel Verschmutzungen dürfen nicht entscheidend sein.

Ein in seinem Wesen erheblich veränderter Wasserkörper sollte gemäß des CIS-Leitfadens folgende Merkmale erfüllen:

- Offensichtlichkeit, Dauerhaftigkeit und Großräumigkeit der Veränderung.
- Betroffenheit von Hydrologie und Morphologie.
- Die Veränderung muss in ihrem Umfang vergleichbar mit derjenigen Veränderung sein, die sich aufgrund der in Art. 4 (3)a EU-WRRL spezifizierten Nutzungen ergibt, z. B. ein kanalisierter oder zum Zwecke des Hochwasserschutzes verbauter Fluss.
- Die Veränderung muss durch die in Art. 4 (3) EU-WRRL spezifizierten Nutzungen oder gleichermaßen wichtige nachhaltige Tätigkeiten des Menschen bedingt sein.

Ein weiterer wichtiger Gesichtspunkt ist, dass nur direkt veränderte Wasserkörper als erheblich verändert eingestuft werden dürfen. Defizite der biologischen Qualitätskomponenten im Oberlauf eines Flusssystemes, die auf Veränderungen im Unterlauf (beispielsweise durch Querbauwerke, die die Fischwanderung behindern) basieren, dürfen beispielsweise nicht zu einer vorläufigen Einstufung des Oberlaufes als HMWB führen (ebenda, S. 50).

Operationalisierung der EU-Vorgaben

Die oben genannten Kriterien liefern einen ersten allgemeinen Anforderungskatalog an hydromorphologische Belastungen und sind nur in Einzelfällen so weit konkretisiert, dass sie auf einzelne Gewässerstrecken bzw. Wasserkörper direkt anwendbar sind. Dies ist beispielsweise für einen Gewässeranstau möglich, der zu einem Kategoriewechsel des Gewässers von einem Fluss zu einem See führt. Dieses Beispiel stellt aber nur einen der vielfältig möglichen Eingriffe des Siedlungs- und Kulturwasserbaus dar.

Spezifische Anforderungen an erhebliche Veränderungen

Für einen flächendeckenden Ansatz zur Identifizierung von HMWB ist es deshalb erforderlich, den allgemeinen Anforderungskatalog des CIS-Leitfadens so zu spezifizieren, dass er flächendeckend abfragbaren hydromorphologischen Kriterien zugeordnet werden kann. Hierfür sind im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes MAKEF fünf spezifische Anforderungen an erhebliche Veränderungen beschrieben worden. Für das Ruhreinzugsgebiet sind davon drei Anforderungen von besonderer Bedeutung. Jede einzelne dieser Anforderungen indiziert eine erhebliche Veränderung und ist in einem daran anschließenden zweiten Arbeitsschritt über hydromorphologische Merkmale abfragbar.

1. **Kategoriewechsel des Gewässers:** Der CIS-Leitfaden zu HMWB betrachtet den Kategoriewechsel eines Wasserkörpers, beispielsweise von einem Fließgewässer zu einem Stillgewässer, als erhebliche Veränderung.
2. **Fehlen wesentlicher Fließgewässermerkmale:** Natürliche Gewässerbettdynamik sowie natürliche Abfluss- und Auendynamik sind wesentliche Kennzeichen eines intakten Gewässers (vgl. z. B. LAWA 2000, S. 27). Sofern mindestens zwei dieser Dynamikkriterien erheblich eingeschränkt sind, liegt eine wesentliche Veränderung vor.
3. **Fehlen typspezifischer Gewässermerkmale:** Der aktuelle Zustand des Gewässers lässt keine typologische Eigenart, sondern im Wesentlichen ausbaugeprägte Merkmale erkennen. Der natürliche Gewässertyp ist nur noch theoretisch über Sekundärdaten ableitbar (z. B. geologische/ naturräumliche Karten).

Identifikationsvorschrift auf Basis von Gewässerstrukturgütedaten

Gewässerstrukturgütedaten stellen ein umfassendes Kompendium der hydromorphologischen Merkmale eines Gewässers dar. Sie liefern insbesondere Informationen zu den oben genannten

spezifischen Anforderungen. Im Rahmen des Forschungsvorhabens MAKEF werden deshalb für das Einzugsgebiet der Ruhr insbesondere diese Daten ausgewertet. Hierbei wird wie folgt verfahren:

1. **Auswahl aussagekräftiger Einzelparameter:** Aus den Strukturgütedaten werden diejenigen Einzelparameter und Zustandsmerkmale ausgewählt, die in der Regel eine direkte hydromorphologische Belastung indizieren („Schadparameter", wie zum Beispiel Uferverbau). Sekundär durch die Schadparameter beeinflusste Einzelparameter (z. B. Breitenvarianz, Strömungsdiversität) sind nicht Bestandteil der Identifikationsvorschrift, um Datensatzauswertung und Gliederung der Gewässerstrecken (s. u. Schritt 5) überschaubar zu halten.
2. **Abschätzung der Wirkungsintensität einzelner hydromorphologischer Merkmale und Festsetzung einer gewässertypabhängigen Bewertungsvorschrift:** Die Zustandsmerkmale der Einzelparameter werden hinsichtlich ihrer prognostizierten Auswirkungen in zwei Intensitätsstufen unterschieden (K.O.-Kriterien und Kombinationskriterien). Die Festsetzung eines K.O.- oder Kombinationskriteriums erfolgt gewässertypabhängig. Das Vorhandensein eines einzigen K.O.-Kriteriums innerhalb eines Abschnittes reicht zur Identifikation einer erheblichen Veränderung aus. Sofern innerhalb eines Gewässerabschnittes kein K.O.-Kriterium auftritt, müssen mehrere Kombinationskriterien auftreten, um eine erhebliche Veränderung zu indizieren. Hierbei muss mindestens die Hälfte der möglichen Kombinations-Einzelparameter innerhalb eines Abschnittes betroffen sein.
3. **Gliederung von Gewässerstrecken nach gleichartigen hydromorphologischen Merkmalskombinationen:** Die auf der Grundlage der Identifikationsvorschrift ermittelten Gewässerstrecken werden anhand gleichartiger hydromorphologischer Änderungen gruppiert und zusammengefasst. Vorrangiges Gliederungskriterium ist also die „morphologische Beschaffenheit" und nicht die Gewässerstrukturgüteklasse. Diese Vorgehensweise ermöglicht die kohärente Weiterbearbeitung für die gemäß Art 4 (3)a EU-WRRL und Schritt 7.1 des CIS-Leitfadens notwendige Ermittlung der an einer Gewässerstrecke erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen.
4. **Verifizierung ausgewählter Gewässerstrecken auf Basis von Strukturgütebewertungen:** Die Geländeerhebung von Gewässerstrukturen beinhaltet regelmäßig gewisse Spannbreiten hinsichtlich der Zuordnung. Im Grenzbereich zwischen signifikanten und wesentlichen Belastungen sind für einzelne ausgewählte Merkmalskombinationen Verifizierungen der identifizierten Gewässerstrecken auf Basis der Strukturgütebewertungen erforderlich.
5. **Verschneidung der hydromorphologisch homogenen Gewässerstrecken mit nutzungs- und maßnahmenrelevanten Strukturgütedaten:** Für die gemäß Art 4 (3)a EU-WRRL und Schritt 7.2 des CIS-Leitfadens notwendige Ermittlung der signifikanten negativen Auswirkungen auf „spezifische" Nutzungen werden gleichartig veränderte Gewässerstrecken mit den nutzungsrelevanten Daten der Gewässerstrukturgütekartierung (z. B. Umfeldnutzung) verschnitten. In Kombination von o. g. hydromorphologischen Merkmalen, der Gewässergröße und von Nutzungsdaten lassen sich daraus die grundlegenden Informationen zu Art und Umfang der erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen sowie den davon betroffenen Nutzungen ermitteln.
6. **Aggregation von Gewässerabschnitten zu Wasserkörpern:** Datensätze der Gewässerstrukturgütekartierung beziehen sich je nach Gewässergröße auf 100 m, 200 m, 500 m oder 1.000 m lange Abschnitte. Insbesondere bei einem kleinräumigen Wechsel der Merkmalskombinationen ist die Aggregation einzelner Abschnitte auf praktikable Streckenlängen und prägende hydromorphologische Merkmale für einen Wasserkörper erforderlich.

Tabelle 1 zeigt am Beispiel der zu erhebenden Gewässerstrukturgütedaten des Vor-Ort-Verfahrens für kleine bis mittelgroße Fließgewässer die ausgewählten Einzelparameter, die Zuordnung der Zustandsmerkmale zu Einzel (K.O.)- und Kombinationskriterien sowie die für die Schritte 7.1 und 7.2 des CIS-Leitfadens zu erhebenden Merkmale. Die dortige Kriterienzuordnung gilt für kleine und große Talauenbäche, nicht aber für Kerbtalgewässer oder Flachlandgewässer.

Mindestens vier der Einzelparameter Nr. 2 bis Nr. 9 in Tabelle 1 müssen für eine HMWB-Identifikation ein hellgrau markiertes Merkmal bzw. eine hellgrau markierte Merkmalsgruppe aufweisen.

Ergebnisse

In Tabelle 2 sind die wichtigsten im Ruhreinzugsgebiet ermittelten HMWB-Merkmalskombinationen für kleine bis mittelgroße Fließgewässer dargestellt. 26 % aller kartierten kleinen Fließgewässerabschnitte sind vorläufig als HMWB identifiziert. Jede Zeile repräsentiert eine Gruppe von Gewässerabschnitten mit gleichartigen hydromorphologischen „Schadmerkmalen“. Tabellarisch aufbereitet sind diejenigen Merkmalskombinationen, die an mindestens 14 Abschnitten (= 0,1 % aller strukturkartierten kleinen Fließgewässer) auftauchen. Tabelle 2 umfasst dadurch rund 77 % aller identifizierten HMWB-Abschnitte der kleinen Fließgewässer.

In den Tabellenzeilen der Tabelle 2 sind hydromorphologisch gleichartige Gewässerabschnitte zusammengefasst. Es ist ablesbar, welche Einzelparameter innerhalb dieser Strecken betroffen sind (graue Felder). Schadtypen und Schadparameter sind in Tabelle 2 im Wesentlichen nach abnehmender Intensität gereiht, das heißt, dass diejenigen Schadtypen mit zahlreichen Schadparametern die oberen Zeilen bilden. Schadparameter sind entsprechend ihrer abnehmenden Häufigkeit des Vorkommens in den Gruppen von links nach rechts in den Spalten aufgeführt. Die gewählte Darstellung ermöglicht einen schnellen Überblick über die Ähnlichkeiten zwischen den einzelnen Typen /Gruppen und über die am häufigsten vorkommenden Schadparameter.

Anhand der in den letzten beiden Spalten dargestellten Strukturgütebewertungen lassen sich Rückschlüsse auf die erforderlichen Verifizierungen schließen (vgl. o. g. Schritt 4). Dies ist beispielsweise bei den Gewässerstrecken der Zeile 23 erforderlich, die einen hohen Anteil von Abschnitten (31 Stück) mit relativ guter Strukturgütebewertung aufweisen.

Tab. 1: Identifikationsschema für HMWB, kleine bis mittelgroße Fließgewässer, Vor -Ort-Verfahren, ausgewählte Gewässertypen

Einzelparameter											
1. Offenlage	**verrohrter Abschnitt**	offener Abschnitt									
2. Schädliche Umfeldstrukturen links und rechts	Hochwasserschutzbauwerk Verkehrsweg befestigt alle Abstand gering	sonstige Merkmale									
3. Gewässerrandstreifen links und rechts	Saumstreifen > 50 % kein wg. Nutzung > 50 %	sonstige Merkmale									
4. Laufkrümmung	geradlinig gestreckt*	sonstige Merkmale									
5. Profiltyp	Trapez-, Doppeltrapezprofil Kasten-, V-Profil	sonstige Merkmale									
6. Profiltiefe	sehr tief	**staureguliert**	**Gewässer in Hochlage**	sonstige Merkmale							
7. Uferverbau links und rechts	Pflaster, Steinsatz unverfugt Beton, Mauerwerk, Pflaster alle intakt und > 50 %	Steinschüttung intakt und > 50 %	sonstige Merkmale								
8. Sohlenverbau	**Massivsohle mit/ohne Sediment alle intakt und > 50 %**	Steinschüttung intakt und > 50 %**	sonstige Merkmale								
9. Uferbewuchs links und rechts	bodenständiger Wald bodenst. Galerie teilw. bodenst. Wald oder Galerie bodenst. Gebüsch, Einzelgehölz	nicht bodenst. Forst oder Galerie nicht bodenst. Gebüsch, Einzelgehölz	Röhricht keine, naturbedingt	sonstige Merkmale, wenn keine Gehölze vorhanden sind							
10. Querbauwerke	**sehr hoher Absturz hoher Absturz Absturz mit Teilrampe wenn intakt**	**Absturz mit Fischtreppe/Pass**	**glatte Gleite/ Rampe wenn intakt**	**Querbauwerk mit sohlnahem Ablauf**	sonstige Merkmale						
11. Rückstau	**stark**	sonstige Merkmale									
12. dominante Gewässerumfeldnutzung	*Siedlung/Gewerbe*	*Landwirtschaft*	*Forstwirtschaft*	*Brache/Sukzession*							
13. Gewässergröße	*bis 1 m*	*> 1 bis 5 m*	*> 5 bis 10 m*	*> 10 bis 20 m*							

fett	**K.O.-Kriterium**: indiziert einzeln eine erhebliche hydromorphologische Veränderung
normal	**Kombinationskriterium:** indiziert mit Merkmalen anderer Einzelparameter eine erhebliche Veränderung
normal	Merkmalsgruppe, die **keine erhebliche Veränderung** darstellt
kursiv	**sonstiges Merkmal**, bedeutsam für die Identifikation betroffener Nutzungen und für die Maßnahmenintensität

Tab. 2: HMWB-Identifikation im Ruhreinzugsgebiet, kleine bis mittelgroße Fließgewässer (Auszug)

Zeile	Kombinations-Nr.	Anzahl der betroffenen Abschnitte	Anzahl der betroffenen Eps	Uferstreifen fehlend >50%	Trapez, Kasten- oder V-Profil	Laufform geradlinig oder gestreckt	massiver Uferverbau oder Steinschüttung >50%	Uferbewuchs sonstige Merkmale	verrohrter Abschnitt	Massivsohle >50%	Rückstau stark	staureguliert oder Hochlage	Querbauwerk	Hochwasserschutzbauwerk oder befestigter Verkehrsweg in geringem Abstand	Sohlverbau Steinschüttung >50 %	Profil sehr tief	überwiegende GSG-Klasse	Anzahl der Abschnitte mit GSG-Klasse 1 bis 4
1	12	56	9		ergänzt	ergänzt	ergänzt	ergänzt		ergänzt						ergänzt	7	0
2	1	477	8		ergänzt	ergänzt	ergänzt	ergänzt		ergänzt						ergänzt	7	1
3	14	48	7		ergänzt	ergänzt	ergänzt	ergänzt		ergänzt						ergänzt	7	0
12	25	33	6														7	0
4	18	37	7														7	0
11	33	21	6														6	0
13	3	206	5														6	2
15	13	52	6														6	0
5	8	73	6														6	0
6	17	42	7														6	0
8	47	14	6														7	0
18	23	34	5														6	0
19	28	28	5														5	0
21	46	14	5														7	0
20	32	22	5														6	0
7	15	48	6														7	0
9	5	136	5														6	1
23	2	371	4														6	31
17	9	62	5														6	0
22	30	28	5														6	0
10	27	30	6														6	1
16	40	17	6														6	0
14	49	14	5														6	0
27	24	34	4														6	1
25	36	19	4														6	0
24	48	14	4														6	0
26	29	28	4														5	1
28	10	61	4														6	1
38	20	37	4														6	1
29	11	58	4														6	1
39	26	31	4														5	1
35	42	17	4														6	0
32	16	43	4														6	0
33	39	17	5														6	0
34	6	87	4														5	6
36	21	37	4														6	0
37	44	16	5														5	0
47	45	15	2														6	4
49	43	16	1														5	7
30	35	20	4														6	0
42	37	18	3														4/5	9
31	41	17	4														6	0
40	19	37	3														5	6
41	31	25	3														6	4
43	38	18	3														5	6
44	4	161	2														4	88
45	34	21	2														4	16
46	7	83	1														4	69
		2793		38	40	35	35	15	3	9	5	2	9	7	9	14		
		100%		89,55%	86,22%	80,20%	86,61%	42,93%	20,80%	26,21%	3,47%	0,50%	14,39%	7,59%	13,46%	39,49%		
		76,6%	aller pot hmwb-Abschnitte der kleinen FG															

Zusammenfassung

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens MAKEF wurde ein Verfahren zur Identifikation erheblich veränderter Gewässerstrecken entwickelt. Der dargestellte Ansatz zur Identifizierung von HMWB-Strecken auf Basis von Gewässerstrukturgütedaten ermöglicht eine induktiv erarbeitete Typisierung der Gewässer innerhalb von Teileinzugsgebieten. Es wird ermöglicht, sowohl die Gewässerstrecken hinsichtlich ihrer morphologischen Beeinträchtigungen zu typisieren als auch eine Übersicht über die bedeutendsten Schadstrukturen innerhalb eines Teileinzugsgebiets darzustellen. Eine Verifizierung des HMWB-Identifizierungsprozesses lässt sich anhand von Strukturgüteklassen praktikabel durchführen, da der gewählte Ansatz eine Fokussierung auf wenige zu verifizierende Abschnitte ermöglicht. Die entwickelte Gliederung anhand gleichartiger hydromorphologischer Merkmale erlaubt die kohärente Weiterbearbeitung im HMWB-Ausweisungsprozess gemäß Art. 4 (3)a EU-WRRL und der Schritte 7.1 und 7.2 des CIS-Leitfadens. Das heißt, dass insbesondere die erforderlichen Maßnahmen, die zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes notwendig wären, aus den bestehenden Veränderungen ableitbar sind und deren Auswirkungen auf Nutzungen identifiziert werden können.

Literatur:

CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, deutsche Übersetzung der am 21./22. 11. 2002 beim Treffen der Wasserdirektoren in Kopenhagen verabschiedeten Fassung.

Europäisches Parlament (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. 10. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-WRRL).

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 2000: Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer – Empfehlung, Kulturbuch-Verlag GmbH Schwerin.

Automatisierte Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper – ein GIS-gestütztes Verfahren

Peter Lange[1], *Thomas Zumbroich*[2]

[1] Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geographisches Institut; D-53115 Bonn, lange@giub.uni-bonn.de,

[2] Zumbroich & Müller GmbH & Co. KG, Alfredstr. 51, D-45130 Essen, info@zumbroich-mueller.de

Keywords: EU-WRRL, Erheblich Veränderte Wasserkörper, GIS, Decision Support Systeme

Einleitung

Ziel des BMBF-Forschungsvorhabens „MAKEF“[1] ist die Entwicklung von Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Zur Unterstützung der erforderlichen Entscheidungsprozesse wurde ein DV-Verfahren entwickelt, welches ausschließlich durch Nutzung flächendeckend verfügbarer Geo- und Sachdaten für ganze Einzugsgebiete zunächst Wasserkörper bildet und diese anschließend klassifiziert. Dabei werden moderne Algorithmen aus den Bereichen Fuzzy-Set-Theorie, Data Mining und Evolutionsstrategien mit klassischen GIS-Anwendungen und statistischen Verfahren gekoppelt. Die Systemarchitektur basiert ausschließlich auf OpenSource-Komponenten. Schnittstellen und Datenformate folgen aktuellen Standards, so dass eine Integration mit anderen Verfahren prinzipiell gewährleistet ist.

Das System wurde am Beispiel zweier in Hinblick auf ihre Datenlage unterschiedliche Gewässersysteme entwickelt. Ergebnis ist ein modularer Aufbau, der leicht an die Gegebenheiten in anderen Flussgebieten angepasst werden kann. Für eines der beiden Untersuchungsgebiete (Ruhr) wurde die dort vorhandene Gewässerstrukturgüte als Datengrundlage für die Auswertungen herangezogen. Für das andere Untersuchungsgebiet (Mulde) standen nur digitale Landnutzungsdaten und Gewässergeometrien zur Verfügung. Die für dieses Gebiet erzielten Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt.

Grundlagen

Die grundlegenden Elemente des Entscheidungsprozesses sind eine definierte Datengrundlage und ökologisches Fachwissen, welche mittels Fuzzy-Logik verarbeitet werden. Die Datengrundlage setzt sich zusammen aus unterschiedlichen Geobasisdaten sowie fachbezogenen Informationen. Aus den Daten werden mit Hilfe des Fachwissens relevanter wissenschaftlicher Bereiche abgesicherte und möglichst verallgemeinerbare Regeln zur Bewertung der Gewässer entwickelt. Die Ergebnisse der mit diesen Regeln durchgeführten Bewertungen wurden durch hydrobiologische Untersuchungen validiert.

[1] FKZ 0330034.

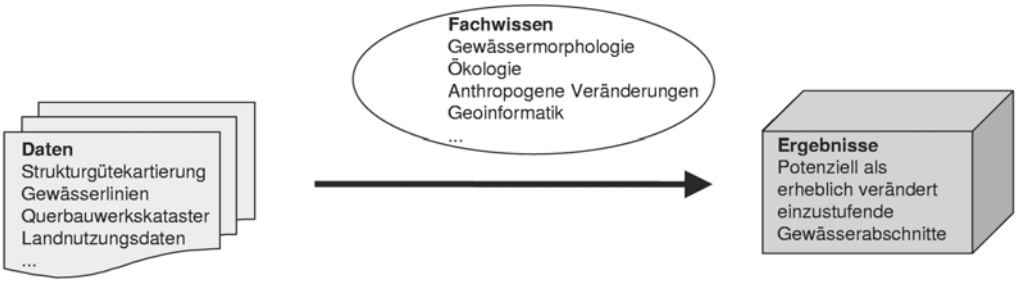


Abbildung 1: Bestandteile des Auswertungsverfahrens

Das benötigte Fachwissen stammt aus den Gebieten der Ökologie und der Gewässermorphologie, Geoinformatik und Kartographie. Kenntnisse über Wirkungsmuster zwischen anthropogenen Veränderungen an einem Gewässer und Auswirkungen solcher Eingriffe mit dem Ökosystem Fließgewässer führen zu den zu implementierenden Bewertungsregeln.

Das Verfahren unterstützt den Anwender in allen Schritten des Ausweisungsprozesses. Anhand der morphologischen Ausprägung werden die Gewässer zunächst automatisch gemäß den Vorgaben des CIS-Prozesses (CIS WG 2.2) zur Wasserkörperbildung untergliedert. Danach wird die Intensität anthropogener Veränderungen ermittelt. Schließlich werden diejenigen Nutzungen identifiziert, die eine notwendige Sanierung einschränken. Auf dieser Basis entsteht ein Vorschlag für die Ausweisung eines Wasserkörpers als „erheblich verändert“.

Methodik

Nach entsprechender Datenvorbereitung (z. B. Erzeugung eines topologischen Gewässernetzes aus den ATKIS-Geobasisdaten) erfolgt die eigentliche Bewertung der Gewässerabschnitte mit einer geeigneten Auswertungslogik. Zur Datenvorbereitung gehören auch die Harmonisierung der Datenbestände und die Berechnung fehlender Bewertungsgrößen wie z. B. die Segmentierung des Gewässernetzes anhand der angrenzenden Landnutzung oder die Berechnung der Sinuosität (Krümmungsgrad) der Gewässerabschnitte.

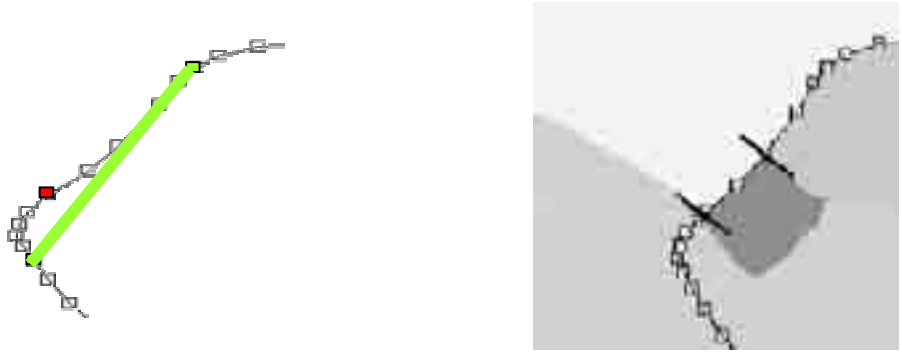


Abbildung 2: Ermittlung der Sinuosität aus den Gewässergeometrien (links) und Segmentierung der Gewässerlinie anhand der Landnutzungsdaten (rechts)

Die Berechnung der Sinuosität erfolgt als gleitendes arithmetisches Mittel sequentiell für jeden Stützpunkt der digitalen Gewässerlinien und wird jeweils dem mittleren Punkt des in die Berechnung einbezogenen Intervalls zugeordnet. Sie dient als Indikator für Veränderungen eines Gewässerabschnittes durch den Menschen (siehe auch Beitrag von *Müller & Zumbroich* in diesem Band).

Um feststellen zu können, ob tatsächlich eine Veränderung am Gewässer durch den Menschen stattgefunden hat, wurden die an das Gewässer angrenzenden Landnutzungen mit in das Verfahren einbezogen. Bestimmte wasserbauliche Veränderungen korrelieren beispielsweise mit einer urbanen Landnutzung. Daher werden auch diese Informationen mit dem Gewässernetz verbunden.

Mit Abschluss dieser Vorarbeiten können die oben genannten Bewertungsgrößen genutzt werden. Die Auswertungsmethodik nutzt Verfahren der „Logik unscharfer Mengen“ (fuzzy logic). Diese nutzt und verrechnet Informationen, ohne sie durch vorheriges Klassifizieren subjektiv zu manipulieren. Die Klassenbildung erfolgt erst im letzten Schritt des Verfahrens (Defuzzifizierung).

Im Anschluss an die Aufbereitung der Informationen findet der Bewertungsprozess unter folgenden Vorgaben statt:

1) Berücksichtigung des Einflusses von Querbauwerken und Talsperren[2] , da bei diesen von einem negativen Einfluss auf die Gewässerökologie ausgegangen wird

2) Die Schädigung eines Abschnitts ist umso stärker, je größer die Abweichung der tatsächlichen Sinuosität von der für den Gewässertyp charakteristischen Laufkrümmung ist

3) Einbeziehung der Landnutzung als Maß der Beeinflussung durch den Menschen

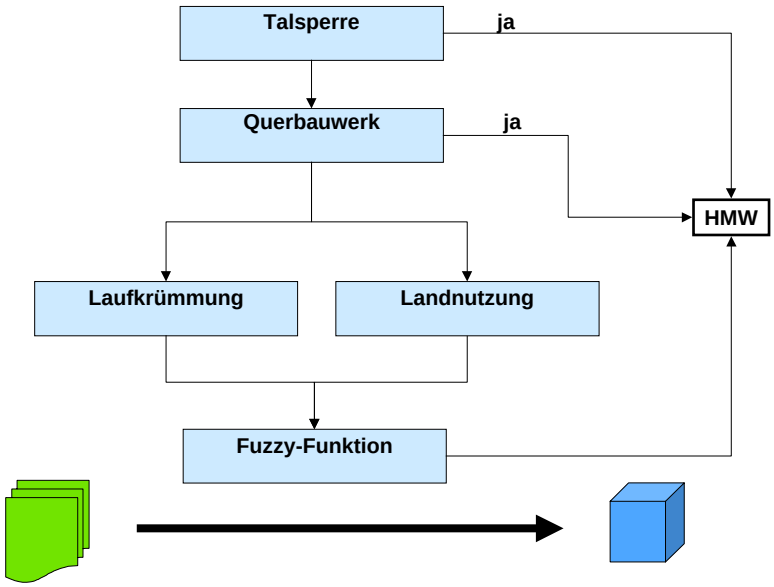


Abbildung 3: Ablaufschema der Auswertungslogik

Die Bewertungsgrößen „Laufkrümmung“ und „Landnutzung“ werden in einer Fuzzy-Minimum-Funktion so verrechnet, dass die jeweils niedrigere der beiden Bewertungen ausschlaggebend ist. Nur wenn beide Bewertungen hoch sind, also eine starke Veränderung stattgefunden hat und

[2] Da Talsperren per Definition der CIS Arbeitsgruppe 2.2 a priori als erheblich verändert auszuweisen sind, brauchen an solchen Abschnitten die anderen, wesentlich aufwendigeren Berechnungen nicht durchgeführt zu werden.

gleichzeitig eine intensive Umfeldnutzung vorliegt, ergibt sich eine hohe Zugehörigkeit zur Klasse „erheblich verändert“.

Im letzten Schritt wird aus den Teilergebnissen für Querbauwerke und Landnutzung/Laufkrümmung der jeweils höchste Wert als Ergebnis ausgewählt.

Ergebnisse

Die Ergebnisse werden in einer Datenbank abgelegt und stehen als kartographische Darstellung zur Verfügung. Die Ergebniswerte bewegen sich zwischen 0 und 1. Je größer der Ergebniswert für einen Abschnitt ist, desto eher ist er als erheblich verändert einzuordnen. Es ist deutlich zu erkennen, dass insbesondere in urbanen Bereichen (graue Schraffur) und Gewässerabschnitten mit geringer Sinuosität Werte > 0,6 dominieren, in land- und forstwirtschaftlich genutzten Bereichen und stärkerer Sinuosität überwiegen Werte < 0,4.

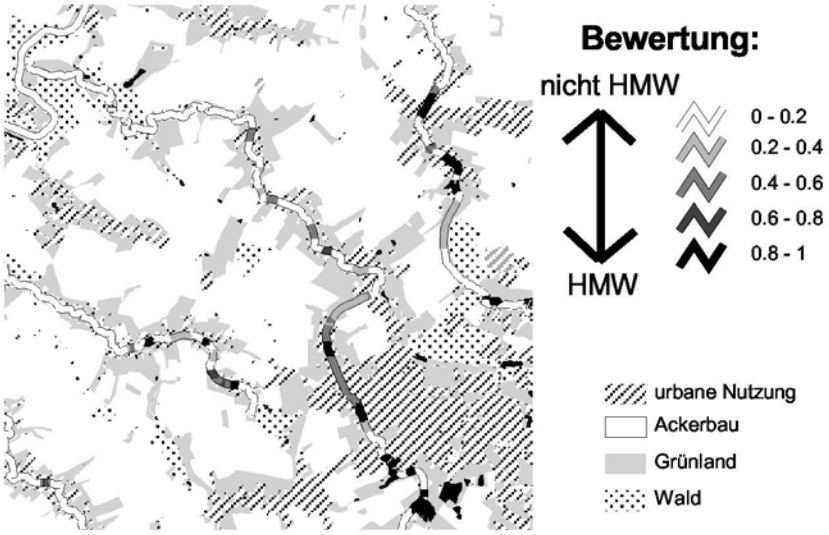


Abbildung 4: Ergebnisse der Bewertung von Gewässersegmenten

Die Verteilung der Ergebnisse ist in Tabelle 1 dargestellt. Sie zeigt eine deutliche Dominanz von Abschnitten, die als „eindeutig nicht erheblich verändert“ bewertet werden. Lediglich 12 % wurden zu einem höheren Anteil als 0,5 zu den erheblich veränderten Abschnitten zugeordnet. Wird dieser Zugehörigkeitswert von 0,5 als Grenze zwischen „erheblich verändert“ und „natürlich“ festgelegt, beläuft sich der Anteil der Gewässerstrecken, die als erheblich verändert eingestuft werden, auf 13,5 %.

Dieser Schwellenwert kann als Grundlage für eine Einstufungsgrenze gesehen werden. Da die Datengrundlage nur eine tendenzielle Bewertung („mehr“ oder „weniger erheblich verändert“) zulässt. Allerdings kann bereits durch diese Bewertung der behördliche Entscheidungsprozess wesentlich vereinfacht werden.

Die Ermittlung der ausschlaggebenden Gründe für die Einstufung als „erheblich verändert“ zeigt, dass bei 80 % der Abschnitte mit einer Gesamtbewertung > 0,5 die Begründung in der Kombination aus Landnutzung und Sinuosität liegt, wobei sich bei diesen der ausschlaggebende Faktor etwa jeweils zur Hälfte auf die beiden genannten Parameter verteilt.

Tabelle 1: Statistik der Bewertungen mit dem Auswertungsverfahren

	Bewertung	Anteil der Gewässerstrecke (%)
Sehr wahrscheinlich	<0,1	61,5
nicht erheblich verändert	0,1-<0,2	6,8
	0,2-<0,3	14,7
	0,3-<0,4	3,5
	0,4-<0,5	1,5
	0,5-<0,6	3,2
	0,6-<0,7	4,2
	0,7-<0,8	1,1
Sehr wahrscheinlich	0,8-<0,9	0,8
erheblich verändert	>0,9	2,8

Zusätzlich fließen noch die durch Hinzunahme von Querbauwerken als punktuelle Einflussgrößen ermittelten Gewässerabschnitte in das Ergebnis ein.

Zusammenfassung

Hinsichtlich der Fragestellung zur Entwicklung einer computergestützten Methode zur automatisierten Ausweisung von HMW-Strecken lassen sich die folgenden Punkte festhalten:

1. Im Vorfeld war DV-tauglich zu definieren, was ein erheblich veränderter Wasserkörper ist. Eine derartige Definition lag bis dato nicht vor.
2. Dazu wurde festgelegt, welche Gewässerausprägungen erheblich veränderte Wasserkörper indizieren und in welchem Maße sie dies tun.
3. Die verfügbaren Daten über solche Gewässerausprägungen sind uneinheitlich. Strukturkartierungen, Querbauwerkskataster, Realnutzungsdaten u. a. liegen nicht als bundes- oder gar europaweiter homogener Datensatz vor; teilweise liegen derartige Daten überhaupt nicht vor.

Gesucht wurde ein Ausweisungsverfahren, das vorhandene Daten optimal nutzt und dabei in der Lage ist, aus diesen die fachlich benötigten Informationen ggf. auch selbst zu generieren. Es konnte gezeigt werden, dass durch Einsatz geeigneter Techniken unter Nutzung gewässerökologischen Fachwissens auch bei vergleichsweise dünnen Datengrundlagen ein computergestütztes Selektionsverfahren für erheblich veränderte Wasserkörper erstellt werden kann. Dabei wurde u. a. eine computergestützte Mustererkennung für Laufkrümmungen entwickelt, mit deren Hilfe die wasserbaulichen Veränderungen an einem Gewässerabschnitt indiziert werden können.

Durch die Erstellung eines sehr allgemeinen gehaltenen Programmkerns ist es möglich, die Anwendung auf weitgehend beliebige Datengrundlagen anzupassen, ohne dass die Verfahren grundsätzlich modifiziert werden müssen.

Der praktische Nutzen des Verfahrens liegt darin, dass die Entscheidungsprozesse bei der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern deutlich verkürzt werden können, da eine gezielte Vorauswahl potenziell relevanter Gewässerstrecken DV-gestützt erfolgt.

Literatur

Buckley, James, J. und Esfandiar Eslami (2002): An Introduction to Fuzzy Logic and Fuzzy Sets. Physica Verlag. Heidelberg.

CIS Working Group 2.1 (2002): Leitfaden zur Analyse von Belastungen und ihren Auswirkungen in Übereinstimmung mit der Wasserrahmenrichtlinie, o. O.

CIS Working Group 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifzierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern.

Irmer, Ulrich und Stephan von Keitz (2002): Die Ausnahmeregelungen für künstliche und erheblich veränderte Gewässer. In: von Keitz, Stephan und Schmalholtz, Michael (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Berlin, Schmidt Verlag, S. 76-86.

Mandl, Peter (1994): Räumliche Entscheidungsunterstützung mit GIS: Nutzwertanalyse und Fuzzy-Entscheidungsmodellierung. Salzburger Geographische Materialien, 21, S. 463-473.

Data Mining über Strukturdatenbestände – Wissen aus Daten

Andreas Müller, Thomas Zumbroich

Zumbroich & Müller GmbH & Co. KG, Alfredstr. 51, D-45130 Essen, info@zumbroich-mueller.de

Keywords: EU-WRRL, Erheblich Veränderte Wasserkörper, Gewässerstruktur, Data Mining

Einleitung

Ziel des BMBF-Forschungsvorhabens „MAKEF“[1] ist die Entwicklung von Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Dazu wurden umfassende Untersuchungen in den Einzugsgebieten der Ruhr (Nordrhein-Westfalen) und der Mulde (Sachsen, Sachsen-Anhalt) durchgeführt.

Für eine Klassifizierung von Wasserkörpern als „potenziell erheblich verändert“ sind detaillierte Kenntnisse des morphologischen Zustandes der Gewässer erforderlich. Im Rahmen des Projektes wurden daher im Ruhreinzugsgebiet die Daten der Vor-Ort-Kartierung der Gewässerstruktur (Zumbroich et al., 1999; Müller et al., 1999) genutzt. Für das Muldeeinzugsgebiet liegen derartige Daten nicht vor. Hier konnte lediglich für einige größere Gewässer auf Strukturdaten nach dem LAWA-Übersichtsverfahren (Neugebauer, 2001) zurückgegriffen werden. Für die weitaus meisten Gewässer lagen lediglich Geometrien, also digitale Gewässerverläufe sowie Realnutzungsdaten (ATKIS) und Einträge in einem digitalen Querbauwerkskataster vor.

Es wurde also erforderlich, ein Verfahren zu entwickeln, mit dem trotz der vergleichsweise spärlichen Datenlage im Mulde-Einzugsgebiet eine weitgehend abgesicherte Ermittlung potenziell erheblich veränderter Wasserkörper möglich ist.

Dazu wurden Algorithmen aus dem Bereich des Data Mining auf die Datenbestände der Gewässerstrukturkartierung des Ruhreinzugsgebietes angewendet, um so Parameter zu identifizieren, die sowohl von Bedeutung für die Ausweisung potenziell erheblich veränderter Wasserkörper, als auch für das Einzugsgebiet der Mulde verfügbar sind.

Was ist Data Mining?

Unter Data Mining versteht man das systematische Entdecken und Extrahieren unbekannter, nicht trivialer und wichtiger Information aus großen Datenmengen. Die Datenbestände werden nach Mustern und Strukturen, Beziehungen und gegenseitigen Beeinflussungen untersucht.

Verfahren, die hierbei zum Einsatz kommen, stammen sowohl aus der klassischen Statistik (Korrelationen, Cluster-Analyse etc.), als auch aus neueren Fachrichtungen wie z. B. der künstlichen Intelligenz (neuronale Netze, fuzzy-logic). Bei dem im Rahmen des Projektes zu behandelnden Problem handelt es sich um eine Klassifizierungsaufgabe, d. h. eine große Zahl von Datensätzen

[1] FKZ 0330034.

(Gewässerabschnitte, Wasserkörper) mit einer Vielzahl von Eigenschaften werden auf eine geringe Anzahl von Klassen abgebildet („erheblich verändert“, „nicht erheblich verändert“). Die für die Lösung solcher Aufgaben zur Verfügung stehenden Algorithmenklassen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Algorithmenklassen zur Lösung von Klassifizierungsproblemen

Algorithmenklasse	Erläuterung
Statistische Algorithmen	Der „normale“ Weg der Datenanalyse nutzt die in Paketen wie SAS oder SPSS enthaltenen, meist linearen Modelle, um Regelmäßigkeiten in Daten zu erkennen.
Künstliche Neuronale Netze	Künstliche neuronale Netze bilden die Mustererkennungsfähigkeiten des menschlichen Gehirns nach. Sie werden erfolgreich z.B. bei der Satellitenbildklassifizierung genutzt.
Genetische Algorithmen	Optimierungsalgorithmen, die Evolutionsprinzipien nachbilden
Nearest-Neigbor-Methode	Bei dieser Technik wird jeder Datensatz in Abhängigkeit von den Klassen der k Datensätze, die ihm in einem historischen Datensatz besonders ähnlich sind (daher auch: „k-nearest neighbor Methode“).
Regelbasiertes Schließen	Die Gewinnung nützlicher, statistisch signifikanter wenn-dann-Regeln aus Daten.
Datenvisualisierung	Die visuelle Interpretation komplexer Zusammenhänge in mehrdimensionalen Daten

Aufgabenstellung

Gesucht sind morphologische Kenngrößen, die den ökologischen Zustand maßgeblich prägen. Für das Muldeeinzugsgebiet liegen nur wenige, nach dem LAWA-Übersichtsverfahren gewonnene Gewässerstrukturdaten vor:

- die Datenerhebung erfolgte auf Basis von 1-km-Abschnitten und nur für wenige Parameter,
- das Kartierverfahren nutzt überwiegend Sekundärdaten wie z. B. Luftbilder, Karten oder Behördenauskünfte sowie
- die Dichte kartierter Gewässer ist bezogen auf das Gewässernetz gering.

Flächendeckend vorhanden sind lediglich:

- Gewässergeometrien (ATKIS Basis-DLM),
- Realnutzungsdaten (ATKIS bzw. Biotopkataster) sowie
- Informationen über Querverbauungen (für Sachsen).

Maßgeblich prägend sind u. a. Bettstrukturen, Sohl- und Uferverbau, Verrohrungen, Aufstau. Über diese Strukturen liegen für das Muldegebiet überwiegend keine Daten vor. Gesucht sind also starke Assoziationen zu anderen Kenngrößen, die auch im Muldeeinzugsgebiet verfügbar sind.

Lösungsansatz

Um die fehlenden Daten für das Muldeeinzugsgebiet zu gewinnen, sollte versucht werden, die fehlenden Informationen deduktiv aus Daten der landesweiten Gewässerstrukturkartierung Nordrhein-Westfalen abzuleiten. Hier liegen aufgrund der flächendeckenden Gewässerstrukturkartierung nach dem Vor-Ort-Verfahren detaillierte Angaben für 100 m kurze Abschnitte vor. Es handelt sich

dabei um echte Primärdaten. Die Dichte kartierter Gewässer ist hoch (alle Gewässer mit $A_0 > 10$ km² wurden kartiert).

Es wurden folgende Verfahren eingesetzt:

- statistische Auswertungen,
- Korrelationsanalysen sowie
- Entscheidungsbäume (decision trees).

Da ein weiteres Teilziel des Projektes der produktive Einsatz von open-source-Komponenten war, wurden für Datenmanagement und Datenanalyse folgende Systeme eingesetzt (Müller & Zumbroich, 2004):

- **PostgreSQL:** eine robuste objektrelationale Datenbank (www.postgresql.org)
- **Eclipse:** eine ursprünglich von IBM entwickelte Entwicklungsumgebung (www.eclipse.org)
- **JUMP:** im Auftrag der kanadischen Regierung entwickeltes GIS-Interface (www.jump-project.org)
- **Weka:** ein an der Universität Waikato (NZ) entwickeltes universelles DataMining Tool (www.cs.waikato.ac.nz/~ml/weka).

Ergebnisse

Bereits durch einfache statistische Analysen konnte gezeigt werden, dass der Einzelparameter „Laufkrümmung“ der Gewässerstrukturkartierung sowohl für die Gesamtbewertung der Gewässerstruktur maßgeblich ist, als auch eine starke Korrelation mit anderen morphologischen Schadparametern aufweist.

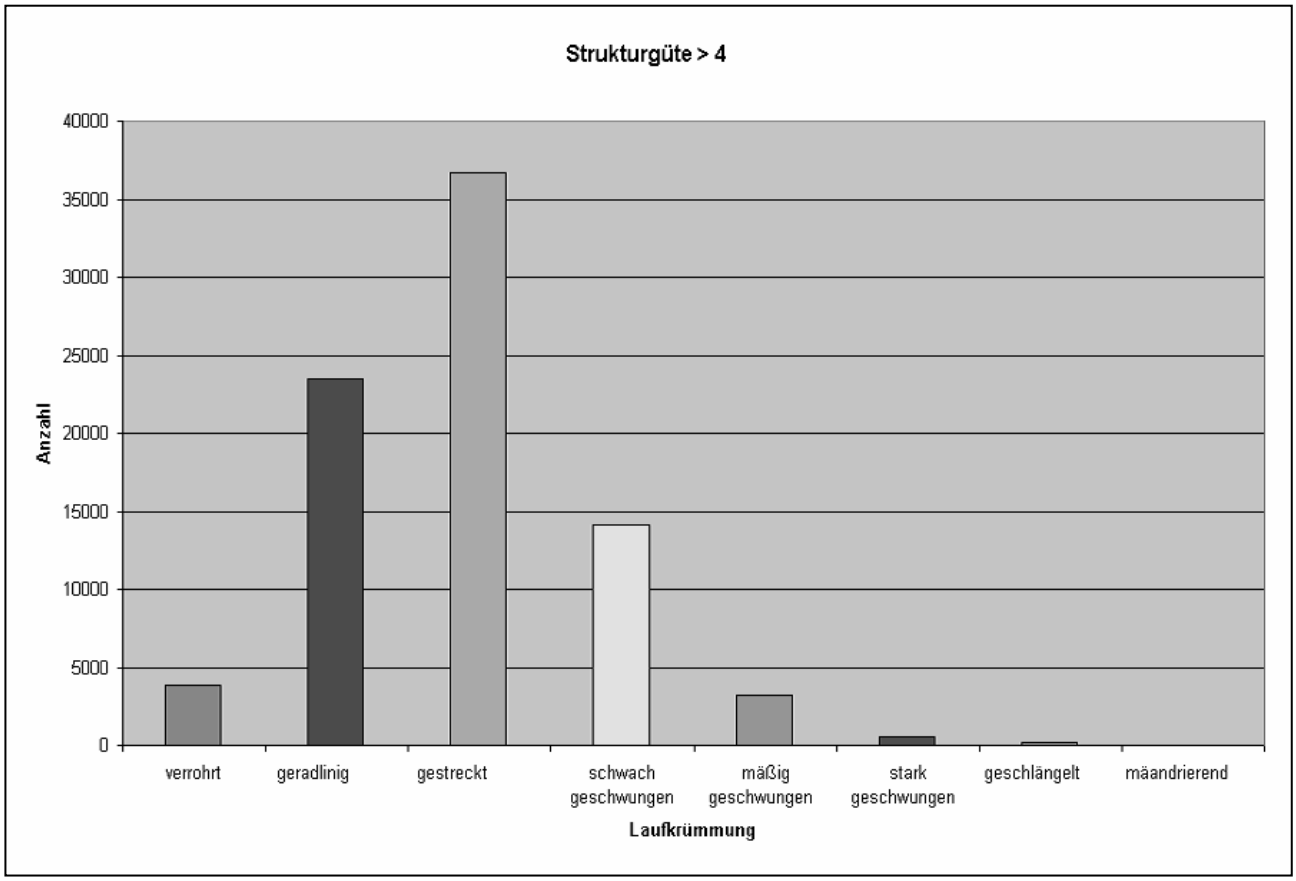


Abb. 1: Bereits visuell erkennbare starke Korrelation zwischen Laufkrümmung und Gesamtbewertung

Dieser statistisch signifikante Zusammenhang lässt sich fachlich relativ leicht begründen: Gewässerverbauungen gehen praktisch immer mit Laufverkürzungen einher. Zunächst wurden Fließgewässer begradigt, um z. B. einen schnelleren Abfluss zu erzielen oder Flächen zu arrondieren, anschließend wurden Ufer und Sohle befestigt, um der verstärkten Erosion Einhalt zu bieten.

Auch umgekehrt gilt der Schluss: Mäandrierende Wasserläufe sind zumeist unverbaut.

Auch mittels einer anderen Methode konnten die oben genannten Ergebnisse unterstützt werden. Das Software-Tool Weka bietet die Möglichkeit, unmittelbar auf Datenbanken zuzugreifen und z.B. Entscheidungsbäume zu generieren. Es wurde untersucht, wie stark das durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser entwickelte Kriterium zur Einstufung von so g. „Risikogewässern“ aufgrund von Gewässerstrukturdaten mit dem einfachen Parameter „Laufkrümmung“ korreliert.

Unter „Risikogewässern“ werden solche Wasserläufe verstanden, für die wahrscheinlich das Qualitätsziel „guter ökologischer Zustand“ nicht erreicht ist. Nur solche Gewässer kommen für eine Ausweisung als „erheblich verändert“ in Betracht.

Dazu wurden die vorliegenden Gewässerstrukturdaten generalisiert und in zwei Klassen eingeteilt (siehe Abb. 2).

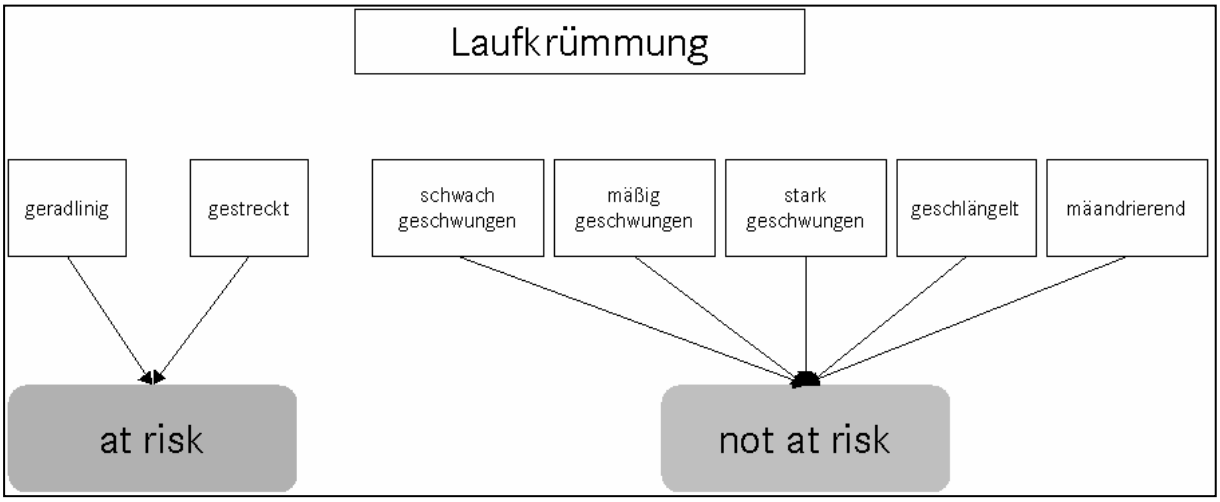


Abb. 2: Korrelation der Laufkrümmung mit der Einteilung in Risikogewässer nach LAWA

Mit diesem sehr einfachen Entscheidungsbaum kann die Klassifizierung nach LAWA zu über 85 % reproduziert werden. Abweichungen resultieren zu über 90 % aus einer „falsch positiven“ Einstufung, d.h. mit dem einfachen Kriterium „Laufkrümmung weniger als schwach geschwungen“ werden mehr Gewässerabschnitte als „being at risk“ eingestuft als nach dem komplexeren Verfahren nach LAWA.

Somit konnte gezeigt werden, dass auch in Gebieten, für die keine detaillierte Datenbasis aus Gewässerstrukturkartierungen vorliegt, eine qualifizierte Einstufung potenziell erheblich veränderter Wasserkörper mittels EDV-Tools möglich ist.

Von der Gewässerstruktur zur Gewässergeometrie

Schließlich ist noch die bestehende Lücke zwischen der kartierten Laufkrümmung und der digitalen Gewässergeometrie zu schließen.

Dazu wurde sowohl für das Mulde- als auch für das Ruhreinzugsgebiet das Gewässernetz des ATKIS-Datenbestandes genutzt.

Durch Abbildung der Geometrien der nach dem Vor-Ort-Verfahren kartierten Gewässerabschnitte wurde eine Zuordnung von Windungsgraden zu den Zustandsmerkmalen des Parameters Laufkrümmung vorgenommen. Der Windungsgrad ist hierbei definiert als das Verhältnis von Lauflänge zur direkten Verbindung zwischen den Abschnittsgrenzen; für absolut geradlinige Gewässerstrekken ist er also gleich 1, für alle anderen stets größer als 1.

Das Ergebnis ist in Abbildung 3 dargestellt.

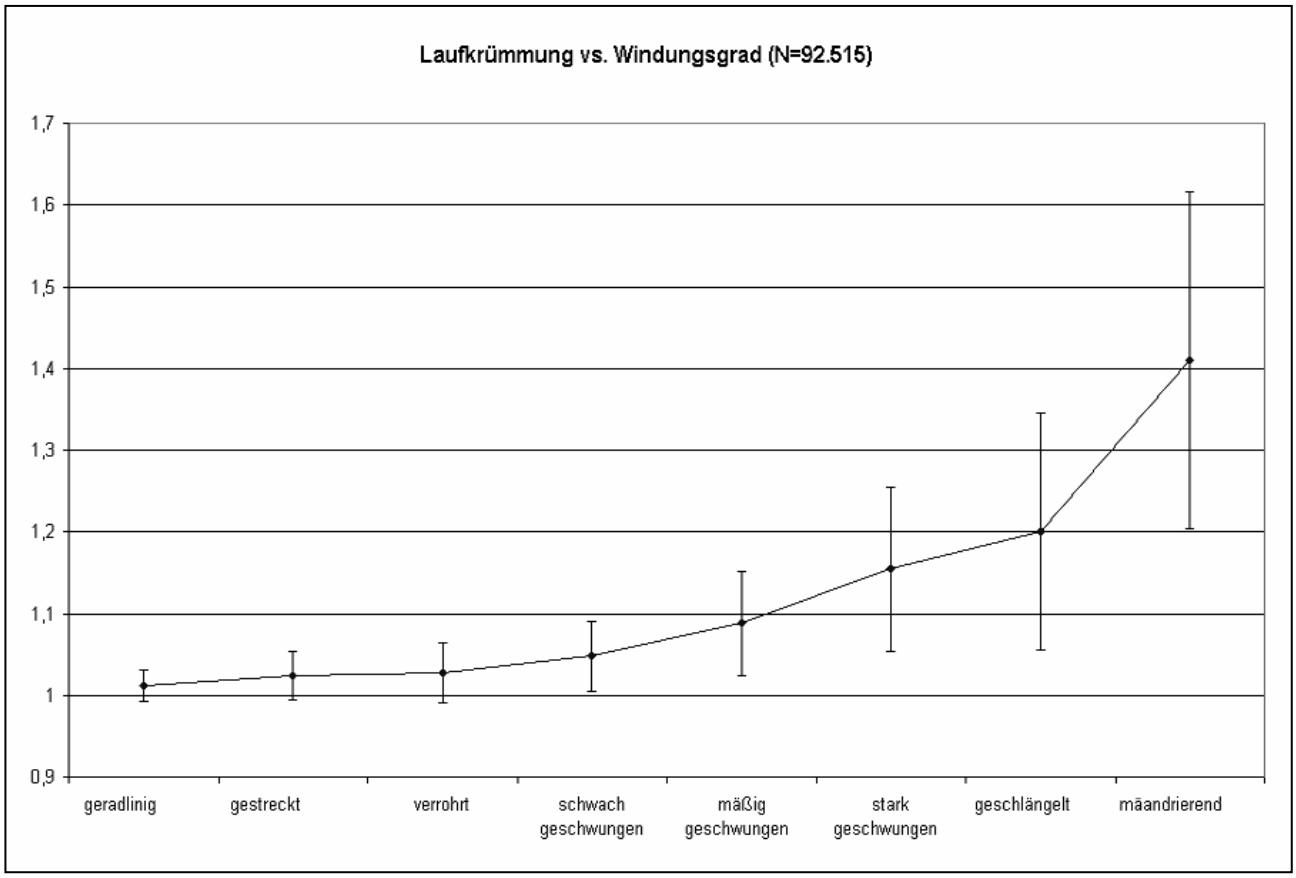


Abb. 3: Abbildung von Zustandsmerkmalen der Laufkrümmung auf Gewässergeometrien

Die dargestellten Fehlerintervalle deuten bereits an, dass eine wirklich trennscharfe Abbildung von digitalisierten Gewässergeometrien auf Kartierergebnisse nicht möglich ist. Dies ist insbesondere ein Maßstabsproblem, da die ATKIS-Daten bereits ein gewisses Maß an Generalisierung aufweisen. Dennoch ist zu erkennen, dass im Intervall oberhalb ca. 1.08 keine als geradlinig oder gestreckt eingestuften Kartierabschnitte zu finden sind. Somit erscheint sehr wohl eine Differenzierung anhand der reinen Gewässergeometrien zulässig.

Für das MAKEF-Projekt hatte dies zur Konsequenz, dass die Kriterien zur Einstufung potenziell erheblich veränderter Wasserkörper unter Berücksichtigung der Unschärfe der Daten formuliert werden mussten („fuzzy“).

Diskussion

Durch die Ergebnisse des Data Mining über Gewässerstrukturdatenbestände aus Nordrhein-Westfalen war es möglich, eine Klassifizierung von Wasserkörpern als „physisch erheblich verändert“ auch in Gebieten ohne Strukturgütedaten vorzunehmen.

Diese Klassifizierung ermöglicht allerdings keine Aussagen über die ökologisch dominante Art der physischen Veränderung und die Möglichkeit der Sanierung. Eine endgültige Einstufung als „erheblich verändert“ ist auf dieser Datengrundlage somit nicht möglich.

Angesichts der erheblichen Ausdehnung der zu betrachtenden Gewässerstrecken ist es jedoch als deutlicher Erfolg zu werten, dass mit der hier vorgestellten Methode der Suchraum zum Auffinden „potenziell erheblich veränderter Wasserkörper“ drastisch verkleinert wird.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundforschungsprojektes MAKEF, Teilprojekt 2 „Mulde“ (FKZ 0330208). Dem BMBF danken die Autoren für die finanzielle Unterstützung. Weiterhin gilt unser Dank den Institutionen der sächsischen, sachsen-anhaltinischen und nordrhein-westfälischen Wasserwirtschaftsverwaltung für ihre freundliche Unterstützung bei der Datenbeschaffung.

Literatur

Müller, A., Nickel, A., Zumbroich, Th., Friedrich, G., Meyer-Höltzl, S. (1999): Einsatz von Handheld Computern bei der Gewässerstrukturgütekartierung. Wasser & Abfall, 12/1999, Frankfurt.

Müller, A., Zumbroich, Th. (2004): Einsatz von Open source Software bei der Entwicklung entscheidungsunterstützender Systeme im Rahmen von MAKEF. In: Möltgen, J., Petry, D. (Hrsg.): Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements. IfGI prints – Ausgabe 21.

Neugebauer, C. (2001): Einsatz von CIR-Luftbilddaten bei der Gewässerstrukturgütekartierung. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2001, LfUG Sachsen, Dresden.

Zumbroich, Th., Müller, A., Friedrich, G. (Hrsg.) (1999): Strukturgüte der Fließgewässer. Grundlagen und Bewertung. Heidelberg, 1999.

Zumbroich, Th., Müller, A., Lange, P. (2003): GIS-gestützte Methoden zur Ausweisung „erheblich veränderter Fließgewässer“. In: DGL-Tagungsbericht 2002, Braunschweig.

BEITRAG ZUR LIMNOLOGISCHEN UNTERSUCHUNG UND BEWERTUNG VON SEEN DES LANDES BRANDENBURG ZUR ERSTBEWERTUNG NACH EU-WRRL

HENKER, H.: Nutzung von Langzeit-Monitoringdaten aus dem Projekt „Seenkataster Brandenburg“ zur Bewertung von Seen im Land Brandenburg nach der EU-WRRL (*Abstract*; Teil I)

VEDDER, F.: Kurzer Überblick über die Charakterisierung ausgewählter Seen im Land Brandenburg nach hydrochemisch-hydrophysikalischen und hydromorphologischen Parametern (Teil II)

TÄUSCHER, L.: Qualitative und quantitative Untersuchung des Phytoplanktons und ökologische Bewertungen (Teil III)

KABUS, T.: Möglichkeiten und Grenzen der Trophie-Indikation und Bewertung von Seen mit Makrophyten (Teil IV)

MEISEL, J.: Ökologische Bewertung von Seen nach der EU-WRRL: Erste Ergebnisse aus Brandenburg und Ausblick (Teil V)

Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL – *Teil I:*

Nutzung von Langzeit-Monitoringdaten aus dem Projekt „Seenkataster Brandenburg“ zur Bewertung von Seen im Land Brandenburg nach der EU-WRRL *(Abstract)*

Heike Henker

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14454 Seddiner See, gewaesseroekologie-henker@gmx.de

Keywords: EU-WRRL, Bewertung, Brandenburg, See, Monitoring,

Abstract

Nach den Umweltzielen der im Dezember 2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie haben die Länder gemäß Artikel 4 in den natürlichen Oberflächengewässern einen guten ökologischen und chemischen Zustand und bei den stark veränderten oder künstlichen Gewässern ein gutes ökologisches Potential und einen guten chemischen Zustand innerhalb von 15 Jahren zu erreichen.

Voraussetzung dafür ist eine gewässertypspezifische Bewertung, die im Unterschied zum bisher angewandten Saprobienindex keinen allgemeingültigen Bewertungsmaßstab für alle Gewässer gleichermaßen anlegt, sondern statt dessen weitgehend natürliche Referenzzustände für die verschiedenen Gewässertypen beschreibt, an denen sich die Bewertung, vorrangig anhand biologischer Qualitätskomponenten, ausrichtet. In einem ersten Schritt erfolgt durch die an die EU berichtspflichtigen Behörden eine Zustandsbeschreibung der Gewässer auf der Grundlage vorhandener Daten und daraus die Analyse der Gefährdungssitation (at risk).

Das seit 1992 in Brandenburg etablierte Seenkataster-Projekt bietet dabei eine gute Datengrundlage aus zum einen langjährigen Seenmonitoringprogrammen und zum anderen aus einer umfangreichen Altdatenerfassung. Bei den mehrfachen Beprobungen der Gewässer erfolgte neben der Gewinnung einer Vielzahl von physiko-chemischen Daten (aus eigenen Laboranalysen) und hydromorphologischen Daten (z. B. Seenvermessung) auch eine Erhebung ausgewählter biologischer Parameter (Planktonbestimmung, Makrophytenkartierung).

Mittels der vorhandenen Daten ist es möglich, einen ökologischen Istzustand und damit die Abweichung vom guten ökologischen Zustand eines Gewässers zu definieren. Als Kriterien dienen dabei u. a. die chemische Qualität, die Beurteilung von Indikatororganismen (Saprobie) und die Nährstoffsituation (Trophie nach LAWA). Die Klassifikation im Trophiesystem erfolgte bislang über die Parameter Gesamt-Phosphor der Frühjahrszirkulation, Gesamt-Phosphor des epilimnischen Sommermittelwertes, Chlorophyll-a des epilimnischen Sommermittelwertes sowie den Sommermittelwert der Sichttiefe.

Auf der Grundlage des umfangreichen Seenkataster-Datenpools an physiko-chemischen Werten wurde eine Gesamtübersicht über die aktuelle Trophiesituation der ausgewählten Standgewässer im

Land Brandenburg erstellt, die nach Ergänzung von biologischen und hydrologisch-morphologischen Qualitätskomponenten die Beschreibung des aktuellen ökologischen Zustandes ermöglicht.

Im Land Brandenburg liegen 232 nach der EU-WRRL berichtspflichtige Seen > 50 ha. Eine trophische Bewertung von 113 Seen mit Daten von 1995 bis 2000 hat ergeben, dass 20 % der Seen in einer trophischen Stufe III und schlechter einzuordnen sind.

Von zwischenzeitlich 187 auf der Grundlage einer trophischen Beurteilung in ihrer Gefährdung eingeschätzten Seen gelten 104 Seen (55 %) als sicher gefährdet, da ihre aktuelle Trophie um 2 oder mehr Stufen schlechter von der Trophie des Referenzzustandes abweicht. Dies trifft größtenteils für kalkreiche, ungeschichtete Seen des Tieflandes mit großem Einzugsgebiet zu.

Damit ergibt sich für das Land Brandenburg ein großer Handlungsbedarf hinsichtlich von Maßnahmenprogrammen zur Verbesserung der Gewässerqualität.

Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL – *Teil II:*

Kurzer Überblick über die Charakterisierung ausgewählter Seen im Land Brandenburg nach hydrochemisch-hydrophysikalischen und hydromorphologischen Parametern

Franziska Vedder

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, D-14554 Seddiner See, gewaesseroekologie-vedder@gmx.de

Keywords: Brandenburg, Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerökologie, Seen, Trophie

Einleitung

Die im Jahr 2000 in Kraft getretene europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) soll eine Vereinheitlichung des bis dahin in viele Einzelrichtlinien zersplitterten Wasserrechts der EU herbeiführen. Hauptziel ist es, alle Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015 einem guten ökologischen Zustand zuzuführen. Zu diesem Zweck muss zunächst ein Überblick über den aktuellen ökologischen Zustand der betroffenen Gewässer gewonnen werden. Die Zustandsbeschreibung der Gewässer soll dabei mit Hilfe der drei Merkmalskomponenten biologischer, hydrologisch-morphologischer und chemisch-physikalischer Zustand erfolgen.

Im Jahr 2003 wurden, im Rahmen eines vom Landesumweltamt Brandenburg geförderten Projektes („Ökologische und limnologische Untersuchungen zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Umsetzung der EU-WRRL an Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2003“), 51 Seen des Landes Brandenburg hydrographisch vermessen und auf ihre biologische und chemische Charakteristik hin untersucht. In Anlehnung an LAWA (1999) wurde die Trophie jedes Gewässers bestimmt. Abschließend wurde auf der Grundlage der ermittelten Daten, sowie unter Einbeziehung von Alt- und Fremddaten eine Erstbewertung im Sinne der EU-WRRL durchgeführt. Zusätzlich wurde der Seentyp nach (Mathes et al., 2002) anhand der Parameter Größe, Ökoregion, Geologie, Volumenquotient (Verhältnis Einzugsgebiet zu Seevolumen), Schichtung und Verweildauer bestimmt.

Material und Methoden

Auswahl der Untersuchungsgewässer

Die Auswahl der 51 Seen erfolgte nach drei wesentlichen Kriterien:

- Die Untersuchungsgewässer sollten eine Mindestgröße von 50 ha nicht unterschreiten.
- Die Gewässertypen der Ökoregion Norddeutsches Tiefland (Mathes et al., 2002) sollten repräsentativ vertreten sein.
- Vorhandene Datenlücken bezüglich einzelner Gewässer sollten geschlossen werden.

Zum Untersuchungsumfang gehörten die nachfolgenden chemischen, physikalisch-chemischen, biologischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten:

- **Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten:** Tiefenprofil Sauerstoff, Tiefenprofil Leitfähigkeit, Tiefenprofil pH -Wert, Tiefenprofil Temperatur, Sichttiefe , Chlorophyll-a
- **Chemische Qualitätskomponenten:** Orthophosphat (DRP), Gesamtphosphor (TP), Nitrit (NO_2), Nitrat (NO_3), Ammonium (NH_4), Gesamtstickstoff (TN), gesamt organischer Kohlenstoff (TOC), gel. Silizium (DSi), gel. Eisen (DFe), Chlorid (Cl-), Gesamthärte (GH), Alkalinität (SBV)Calcium (Ca^{2+}), UV 254
- **Biologische Qualitätskomponenten**: Phytoplankton, Phytobenthos, Zooplankton, Makrophyten
- **Hydromorphologische Qualitätskomponenten:** Morphologie, Mittlere Tiefe, Verweilzeit

Abb. 1: Übersicht über angewandte Qualitätskomponenten

Einteilung der Untersuchungsgewässer

Es erfolgte ein Aufteilung der Untersuchungsgewässer in drei große Gruppen.

Die erste Gruppe umfasst die natürlichen Gewässer. Ihnen werden die tiefen, geschichteten Seen (z. B. Haussee bei Hardenbeck), die Flachseen (z. B. Dretzsee) und die Flussseen, wie z. B. der Oderberger See zugeordnet.

Die zweite Gruppe wird von den erheblich veränderten Gewässern gebildet. Hiezu gehören die Talsperren bzw. die Speicher (Borker See, Obersee, Salzsee), sowie die aufgestauten Seen, wie z. B. der See westlich Vehlefanz.

Den künstlichen Gewässern wurden die Fischteiche, wie z. B. der Kietzer See und die Bergbaugewässer (Helenesee) zugeordnet.

Ergebnisse

Im nachfolgenden sollen einzelne Untersuchungsgewässer kurz vorgestellt werden:

Natürliche Gewässer: Haussee bei Hardenbeck (tiefer, geschichteter See)

Der Haussee bei Hardenbeck liegt im Landkreis Uckermark, südlich des Ortes Hardenbeck. Bei einer Fläche von 161 ha, besitzt er eine maximale Tiefe von 36 m.

Es handelt sich um ein thermisch stabil geschichtetes Gewässer, dessen Sprungschicht bei ca. 7 - 9 m lag. An den Untersuchungsterminen wurden Sauerstoffsättigungen zwischen 80 und 100 % gemessen. Unterhalb einer Tiefe von 17 bis 20 m begann die anaerobe Zone.

Das Gewässer war im Untersuchungsjahr 2003 durch ortho-Phosphatkonzentration um 3 mg/m³ und geringe Gesamtphosphorkonzentrationen um 20 mg/m³ gekennzeichnet. Im Hypolimnion kam es zu Anreicherungen des Phosphors bis zu 347 mg/m³.

Die Chlorophyll-a-Gehalte schwankten zwischen 1 und 5 µg/l, was sich in hohen Sichttiefen zwischen 2,2 und 3,6 m widerspiegelte.

Die Trophieentwicklung des Gewässers zeigt, dass es seit den 1980er bzw. 1990er Jahren stabile mesotrophe Verhältnisse aufweist.

Im Jahr 2003 wurden mit einem LAWA-Index von 2,0 ebenfalls mesotrophe Verhältnisse im Helenesee nachgewiesen.

Natürliche Gewässer: Dretzsee (Flachsee)

Der Dretzsee liegt im Landkreis Oberhavel, nordöstlich von Teschendorf. Bei einer Fläche von 162 ha, besitzt er eine maximale Tiefe von 2,3 m. Der Dretzsee ist von landwirtschaftlich stark genutzten Niederungsgebieten umgeben und war aufgrund der jahrelangen Nutzung zur Hausentenmast stark belastet.

Es handelt sich um ein ungeschichtetes Gewässer. An den Untersuchungsterminen wurden Sauerstoffsättigungen um 100 % gemessen.

Im Untersuchungsjahr 2003 wurden ortho-Phosphatkonzentrationen zwischen 1 und 11 mg/m³ und erhöhte Gesamtphosphorkonzentrationen zwischen 50 und 90 mg/m³ analysiert.

Es wurden Chlorophyll-a-Gehalte zwischen 30 und 80 µg/l ermittelt, welche die geringen Sichttiefen zwischen 0,20 und 0,80 m verursachten.

Anhand der Trophiedaten der letzten Jahre lässt sich eine deutliche Verbesserung der trophischen Situation nachweisen. Zwischen 1976 und 1994 wurden in Einzeluntersuchungen hypertrophe Verhältnisse im Dretzsee festgestellt.

Im Jahr 2003 lag das Gewässer mit einem LAWA-Index von 4,0 an der Grenze zwischen einem schwach polytrophen und einem stark polytrophen Zustand.

Natürliche Gewässer: Oderberger See (Flusssee)

Der Oderberger See liegt im Landkreis Barnim, ca. 2 km südwestlich Oderberg. Bei einer Fläche von 103 ha, besitzt er eine maximale Tiefe von 3,6 m. Der Oderberger See wird vom Oder-Havel-Kanal durchflossen, dadurch ist ein starker Einfluss durch den Schiffsverkehr gegeben.

Es handelt sich um ein ungeschichtetes Gewässer. An den Untersuchungsterminen wurden Sauerstoffsättigungen um 100 % gemessen.

Der Phosphorhaushalt war im Untersuchungsjahr 2003 durch ortho-Phosphatkonzentrationen zwischen 20 und 60 mg/m³ und hohe Gesamtphosphorkonzentrationen zwischen 200 und 300 mg/m³ charakterisiert.

Es wurden Chlorophyll-a-Gehalte zwischen 40 und 80 µg/l ermittelt, welche sich in geringen Sichttiefen um 0,5 m widerspiegelten.

Die Trophieentwicklung lässt innerhalb eines Untersuchungszeitraumes von 12 Jahren keine Veränderung der trophischen Situation erkennen. Zwischen 1991 und 1998 wurden dauerhaft polytrophe Verhältnisse im Oderberger See festgestellt.

Im Jahr 2003 wurden mit einem LAWA-Index von 4,1 ebenfalls stark polytrophe Verhältnisse vorgefunden.

Künstliche Gewässer: Helenesee (Bergbaurestgewässer)

Der Helenesee liegt ca. 10 km südlich von Frankfurt/Oder und hat eine Fläche von 213 ha. Die maximale Wassertiefe beträgt 57 m. Der Ausbau des Helenesees wurde in den 60er Jahren abgeschlossen. Durch eine Grundsprengung wurde die Wassertiefe um ca. 20 m verringert. Über einen Kanal ist das Gewässer mit dem Katjasee verbunden.

Es handelt sich um ein thermisch stabil geschichtetes Gewässer, dessen Sprungschicht bei ca. 7 - 10 m lag. Im Helenesee konnte bis in hohe Tiefen Sauerstoff nachgewiesen werden.

Das Gewässer war im Untersuchungsjahr 2003 durch ortho-Phosphatkonzentration um 3 mg/m³ und sehr geringe Gesamtphosphorkonzentrationen um 9 mg/m³ gekennzeichnet.

Es wurden geringe Chlorophyll-a-Gehalte zwischen 1 und 3 µg/l ermittelt, welche sich in hohen Sichttiefen zwischen 8 und 10 m widerspiegelten.

Die Trophiedaten von 1979 und 1982/1983 dokumentieren oligotrophe Verhältnisse im Helenesee. Im Jahr 1994 wurde allerdings nur ein schwach mesotropher Zustand festgestellt.

Im Jahr 2003 wurde mit einem LAWA-Index von 1,1 wieder ein oligotropher Status vorgefunden.

Künstliche Gewässer: See westlich Vehlefanz (künstlich angestaut)

Der See bei Vehlefanz liegt im Landkreis Oberhavel. Er hat eine Fläche von 58 ha. Die maximale Wassertiefe beträgt 4,4 m. Das Gewässer wurde durch den Anstau des Koppelgrabens künstlich durch den Menschen geschaffen und diente als Wasserreservoir.

Es handelt sich um ein ungeschichtetes Gewässer. An den Untersuchungsterminen wurden Sauerstoffsättigungen um 100 % gemessen.

Das Gewässer war im Untersuchungsjahr 2003 durch ortho-Phosphatkonzentration zwischen 4 und 50 mg/m³ und sehr hohe Gesamtphosphorkonzentrationen zwischen 270 und 340 mg/m³ gekennzeichnet. Im Tiefenwasser kam es zu Phosphoranreicherungen bis zu 1320 mg/m³, die zum Großteil in Form des pflanzenverfügbaren ortho-Phosphats vorlagen.

Es wurden sehr hohe Chlorophyll-a-Gehalte zwischen 140 und 210 µg/l ermittelt, welche sich in sehr geringen Sichttiefen zwischen 0,3 und 0,4 m widerspiegelten.

Aus den zurückliegenden Jahren liegen keine Trophiedaten vor.

Im Jahr 2003 wurde der See bei Vehlefanz mit einem LAWA-Index von 4,5 als hypertrophes Gewässer klassifiziert.

Zusammenfassung

Im Jahr 2003 wurden in Brandenburg 51 Seen mit einer Fläche > 50 ha limnochemisch untersucht und anschließend in Anlehnung an LAWA (1999) klassifiziert.

Dabei konnten für ein Gewässer oligotrophe Verhältnisse (Helenesee), für acht Gewässer mesotrophe, für acht Gewässer schwach eutrophe, für neun Gewässer stark eutrophe, für acht Gewässer schwach polytrophe, für neun Gewässer stark polytrophe und für sechs Gewässer hypertrophe Verhältnisse (Grössinsee, Kietzer See, See westl. Vehlefanz, Großer Kossenblatter See, Salzsee und unterer Borker See), nachgewiesen werden.

Literatur

LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Berlin. 76 S.

Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R., Nixdorf, B. (Hrsg.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. = Aktuelle Reihe BTU Cottbus, 5/2002: 25-37, Cottbus.

Meisel, J., Täuscher, L., Kabus, T., Henker, H., Vedder, F. (2004): Ökologische und limnologische Untersuchungen zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Umsetzung der EU-WRRL an Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2003. Unveröff. Projektbericht des Seenprojektes Brandenburg e.V., 375 S. + Anhang.

Vedder, F. (2004a): Limnochemie, in: Meisel, J., Täuscher, L., Kabus, T., Henker, H., Vedder, F. (2004): Ökologische und limnologische Untersuchungen zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Umsetzung der EU-WRRL an Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2003. Unveröff. Projektbericht des Seenprojektes Brandenburg e.V., S. 9-10, 20-25, 34-337 + Anhang.

WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates der Europäischen Union vom 23. 10. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – kurz: Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. 12. 2000, S. 1-72.

Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL – *Teil III:*

Qualitative und quantitative Untersuchung des Phytoplanktons und ökologische Bewertungen

Lothar Täuscher

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See,
e-mail: gewaesseroekologie-taeuscher@gmx.de

Keywords: EU-WRRL, Brandenburg, See, Monitoring, Phytoplankton

Einleitung

Die qualitative und quantitative Charakteristik des Phytoplanktons ist nach der WRRL (2000) neben dem (Mikro-)Phytobenthos, den Makrophyten, den benthischen Wirbellosen (Makrozoobenthos) und den Fischen ein wichtiges Kriterium der biologischen Qualitätskomponenten. Dem Phytoplankton kommt zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes von Gewässern eine wichtige Rolle zu (vgl. Krienitz & Täuscher, 2001; Täuscher, 1988):

- Phytoplankton spielt als Anfangsglied pelagischer Nahrungsketten eine funktionale Schlüsselrolle in den stehenden Gewässern und planktondominierten Fließgewässern,
- die Struktur der Phytoplanktonpopulationen bzw. ihre Biodiversität hat einen entscheidenden Einfluss auf die Nutzbarkeit des Wassers,
- durch die schnellen Reproduktionsraten geben planktische Mikroalgen eine prompte Antwort auf veränderte Umwelteinflüsse sowie
- Phytoplanktongemeinschaften sind meist viel artenreicher als andere euzytische Glieder der Nahrungskette im Gewässer.

Dabei ist für die Wasserqualität und die Gewässernutzung neben der Phytoplankton-Biomasse insbesondere die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons von besonderem Interesse, da viele Nutzungsbeeinträchtigungen in hohem Maße artspezifisch sind, wie z.B. Beeinträchtigungen des Trinkwassers durch Geruchs- und Geschmacks- oder Giftstoffe aus Algen und Cyanobakterien oder Beeinträchtigungen der Filtration durch Zusetzen von Filtern (s. Täuscher, 1988).

Einen Überblick der Möglichkeiten der Nutzung des Phytoplanktons als Indikator des ökologischen Zustandes von Seen und planktondominierten Fließgewässern geben die Arbeiten von Hoehn & Knopf (2000), Knopf et al. (2000), Mischke et al. (2002, 2003, 2004), Nixdorf et al. (2002), Nixdorf & Rücker (2000) und Täuscher (2003).

Material, Methoden, Bewertungen, Untersuchungsgewässer

Für die qualitativen und quantitativen Untersuchungen und Bewertungen des Phytoplanktons wurden Schöpf- und Netzproben (Maschenweite 10 µm: Sichttiefe > 2 m; Maschenweite 30 µm: Sichttiefe < 2 m) genommen. Die Schöpfproben-Fixation erfolgte mit Lugol'scher Lösung. Die unfixier-

ten Netzproben wurden kühl transportiert und als Lebendprobe qualitativ ausgewertet. Danach wurden diese mit Formalin fixiert und zur Dokumentation aufbewahrt. Es wurde eine phänotypische, lichtmikroskopische Bestimmung der Mikroalgen möglichst auf Art-Niveau vorgenommen. Von den Netzproben wurden 10 Frischpräparate qualitativ untersucht und die Häufigkeit der einzelnen Taxa halbquantitativ durch Schätzungen (+ = vereinzelt; ++ = häufig; +++ = massenhaft) erfasst. Die Auszählung der Schöpfproben wurde am Umkehrmikroskop in Planktonkammern durchgeführt, und es wurden die Taxa- und Gesamtphytoplankton-Biovolumina bestimmt (ausführliche Material- und Methoden-Beschreibung: s. EU, 2003; Täuscher, 2003, 2004 und zit. Lit.).

Es wurden sowohl aut- und synökologischen Besonderheiten der planktischen Mikroalgen-Taxa und Phytoplankton-Gesellschaften als auch Phytoplankton-Biovolumina in Kombination mit anderen Parametern zur Charakterisierung des Trophiegrades (Sichttiefe, Chlorophyll-a als Phytoplankton-Biomasseäquivalent) zur Bewertung verschiedener ökologischer Zustände der Gewässer berücksichtigt (vgl. Mischke et al., 2002; Täuscher, 2003 und zit. Lit.).

Untersucht wurden sowohl tiefe, geschichtete Seen, Flachseen und Flussseen (Natural Water Bodies nach WRRL 2000) als auch künstliche Gewässer (Gewässer „aus zweiter Hand“, Artificial Water Bodies nach WRRL 2000) und erheblich veränderte Gewässer (Heavily Modified Water Bodies nach WRRL 2000) (Braunkohlentagebau-Restgewässer, Wasserspeicher/Staubecken, Fischteiche) mit einer Wasserfläche von größer als 50 ha (Gesamtzahl 51).

Ergebnisse und Diskussion

Es wurden zur Bewertung folgende qualitativen und quantitativen Kriterien der Phytoplankton-Besiedlung der stehenden Gewässer und Flussseen berücksichtigt (vgl. EU-WRRL 2000) und zur Bioindikation genutzt (s. Täuscher, 2004):

- Phytoplankton-Indikatorarten

Indikatorarten können gut zur Bioindikation der Trophie, der Saprobie, der pH-Verhältnisse und des Salzgehaltes genutzt werden, wobei auch die Berücksichtigung von Neophyten eine große Rolle spielt (s. Geissler & Kies, 2003; Täuscher, 2003 und zit. Lit.). Bioindikatoren (biologische Zeigerorganismen) sind nach der WRRL (2000) ein wichtiges Bewertungskriterium für die Abweichung des Gewässerzustandes vom sehr guten Zustand.

- Phytoplankton-Artenzahlen

Umfangreiche Zusammenstellungen von Artenzahlen pro Probe und Termin sind in Geissler & Kies (2003 und zit. Lit.) zu finden, während der Zusammenhang zwischen Artenzahl und Trophie von Täuscher (2003 und zit. Lit.) diskutiert wird. Taxazahlen sind dabei das einfachste Maß der Diversität.

- Phytoplankton-Gesellschaften

Von Täuscher (1998) und Krienitz & Täuscher (2001) wird eine Zusammenstellung von Phytoplankton-Gesellschaften in Nordostdeutschland mit synökologischen Angaben und ihrer Nutzung zur Bioindikation vorgenommen, während Kies (2003 und zit. Lit. in Geissler & Kies) eine Auflistung von Phytoplankton-Gemeinschaften in Hamburg und eine Parallelisierung mit Phytoplankton-Gesellschaften mit synökologischen Angaben (s. o.) zusammenstellt. Phytoplankton-Gesellschaften bzw. -Gemeinschaften als Bioindikatoren erhalten nach der WRRL (2000) in Zukunft ein viel größeres Gewicht als bisher bei der Beurteilung und Verbesserung der ökologischen Gewässergüte (vgl. Geissler & Kies, 2003).

- Phytoplankton-Quantität

Die Größe des Phytoplankton-Biovolumens und der Anteil der verschiedenen Phytoplankton-Großgruppen sind ein wichtiges Kriterium zur Charakterisierung der ökologischen Verhältnisse in den Gewässern (Täuscher, 2003 und zit. Lit.) und gehören nach der WRRL (2000) zu den biologischen Qualitätskomponenten.

Dabei ergab die qualitative und quantitative Charakteristik des Phytoplanktons und der Phytoplankton-Gesellschaften in den untersuchten 51 brandenburgischen Gewässern (> 50 ha) im August und September 2003 folgendes Bild (ausführliche Beschreibung und Bewertung der einzelnen Seen incl. Artenlisten vgl. Täuscher, 2004):

Natürliche Gewässer (Natural Water Bodies nach WRRL 2000)

Tiefe Seen (geschichtet) (See-Typ nach Mathes et al., 2002, 2003: 10, 13)

In den nährstoffärmeren geschichteten Seen (sehr geringe bis mäßige Nährstoffbelastung: oligotroph bis eutroph) treten typische Phytoplankton-Indikatorarten bei geringen Phytoplankton-Biovolumina (bis ca. 10 mm^3/l) und Phytoplankton-Gesellschaften (Fragilario crotonensis – Asterionelletum formosae (Messikommer 1927) B. Möller (1977); Peridinio – Dinobryonetum Täuscher 1995: s. Täuscher, 1998) auf. Dies sind bei den Indikatorarten vor allem die Blaualgen/Cyanobakterien *Aphanothece clathrata* W. et G. S. West, *Planktothrix mougeotii* (Bory ex Gomont) Anagnostidis et Komarek (= *Planktothrix* [*Oscillatoria*] *agardhii* [Gomont] Anagnostidis et Komarek var. *isothrix* Skuja = *Planktothrix clathrata* [Skuja] Anagnostidis et Komarek = *Oscillatoria mougeotii* Bory var. *clathrata* Skuja) und *Snowella lacustris* (Chodat) Komarek et Hindak, die Goldalgen *Bitrichia chodatii* (Reverdin) Chodat und *Dinobryon sociale* Ehrenberg, die Gelbgrünalge *Tetraedriella jovetii* (Bourrelly) Bourrelly, die kokkalen Grünalgen *Quadrigula pfitzeri* (Schröder) G. M. Smith und *Willea vilhelmii* (Fott) Komarek und die Zieralge *Closterium aciculare* T. West. Ein größeres Phytoplankton-Biovolumen (bis ca. 30 mm^3/l), ein erhöhter Anteil von nährstoffliebenden planktischen Mikroalgen und das Auftreten der wärmeliebenden Neophyten *Aphanizomenon issatschenkoi* (Usacev) Proschkina-Lavrenko und *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju sind als starke bis sehr starke Beeinträchtigung (= Störzeiger) zu werten (vgl. Täuscher, 2003).

Mitteltiefe Seen (Temperatur-ungeschichtet, Sauerstoffgehalt-geschichtet) (See-Typ nach Mathes et al., 2002, 2003: 11)

Die Charakteristika der mitteltiefen Seen sind folgende. Bei einer geringen Nährstoffbelastung (mesotroph) sind bei einem Phytoplankton-Biovolumen bis ca. 5 mm^3/l *Planktothrix mougeotii*, *Quadrigula pfitzeri* und *Willea vilhelmii* als sehr gute Indikatorarten zu finden. Kritische Nährstoffbelastungen (hoch eutroph) werden durch Phytoplankton-Biovolumina bis ca. 20 mm^3/l und das Vorkommen nährstoffliebender Arten (*Acanthoceras zachariasii* [Brun] Simonsen, *Aphanizomenon issatschenkoi*, *Fragilaria reicheltii* [Voigt] Lange-Bertalot) induziert.

Flache Seen (ungeschichtet) (See-Typ nach Mathes et al., 2002, 2003: 11, 12)

Die nährstoffärmeren Flachseen (mesotroph bis leicht eutroph als natürlicher Zustand) werden von Phytoplankton-Gesellschaften (Fragilario crotonensis – Asterionelletum formosae, Peridinio – Dinobryonetum) besiedelt, die Biovolumina bis 15 mm^3/l bilden und in denen noch Arten mit geringeren Nährstoffansprüchen zu finden sind (sehr gute Indikatoren: *Closterium aciculare*, *Quadrigula pfitzeri*, *Snowella lacustris*). Kritische bis übermäßige Nährstoffbelastungen führen in diesen Flachgewässern zu Degradationen, wobei besonders hoch polytrophe bis hypertrophe/saprotrophe

Verhältnisse mit Phytoplankton-Biovolumina > 30 mm^3/l und mit mono-spezifischen bzw. oligospezifischen Mikroalgen-Massenentwicklungen (< 10 bzw. < 20 Arten pro Probe) naturferne Zustände darstellen (Täuscher, 2003). Eine Vegetationsfärbung bildende Phytoplankton-Gesellschaft mit sehr geringen Sichttiefen (< 0,5 m) ist das Planktothricetum agardhii Budde 1930 emend. Täuscher 1980 corr. 1995 (s. Täuscher, 1998).

Flussseen (in Klammern: See-Typ nach Mathes et al., 2002, 2003)

- **Jungfernsee bei Potsdam** (Havel-Flusssee) (12)
- **Neuendorfer See** (Spree-Flusssee) (12)
- **Oderberger See** (am Oder-Havel-Kanal) (12)
- **Sellenzugsee** (Dahme-Flusssee) (12)

Typisch für diese Flussseen sind die planktischen Mikroalgen-Gesellschaften Aulacoseiretum granulatae (s. Täuscher 1980, corr. 1995) und Planktothricetum agardhii, die eutrophe bis polytrophe und beta- bis alpha-mesosaprobe Verhältnisse indizieren (s. Täuscher, 1998, 2003), wobei die eutrophe/hoch eutrophe Trophiestufe und die mäßige organische Belastung (= beta-mesosaprob) für Flussseen der natürliche Zustand (= primäre Trophie und Saprobie) sind.

Der ökologische Zustand des Neuendorfer Sees wurde als gut bis sehr gut eingeschätzt, während die anderen untersuchten Flussseen einem mäßigen ökologischen Zustand mit oligospezifischen Mikroalgen-Massenentwicklungen (< 20 Arten pro Probe) zugeordnet werden mussten.

Künstliche Gewässer (Gewässer „aus zweiter Hand“, Artificial Water Bodies nach WRRL 2000) und erheblich veränderte Gewässer (Heavily Modified Water Bodies nach WRRL 2000)

Braunkohletagebau-Restgewässer/Tagebaurestseen

Der **Helenesee** ist ein Vertreter dieser Gewässer-Kategorie. Durch seine Geomorphologie, Hydrologie und Nutzung hat er nach der qualitativen und quantitativen Phytoplankton-Charakteristik als oligotrophes Gewässer ein sehr gutes ökologisches Potenzial und ist deshalb bei den geschichteten, nährstoff- und phytoplanktonarmen Seen einzuordnen.

Auch der **Stoßdorfer See** ist ein Tagebaurestsee. Er wurde als Flachgewässer mit einem sehr guten ökologischen Potenzial nach der Phytoplankton-Besiedlung den ungeschichteten Flachseen zugeordnet wurde, die eine geringe bis mäßige Nährstoffbelastung haben.

Wasserspeicher/Staubecken

Die Talsperre **Dossespeicher**, die die „Kyritzer Gewässer“ – Borker See, Obersee und Salzsee – umfasst und als Hauptfunktion sowohl die Bereitstellung von Bewässerungswasser für die Landwirtschaft als auch wasserwirtschaftliche Funktionen (Hochwasserschutz, Niedrigwasseraufhöhung) hat, ist durch eine starke Nährstoffbelastung und stark schwankende Wasserstände gekennzeichnet.

Auch der **See westlich von Vehlefanz** ist ein künstlicher Wasserspeicher mit stärkeren Wasserstandsschwankungen, der für die Bewässerung und für die Fischzucht genutzt wird.

In diesen Flachgewässern (See-Typ nach Mathes et al., 2202, 2003: 11/12) kam es im Sommer dadurch zu Blaualgen/Cyanobakterien-Massenentwicklungen mit Vegetationsfärbungen trichaler Arten (Planktothricetum agardhii). Diese Phytoplankton-Entwicklung ist Indikator für hoch polytrophe bis hypertrophe/saprotrophe Verhältnisse mit starker organischer Verschmutzung und als naturfern einzustufen.

Fischteiche

Der **Kietzer See/Fischteich** im Teichgebiet von Altfriedland und der **Neuendorfer Teich** im Teichgebiet von Peitz sind nach Weihmann (1942; in Täuscher, 1998) als „*Aphanizomenon*"-Teich mit einer sehr starken Entwicklung planktischer Mikroalgen (Biovolumina 30 bis 40 mm^3/l) zu klassifizieren. Dies ist für hoch polytrophe bis hypertrophe/saprotrophe Verhältnisse charakteristisch. *Microcystis*-Arten, die unter eutrophen bis polytrophen Bedingungen zusammen mit *Aphanizomenon flos-aquae* das Aphanizomeno floris-aquae – Microcystietum aeruginosae Täuscher 1980 bilden (vgl. Täuscher, 1998, 2003), traten im Kietzer See/Fischteich nur als Begleiter auf.

Im **Lugkteich** konnte eine Massenentwicklung planktischer Mikroalgen mit einer Grünalgendominanz beobachtet werden. Dieses Pediastro – Scenedesmetum (Täuscher, 1995) (= Chlorophyceen-See sensu Huitfeldt-Kaas, 1906 bzw. *Scenedesmus*-Teich sensu Weimann, 1942, planktische Grünalgengesellschaften sensu Fott & Komarek, 1960, vgl. Täuscher, 1998, 2003) ist ein Indikator für polytrophe bis hypertrophe/saprotrophe und beta- bis alpha-mesosaprobe Verhältnisse. Phytoplankton-Biovolumina zwischen 30 und 40 mm^3/l und Sichttiefen von 0,1 bis 0,3 m waren im Lugkteich für diese Vegetationsfärbung („grüne Brühe") charakteristisch. Höhere Wassertemperaturen sind für die Entwicklung dieser Phytoplankton-Gesellschaft optimal.

Danksagung

Die Ergebnisse entstanden im Rahmen des Forschungsprojektes „Seenkataster Brandenburg, Projektphase 2003", gefördert durch das Landesumweltamt Brandenburg.

Literatur

EU (Europäische Union: CEN TC 230/WG 2/TG 3/N73) (2003): Water quality – Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique), 37 S.

Geissler, U. & Kies, L. (2003): Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. Nova Hedwigia, Beiheft 126: 1-777.

Hoehn, E. & Knopf, K. (2000): Möglichkeiten der Trophieklassifikation und –indikation mittels Phytoplanktonuntersuchungen stehender Gewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1999 (Rostock), Bd. I: 162-167.

Knopf, K., Hoehn, E., Mischke, U. & Nixdorf, B. (2000): Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerwertung – Phytoplankton" im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG „Stehende Gewässer", 100 S.

Krienitz, L. & Täuscher, L. (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/Teil 2: 207-213; Teil 3: 707-709. (www.mu.sachsen-anhalt.de/lau/default.htm: Fachinformationen)

Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (eds.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTUC-AR 5/2002: 15-23.

Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2003): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Bd. I: 47-51.

Mischke, U., Behrendt, H. & Nixdorf, B. (2003): Was kann Phytoplankton für die Bewertung von Fließgewässern nach der WRRL leisten? Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL),Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Bd. I: 83-86.

Mischke, U., Nixdorf, B. Hoehn, E. & Riedmüller, U. (2002): Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons – Aktueller Stand in Deutschland. In: Deneke, R. & Nixdorf, B (eds.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTUC-AR 5/2002: 25-37.

Mischke, U., Nixdorf, B., Hoehn, E. & Riedmüller, U. (2004): Routineauswertungen des Phytoplanktons: Möglichkeiten und Grenzen ihrer Nutzung für die Bewertung nach der EU-WRRL. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2003 (Köln), Bd. I: 80-84.

Nixdorf, B., Mischke, U. & Behrendt, H. (2002): Phytoplankton/Potamoplankton – wie geeignet ist dieser Merkmalskomplex für die ökologische Bewertung von Flüssen? In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (eds.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTUC-AR 5/2002: 39-52.

Nixdorf, B. & Rücker, J. (2000): Bewertung von Gewässerzuständen anhand der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton nach der EU-WRRL – Grenzen und offene Fragen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1999 (Rostock), Bd. I: 153-161.

Täuscher, L. (1988): Mikroalgenökologie. Allgemeiner Teil. Berlin: 75 S.

Täuscher, L. (1998): Mikroalgengesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. Feddes Repertorium 109: 617-638.

Täuscher, L. (2003): Qualitative und quantitative Untersuchungen des Phytoplanktons in Seen des Dahmegebietes im Land Brandenburg als Beitrag zu Grundlagen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union. Unveröff. Projektbericht des Seenprojektes Brandenburg e.V., Seddin: 61 S. + Anhang.

Täuscher, L. (2004): Phytoplankton. In: Meisel, J., Täuscher, L., Kabus, T., Henker, H. & Vedder, F. (2004): Ökologische und limnologische Untersuchungen zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Umsetzung der EU-WRRL an Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2003. Unveröff. Projektbericht des Seenprojektes Brandenburg e.V., 10-15; 26-29; 327-334; 338-344; Anhang: 376-379.

WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) (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, kurz: Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000, S. 1-72.

Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL – *Teil IV:*

Möglichkeiten und Grenzen der Trophieindikation und Bewertung von Seen mit Makrophyten

Timm Kabus

Institut für angewandte Gewässerökologie, Schlunkendorfer Str. 2e, D-14554 Seddin, kabus@gmx.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Makrophyten, Seen, Bewertung, Trophie, Brandenburg

1 Einleitung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Union verpflichtet die Mitgliedsstaaten, ihre Gewässer in einen mindestens „guten ökologischen Zustand“ zu überführen bzw. diesen zu sichern. Brandenburg besitzt 232 Seen größer 50 ha, auf die die WRRL anzuwenden ist. Die Bewertung der Gewässer erfolgt nach EU-Vorgaben vorrangig über biologische Parameter (Makrophyten, Phytoplankton, Makrozoobenthos, Fische), limnochemische Messdaten dienen der Ergänzung. Die Bewertung der Gewässer soll über typbezogene Indikatorarten bzw. Artenindices erfolgen (SCHAUMBURG et al., 2004, STELZER, 2003). Da dieses Verfahren zum Untersuchungszeitpunkt (Sommer 2003) noch nicht fertiggestellt war bzw. eine individuelle Gewässerbewertung – wie mit jedem Einheitsverfahren – nicht möglich ist (vgl. 2.2), wurde versucht zu klären, inwieweit eine Gewässerbewertung über die Trophieindikation von Makrophyten sinnvoll ist, bzw. welche Faktoren so eine Bewertung erschweren. Für die Zukunft ist eine Anwendung der typbezogenen Indices auf das Datenmaterial vorgesehen, um die beiden generalisierenden Methoden zu vergleichen.

2 Methoden

Da methodische Überlegungen einen Schwerpunkt in diesem Beitrag einnehmen sollen, werden diese nachfolgend etwas ausführlicher als üblich behandelt.

2.1 Datenaufnahme

Im Rahmen eines Fördermittelprojektes des Landesumweltamtes wurde in einer Studie durch das Seenprojekt Brandenburg e. V. (Seddin) der ökologische Zustand von 51 Seen (MEISEL et al., 2004) untersucht. In diesem Rahmen konnten in 21 Seen bzw. Seebecken die Makrophyten untersucht werden (KABUS 2004a). Hierzu wurden je nach Größe und Morphologie des Sees in zwei bis sieben Transekten vom Boot aus alle Makrophyten erfasst. Die Untersuchungen erfolgten in enger Anlehnung an STELZER & SCHNEIDER (2002). Der Untersuchungszeitraum lag zwischen Anfang August und Anfang September 2003. Die Auswahl der Gewässer wurde durch das Landesumweltamt Brandenburg nach Bearbeitungsdringlichkeit getroffen.

2.2 Referenzzustand

Der Ermittlung eines Referenzzustandes kommt in der Bewertung von Seen nach Wasserrahmenrichtlinie eine hohe Bedeutung zu, da der „ökologische Zustand“ über den Abstand des rezenten zum potentiell natürlichen Zustand, dem Referenzzustand, bewertet werden soll. Als Referenzzustand war die potentielle natürliche Trophie anhand von Morphometrie, Einzugsgebietsgröße, Substrattypen und potentiellem Schichtungsverhalten relativ einfach und in den meisten Fällen relativ sicher bestimmbar (MEISEL et al., 2004). Für einige Gewässer konnten die trophischen Referenzzustände auf die Untersuchung subfossiler Diatomeen im Sediment gestützt werden (Daten Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam). Daraus ließ sich eine Trophie in einer 7-stufigen Skala analog zu LAWA (1999) ableiten (o, m, e1, e2, p1, p2, h).

Aus dem trophischen Referenzzustand auf den Referenzzustand für die Makrophytenbesiedlung zurückzuschließen ist schwieriger. Da hier viele Faktoren ineinandergreifen, ist eine sichere Festlegung des Referenzzustandes nur über historische Quellen möglich, die selten vorliegen (Literatur, Aufzeichnungen) bzw. erst ermittelt werde müssen (z. B. Untersuchung von Makroresten).

Analog zum Bewertungsverfahren nach STELZER (2003) wurde daher mit dem trophiebasierten Bewertungssystem auf ein generalisierendes System, zurückgegriffen. Möglichkeiten, verschiedenen trophischen Seentypen Leitarten zuzuweisen wurden für Brandenburg durch KABUS et al. (2002, 2004), KABUS (2004b) und MÜLLER et al. (2004) aufgezeigt.

2.3 Rezente Trophie aufgrund der Makrophyten-Vorkommen

Als Maß für den aktuellen Gewässerzustand wurde eine Trophie aufgrund der Indikation der Makrophyten bestimmt. Hierzu wurden zwei Verfahren genutzt: erstens die untere Makrophytengrenze (UMG) und zweitens Indikatorarten.

Die untere Makrophytengrenze bildet ein im Jahresverlauf relativ konstantes Maß für den Gewässerzustand, da sie mit der Sichttiefe und damit indirekt mit einer trophisch bedingten Gewässertrübung durch Phytoplankter korreliert ist. Die Eichung der unteren Verbreitungsgrenze von Makrophyten haben unterschiedliche Autoren für Brandenburg bzw. Nordostdeutschland mit ähnlichen Ergebnissen vorgenommen (BLÜMEL & SUCCOW, 1998; MAUERSBERGER & MAUERSBERGER, 1996; SUCCOW & KOPP, 1985), wobei wir uns in Zweifelsfällen auf die Angaben von MAUERSBERGER & MAUERSBERGER (1996) gestützt haben, da diese für eine Region in Brandenburg (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin) entstanden und durch nachvollziehbare Daten dokumentiert sind.

Ein weiteres Maß für den trophischen Zustand eines Gewässers war die Indikatorfunktion von Arten bzw. Pflanzengesellschaften, wie sie aus der Literatur (vgl. 2.2) bekannt ist.

Die Trophieindikation anhand der Makrophyten wurde in einer 6-stufigen Skala vorgenommen (o, m, e1, e2, p, h). Im Gegensatz zur Klassifikation nach LAWA (1999) wird damit der makrophytenarme polytrophe Bereich nicht in zwei Stufen unterteilt.

2.4 Aktueller limnochemischer trophischer Zustand

Für die Gewässer wurden ebenfalls Wasseranalysen im Sinne LAWA (1999) durchgeführt, zusätzlich wurden weitere Parameter analysiert (vgl. MEISEL et al., 2004), die in die Auswertung einbezogen wurden. Im Folgenden zitierte Altdaten entstammen der Datenbank des Projektes „Seenkataster Brandenburg e. V.“ im Institut für angewandte Gewässerökologie (Seddin).

2.5 Bewertung

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes in die durch die Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Klassen wurde nach einem Vorschlag des Landesumweltamtes Brandenburg der Abstand

zwischen aktuellem Zustand nach Makrophytenbesiedlung und dem Referenzzustand skaliert und als „Qualitätsstufe“ bezeichnet, sowie einem ökologischen Zustand nach WRRL zugeordnet, z. B. keine Abweichung vom Referenzzustand = Qualitätsstufe 0 = „sehr guter“ ökologischer Zustand nach WRRL (Tabelle bei KABUS, 2004a). Zusätzlich neben einer rein rechnerischen Bestimmung des ökologischen Zustandes wurde das Auftreten von Indikatorarten und wertgebenden Sippen berücksichtigt, um Grenzfälle gerechter zu behandeln – nach Wasserrahmenrichtlinie muss der „gute“ oder der „sehr gute“ Zustand erreicht werden.

3 Ergebnisse

In der Trophieindikation durch Makrophyten konnte ein Gewässer nicht bewertet werden. Unter den übrigen 20 Gewässern stimmen bei 15 Gewässern die Trophieindikation über Makrophyten mit den limnochemischen Untersuchungen überein, bei fünf Gewässern zeigen sich Unterschiede (grau hinterlegte Felder).

Tab. 1: Untersuchungsergebnisse an 21 Seen bzw. Seebecken (es bedeuten: TR = Transektanzahl; sub/nat = Artenzahlen submerse/natante Makrophyten, UMG = Untere Makrophytengrenze); ökolog. Zustand = ökologischer Zustand im Sinne WRRL, auf Basis der Makrophyten; grau hinterlegt: Abweichung zwischen Trophieindikation Makrophyten und Wasseranalysen

Nr.	Seename	TR	sub/nat	UMG	Trophie Makrophyten	Trophie LAWA	Referenz-zustand	ökolog. Zustand
1	Beutelsee, Großer	6	3/5	3.0	e1	p1	m	mäßig
2	Briesener See ne Briesensee	3	1/1	n. n.	n.n.	e1	m	n.n.
3	Byhleguhrer See	4	4/3	n. n.	p1-2	e2	e1-e2	mäß.-unbef.
4	Groß Leuthener See	3	1/2	1.0	p1-2	p1-2	e1-e2	mäßig
5	Großer See b. Fürstenwerder	5	6/1	2.1	e2	e2	m	mäßig
6	Haussee bei Hardenbeck	7	6/2	3.3	e1	m	o-m	gut-mäßig
7	Krinertsee, Gr., sw Alt Temmen	6	10/1	2.9 (5.6 ?)	m	m	m	gut
8	Lugkteich n Brenitz	3	3/1	n. n.	p2/h	p2/h	e1-e2	schlecht
9	Mochowsee, Gr.	7	2/6	2.2	e2	p1	m	mäßig
10	Neuendorfer Teich s Peitz	5	0/2	n. n.	p2/h	p2/h	e1-e2	schlecht
11	Oderberger See	3	5/6	1.6	p1-2	p2	e1-e2	mäßig
12	Polsensee b. Vietmannsdorf	5	4/3	1.5	p1-2	p1	m	mäßig
13	Schwansee, oberer, s Ullersdorf	2	9/2	(min.) 3.8	e1	e1	m	gut
14	Schwansee, mittlerer, sw Leeskow	3	1/2	min. 1.20	p1-2	p1	e1	unbefriedig.
15	Schwansee, unterer, nw Staakow	4	3/1	2.3	e2	e2	m	mäßig
16	Stoßdorfer See	5	10/2	2.0	e1	m	m	gut
17	Tornowsee b. Zühlen	3	11/4	3.4	e1	e1-2	m	gut-mäßig
18	Zenssee b. Hohenlychen	4	6/2	4.0	e1	e1	m	gut-mäßig
19	Selchower See, Gr.	3	2/1	min. 0.4	p1-2	p2	e1-e2	schlecht
20	Wochowsee, Gr.	3			p1-2	p2		
21	Groß Schauener See	3			p1-2	p2		

4 Diskussion

Die weitestgehende Übereinstimmung der Trophieindikation über Makrophyten, sowie der limnochemischen Messwerte war zu erwarten, da die Eichung der UMG und der Indikatorarten anhand

limnochemischer Daten vorgenommen wurde (vgl. 2.3 und zit. Lit.). Einer Klärung bedarf jedoch, wieso an fünf Gewässern abweichende Ergebnisse erzielt wurden, bzw. wieso ein Gewässer gar nicht über Makrophyten bewertet werden konnte.

4.1 Bewertbarkeit von Weichwasserseen

Grenzen der Bewertung ergaben sich beim Briesener See. In diesem Gewässer wuchsen keine submersen Makrophyten außerhalb der Röhrichte, so dass keine Trophieindikation über die Makrophyten vorgenommen wurde. Der See ist getrübt, u.a. durch huminstoffhaltige Einleitungen aus Mooren (DOC-Konzentration 2003: 21 mg/l).

Nach der Klassifikation von KABUS et al. (2004) handelt es sich um einen Weichwassersee an der oberen Grenze der „sehr weichen" Seen (SBV 0,74 mmol/l). Offenbar werden einige Weichwasserseen in Brandenburg, auch bei deutlich höherer Transparenz (z. B. Großer Milasee, Großsee Schönhöhe, vgl. auch KABUS et al. 2004), nicht oder nur in geringem Maße von submersen Makrophyten besiedelt. An diesem Beispiel zeigt sich, dass für die Gewässertypen nach Wasserrahmenrichtlinie (MATHES et al., 2002) aus vegetationskundlicher Sicht eine Kategorie für Weichwasserseen notwendig ist bzw. andere Klassifikationskriterien genutzt werden sollten (Weichwasserseen nach MATHES et al. 2002 besitzen Ca^{2+}-Konzentrationen > 15 mg/l; demnach wäre der Briesener See [Ca^{2+}: 48 mg/l] kein Weichwassersee).

4.2 Makrophytengrenze nach Eutrophierung

Unter den übrigen Seen erwiesen sich der Große Beutelsee und der Große Mochowsee nach Trophieindikation Makrophyten als nährstoffärmer als nach der Klassifikation über Wasseranalysen. Bei ersterem ist besonders deutlich, dass sich die Nährstoffverhältnisse in den vergangenen Jahren deutlich verändert haben. Durch höhere Wasserstände – bedingt durch Biberbauten im Einzugsgebiet – und dadurch bedingte Nährstoffmobilisation hat sich der See von einem hoch bis schwach eutrophen Gewässer (1993 bis 1998) in ein polytrophes gewandelt. Die tief gelegene Makrophytengrenze (bis 3,7 m) spiegelt offenbar noch die früheren Verhältnisse wider. Das Gewässer ist jedoch relativ artenarm und nur mit Arten besiedelt, die eine weite ökologische Amplitude aufweisen (*Ceratophyllum demersum, C. submersum, Myriophyllum spicatum*). Einige Arten schwach eutropher Klarwasserseen sind gegenüber früheren Untersuchungen (Daten Naturparkverw. Uckermärk. Seen aus 1993) nicht mehr nachweisbar. Bei einem Anhalten der extremen Nährstoffsituation ist von einem Rückgang der unteren Besiedlungsgrenze auszugehen.

4.3 Makrophytengrenze nach Oligotrophierung

Zwei Gewässer mit Abweichungen in der Trophieklassifikation (Byhleguhrer See, Hardenbecker Haussee) sind über die Indikation mit Makrophyten als nährstoffreicher anzusprechen, als über die limnochemischen Analysen. Eine Reoligotrophierung ist über den LAWA-Trophieindex nachweisbar, jedoch die Nährstoffreduzierung in der Makrophytenvegetation noch nicht voll erkennbar. So fehlen im Hardenbecker Haussee trotz Reoligotrophierung auch heute noch größere Vorkommen von Armleuchteralgen (Characeae), die vor der Eutrophierung vorhanden waren. Auch die untere Makrophytengrenze von 3,3 m spiegelt noch keine mesotrophen Verhältnisse wider.

Ebenso ist im Byhleguhrer See eine Reoligotrophierung über die LAWA-Trophie erkennbar (1993 und 2000: p2, 2003: e2), womit sich die Einstellung der intensiven fischereilichen Bewirtschaftung Anfang der 1990er Jahre langsam auch in der Gewässertrophie zeigt. Heute ist im Ostteil eine Wiederbesiedlung durch *Potamogeton crispus* eingetreten, eine UMG ist aufgrund des weiherartigen Charakters des Gewässers (1,20 m Maximaltiefe) nicht eindeutig festzulegen. Die Makrophytenfreiheit des Westteils spricht ebenso wie das Artinventar für polytrophe Verhältnisse. Ob in

einem längeren Zeitrahmen eine Wiederbesiedlung mit Makrophyten eintritt, also der Referenzzustand erreicht werden kann, ist bei diesem Gewässer kaum vorhersagbar, da die extrem mächtigen Weichsedimente im Gewässer besiedlungsfeindlich wirken.

4.4 Nicht-trophierelevante Trübungen als Einfluss auf die Makrophytenbesiedlung

Der Stoßdorfer See, ein Bergbaufolgegewässer, wurde als mesotroph klassifiziert, die Makrophytenbesiedlung zeigt jedoch schwach eutrophe Verhältnisse. Neben der möglicherweise nicht abgeschlossenen Wiederbesiedlung des Gewässers nach der Sanierung (1996) ist der See trotz geringer Chlorophyll-a-Konzentrationen und Phytoplankton-Biovolumina getrübt (sommerliche Sichttiefe: 1,5 m). Es kann vermutet werden dass die Einspülung lehmig-toniger Substrate aus dem wenig bewachsenen Einzugsgebiet für die Trübung verantwortlich ist. Da diese Partikel in der Lage sind, Phosphor zu binden und im Sediment festzulegen, wären auch die geringen Nährstoffkonzentrationen erklärbar.

5 Zusammenfassung

In Brandenburg wurden 21 Seen (Fläche > 50 ha) untersucht und vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie über die Makrophyten bewertet. In 15 Fällen stimmt die Bewertung über die Indikation mittels Makrophyten mit der limnochemischen Trophieklassifikation überein, in fünf Fällen weicht sie ab. Dafür sind v.a. Änderungen der Trophie verantwortlich, die sich in der Makrophytenbesiedlung noch nicht widerspiegeln. Ein weiterer See konnte nicht bewertet werden, da in Brandenburg ein Leitbild für die Besiedlung der Weichwasserseen fehlt. Das Beispiel zeigt, dass auch in einer abiotischen Seentypisierung im nordostdeutschen Flachland Weichwasserseen durch einen eigenen Gewässertyp beschrieben werden sollten.

Literatur

Blümel, C., Succow, M. (1998): Seen. In: Wegener, U. (ed.): Naturschutz in der Kulturlandschaft – Schutz und Pflege von Lebensräumen. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 169-185.

Kabus, T. (2004a): Makrophyten. In: Meisel, J., Täuscher, L., Kabus, T., Henker, H., Vedder, F. (2004): Ökologische und limnologische Untersuchungen zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Umsetzung der EU-WRRL an Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2003. Unveröff. Projektbericht des Seenprojektes Brandenburg e.V., S. 17-18, 31-33, 346-354 + Anhang.

Kabus, T. (2004b): Bewertung mesotroph-alkalischer Seen in Brandenburg vor dem Hintergrund der FFH-Richtlinie anhand von Characeen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: im Druck.

Kabus, T., Hendrich, L., Müller, R., Petzold, F. (2002): Untersuchungen zur Umsetzung der FFH-Richtlinie an Seen im Land Brandenburg. Unveröff. Projektbericht des Seenprojektes Brandenburg, Seddin. 363 S.

Kabus, T., Hendrich, L., Müller, R., Petzold, F., Meisel, J. (2004a): Nährstoffarme, basenarme Seen (FFH-Lebensraumtyp 3130, Subtyp 3131) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten, ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos und Libellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 13 (1): 4-15.

LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Berlin, 76 S.

Mathes, J., Plambeck, G., Schauburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R., Nixdorf, B. (ed.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. = Aktuelle Reihe BTU Cottbus, 5/2002, S. 25-37. Cottbus.

Mauersberger H., Mauersberger, R. (1996): Die Seen des Biosphärenreservates „Schorfheide-Chorin“ – eine ökologische Studie. – Diss. Univ. Greifswald. 2 Bde., 421 S. + 316 S. Anhang.

Meisel, J., Täuscher, L., Kabus, T., Henker, H., Vedder, F. (2004): Ökologische und limnologische Untersuchungen zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Umsetzung der EU-WRRL an Seen des

Landes Brandenburg im Jahr 2003. Unveröff. Projektbericht des Seenprojektes Brandenburg e.V., 375 S. + Anhang.

Müller, R., Kabus, T., Hendrich, L., Petzold, F., Meisel, J. (2004): Nährstoffarme kalkhaltige Seen (FFH-Lebensraumtyp 3140) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos – Naturschutz und Landschaftspflege, 13 (4): 132-143.

Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Stelzer, D., Hofmann, G. (2004): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Stand Mai 2004. Bayer. Landesamt f. Umwelt, Internet-Version: http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/d_seen.pdf.

Succow, M., Kopp, D. (1985): Seen als Naturraumtypen. Petermanns Geographische Mitteilungen, 3: 161-170.

Stelzer, D. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung – Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Diss. Techn. Univ. München. 99 S. + Anhang.

Stelzer, D., Schneider, S. (2002): Kartierung der Makrophyten in Seen. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Vorläufige Kartieranleitung für Makrophyten und Phytobenthos. Okt. 2002. München 2002, 14-19.

Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL – *Teil V:*

Ökologische Bewertung von Seen nach der EU-WRRL: Erste Ergebnisse aus Brandenburg und Ausblick

Jens Meisel

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, D-14554 Seddiner See
e-mail: gewaesseroekologie-meisel@gmx.de

Keywords: EU-WRRL, Brandenburg, See, Monitoring, Bewertung

Einleitung

Am 23. 10. 2000 wurde durch das Europäische Parlament und den Europäischen Rat die Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik verabschiedet. Die so genannte EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ist damit verbindlich für alle Mitgliedsstaaten der EU geworden.

Seitdem finden auf europäischer, deutscher und brandenburgischer Ebene umfangreiche administrative und wissenschaftliche Vorarbeiten zur Umsetzung der EU-WRRL statt.

Die genannten wissenschaftlichen Arbeiten beschäftigen sich in der Regel mit den naturwissenschaftlichen (biologischen, geographischen und raumordnerischen) Grundlagen der Erfassung und Bewertung der Gewässer und deren Einzugsgebieten. Hier stehen insbesondere die biologischen Bewertungsverfahren zur Klassifikation des ökologischen Zustandes der Gewässer im Mittelpunkt der Arbeiten. Eine zweite Säule bildet die beispielhafte Umsetzung und Testung von EU-Guidance-Dokumenten, also konkreten Handlungsrichtlinien zur Umsetzung der Forderungen der Richtlinie in und an den Gewässern vor Ort.

In beiden Fällen müssen die Vorgaben und Forschungsergebnisse der Europäischen- und Bundesebene auf Landesebene heruntergebrochen und spezifiziert werden. Dabei spielen die Besonderheiten, die sich aus der geographischen Lage des Landes und der Gewässergenese ergeben, eine besondere Rolle.

Im Rahmen des durch das Landesumweltamt Brandenburg geförderten Projektes „Seenkataster Brandenburg“ wurden in 2003 51 Seen des Landes Brandenburg hydrochemisch und hydrobiologisch untersucht, die morphometrischen Parameter bestimmt und Altdaten ausgewertet.

Ziel sollte es in erster Linie sein zu prüfen, wie und mit welchen Problemen die Umsetzung der Dokumente erfolgen kann. Die Ergebnisse des Projektes fließen damit in die bundesweite AG zur Umsetzung der EU-Dokumente ein und helfen so, diese Dokumente praktikabler zu gestalten. Andererseits kann durch das Land Brandenburg eine landesspezifische Handlungsrichtlinie zur Umsetzung der Berichtspflichten bezüglich Typisierung und Gefährdungsabschätzung entwickelt werden. Darüber hinaus wurden die Gewässer hinsichtlich ihrer ökologischen Situation zu bewertet und eingeschätzt, ob der gute ökologische Zustand durch diese Gewässer erreicht wird oder nicht.

Damit wurde ein wichtiger Beitrag zur „on risk“ Bewertung der Seen des Landes Brandenburg geleistet.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Die Auswahl der zu untersuchenden Seen orientierte sich einerseits an der durch die EU vorgegebenen unteren Größengrenze für Seen, die unter die WRRL fallen, d.h. alle Untersuchungsgewässer besitzen eine Mindestgröße von 50 ha.

Andererseits sollten alle Gewässertypen, die definiert sind, repräsentativ vertreten sein. Für die Ökoregionen 13 und 14: „Norddeutsches Flachland“ wurden für das Untersuchungsprogramm die in Tabelle 1 dargestellten Typen nach Mathes et. al. (2002) ausgewählt. Dabei konnte hinsichtlich der chemischen Merkmale und morphometrischen Parameter auf den umfassenden Datenbestand des „Seenprojekt Brandenburg“ e.V. aus den Jahren 1992 - 2002 zurückgegriffen werden.

Tabelle 1: Häufigkeit der Seentypen in der Auswahl der natürlichen Untersuchungsgewässer

	Typ 10	**Typ 11**	**Typ 12**	**Typ 13**	**Typ 14**
Anzahl der Gewässer	14	22	6	3	-

Neben 45 natürlichen Gewässern wurden darüber hinaus 6 künstliche und stark veränderte Gewässer ausgewählt.

Darüber hinaus erfolgte die Auswahl der Gewässer auch hinsichtlich der aktuellen Datensituation für die Seen Brandenburgs mit einer Gewässerfläche von > 50 ha. Bevorzugt wurden danach Seen bearbeitet, für die eine schlechte Datenlage in Bezug auf eine Erstbewertung der Gewässer gegeben war, um diese Datenlücken zu schließen. Insgesamt waren alle in Brandenburg vorkommenden Gewässertypen repräsentativ vertreten.

Untersuchungsprogramm

Auf der Basis des Guidance on Monitoring (EU, 2003a) sowie der LAWA – Arbeitshilfe zur Umsetzung der EU – WRRL (LAWA, 2003) wurden folgende Parametergruppen zur Untersuchung ausgewählt:

- physiko-chemische Qualitätskomponenten – eigene Erhebungen,
- biologische Qualitätskomponenten – eigene Erhebungen sowie
- hydromorphologische Qualitätskomponenten – Übernahme von Fremddaten.

Alle 51 Seen wurden hinsichtlich der wesentlichsten physiko-chemischen Qualitätskomponenten untersucht.

Im Bereich der biologischen Qualitätskomponenten wurden folgende Gruppen untersucht:

- Phytoplankton (Probenahme und Analytik alle Gewässer),
- Phytobenthos (Probenahme alle Gewässer),
- Zooplankton (Probenahme und Analytik alle Gewässer) sowie
- Makrophyten (21 ausgewählte Gewässer, Übernahme von Fremddaten)

Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten stellt einen wichtigen Parameter zur Typisierung der Seen nach System B des Anhangs II zur WRRL (2000) dar. Darüber hinaus spielten sie im vorliegenden Projekt eine wichtige Rolle bei der Klassifikation der Gewässer hinsichtlich ihres trophischen Referenzzustandes nach LAWA (1998). Die genannten Parameter wurden im Rahmen dieses Projektes nicht selbst erhoben sondern durch das Umweltministerium Brandenburg für alle 51 Seen bereit gestellt.

Bewertung

Im Rahmen des Projektes erfolgte eine Bewertung aller untersuchten Gewässer nach EU-WRRL (Erreichen des guten ökologischen Zustandes) sowie der Seen in FFH-Gebieten bzw. der eindeutig FFH-Lebensraumtypen zuzuordnenden Seen nach FFH -RL.

Die integrale Bewertung der Gewässer hinsichtlich des ökologischen Zustandes erfolgte entsprechend des WFD Papieres Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential (ECOSTAT WG 2.A.) (EU, 2003b) sowie des LAWA-Arbeitspapieres (2003) in erster Linie durch die im Projekt erhobenen biologischen Komponenten, unterstützt durch die anderen Bewertungskomponenten.

Referenzzustände

Der entscheidende Punkt bei der Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern ist die gewässerspezifische Definition des Referenzzustandes. Die Referenzzustände sind für jeden Gewässertyp auszuweisen und umfassen typspezifische hydromorphologische, physiko-chemische sowie biologische Qualitätskomponenten. Zum Zeitpunkt der Arbeiten im Jahr 2003 waren für die einzelnen Gewässertypen durch EU oder LAWA – Gremien noch keine Referenzbedingungen bzw. Referenzgewässer festgelegt. So wurden die Referenzbedingungen zunächst regional auf der Basis von chemischen, biologischen und hydromorphologischen Daten weitgehend unbeeinflusster Gewässer, auf der Basis paläologischer Daten sowie historischer Gewässergütedaten ermittelt.

Bewertung des Ökologischen Zustandes

Nach dem Abschluss der Feldarbeiten 2003 und unter Einbeziehung der Daten des Projektes „Seenkataster Brandenburg“ aus dem Zeitraum 1992 - 2002 sowie von entsprechender Literatur (historische Daten) wurden alle Gewässer limnologisch anhand der chemisch-physikalischen, biologischen und morphometrischen Parameter beschrieben und aktuell bewertet. Dazu wurden entsprechend CIS WG 2.A (EU, 2003b) in erster Linie die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Zooplankton und Makrophyten genutzt. Da jedoch nur für die Komponenten Phytoplankton und Zooplankton Daten für alle Seen vorlagen, wurden die chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten in die Bewertung stärker einbezogen, als in CIS WG 2.A (EU, 2003b) beschrieben.

Ergebnisse

Bewertung des Erreichens des guten ökologischen Zustandes/guten ökologischen Potenzials

Von den 45 untersuchten natürlichen Gewässern erreichen 13 Gewässer den guten ökologischen Zustand, 25 Gewässer verfehlen diesen. 7 Gewässer konnten wegen fehlender Daten nicht eindeutig klassifiziert werden.

Tabelle 2: Ausschnitt aus der Bewertungstabelle für natürliche Gewässer

Seename	GNR	Typ	Referenzzustand nach LUA (2003)	Referenzzustand nach Seenprojekt e.V.	Bewertung ök. Zustand nach biol. Komponenten	Bewertung ök. Zustand nach chem. Komp. (Trophie)	Ökologischer Zustand	Erreicht Gewässer guten ökologischen Zustand
Beutelsee, Großer	2145680	11	m1	m1-m2	3	3	mäßig	nein
Blankenburger See	1547180	10	m1	m1-m2	2	2	gut	ja
Briesener See	7167550	11	m1	m1-m2	2-3	2-3	gut - mäßig	unklar
Byhleguhrer See	7467960	11	m1	e1-e2	3	2	gut - mäßig	unklar
Dranser See	1773700	10	m1	m1-m2	2	1-2	gut	ja
Dretzsee	3235190	11	e2	e1-e2	3-4	2-3	mäßig-unbefriedigend	nein
Groß Glienicker See	4975020	11	m2	m1-m2	1-2	1	sehr gut	ja
Groß Leuthener See	6837630	11	k. a.	e1-e2	3	3	mäßig	nein

Von den 6 untersuchten künstlichen und stark beeinträchtigten Gewässern erreicht ein Gewässer das gute ökologische Potenzial, 4 Gewässer verfehlen es, ein Gewässer konnte wegen fehlender Daten nicht eindeutig klassifiziert werden.

Diskussion

Klassifikation Referenzzustände

Die Ausweisung der Referenzzustände erwies sich als schwierig da zum Zeitpunkt der Arbeiten im Jahr 2003 für die einzelnen Gewässertypen durch EU oder LAWA-Gremien noch keine Referenzbedingungen bzw. Referenzgewässer festgelegt waren. So wurden im wesentlichen die Instrumente Vorhersagemodelle (Morphometrie nach LAWA, 1999), historische Daten und Expertenwissen genutzt. Insbesondere das Instrument Vorhersagemodelle, speziell hinsichtlich der potentiellen Belastung aus den Einzugsgebieten, sollte in Zukunft größere Aufmerksamkeit geschenkt werden. Die vorhandenen Modelle sollten verbessert und in die Ausweisung von Referenzzuständen einbezogen werden. Grundsätzlich sollte in eine Entscheidung diesbezüglich aber auch das Expertenwissen um das Gewässer einbezogen werden.

Klassifikation Ökologischer Zustand

Die Klassifikation des Ökologischen Zustandes erfolgt entsprechend CIS WG 2.A (EU, 2003d) vorrangig mit Hilfe der biologischen Qualitätskomponenten. Dies kann aus fachlicher Sicht im Ergebnis der Arbeiten nur begrüßt werden, da die biologischen Komponenten in Ihrer Gesamtheit ein wesentlich genaueres Bild der ökologischen Situation eines Sees zeichnen als die chemisch – physikalischen Parameter. Da jedoch in der Vergangenheit Daten zu biologischen Qualitätskomponenten in Seen häufig in wesentlich geringerem Umfang oder zu anderen Zwecken gesammelt wurden, und oftmals auch die wissenschaftliche Basis zur Bewertung des Ökologischen Zustandes mit Hilfe dieser Parameter noch verbreitert werden muss, kann heute nur für wenige Gewässer auf diese Daten zurück gegriffen werden. Mit Hilfe des klassischen Parameters der Trophie lässt sich jedoch in Ermangelung biologischer Daten auch eine gute Klassifikation des Ökologischen Zustandes vornehmen.

Nutzung biologischer Qualitätskomponenten zur Klassifikation des Ökologischen Zustandes

Die Nutzung der biologischen Qualitätskomponenten zur Klassifikation des Ökologischen Zustandes ist grundsätzlich praktikabel. Auch die durch die LAWA erarbeiteten Methoden zur Kartierung und Bewertung von Stelzer & Schneider (2002) für die Makrophyten und Mischke et al. (2002) für das Phytoplankton bilden eine wichtige fachliche Basis, die jedoch vor allem auf regionaler Ebene noch verbreitert und weiterentwickelt werden muss.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das 2003 im Land Brandenburg durchgeführte praxisorientierte Untersuchungs- und Bewertungsprogramm für 51 Seen ist zu diesem Zeitpunkt für Deutschland einmalig.

Insgesamt konnte festgestellt werden, dass die Grundlagen zur Durchführung der Arbeiten zur Umsetzung der EU-WRRL, insbesondere im Bereich von EU-Guidance-Dokumenten und entsprechenden LAWA-Papieren vorhanden sind. Die regionale, auf ein Bundesland bezogene, Testung der Dokumente und Verfahren brachte einen wesentlichen Erkenntnisgewinn speziell auf den Gebieten der Definition von Referenzzuständen für Gewässertypen, der Ausweisung von Referenzgewässern und der Bewertung des Ökologischen Zustandes von Gewässern anhand biologischer Qualitätskomponenten.

Danksagung

Die Ergebnisse entstanden im Rahmen des Forschungsprojektes „Seenkataster Brandenburg, Projektphase 2003“, gefördert durch das Landesumweltamt Brandenburg.

Literatur

EU (2003a): Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive (Monitoring) (CIS WG 2.7).

EU (2003b): Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential (ECOSTAT) (CIS WG 2.A).

LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Gewässerbewertung stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Berlin.

LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie 2002.

Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Dneke, R., Nixdorf, B. (eds.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTUC-AR5/2002: 25-37.

Mischke, U., Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U. (2002): Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons – Aktueller Stand in Deutschland. In: Deneke, R., Nixdorf, B. (eds.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTUC-AR5/2002: 25-37.

Stelzer, D., Schneider, S. (2002): Kartierung der Makrophyten in Seen. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Vorläufige Kartieranleitung für Makrophyten und Phytobenthos. Okt. 2002. München 2002: 14-19.

EU-WRLL / GEWÄSSERBEWERTUNG

MEILINGER, P., FISCHER, F. & SCHAUMBURG, J.: Praxistest „Ökologische Gewässerbewertung“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Bayern – Konzeption, Sachstand und erste Ergebnisse

SCHAUMBURG, J. & SCHRANZ, C.: Das deutsche Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL – Erste Ergebnisse

BENEMANN, A.: Fließgewässerbewertung nach EU-WRRL anhand von Makrophyten und Phytobenthos – Problematik einer angemessenen Fließgewässertyp-Zuordnung der Untersuchungsabschnitte

KORTE, T., WEYER, K. VAN DE & HERING, D.: Untersuchungen zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten

WEYER, K. VAN DE: Bewertung der großen Seen und Talsperren in Nordrhein-Westfalen mit Makrophyten gemäß EU-WRRL

KROKER, J.: Phytoplankton niedersächsischer Fließgewässer – Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie

HUSSNER, A. & LÖSCH, R.: Die EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie und die Bewertung thermisch anomaler, neophytenreicher Fließgewässer: das Beispiel der Erft (NRW)

LOHSE, S., ROLAUFFS, P. & HAASE, P.: Typologie und Bewertungsrelevanz silikatischer Mittelgebirgsbäche

VOGT, C. & SCHÄFER, A.: Entwurf eines regionalspezifischen Bewertungssystems für kleine Fließgewässer

BIRKE, K. & LORENZ, A.: Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse – Entwicklung eines Bewertungssystems mit Makrozoobenthos

HÜBNER, G. & BRAUKMANN, U.: Referenzorientierte ökologische Bewertung der salzbelasteten Werra anhand des Makrozoobenthos

HERING, D., MEIER, C., STRACKBEIN, J., MANDERBACH, R., HAASE, P. & SUNDERMANN, A.: http://www.fliessgewaesserbewertung.de – Fließgewässer – Makrozoobenthos – Bewertung

JUNG, K. & ZAUKE, G.-P.: Zur Eignung standardisierter Probennahmeverfahren und ökologischer Indices für eine Fließgewässerbewertung im Rahmen der EU-WRRL

MEIER, C. & HERING, D.: Das AQEM European stream assessment program – eine Software zur Berechnung des ökologischen Zustands von Fließgewässern

LORENZ, A. & SCHMIDT-KLOIBER, A.: Die AQEM Autökologiedatenbank – „a living document“

KORCZYNSKI, I. , KABUS, T., KURT, S., MÖLLER, D. & MÜLLER, J.: Kleinseen in Nordostdeutschland: Trophischer Zustand und FFH-Lebensraumtypen

KSENOFONTOVA, M., KUMKE, T., PESTRYAKOVA, L. A. & HUBBERTEN, H.-W.: Limnological characteristics of lakes in Central Yakutia

Praxistest „Ökologische Gewässerbewertung“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Bayern – Konzeption, Sachstand und erste Ergebnisse

Petra Meilinger[1], Folker Fischer[1] & Jochen Schaumburg[1]

[1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, D-80636 München, 089-9214-01

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Praxistest, Bewertung, biologische Qualitätskomponente, Bewertungsverfahren, Bayern

Voraussetzungen

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000) fordert die ökologische Bewertung von Oberflächengewässern mittels biologischer Kriterien. Fließgewässer und Seen müssen dabei anhand der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna, sowie Fischfauna hinsichtlich ihres ökologischen Zustands beurteilt und überwacht werden.

Zur Umsetzung der WRRL-Vorgaben wurden neue Bewertungsverfahren für die o. g. biologischen Qualitätskomponenten erarbeitet (Schaumburg et al., 2004a; Schaumburg et al., 2004b; Haase & Sundermann, 2004) bzw. sind noch in der Entwicklung (BTU Cottbus (Phytoplankton Seen), IGB Berlin (Phytoplankton Fließgewässer), Universität Hohenheim (Makrozoobenthos Seen)). Diese Methoden werden zukünftig für alle biologischen Untersuchungen in Oberflächengewässern relevant sein und müssen zeitnah in die wasserwirtschaftliche Routine eingeführt werden, um den eng gefassten Zeitplan der WRRL (ein anwendungsreifes Monitoringkonzept muss bis Ende 2006 vorgelegt werden) erfüllen zu können.

Am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (LfW) wurde daher ein bayernweiter Praxistest „Ökologische Gewässerbewertung“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Praxistest WRRL Bayern) initiiert, der die Erprobung der neuen Bewertungsverfahren für alle Biokomponenten an Fließgewässer-Probestellen und Seen verschiedener Gewässertypen und Degradationsstufen beinhaltet.

Zielsetzung des Praxistests ist vor allem die Schaffung von Grundlagen für die Planung eines bayernweit einheitlichen Gewässermonitorings. Zu diesem Zweck sollen alle neuen Verfahren erprobt und ihre Praktikabilität, ihr Kosten- Nutzenverhältnis sowie die Plausibilität der Bewertungsergebnisse evaluiert werden. Die neuen Methoden werden mit bisher in Bayern angewandten Verfahren verglichen. Weiteres wesentliches Ziel des Praxistests WRRL Bayern ist es, einen Beitrag zur Weiterentwicklung und Standardisierung der neuen Methoden zu leisten, indem Rückmeldungen aus der Praxis an die Entwickler der Bewertungsverfahren weitergegeben werden. Darüber hinaus wird die Erstellung eines einheitlichen Datensatzes für die Bewertung der Untersuchungsstellen mit allen Biokomponenten angestrebt. Diese Daten können auch für die Interkalibrierung der WRRL-Bewertungsverfahren bereitgestellt werden.

Die für die praktische Umsetzung der WRRL zur Verfügung stehende Struktur der bayerischen Wasserwirtschaft basiert auf 24 Wasserwirtschaftsämtern (inkl. 1 Straßen- und Wasserbauamt) sowie den biologisch arbeitenden Sachgebieten in sieben Bezirksregierungen. An den Wasserwirtschaftsämtern und Regierungen werden die Untersuchungen v. a. von BiologInnen und Technischen AssistentInnen durchgeführt. Das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft erarbeitet allgemeine Ziele und Konzepte zur wasserwirtschaftlichen Planung, berät und koordiniert übergreifende (Untersuchungs-)Programme.

Konzeption und Umsetzung

Untersuchungsprogramm

Für den Praxistest wurden umfassende Untersuchungsprogramme für Seen und Fließgewässerprobestellen aufgestellt (Tab. 1, Abb. 1, 2). Um möglichst alle Gewässertypen in Bayern bei der Untersuchung zu berücksichtigen, diente als Grundlage für das Fließgewässermessprogramm die Typologie nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004, Stand Dezember 2003), die Seen wurden anhand der Seentypologie nach Mathes et al. (2002) ausgewählt. Pro Gewässertyp wurden mehrere Stellen bzw. Gewässer verschiedener Belastungsstufen in das Untersuchungsprogramm einbezogen, um eine Bandbreite von unbelasteten bis stärker belasteten Gewässern abzudecken.

Tab. 1: Untersuchungsprogramm: Probestellen und Gewässer. Fließgewässertypologie: Pottgiesser & Sommerhäuser (2004), Seentypologie: Mathes et al. (2002).

	Fließgewässer	**Seen**
Gewässertypen (Bayern)	17 (inkl. Subtypen)	4 (+ 3 künstliche Seen)
Gewässer	82	15
Probestellen gesamt	93	90

Bearbeitet wurden die nach WRRL für eine ökologische Bewertung von Fließgewässern und Seen notwendigen biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna sowie Fische (Abb, 1, 2).

Soweit möglich wurde auf bereits vorhandene Daten aus früheren WRRL-Projekten (z. B. Schaumburg et al., i. V., Pilotprojekt „Umsetzung der WRRL in alpinen Gewässern“ (LfW)) zurückgegriffen. Mit den derzeit laufenden bundesweiten Praxistest-Projekten für Makrozoobenthos (Universität Hohenheim, Forschungsinstitut Senckenberg) sowie Makrophyten und Phytobenthos (LfW) wurden Vereinbarungen über den Austausch von Daten getroffen.

Organismen-gruppe		2003		2004				2005
		Herbst	Winter	Frühj.	Som.	Herbst	Winter	Frühj.
Makrophyten & Phytobenthos	MP				1: R&W		3: LfW	3: LfW
	D	1: LfW	2: E	2: E	1: R&W		3: LfW	3: LfW
	PB		1: E	1: E	2: E	2: E	3: LfW	3: LfW
Makrozoobenthos				1: R&W	1,2: R&W	2: R&W/ E	3: LfW	3: LfW
Phytoplankton				1: R&W	1,2: E	1,2: E	3: E/ LfW	3: LfW
(Fische)				1: LfW	1: LfW	1: LfW	3: LfW	3: LfW

1: Probenahme / Kartierung
2: Probenaufbereitg/ Auszählg
3: Auswertung/ Bericht

R&W Regierungen und WWA
E Externe Spezialisten
LfW Landesamt f. Wasserwirtschaft

Abb. 1: Untersuchungsprogramm Fließgewässer. Dargestellt sind Zeitplan, die verschiedenen Organismengruppen (MP = Makrophyten, D = Diatomeen, PB = übriges Phytobenthos), Beteiligte sowie Arbeitsschritte.

Organismen-gruppe		2003		2004				2005
		Herbst	Winter	Frühj.	Som.	Herbst	Winter	Frühj.
Makrophyten & Phytobenthos	MP				1: R&W		3: LfW	3: LfW
	D	1: E	2: E	2: E	1: R&W		3: LfW	3: LfW
Makrozoobenthos				1: E/ LfW	2: E	2: E	3: E	3: LfW
Phytoplankton				1: R&W	1,2: E	1,2: E	3: E	3: LfW
(Fische)							3: LfL	3: LfL

1: Probenahme / Kartierung
2: Probenaufbereitg/ Auszählg
3: Auswertung/ Bericht

R&W Regierungen und WWA
E Externe Spezialisten
LfW Landesamt f. Wasserwirtschaft
LfL L.Anst. f. Landwi., Inst. f. Fischerei

Abb. 2: Untersuchungsprogramm Seen. Dargestellt sind Zeitplan, die verschiedenen Organismengruppen (MP = Makrophyten, D = Diatomeen), Beteiligte sowie Arbeitsschritte.

Praktische Durchführung

Ausführende des Praxistests WRRL Bayern sind Mitarbeiter der Wasserwirtschaftsämter und Regierungen, des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (LfW) und der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) sowie (unterstützend) externe Spezialisten. In eigenen Schulungsveranstaltungen für jedes neue Verfahren wurden die Untersuchungsmethoden den Mitarbeitern der bayerischen Wasserwirtschaft vorgestellt, die an den zu bearbeitenden Untersuchungsgewässern ihres Zuständigkeitsbereiches die praktische Erprobung durchführten.

Die Freilandarbeiten und Probenaufbereitungen für die biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos und Phytoplankton wurden überwiegend von Wasserwirtschaftsämtern und Regierungen geleistet. Bestimmungsarbeiten wurden aus Kapazitätsgründen teilweise an externe Spezialisten vergeben. Die Befischung der Fließgewässer-Untersuchungsstellen erfolgte durch das Referat Fischökologie des LfW (Außenstelle Wielenbach) (Abb. 1, 2).

Datensammlung und Auswertung

Die Auswertung der im Praxistest gesammelten Daten sowie die Zusammenführung der Ergebnisse bzw. Rückmeldungen aus der Praxis erfolgt am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, Referat Oberirdische Gewässer (qualitativ). Die Bearbeitung der Qualitätskomponente Fische liegt beim Referat Fischökologie des LfW (Fließgewässer) bzw. beim Institut für Fischerei der LfL (Seen).

Die Auswertungen werden einen Vergleich der bisher in Bayern angewandten Methoden mit den neuen Verfahren nach WRRL beinhalten. Hierbei sollen sowohl die praktische Anwendung als auch die Bewertungsergebnisse betrachtet werden. Für die untersuchten Probestellen bzw. Gewässer soll eine Gesamtbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie auf Grundlage des bisherigen Standes der Bewertungsverfahren erstellt werden sowie eine Überprüfung der Plausibiliät der Bewertungsergebnisse erfolgen. Besonderes Augenmerk wird auf die aus der praktischen Anwendung kommenden Rückmeldungen zu den neuen Methoden gelegt. Aufwands- und Kostenanalysen sollen weitere wichtige Informationen für die Planung eines zukünftigen Gewässermonitorings liefern. Darüber hinaus sollen Vorschläge zur Anpassung der neuen Bewertungsverfahren abgeleitet werden.

Erste Ergebnisse

Erste vorläufige Ergebnisse zu Zeitaufwand bzw. Praktikabilität zeigen, dass sich beispielsweise die in Bayern herkömmlich angewandte und die neue Methodik (Haase & Sundermann, 2004) der Makrozoobenthos-Probenahme in Fließgewässern hinsichtlich der Freilandarbeiten kaum in ihrem Zeitaufwand unterscheiden. Die bei der neuen Methode zusätzlich erforderliche Aufarbeitung der Proben im Labor bringt jedoch demgegenüber einen im Vergleich zur bisher in Bayern angewandten Methodik deutlich erhöhten Zeitbedarf mit sich.

Die Probenahme bzw. Kartierung für Makrophyten und Phytobenthos (Diatomeen) in Fließgewässern (Schaumburg et al., 2004a; Schaumburg et al., i. V., Meilinger et al., i. D.) wird überwiegend als sehr praktikabel beurteilt. Bei der Untersuchungsmethodik für Makrophyten in Seen (Schaumburg et al., 2004b; Schaumburg et al., i. V., Stelzer et al., i. D.) zeigt sich bisher, dass die Bearbeiter von den drei alternativ möglichen Methoden (Tauchen/Uferabschnitte, Tauchen/Transekte, Untersuchung von Transekten mit Rechen/Greifer vom Boot aus) die Tauchuntersuchungen gegenüber der Rechenmethodik positiver beurteilen, was u. a. auf langjährigen Erfahrungen mit Tauchuntersuchungen basiert..

Ausblick

Nach Beendigung der Freilanduntersuchungen und der Datenerhebungen sollen Ende 2004/Anfang 2005 die Auswertung der Daten sowie die Darstellung der Ergebnisse in einem Abschlussbericht erfolgen. Die Ergebnisse des Praxistest WRRL Bayern werden für die Weiterentwicklung der neuen Bewertungsverfahren den zuständigen Bearbeitern zur Verfügung gestellt. Der Abschluss des Projektes ist für die erste Jahreshälfte 2005 geplant.

Danksagung

An dieser Stelle sei allen Beteiligten am Praxistest WRRL Bayern für die gute Zusammenarbeit und die engagierte Mitarbeit gedankt.

Literatur

EG – Europäische Gemeinschaften (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes 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, 22.12.2000.

Haase, P., Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht 2. Projektjahr. Forschungsinstitut Senckenberg, Biebergemünd, 87 S. + Anhang.

Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R., Nixdorf, B. (Hrsg.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15-23.

Meilinger, P., Schneider S., Melzer A.: The Reference Index method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. Int. Rev. Hydrobiol: in press.

Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2004): Die Fließgewässertypologie Deutschlands: System der Gewässertypen und Steckbriefe zu den Referenzbedingungen. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. Landsberg (ecomed Verlagsgesellschaft): im Druck.

Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S., Schmedtje, U. (2004a): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. Limnologica, 34: 283-301.

Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S., Schmedtje, U. (2004b): Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. Limnologica, 34: 302-314.

Schaumburg, J., Schmedtje, U. Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Meilinger, P. Stelzer, D. Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J.: Makrophyten und Phytobenthos in Flüssen und Seen. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht: in Vorbereitung.
Handlungsanweisungen: http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm.

Stelzer, D., Schneider S., Melzer, A.: Macrophyte based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. Int. Rev. Hydrobiol: in press.

Das deutsche Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL – Erste Ergebnisse

Jochen Schaumburg[1] *& Christine Schranz*[1]

[1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstr. 67, D-80636 München; jochen.schaumburg@lfw.bayern.de

Keywords: Makrophyten, Phytobenthos, WRRL, Bewertungsverfahren, Fließgewässer, Seen, Diatomeen

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) sieht eine leitbildbezogene ökologische Bewertung von Fließgewässern und Seen vor. Diese soll durch die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten & Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische erfolgen. Als Hilfskriterien dienen chemisch-physikalische und morphologische Gewässerbedingungen. Für die Leitbilddefinition sind Gewässertypen zu beschreiben. Die Bewertung ist Bestandteil des neuen Flussgebietsmanagements, das auf der Basis von Flussgebietseinheiten stattfindet und als ein Hauptziel die Erreichung des guten ökologischen Zustands bis zum Jahr 2015 vorsieht. Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus dem Projekt zur Erarbeitung eines bundesweit anwendbaren Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern und Seen. Über dieses Projekt und das daraus resultierende Verfahren wurde bereits des Öfteren berichtet (z. B. Gutowski & Foerster, 2003; Meilinger et al., 2003; Schaumburg & Schmedtje, 2003; Schaumburg & Schranz, 2004; Schaumburg et al., 2004a; Schaumburg et al., 2004b; Stelzer et al., 2003). Die Handlungsanweisungen zur Durchführung des Verfahrens in der Praxis sind da-rüber hinaus auf der Homepage das Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft zu finden (Bayer. LfW 2004).

Das Verfahren wurde auf der Basis eines Datensatzes entwickelt, der auf einer bundesweiten Untersuchung der für Deutschland relevanten Gewässertypen nach einheitlicher Methode erhoben wurde. Die Probestellen sind auf der Grundlage der abiotischen Typologien für Fließgewässer (Schmedtje et al., 2001) und Seen (Mathes et al., 2002) für möglichst alle fünf Degradationsstufen nach WRRL gewählt worden. Für jeden mit statistischen Methoden abgeleiteten biozönotischen Gewässertyp wurde ein spezifisches Bewertungsverfahren auf der Basis von taxonomischer Zusammensetzung und Abundanz der Makrophyten- und Phytobenthoszönose nach den Anforderungen der WRRL entwickelt. Es ist derzeit das einzige in Deutschland verfügbare Verfahren, das die Anforderungen der WRRL für die benthische Gewässerflora erfüllt. Das Verfahren wird derzeit an von den Bundesländern ausgewählten Untersuchungsstellen getestet. Dieser Test dient sowohl der Verifizierung und Anpassung des Verfahrens als auch der Gewinnung zusätzlicher Daten. Auch in weiteren Mitgliedstaaten der EU wird das Verfahren im Rahmen der Interkalibrierung getestet und soll dort ggf. später für die Bewertung der Gewässerflora verwendet werden.

In diesem Beitrag soll ein Überblick über die bei der Entwicklung des Verfahrens erhaltenen Erstbewertungen, die Relevanz der beteiligten Einzelmodule und die Verteilung der Einzelergebnisse

auf die Gewässertypen gegeben werden. Daraus werden Erkenntnisse über Defizite und Schwerpunkte für die Weiterentwicklung und Anpassung des Verfahrens ersichtlich.

Material und Methoden

Die Methoden zur Entwicklung des Verfahrens wurden in den oben genannten Veröffentlichungen detailliert beschrieben. Auf eine Wiederholung wird hier verzichtet. Für die Entwicklung des Verfahrens wurden die drei Teilmodule der benthischen Flora unterschiedlich häufig untersucht, um die typspezifisch aussagekräftigste Jahreszeit für die resultierende Gesamtbewertung vorschlagen zu können. So wurden Makrophyten einmal zur Hauptvegetationszeit in Flüssen und Seen untersucht. Benthische Kieselalgen wurden an Flüssen und Seen je einmal im Frühjahr, Sommer und Herbst, das restliche Phytobenthos an Flüssen im Spätherbst/Frühwinter und im Sommer beprobt. In Seen wurde die letztgenannte Teilkomponente nicht untersucht. Ziel war es immer, den Untersuchungsaufwand für die Praxisanwendung soweit wie möglich zu reduzieren. Zur Zeit werden noch zwei Untersuchungen im Sommer und Herbst für die Gesamtkomponente vorgeschlagen. Die Tests werden ergeben, ob für die Routineanwendung noch weiter auf eine Sommerprobenahme reduziert werden kann. Für diese Auswertung bieten sich daher die Bewertungsergebnisse der Sommerproben an, da hier die meisten Untersuchungen überlappend für jedes Modul vorliegen. Daher wurden diese Proben ausgewählt.

Ergebnisse Seen

Für Seen liegen insgesamt 254 Bewertungen von Sommerproben vor. Diese teilen sich wie folgt auf die bei Seen verwendeten Teilmodule auf (s. Tabelle 1):

Tabelle 1: Anzahl von Seelitoralstellen, die mit jeweils unterschiedlichen Teilmodulen oder mit beiden Teilmodulen gemeinsam bewertet wurden sowie Anzahl von Stellen, an denen Zusatzkriterien Anwendung fanden

	Biozönotische Indizes	Zusatzkriterien % Störzeiger
Makrophyten	207	5
Diatomeen	101	
beide Komponenten	61	

Die Verteilung der Gesamtbewertungen der Sommerprobenahmen aller Seestellen auf die fünf ökologischen Zustandsklassen zeigt Abbildung 1.

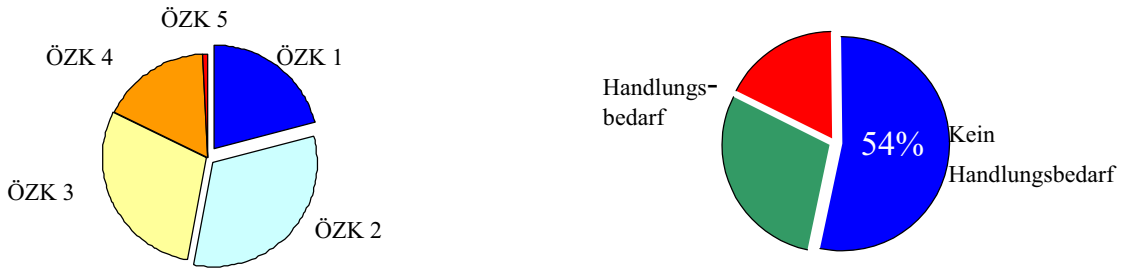


Abbildung 1: Verteilung der Gesamtbewertungen aller Sommerprobenahmen an Seen auf die fünf ökologischen Zustandsklassen nach WRRL (linke Seite). Darstellung der Probestellen mit und ohne Handlungsbedarf (rechte Seite). ÖZK: Ökologische Zustandsklasse nach WRRL, Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos

Auf die Zustandsklassen 1 und 2 entfallen 54 % der Probestellen, 46 % entfallen demnach auf die Zustandsklassen 3 bis 5, bei denen Handlungsbedarf angezeigt wäre, wenn das Verfahren so bleibt. Dieses Ergebnis überrascht vermeintlich insofern, als nach den bisherigen Seenbewertungsverfahren, die ausschließlich auf die Trophie fokussierten, in der Summe sehr viel mehr Gewässer einer höheren Trophiestufe zuzuordnen sind und damit eine höhere Nährstoffbelastung aufweisen. Seen, die eine geringe Nährstoffbelastung aufweisen sind sehr viel seltener in Deutschland zu finden. Die Verteilung der Probenahmestellen auf die fünf Degradationsstufen bei der Entwicklung des Verfahrens war jedoch nicht gleichmäßig. Ein Schwerpunkt lag auf den Referenzbedingungen und damit auf möglichst unbelasteten Stellen. Es deutet sich aber auch an, dass die Trophiebewertung und die ökologischen Zustandsbewertung nach WRRL nicht gleichzusetzen sind, sondern teilweise unterschiedliche Dinge anzeigen. Die Trophie beeinflusst die ökologische Bewertung sicher maßgeblich, diese integriert jedoch weitere ökologisch relevante Faktoren.

Die Bewertungsergebnisse der einzelnen Teilmodule untereinander und im Verhältnis zur Gesamtbewertung stellen sich folgendermaßen dar (Abbildung 2 und 3):

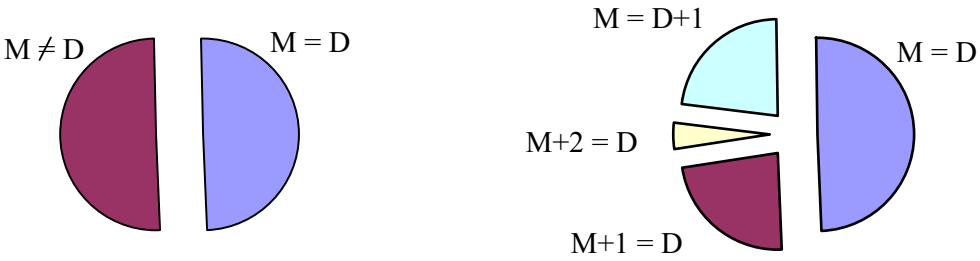


Abbildung 2: Darstellung der Unterschiede bei den Bewertungsergebnissen der Teilmodule untereinander. M = Bewertungsergebnis Makrophyten, D = Bewertungsergebnis Diatomeen, X+1 = Bewertungsergebnis des Teilmoduls X zuzüglich einer Klassenstufe

Bei der Hälfte der Untersuchungsstellen stimmen die Ergebnisse der Teilmodule Makrophyten und Diatomeen überein (M = D). Bei 95 % der Stellen der anderen Hälfte beträgt die Abweichung zwischen den Teilmodulen eine Bewertungsstufe. Von diesen Stellen weicht ca. eine Hälfte um eine Stufe nach oben, ca. die andere Hälfte um eine Stufe nach unten ab. An drei Stellen = 5 % aller Stellen weicht die Makrophytenbewertung um 2 Stufen nach unten von der Diatomeenbewertung

ab. Beim Vergleich der Einzelmodule mit der Gesamtbewertung lassen sich folgende Verhältnisse feststellen (Abbildung 3):

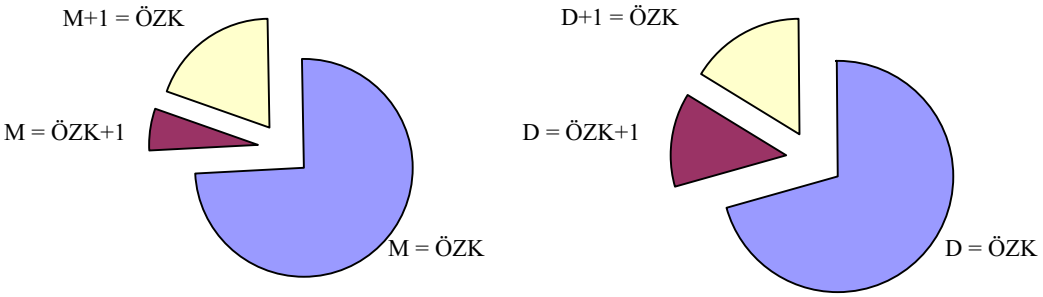


Abbildung 3: Vergleich der Bewertungsergebnisse der Teilmodule Makrophyten & Phytobenthos untereinander sowie mit der Gesamtbewertung. M: Makrophyten, D: Diatomeen, ÖZK: Ökologische Zustandsklasse

An 75 % der Stellen stimmen Gesamtbewertung und Makrophtenbewertung überein. Beim Rest der Stellen kommen Abweichungen von einer Bewertungsstufe in beide Richtungen vor (Abbildung 3).

Bei zwei Dritteln der Stellen stimmen Gesamtbewertung und Diatomeenbewertung überein, beim restlichen Drittel kommen auch hier Abweichungen von einer Stufe nach oben oder unten vor. Daraus lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

Die Teilmodule passen sehr gut zusammen und ergänzen einander bei der Bewertung. Sie weisen in die gleiche Richtung, die von der Nährstoffsituation der Seen geprägt ist. Die Einzelbewertungen weichen zu einem großen Teil nicht, zu einem anderen Teil geringfügig voneinander ab. Die Mittelung bei der Gesamtbewertung ist daher angezeigt und gegenüber einer Gewichtung der Einzelmodule zu bevorzugen (siehe ECOSTAT 2003). Bei Ausfall eines Moduls ist nicht eine völlig andere Bewertung zu erwarten, aber die Bewertung wird insgesamt unsicherer. Die Abweichungen können nicht näher spezifiziert werden. Es ist aber anzunehmen, dass Diatomeen und Makrophyten einerseits nicht in jedem Fall identische Umweltbedingungen indizieren, andererseits die Abweichungen im Bereich der natürlichen Schwankungen liegen.

Die Verteilung der Gesamtbewertungen auf die biozönotischen Gewässertypen ergibt sich aus Abbildung 4.

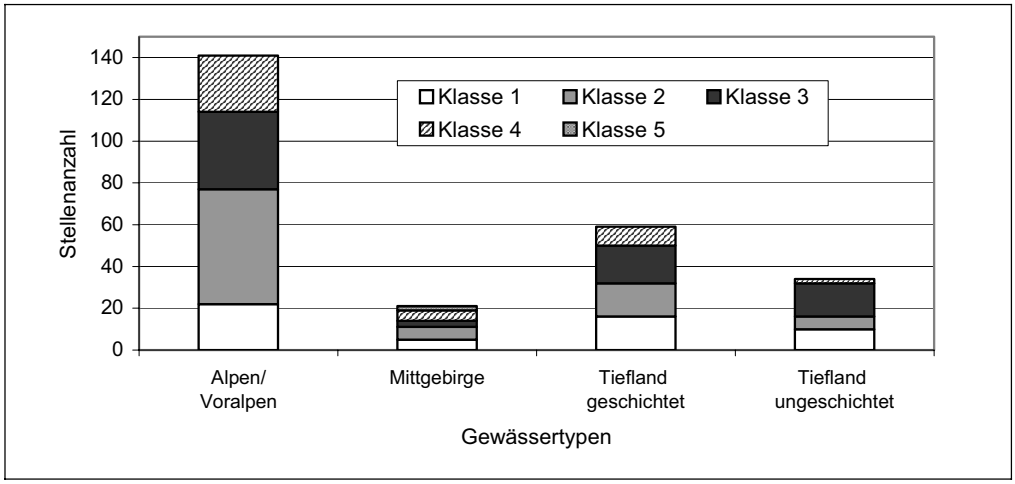


Abbildung 4: Verteilung der Bewertungsergebnisse (ÖKZ 1bis 5) auf die Gewässertypen

Es zeigt sich, dass für die alpinen und voralpinen Typen eine ausreichende Zahl von Daten zur Bewertung vorliegt und auch die Verteilung auf die Zustandsklassen den Schluss einer relativ sicheren Bewertung zulässt. Bei den übrigen drei Typen ist die Datenlage offensichtlich noch ungünstig, um die Mehrzahl der Gewässer sicher bewerten zu können. Vor allem im Mittelgebirge existieren zu wenig natürliche Seen, um eine sichere Datengrundlage für die nach WRRL relevanten Seen zu erreichen. Ob die Erweiterung des Datensatzes durch Beprobungen künstlicher Gewässer hier Abhilfe schafft, bleibt abzuwarten. Das Datendefizit im Tiefland wird derzeit durch den erwähnten bundesweiten Praxistest erheblich ergänzt, sodass hier eine ausreichende Absicherung des Verfahrens zu erwarten ist.

Ergebnisse Fließgewässer

Für Fließgewässer liegen insgesamt 189 Bewertungen von Sommerproben vor. Diese teilen sich wie folgt auf die bei Fließgewässern verwendeten Teilmodule auf (Tabelle 2):

Tabelle 2: Anzahl von Fließgewässerabschnitten, die mit jeweils unterschiedlichen Teilmodulen oder mit drei Teilmodulen gemeinsam bewertet wurden sowie Anzahl von Stellen, an denen Zusatzkriterien Anwendung fanden

	Biozönotische Indizes	Zusatzkriterien		
		Versauerung	Versalzung	sonstige
Makrophyten	116	2		5
Diatomeen	179	3	8	
Phytobenthos o. D.	93			
drei Komponenten	49			

Die Verteilung der Gesamtbewertungen aller Fließgewässerstellen mit Sommerbeprobungen auf die fünf ökologischen Zustandsklassen zeigt Abbildung 5.

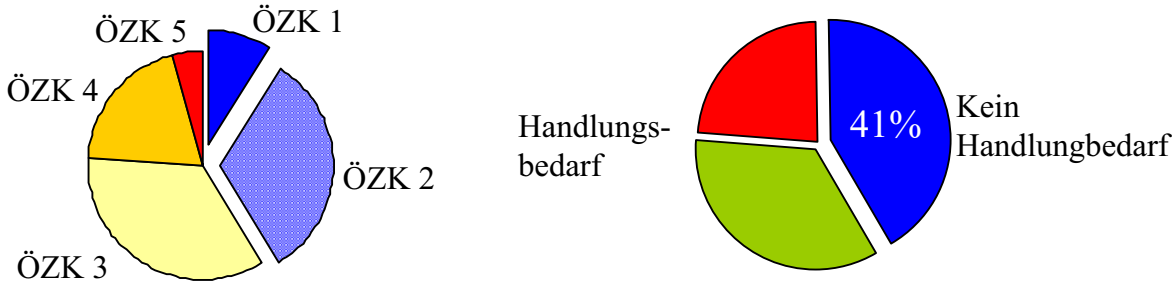


Abbildung 5: Verteilung der Gesamtbewertungen aller Sommerprobenahmen an Fließgewässern auf die fünf ökologischen Zustandsklassen nach WRRL (linke Seite). Darstellung der Probestellen mit und ohne Handlungsbedarf (rechte Seite). ÖZK: Ökologische Zustandsklasse nach WRRL, Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos

Auf die Zustandsklassen 1 und 2 entfallen 41 % der Probestellen, 59 % entfallen demnach auf die Zustandsklassen 3 bis 5, bei denen Handlungsbedarf angezeigt wäre, wenn das Verfahren so bleibt.

Die Bewertungsergebnisse der einzelnen Teilmodule im Verhältnis zur Gesamtbewertung stellen sich folgendermaßen dar (Abbildung 6):

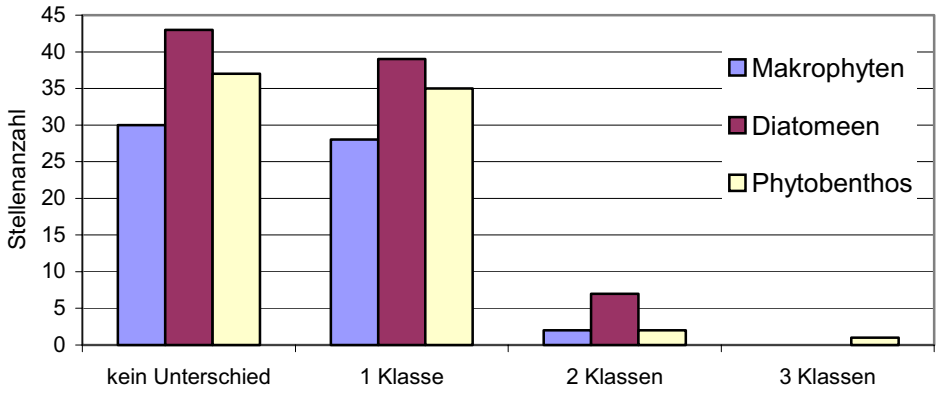


Abbildung 6: Abweichung der Bewertungsergebnisse der Einzelmodule von der Gesamtbewertung. In der Graphik sind nur die Stellen berücksichtigt, an denen für mindestens zwei der Teilmodule eine gesicherte Bewertung vorliegt.

Bei 80 bis 90 % Untersuchungsstellen stimmen die Ergebnisse der Teilmodule Makrophyten, Phytobenthos und Diatomeen mit der Gesamtbewertung überein oder weichen um eine Stufe ab. An wenigen Stellen kommt eine Abweichung von mehr als einer Bewertungsstufe vor.

Ähnlich wie bei den Seen passen die Teilmodule der Fließgewässerbewertung gut zusammen und ergänzen einander. Bei Ausfall eines Moduls, z. B. bei natürlicherweise makrophytenfreien Untersuchungsstellen, kann dennoch mit Hilfe der zwei anderen Module bewertet werden. Die Bewertung ist umso sicherer, je mehr Teilmodule in das Ergebnis eingehen.

Die Verteilung der Gesamtbewertungen auf die vorläufigen biozönotisch begründeten Fließgewässertypen ergibt sich aus Abbildung 7.

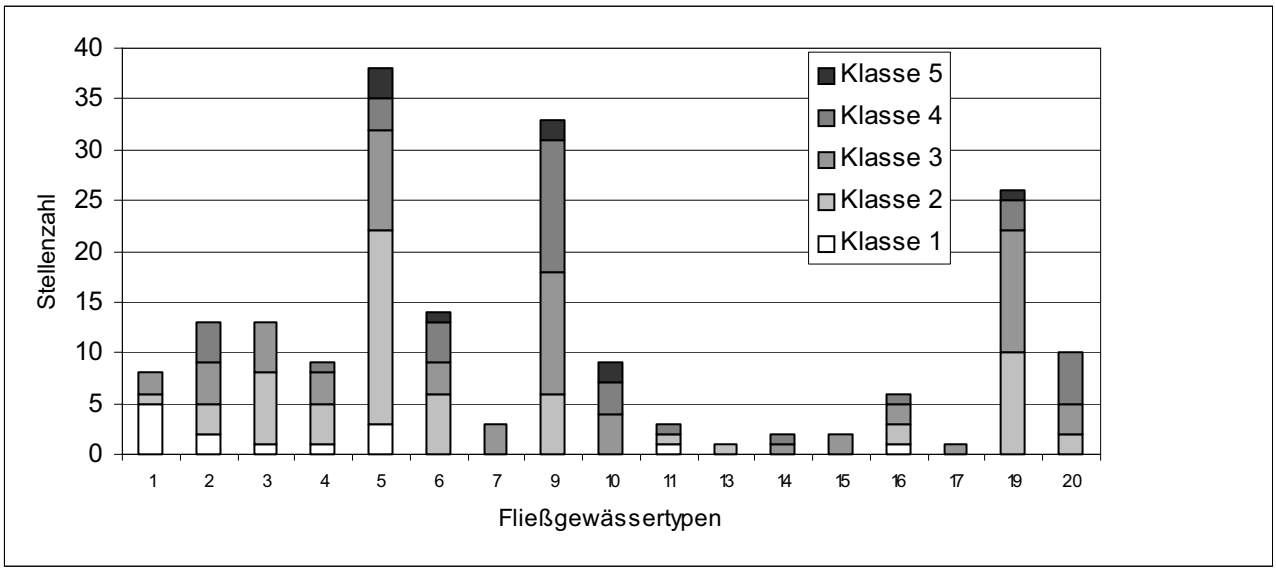


Abbildung 7: Verteilung der 5 ökologischen Zustandsklassen auf die Fließgewässertypen

Es zeigt sich, dass vor allem bei den kleineren Tieflandgewässern noch Datendefizite bestehen. Diese sollen durch den gerade laufenden Praxistest reduziert werden.

Schlussfolgerungen

Eine Gewässerbewertung mit Makrophyten & Phytobenthos nach den Anforderungen der WRRL ist mit diesem Verfahren erstmals bundesweit möglich. Noch bestehende Defizite werden im Rahmen der Praxistests minimiert, und das Verfahren anhand der neu erhobenen Daten angepasst und optimiert. Geprüft werden beispielsweise noch die Notwendigkeit mehrerer Probenahmen, die Praktikabilität und Aussagekraft der Teilmodule sowie die Einstufung der bewertungsrelevanten Arten in die jeweiligen Indikatorartengruppen. Die einfache Praxisanwendung soll durch ein derzeit in Entwicklung befindliches DV-Tool unterstützt werden. Mit der Fertigstellung des endgültigen Verfahrens wird bis Ende 2005 gerechnet.

Literatur

Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (2004): http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm.

EG – Europäische Gemeinschaften (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes 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, 22. 12. 2000.

Gutowski, A., Foerster, J. (2003): Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der WRRL. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder, 80-82.

Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke R., Nixdorf, B. (Hrsg.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15-23.

Meilinger, P., Schneider, S., Melzer, A. (2003): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder, 132-137.

Schaumburg, J., Schmedtje, U. (2003): Erarbeitung eines leitbildbezogenen Bewertungsverfahrens mit Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie – Gesamtkonzept des Vorhabens. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (Hrsg.): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder 2003, 25-29.

Schaumburg, J., Schranz, C. (2004): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (Hrsg.): Tagungsbericht 2003 (Köln), Berlin 2004, 85-91.

Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S., Schmedtje, U. (2004a): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. Limnologica, 34: 283-301.

Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S., Schmedtje, U. (2004b): Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. Limnologica, 34: 302-314.

Schmedtje, U., Sommerhäuser, M., Braukmann, U., Briem, E., Haase, P., Hering, D. (2001): „Top-down"-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (Hrsg.): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, 147-151.

Stelzer, D., Schneider, S., Melzer, A. (2003): Makrophyten zur ökologischen Bewertung von Seen – Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder, 35-39.

Fließgewässerbewertung nach EU-WRRL anhand von Makrophyten und Phytobenthos – Problematik einer angemessenen Fließgewässertyp-Zuordnung der Untersuchungsabschnitte

Antje Benemann

Universität Duisburg-Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen,
antje.benemann@uni-essen.de

Keywords: Bewertungssysteme, Gewässertypologie, Makrophyten, Phytobenthos

Einleitung

Die Ökologische Bewertung von Fließgewässern nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Union, 2000) ermittelt das Ausmaß der Degradation des Gewässers über die Abweichung der aktuellen Biozönose von der fließgewässertypspezifischen Referenzzönose. Daher ist die angemessene Einordnung jedes untersuchten Gewässerabschnitts in die entsprechende Fließgewässertypologie für eine sinnvolle Bewertung von großer Bedeutung.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Flussgebietsmanagement für die Werra“ wird das neu entwickelte PHYLIB-Verfahren (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2004, im Folgenden als PHYLIB zitiert) zur ökologischen Bewertung der Flusswasserkörper anhand der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ angewandt. Dieses Bewertungsverfahren beinhaltet jeweils eigene Fließgewässertypologien für Makrophyten und Diatomeen, die mit den biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands nach LAWA grundsätzlich in Einklang gebracht werden können (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2004).

Bei der praktischen Anwendung des Verfahrens im Werragebiet ergeben sich jedoch in Einzelfällen auffällige Diskrepanzen zwischen den typologischen Zuordnungen der Untersuchungsabschnitte nach PHYLIB und der LAWA-Fließgewässertypenkarte von Deutschland (Pottgiesser et al., 2004). An konkreten Beispielen wird aufgezeigt, welchen Einfluss die unterschiedlich begründeten Typzuweisungen auf das Bewertungsergebnis haben können.

Material und Methoden

Im August 2003 wurde einmalig an 31 Probestellen der Werra und 8 ihrer größeren Nebengewässer die Besiedlung mit Makrophyten und Diatomeen erfasst. Hier werden beispielhaft nur Ergebnisse von 3 Probestellen dargestellt. Die Probestelle WFG_51 liegt im Oberlauf der Felda, welche in der Rhön entspringt und nach ca. 42 Laufkilometern als linker Zufluss bei Dorndorf in die mittlere Werra mündet. Es handelt sich um einen landwirtschaftlich geprägten Gewässerabschnitt unterhalb der Ortschaft Kaltennordheim mit nur geringer Beschattung und stark entwickeltem Algenaufwuchs.

Die Probestellen WÖS_84 und WÖI_85 befinden sich im Unterlauf der Hörsel, die im Thüringer Wald entspringt und nach ca. 55 km Lauflänge als rechter Zufluss bei Eisenach in die Werra mündet. WÖI_85 liegt 2,5 km unterhalb von WÖS_84 im gewerblich genutzten Außenbereich der Stadt Eisenach. Zwischen beiden Untersuchungsabschnitten entwässert eine Kläranlage in den Fluss. Außerdem unterscheidet sich die untere Probestelle durch einen noch intensiveren Gewässerausbau (Laufbegradigung, Trapezprofil, Hochwasserschutzdeiche) und völlig fehlende Beschattung von dem gering beschatteten oberen Untersuchungsabschnitt.

Erhebung und Auswertung der floristischen Daten erfolgten nach dem PHYLIB-Verfahren (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 2004). Die für die Makrophyten-Fließgewässertyp-Zuordnung erforderlichen wasserchemischen Daten (s.u.) wurden auf Basis der Messdaten des Landes Thüringen von den Messstellen „Felda, unterhalb Kaltennordheim“ (400 m oberhalb von WFG_51) bzw. „Hörsel, unterhalb Eisenach“ (1,2 km unterhalb von WÖI_85) aus dem Jahr 2001 ermittelt.

Ergebnisse

Typologische Einordnung und Bewertung der oberen Felda

Der oberen Felda kann anhand der Probestelle WFG_51 nach dem PHYLIB-Verfahren eindeutig der Makrophyten-Fließgewässertyp MRK (karbonatisch-rhithral geprägtes Fließgewässer der Mittelgebirge) zugeordnet werden. Ökoregion, Tiefe, Breite und Fließgeschwindigkeit des Untersuchungsabschnitts weisen ihn als rhithral geprägtes Mittelgebirgsgewässer aus. Ein Gesamthärte-Maximalwert von 3,4 mmol/l und ein $KS_{4,3}$-Median von 4,5 mmol/l (typspezifisch jeweils ≥ 1,4 mmol/l) sprechen für die karbonatische Prägung der oberen Felda. Zu einem vergleichbaren Ergebnis führt die Einordnung des Untersuchungsabschnitts in die Diatomeen-Fließgewässertypologie nach PHYLIB. Hier ergibt sich der Typ D_7b (Fließgewässer der übrigen Kalkgebiete mit EZG < 1000 km²) aus der Lage in einem Muschelkalkgebiet (Briem, 2003) und der geringen Einzugsgebietsgröße von 74 km². Diese Einstufung der oberen Felda im Bereich der Probestelle steht jedoch im Widerspruch zur geochemischen Prägung des in der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Pottgiesser et al., 2004) ausgewiesenen Typs 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche).

Nimmt man nun mit Hilfe des PHYLIB-Verfahrens eine Bewertung des Ökologischen Zustands der oberen Felda anhand der nachgewiesenen Makrophyten- bzw. Diatomeengesellschaften vor, so ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten Ökologischen Zustandsklassen. Bei der Fließgewässertypzuweisung nach PHYLIB (MRK und D_7b), wird anhand der Makrophyten der Ökologische Zustand mit 4 (unbefriedigend) bewertet, anhand der Diatomeen mit 4-5 (unbefriedigend bis schlecht). Wählt man probeweise in Anlehnung an den hier geltenden LAWA-Fließgewässertyp (s. o.) die silikatisch geprägten Paralleltypen der Makrophyten- und Diatomeen-Fließgewässertypologie nach PHYLIB (MRS und D_4) und führt auf Basis dieser Typen die Ökologische Bewertung durch, so erhält man für die obere Felda makrophytenbasiert die Ökologische Zustandsklasse 4-5 und diatomeenbasiert die Zustandsklasse 4. Dabei ist in diesem Falle der Makrophyten-Index nicht gesichert, weil die Pflanzenmenge der Moose, die beim Makrophyten-Fließgewässertyp MRS besonders bewertungsrelevant sind, an der Probestelle zu gering ist.

Die Anwendung des silikatisch geprägten Fließgewässertyps als Referenz führt also bei den Makrophyten zu einem ungesicherten, möglicherweise schlechteren Bewertungsergebnis, bei den Diatomeen zu einer vermeintlichen Aufwertung der Ökologischen Zustandsklasse. Da im PHYLIB-Verfahren bei den Fließgewässertypen MRS und D_7b die beiden schlechtesten Zustandsklassen 4

und 5 zu einer Klasse 4-5 zusammengefasst sind, kann allerdings nicht mit Sicherheit von einer Abwertung gegenüber der Zustandsklasse 4 gesprochen werden.

Tab. 1: Bewertung des Ökologischen Zustands der oberen Felda – typbedingte Unterschiede
(ÖZ: Ökologische Zustandsklasse, nach PHYLIB ermittelt; Makrophyten-Fließgewässertypen nach PHYLIB: MRK = Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, MRS = Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge; Diatomeen-Fließgewässertypen nach PHYLIB: D_7b = Fließgewässer der Kalkgebiete mit Einzugsgebiet < 1000 km², D_4 = Fließgewässer des Buntsandsteins und Grundgebirges mit Einzugsgebiet < 100 km²)

	Probestelle	karbonatisch geprägter Fließgewässertyp		silikatisch geprägter Fließgewässertyp	
		Typ	Ökol. Zustandsklasse	Typ	Ökol. Zustandsklasse
Makrophyten-Bewertung	WFG_51	MRK	4	MRS	4-5 (Index nicht gesichert)
Diatomeen-Bewertung	WFG_51	D_7b	4-5	D_4	4

Typologische Einordnung und Bewertung der unteren Hörsel

Auch im Falle der unteren Hörsel lässt sich der Makrophyten-Fließgewässertyp nach PHYLIB eindeutig als MRK (karbonatisch-rhithral geprägtes Fließgewässer der Mittelgebirge 5) festlegen, wobei hier die maximale Gesamthärte mit 4,3 mmol/l und der $KS_{4,3}$-Median mit 3,2 mmol/l den typspezifischen Grenzwert von 1,4 mmol/l wiederum deutlich übersteigen.

Schwieriger ist die Situation bei der Einordnung des Diatomeen-Fließgewässertyps, weil das Einzugsgebiet der unteren Hörsel nach Briem (2003) sowohl silikatisch (Teileinzugsgebiet der oberen Hörsel, 330 km²: vorwiegend silikatisches Grundgebirge und Buntsandstein) als auch karbonatisch geprägt ist (Einzugsgebiet des großen Nebengewässers Nesse, 401 km²: Löss- und Keuperregion). Die untere Hörsel verläuft in einer über 300 m breiten, kiesig-sandigen Aue, wobei die geogene Gewässerchemie unterschiedlich sein kann (Briem, 2003), so dass auch dieser Datengrundlage kein entscheidender Hinweis zu entnehmen ist. Die Wasserchemie und der Einfluss des großen Nesse-Einzugsgebietes (s. o.) legen jedoch die Einordnung als karbonatisch geprägtes Mittelgebirgsgewässer (D_7a: Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen mit Einzugsgebiet < 1000 km², hier 783 km²), entsprechend dem Makrophyten-Typ, nahe. Diese typologische Einstufung steht wiederum im Widerspruch zu Fließgewässertyp 9 (Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse), dem die untere Hörsel nach LAWA (Pottgiesser et al., 2004) zugeordnet ist.

Wie aus Tabelle 2 zu ersehen ist, führt hier die Typzuweisung in Anpassung an den LAWA-Fließgewässertyp bei Makrophyten wie Diatomeen eher zu einer Abwertung der Ökologischen Zustandsklasse. Bei der Makrophytenbewertung ergibt sich durch den Vergleich des vorgefundenen Artenbestandes mit der silikatischen Referenz an beiden Probestellen eine einheitliche Herabstufung vom guten auf einen mäßigen Ökologischen Zustand. Dies hängt mit der unterschiedlichen Einstufung der an beiden Probestellen dominant vorkommenden Moosart *Leptodictyum riparium* zusammen, die bei MRK der neutralen Artengruppe B („Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich“, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 2004) zugeordnet ist, bei MRS dagegen als Störzeiger (Artengruppe C) gewertet wird.

Bei der Diatomeenbewertung zeigen sich hingegen deutliche Unterschiede zwischen den Probestellen: während bei WÖS_84 unabhängig vom zugewiesenen Typ ein mäßiger Ökologischer Zustand indiziert wird, verschlechtert sich dieser bei WÖI_85 vom karbonatischen zum silikatischen Typ gleich um zwei Zustandsklassen, von 2 auf 4.

Tab. 2: Bewertung des Ökologischen Zustands der unteren Hörsel – typbedingte Unterschiede
(ÖZ: Ökologische Zustandsklasse, nach PHYLIB ermittelt; Makrophyten-Fließgewässertypen nach PHYLIB: MRK = Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, MRS = Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge; Diatomeen-Fließgewässertypen nach PHYLIB: D_7b = Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen mit Einzugsgebiet < 1000 km², D_5 = Fließgewässer des Buntsandsteins und Grundgebirges mit Einzugsgebiet > 100 km² und < 1000 km²)

	Probestelle	karbonatisch geprägter Fließgewässertyp		silikatisch geprägter Fließgewässertyp	
		Typ	Ökol. Zustandsklasse	Typ	Ökol. Zustandsklasse
Makrophyten-Bewertung	WÖS_84	MRK	2	MRS	3
	WÖI_85	MRK	2	MRS	3
Diatomeen-Bewertung	WÖS_84	D_7a	3	D_5	3
	WÖI_85	D_7a	2	D_5	4

Dieser Unterschied ergibt sich vor allem dadurch, dass die Art *Amphora pediculus*, die an Probestelle WÖI_85 mit noch höherer relativer Häufigkeit vorkommt als bei WÖS_84 (37,7 % gegenüber 20,8 %), beim silikatisch geprägten Diatomeen-Fließgewässertyp im Gegensatz zum karbonatischen nicht als Referenzart gewertet wird. Im Falle von WÖS_84 nivelliert die zweite Bewertungskomponente, der Trophie-Index, den referenzartenbedingten Bewertungsunterschied, im Falle von WÖI_85 nicht. Angesichts der zunehmenden Degradation der unteren Hörsel von WÖS_84 nach WÖI_85 erscheint das auf dem silikatischen Fließgewässertyp basierende Bewertungsergebnis realistischer.

Diskussion

Die Bewertungsergebnisse zeigen deutlich, dass die Anwendung einer silikatisch geprägten Referenzzönose im Vergleich zur Bewertung des Untersuchungsabschnitts als karbonatisches Fließgewässer zu einer schlechteren Ökologischen Zustandsklasse führt. Mit der „strengeren“ Bewertung silikatischer Fließgewässer trägt das PHYLIB-Verfahren der Tatsache Rechnung, dass die karbonatischen Fließgewässer natürlicherweise eine höhere Trophie aufweisen und damit auch solchen Arten geeignete Standorte bieten, die in silikatischen Gewässern eine unnatürliche Nährstoffbelastung indizieren würden. Eine schematische Übertragung des LAWA-Fließgewässertyps in die Makrophyten- und Diatomeentypologie nach PHYLIB kann somit in ähnlich gelagerten Fällen, zu unangemessen schlechten Bewertungsergebnissen führen, die möglicherweise einen höheren Maßnahmenaufwand zur Herstellung des guten Ökologischen Zustandes nach sich ziehen.

Andererseits werden – nach den Erfahrungen im Werragebiet – über die wasserchemischen Kenngrößen in der Makrophyten-Typologie mitunter Fließgewässerabschnitte als karbonatisch eingestuft, die, nach der Einzugsgebietsgeologie zu urteilen, eindeutig silikatisch geprägt sein müssten, was wiederum möglicherweise zu einer allzu „milden“ ökologischen Bewertung führt. Eine unterstützende Einbeziehung geologischer Karten bei der Makrophyten-Fließgewässertyp-Einordnung wird daher als sinnvoll angesehen.

Ob die LAWA-Fließgewässertypenkarte von Deutschland in Zukunft auch eine geeignete Basis zur Fließgewässerbewertung mit Makrophyten und Diatomeen sein wird, hängt von der Weiterentwicklung beider Systeme im Zuge der Praxiserprobung ab.

Schlussfolgerungen

Nach den hier beschriebenen Erfahrungen bei der Anwendung des PHYLIB-Verfahrens (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2004) im Werragebiet erscheint eine ungeprüfte Übertragung des Fließgewässertyps nach LAWA (Pottgiesser et al., 2004) in die PHYLIB-Typologien nicht sinnvoll. Bei der Bestimmung der geochemischen Prägung des Makrophytentyps nach PHYLIB sollte jedoch neben der Wasserchemie auch die Geologie des Einzugsgebietes berücksichtigt werden. Kommt es durch unangemessene Typzuordnung zur Bewertung eines karbonatischen Fließgewässerabschnitts anhand einer silikatisch geprägten Referenzzönose, so ist tendenziell ein schlechteres Bewertungsergebnis zu erwarten. Dementsprechend wird im Sinne einer tragfähigen typspezifischen Bewertung mit PHYLIB empfohlen, die Zuordnung des Fließgewässertyps nicht schematisch, sondern anhand einer genauen Einzelfallabwägung vorzunehmen.

Danksagung

Zunächst gilt mein Dank dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung und dem Projektträger Jülich (PTJ) für die organisatorische Begleitung des Forschungsprojektes „Flussgebietmanagement für die Werra, Teilprojekt Ökologie“, in dessen Rahmen die vorgestellten Ergebnisse gewonnen werden konnten. Frau Dr. G. Hofmann (Glashütten-Schloßborn, Diatomeen) und Herrn Dr. M. Werum (Frankfurt, Makrophyten), die im Auftrag des Projektes die Gelände- und Bestimmungsarbeiten übernahmen, danke ich darüber hinaus für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Forschungsprojekt im Auftrag des BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) und der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), Schlussbericht Januar 2004 (unveröffentl.).

Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK-Arbeitsbericht. Hennef: Mappe mit Textband, Steckbriefen, Kurzfassung, 4 Karten.

Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22. 12. 2000.

Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S., Halle, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Typisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II, Endbericht zur „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Stand Dezember 2003). Forschungsprojekt im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): 1-16 + Anhang (unveröffentl.).

Untersuchungen zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten

Thomas Korte[1], Klaus van de Weyer[2] & Daniel Hering[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Campus Essen, Institut für Ökologie, Abtlg. Hydrobiologie,D-45117 Essen, e-mail: thomas.korte@uni-essen.de,

[2] lanaplan, Lobbericherstr. 5, D-41334 Nettetal, e-mail: klaus.vdweyer@lanaplan.de

Keywords: Makrophyten, Fließgewässerbewertung, Europäische-Wasser-Rahmenrichtlinie

Einleitung

Mit den Bewertungsmethoden „Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern“ (Meilinger, 2003) und „Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen“ (van de Weyer, 2001) liegen zwei Methoden vor, die versuchen, Fließgewässer gemäß der Europäischen-Wasser-Rahmenrichtlinie (EU-WRRL) zu bewerten. Beide Methoden wurden auf 29 Fließgewässerstrecken angewandt und deren Ergebnisse miteinander verglichen. In einem weiteren Schritt wurde untersucht, ob die Reduzierung eines strukturell homogen erscheinenden 100 m Untersuchungsabschnittes auf 50 m Ergebnisse mit der gleichen Validität liefert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Insgesamt wurden für den Vergleich 29 Fließgewässerstrecken untersucht. Davon liegen 12 im Norddeutschen Tiefland. Sie besitzen an der Probestelle eine Einzugsgebietgröße zwischen 100 und 1000 km². Die Gewässersohle ist sandgeprägt. Die restlichen 17 Fließgewässerstrecken befinden sich im Mittelgebirge und gehören zum „Rheinischen Schiefergebirge“ von Nordrhein-Westfalen. Deren Einzugsgebietgröße beträgt an den Probestellen zwischen 10 und 100 km². Die Gewässersohle wird dominiert von Steinen und Schotter (> 2cm). Innerhalb der Phylib- Methode entsprechen die Fließgewässer des Tieflands dem Typ „mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands“ (TN) und die Gewässer des Mittelgebirges dem Typ „silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge“ (MRS). Für die Frage, ob ein auf 50 m reduzierter Untersuchungsabschnitt Ergebnisse mit der gleichen Validität liefert, wurde der 100 m Abschnitt in zwei, getrennt zu bewertende 50 m Teilstrecken, geteilt. Die Ergebnisse dieser Teilstrecken wurden dann mit dem Ergebnis des 100 m Abschnittes verglichen.

Bewertungsmethoden

Die zwei untersuchten Methoden lassen sich folgendermaßen kurz charakterisieren: Bei der Methode „Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen“ nach van de Weyer (2001), im Folgenden NRW-Methode genannt, werden den Leitbildern für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen typische Pflanzengemeinschaften (Vegetations-

typen) zugeordnet, die sich bei Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse einstellen. Diese sind das Leitbild, mit dem andere Vegetationsaufnahmen verglichen werden können. Vegetationsaufnahmen werden anhand von Dominanzverhältnissen der Arten untereinander gegliedert und Wuchsformen-Typen zugeordnet. Die Wuchsform ist die „phänotypisch realisierte morphologische Struktur“ (Wiegleb, 1991) einer Pflanze. Mehrere Arten einer Wuchsform reflektieren dementsprechend bestimmte Standortfaktoren im Gewässer. Die Wuchsformen werden weiter zu Vegetationstypen differenziert, welche dann der Ausdruck der physiognomisch-standörtlichen Bedingungen sind. Innerhalb der Vegetationstypen wird mit Hilfe von Störanzeigern und der Anzahl an Wuchsformen in die „ökologischen Zustandsklassen“ differenziert.

Die Methode „Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern“ nach Meilinger (2003), die im Folgenden Phylib-Methode genannt wird, basiert auf einer entwickelten Makrophyten-Typologie Fließgewässer. Jedem dieser Typen können drei Artengruppen (Artengruppe A bis C) zugeordnet werden. Die einzelnen Gruppen beinhalten Arten, die ähnlich stark an den jeweiligen Typ gebunden sind. Arten aus der Gruppe A besitzen eine geringe ökologische Valenz und kommen überwiegend nur an den Referenzstellen des betrachteten Typs vor. Sie sind dementsprechend typspezifisch. Arten der Gruppe B sind indifferente Arten und besitzen größere Reaktionsnormen gegenüber Umweltfaktoren. Arten aus der Gruppe C gelten als Störanzeiger für den Typ. Die Bewertung des Fließgewässerabschnitts in die „ökologischen Zustandsklassen“ geschieht durch die Berechnung eines Referenzindex, der aus den gewichteten Anteilen (Quantitäten) der Individuen aus den jeweiligen Artengruppen an der Phytozönose abgeleitet wird.

Ergebnisse und Diskussion

Vergleich der Ergebnisse der Bewertungsmethoden

Von den 13 zu vergleichenden Untersuchungsabschnitten wurden drei von beiden Bewertungsmethoden in dieselbe „ökologische Zustandsklasse“ eingeordnet. Siebenmal unterschied sich die Einstufung durch eine Zustandsklasse. Schließlich differenzierte sich dreimal die ermittelte Zustandsklasse um zwei Klassen. Die Phylib-Methode beurteilte sechsmal den Gesamtabschnitt schlechter als die NRW-Methode. Viermal schätzte die NRW-Methode den Gesamtabschnitt schlechter ein (vgl. Tab. 1). Der Spearman Rang-Korrelationskoeffizienten von r_{sp} = 0,247 verdeutlicht, dass es nur eine geringe positive Korrelation zwischen den Bewertungen der beiden Methoden gibt, wenn diese auf denselben Untersuchungsabschnitt angewendet werden.

Ursachen für die unterschiedliche Bewertung der 100 m Untersuchungsabschnitte

Der Hauptgrund, warum die beiden Bewertungsmethoden die Untersuchungsabschnitte häufig unterschiedlich bewerten, liegt in der unterschiedlichen ökologischen Einstufung der einzelnen Arten (vgl. Tab. 2). Dies fällt im Vergleich der Bewertungsmethoden besonders dann ins Gewicht, wenn diese Arten mit hoher Stetigkeit auftreten. In der vorliegenden Arbeit sind es für das Tiefland die Arten *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Sparganium emersum* (alle drei in 50 % der untersuchten Fließgewässerabschnitte des Tieflands nachgewiesen), die von beiden Bewertungsmethoden unterschiedlich eingestuft werden. Im Mittelgebirge werden die bioindikativen Aussagen der stetig vorkommenden Arten *Rhynchostegium riparioides* (in 76 % der untersuchten Abschnitte*), Fontinalis antipyretica* (in 71 % der untersuchten Abschnitte) und *Hygroamblystegium fluviatile* (in 41 % der untersuchten Abschnitte) von beiden Methoden unterschiedlich eingestuft.

Tabelle 1: Ergebnisse der Bewertungsmethoden

Untersuchungs-abschnitt	Phylib-Methode	NRW-Methode
AUE	sehr gut	mäßig
BER	unbefriedigend	schlecht
lSS	sehr gut	gut
KAR	mäßig	mäßig
RHI	gut	mäßig
STEV	mäßig	mäßig
LIN	gut	sehr gut
RAH	gut	mäßig
WWB	sehr gut	sehr gut
WA1	gut	sehr gut
WA3	mäßig	sehr gut
WA4	gut	sehr gut
WA5	mäßig	sehr gut

Veränderung der Makrophytenzönose innerhalb eines Untersuchungsabschnittes und deren Auswirkungen auf die Bewertungsmethoden

Vergleich der Taxazahl in den drei Teilabschnitten eines Untersuchungsabschnittes:

In sieben von 29 Untersuchungsabschnitten (24 %) konnten in den zwei hintereinanderliegenden 50 m Teilstrecken jeweils das gleiche Inventar an Taxa festgestellt werden. In 17 Fällen (59 %) verfügt jeweils nur eine 50 m Teilstrecke über die gleiche qualitative Ausstattung an Taxa wie der 100 m Gesamtabschnitt. In fünf Untersuchungsabschnitten (17 %) erreicht der 100 m Gesamtabschnitt die höchste Anzahl an Taxa. Dies bedeutet, dass eine 50 m Teilstrecke jeweils über ein Taxon verfügt, dass in der anderen 50 m Teilstrecke nicht vorhanden ist.

Veränderungen von Mengenschätzungen:

In 15 von 16 Untersuchungsabschnitten ist es zu Veränderungen von geschätzten Mengenanteilen gekommen.

Veränderungen der Bewertung nach der NRW-Methode:

In 14 von 15 Untersuchungsabschnitten wurde in allen drei Teilabschnitten eines Untersuchungsabschnittes jeweils dieselbe ‚ökologische Zustandsklasse' ermittelt.

Veränderungen der Bewertung nach der Phylib-Methode:

In fünf von 13 Untersuchungsabschnitten führten die qualitativen und quantitativen taxonomischen Unterschiede in den Teilstrecken auch zu Änderungen der ökologischen Bewertung.

Wie lang muss ein Untersuchungsabschnitt sein?

Die Reduzierung eines strukturell homogen erscheinenden 100 m Untersuchungsabschnittes auf 50 m führt dazu, dass sich Taxazahl und Mengenschätzungen innerhalb der Makrophytenzönose ändern. Auf diese Veränderungen reagieren die beiden Bewertungsmethoden unterschiedlich. Da die NRW-Methode überwiegend auf Wuchsformniveau bewertet, führen Veränderungen der Abundanzen von Taxa kaum zu Unterschieden in der ökologischen Bewertung. Die Phylib-Methode hingegen reagiert auf diese Veränderungen häufig mit veränderter Bewertung, da sie überwiegend auf Artniveau gewichtet. In Anlehnung an Kohler (1978) wird vorgeschlagen, für die Begrenzung eines Untersuchungsabschnittes das Minimumareal heranzuziehen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist im Rahmen einer Diplomarbeit entstanden und vom europäischen STAR-Projekt (www.eu-star.at) gefördert worden.

Tabelle 2: Einstufung der Makrophyten in den einzelnen Bewertungssystemen für die untersuchten Fließgewässertypen. Grau hinterlegt sind Arten mit unterschiedlicher Einstufung. Berücksichtigt sind nur Arten, die in der eigenen Arbeit gefunden wurden und von beiden Methoden berücksichtigt werden.

Arten	Fließgewässer-Typ	NRW-Methode	Phylib-Methode
Lebermoose			
Chiloscyphus polyanthos	MRS	leitbildkonform	typspezifisch
Conocephalon conicum	MRS	-	indifferent
Scapania undulata	MRS	leitbildkonform	Versauerungsanzeiger
Pellia epiphylla	MRS	-	Versauerungsanzeiger
Laubmoose			
Hygroamblystegium fluviatile	MRS	leitbildkonform	indifferent
Brachythecium rivulare	MRS	-	indifferent
Brachythecium rutabulum	MRS	-	Störanzeiger
Fontinalis antipyretica	MRS	leitbildkonform	indifferent
Hyocomium armoricum	MRS	-	typspezifisch
Leptodictyum riparium	MRS	Störanzeiger	indifferent
Rhynchostegium riparioides	MRS	leitbildkonform	indifferent
Phanerogamen			
Berula erecta	TN	leitbildkonform	typspezifisch
Callitriche obtusangula	TN	Störanzeiger	Störanzeiger
Ceratophyllum demersum	TN	Störanzeiger	indifferent
Elodea canadensis	TN	Störanzeiger	indifferent
Lemna minor	TN	Störanzeiger	indifferent
Myosotis palustris agg.	TN	-	indifferent
Myriophyllum alterniflorum	TN	leitbildkonform	typspezifisch
Myriophyllum spicatum	TN	Störanzeiger	Störanzeiger
Nuphar lutea	TN	leitbildkonform	Störanzeiger
Potamogeton berchtoldii	TN	Störanzeiger	Störanzeiger
Potamogeton crispus	TN	-	indifferent
Potamogeton pectinatus	TN	Störanzeiger	Störanzeiger
Sagittaria sagittifolia	TN	leitbildkonform	typspezifisch
Sparganium emersum	TN	leitbildkonform	Störanzeiger
Sparganium erectum	TN	leitbildkonform	-
Veronica anagallis-aquatica	TN	-	typspezifisch

Literatur

Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. In: Landschaft und Stadt 10. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co., 73-85.

Meilinger, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften genehmigten Dissertation. Department für Ökologie. Technische Universität München. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. Diss. masch. http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/stelzer.pdf.

Van de Weyer, K. (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA) (ed.). Merkblätter Nr. 30. Düsseldorf: Albersdruck, 108 S.

Wiegleb, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehung zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. In: Tuexenia 11. Göttingen, S. 135-147.

Bewertung der großen Seen und Talsperren in Nordrhein-Westfalen mit Makrophyten gemäß EU-WRRL

Dr. Klaus van de Weyer

lanaplan, Lobbericher Str. 5, D-41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Keywords: macrophytes, scuba diving, artificial lakes, gravel pits, open pit mining lakes, dams, North Rhine-Westphalia

Einleitung

Nachdem ein Bewertungsverfahren für die Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie vorliegt (van de Weyer, 2003), soll mit der vorliegenden Bearbeitung eine entsprechende Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in NRW vorgestellt werden. Für eine ausführliche Darstellung sei auf van de Weyer (2005) verwiesen.

Material und Methoden

In jedem See wurden repräsentative Linientransekte auf einer Breite von 20-30 m aufgenommen. Durch Tauchuntersuchungen mit Pressluftflaschen wurden alle Makrophytenarten, differenziert nach Tiefenzonen in Zwei-Meter-Schritten, d. h. 0-2 m, 2-4 m, 4-6 m etc. bis zur Grenze des Bewuchses, erfasst (vgl. Melzer et al., 1986). Die absolute Tiefengrenze der Vegetation wurde je Linientransekt notiert. In jeder Tiefenzone wurde die Häufigkeit der Wasserpflanzen nach der von Kohler (1978) beschriebenen Skala erfasst. Eine ausführliche Beschreibung der Methode findet sich bei van de Weyer (2005).

Für alle Gewässertypen erfolgte – soweit möglich – eine Bewertung auf Grundlage der aktuellen Untersuchungen an Referenzstellen. Diese entsprechen Gewässern, in denen die aktuelle Trophie der Referenz-Trophie gemäß LAWA (1998) entspricht (s. Tab. 1). Fehlten Referenzgewässer, wie z. B. beim Typ „Natürliche, kalkreiche, ungeschichtete Altgewässer des Rheins“, wurde auf historische Daten zurückgegriffen.

Untersuchungsgebiet

47 Seen und Talsperren in Nordrhein-Westfalen wurden in die Auswertung einbezogen. Diese Standgewässer wurden in Anlehnung an Mathes et al. (2002) anhand der Kriterien Entstehung, naturräumliche Lage, Kalkgehalt, Schichtung und hydrologisches Regime klassifiziert (s. Tab. 1).

Tab. 1: Gewässertypen, Referenztrophie und Bewertungsgrundlagen

	Gewässertyp	Anzahl	Referenztrophie	Bewertungsgrundlagen
1	Natürliche, kalkreiche, ungeschichtete Altgewässer des Rheins	2	schwach eutroph	historische Daten
2	Kalkreiche, stabil geschichtete, grundwassergespeiste Baggerseen	21	oligotroph	Referenzgewässer
3	Kalkreiche, stabil geschichtete, regelmäßig überschwemmte Baggerseen	1	mesotroph	Ableitung von Typ 2
4	Kalkreiche, unstabil geschichtete, grundwassergespeiste Baggerseen	2	mesotroph	Referenzgewässer
5	Kalkreiche, stabil geschichtete Tagebauseen	5	oligotroph	Referenzgewässer
6	Kalkreiche, unstabil geschichtete Tagebauseen	1	mesotroph	Referenzgewässer
7	Kalkarme, geschichtete Talsperren der Mittelgebirgsregion mit relativ großem Einzugsgebiet	13	oligotroph	Referenzgewässer
8	Talsperren im Tiefland	2	meso-eutroph	keine Referenzgewässer, keine historischen Daten, keine vergleichbaren Gewässertypen

Ergebnisse und Diskussion

Nachfolgend werden die Ergebnisse für die „natürlichen, kalkreichen, ungeschichteten Altgewässer des Rheins“, die „kalkreichen, stabil geschichteten, grundwassergespeisten Baggerseen“, die kalkreichen, stabil geschichteten Tagebauseen“ und die „kalkarmen, geschichteten Talsperren der Mittelgebirgsregion mit relativ großem Einzugsgebiet“ vorgestellt, weitere Angaben finden sich bei van de Weyer (2005).

Natürliche, kalkreiche, ungeschichtete Altgewässer des Rheins

Die Auswertung historischer Unterlagen für die natürlichen, kalkreichen, ungeschichteten Altgewässer des Rheins ergibt, dass dem Leitbild „arten- und wuchsformenreiche Schwimmblattgesellschaften mit Großlaichkräutern und Armleuchteralgen“ entsprechen. Dieses Leitbild entspricht dem Lebensraumtyp „Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation vom Typ Magnopotamion oder Hydrocharition (3150)“ der FFH-Richtlinie. Für die Bewertung gemäß EU-WRRL wurde das Bewertungsverfahren der LÖBF NRW (2002) leicht modifiziert. Für die Parameter „Strukturen“, Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“ und „Beeinträchtigungen“ wird jeweils eine Einzelbewertung durchgeführt. Die Gesamtbewertung erfolgt durch Bildung eines Mittelwertes. Dieses Verfahren wird bei allen FFH-Lebensraumtypen in NRW angewendet (LÖBF NRW 2002) und wird wahrscheinlich auch bundesweit eingesetzt werden (Schoknecht et al., 2004). Wenn ein Kriterium mit „IV“ oder „V“ bewertet wird, erfolgt bestenfalls eine Einstufung als „III“.

Für die natürlichen, kalkreichen, ungeschichteten Altgewässer des Rheins wurde bei den Strukturen ausschließlich die Anzahl „aquatischer Vegetationsstrukturelemente“ verwendet (s. van de Weyer, 2005). Für das Kriterium „Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars: Anzahl Kenn- und Trennarten“ wurden nur Arten ausgewählt, die ihren Schwerpunkt in eutrophen Gewässern haben (vgl. Stelzer, 2003). Da bei steigender Trophie Makrophyten verschwinden und das Phytoplankton zunimmt, wurde der Chlorophyll a-Gehalt gemäß LAWA (1998) für das Kriterium „Beeinträchtigungen“ verwendet (s. Tab. 2).

Tab. 2: Bewertungsverfahren für die „natürlichen, kalkreichen, ungeschichteten Altgewässer des Rheins“ auf Grundlage der Makrophyten gemäß FFH-Richtlinie und EU-WRRL

FFH: Erhaltungszustand	A	B	C		
EU-WRRL: Ökologische Zustandsklasse	I	II	III	IV	V
Strukturen: Anzahl aquatischer Vegetations-strukturen*	6	5	4	3-2	1-0
Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars: Anzahl Kenn- und Trennarten[2]	> 9	6-9	3-5	1-2	0
Beeinträchtigungen: Phytoplankton (Chloro-phyll a, µg/l) (Sommermittel Epilimnion)	< 19	19-34	35-62	63-113	> 113

Erhaltungszustände der FFH-Richtlinie: A = hervorragend, B = gut, C = durchschnittlich bis beschränkt

Ökologische Zustandsklassen der EU-WRRL für natürliche Gewässer: I = sehr guter Zustand, II = guter Zustand, III = mäßiger Zustand, IV = unbefriedigender Zustand, V = schlechter Zustand

* Aquatische Vegetationsstrukturelemente: Characeen-Unterwasserrasen, Bestände untergetauchter Großlaichkräuter, Bestände sonstiger verwurzelter submerser Wasserpflanzen, Krebsscheren-Froschbiss-Bestände, sonstige Wasserschweber-Bestände, Schwimmblatt-Bestände

[2] Chara contraria, Chara globularis, Chara vulgaris, Hippuris vulgaris, Hottonia palustris, Hydrocharis morsus-ranae, Lemna trisulca, Myriophyllum verticillatum, Nitella mucronata, Nitella opaca, Nuphar lutea, Nymphaea alba, Nymphoides peltata, Potamogeton acutifolius, Potamogeton compressus, Potamogeton gramineus, Potamogeton lucens, Potamogeton obtusifolius, Potamogeton perfoliatus, Potamogeton praelongus, Potamogeton x angustifolius, Ranunculus circinatus, Ranunculus peltatus, Riccia fluitans, Ricciocarpus natans, Stratiotes aloides, Utricularia vulgaris, Utricularia australis, Wolffia arrhiza

Kalkreiche, stabil geschichtete, grundwassergespeiste Baggerseen und kalkreiche, stabil geschichtete Tagebauseen

Die Ergebnisse der „kalkreichen, stabil geschichteten, grundwassergespeisten Baggerseen“ und der „kalkreichen, stabil geschichteten Tagebauseen“ zeigen, dass im Referenzzustand Armleuchteralgen dominieren. Die meisten Vertreter dieser Gruppe eignen sich als Bioindikatoren für niedrige Trophiegehalte (Krause, 1981, 1997; Melzer, 1994; Melzer et al., 1986, Stelzer, 2003).
Das maximale ökologische Potenzial entspricht der „Dominanz von Armleuchteralgen in artenreichen Ausbildungen und in Tiefen von > 9 m“. Dies entspricht dem Lebensraumtyp „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Armleuchteralgen-Vegetation (Characeae) (3140)“ der FFH-Richtlinie (LÖBF NRW 2002, Ssymank et al., 1998). Daher wird das von der LÖBF NRW (2002) entwickelte Bewertungsverfahren auch für die Bewertung gemäß EU-WRRL zugrunde gelegt.

Zur Bewertung (s. Tab. 3) der „Strukturen“ wird der prozentuale Bedeckungsgrad des besiedelten Gewässergrundes mit Characeen-Unterwasserrasen herangezogen. Im Referenzzustand beträgt er über 50 %.

Die „Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars“ erfolgt anhand der Anzahl an Kenn- und Trennarten. Im Referenzzustand kommen mehr als fünf Arten vor. Neben Armleuchteralgen kommen weitere oligotraphente Arten wie *Myriophyllum alterniflorum* hinzu.

In die Beeinträchtigung fließt die mittlere Makrophyten-Tiefengrenze ein, die den Vorteil der einmaligen Probenahme hat. Im Referenzzustand beträgt die mittlere Makrophyten-Tiefengrenze > 9 m. Die Makrophyten-Tiefengrenze weist gute Korrelationen zur Trophie auf (Hoesch & Buhle, 1986; Mauersberger & Mauersberger, 1996).

Tab. 3: Kriterien für die Bewertung für „kalkreichen, stabil geschichteten, grundwassergespeisten Baggerseen und Tagebauseen“ auf Grundlage der Makrophytenvegetation gemäß FFH- und EU-WRRL-Richtlinie auf Basis von LÖBF NRW (2002)

FFH: Erhaltungszustand	A	B	C		
EU-WRRL: Ökologisches Potenzial	I	II	III	IV	V
Strukturen: Bedeckungsgrad des besiedelten Gewässergrundes mit Characeen-Unterwasserrasen (%)	> 50	25-50	10-25	5-10	< 5
Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars: Anzahl Kenn- und Trennarten*	> 5	4-5	2-3	1, häufig	0-1 (selten)
Beeinträchtigungen: Mittlere Makrophyten-Tiefengrenze (m)	> 9	4,2-9	2,4-4,2	1,2-2,4	< 1,2

* Chara aspera, Chara delicatula, Chara globularis, Chara hispida, Chara contraria, Chara polyacantha, Chara vulgaris, Myriophyllum alterniflorum, Nitella capillaris, Nitella opaca, Nitella mucronata, Nitella syncarpa, Nitella tenuissima, Nitellopsis obtusa, Potamogeton coloratus, Tolypella glomerata

Kalkarme, geschichtete Talsperren der Mittelgebirgsregion mit relativ großem Einzugsgebiet

Vergleicht man die Makrophytenvegetation der oligotrophen Talsperren, die dem Referenzzustand entsprechen, fällt auf, dass der Bewuchs sehr heterogen ist. So weisen die Verse-, Obernau- und Olef-Talsperre keine Makrophyten auf. Der Grund im Fehlen von Makrophyten liegt wahrscheinlich an den starken Wasserstandsschwankungen.

Tab. 4: Dominante Makrophyten in den Referenz-Talsperren

	frei von Makrophyten	oligotraphente Arten	euryöke Arten
Olef-Talsperre	X		
Obernau-Talsperre	X		
Verse-Talsperre	X		
Breitenbach-Talsperre	X		X
Genkel-Talsperre		X	X
Wahnbachtalsperre		X	X
Neye-Talsperre		X	X
Wiehltalsperre			X

In der Genkel-, Wahnbach- und Neye-Talsperre treten oligotraphente Arten wie *Litorella uniflora*, aber auch euryöke Arten wie *Elodea nuttallii* auf. Letztere Art bildet in der oligotrophen Wiehltalsperre Monodominanz-Bestände (s. a. van de Weyer, 2005; Nusch & van de Weyer, i. Vorb.). Eine charakteristische Verteilung und Besiedlung der Makrophyten ist somit in den Referenz-Talsperren im Gegensatz zu den Baggerseen bzw. den Braunkohlenrestgewässern (s. o.) nicht gegeben. Auch Aussagen zum Verhältnis zwischen Makrophyten-Tiefengrenze und der Trophie können nicht getroffen werden, da einige Talsperren bzw. Teilbereiche in Talsperren keine Makrophyten aufweisen. Für die kalkarmen, geschichteten Talsperren der Mittelgebirgsregion mit relativ großem Einzugsgebiet lassen sich somit keine Leitbilder für Makrophyten erstellen. Daher ist auch eine Bewertung gemäß EU-WRRL nicht möglich.

Danksagung

Die Untersuchungen erfolgten im Auftrag des Landesumweltamtes NRW. Die Projektleitung unterlag Herrn Dr. K.-H. Christmann.

Literatur

Hoesch, A., Buhle, M. (1996): Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands, 2: 84-101.

Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt, 10: 73-85.

Krause, W. (1981): Characeen als Bioindikatoren für den Gewässerzustand. Limnologica, 13: 399-418, Berlin.

Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 18, Gustav Fischer Verlag, S Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm: 202 S.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien: 74 S., Schwerin.

LÖBF NRW (Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen) (2002): Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen und § 62-Biotoptypen – vorläufige Endfassung. Aktualisierung 2004: http://www.loebf.nrw.de/static/infosysteme/hsn2kdv/r_1024.htm.

Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/02: 15-23.

Mauersberger, H., Mauersberger, R. (1996): Die Seen des Biosphärenreservats „Schorfheide-Chorin“ – eine ökologische Studie. Dissertation Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.

Melzer, A. (1994): Möglichkeiten einer Bioindikation durch submerse Makrophyten – Beispiele aus Bayern. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 1: 92-102.

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.

Schoknecht, T. Doerpinghaus, A., Köhler, R., Neukirchen, M., Pardey, A., Peterson, J., Schönfelder, J., Schröder, E., Uhlemann, S. (2004): Empfehlungen für die Bewertung von Standgewässer-Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie. Natur und Landschaft, 79: 324-326.

Stelzer, D. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung – Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Dissertation TU München: 140 S.

Weyer, K. van de (2003): 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 (2004): Die Bewertung von Fließ- und Stillgewässern mit Makrophyten gemäß EU-WRRL und FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht (Köln), Werder.

Weyer, K. van de (2005): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter, im Druck.

Phytoplankton niedersächsischer Fließgewässer – Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Jens Kroker

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) D-21680 Stade, Harsefelder Str. 2, Jens.Kroker@nlwkn-std.niedersachsen.de

Keywords: Phytoplankton, Fließgewässer, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Niedersachsen verfügt über ein differenziertes Fließgewässernetz aus zahlreichen kleinen Flüssen (Einzugsgebiet (A_E) < 1.000 km²), großen Flüssen (A_E = 1.000 bis 10.000 km²) und Strömen (A_E > 10.000 km²). Eine Besonderheit sind die Marschgewässer mit Ebbe und Flut, so weit sie durch Sielbauwerke nicht davon abgeriegelt wurden. Zum großen Teil im intensiv genutzten Tiefland gelegen, stellen schon kleine Flüsse bei geringem Gefälle und Abfluss (➔ erhöhte Aufenthaltszeit) sowie unterentwickelter Ufervegetation produktive „Phytoplanktonstandorte“ dar.

Nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist es erforderlich, das Phytoplankton bei der Beschreibung und Bewertung der oberirdischen Gewässer einzubeziehen. Seine Ausprägung als Widerspiegelung des trophischen Zustandes eines Gewässers wird mit darüber entscheiden, ob der „gute ökologische Zustand“ erreicht wird, worin ein wesentliches Ziel der WRRL besteht. Der Bereitstellung von Daten aus möglichst vielen mit Phytoplankton befrachteten Fließgewässern dient die jetzt zum Abschluss gekommene Messkampagne in Niedersachsen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über ganz Niedersachsen. Die Messstellen in den Flussgebieten der Elbe (n = 10), der Weser (n = 20) und der Ems (n = 14) sowie des Rheins (n = 2) und einiger direkt in die Nordsee entwässernder Marschgewässer (n = 5) wurden monatlich von April bis September 2002 bzw. 2003 beprobt. Insgesamt wurden 306 Schöpfproben analysiert und ausgewertet. Dazu wurden die sedimentierten Algen am Umkehrmikroskop bestimmt und in einem Stichprobenumfang von mindestens 400 Zellen, Zoenobien, Kolonien und/oder Filamenten ausgezählt. Die Vermessung der Zellformen mit anschließender Hochrechnung zu Biovolumina ermöglicht neben der Angabe der Abundanzen [Zell/L] auch Aussagen zum Biovolumen [mm³/L] und seiner Zusammensetzung aus Algenklassen und Biomassearten [%]. Bei einem Anteil der Kieselalgen ab ≥ 20 % wurden diese eigens präpariert, im Streupräparat bestimmt und im Umfang einer Stichprobe von ≥ 400 Schalen ausgezählt.

Die Ergebnisse werden im Abschlussbericht zur Messkampagne „Phytoplankton niedersächsischer Fließgewässer – Bestandsaufnahme zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie“ beim Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) in Stade veröffentlicht.

Ergebnisse

1. Biomasse und Trophie-Indikation

Je nach Licht- und Nährstoffverfügbarkeit sowie Abflussregime (Saisonalität, aber nicht vorhersagbar) entwickelten sich Biomassen des Phytoplanktons zwischen minimalen 0,03 mm³/L und maximalen 65,27 mm³/L. Auch innerhalb der Flussgebiete und Fließgewässertypen wurden im Einzelnen sehr unterschiedlich hohe Biomassen = Biovolumina beobachtet (Abb. 1). In kleinen und großen Flüssen (Hamme, Seege, Große Aa bzw. Ems, Oker, Leine) wurden Werte von 3,0 ± 10,5 (Mittelwert ± Standardabweichung) bzw. 3,4 ± 8,5 mm³/L ermittelt. In den Marschgewässern (Oste, Wümme, Leda) und Strömen (Elbe und Weser) lagen sie mit 7,3 ± 5,7 bzw. 18,4 ± 16,6 mm³/L darüber.

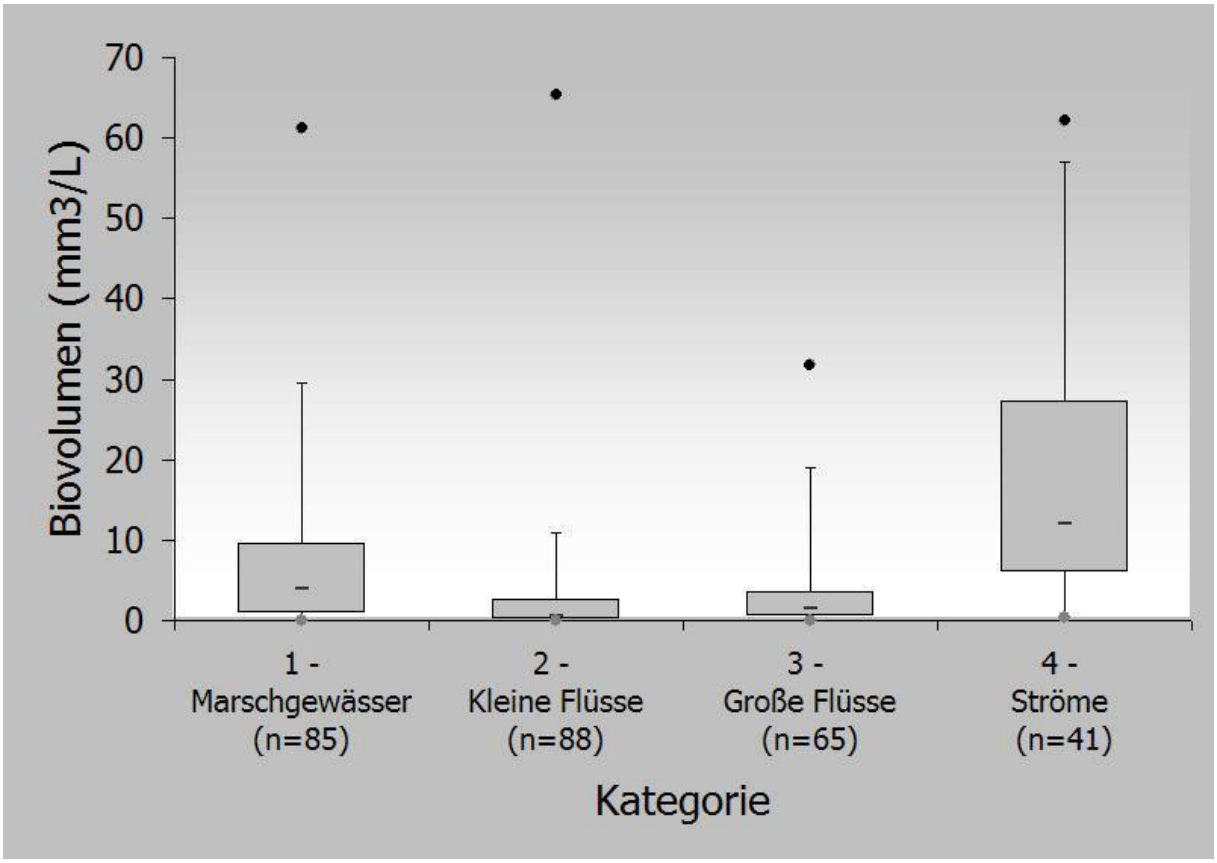


Abb. 1: Biomassen des Phytoplanktons [mm³/L] in 4 verschiedenen Fließgewässertypen; Perzentile 10 und 25 %; Median; Perzentile 50 und 90 %; monatliche Messungen in 51 Gewässern von April bis September 2002 bzw. 2003

Zur vorläufigen Trophieeinschätzung wurde die Skalierung nach Brettum (1989) verwendet (Abb. 2 a bis c). Demnach sind mittlere Biovolumina (Mittelwert der Vegetationsperiode) bis 1,5 mm³/L als mesotroph und besser zu bewerten. Der Wertebereich zwischen 1,5 und 5 mm³/L bezeichnet den eu- und polyeutrophen Übergangsbereich. Darüber liegen die Werte im hypertrophen Bereich. Letzteres trifft auf mehr als die Hälfte (13 von 20) der beprobten Gewässer im Flussgebiet der Weser zu (Abb. 2a). Im Elbe-Flussgebiet (Abb. 2b) sind 5 von 10 Gewässern als polyeutroph und schlechter eingestuft worden. Die Marschgewässer im Emsgebiet (Abb. 2c) tragen wesentlich zu der schlechten Situation dort bei: 8 von 14 Gewässern polyeutroph und schlechter.

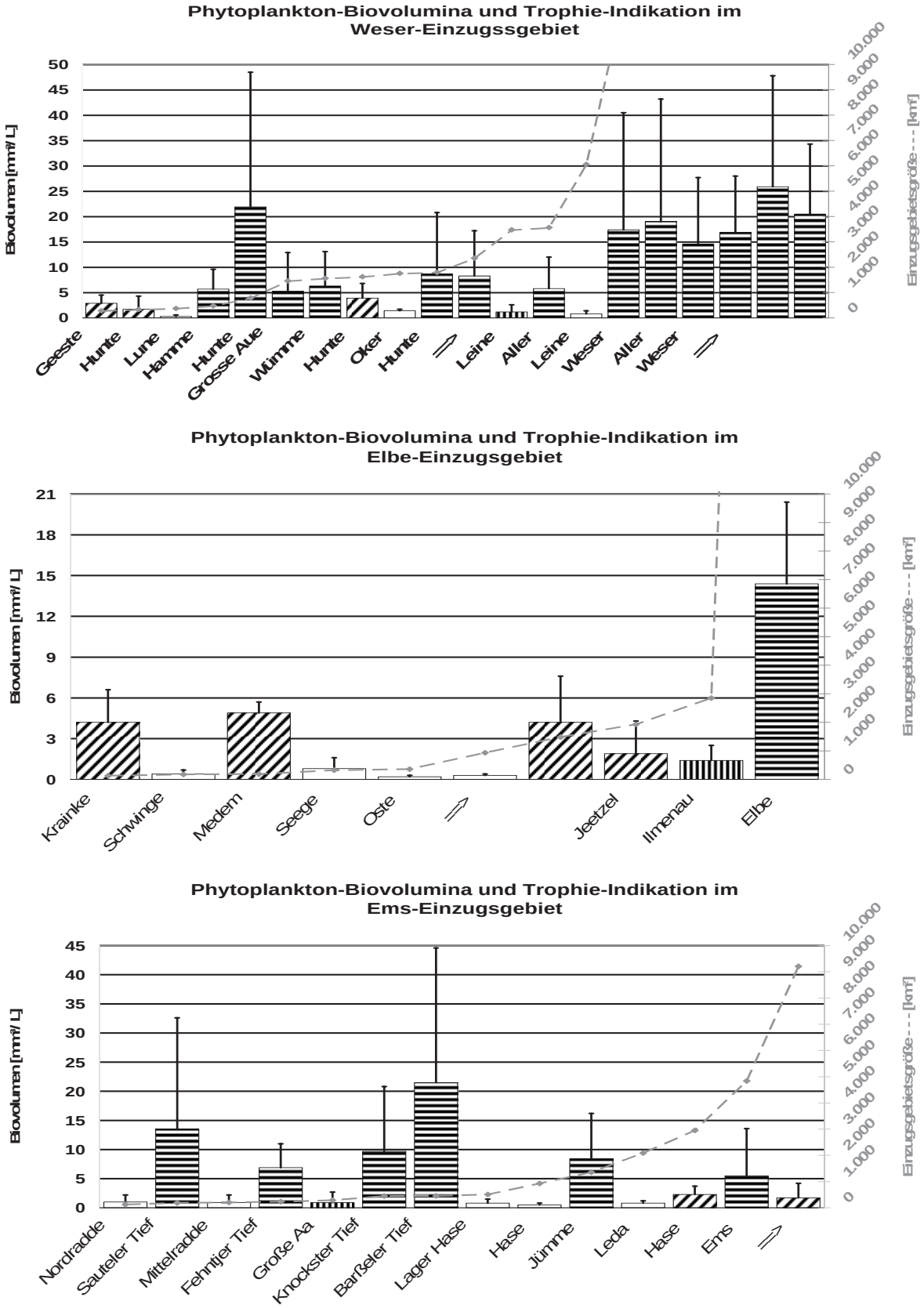


Abb. 2: Mittlere Biovolumina des Phytoplanktons einer Vegetationsperiode (April bis September 2002 bzw. 2003) in Gewässern der Einzugsgebiete von *Weser*, *Elbe* und *Ems* und daraus abgeleitete Trophie-Zustände nach Brettum (1989): ohne Schraffur = mesotroph und besser; senkrecht schraffiert = eutroph; schräg schraffiert = polyeutroph und waagerecht schraffiert = hypertroph

2. Biomassezusammensetzung, Dominanz und Koexistenz

Die Zusammensetzung der Biomasse, also den Anteil zu betrachten, den einzelne Algenklassen (bzw. -gruppen ➔ funktionelle Gruppen) zum Biovolumen beitragen, kann innerhalb eines Flussgebietes oder in Abhängigkeit von Gewässertyp oder Höhe der realisierten Biomasse erfolgen. Als am aussagekräftigsten – im Vergleich zu den anderen Bezügen – hat sich das Zugrundelegen vereinfachter Gewässertypen erwiesen: kleine und große Fließgewässer, Marschgewässer und Ströme (Abb. 3 a bis d).

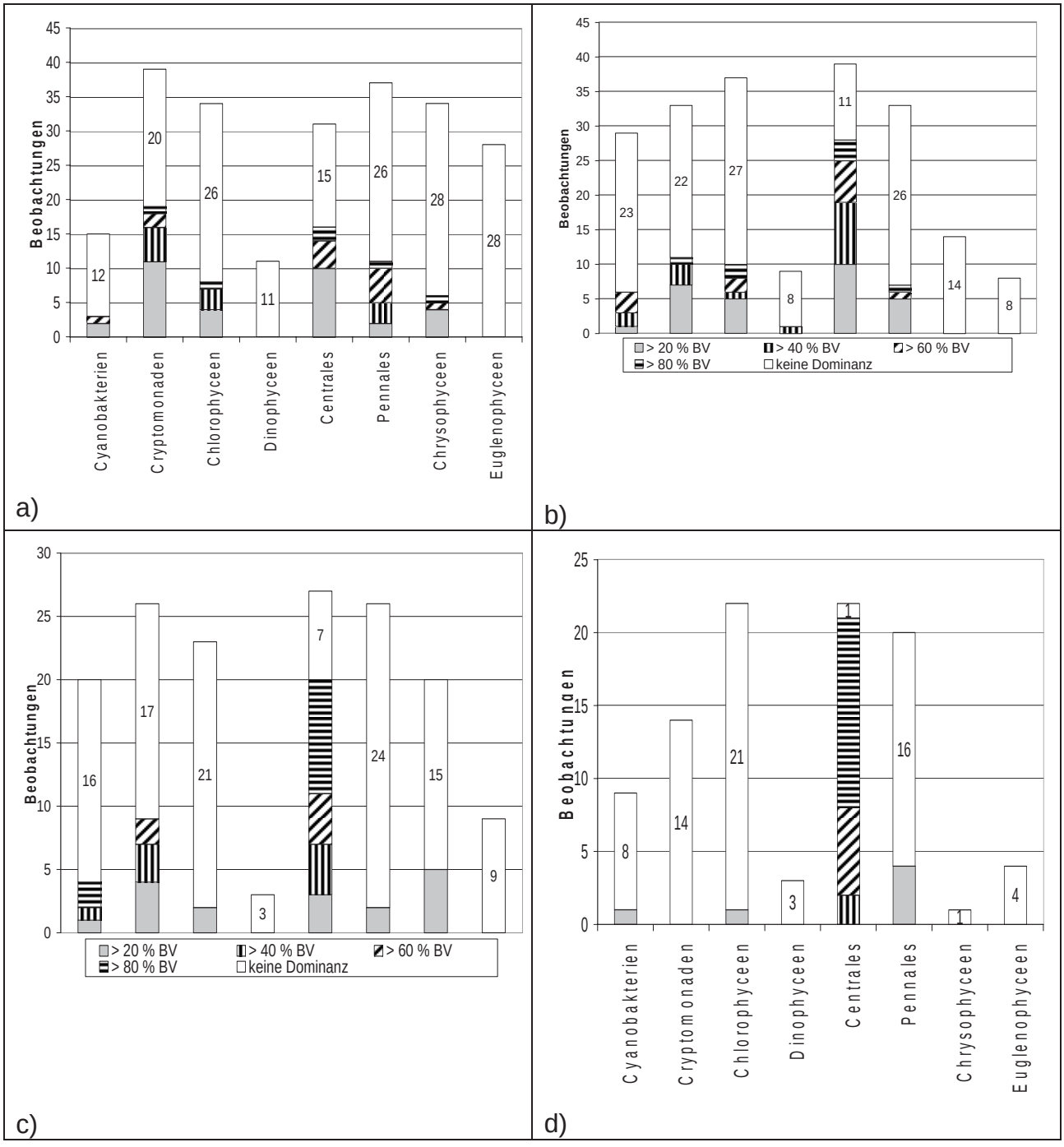


Abb. 3: a) *Kleine* und b) *große* Flüsse, c) *Marschgewässer* und d) *Ströme* und die darin ermittelten Dominanzverhältnisse im Aufbau der Biovolumina des Phytoplanktons; die Höhe der Säule bezeichnet jeweils die Anzahl der Beobachtungen ohne Dominanz bzw. > 20, > 40, > 60 und > 80%igen Anteils (= Fälle von „Dominanz"); die Anzahl der Analysen beträgt a) 62, b) 51, c) 28 und d) 22

Die kleinen Fließgewässer unterscheiden sich von den anderen Typen darin, dass in den meisten Fällen (ca. 75 %) keine Dominanz zustande kommt. Centrische Kieselalgen und Cryptomonaden erreichen in 16 bzw. 18 % der Fälle einen Anteil von 20 bis 40 % (Abb. 3a), was treffender als Koexistenz mit anderen Algengruppen zu beschreiben ist. In großen Fließgewässern (Abb. 3b) häufen sich die Zustände mit dominanten centrischen Kieselalgen (ca. 36 % der Fälle). Cryptomonaden gehen in ihrer Bedeutung zurück. Insgesamt sind in ca. 45 % der Analysen keine Dominanzen beobachtet worden. In Marschgewässern (Abb. 3c) dominieren die centrischen Kieselalgen in ca. 60 % der Fälle. Andere Algengruppen (Cryptomonaden, Synurophyceen) sind mit 20 bis 40 % am Aufbau der Biomasse deutlicher vertreten als in den anderen Typen. In den Strömen treten die centrischen Kieselalgen sehr dominant auf (95% der Fälle). Andere Algengruppen treten kaum in Erscheinung.

Die beschriebenen Polarisationen innerhalb des Biovolumens betreffen am stärksten die centrischen Kieselalgen, die das Phytoplankton der Ströme und auch allgemein hohe Biovolumina kennzeichnen. Cyanobakterien spielen nur in einigen Gewässern eine dominante Rolle, z. B. in der Hunte unterhalb des Dümmer oder in der Hase unterhalb des Alfsees. Dies widerspiegelt sich dann eher in einer flussgebietsbezogenen Betrachtung. Alle anderen Algengruppen koexistieren den Beobachtungen zufolge miteinander. Hier nicht betrachtet wurden die zahlreichen „Aspektbildungen“ coccaler Grünalgen (Ankyra), pennaler Kieselalgen (Fragilaria ulna, Nitzschia clausii), von Flagellaten (Synura, Dinobryon, Ceratium hirundinella) und anderen, mit denen sich die saisonale Dynamik in einer Vielzahl von unterschiedlichen Abläufen beschreiben ließe.

Schlussfolgerungen

Bilanzierend lässt sich ein guter Überblick über das künftig zu erwartende Artenspektrum und die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons feststellen. Das sind qualitative Aspekte. Bei quantitativen Betrachtungen – zumal, wenn sie so summarischen Charakter tragen wie die Trophie-Indikation –, würden weitere Jahresgänge sicher näher an die Wirklichkeit führen. Nicht so, wenn man vom so genannten *worst case scenario* ausgeht. Dann ist schon jetzt bei über der Hälfte der Gewässer Handlungsbedarf anzumelden – unter der Annahme, dass der eutrophe Zustand zugleich den „guten ökologischen Zustand“ widerspiegelt.

Offene Fragen bestehen noch bei der Bewertung der Befunde. Die gefundenen Polarisierungen innerhalb der Biomasse eignen sich womöglich zur Beschreibung der Phytoplanktongemeinschaft. Dies betrifft im Prinzip auch Biomassearten oder Aspektbildner, die das Phytoplankton über einen kurzen Zeitraum beherrschen, auf die hier aus Platzgründen nicht eingegangen werden konnte. Ein *monitoring* einzelner „Problem-Arten“ könnte den Aufwand reduzieren, der bei einer vollständigen Analyse anfallen würde.

Die EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie und die Bewertung thermisch anomaler, neophytenreicher Fließgewässer: das Beispiel der Erft (NRW)

Andreas Hussner & Rainer Lösch

Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Abt. Geobotanik, Universitätsstraße 1, D-40225 Düsseldorf,
Andreas.Hussner@uni-duesseldorf.de, Loesch@uni-duesseldorf.de

Keywords: Aquatische Neophyten, *Vallisneria spiralis*, *Myriophyllum aquaticum*, *Egeria densa*

Einleitung

Die Erft ist ein linker Nebenfluß des Rheins, der südlich von Bad Münstereifel entspringt und nach einer Fließstrecke von 110 km südlich von Neuss in den Rhein mündet. Im unteren Gewässerverlauf ab Bergheim werden dem Gewässer große Mengen Sümpfungswasser aus dem benachbarten Braunkohletagebau zugeleitet, welches ganzjährig eine Temperatur von knapp 20 °C aufweist. Durch die Einleitungen bleibt die Wassertemperatur im unteren Gewässerverlauf im Sommer ständig knapp über 20 °C. Im Winter wird die thermische Anomalie des Gewässers deutlich, die Wassertemperaturen sinken nur selten unter 10 °C. Hieraus ergeben sich günstige Bedingungen zur Ansiedlung neophytischer Wasserpflanzen, auf die bereits Friedrich (1973, 2000) hinwies. In der Vergangenheit wurden in der Erft wiederholt neophytische Wasserpflanzen beschrieben, die sich allerdings z.T. nur kurze Zeit in dem Gewässer halten konnten (Friedrich 1966, 1973; Diekjobst 1983, 1984; Diekjobst & Wolff, 1995). Da bislang keine neuere Erfassung der Makrophytenflora des Flusses vorlag, wurde die vorliegende Studie durchgeführt, auch im Hinblick auf die Indikator-Bedeutung, welche die EU-WRRL der Gewässerflora zumisst.

Material und Methoden

Die Erft wurde von Bergheim bis zu ihrer Mündung in den Rhein kartiert. Hierzu wurde das Gewässer in 52 unterschiedlich lange Abschnitte unterteilt (Abb. 1). Die Verbreitung der einzelnen Arten in den verschiedenen Abschnitten wurde erfasst und ihre Abundanz nach der fünfteiligen Skala von Kohler (1978) geschätzt. Auf dieser Basis wurde sodann ein modifiziertes Verfahren der Vegetations-Indikation zur Bewertung von thermisch anomalen Fließgewässern gemäß der EU-WRRL entwickelt.

Die Verbreitung und Vergesellschaftung neophytischer Arten im Erftverlauf

Im Untersuchungsgebiet konnten mit *Azolla filiculoides, Egeria densa, Lemna minuta, Myriophyllum aquaticum* und *Vallisneria spiralis* neben 15 einheimischen Arten fünf neophytische Wasserpflanzenarten mit z. T. sehr weiter Verbreitung nachgewiesen werden (Tab. 1, Abb. 1). Neophytische Arten sind dabei fast auf der gesamten Gewässerstrecke von Bedburg bis Neuss anzutreffen,

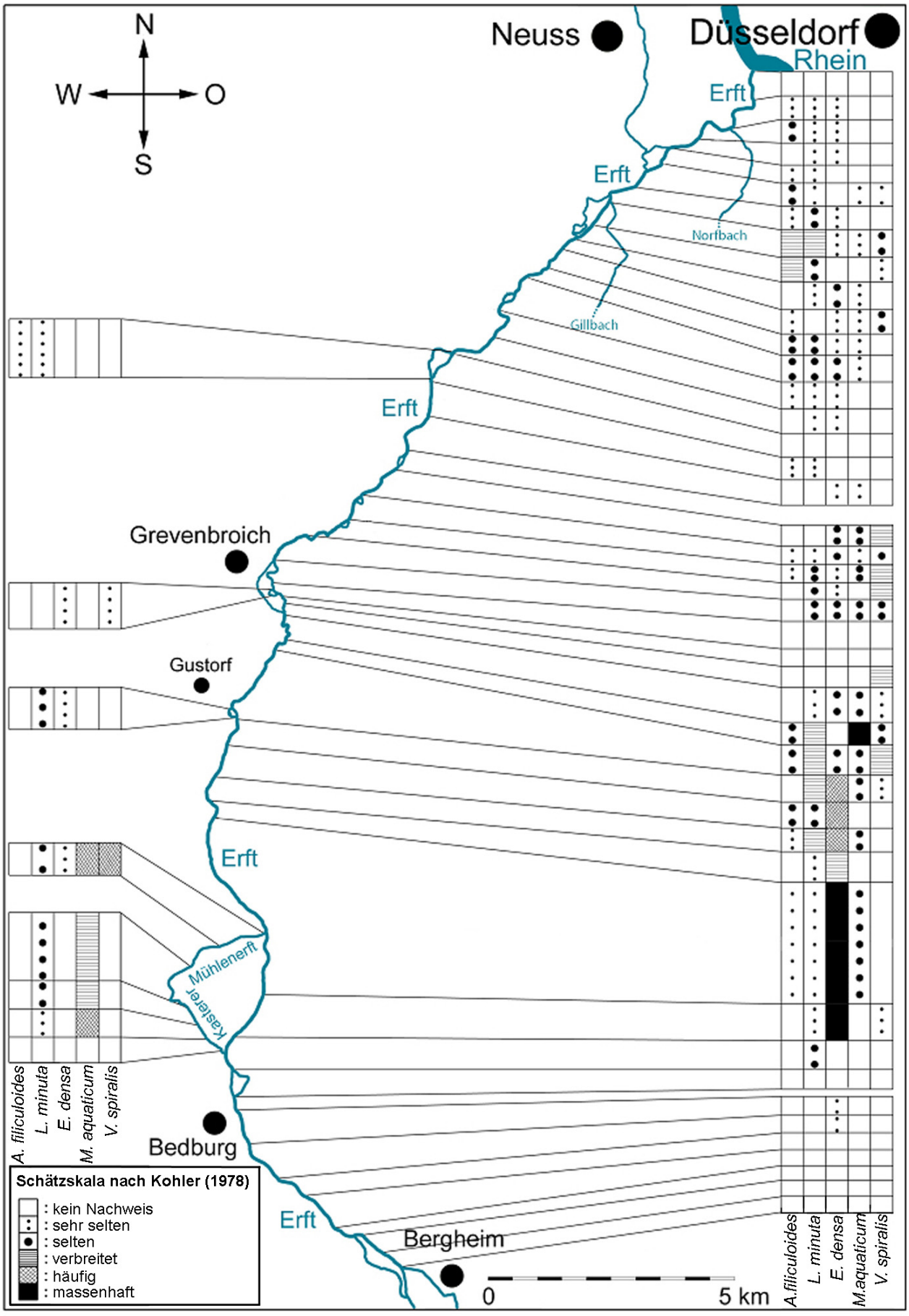


Abb. 1: Die Verbreitung neophytischer Arten in der Erft

Tab. 1: Liste der gefundenen Wasserpflanzenarten

Neophytische Wasserpflanzenarten
Azolla filiculoides Lamk.
Egeria densa Planchon.
Lemna minuta Kunth
Myriophyllum aquaticum (Velloso) Verdcourt
Vallisneria spiralis L.
Indigene Wasserpflanzenarten
Callitriche platycarpa Kütz.
Callitriche spec.
Ceratophyllum demersum L.
Lemna minor L.
Myriophyllum spicatum L.
Nuphar lutea L.
Potamogeton crispus L.
Potamogeton natans L.
Potamogeton pectinatus L.
Ranunculus fluitans Lam.
Ranunculus peltatus agg.
Sparganium emersum var. fluitans Rehmann
Sparganium erectum var. fluitans L.
Spirodela polyrhiza (L.) Schleiden

wobei der Bereich zwischen Bedburg und Grevenbroich/ Wevelinghoven als ihr Hauptverbreitungsgebiet angesehen werden muss. Sie bevorzugen hiernach artspezifisch bestimmte Gewässerbereiche, ohne dass sich jedoch ihr Vorkommen ausschließlich auf diese Gewässerabschnitte beschränkt (Abb.1). Eine Verdrängung heimischer Wasserpflanzen, auf die von verschiedenen Autoren hingewiesen wird (Countryman, 1970,; Barko & Smart, 1981; Feijoo et al., 1996; Boylen et al., 1999; Moreira et al., 1999), konnte nicht festgestellt werden. Kowarik (2003) weist in diesem Zusammenhang aber darauf hin, dass für die Vielfalt an Wasserpflanzen der Umfang des Nischenangebots eine entscheidendere Rolle spielt als das Vorkommen neophytischer Arten. So ist auch an vielen Stellen der Erft zu erkennen, dass gerade solche Stellen eine große Artenvielfalt aufweisen, die eine große Habitatvielfalt besitzen. Neophytische und einheimische Arten sind an vielen Stellen im Erftverlauf eng vergesellschaftet anzutreffen.

Die Bewertung der Erft gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie

Das Bewertungsverfahren

Mit Hilfe der bislang vorliegenden Bewertungsverfahren (Meilinger, 2003; van de Weyer, 2001, 2004) konnte das Gewässer aufgrund der ausgedehnten Neophytenbestände nicht ohne weiteres klassifiziert werden. Van de Weyer (2001, 2004) entwickelte für thermophile, neophytenreiche Fließgewässer ein Bewertungsschema, welches jedoch die zusätzlich vorkommenden, einheimischen Pflanzenarten nicht ausreichend berücksichtigte. Aus diesem Grund wurde in Absprache mit van de Weyer das Bewertungsverfahren modifiziert (Tab. 2). Neben der Dominanz der Neophyten ist nunmehr auch die Wuchsformendiversität der indigenen Arten von entscheidender Bedeutung, da diese das vorhandene ökologische Potential des Gewässers widerzuspiegeln vermag.

Tab. 2: Das veränderte Bewertungsverfahren gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie

Thermophiler Neophyten-Typ	
Zustandsklasse	
sehr gut	wird bei einer Neophytendominanz bzw. -codominanz nicht vergeben
gut	wird bei einer Neophytendominanz bzw. -codominanz nicht vergeben
mäßig	arten- und wuchsformenreiche Bestände, in denen mindestens eine neophytische Art dominiert oder codominiert und außerdem indigene Arten mit mindestens drei Wuchsformen vertreten sind
unbefriedigend	arten- und wuchsformenarme Bestände, in denen mindestens eine neophytische Art dominiert oder codominiert und außerdem indigene Arten mit 0-2 Wuchsformen vertreten sind
schlecht	Neophyten-Einart-Bestände mit Deckung < 1/4

Die Bewertung der Erft

Das Gewässer wurde orientiert am vorgefundenen Makrophytenbesatz klassifiziert. Die Gewässerabschnitte mit vorliegender Neophytendominanz bzw. -codominanz wurden gemäß Tab. 2 klassifiziert, die Bewertung der übrigen Abschnitte erfolgte gemäß van de Weyer (2001, 2004), wobei subdominant auftretende Neophyten als Störzeiger gewertet wurden. Insgesamt wiesen knapp 1/3

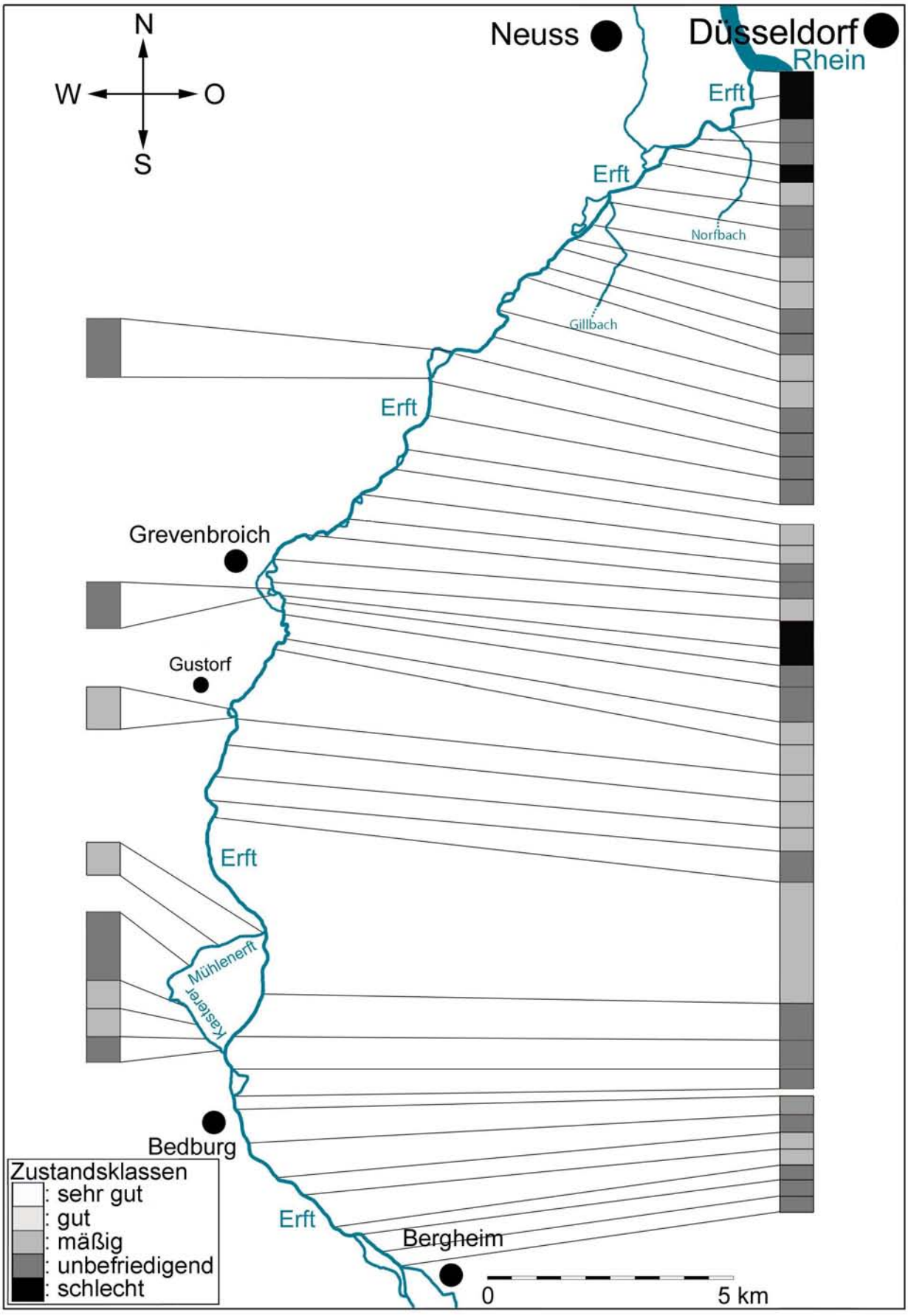


Abb. 2: Die Bewertung der Erft gemäß der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie

aller Abschnitte eine Neophytendominanz bzw. -codominanz auf, wobei diese Abschnitte aufgrund der meist vorhandenen großen Wuchsformendiversität indigener Arten nicht schlechter bewertet wurden als die Abschnitte mit nur subdominant auftretenden bzw. fehlenden Neophytenbeständen (Abb. 2). Die mit „schlecht“ bewerteten Abschnitte waren frei von jeglicher Vegetation, Abschnitte mit Neophyten-Einart-Beständen mit einer Deckung < 1/4, die laut Tab. 2 auch mit schlecht bewertet werden müssten, wurden nicht vorgefunden.

Fazit

Für die Bewertung von Extremgewässern, wie in diesem Fall der Erft, sind die bisher vorliegenden Verfahren nicht optimal. Das hier vorgeschlagene Bewertungsverfahren stellt somit einen Ansatz dar, wie solche Gewässer situationsgerechter bewertet werden können.

Danksagung

Wir danken Herrn Dr. Rose (Erftverband/Bergheim) für die gute Kooperation und Herrn Prof. Dr. Friedrich (Krefeld) sowie Herrn Dr. van de Weyer (Nettetal) für die Anregungen und Anmerkungen bezüglich des Bewertungsverfahrens.

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen einer Diplomarbeit, die in der Abt. Geobotanik der Universität Düsseldorf durchgeführt wurde.

Literatur

Barko, J. W. & Smart, R. M. (1981): Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. Ecological Monographs, 51: 219-253.

Boylen, C. W., Eichler, L. W. & Madsen, J. D. (1999): Loss of native aquatic plant species in a community dominated by Eurasian watermilfoil. Hydrobiologia, 415: 207-211.

Countryman, W. M. D. (1970): The history, spread and present distribution of some immigrant aquatic weeds in New England. Hyacinth Control Journal, 8: 50-52.

Feijoo, C. S., Momo, F. R., Bonetto, C. A. & Tur, N. M. (1996): Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte Egeria densa Planch in a pampastic stream. Hydrobiologia, 341: 21-26.

Friedrich, G. (1966): Compsopogon hookeri Montagne neu für Deutschland. Nova Hedwigia, 12: 399-403.

Friedrich, G. (1973): Ökologische Untersuchungen an einem thermisch anomalen Fließgewässer (Erft/Niederrhein). Schriftenreihe der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 33, 126 S. & Anhang.

Friedrich, G. (2000): Die untere Erft – Ein subtropischer Fluß. In: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Gewässergütebericht 2000: 101-103.

Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft & Stadt, 10: 73-85.

Kowarik, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Eugen-Ulmer Verlag, Stuttgart, 380 S.

Meilinger, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation an der TU München, 128 S. & Anhang.

Moreira, I., Monteira, A. & Ferreira, T. (1999): Biology and control of Parrotfeather (Myriophyllum aquaticum) in Portugal. Ecology, Environment & Conservation 5: 171-179.

Van de Weyer, K. (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Merkblätter Nr. 30, 106 S.

Van de Weyer, K. (2004): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Merkblätter Nr. 39, 60 S. & Anhang.

Typologie und Bewertungsrelevanz silikatischer Mittelgebirgsbäche

Susanne Lohse[1], Peter Rolauffs[2] & Peter Haase[1]

[1] Forschungsinstitut Senckenberg, Forschungsstation für Mittelgebirge, Lochmühle 2, D-63599 Biebergemünd, susanne.lohse@senckenberg.de, peter.haase@senckenberg.de

[2] Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen, peter.rolauffs@uni-essen.de

Keywords: Gewässertypologie, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Makrozoobenthos

Einleitung

Die Bäche der silikatischen Mittelgebirge werden nach der derzeit gültigen Fließgewässertypologie (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2004) in zwei Typen aufgeteilt: Typ 5 (grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche: Schiefer-, Basalt-, Granit- und Gneisregionen) und Typ 5.1 (feinmaterialreiche Mittelgebirgsbäche: vorwiegend Buntsandsteingewässer). Aktuelle Untersuchungen für die Komponente Phytobenthos zeigen allerdings die Tendenz, dass es sich bei den Gewässern der Basaltgebiete um einen eigenständigen Typ handeln könnte.

Hinzu kommt, dass die morphologischen Unterschiede der Gewässer der einzelnen geologischen Formationen sehr auffällig sind. So sind die Bäche der Buntsandsteinregionen durch die dominierenden Sohlsubstrate Sand und faustgroße, plattig ausgebildete Steine gekennzeichnet. Sie haben ein überwiegend ausgeglichenes Abflussverhalten, ihr Chemismus ist sehr silikatisch, ionen- und nährstoffarm und sie sind schlecht säuregepuffert. Die Gewässerdichte ist mit 0,7 km/km^2 gering. In den Bächen der Basaltregionen hingegen dominieren Steine und Blöcke. Die Gewässer weisen große Abflussschwankungen mit Extremabflüssen auf, ihr Chemismus ist silikatisch bis schwach carbonatisch, die Gewässerdichte ist ebenfalls gering (0,5 bis 0,7 km/km^2). Die Gewässer der Schieferregionen sind durch die dominierenden Sohlsubstrate plattige Kiese, Schotter und Steine charakterisiert. Ihr Abflussverhalten ist überwiegend ausgeglichen, ihr Chemismus mit über 60 % SiO_2 silikatisch. Die Gewässerdichte ist mit über 2 km/km^2 sehr hoch (Angaben nach Briem 2003).

Ob sich diese deutlichen morphologischen Unterschiede in der Gewässerbesiedlung widerspiegeln und somit eine Erweiterung der aktuellen Typologie für die Komponente Makrozoobenthos sinnvoll ist, soll hier dargestellt werden.

Material und Methoden

In die Untersuchung sind Frühjahrsdaten (Februar bis April) von Gewässern der Buntsandstein-, Basalt- und Schieferregionen der deutschen Mittelgebirge einbezogen, die als mindestens „gut" voreingestuft waren. Die Daten der Buntsandsteingebiete (n = 18) wurden in Spessart, Odenwald und Pfälzer Wald sowie Nordhessischem und Südniedersächsischem Bergland erfasst, die der Basaltgebiete (n = 15) in Vogelsberg und Westerwald und die der Schiefergebiete (n = 19) in Eifel und Sauerland. Die Gewässereinzugsgebiete der Probestellen liegen überwiegend zwischen 8 und 100 km^2, in zwei Fällen darunter.

Die Erfassung des Makrozoobenthos erfolgte ausschließlich mittels Multi-Habitat-Sampling substratspezifisch nach der AQEM-STAR-Methode (www.eu-star.at). Bei dieser Methode werden insgesamt 20 Teilproben (je 25 * 25 cm) paritätisch aus den vorhandenen Substraten entnommen und zu einer Gesamtprobe vereinigt. Neben der Substratzusammensetzung wurden als abiotische Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Gesamthärte erfasst.

Die resultierenden Taxalisten wurden vor der weiteren statistischen Auswertung taxonomisch bereinigt. Als Vorlage diente die „Operationelle Taxaliste“ (Haase & Sundermann, 2004).

Ergebnisse

Habitatzusammensetzung

Die Habitatzusammensetzung in den Gewässern der einzelnen Regionen zeigt Abb. 1. Es ist zu erkennen, dass in allen drei geologischen Formationen das Lithal, vor allem Gesteine der Korngrößen 6 bis 20 cm (Mesolithal), mengenmäßig überwiegt. Unterschiede zeigen sich in der Zusammensetzung der weiteren Korngrößen und Substrate. So kommt in den Bächen der Basaltregionen ein Anteil an Blöcken (Makro- und Megalithal) von gut 35 %, in den Bächen der Schiefergebiete ein Anteil an Gestein geringerer Korngröße (Mikrolithal, Akal) von ca. 30 % und in den Buntsandsteinbächen ein Anteil an Sanden (Psammal) von gut 20 % hinzu. Auffällig ist außerdem ein höherer Anteil an Makrophyten in den Bächen der Buntsandstein- und Basaltregionen.

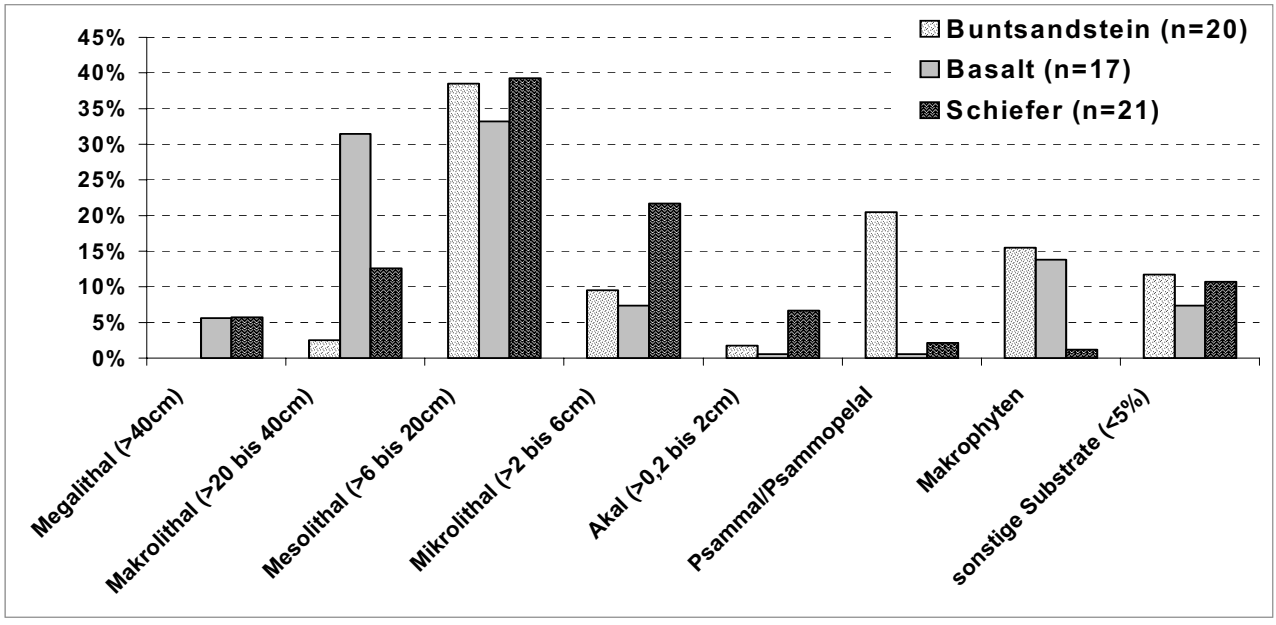


Abb. 1: Habitatzusammensetzung in den Gewässern der drei geologischen Formationen

Chemische Parameter

Die untersuchten Gewässer aller drei Regionen sind silikatisch geprägt, pH-Werte, Leitfähigkeiten und Wasserhärten sind natürlicherweise niedrig. Die Bäche der Basaltregionen weisen gegenüber den Bächen der anderen Formationen die höchsten pH-Werte und Gesamthärten auf (Abb. 2).

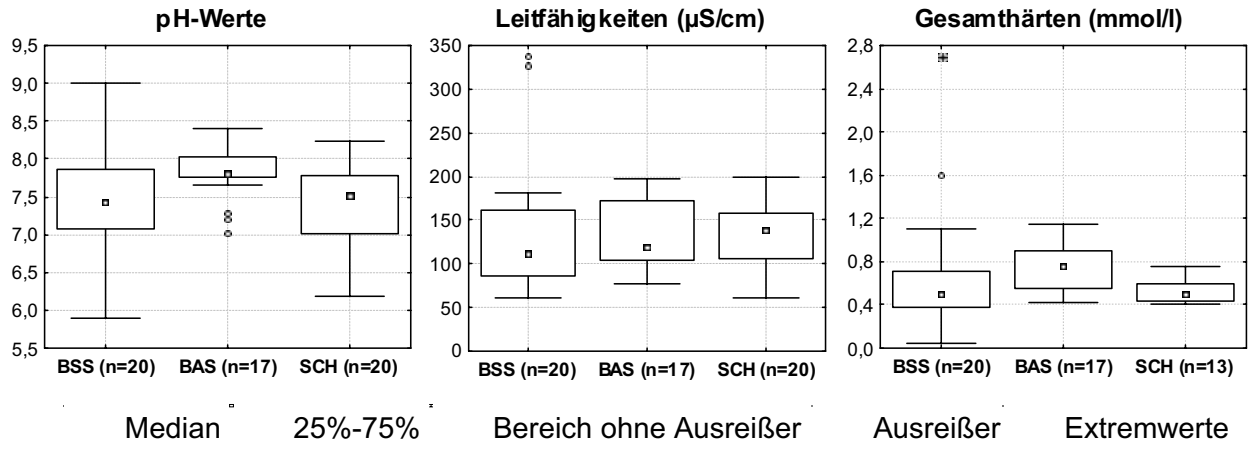


Abb. 2: Chemische Parameter der Gewässer in den drei Formationen (BSS = Buntsandstein, BAS = Basalt, SCH = Schiefer)

Fauna

Die in den Bächen der drei geologischen Formationen erfassten Zönosen entsprechen im Wesentlichen der typischen Artengemeinschaft silikatischer Mittelgebirgsbäche. Unterschiede zwischen den Gewässerzönosen sind bei Betrachtung der Taxazahlen und Individuendichten zu erkennen (Abb. 3). So sind die Taxazahlen in den Basaltbächen mit 39 im Median am geringsten, während in den Buntsandsteinbächen 47 und in den Gewässern der Schiefergebiete 48 Taxa erfasst wurden. Die Individuenzahlen sind im Median in den Gewässern der Schiefergebiete am niedrigsten, wohingegen in den Buntsandsteinbächen mehr als die doppelte Anzahl an Individuen erfasst werden konnte.

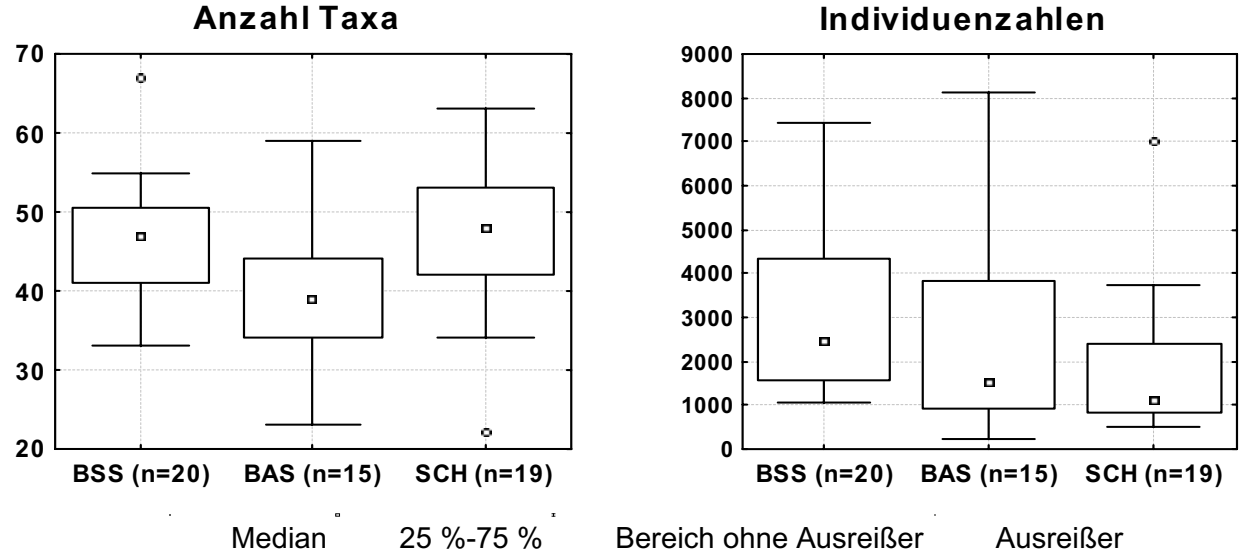


Abb. 3: Taxa- und Individuenzahlen des Makrozoobenthos in den drei Formationen bezogen auf 1,25m^2 (BSS = Buntsandstein, BAS = Basalt, SCH = Schiefer)

Der clusteranalytische Vergleich der biozönotischen Datensätze zeigt eine deutliche Gruppierung der zu derselben geologischen Formation gehörenden Wirbellosengemeinschaften (Abb. 4). Als Distanzmaß wurde der Sörensen-Index gewählt, als Verknüpfungsmodus „Flexible beta“ mit dem Wert -0,25 (Verknüpfung verhält sich ähnlich Ward´s Method).

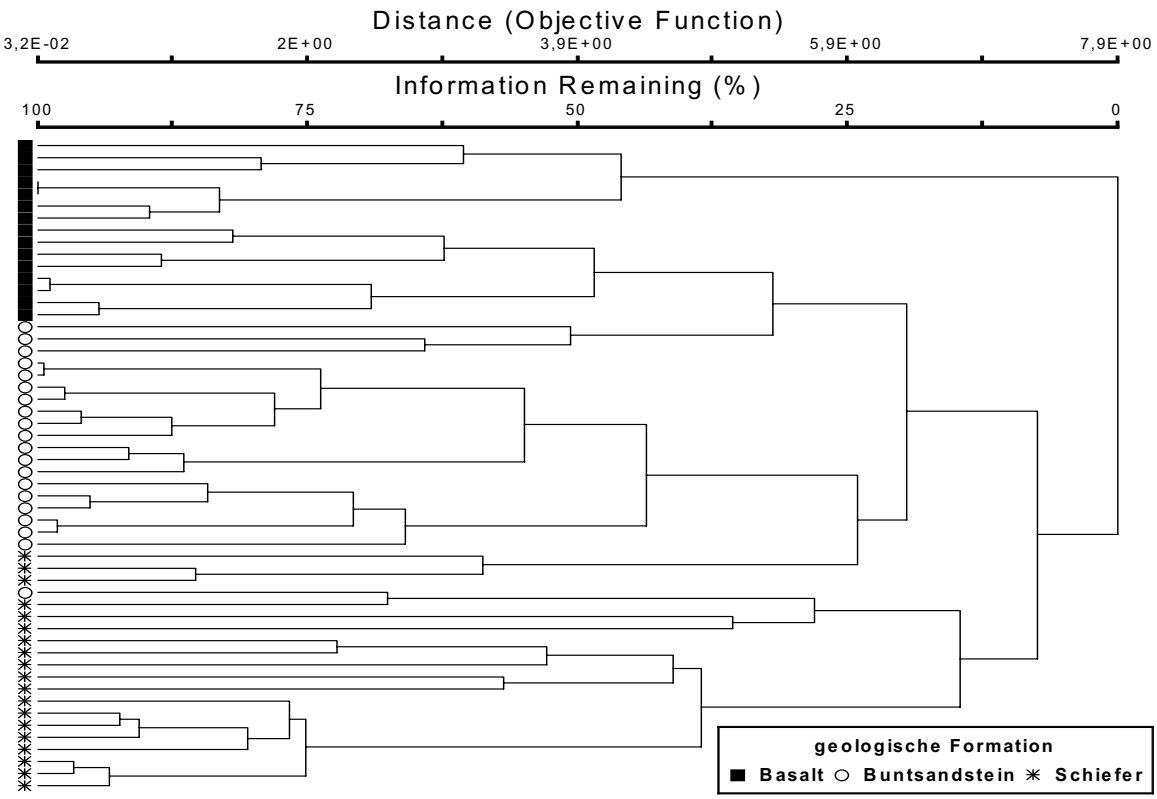


Abb. 4: Clusteranalytischer Vergleich der 54 Datensätze mit 233 Taxa

Auch die Ordination mittels NMS (Non-metric Multidimensional Scaling) zeigt eine deutliche Trennung der Biozönosen der drei Formationen (Abb. 5). Zum Vergleich ist in Abb. 6 das neben dem Mesolithal an den Probestellen vorherrschende Substrat als Overlay hinterlegt. Die Darstellung zeigt einen (wenn auch nicht so deutlichen) Zusammenhang zwischen der Verteilung der Probestellen in der Ordination und der Substratzusammensetzung. Die in den Abb. 5 und 6 dargestellten Achsen erklären etwa 70 % der Variabilität im biozönotischen Datensatz.

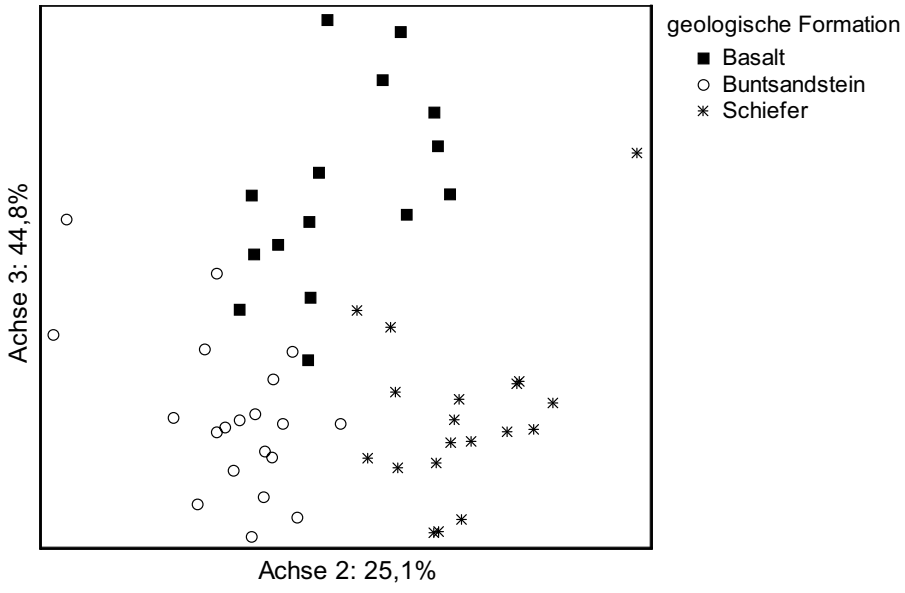


Abb. 5: NMS-Ordinationsdiagramm zur Analyse von 54 Datensätzen mit 223 Taxa mit Kennzeichnung der geologischen Formation (Stress 0,13)

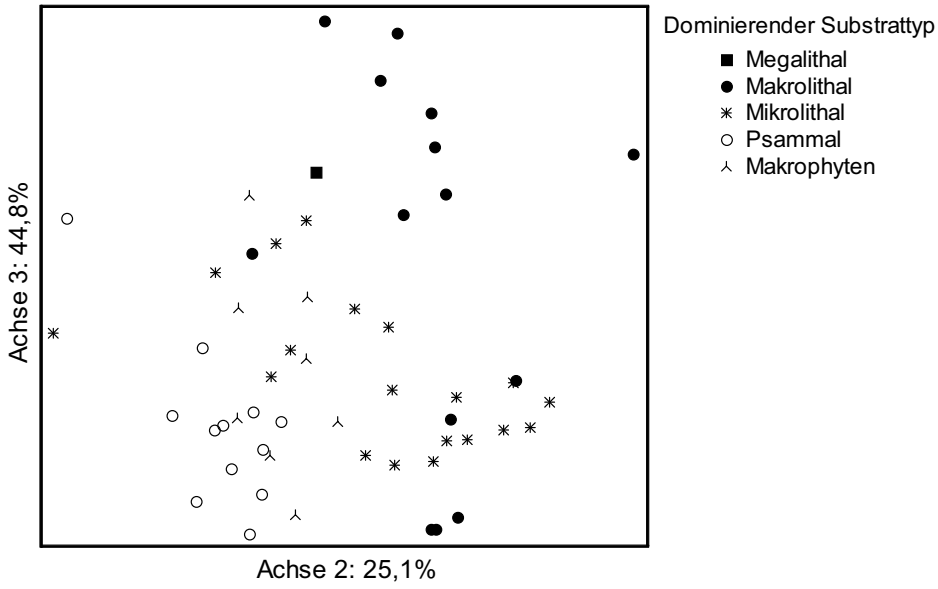


Abb. 6: NMS-Ordinationsdiagramm zur Analyse von 54 Datensätzen mit 223 Taxa mit Kennzeichnung des neben dem Mesolithal dominierenden Substrates (Stress 0,13)

Diskussion und Ausblick

Die hier vorliegenden Daten bestätigen, dass es sich bei den feinmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbächen (Typ 5.1) um einen biozönotisch begründeten Fließgewässertyp handelt. Demgegenüber erweisen sich die Zönosen der grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbäche (Typ 5) als uneinheitlich. Die für das Phytobenthos festgestellte Tendenz, dass auch die Basaltgewässer einen eigenständigen Typ bilden könnten, kann damit auch für das Makrozoobenthos bestätigt werden. Die festgestellten Unterschiede in der Makrozoobenthos-Besiedlung in den untersuchten geologischen Formationen sind im Wesentlichen auf die abiotischen Gegebenheiten, insbesondere die Korngröße der vorliegenden Substrate, zurückzuführen. Ob im Hinblick auf das Makrozoobenthos diese Unterschiede auch bewertungsrelevant sind, ist noch zu überprüfen.

Projektförderung und Anlass

Die Untersuchungen entstanden im Rahmen des EU-Projektes STAR (Förderkennzeichen: EVK1-CT 2001-00089) sowie des LAWA-Projektes O3.02 und sind zugleich Grundlage der Dissertation von Susanne Lohse.

Literatur

Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland – Morphologische Merkmale der Fließgewässer und ihrer Auen. ATV-DVWK-Arbeitsbericht GB-1, Hennef, 176 S.

Haase, P. & Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/best_abschlussbericht_jahr2.pdf.

Pottgiesser, H., Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch angewandte Limnologie, 19. Erg.Lfg. 7/04.

Entwurf eines regionalspezifischen Bewertungssystems für kleine Fließgewässer

Christian Vogt[1] *& Alois Schäfer*[2]

[1] Universität Trier, Schöndorfer Str. 9, D-54292 Trier, krischan.vogt@web.de, [2] Museo de Ciências Naturais, Universidade de Caxias do Sul, P-95070-960 Caxias do Sul

Keywords: biologische Gewässerbewertung, Makrozoobenthos, Mittelgebirge, Region Trier

Einleitung

Im Rahmen eines Forschungsprojektes soll ein Bewertungssystem für kleine, hochdynamische Fließgewässer in der Region Trier entwickelt werden. Dies soll als Basis für Umweltmanagementstrategien für Fließgewässer, auch in Hinsicht auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie, dienen. Folgende Anforderungen werden dabei gestellt:

1. regionaler Bezug zum Untersuchungsraum – der Region Trier – und Anpassung der Bewertung auf die örtlichen Begebenheiten (biogeographische Aspekte, Biodiversität),
2. besondere Berücksichtigung kleiner hochdynamischer Gewässer der Mittelgebirge
3. Vergleichbarkeit der Methoden (Besammlung und Auswertung) sowie
4. einfache und kosteneffektive Durchführung.

Für die Umsetzung wurden zunächst eigene Daten erhoben, um zum einen ein Bild des Artinventars zu bekommen, zum anderen um standardisierte Besammlungsmethoden zu testen. Die weitere Entwicklung des Bewertungssystems erfolgte durch statistische Auswertungen. Hierbei wurde deutlich, dass alle gewünschten Aspekte in einem Bewertungsansatz nicht ohne weiteres berücksichtigt werden können. Als Lösung wurde ein mehrstufiges System entwickelt. Im folgenden wird der Entwurf dieses Bewertungsansatzes vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst das Ruwer-Einzugsgebiet und einige benachbarte Gewässer in der Region Trier. Im unteren Einzugsgebiet ist der Weinbau von Bedeutung. Die Besiedlung ist eher gering, es gibt nur wenige Industriebetriebe und auch die Landwirtschaft ist mit Ausnahme des Weinbaus extensiv und beschränkt sich im Mittellauf auf die Hochterrassen. An deren Rändern entspringen kleine steile Kerbtalbäche. Insgesamt sind die Gewässer nur gering belastet, am stärksten wirkt sich die Versauerung bei einigen Oberläufen aus. Eine größere Belastung war nur unterhalb von Ortschaften festzustellen, die allerdings im Untersuchungszeitraum durch die Inbetriebnahme neuer Kläranlagen verbessert wurde.

Weitere Untersuchungsstandorte lagen im Bitburger Gutland, einer Muschelkalkhochfläche nördlich von Trier, hier trat eine größere organische Belastung durch intensivere Landwirtschaft und einer unterdimensionierten Kläranlage auf. Nach der allgemeinen Gewässertypologie handelt es

sich um kleine silikatische Gewässer der Mittelgebirge (D05 bei AQEM) bzw. karbonatische für das Bitburger Gutland. (Karte in VOGT & SCHÄFER, 2004)

Neben der biologischen Besammlung wurden chemisch-physikalische Parameter erfasst, die zur Berechnung des Chemischen Index nach BACH (1980) erforderlich sind. Die Bedeutung der Struktur für die Verbreitung der Organismen im Gewässer wird berücksichtigt, indem mehrere diesbezügliche Parameter erfasst wurden. In erster Linie ist dies das Grundsubstrat, dass nach eignen Berechnungen einen signifikanten Einfluss auf die Biozönose hat, daneben wird auch das Gewässerumfeld insbesondere mit der Landnutzung kartiert.

Insgesamt wurden 23 Standorte zwischen 1999 und 2001 jeweils im Frühjahr und Spätsommer untersucht, wobei die ersten Untersuchungen im Herbst stattfanden.

Methoden

Ein wesentlicher Aspekt bei dem vorliegenden Bewertungsansatz ist die Besammlungsmethode. Es wurden zunächst fünf Besammlungsmethoden ausgewählt, die für die Untersuchung geeignet erschienen. Diese wurden im Herbst 1999 auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse und die einfache Durchführung getestet und anhand der bei der Durchführung gemachten Erfahrungen bewertet. Im einzelnen handelt es sich um die drei Direktbesammlungsmethoden der zeitlich begrenzten Handbesammlung, dem Surber Sampler und des Driftnetzes (letzteres in Kombination mit der Handbesammlung), sowie um die Expositionssubstrate Basket Sampler und Multiplate Sampler, wobei bei den Basket Samplern zwei unterschiedliche Expositionszeiten (drei und sechs Wochen) getestet wurden.

Die Vergleichbarkeit der Methoden zwischen den Standorten ist dabei am besten bei dem Surber Sampler und den Expositionssubstraten gewährleistet, bei letzteren insbesondere dadurch dass an jedem Standort die gleich Fläche bzw. Volumen und dasselbe Grundsubstrat untersucht wurde. Der Aufwand ist bei der Handbesammlung am geringsten, wobei hier die Erfahrung der Besammler wesentlich ist. Wenn unterschiedliche Personen die Besammlung durchführen können hierdurch unterschiedliche Ergebnisse erreicht werden. Bei den Expositionssubstraten ist die Durchführung an sich relativ einfach und schnell, hier ist die Expositionszeit zu beachten und später ein erhöhter Aufwand bei der Sortierung wenn viel Feinmaterial in die Sampler eingetragen wurde. Dieser Aufwand lässt sich durch geeignete Siebmethoden verringern. Der erhöhte Sortierbedarf besteht auch bei dem Surber Sampler. Ein weiteres Problem ist, dass der Sampler zum einen bei zu kleinen Gewässern wegen zu geringer Breite und Tiefe, zum anderen in größeren Gewässern wie der Ruwer selbst wegen zu großer Wassertiefe nicht angewandt werden konnten.

Nach den Ergebnissen der Voruntersuchung wurden letztlich die Handbesammlung und die Basket Sampler als für den Bewertungsansatz geeignetsten Methoden weiter durchgeführt. Bei beiden Methoden wurde eine ausreichend große Anzahl an Individuen und Taxa erfasst, die Ergebnisse führten zu einer Differenzierung der Standorte nach der Zusammensetzung der erfassten Biozönose. Bei den Basket Samplern wurde dabei festgestellt, dass die Ergebnisse vom Grundsubstrat unabhängig waren, die beeinflussenden Faktoren sind hierbei in erster Linie die Wasserqualität. Bei der Handbesammlung konnten dagegen signifikante Korrelationen der biologischen Daten mit dem Grundsubstrat festgestellt werden.

Biologische Auswertung

Der zweite wesentliche Aspekt bei dem Bewertungssystem ist die Auswertung der erhobenen (biologischen) Daten. In einem ersten Schritt werden bekannte Metriks berechnet und untersucht, ob sie für die gegebenen Anforderungen geeignet sind.

Bei einer Analyse der Korrelationen der biologischen Daten mit den chemisch-physikalischen Daten ergab deutliche Zusammenhänge bei verschiedenen Familienindizes, insbesondere mit dem TBI (Trent Biotic Index; WOODIWISS, 1964) und ASPT (Average Score per Taxon). Hierbei ist allerdings zu beachten, dass die Einzelproben teilweise größere Schwankungen aufwiesen. Ebenso konnten insbesondere die Versauerung teilweise nicht anhand der Indexwerte nachgewiesen werden. Der Vorteil dieser Indizes ist die einfache Durchführung, da für ihre Berechnung keine Artbestimmung notwendig ist. Somit können sie im Gelände ermittelt werden. Für die Voreinschätzung einer guten Gewässergüte sind sie ausreichend.

Der Saprobienindex (sowohl nach DIN-EN 38 410 als auch mit der neuen in AQEM) weist geringe Schwankungen zwischen den Einzelproben auf, so dass hier von einer zuverlässigeren Bewertung ausgegangen werden kann. Allerdings konnte der Saprobienwert bei einigen Proben bzw. teilweise an den entsprechenden Standorten aufgrund zu geringer Abundanzen nicht statistische abgesichert berechnet werden. Dies ist vorwiegend in den kleinen Gewässern und bei Versauerung der Fall, aber auch bei dem stärker belasteten Standort nördlich von Trier war die Standardabweichung für die statistische Absicherung teilweise zu groß. Hier zeigt sich, dass der Saprobienindex (wie viele andere Indizes auch) für Rhithralabschnitte entwickelt wurden, die ein größeres Arten- und Individuenreichtum aufweisen als die in dieser Untersuchung besonders berücksichtigten Oberläufe (SCHÄFER, 1997). Dies ist ein Grund für die Entwicklung eines eigenen Bewertungsansatzes.

Entwurf des Bewertungssystems

Da nicht alle Anforderungen in einer Metrik zusammengefasst werden können, ohne dass es zu einem Informationsverlust kommt bzw. die Durchführung zu aufwändig wird, wird ein mehrstufiges Verfahren vorgeschlagen. Die drei Stufen sind zunächst die Anzahl von EPT-Taxa, dann die Überprüfung des Artenreichtums und der Vergleich mit einer Referenzbiozönose. Die Erfassung der Taxa erfolgt hierbei durch Handbesammlung. Für eine gute Bewertung eines Standortes wird verlangt, dass aus jeder EPT-Ordnung mindestens drei Arten/Taxa vorkommen. Wenn Ephemerotpera fehlen, Plecoptera aber zahlreich vorhanden sind, wird dies als Indiz für eine Gewässerversauerung gewertet. Weitere Hinweise auf Gewässerversauerung sind das Fehlen weiterer empfindlicher Taxa, in erster Linie *Gammarus spp*. (im Untersuchungsgebiet überwiegend *G. fossarum*), eine generell artenarme Biozönose sowie ein Gewässerumfeld, dass typisch für versauerte Gewässer ist, wie ein saures Ausgangsgestein und/oder Fichtenanpflanzungen.

Die Bewertung des Artenreichtums an einem Standort ist von der Gewässergröße abhängig, für Krenal bis Epirhithral wird eine Mindesttaxazahl von 15 für eine gute Bewertung gefordert, für größere Gewässer von 20.

Wenn das Gewässer in diesen Schritten als gut bewertet wurde, ist eine weitere Untersuchung nicht vorgesehen, das Gewässer kann hinsichtlich der Biozönose in die Kategorie „kein weiterer Handlungsbedarf“ eingestuft werden. Sollte eine schlechtere Beurteilung des Standortes erfolgen, so ist in einem nächsten Schritt der Vergleich der vorgefundenen Biozönose mit einer Referenzbiozönose vorgesehen. Hierzu ist eine weitere Bestimmung der erfassten Taxa notwendig.

Tab. 1: Referenzartenliste für das Untersuchungsgebiet

Amphinemura spp. (sulcicollis)	*Baetis spp. (*ohne *B. rhodani)*	*Rhyacophila dorsalis*	*Gammarus fossarum/pulex*
Protonemura spp.	*Habroleptoides confusa*	*Philopotamus spp.*	*Dugesia gonocephala*
Nemura spp.	*Rhithrogena semicolorata*	*Hydropsyche spp.*	*Polycelis felina*
Leuctra spp.	*Epeorus assimilis*	*Plectrocnemia spp.*	
Brachyptera risi		*Potamophylax spp.*	
		Chaetoperyx villosa	
		Sericostoma personatum	

Die Referenzbiozönose wurde mit Hilfe multivariater Statistik aus den vorhandenen Datensätzen gebildet. Eine vorhandene Biozönose als Referenzzustand zu nehmen erschien nicht sinnvoll, da dann für jeden Gewässerabschnitt eigene Referenzzustände ermittelt werden müssten, die nicht nur die Gewässergröße sondern auch die Landnutzung mit berücksichtigen sollte. Außerdem wird bei den standardisierten Besammlungsverfahren keine komplette Biozönose erfasst sondern nur repräsentative Ausschnitte. Eine Erfassung aller vorkommender Arten ist nur mit einem sehr großer Aufwand möglich, so wurden an den Standorten, die über den kompletten Zeitraum von drei Jahren regelmäßig besammelt wurden, bis zuletzt neue Arten nachgewiesen.

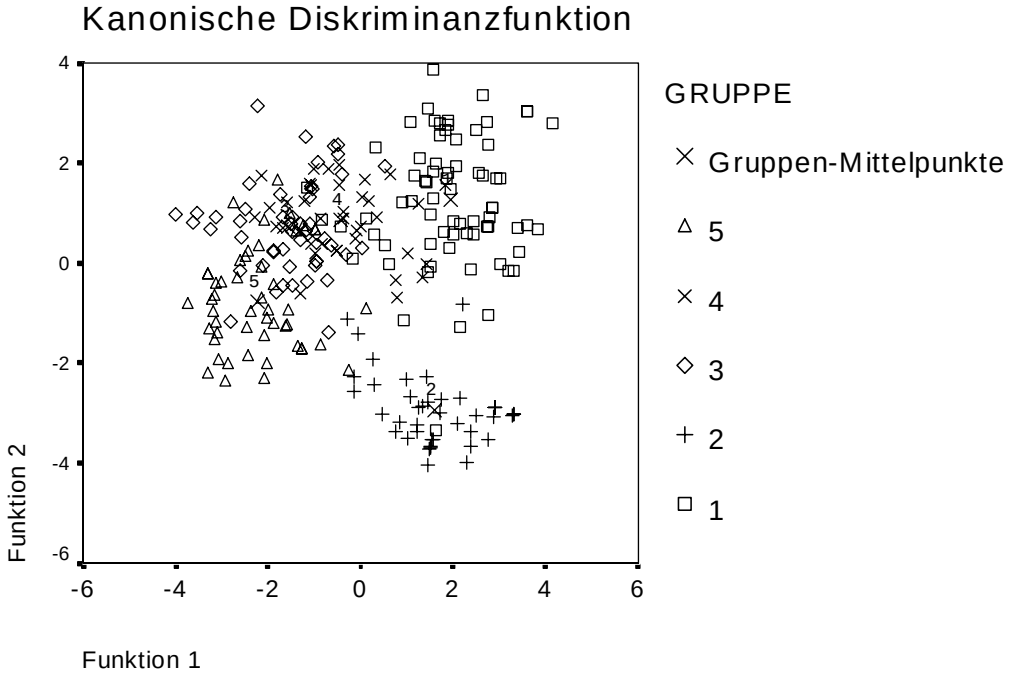


Abb. 1: Kanonische Diskriminanzfunktion der einzelnen Proben anhand der Merkmale des Bewertungsansatzes. Gruppeneinteilung: 1 = Waldbäche, 2 = versauerte Waldbäche, 3 = Wiesenbäche, 4 = kleine Fließgewässer, 5 = belastete Standorte. Richtige Klassifizierung in 80 % der Fälle.

Bei der durchgeführten Analyse für die Entwicklung der Referenzbiozönose wurden die Datensätze aller Standorte verwendet. Bei einer Hauptkomponentenanalyse wurden in einem ersten Schritt diejenigen Taxa und Arten identifiziert, die zu einer Aufteilung der Proben und im günstigen Fall zu einer Abtrennung von Standorten bzw. Standortclustern führen. Diese Aufteilung wird anhand einer Diskriminanzanalyse überprüft.

Die als Trennarten identifizierten Arten werden auf ihre Häufigkeit in der Datenmatrix untersucht und auf ihren bekannten Indikationswert. Bei einem regelmäßigen Vorkommen an kaum belasteten Standorten im Untersuchungsgebiet werden die entsprechenden Arten bzw. teilweise Gattungen in die Liste der Referenzbiozönose aufgenommen. Wenn mindestens die Hälfte der Taxa dieser Liste an einem Standort nachgewiesen wird, erhält er eine gute Bewertung. Eine Überprüfung der einzelnen Proben an den Standorten anhand dieser Einstufung ergab eine gute Übereinstimmung zu der chemisch-physikalischen Gewässergüte, aber auch zu den Werten des Saprobienindexes. Der Bewertungsansatz wurde mit einer Diskriminanzanalyse überprüft. Die einzelnen Proben wurden anhand der ermittelten Werte klassifiziert. Die so gebildeten Gruppen stimmen in 80 % der Fälle mit der Einteilung der Standorte anhand ihrer Struktur und Gewässergüte überein.

Wenn ein Standort nach diesem System nicht gut bewertet wurde, ist eine weitere Untersuchung erforderlich, um den eigentlichen Verbesserungsbedarf feststellen zu können. Hier ist die Anwendung der Expositionssubstrate vorgesehen, wodurch die Unterscheidung zwischen strukturellen Defiziten oder einer zu schlechten Wasserqualität durch ihre Substratunabhängigkeit möglich wird.

Zusammenfassung

Der vorgestellte Entwurf bezieht sich in erster Linie auf die Voreinstufung von Gewässern. Bei einer guten biologischen Bewertung ist ein weiterer Untersuchungs- und Sanierungsbedarf nicht gegeben, wenn dieser gute Zustand nach diesem Index nicht erreicht wird, sind weitere Untersuchungen notwendig, die dann eine Bestimmung des Artinventars bis zum niedrigsten praktikablen Niveau beinhalten. Durch die Voreinstufung kann eine Konzentration der eingesetzten Ressourcen auf die Gewässer erfolgen, bei denen ein Sanierungsbedarf besteht. Dies ist vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie wichtig, die für alle größeren Gewässer (EZG > 10 km²) eine mindestens gute Gewässerqualität fordert. Die vorliegende Arbeit geht in der Hinsicht über die EU-WRRL hinaus, dass hier der Fokus auf kleinere Gewässer liegt, die nicht unter den Anwendungsbereich dieser Richtlinie fallen.

Literatur

Bach, E. (1980): Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität in Fließgewässern. DGM 4/5, 102-106.

Woodiwiss, F. S. (1964): The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemical industry, 11, 443-447.

Schäfer, A. (1997): Biogeographie der Binnengewässer. Teubner Studienbücher Geographie, Stuttgart 258 S.

Vogt, C. & Schäfer, A. (2004): Der Einsatz von Kunstsubstraten in der Gewässerbewertung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 119-123.

Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse – Entwicklung eines Bewertungssystems mit Makrozoobenthos

Katja Birke[1] *& Armin Lorenz*[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen, katja.birke@uni-essen.de

Keywords: Fließgewässer, Sandflüsse, Bewertungssysteme, Gewässertypologie, Makrozoobenthos

Einleitung

Große, breite, sich in Mäandern durch die Ebene windende Tieflandflüsse sind heute in Deutschland weitgehend von der Bildfläche verschwunden, da die meisten der großen Flüsse kanalisiert, begradigt und von anthropogener Nutzung überprägt sind. Da die anthropogene Degradation dieser Flüsse und ihrer Gewässerabschnitte unterschiedlich stark ausgeprägt ist, ergibt sich ein Gradient bezüglich des ökologischen Zustandes, der sich in der Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose widerspiegelt. Aufgrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird eine Einstufung des ökologischen Zustandes der Gewässerabschnitte zur Voraussetzung, um eine effiziente Maßnahmenplanung bezüglich der Renaturierung zu gewährleisten. Um die ökologischen Unterschiede verschiedener Gewässerabschnitte sichtbar zu machen, wird ein gewässertypspezifisches Bewertungssystem benötigt, welches auf Makrozoobenthosdaten basiert und im Ergebnis zu einem Multimetrischen Index führt.

Die Entwicklung eines solchen multimetrischen Bewertungssystems für die großen sand- und lehmgeprägten Tieflandflüsse mit einem Einzugsgebiet größer 1.000 km² soll in diesem Beitrag vorgestellt werden. Die unter Typ 15 definierten sand- und lehmgeprägten Tieflandflüsse nach Pottgiesser und Sommerhäuser (2004) beinhalteten bisher Einzugsgebietsgrößen von 100 bis 10.000 km². Das existierende Bewertungssystem für diesen Typ (Meier et al., 2004) basierte auf Untersuchungen an Gewässern mit einem Einzugsgebiet kleiner 1.000 km². Biozönotische Unterschiede zwischen den beiden Einzugsgebietsklassen (100-1.000 km² und 1.000-10.000 km²) konnten bereits nachgewiesen werden (Lorenz et al., im Druck) und bedingen somit die Notwendigkeit eines eigenen Bewertungssystems für die sand- und lehmgeprägten Tieflandflüsse mit einem Einzugsgebiet von 1.000 bis 10.000 km² (Typ15_groß). Diese Arbeit erfolgte im Rahmen einer Studienarbeit und stand im Zusammenhang mit Projekten der LAWA (Haase et. al, 2004) und des Umweltbundesamtes (Meier et al., 2004).

Untersuchungsdesign

Im Sommer 2003 wurden 11 Gewässerabschnitte dieses Fließgewässertyps in Norddeutschland beprobt. Zu den ausgewählten Flüssen zählten Lippe, Vechte, Ems, Hase, Hunte, Aller, Havel und Spree. Die Auswahl der Probestellen erfolgte anhand eines Degradationsgradienten bezüglich der Gewässermorphologie von relativ naturnah, über schwach bis stark degradiert, wie in Tab. 1 exemplarisch an 3 Probestellen dargestellt.

Tab. 1: Charakteristika von 3 ausgewählten Probestellen (Darstellung des Degradationsgradienten)

	Ems	**Vechte**	**Lippe**
Probestelle	Fuestrup (RW 3411615, HW 5767421)	Emlichheim (RW 2558010, HW 5830224)	Ahsen (RW 2591003, HW 5730540)
Einzugsgebiet	1.898 km^2	1.719 km^2	3.266 km^2
Flussverlauf	gekrümmt	gestreckt bis gerade (begradigt)	gestreckt bis gerade (begradigt)
Profil	eingetieft, aber abgeflachte Uferkante	eingetieft	Trapezprofil, eingetieft, Steinschüttung
Rückstau	fehlt	fehlt	deutlich erkennbar
Tiefenvarianz	groß	bedingt vorhanden	nahezu fehlend
Strömungsvarianz	groß	nahezu fehlend	nahezu fehlend
Sohlsubstrat	100 % Sand (Psammal) mit vielen biotischen Mikrohabitaten (Makrophyten, Xylal, CPOM)	90 % Sand (Psammal)+ Schlamm (Psammopelal), 10 % mittelgroße Steine (Mesolithal), biotisches Mikrohabitat: Makrophyten	100 % Makrolithal (durchgehend Steinschüttung)+ biotisches Mikrohabitat: emergente Makrophyten
Gewässerrandstreifen	10-20 m breiter Gewässerrandstreifen mit Ufergehölzen	Gewässerrandstreifen < 5 m, Ufergehölze fehlen weitgehend	Gewässerrandstreifen fehlt, Ufer stark durch Nutzung überprägt, keine Ufergehölze, Steilufer
Durchwatbarkeit	durchwatbar	teilweise durchwatbar	nicht durchwatbar
Totholz	vereinzelte Vorkommen	fehlt	fehlt
Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen	fehlen	extensiv, auf das Ufer beschränkt	intensiv, Ufer und Sohle

Die Makrozoobenthosbeprobung erfolgte mit Hilfe eines Shovel-Samplers nach der „Multi-Habitat-Sampling"-Methode (Haase & Sundermann, 2004). Zusätzlich wurden abiotische Begleitdaten, Gewässerstrukturparameter und Landnutzungsparameter des Einzugsgebiets, aufgenommen. Die Makrozoobenthosproben wurden nach einer standardisierten Methode aussortiert (Haase & Sundermann, 2004) und bestimmt, so dass als Ergebnis für jede Probestelle eine Taxaliste vorlag.

Analyse

Auf der Taxaliste basierend wurde eine Vielzahl von Metrics mit Hilfe des AQEM-Programmes (herunterladbar unter http://www.fliessgewaesserbewertung.de) berechnet, u.a. Ernährungstypen, Strömungs-, Längszonierungs- und Habitatpräferenzen sowie Anteile taxonomischer Gruppen und Diversitätsindizes. Entsprechend ihrer ökologischen Aussagekraft wurden sie den 4 Metricgruppen: Zusammensetzung/Abundanz, Vielfalt/Diversität, Toleranz, und funktionale Gruppen zugeordnet. Im weiteren Verlauf wurden Korrelationsanalysen zwischen den Metricergebnissen der 11 Probestellen mit den Strukturparametern, bzw. zwischen den Metricergebnissen der 11 beprobten Stellen plus 39 weiterer der Auswertung zur Verfügung gestellten Datensätze, aus Routineuntersuchungen verschiedener Staatlicher Umweltämter, und den Landnutzungsparametern durchgeführt.

Tab. 2: Ausgewählte Metrics für den Multimetrischen Index des Bewertungssystems

Metric-Typ	Metric-Name	Bemerkung
Zusammensetzung, Abundanz	EPT [%]	basierend auf Häufigkeitsklassen
Vielfalt, Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	
Toleranz	Potamon-Typie-Index (PTI)	
funktionale Gruppe	Anteil rheophile Taxa [%]	basierend auf Häufigkeitsklassen
funktionale Gruppe	Hyporhithral-Besiedler [%]	

Die mit Struktur oder/und Nutzungsparametern am besten korrelierenden Metrics wurden ausgewählt und sind in Tab. 2 dargestellt. Um einen möglichst hohen Wiedererkennungseffekt zwischen den Bewertungssystemen der verschiedenen Gewässertypen zu erreichen, wurden insgesamt 5-6 Metrics ausgewählt, wobei 2-3 funktionale Gruppen und je ein Metric aus den übrigen Metricgruppen, die nicht miteinander autokorrelieren, vertreten sein sollten.

Ergebnisse und Interpretation

Der Metric EPT [%] (Anteil Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), in Abb. 1 dargestellt, als auch die Shannon-Wiener-Diversität (Abb. 2) korrelieren stark negativ mit dem Anteil Siedlungsfläche (Stadt und Industrie) im Einzugsgebiet. Dies zeigt, dass Ephemeropteren und Trichopteren an natürliche Strukturen gebunden sind und mit Zunahme des anthropogenen Eingriffs (in Form von Siedlungsflächenanteilen) abnehmen bzw. ganz verschwinden. Der Potamon-Typie-Index (PTI) ist entwickelt worden, die großen Flüsse und Ströme Deutschlands ökologisch zu charakterisieren (Schöll et al., in Vorbereitung). Bei diesem betrachteten Gewässertyp weisen hohe PTI-Werte auf stärker degradierte Stellen und niedrige PTI-Werte auf schwächer degradierte Stellen hin (Abb. 3). Die Korrelation ($r^2 = 0{,}28$) des PTI innerhalb des Datensatzes ist relativ schwach, weil dieser Index nicht explizit für diese „großen“ Sandflüsse, die sich am unteren Ende der Einzugsgebietsgröße dieses Metrics der Ströme Deutschlands befinden, erstellt wurde. Da es keinen besser „funktionierenden“ Toleranzmetric gibt, ist hier Handlungsbedarf nach einem typeigenen Faunaindex gegeben. Wie in Abb. 4 erkennbar, korreliert der Anteil der rheophilen Taxa positiv mit der prozentualen Deckung des Ufergehölzbestandes bezogen auf die Länge der Probestelle. Sind viele Bäume vorhanden, kann viel Holz ins Gewässer fallen und den rheophilen Taxa ein Anheftungssubstrat bieten, sowie ein vielfältiges Strömungsmosaik erzeugen. Eine hohe Korrelation erreicht auch der Metric: Hyporhithralbesiedler [%] mit dem Psammalanteil der Gewässersohle (vgl. Abb. 5). Mit zunehmender Gewässergröße nimmt besonders im Tiefland die Korngröße des Substrates ab. Natürlicherweise in diesen Bereichen vorkommende Makroinvertebraten besiedeln also vorzugsweise feinere Substrate. Bei hohen Anteilen von Makrolithal (Steinschüttung; somit geringere Anteilen an Psammal) nehmen somit die Anteile an Hyporhithralbesiedlern ab.

Multimetrischer Index

Die Metricergebnisse wurden auf Werte zwischen 0 (niedrigster Wert) und 1 (höchster Wert) normiert (vgl. Tab. 4) und durch Mittelwertbildung zum Multimetrischen Index zusammengefasst. Das Ergebnis wurde anschließend in eine Qualitätsklasse (Tab. 3) überführt, die Auskunft über den ökologischen Zustand der Probestelle gibt. Die Ergebnisse des Multimetrischen Indexes (Tab. 4) zeigen deutlich die Trennung der 3 ausgewählten Probestellen voneinander. Datensätze verschiede-

ner Routineuntersuchungen bestätigen dieses beispielhafte Ergebnis und somit die Anwendbarkeit dieses Multimetrischen Indexes für große sand- und lehmgeprägte Flüsse mit einem Einzugsgebiet größer 1.000 km^2.

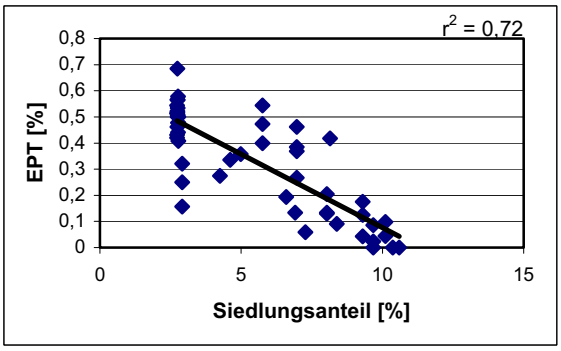


Abb. 1: Korrelation zwischen EPT [%] und dem Siedlungsanteil im Einzugsgebiet

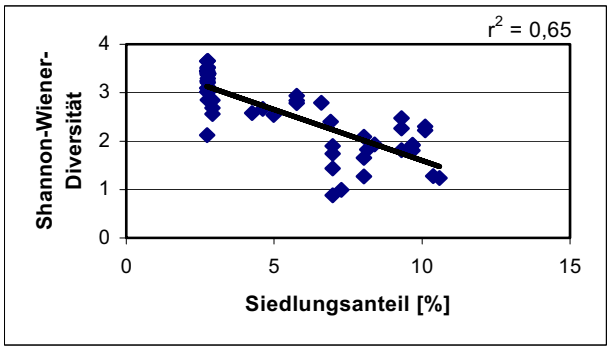


Abb. 2: Korrelation zwischen Shannon-Wiener-Diversität und dem Siedlungsanteil im Einzugsgebiet

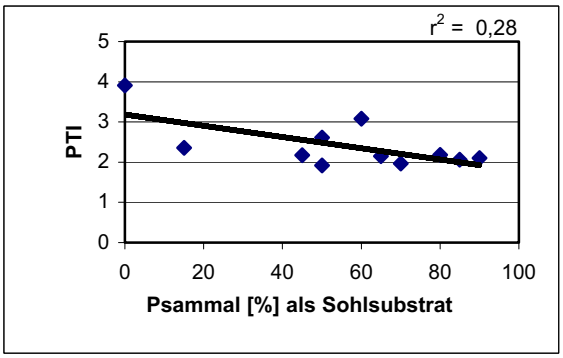


Abb. 3: Korrelation zwischen PTI und dem Psammalanteil der Gewässersohle

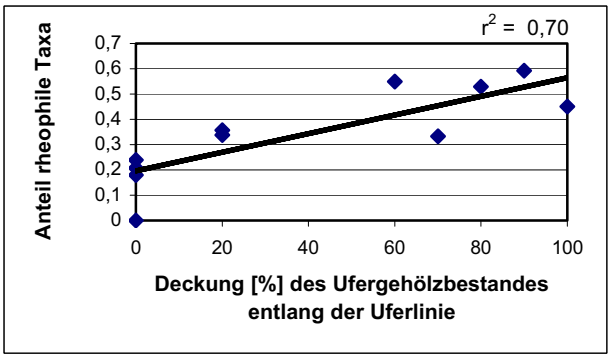


Abb. 4: Korrelation zwischen Anteil rheophiler Taxa mit dem Ufergehölzbestand

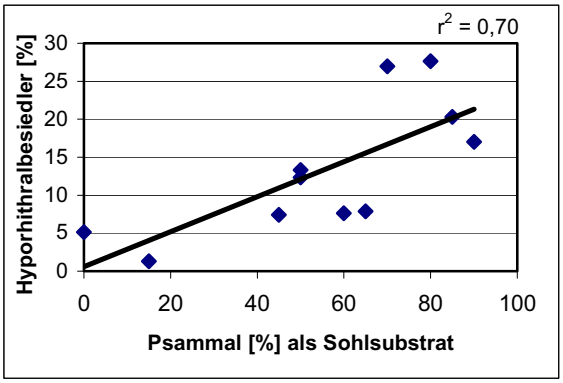


Abb. 5: Korrelation zwischen Hyporhithralbesiedlern [%] und dem Psammalanteil der Gewässersohle

Tab. 3: Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen

Ökologische Zustandsklasse	Ergebnis des Multimetrischen Indexes
sehr gut	>0,8
gut	>0,6 - 0,8
mäßig	>0,4 - 0,6
unbefriedigend	>0,2 - 0,4
schlecht	<=0,2

Tab. 4: Ursprungswerte und normierte Metricwerte mit dem Multimetrischen Index für die 3 ausgewählten Probestellen

	Ems_Fuestrup		Vechte_Emlichheim		Lippe_Ahsen	
Metricergebnisse	Originalwert	normiert	Originalwert	normiert	Originalwert	normiert
EPT [%]	0,42	0,70	0,27	0,46	0,00	0,00
Shannon-Wiener-Diversität	1,82	0,33	2,58	0,63	1,24	0,09
PTI	2,06	0,94	1,92	0,99	3,91	0,23
Anteil rheophile Taxa [%]	0,59	0,99	0,21	0,29	0,00	0,00
Hyporhithral-Besiedler [%]	20,31	0,62	13,33	0,32	5,13	0,00
Multimetrischer Index		0,71		0,54		0,06
Ökologische Zustandsklasse		**gut**		**mäßig**		**schlecht**

Fazit und Ausblick

Das neue Bewertungssystem für die großen Sandflüsse ist stabil, „funktioniert“ und gibt plausiblere Ergebnisse als das System für den Typ 15 mit kleinerem Einzugsgebiet. Die Ergebnisse verdeutlichen die Zusammenhänge zwischen der morphologischen Degradation und der Makrozoobenthosbesiedlung und tragen somit der biozönotischen Trennung Rechnung. Somit wird deutlich, dass große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse mit einem Einzugsgebiet zwischen 1.000 und 10.000 km^2 einen eigenen Fließgewässertyp, Typ15_groß, darstellen. Kritisch anzumerken ist, dass zur Entwicklung des Multimetrischen Indexes keine Referenzzustände herangezogen werden konnten, da sie in Deutschland nicht mehr existieren, und ein gewässertypeigener Faunaindex als Bestandteil des Bewertungssystems fehlt. Dieser Handlungsbedarf wird demnächst abgedeckt, da im Rahmen einer Diplomarbeit im Sommer 2004 Referenzzustände großer Sandflüsse in Polen beprobt wurden und diese zur Entwicklung eines neuen Multimetrischen Indexes, mit einem typspezifischen Faunaindex als Bestandteil, herangezogen werden.

Literatur

Haase, P. & Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. [http://www.fliessgewaesserbewertung.de, Stand September 2004].

Haase, P., Sundermann, A., Feld, C. K., Hering, D., Lorenz, A., Meier, C., Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Zenker, A. (2004): Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos). Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. [http://www.fliessgewaesserbewertung.de, Stand September 2004].

Lorenz, A., Feld, C. K. & Hering, D. (im Druck): Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. Limnologica.

Meier, C., Hering, D., Biss, R., Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Haase, P. & Schöll, F. (2004): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Vorläufiger Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. [http://www.fliessgewaesserbewertung.de, Stand September 2004].

Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch der Limnologie, 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.

Schöll, F., Haybach, A. & König, B. (in Vorbereitung): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von großen Fließgewässern. Hydrologie und Wasserwirtschaft.

Referenzorientierte ökologische Bewertung der salzbelasteten Werra anhand des Makrozoobenthos

Gerd Hübner & Ulrich Braukmann

Universität Kassel, FG Gewässerökologie und Gewässerentwicklung, Nordbahnhofstr. 1a, D-37213 Witzenhausen, e-mail: gerd.huebner@uni-kassel.de; u.braukmann@uni-kassel.de

Keywords: Werra, Makrozoobenthos, Salzbelastung, Bewertung, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Obgleich die Salzbelastung der Werra durch die hessisch-thüringische Werra-Kaliindustrie sehr stark reduziert und wesentlich gleichmäßiger gestaltet werden konnte (FGG Weser, 2004), zeigten bisherige Untersuchungen keine wesentlichen Veränderungen der stark degradierten Makrozoobenthosfauna (Hübner & Braukmann, 2003). Es stellt sich die Frage, wie die aktuelle ökologische Situation des salzbelasteten Flussabschnitts nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu bewerten ist und welche Methoden dafür heranzuziehen sind. Erste Ausführungen zu dem hier dargestellten referenzorientierten Bewertungsansatz finden sich bei Braukmann & Hübner (2004).

Probestellen und Untersuchungsmethoden

Die vergleichende Untersuchung bezieht sich auf die vier repräsentativen Werra-Probestellen: „Barchfeld-R“ als weitgehend naturnahe Referenzstelle oberhalb des salzbelasteten Flussabschnitts, „Gerstungen-S“ am Werra-Mittellauf im Bereich der stärksten Salzbelastung sowie „Frieda-S“ und „Blickershausen-S“ im oberen und unteren Abschnitt des Werra-Unterlaufs. Einige Kennwerte zu den Probestellen, die sich nach der Deutschen Fließgewässertypenkarte (Stand 12/2003; Pottgiesser et al., 2004) alle am Gewässertyp „9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges“ befinden, sind Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Kennwerte der Werra-Probestellen 2003

	Barchfeld-R	**Gerstungen-S**	**Frieda-S**	**Blickershsn.-S**
Entfernung Quelle/Entfernung Münd. [km]*	106/189	158/137	232/63	282 / 13
Oberirdisches Einzugsgebiet [km²]	ca. 1820	ca. 3040	ca. 4390	ca. 5420
Langjähriger Mittelwasserabfluss MQ [m³/s]	21**	31**	41^	50^
Gewässerstrukturgüteklasse	2*	2*	5^^	6^^
Hauptsohlsubstrate (L: Lithal; P: Psammal)	L,P, Xylal, Akal	L, Akal, P	P, L, Pelal	L, P, Akal
El. Leitfähigkeit (n = 4 bzw. 9) [Mikro-S/cm]	460 bis 670	6530 bis 85550	4360 bis 7340	4160 bis 5450
Chlorid-Konzentration (n = 4 bzw. 6) [mg/L]	23 bis 51	1842 bis 2510	1121 bis 2014	1116 bis 1414
Salinität (n = 4 bzw. 6) [‰]	0,4 bis 0,5	3,7 bis 4,9	2,5 bis 4,1	2,5 bis 3,2
*): nach ARGE Weser (1998); **): Pegel Breitungen bzw. Gerstungen nach TLUG (2004); ^): nach HLUG (2004); ^^): nach HMULF (2000)				

Jede Probestelle umfasste einen 20 m langen Werra-Abschnitt, an dem im Frühjahr, Sommer und Herbst 2003 eine Makrozoobenthos-Untersuchung erfolgte. Entlang des durchwatbaren uferparallelen Gewässerstreifens einer Flussseite wurden je Untersuchungstermin und Probestelle sechs

Makrozoobenthos-Teilproben durch Sammelnetzzüge über Grund gewonnen, womit zusammen eine Fläche von etwa 1 m² erfasst wurde. Die Verteilung der Teilproben erfolgte – so gut es die Sichtverhältnisse zuließen – gemäß der jeweiligen Flächenanteile der Sohlsubstrate. Zusätzlich wurden etwa 10 Hartsubstrate (Steine/Totholz) nach sessilen Formen abgesucht. An den Uferstreifen der so beprobten Abschnitte wurden auch terrestrische Stadien von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, merolimnischen Netzflüglern und Libellen durch Handnetzfang bzw. Sichtbeobachtung aufgenommen.

Es wurden alle Gruppen des Makrozoobenthos bearbeitet und mit Ausnahme der Ceratopogonidae, Chironomidae, Nematoda und Oligochaeta nach Möglichkeit bis zur Art oder Arten-Gruppe bestimmt.

Für den Vergleich der Faunenähnlichkeit des Makrozoobenthos wurden bewährte Ähnlichkeitsindices nach Jaccard (1901), Czekanowski (1913; zitiert nach Hellawell, 1986), Renkonen (1938) und Pinkham-Pearson (1976, Index „B“) eingesetzt.

Ergebnisse

Für die Werra bei Barchfeld konnten insgesamt über 70 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen werden (Abb. 1), unter denen sich zahlreiche gefährdete und teilweise auch sehr flusstypische Arten befanden (Tab. 2). Besonders bemerkenswert erscheint neben dem Fund der seltenen Steinfliege *Brachyptera braueri* das zahlreiche Vorkommen von *Brachycentrus subnubilus* und *Aphelocheirus aestivalis*. Letztere Art wurde nach Brettfeld et al. (2003) erst im Jahr 2002 für Thüringen nachgewiesen. Neben diesen gefährdeten Arten traten aber auch belastungstolerante Gewässerorganismen wie *Asellus aquaticus, Erpobdella octoculata* oder Tubificidae in relativ hohen Abundanzen auf. Die längszonalen Präferenzen der Barchfelder Makrozoen wiesen insgesamt auf hyporhithrale bis epipotamale Verhältnisse hin.

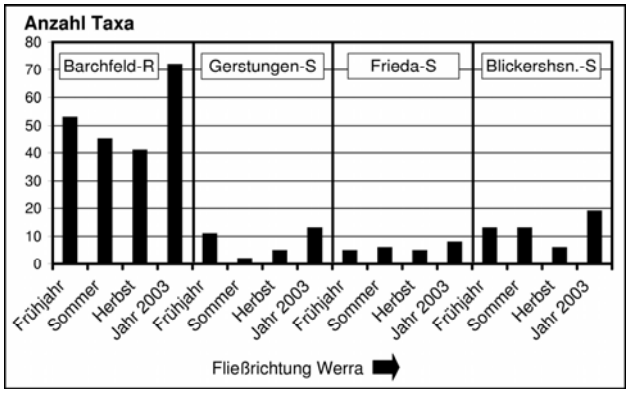


Abb. 1: Taxazahlen des Makrozoobenthos ausgewählter Werra-Probestellen (nur Taxa mit aquatischem Nachweis)

Tab. 2: Werra bei Barchfeld: Rote-Liste-Arten

Art, Stadium [I: Imago, L: Larve]	RL Thü.*	RL D.^	Individuenzahl
Brachyptera braueri [L]	1	1	1
Brachyptera risi [L]	3		1
Baetis vardarensis [L]	2	3	4
Ecdyonurus dispar [L]	2		2
Ecdyonurus cf. *torrentis* [L]	3		1
Heptagenia sulphurea [L]	2		83
Torleya major [L]	3		181
Brachycentrus subnubilus [L]	1	3	430
Lasiocephala basalis [I, L]	3		98
Lepidostoma hirtum [L]	3		13
Sisyra terminalis [I]		V	1
Orectochilus villosus [L]	3		10
Aphelocheirus aestivalis [I, L]	!**	V	98
Acroloxus lacustris [I]		V	1

*): TLUG (2001); ^): Binot et al. (1998); **): s. Text

Für die salzbelasteten Werra-Probestellen waren jeweils nur 8 bis 19 Taxa mit aquatischem Nachweis in der Jahresbilanz zu verzeichnen (Abb. 1). An der unteren Werra bei Frieda zeigte sich insgesamt sogar eine qualitativ noch stärker verarmte Makrozoobenthosfauna als im Bereich der größten Salzbelastung. Erst für Blickershausen ist eine Zunahme der Taxazahlen zu konstatieren.

Abb. 2 verdeutlicht die extreme Dominanz von *Gammarus tigrinus* im salzbelasteten Flussabschnitt. Bei Gerstungen betrug die relative Abundanz dieser Art im Sommer und Herbst über 99,9 %. Erst an der unteren Werra erreichten daneben auch Vertreter der Oligochaeta, Diptera sowie *Potamopyrgus antipodarum* nennenswerte Anteile am Makrozoobenthos.

Eine Auswertung nach dem Saprobienindex (Gelbdruck DIN 38410, Stand 03. 12. 03) ergab für die Probestelle bei Barchfeld die LAWA-Gewässergüteklasse II bzw. die Saprobielle Qualitätsklasse 3 nach der Klassifizierung von Rolauffs et al. (2003) für Gewässertyp 9. Die Saprobienindices für die salzbelasteten Probestellen lagen im Bereich der LAWA-Gewässergüteklasse II bzw. II-III und waren alle ebenfalls der Saprobiellen Qualitätsklasse 3 zuzuordnen. Bei Gerstungen und Frieda erreichten die Abundanzsummen der Saprobier allerdings nicht den nach der DIN geforderten Mindestwert.

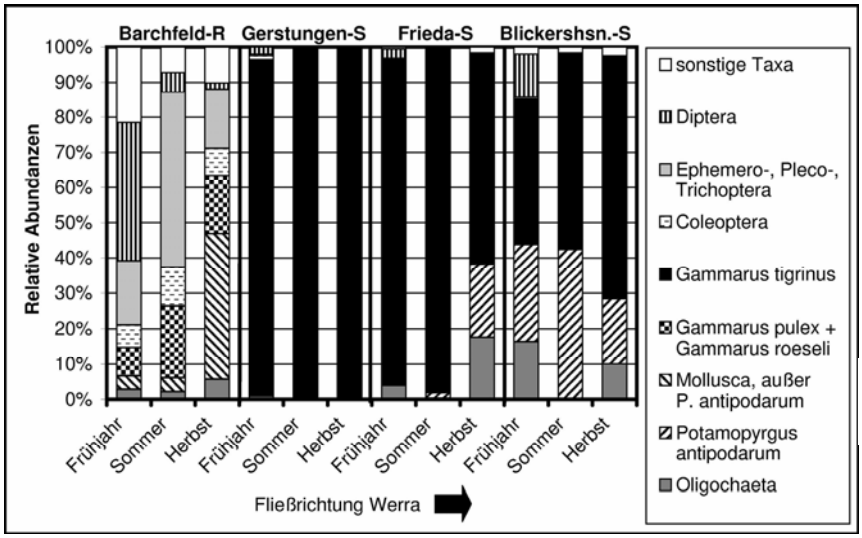


Abb. 2: Makrozoobenthos ausgewählter Werra-Probestellen 2003: Relative Abundanzen (aquatische Stadien)

Wie Abb. 3 darstellt, liegt die Ähnlichkeit der Makrozoobenthosfauna zwischen der Referenzstelle bei Barchfeld und den salzbelasteten Probestellen je nach Jahreszeit und verwendetem Index nur zwischen 0 % bis 14 %. Ähnlichkeiten über 10 % ergeben sich nur beim Jaccard-Index, der keine Abundanzen berücksichtigt, sowie bei der Berechnung nach Renkonen, bei der nicht die absoluten Häufigkeiten, sondern die Dominanzen der Arten einbezogen werden.

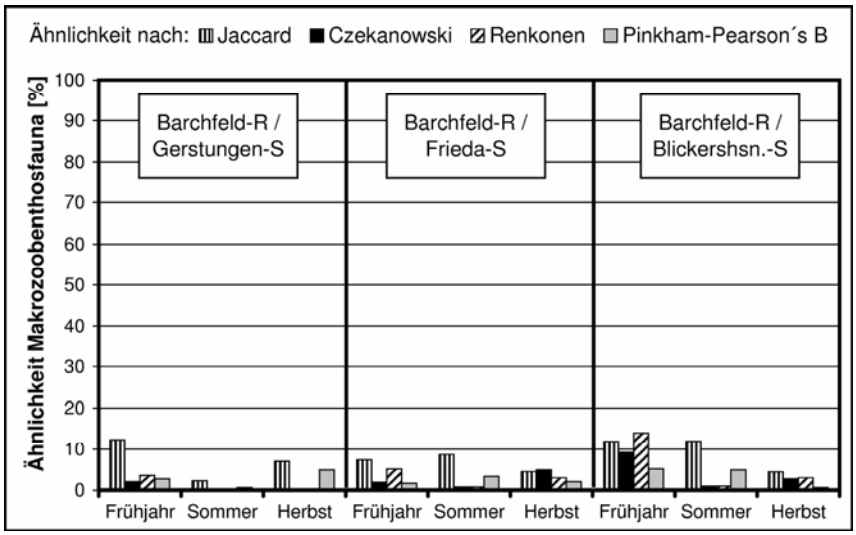


Abb. 3: Vergleich der Faunenähnlichkeit des Makrozoobenthos ausgewählter wählter Werra-Probestellen 2003

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass es sich bei der Barchfelder Probestelle nicht um eine ideale Referenz im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie handelt. Die Gewässergüte ist mäßig beeinträchtigt, und es fehlen weitere standorttypische Fließgewässer-Arten wie beispielsweise *Potamanthus luteus* und *Oligoneuriella rhenana*, die noch 1951 in höherer Abundanz in der Barchfelder Werra nachgewiesen wurden (Albrecht, 1954). Auch kann „Barchfeld-R“ schon aufgrund der längszonalen Lage im Gewässerlauf nicht ganz ohne Einschränkung als Referenz für weiter entfernte Flussabschnitte der mittleren und unteren Werra angesehen werden.

Dennoch lässt sich bereits anhand dieser suboptimalen, aber realen und der Gewässerindividualität Rechnung tragenden „Referenzstelle“ deutlich aufzeigen, dass das Makrozoobenthos der salzbelasteten Werra weiterhin extrem von naturnahen Verhältnissen abweicht. Die für die salzbelastete Werra in allen Fällen unter 15 % liegende Ähnlichkeit mit der „Referenzfauna“ kann nach Maßgabe der EU-Wasserrrahmenrichtlinie nur eine Einstufung in die schlechteste Bewertungsklasse zur Folge haben (vgl. Braukmann & Hübner, 2004).

Der Einsatz direkter Faunenvergleiche zur referenzorientierten Bewertung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie erscheint dort sinnvoll, wo einerseits sehr stark degradierte Gewässerabschnitte ökologisch zu klassifizieren und andererseits noch recht naturnahe Abschnitte am selben Gewässer und Gewässertyp vorhanden sind. Für diesen Faunenvergleich sind die Abundanzen der Taxa auf jeden Fall mit einzubeziehen.

Bei besonders beeinträchtigten Gewässerabschnitten besteht bei der Anwendung vieler ansonsten gängiger indexbasierter ökologischer Bewertungsverfahren aufgrund der niedrigen Anzahl von (eingestuften) Taxa die Gefahr von Fehlinterpretationen, da die Datenbasis zu gering wird.

Wie die Ergebnisse zeigen, ist auch der erweiterte DIN-Saprobienindex nicht geeignet, die gravierenden ökologischen Auswirkungen der Werra-Salzbelastung zum Ausdruck zu bringen.

Fazit

Das Makrozoobenthos erweist sich als sehr empfindlicher Indikator für die Salzproblematik an der Werra und zeigt: Der Fluss ist unterhalb des Werra-Kalireviers weiterhin als extrem belastet und verfremdet einzustufen!

Zur ökologischen Bewertung von sehr stark beeinträchtigten Fließgewässerabschnitten im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie können direkte Vergleiche der Makrozoobenthosfauna (Faunenähnlichkeit) mit möglichst naturnahen Referenzstellen am selben Gewässer und Gewässertyp eine geeignete Methodik darstellen.

Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei Herrn Dr. Arne Haybach für die Bestimmung der *Ecdyonurus*-Arten, bei Herrn Dipl.-Biol. Karsten Grabow für die Art-Determination der Bryozoa und bei Herrn Dipl.-Biol. Thomas Ols Eggers für die Bestätigung der Spongillidae-Bestimmung.

Literatur

Albrecht, M.-L. (1954): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Fauna der Werra und Wipper. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, 3, Berlin: 401-426.

ARGE Weser (Hrsg.) (1998): Gewässerstrukturgütekarte Weser, Werra, Fulda. Hildesheim: 47 S.+Anh.

Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H., Pretscher, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 55, Bonn-Bad Godesberg: 434 S.

Braukmann, U., Hübner, G. (2004): Gewässerökologische Forschung an der Werra und die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union. Jahrbuch Naturschutz in Hessen, 8 (2003), Zierenberg: 17-30.

Brettfeld, R., Bellstedt, R., Nixdorf, F. (2003): Erstnachweis der Grundwanze (*Aphelocheirus aestivalis* FABRICIUS, 1803) in Thüringen. Mitteilungen des Thüringer Entomologenverbandes, 10 (1), Kranichfeld: 22-23.

Czekanowski, J. (1913): Zarys Metod Statystycznych W Zastosowaniu Do Antropologii. Warszawa: 228 S.

FGG (Flussgebietsgemeinschaft) Weser (Hrsg.) (2004): Wesergütebericht 2003. Hildesheim: 129 Seiten.

Hellawell, J.M. (1986): Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier, London and New York: 546 S.

HMULF (Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten) (Hrsg.) (2000): Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999 – Gewässerstruktur-Gütekarte und Erläuterungsbericht. Wiesbaden: 52 S.+Karte.

HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (2004): Amtliche Abflussdaten nach dem Verfahren von Brahmer & Althoff zur landesweiten Darstellung der Mittel- und Niedrigwasserverhältnisse für hessische Gewässer im Hinblick auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie. (Stand 01/2004).

Hübner, G., Braukmann, U. (2003): Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse – Eine erste Analyse des naturräumlichen Wiederbesiedlungspotenzials. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), DGL-Eigenverlag, Werder: 354-357.

Jaccard, P. (1901): Distribution de la Flore Alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles, 37, Lausanne: 239-272.

Pinkham, C. F. A., Pearson, J. G. (1976): Applications of a new coefficient of similarity to pollution surveys. Journal Water Pollution Control Federation, 48 (4), Alexandria: 717-723.

Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S., Halle, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II: Endbericht. Umweltbüro Essen: 20 S.

Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae Vaniamo, 6 (1), Helsinki: 231 S.

Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Rödiger, S., Jähnig, S. (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindexes für die biologische Fließgewässerbewertung. UBA-Texte 11/03, Berlin: 137 S.

TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (2001): Rote Listen der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotope Thüringens. Naturschutzreport 18, Jena: 430 S. + Anhang.

TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (2004): W&Q Aktuelle Wasserstände und Durchflüsse in Thüringen. http://ammer.geogr.uni-jena.de/sites2000/newwq/index.html (Stand Oktober 2004), Jena.

http://www.fliessgewaesserbewertung.de – Fließgewässer – Makrozoobenthos-Bewertung

Daniel Hering[1], Carolin Meier[1], Jörg Strackbein[1], Randolf Manderbach[2], Peter Haase[3] & Andrea Sundermann[3]

[1] Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen, daniel.hering@uni-essen.de, carolin.meier@uni-essen.de, joerg.strackbein@uni-essen.de; [2] ManderbachMedia, Friedensstraße 6, D-63071 Offenbach, kontakt@manderbachmedia.de; [3] Forschungsinstitut Senckenberg, Forschungsstation für Mittelgebirge, Lochmühle 2, D-63599 Biebergemünd, Peter.Haase@senckenberg.de, Andrea.Sundermann@senckenberg.de

Keywords: Fließgewässer, Bewertung, Makrozoobenthos, Web-Präsentation

Einleitung

Vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie werden derzeit Probenahmemethoden und Bewertungsverfahren überarbeitet und neu entwickelt, um einen umfassenden Gewässerschutz in Europa zu etablieren. Grundlage für eine standardisierte Bewertung der Fließgewässer sind die Ergebnisse verschiedener Forschungsvorhaben, die in den letzten Jahren vom Umweltbundesamt und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gefördert wurden.

Produkte dieser Projekte sind unter anderem:

- die Beschreibung von Freiland- und Labormethoden zur Entnahme und Bearbeitung von Makrozoobenthosproben,
- eine operationelle Taxaliste, die das Bestimmungsniveau für zukünftige Untersuchungen festlegt,
- neue Bestimmungsliteratur sowie eine Zusammenstellung existierender Bestimmungsschlüssel,
- neue Berechnungsmethoden und
- eine Software zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern.

Die Website „fliessgewaesserbewertung.de“ ist ein Informations- und Diskussionsportal, das einen Überblick über den derzeitigen Stand der Bewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos gibt.

Ziele und Inhalte der Website sind:

- die Darstellung der neuen Verfahren zur Fließgewässerbewertung anhand des Makrozoobenthos,
- die Vorstellung aktueller Forschungsergebnisse,
- die Möglichkeit des Download aktueller Unterlagen und Produkte zur Fließgewässerbewertung (z. B. Forschungsberichte, Software) sowie

- die Bereitstellung einer Diskussionsplattform zu den neuen Methoden der Fließgewässerbewertung.

Aufbau und Struktur der Website

Die Website enthält die zentralen Menüpunkte „Gewässerbewertung“, „Download“, „Forschung“ und „Diskussionsforum“ deren Inhalte im Folgenden näher beschrieben werden.

Abb. 1: Screenshot der Startseite der Website „fliessgewaesserbewertung.de“

Menüpunkt „Gewässerbewertung“

Auf den Unterseiten des Menüpunkts „Gewässerbewertung" werden alle Schritte der Bewertung vom Anlass bis zur Interpretation der Daten auf Einzelseiten dargestellt (vgl. Abb. 2).

Neben der Auflistung der relevantesten Fakten illustrieren Bilder die einzelnen Schritte. Durch Querverlinkungen wird auf weitere wichtige Informationen im „Download"-Bereich verwiesen.

Abb. 2: Screenshot der Unterseite „Probenahme“ des Menüpunktes „Gewässerbewertung“

Menüpunkt „Download“

Abb. 3: Screenshot der Unterseite „Fließgewässertypologie“ des Menüpunktes „Download“

Der Download-Bereich von fliessgewaesserbewertung.de enthält Berichte und Dokumente, die weiterführende Informationen zur standardisierten Fließgewässerbewertung in Deutschland liefern.

Verfügbar sind Berichte und Dokumente aus den Bereichen Fließgewässertypologie, Probenahme und Sortierung, Bestimmung sowie Berechnung.

Die Unterseiten des Downloadbereiches werden ständig aktualisiert und mit Kurzinformationen zu den Downloadmaterialien versehen. In übersichtlichen Tabellen werden jeweils die neuesten Informationen als Download mit Angabe von Dateiformat und Dateigröße bereitgestellt (vgl. Abb. 3).

Menüpunkt „Forschung“

Die Ergebnisse verschiedener Forschungsvorhaben liefern die wissenschaftliche Grundlage für eine deutschlandweite standardisierte Bewertung der Fließgewässer nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Informationen zu den einzelnen Forschungsvorhaben können auf der Unterseite „Projekte“ abgerufen werden, die beteiligten Institutionen werden in der Kategorie „Partner“ vorgestellt (vgl. Abb. 4).

Abb. 4: Screenshot der Unterseite „Projekte“ des Menüpunktes „Forschung“

Menüpunkt „Diskussionsforum“

Vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie kommt es zu zahlreichen Neuerungen bei der Bewertung von Fließgewässern. Bevor neue Methoden als Standard in der wasserwirtschaftlichen Praxis angewandt werden können, besteht ein hoher Diskussionsbedarf. Bislang war diese Diskussion weitgehend auf Vertreter der Bundesländer und Wissenschaftler beschränkt. Das Diskussionsforum bietet die Möglichkeit, Anregungen und Kritik vieler Interessierter zu bündeln und bei der weiteren Verfahrensentwicklung zu berücksichtigen.

Abb. 5: Screenshot des Diskussionsforums

Im Diskussionsforum können zu zahlreichen Haupt- und Unterthemen Diskussionsbeiträge verfasst werden. Nach einmaliger Anmeldung können ohne weitere technische Vorraussetzungen Anregungen und Kritik mit Fachkollegen ausgetauscht werden (vgl. Abb. 5).

Technik der Website

fliessgewaesserbewertung.de ist gemäß den internationalen Standards des „World Wide Web Consortiums“ (W3C) in HTML 4.01 Transitional programmiert. Eine breite Browserkompatibilität ermöglicht den Zugang zu den Inhalten der Website für Nutzer mit nahezu allen gängigen Web-Browsern: Internet Explorer 5.0 und höher; Netscape (4.7) 6.0 und höher; Mozilla 1.1 und höher; Opera 6 und höher, Safari.

Wesentliche Punkte der „Barrierefreien Informationstechnik-Verordnung (BITV)“ des deutschen Behindertengleichstellungsgesetzes wurden bei der Umsetzung berücksichtigt, um auch sehbehinderten Nutzern den Zugang zu den Inhalten zu ermöglichen: keine Frames, Positionierung und Formatierung mit CSS, alt-Texte, ohne Skripte nutzbar, konsequenter Einsatz von HTML-Strukurelementen.

Nutzern der Website, die über verbreitete Browser verfügen, stehen einige praktische „Werkzeuge“ zur Verfügung: eigene Druckversion, Bookmarkfunktion, Umschaltung einspaltig/zweispaltig, Schriftgröße veränderbar, „Seite empfehlen“-Funktion. Zudem ist die Website in deutscher und englischer Sprache verfügbar.

Zur Eignung standardisierter Probennahmeverfahren und ökologischer Indices für eine Fließgewässerbewertung im Rahmen der EU-WRRL

Kristine Jung[1] *& Gerd-Peter Zauke*[2]

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, ICBM, Postfach 2503, D-26111 Oldenburg,
[1] k.jung@icbm.de, [2] gerd.p.zauke@uni-oldenburg.de

Keywords: Fließgewässer, Makrozoobenthos, Bewertungssysteme, Gewässertypologie, Probennahmeverfahren, EU-Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

In der vom Europäischen Rat verabschiedeten Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-Wasserrahmenrichtlinie) (Union 2000) wird u. a. eine Standardisierung der Probennahmemethoden gefordert. Eine Beprobung für routinemäßige Gewässergüteuntersuchungen erfolgte bislang meist durch eine halbquantitative Erfassung der wirbellosen Benthosorganismen auf verschiedenen Substraten der einzelnen Teilhabitate in Flüssen und Bächen (Böhmer et al., 1999). In größeren Fließgewässern ist aufgrund der Breite und Tiefe eine quantitativ und qualitativ repräsentative Beprobung sehr schwierig. Die in der vorliegenden Arbeit nach DePauw et al. (1986) eingesetzten künstlichen Subrate erlauben dagegen eine Standardisierung der Probennahme, bei gleichzeitiger Reduzierung der Variabilität, die mit der Anwendung herkömmlicher Methoden verbunden ist.

Untersucht wurden die beiden Flüsse Delme und Hunte im Landkreis Oldenburg. Für die anschließende Bewertung wurden benthische Makroinvertebraten ausgewählt, da sie in allen Typen von Fließgewässern vorkommen, meist eine geringe Ortsbewegung (bei Insekten zumindest die Larvenstadien) und lange Lebenszyklen im Gewässer aufweisen und nicht zuletzt auch bei behördlichen Gewässergüteuntersuchungen eine wichtige Rolle spielen. Europaweit wurden vor Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie mehr als 20 biologische Verfahren für die routinemäßige Gewässergütebeurteilung angewandt, teilweise unter Berücksichtigung unterschiedlicher Organismengruppen und Substrate (Metcalf, 1989). Diese Verfahren erfassten überwiegend aber nur die Belastung mit organischen, leicht abbaubaren Substanzen. Da die saprobielle Belastung jedoch mit zunehmenden Ausbau des Kläranlagennetzes mehr und mehr an Bedeutung verliert, der biologische Zustand sich aber nicht in gleichem Maße verbessert, wird der Bedarf an einer umfassenden ökologischen Bewertung deutlich (Böhmer et al., 1999). Daher wurden in der Untersuchung sowohl Indices für saprobielle Belastungen (Saprobienindex und *Gammarus-Asellus*-Quotient) als auch Indices mit einem biologisch-ökologischen Schwerpunkt (z. B. Rhithron-Ernährungs-Typen-Index) für die ökologische Bewertung herangezogen. Die Auswertung erfolgte sowohl konventionell als auch mit Hilfe der Bewertungssoftware AQEM (Version 2.1), die in den Berechnungen die Typologie der jeweiligen Fließgewässer berücksichtigt.

Das Ziel der Untersuchung bestand darin, unter den oben genannten Aspekten die Eignung von künstlichen Substraten für eine biologische Fließgewässerbewertung zu erfassen und im Vergleich zu klassischen Methoden anhand von Daten, die vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) für zur Verfügung gestellt wurden, zu diskutieren.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersucht wurden die beiden Flüsse Delme und Hunte im Landkreis Oldenburg in Nord-West Niedersachsen. Das Untersuchungsgebiet in der Delme zwischen Harpstedt und Wiggersloh ist in einen strukturreichen Abschnitt gegliedert. Er liegt in einer fast ebenen bis leicht welligen Altmoränenlandschaft, die von einer stellenweise tief eingeschnittenen, von Flachmooren erfüllten, saaleeiszeitlichen Schmelzwasserrinne, der heutigen Delme-Aue durchzogen wird. Es stehen sandige und lehmige Grundmoränen- und Talsandplatten an, die zum Teil von Flugsand überlagert sind. Im Bereich des Unterlaufes weitet sich die Delmen-Aue, und bei Delmenhorst ist die Aue streckenweise beiderseits eingedeicht. Ufergehölze befinden sich größtenteils nur im Oberlauf. Die Delme-Aue wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt.

Die Hunte und ihre Nebengewässer durchfließen typische Naturräume Niedersachsens (Moorniederung, Geest und Marsch), einschließlich einer besonders intensiv landwirtschaftlich genutzten Region (Südoldenburg) und das Stadtgebiet von Oldenburg. Die Huntestrecke zwischen Wildeshausen und dem Barneführerholz, kurz unterhalb von Oldenburg, ist innerhalb des Huntelaufes unterhalb des Dümmers die letzte nicht staureguliert Flussstrecke. Hier bestimmen noch relativ vielfältige, naturbetonte Fließgewässer-Biotopstrukturen das Bild des Gewässers. Dennoch ist der Fluss auch hier strukturell nicht im eigentlichen Sinne als naturnah zu bezeichnen, da sein Lauf deutlich verkürzt wurde und seine Sohle erhebliche Erosionserscheinungen zeigt.

Probennahme

Untersucht wurden jeweils vier Stationen der Hunte und Delme (die Koordinaten können von den Autoren angefordert werden), wobei pro Probennahmestandort jeweils zwei mit 4 kg Dachziegelschutt gefüllte Kartoffelnetzbeutel über einen Zeitraum von drei Wochen im Gewässer exponiert wurden. In jedem Sack befanden sich unterschiedlich große Bruchstücke an Ziegelschutt mit etwa 2-12 cm Durchmesser. Die Auslage erfolgte strömungsexponiert am Gewässergrund im Prallhang. An flachen Probenstellen wurden die Probensäcke in Ufernähe mit Pflanzenbewuchs als Schutz vor Verlust gesetzt. Für die anschließende Bewertung wurden benthische Makroinvertebraten ausgewählt, sowohl aufgrund ihres Vorkommens in allen Typen von Fließgewässern, der geringen Ortsbewegung der meisten Arten und ihrer langen Lebenszyklen im Gewässer als auch in Übereinstimmung mit behördlichen Gewässergüteuntersuchungen. Entsprechende Vergleichsdaten wurden vom NLWK, Betriebsstelle Brake (P. Suhrhoff) zur Verfügung gestellt. Analysiert wurden der Saprobienindex (DEV 1990), der Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (Schweder, 1992) und der *Gammarus-Asellus*-Quotient (Whitehurst, 1991). Begleitend wurden bei der Probennahme vor Ort chemische und physikalische Variablen aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die mit klassischen Sammlungsmethoden in der Hunte gefundene Artenzahlen (NLWK, unveröffentlichte Daten) waren an manchen Standorten fast doppelt so hoch, wie die mit künstlichen Sub-

straten in der vorliegenden Arbeit ermittelten. In der Delme dagegen waren die entsprechenden Artenzahlen sehr ähnlich. Übereinstimmende Ergebnisse zwischen beiden Probennahmemethoden sind auch für den Saprobienindex (S) zu verzeichnen (Tab. 1 und 2). Hiernach war die Gewässergüte in der Hunte als auch in der Delme nach DIN als mäßig organisch belastet (ß-mesosaprob) einzustufen, da kein Wert für den Saprobienindex kleiner 1,8 und größer 2,3 war. Dies entspricht nach EU-WRRL der Qualitätsklasse 4 (gut).

Tab. 1: Vergleich der Ergebnisse dieser Arbeit mit Daten des NLWK (Brake) für den Saprobienindex (nach DIN 38410) an ausgewählten Messstellen der Hunte

Proben-stellen	Artenzahl	N	S	SM	∑Ai	Saprobität	Qualitäts-klasse EU
GRW	29 (12)	2401	2,0	0,09	60	β	4
WIL[1]	46 (22)		2,1	0,07	43	β	4
KLW	19 (11)	358	2,1	0,11	39	β	4
AST [1]	45 (23)		2,2	0,08	51	β	4
GLA	30 (12)	1236	2,0	0,09	41	β	4
GLA [1]	47 (27)		2,1	0,07	57	β	4
TUN	23 (10)	448	2,1	0,10	25	β	4
TUN [1]	43 (21)		2,0	0,09	46	β	4

[1] Probenstellen aus der behördlichen Gewässerüberwachung mit herkömmlichen Sammlungsmethoden; Artenzahl in Klammern: in die Berechnung eingeflossenen Indikatorarten; N = Anzahl der Individuen pro künstlicher Beprobungseinheit; S = Saprobienindex; SM = Streuungsmaß des S; ∑Ai = Summe der Abundanziffern; β = β –mesosaprob; Abkürzungen der Probenstellen: GRW= Große Wieckau, WIL= Wildeshausen, KLW= Kleine Wieckau, AST= Astrup, GLA= Glane, TUN= Tungeln.

Tab. 2: Vergleich der Ergebnisse dieser Arbeit mit Daten des NLWK (Brake) für den Saprobienindex (nach DIN 38410) an ausgewählten Messstellen der Delme

Proben-stellen	Artenzahl	N	S	SM	∑Ai	Saprobität	Qualitäts-klasse EU
HOR	35 (17)	774	2,0	0,08	59	β	4
HOL [1]	44 (24)		2,0	0,06	48	β	4
KLH	34 (13)	1188	1,9	0,09	48	β	4
AME [1]	33 (21)		2,0	0,06	50	β	4
STR	33 (14)	3453	1,9	0,09	49	β	4
SET [1]	33 (22)		2,0	0,07	46	β	4
WIG	32 (16)	1092	1,9	0,08	53	β	4
SEE [1]	37 (25)		2,0	0,06	53	β	4

[1] Probenstellen aus der behördlichen Gewässerüberwachung mit herkömmlichen Sammlungsmethoden; Abkürzungen der Probenstellen: HOR = Horstedt, HOL= Holzkamp (003), KLH= Klein Henstedt, AME = Amerika (271), STR = Struthafe, SET= Sethe (543), Wiggersloh, SEE = Seethermühle (320); weitere Abkürzungen wie in Tab. 1.

Ein Vergleich der Daten aus beiden Probennahmemethoden nach DIN und mit der Bewertungssoftware AQEM (unter Anwendung neuer DIN-Vorschriften und Berücksichtigung der Typologie nach Braukmann (1992)) ergab ebenfalls eine gute Übereinstimmung für den Saprobienindex. Der Einsatz des Saprobiensystems beruht jedoch auf der Annahme, dass ein Fließgewässer unterhalb der Einleitung von organischen, biologisch abbaubaren Substanzen bestimmte Zonen abnehmender Belastung aufweist. Jeder Abschnitt ist durch einen bestimmten Gehalt an Sauerstoff, organischem Material und Mineralisationsprodukten gekennzeichnet und liefert die jeweiligen Bedingungen für eine bestimmte Lebensgemeinschaft. Es können Arten, für die entweder deren Verteilung in den saprobiellen Bereichen bekannt ist oder die bevorzugt einer bestimmten Belastungszone angehören, als Indikatoren herangezogen werden (Buck, 1971).

Die organische Belastung in einem Gewässer wirkt sich über den Sauerstoffgehalt indirekt auf die Lebensgemeinschaften aus. Weiterhin beeinflussen auch abiotische Faktoren, wie Gefälle und Strömung den Sauerstoffgehalt. Fließgewässer mit sehr guter physikalischer Sauerstoffversorgung werden meist, bei gleicher organischer Belastung, besser eingestuft als ein Flachlandfluss mit einer schlechteren Sauerstoffversorgung (Braukmann, 1987). Dies ist ein Nachteil des alten Saprobiensystems (nach DIN 38410), dem u. a. in der Bewertungssoftware AQEM durch Nutzung eines umfassenden Bewertungsverfahren, wie in der EU-WRRL gefordert, Rechnung getragen wird. Die entsprechenden Ergebnisse dieser Untersuchung an Hunte und Delme sind in Tab. 3 am Beispiel des RETI und des GAQ mit ergänzenden Gewässervariablen zusammengefasst.

Tab. 3: Vergleich verschiedener Indices und chemischen-physikalischer Variablen Hunte und Delme

Probenstellen	RETI-1	RETI-2	GAQ	O_2	Leitfähigkeit	pH	Temp.
GRW	0,581	0,59	58,9	8,9	468	8,0	20,5
KLW	0,541	0,51	2,8	9,3	458	8,0	19,9
GLA	0,655	0,59	86,7	10,0	447	7,82	18,5
TUN	0,356	0,16	0,1	8,5	455	7,5	18,8
HOR	0,636	0,75	6,7	12,2	370	8,5	19,0
KLH	0,440	0,47	18,7	12,1	391	8,3	19,0
STR	0,729	0,98	525	10,8	370	8,0	18,6
WIG	0,691	0,90	114	10,8	358	7,9	18,6

RETI = Rhithron-Ernährungs-Typen-Index nach AQEM Bewertungssoftware (RETI-1) bzw. nach (Schweder, 1992) (RETI-2), FBI = Family-Biotic-Index, O_2 = Sauerstoffsättigung in mg/l, Leitfähigkeit in µS/m, Temp. = Temperatur in °C. Probenpunkte entsprechend Gewässerverlauf angeordnet; Abkürzungen der Probenstellen: Hunte: GRW = Große Wieckau, KLW = Kleine Wieckau, GLA = Glane, TUN = Tungeln; Delme: HOR = Horstedt, KLH = Klein Henstedt, STR = Struthafe, Wiggersloh.

Eine leitbildorientierte Bewertung, wie sie auch die EU-Wasserrahmenrichtlinie vorsieht, erlaubt beispielsweise das „*River Continuum Concept*“ (Vannote et al., 1980; Montgomery, 1999), auf das der Rhithron-Ernährungs-Typen-Index implizit Bezug nimmt. Hierbei spielt die strukturelle Gliederung von Fießgewässern (Flussbett, Uferregion, fließender Welle, hyporheisches Interstitial, Grundwasser und, soweit noch vorhanden, Uferauen) eine bedeutende Rolle. In Bächen indizieren Werte des Rhithron-Ernährungs-Typen-Index > 0,5 eine von Zerkleineren und Weidegängern dominierte Lebensgemeinschaft, was mit weitgehend natürlichen bzw. naturnahen Ernährungsbeziehungen gleichzusetzen ist. Wird diese Grenze unterschritten, muss das trophische Gefüge als übermäßig anthropogen belastet angesehen und somit als naturfern für das Rithral bewertet werden. Ein solcher

Wert unter 0,5 wurde bei dieser Arbeit für die Probenstellen Tungeln in der Hunte und Klein Henstedt in der Delme, sowohl für den RETI nach Schweder (1992) als auch nach AQEM ermittelt.

Die Berechnung des *Gammarus-Asellus*-Quotienten ergab, im Gegensatz zu den anderen Indices, sehr unterschiedliche Werte zwischen den Probenstellen. Dies deutet auf eine fleckenhafte Verteilung der Gammariden hin, die somit nur schwer repräsentativ zu beproben sind. Bemerkenswert sind diese Unterschiede trotz des zu erwartenden Sammlungseffekts der künstlichen Substrate. Mit dieser Methode kann man nur Hinweise auf die potentiell zu erwartenden Abundanzen verschiedener Arten erwarten, der Vorteil der Standardisierbarkeit ist hiervon unbenommen. Die Probleme einer repräsentativen Probennahme mit klassischen Methoden dürften bei großer Habitatvielfalt und fleckenhafter Verteilung der Organismen noch erheblich größer sein.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In beiden untersuchten Gewässern konnten mit Hilfe künstlicher Substrate alle für die Bewertung relevanten Taxa erfasst werden, so dass diese als standardisierte Beprobungseinheiten bzw. Sammlungsmethode von Makrozoobenthosorganismen im Sinne der EU-WRRL geeignet erscheinen. Die unterschiedlichen Indices ergaben ein einheitliches Bild für die Probenorte, aber erst eine Kombination von Verfahren mit unterschiedlichen Schwerpunkten in der Bewertung, wie sie die Bewertungssoftware von AQEM beinhaltet, rundete das Bild des Zustandes des betreffenden Gewässerabschnittes ab. Die Untersuchung hat somit gezeigt, dass künstliche Substrate zur Sammlung von Makrozoobenthos in Verbindung mit unterschiedlichen ökologischen Indices in einem Gesamtbewertungsverfahren für die EU-Wasserrahmenrichtlinie eingesetzt werden können.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Diplomarbeit von K. Jung. Unser Dank geht an Herrn Peter Suhrhoff vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK), Betriebsstelle Brake, für die Bereitstellung von Daten und für Ratschläge und Anregungen bei der Durchführung dieser Arbeit.

Literatur

Böhmer, J., Bratrich, C., Kappus, B., Rawer-Jost, C. (1999): Rahmenvorschlag für eine bundesweit einheitliche Fließgewässertypologie als Grundlage zur Bewertung der ökologischen Qualität von Bächen und Flüssen. Limnologika akzeptiert.

Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Kappus, B. (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung – Biologische Grundlagen und Verfahren – Schwerpunkt Makrozoobenthos Handbuch Angewandte Limnologie, 59 S.

Braukmann, U. (1987): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Arch. Hydrobiol. Beih. Erg. Limnol. 26: 355 S.

Braukmann, U. (1992): Typologischer Ansatz zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern. In: Friedrich, G., Lacombe, J. (eds.): Limnologie aktuell. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 45-66.

Buck, H. (1971): Statistische Untersuchungen zur Saprobität und zum Leitwert verschiedener Organismen. In: Liebmann, H. (ed.) Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie. R. Oldenbourg Verlag, München, S. 15-44.

DePauw, N., Roels, D., Fontoura, A. P. (1986): Use of artificial substrates for stanardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. Hydrobiologica, 133: 237-258.

DEV (1990): German standard methods for the examination of water, waste water and sludge. Biological-ecological analysis of water (Group M); Determination of the saprobic index (M2). In: e.V. DIfN (ed.) DIN 38410, Berlin, 10 S.

Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Europäische Union, Brüssel.
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.
Montgomery, D. R. (1999): Process domains and the River Continuum. Journal of the American Water Ressources Association, 35: 397-410.
Schweder, H. (1992): Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI) – ein Parameter zur Beschreibung und Bewertung der Ernährungsbeziehungen von Makroinvertebraten in kleinen Fließgewässer: 5 S.
Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 37: 130-137.
Whitehurst, J. T. (1991): The *Gammarus:Asellus* Ratio as an Index of Organic Pollution. Water Res. 25: 333-339.

Das AQEM European stream assessment program – eine Software zur Berechnung des ökologischen Zustands von Fließgewässern

Carolin Meier[1] *& Daniel Hering*[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen, carolin.meier@uni-essen.de, daniel.hering@uni-essen.de

Keywords: Fließgewässer, Makrozoobenthos, Bewertungssoftware, EG-Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Projektes „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“[1] wurde, basierend auf dem Makrozoobenthos, ein deutschlandweites Bewertungsverfahren für Fließgewässer entwickelt, das den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie genügt. Die Konzeption des Bewertungssystems sowie die Auswahl der für die Bewertung geeigneter biozönotischer Kenngrößen („Metrics“) wurden auf der Jahrestagung der DGL in Köln vorgestellt und kann dem Tagungsbeitrag von Meier et al. (2004) entnommen werden.

Die Umsetzung des Verfahrens erfolgt durch ein weiterentwickeltes PC-Programm, das auf einer im EU-Projekt „AQEM“[2] (AQEM consortium, 2002) entwickelten Plattform basiert und jetzt für die bundesweite Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis zur Verfügung steht.

Im Folgenden wird das AQEM European stream assessment program (Version 2.3) (kurz: AQEM-Programm) vorgestellt und ein Vergleich zwischen der bisherigen Bewertungspraxis und der richtlinienkonformen Bewertung gezogen.

Anwendung des AQEM-Programms

Das AQEM-Programm ist eine Software zur Berechnung der ökologischen Qualität von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos. Das Programm bietet die Möglichkeit mit zwei verschiedenen Bewertungsverfahren (Germany, original AQEM system; Germany official system) den ökologischen Zustand der deutschen Fließgewässertypen zu ermitteln. Grundlage für die typspezifische Differenzierung beider Verfahren ist die Gewässertypentabelle der LAWA (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2004).

Mit Hilfe des originalen AQEM-Verfahrens kann für die Gewässertypen 5, 9, 11, 14 und 15 der Einfluss der Auswirkungen der morphologischen Beeinträchtigung eines Gewässers auf dessen ökologische Qualität ermittelt werden. Dieser typspezifische, multimetrische Ansatz, der sich an den biozönotischen Referenzbedingungen der einzelnen Gewässertypen orientiert, integriert Metrics

[1] FKZ 202 24 223.

[2] „The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates“, Contract No: EVK1-CT1999-00027.

(„biozönotische Kenngrößen“), die zu einem überwiegenden Teil die Auswirkungen der strukturellen Degradation eines Gewässerabschnitts widerspiegeln.

Das offizielle deutsche Verfahren integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässers. Aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers können Informationen zu den Ursachen einer Degradation, (unterteilt in die Module „Organische Verschmutzung“, „Versauerung/Säurezustand“ und „Allgemeine Degradation“) extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden. Das Modul „Allgemeine Degradation“ spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt. Das Modul ist als multimetrischer Index aus Einzelindizes, so genannten „Core Metrics“, aufgebaut.

Erforderliches Datenformat für den Import

In das Programm eingelesen werden können Excel- oder ASCII-Dateien. Die Tabellen müssen in beiden Fällen korrekt formatiert sein; sollte das Layout nicht den Vorgaben entsprechen, kann das AQEM-Programm die Datei nicht korrekt einlesen. Dies führt möglicherweise zu Fehlern im Programm bzw. zu falschen Ergebnissen.

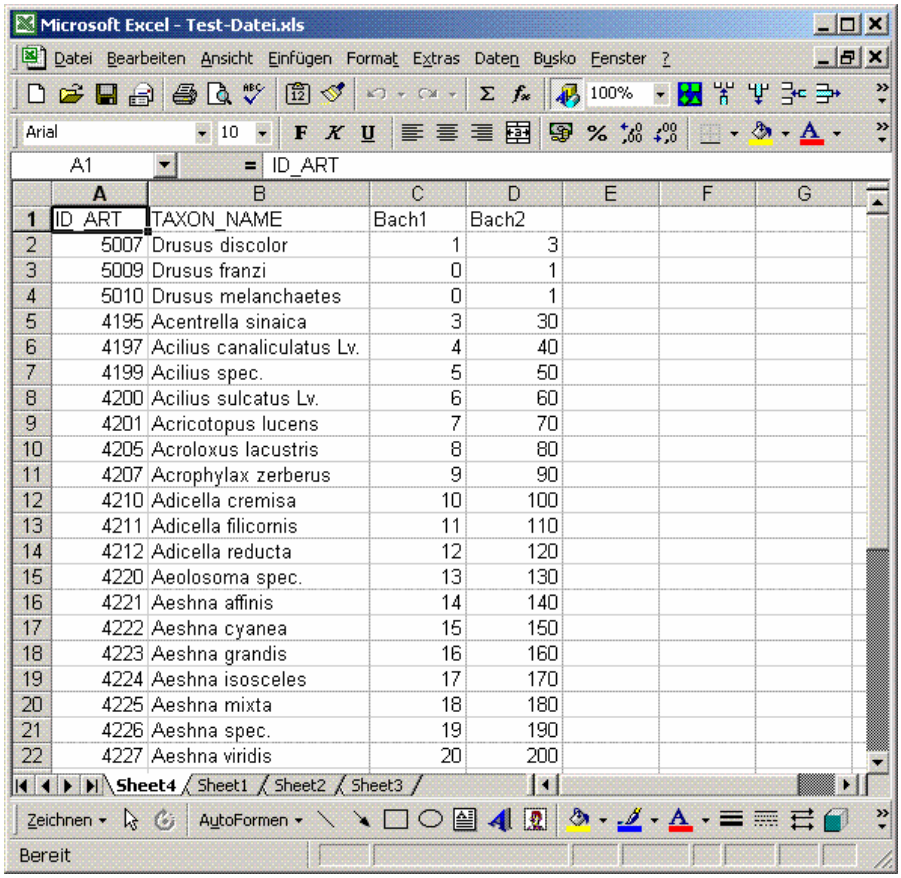
Ein häufiges Problem beim Importieren von Taxalisten ist, dass Taxa nicht korrekt erkannt und falsch importiert werden. Die Gründe hierfür liegen in einer unterschiedlichen Nomenklatur, in unterschiedlichen Abkürzungen bei den Taxanamen (z. B. „*Baetis* spec.“ oder „*Baetis* sp.“) oder in Schreibfehlern. Viele Systeme benutzen daher Codes aus Buchstaben oder Zahlen, die ein Taxon eindeutig identifizieren. Da das AQEM-System für die Anwendung in mehreren europäischen Staaten entworfen wurde, bietet die vorliegende Software vier verschiedene Schlüsselcodes an. Einer dieser Schlüsselcodes muss vor einem Import gewählt werden. Die Zuordnung der Schlüsselcodes zu den Taxa ist vor dem Import zu leisten. Eine entsprechende Zuordnungs-Liste wird auf der AQEM-Homepage unter http://www.aqem.de (‚list of taxa key values’) bereitgestellt. Die möglichen Schlüsselcodes sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Schlüsselcodes

Spalten-Überschrift in der zu importierenden Datei	Beschreibung
Shortcode	Buchstabencode, der im AQEM-Projekt entwickelt wurde
ID_ART	Zahlencode, der im AQEM-Projekt entwickelt wurde; er basiert auf dem österreichischen Identifikationscode, der auch der Software ECOPROF zugrunde liegt
DINNo	Deutsche DV-Nummer (BLFW (ED.) 2003) (**Anmerkung 1**: Der Import einer Taxaliste über die DV-Nr. kann nur vorgenommen werden, wenn allen Taxa der zu importierenden Liste eine DV-Nr. zugeordnet ist. Ist dies nicht der Fall, kann ein korrektes Berechnungsergebnis nicht garantiert werden. **Anmerkung 2**: Bei der Verwendung von DV-Nummern als Schlüsselcode sollte berücksichtigt werden, dass bei den Coleoptera nicht zwischen Larven und Imagines unterschieden wird – im Gegensatz zum Schlüsselcode ID_ART. Als Folge werden aus der Taxadatenbank keine autökologischen Informationen abgerufen, da diese sich bei Larve und Imago häufig unterscheiden, und es kann zu leicht abweichenden Rechenergebnissen kommen)
TAXON_NAME	Name des Taxons (**Anmerkung**: Kein Schlüsselcode im eigentlichen Sinn; aufgrund der unterschiedlichen Schreibweise der Taxanamen kann ein korrektes Berechnungsergebnis nicht garantiert werden.)

Die folgende Abbildung zeigt in einem Beispiel, wie ein Excel-Tabellenblatt aufgebaut und formatiert sein muss, um einen erfolgreichen Import in das AQEM-Programm zu gewährleisten.

Das Tabellenblatt sollte maximal Daten zu 50 Probenahmen enthalten, da sonst die Ergebnisdarstellung nach der Berechnung zu lang sein kann, um sie nach Excel zu exportieren.



	A	B	C	D	E	F	G
1	ID_ART	TAXON_NAME	Bach1	Bach2			
2	5007	Drusus discolor	1	3			
3	5009	Drusus franzi	0	1			
4	5010	Drusus melanchaetes	0	1			
5	4195	Acentrella sinaica	3	30			
6	4197	Acilius canaliculatus Lv.	4	40			
7	4199	Acilius spec.	5	50			
8	4200	Acilius sulcatus Lv.	6	60			
9	4201	Acricotopus lucens	7	70			
10	4205	Acroloxus lacustris	8	80			
11	4207	Acrophylax zerberus	9	90			
12	4210	Adicella cremisa	10	100			
13	4211	Adicella filicornis	11	110			
14	4212	Adicella reducta	12	120			
15	4220	Aeolosoma spec.	13	130			
16	4221	Aeshna affinis	14	140			
17	4222	Aeshna cyanea	15	150			
18	4223	Aeshna grandis	16	160			
19	4224	Aeshna isosceles	17	170			
20	4225	Aeshna mixta	18	180			
21	4226	Aeshna spec.	19	190			
22	4227	Aeshna viridis	20	200			

Abb. 1: Formatierung eines Excel-Tabellenblattes vor dem Import in das AQEM-Programm

Die erste Spalte beinhaltet den Schlüsselcode, die zweite Spalte den Taxonnamen. Die dritte und alle weiteren Spalten stehen für die verschiedenen Probenahmen und enthalten die Abundanzwerte der Taxa. Die Ziffer „0“ zeigt das Fehlen eines Taxons an einer Probestelle an, leere Zellen sollten vermieden werden. In der Importdatei werden diese nach einer Warnmeldung mit „0“ ersetzt.

Alle weiteren Informationen zur Installation der Software, zur Anwendung und zum Support können dem „Handbuch für die deutsche Version“ entnommen werden.

Das Handbuch und das AQEM-Programm sind unter http://www.fliessgewaesserbewertung.de verfügbar.

Vergleich der bisherigen Bewertungspraxis mit der richtlinienkonformen Bewertung

Die amtlich biologische Fließgewässerbewertung in Deutschland erfolgte bislang vorwiegend anhand des Saprobiensystems (DIN 38410, Teil 2). Die Bestimmung von Sauerstoffhaushalt und Saprobie über das Makrozoobenthos gilt als wissenschaftlich fundierte, stabile Methode, deren

Aussagekraft jedoch auf die Indikation sauerstoffzehrender Belastungen begrenzt ist. Die Wasserrahmenrichtlinie sieht eine integrierte biologische Bewertung des gesamten ökologischen Zustands vor und trägt damit der Tatsache Rechnung, dass in zahlreichen Ländern Europas, darunter auch Deutschland, nicht mehr die saprobielle Belastung den Hauptbelastungsfaktor für den ökologischen Zustand der Fließgewässer darstellt, sondern die Auswirkungen morphologischer Degradation.

Die Abbildungen 2, 4 und 6 geben einen Überblick, über die prozentuale Verteilung der Bewertungsergebnisse des Moduls „Saprobie“ von Gewässerabschnitten verschiedener Gewässertypen im Mittelgebirge und Tiefland. Bei allen Typen wurde der überwiegende Teil der beprobten Abschnitte (80-90 %) mit den Qualitätsklassen „gut“ oder „sehr gut“ bewertet; nur ein geringer Teil der Abschnitte wurde mit „mäßig“, „unbefriedigend“ oder „schlecht“ bewertet. Vergleicht man dies mit den Bewertungsergebnissen des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Abbildungen 3, 5 und 7, helle Balken), zeigen sich hier deutlich Defizite eines erheblichen Anteils der untersuchten Abschnitte.

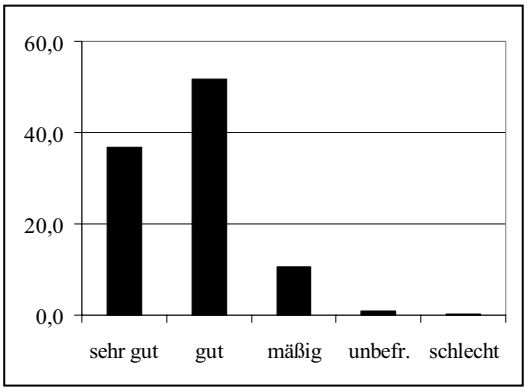


Abb. 2: Qualitätsklassen (QK) des Moduls „Saprobie“ an Mittelgebirgsbächen (Gewässertyp 5) (n = 954)

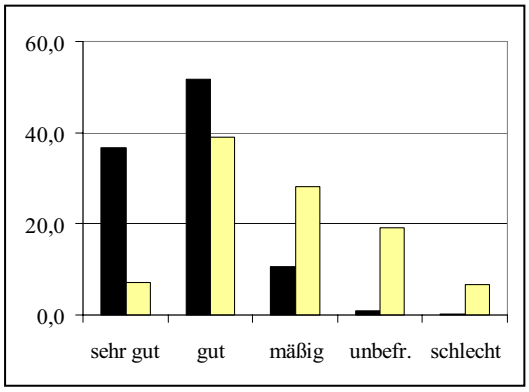


Abb. 3: QK der Module „Saprobie“ und „Allgem. Degradation“ (helle Balken) an Mittelgebirgsbächen (Typ 5) (n = 954)

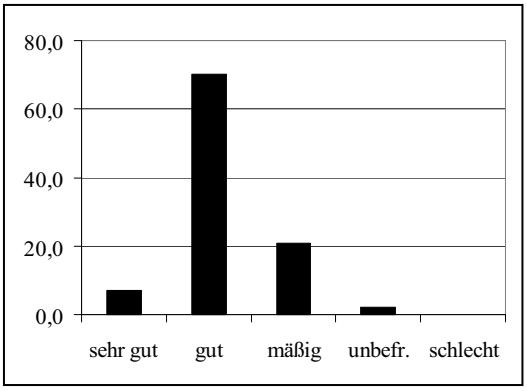


Abb. 4: QK des Moduls „Saprobie“ an Mittelgsflüssen (Typ 9) (n = 301)

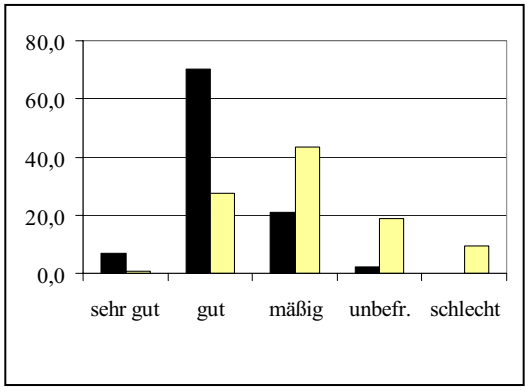


Abb. 5: QK der Module „Saprobie“ und „Allgem. Degradation“ (helle Balken) an Mittelgebirgsflüssen (Typ 9) (n = 301)

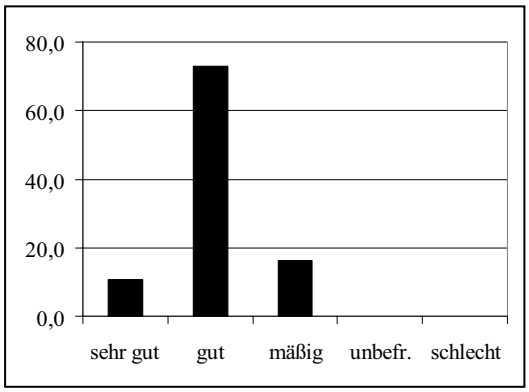


Abb. 6: QK des Moduls „Saprobie“ an Tieflandflüssen (Typ 15) (n = 316)

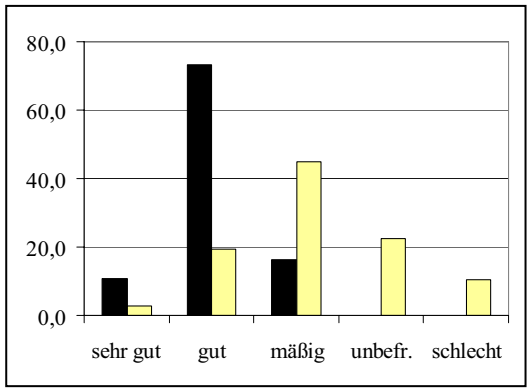


Abb. 7: QK der Module „Saprobie“ und „Allgem. Degradation“ (helle Balken) an Tieflandflüssen (Typ 15) (n = 316)

Literatur

AQEM consortium (2002): Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (ed.) (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. Informationsberichte Heft 1/03. München.

Meier, C., Biss, R., Böhmer, J., Haase, P., Hering, D., Schöll, F. (2004): Ein deutschlandweites Bewertungssystem mit dem Makrozoobenthos, Teil 3: Auswahl geeigneter Metrics. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (ed.): Tagungsbericht 2003 (Köln), Band I. Weißensee Verlag, Berlin.

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. (eds.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1:1-16 + Anhang. ecomed Verlagsgesellschaft Landsberg.

Die AQEM Autökologiedatenbank – „a living document“

Armin Lorenz[1] & Astrid Schmidt-Kloiber[2]

[1] Universität Duisburg-Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen, Tel: 0201/183 2442, Fax: 0201/183 4442, armin.lorenz@uni-essen.de; [2] Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt, BOKU – Universität für Bodenkultur Wien, astrid.schmidt-kloiber@boku.ac.at

Keywords: Europa, Makrozoobenthos, Autökologie, Klimawandel, Taxaliste, Einstufung

Einleitung

Im Rahmen des durch EU-Mittel finanzierten AQEM-Projektes[1] zur Entwicklung einer europaweiten Fließgewässerbewertung auf Basis von Makroinvertebraten wurde von den teilnehmenden Partnerländern eine gemeinsame Makrozoobenthos-Taxaliste als Basis für ein Daten-Eingabemodul und ein Berechnungsprogramm für den ökologischen Zustand erstellt. Diese Datenbank, deren Struktur und Inhalt auf dem österreichischen Programm „Ecoprof“[2] fußt, wurde im Zuge von AQEM wie auch im Nachfolgeprojekt STAR[3] zur Standardisierung verschiedener Fließgewässerbewertungs- und Besammlungsmethoden, welches Ende des Jahres 2004 abgeschlossen wird, umfangreich erweitert.

Eine Analyse der in der Datenbank gesammelten Informationen soll im Rahmen dieses Artikels Lücken und künftigen Forschungsbedarf aufzeigen.

Struktur

Die Datenbank gliedert sich im Wesentlichen in drei Module: Taxonomie, Verbreitung und Autökologie. Alle drei Module zusammen stellen die Grundlage zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Sinne der AQEM-Methode dar. Die Datenbank liegt zu diesem Zwecke im Hintergrund für ein Daten-Eingabeprogramm (AQEMdip; herunterladbar über: www.aqem.de) und das AQEM-Bewertungsprogramm (AQEMrap; herunterladbar über: www.aqem.de oder www.fliessgewaesserbewertung.de).

Taxonomie-Modul

Das Taxonomie-Modul besteht aus dem Artnamen (binäre Nomenklatur, Autor und Jahr der Beschreibung) und dessen Anbindung an übergeordnete systematische Einheiten (Tribus, Unterfamilie, Familie, Taxagruppe). Sämtliche Taxa wurden von internationalen Experten der einzelnen Invertebraten-Ordnungen - teils auf unentgeltlicher Basis - nomenklatorisch (Schreibweise, Synonymie, Autor und Jahr) überprüft. Neben einem 8-Zeichen-kodierten Kurzzeichen für jedes Taxon

[1] www.aqem.de.

[2] www.ecoprof.at.

[3] www.eu-star.at.

gibt es darüber hinaus im Taxonomie-Modul Verknüpfungen zu verschiedenen national gebräuchlichen Kodierungen: deutsche DV-Nummer (Bayernliste), Österreichische Ecoprof-ID, Britischer Furse-Code, Niederländischer TCM-Code und Tschechischer PERLA-Code.

Der momentane Stand der Datenbank zeigt:

- 7374 Arten,
- 1324 Gattungen,
- 298 Familien,
- alle aquatischen (Süßwasser-)Ordnungen,
- insgesamt 11465 Taxa sowie
- 6424 Arten und höhere Taxa für Deutschland bzw. 4672 für Österreich.

Verbreitungs-Modul

Neben den taxonomischen Daten wurde auch die Verbreitung von Arten innerhalb der AQEM/ STAR-Projekt-Mitgliedsländer in die Datenbank integriert. Hierbei wurden nationale Checklisten oder operationale Taxalisten von folgenden Ländern zusammengefasst (Tab. 1): Dänemark (DK), Deutschland (DE), Frankreich (FR), Griechenland (GR), Großbritannien (GB), Italien (IT), Lettland (LV), Niederlande (NL), Österreich (AT), Polen (PL), Portugal (PT), Schweden (SE), Slowakische Republik (SK) und Tschechien (CZ).

Tab. 1: Anzahl Arten in den AQEM/STAR-Mitgliedsländern (Stand September 2004) auf Grundlage nationaler Checklisten oder operationaler Listen (mit Sternchen gekennzeichnet); unter „Rest" werden solche Taxagruppen zusammengefasst, deren Kenntnisstand in den einzelnen Ländern sehr unterschiedlich ist (Aranea, Branchiobdellida, Bryozoa, Coelenterata, Cestoda, Hydrachnidia, Hymenoptera, Kamptozoa, Nematomorpha, Nemertini, Polychaeta, Porifera); die Spalte „EU" fasst die Arten in den AQEM/STAR-Mitgliedsländern zusammen.

	EU	AT	CZ	DE	DK	FR	GB	GR*	IT*	LV	NL*	PL	PT*	SE*	SK
Bivalvia	58	36	31	45	22	32	29	15	2	29	24	32	0	31	28
Coleoptera	1113	358	287	480	294	580	410	268	342	202	201	416	225	354	349
Crustacea	120	44	11	104	18	51	38	9	6	15	18	54	3	23	25
Diptera	3363	1268	1365	2231	1090	1492	1406	103	138	194	272	1570	37	857	568
Ephemeroptera	357	116	97	141	43	147	51	58	113	49	35	114	42	60	123
Gastropoda	175	98	51	91	38	53	58	51	18	47	47	63	14	48	52
Heteroptera	124	61	62	73	60	79	56	60	89	23	65	66	52	64	37
Hirudinea	61	32	19	43	17	16	16	14	19	15	14	42	10	15	22
Megaloptera	6	3	3	5	3	3	3	1	0	5	2	3	2	5	4
Odonata	157	77	69	84	52	97	52	84	87	54	53	73	54	59	71
Oligochaeta	228	111	127	121	98	111	100	17	15	70	56	156	18	144	102
Planipennia	8	4	4	5	5	5	3	1	0	1	1	4	0	5	1
Plecoptera	425	123	101	126	25	143	34	92	144	10	10	113	36	37	101
Trichoptera	764	308	252	321	168	479	196	152	391	191	112	268	114	221	176
Turbellaria	60	27	36	22	11	32	34	15	3	7	11	14	1	12	13
Rest	355	67	31	215	187	238	247	3	1	133	259	250	0	2	18
Summe	7374	2733	2546	4107	2131	3558	2733	943	1368	1045	1180	3238	608	1937	1690

Autökologie-Modul

Basis für das Autökologie-Modul stellten die bestehenden Katalog-Werke Fauna Aquatica Austriaca (Moog, 1995, 2002) und „Bayernliste“ (Schmedtje & Colling, 1996) dar. Die autökologischen Einstufungen für die Arten und Taxa wurden einerseits aus diesen Listen übernommen, andererseits wurden Neueinstufungen durch taxonomische und faunistische Experten der AQEM-Partner vorgenommen.

Fünf autökologische Hauptparameter fanden Eingang in das Autökologie-Modul der Datenbank: Präferenz für eine biozönotische Region, Ernährungstyp, Strömungspräferenz, Fortbewegungstyp und Habitatpräferenz. Als weitere Kenngrößen sind Indikationswerte der Taxa für verschiedene in Europa gebräuchliche und publizierte Indices zur Bewertung der organische Belastung in der Datenbank gespeichert: Saprobienindices für Deutschland (neuer und alter SI), Niederlande, Österreich, Slowakische Republik und Tschechien, BMWP/ASPT-Werte für Großbritannien, Belgian Biotic Index für Belgien, Danish Stream Fauna Index für Dänemark und IBE–Werte für Italien.

Des Weiteren wurden folgende Parameter und Indices als kodierte Informationen den Taxa zugewiesen: German Fauna Index (Lorenz et al., 2004), Sensitive Taxa – Modul 1 (Moog et al., 2003), Deutscher Säureindex (Braukmann & Biss, in Vorb.), Schwedischer Säureindex (Hendrikson & Medin, 1986), Rheoindex (Banning, 1998), Potamon-Typie-Index (Schöll et al., in Vorb.), Rhithron-Typie-Index (Biss et al., 2002), r/K-Strategie (Schöll et al., in Vorb.).

Analyse der Datenbank

Eine Analyse der Datenbank zeigt Lücken sowohl in Bereichen der Präsenz von Arten in den untersuchten Ländern (z. B. Bivalvia und Crustacea in Griechenland, Italien, Lettland und Portugal, vgl. Tab. 1) als auch besonders hinsichtlich der autökologischen Kenntnis vieler Arten (Tab. 2). Für nur 12 bis 30 % aller in der Datenbank vorhandener Taxa sind autökologische Informationen in den fünf Hauptparametern verfügbar, wobei die Werte sowohl in den unterschiedlichen Ländern als auch in den verschiedenen Taxagruppen sehr stark schwanken. So liegen die Prozentanteile für die deutschen und österreichischen Taxa deutlich höher (zwischen 22 und 73 %) als für den Durchschnitt aller Länder (Tab. 2). Das Beispiel der Insektenordnung der Köcherfliegen zeigt mit über 70 % einen guten Kenntnisstand der Ernährungspräferenz dieser Arten in Deutschland und Österreich. Dieser Wert sinkt zwar deutlich, betrachtet man alle AQEM/STAR-Mitgliedsländer zusammen, ist aber im Vergleich zu den anderen in der Datenbank geführten Parametern mit fast 40 % immer noch hoch. Für den Fortbewegungstyp oder die Habitatpräferenz stehen - auch bei den Köcherfliegen - weitaus weniger ökologische Informationen zur Verfügung (Tab. 3).

Tab. 2: Anzahl und Prozentsätze eingestufter Taxa für die fünf Hauptparameter; Stand September 2004 (Datenbank: 11465 Taxa; DE: 6424 Taxa; AT: 4672 Taxa).

Parameter	Taxa eingestuft	Datenbank [%]	DE [%]	AT [%]
Biozönotische Region	2300	20,1	35,8	49,2
Ernährungstyp	3408	29,7	53,0	72,9
Habitatpräferenz	1793	15,6	27,9	38,4
Fortbewegungstyp	1392	12,2	21,7	29,7
Strömungspräferenz	1852	16,2	28,8	39,4

Tab. 3: Anzahl und Prozentsätze eingestufter Taxa der Ordnung Trichoptera für die fünf Hauptparameter; Stand September 2004 (Datenbank: 1039 Taxa; DE: 494 Taxa; AT: 474 Taxa).

Parameter	Taxa eingestuft	Datenbank [%]	DE [%]	AT [%]
Biozönotische Region	298	28,7	52,0	56,1
Ernährungstyp	414	39,8	73,5	77,4
Habitatpräferenz	232	22,3	43,5	44,1
Fortbewegungstyp	107	10,3	19,0	20,5
Strömungspräferenz	279	26,9	52,0	53,0

Ziele der Datenbank

Aus der Defizitanalyse der Datenbank lassen sich somit folgende Ziele für die weitere Entwicklung der Taxaliste definieren:

1. Europaweite vollständige Checkliste auf Länderbasis,

2. Auffüllung der Lücken bestehender autökologischer Parameter,

3. Einbindung folgender zusätzlicher autökologischer Parameter: Temperaturpräferenz, Austrocknungstoleranz, Hydrologische Präferenz, Voltinismus, Flugzeit/-dauer, Ausbreitungsfähigkeit, Höhenzonation etc. sowie

4. Aufnahme der Verbreitung der Arten in den Ökoregion nach Illies (1978).

Diesen Zielen soll sich einerseits durch intensive Auswertung bestehender Literatur genähert werden. Beispielsweise könnten bislang operationale Taxalisten einzelner Länder durch Zusammenfassen verstreut vorliegender Publikationen zur Ökologie und Verbreitung einzelner Arten zu nationalen Checklisten zusammengefasst werden. Zum anderen sollen die bestehenden Lücken im Rahmen von Projekten geschlossen werden. Im EU-geförderten Projekt Euro-limpacs[4] werden beispielsweise über fünf Jahre 37 europäische Partner Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässerökosysteme untersuchen. Hierbei erfolgt unter anderem eine Analyse autökologischer Parameter, die durch Klima beeinflusst werden. Mit Hilfe einer europaweite Literaturstudie, autökologischen Versuchsreihen (Fließrinnenversuche), Untersuchungen zur Mundwerkzeug-Morphologie sowie einer Expertendiskussion soll vorhandenes Wissen gesammelt und ausgewertet werden, um anschließend in einer Einstufung der Taxa zu münden. Diese Information soll in der Datenbank gespeichert und damit für verschiedene Bewertungssysteme nutzbar gemacht werden.

Zusammenfassung

Zusammenfassend wird versucht die bis jetzt bereits aufgenommen Checklisten der Länder auszubauen und zu vervollständigen, weitere Länder aufzunehmen und vermehrt klimatisch-ökologische Parameter zu integrieren. Hierzu zählt besonders auch die Verbreitung der Arten in den Illieschen Ökoregionen (Illies, 1978).

[4] www.eurolimpacs.ucl.ac.uk.

Damit sollen in Zukunft sowohl Taxonomie, Autökologie und Verbreitung ihren Platz in der Datenbank haben. Als „living document“ soll die Datenbank in kommenden EU-Projekten weitergeführt werden, europäisches Wissen über Makrozoobenthos-Organismen bündeln, via Internet der Öffentlichkeit zugänglich und besonders für die Bewertung kommender Aufgaben wie den Klimawandel nutzbar gemacht werden.

Dank

Wir danken allen taxonomischen Experten, die ihr Wissen für das Gelingen dieser Datenbank zur Verfügung gestellt haben sowie Daniel Hering und Mike Furse für die Koordination der beiden EU-Projekte AQEM (Contract No. EVK1-CT-1999-00027) und STAR (Contract No: EVK1-CT 2001-00089).

Literatur

Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.

Biss, R., Kübler, P., Pinter, I., Braukmann, U. (2002): Leitbildbezogenes biologisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland – Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung - UBA-Texte 62/02 als CD-rom, Hrsg. Umweltbundesamt Berlin.

Braukmann, U., Biss, R. (in Vorb.): Conceptual Study – an improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates.

Hendrikson & Medin (1986): Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. Aquaekologerna, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.

Illies, J. (Ed.) (1978): Limnofauna Europaea. 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: 532 S.

Lorenz, A., Hering, D., Feld, C., Rolauffs, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. Hydrobiologia 516: 107-127.

Moog, O., Graf, W., Janecek., B. F. U., Ofenböck, T. (2003): Inventory of “sensitive taxa” of Austrian rivers and streams – A valuable measure among the multimetric approaches and a tool for developing a rapid field screening method to assess the ecological status of rivers and streams in Austria. In: Fauna Aquatica Austriaca – Ergänzungen 2003.

Moog, O. (Ed.) (1995, 2002): Fauna Aquatica Austriaca., 1. u. 2. Lieferung, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Schmedtje, U., Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

Schöll, F., Haybach, A., König, B. (in Vorb.): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von großen Fließgewässern. Hydrologie und Wasserwirtschaft.

Kleinseen in Nordostdeutschland: Trophischer Zustand und FFH-Lebensraumtypen

Ilona Korczynski[1], Timm Kabus[2], Selma Kurt[2], Diana Möller[2], Jörg Müller[1]

[1] Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Außenstelle Schwerin, Johannes-Stelling-Str. 21, D-19053 Schwerin, e-mail: Ilona.Korczynski@um.mv-regierung.de

[2] Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See, e-mail: gewaesseroekologie-seddin@t-online.de

Keywords: Kleinseen, Trophie, Klassifizierung, Bewertung, FFH-Richtlinie, Lebensraumtyp

Einleitung

Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern sind durch das seenreiche Jungmoränenland Norddeutschlands gekennzeichnet, welches durch die jüngste Vereisung, die Weichselkaltzeit, geomorphologisch geprägt wurde. Das heutige Relief und das typische seenreiche, nicht hierarchisch gegliederte Gewässernetz des Jungmoränenlandes wurde vor ca. 10.000 Jahren, im Übergang von der Weichselkaltzeit zu unserer heutigen Warmzeit (Holozän), angelegt.

Von maßgeblicher Bedeutung für das Landschaftsbild der Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg sind die Kleinseen – in diesem Zusammenhang definiert als Standgewässer mit Seeflächen von 1 ha bis 10 ha. Insgesamt handelt es sich mit dem Stand von September 2004 um 3538 Gewässer mit einer Gesamtseefläche von 10902 ha (s. Tab. 1). Seit den 1990er Jahren sind diese Gewässer ein wichtiger Bestandteil des Monitorings in Mecklenburg-Vorpommern (Korczynski et al., 2002; Mathes et al., 1999) und Brandenburg.

Tab. 1: Anzahl und Fläche der Seen ≥ 1 ha in Nordostdeutschland (Datenquelle: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 2004 und Seenkataster Brandenburg, 2004)

	Mecklenburg-Vorpommern	Brandenburg	Nordostdeutsche Tiefebene
Anzahl der Seen ≥ 1 ha	2033	2826	4859
Gesamtseefläche Seen ≥ 1 ha [km²]	738	591	1329
Anteil Seefläche an Landesfläche	3,2 %	2,0 %	2,5 %
Anzahl der Seen 1-10 ha	1479	2059	3538
Gesamtseefläche Seen 1-10 ha [km²]	42	67	109
Anteil Seen 1-10 ha an der Gesamtseenanzahl	72,7 %	72,9 %	72,8 %
Flächenanteil Seen 1-10 ha an der Gesamtseefläche	5,7 %	11,3 %	8,2 %

Untersuchungsprogramme

Traditionsgemäß richten sich die Untersuchungen von Seen auf die Erfassung von Kenndaten, die die Wasserbeschaffenheit charakterisieren. Diese wird im Norddeutschen Tiefland hauptsächlich durch die Trophie bestimmt. Im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Routineuntersuchungen werden in beiden Bundesländern die Parameter erfasst, mit denen die Trophieeinschätzung nach LAWA (1999) vorgenommen werden kann. Zur Klassifizierung und Bewertung werden die Kriterien Chlorophyll-a, Sichttiefe und Gesamtphosphor herangezogen. Darüber hinaus werden Tiefenprofile der Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit erstellt sowie mineralische Kriterien (z.B. Alkalinität, Ca^{2+}, Mg^{2+}) ermittelt. Parallel dazu werden die Seen mit Hilfe der GPS-Technik vermessen, digitale Tiefenkarten angefertigt und daraus die für die Charakterisierung und für die Ermittlung des potenziell natürlichen Zustands der Seen notwendigen topographischen und morphometrischen Kenndaten wie Fläche, Volumen und Tiefenverhältnisse abgeleitet.

Die Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie der EU verpflichtet die Mitgliedsstaaten zum Schutz bestimmter Lebensraumtypen (LRT), darunter vier in Nordostdeutschland vorkommende Standgewässertypen (s. Tab. 4). Diese sind insbesondere über die Gewässervegetation definiert, wobei limnochemische Daten ebenfalls eine Rolle spielen. Die Gewässerbewertung kann zusätzlich auch über zoologische Gruppen (v. a. Makrozoobenthos) erfolgen. Da ausreichende biologische Daten längst nicht flächendeckend vorliegen, wurde für den vorliegenden Beitrag versucht, eine erste Klassifizierung über limnochemische Kenndaten vorzunehmen. Zur Zuordnung der Lebensraumtypen ist insbesondere die potenzielle natürliche Trophie (hier bestimmt nach morphometrischen Daten, vgl. LAWA, 1999) und die Wasserhärte bzw. die mit der Alkalinität korrelierte Karbonathärte von Bedeutung. Für eine Gewässerbewertung ist insbesondere die rezente Trophie verwendbar. Die verwendeten Parameter sind in Tab. 4 dargestellt.

Ergebnisse

Als Ergebnis der Untersuchungen liegen momentan für 344 Seen in Mecklenburg-Vorpommern aktuelle Trophieeinschätzungen vor. In Brandenburg beläuft sich die Zahl der nach Trophie eingeschätzten Kleinseen auf 391. Einen Überblick über den aktuellen Stand der Untersuchungs- und Vermessungsergebnisse gibt die Tabelle 2.

Tab. 2: Anzahl und Fläche der klassifizierten und vermessenen Seen ≥ 1 ha in Nordostdeutschland

	Anzahl	**Fläche [km²]**
Seen 1-10 ha:	**3538**	**109**
- davon klassifiziert	735	33
- davon vermessen	348	18
- davon klassifiziert und vermessen	298	16

Aufgrund der relativ geringen Wassertiefen sind ca. 7 5% der Seen polymiktisch und weisen infolgedessen sowohl im potenziell natürlichen Zustand wie auch im Istzustand höhere Trophiestufen auf (s. Abb. 1 und 2).

Wie bei den größeren Standgewässern stellen die eutrophen und polytrophen Seen mit etwa 80 % (anzahl- und flächenbezogen) den Hauptseetyp unter den Kleinseen dar.

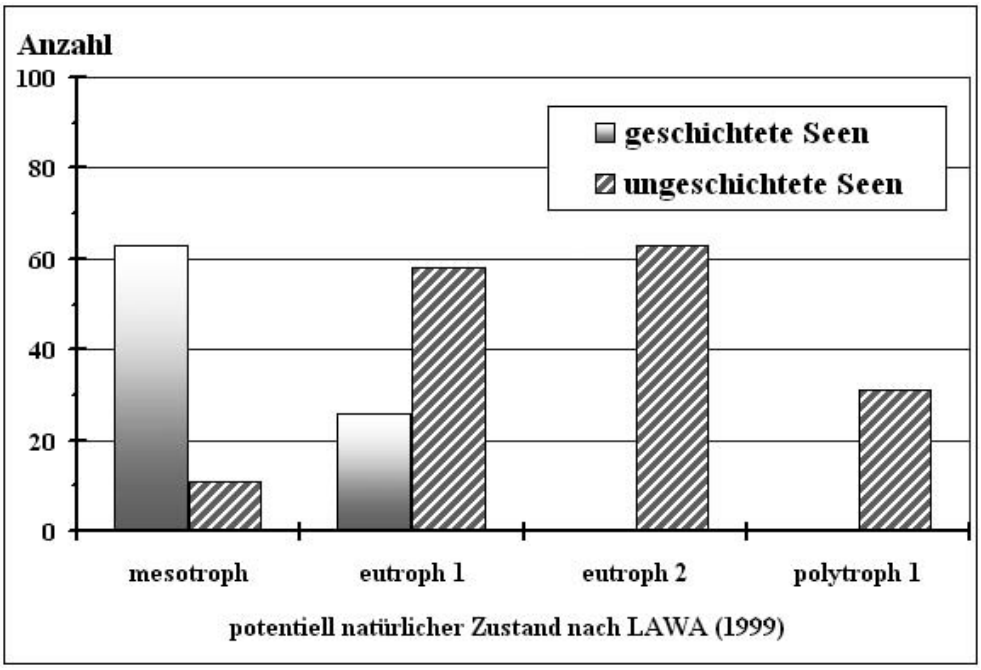


Abb. 1: Potenziell natürlicher Zustand der im Zeitraum 1992-2003 klassifizierten Seen 1-10 ha in Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten

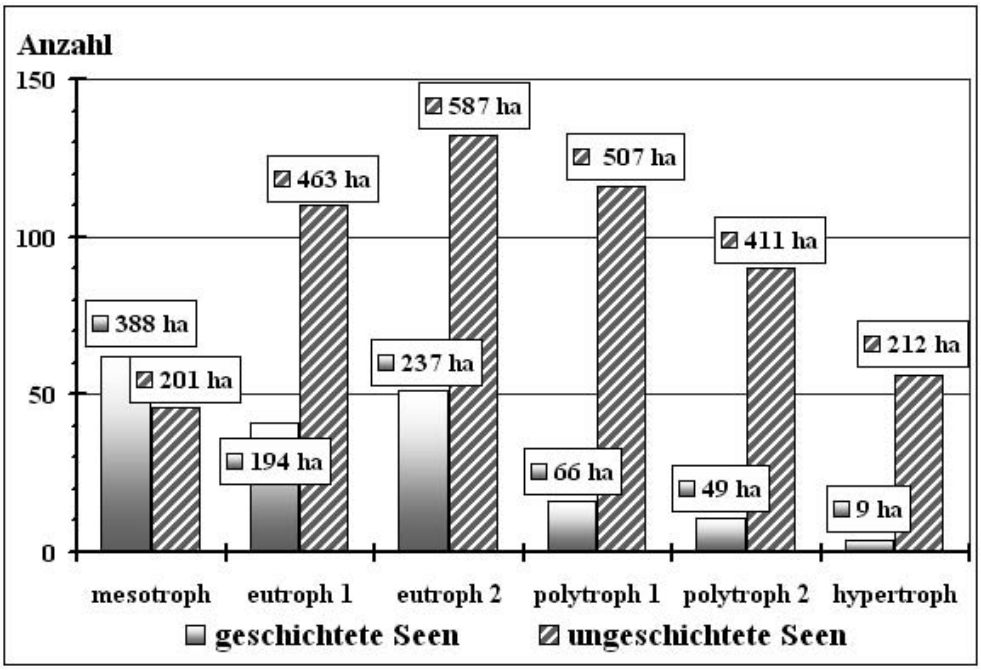


Abb. 2: Trophieverteilung der im Zeitraum 1992-2003 klassifizierten Seen 1-10 ha in Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten

Von den 298 klassifizierten und vermessenen Seen 1-10 ha konnten 252 bewertet werden, 46 Seen befanden sich nicht im Gültigkeitsbereich der Bewertungsrichtlinie nach LAWA (1999).

Der Vergleich des Istzustandes mit dem aus den morphometrischen Merkmalen abgeleiteten potenziell natürlichen Zustand ergab für 31 % der Seen die Bewertungsstufe 1 (d. h. der trophische Istzustand entspricht dem potenziell natürlichen Zustand) und für weitere 21 % die Bewertungsstufe 2 (der Istzustand weicht vom potenziell natürlichen Zustand um nur eine Trophiestufe ab). Damit weisen ca. 50% der untersuchten Seen einen sehr guten bzw. guten Trophiezustand auf (s. Tab. 3).

Tab. 3: Ergebnisse der Bewertung nach LAWA (1999)

Bewertungsstufe (nach LAWA, 1999)	Anzahl Seen 1-10 ha	Anteil in %
1	78	31
2	54	21
3	55	22
4	20	8
5	19	8
6	3	1
7	23	9

Aus den 735 Kleinseen konnten 248 potenziell einem FFH-Lebensraumtyp zugeordnet werden (s. Tab. 4). Für weitere 487 Seen war eine Typ-Zuordnung nicht möglich, da entweder der potenziell natürliche trophische Zustand höher als für die Lebensraumtypen gefordert war, oder der gegenwärtige Datenstand zu gering ist.

Tab. 4: Übersicht über die FFH-Seen-Typen (Klassifikation nach Kabus, 2004)

Lebensraumtyp	Limnochemische Kriterien	Anteil in %
3130 - Nährstoff- und basenarme Seen	Alkalinität 0,2 bis 0,7 mmol/l, oder Alkalinität bis 1,5 (1,8) mmol/l und zugleich Gesamthärte < 5,5 ° dH	17
3140 – Nährstoffarme, kalkhaltige Seen	Gesamthärte > 8 ° dH, natürlich oligo- bis mesotroph	27
3150 – Natürlich eutrophe Seen	Gesamthärte > 8 ° dH, natürlich eutroph (e1/e2)	46
3160 – Dystrophe Seen	Alkalinität < 0,2 mmol/l	10

Bei der FFH-Klassifikation zeigt sich, dass natürlich eutrophe Seen (LRT 3150) mit einem Anteil von 46 % fast die Hälfte der untersuchten Seen bilden. Erwartungsgemäß sind im nordostdeutschen Jungmoränenland auch die nährstoffarmen kalkreichen Seen (LRT 3140) relativ häufig (27 %).

Unter den Weichwasserseen bilden die „dystrophen“ (bzw. „extrem weichen Seen“, LRT 3160) die kleinste Gruppe mit 10 %. Allerdings sind diese Gewässer aufgrund ihrer geringen Größe (oft < 1 ha) in dem vorliegenden Datensatz nicht vollständig berücksichtigt. Die Anzahl der „echten“ Weichwasserseen (LRT 3130) ist mit 17 % höher.

Damit sind unter den Kleinseen die eutrophen Seen (LRT 3150) und die Weichwasserseen (LRT 3130 und 3160) häufiger anzutreffen, als unter den Seen anderer Flächengrößenklassen, wie am Beispiel Brandenburgs gezeigt wurde, ferner ist der Typ der mesotroph-kalkreichen Gewässer (LRT 3140) unterrepräsentiert (Kabus et al., 2004; Müller et al., 2004). Hierfür kann die Einschätzung des potenziellen natürlichen Trophiezustandes ursächlich sein, die für die vorliegende Bewertung anhand morphometrischer Merkmale vorgenommen wurde (LAWA, 1999). Dieses war die einzige praktikable Methode, unsere großen Datensätze zu klassifizieren. Für eine andere Festlegung des potenziell natürlichen Zustandes (Vollenweider-Modell, vgl. LAWA, 1999 oder individuelle Charakteristika zu Einzugsgebiet oder hydrologischem Seentyp) fehlt derzeit die Datengrundlage für die meisten Seen. Bei einer individuellen Diagnose könnte sich daher eine Verschiebung der Mengenanteile zugunsten der nährstoffarmen Seen ergeben. Ferner ist die Lebensraumtypisierung an biotische Parameter (v. a. vegetationskundliche Daten) gebunden (Ssymank et al., 1998) und die Zuordnung im Einzelfall sehr komplex (vgl. Müller et al., 2004).

Ausblick

Mit dem vorliegenden – in beiden Bundesländern noch zu bearbeitenden – Datenmaterial zu den Seen 1-10 ha kann der Seetyp umfassend dargestellt werden. Trotzdem besteht weiterer Untersuchungsbedarf, insbesondere hinsichtlich der Ersteinschätzung der bisher nicht erfassten Gewässer (etwa 80 % der Kleinseen). Für die Zuordnung zu FFH-Lebensraumtypen sind vor allem individuelle Bestimmungen des potenziellen natürlichen Zustandes vorzunehmen, sowie zur Bewertung ihres Erhaltungszustandes biologische Daten zu erheben.

Die hohe Bedeutung der Kleinseen manifestiert sich nicht nur in ihrer Rolle als ein das Landschaftsbild prägender Faktor – sie sind auch ein wichtiger Bestandteil des Naturhaushaltes. Hinzu kommt ihre große regionale und lokale Bedeutung als touristische Anziehungspunkte und Naherholungsgebiete. Daher sollte das Monitoring der Kleinseen, mit dem Ziel, sie in ihrem guten ökologischen Zustand zu erhalten bzw. in diesen zu versetzen, weiterhin eine wichtige Aufgabe in der Gewässerbeobachtung der Länder darstellen.

Literatur

Kabus, T. (2004): Bewertung mesotroph-alkalischer Seen in Brandenburg vor dem Hintergrund der FFH-Richtlinie anhand von Characeen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 115-126.

Kabus, T., Hendrich, L., Müller, R., Petzold, F., Meisel, J. (2004): Nährstoffarme, basenarme Seen (FFH-Lebensraumtyp 3130, Subtyp 3131) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten, ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos und Libellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 13 (1): 4-15.

Korczynski, I., Müller, J., Mathes, J. (2002): Monitoring der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern: Untersuchunsprogramm und Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Band 1: 52-57.

LAWA (1999): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin: 74 S.

Mathes, J., Venebrügge, G., Korczynski, I. (1999): Die Trophiesituation der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Band 2: 482-486.

Müller, R., Kabus, T., Hendrich, L., Petzold, F., Meisel, J. (2004): Nährstoffarme kalkhaltige Seen (FFH-Lebensraumtyp 3140) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 13 (4): 132-143.

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 560 S.

Limnological characteristics of lakes in Central Yakutia

Marta Ksenofontova[1], Thomas Kumke[2], Luidmila A. Pestryakova[3], Hans-Wolfgang Hubberten[4]

[1] Yakutsk State University, Belinski Street, Yakutsk, Russia, e-mail: kmarta@ykt.ru; [2] Alfred-Wegener-Institute for Polar and Marine Research, Telegrafenberg A43, D-14473 Potsdam, e-mail: tkumke@awi-potsdam.de; [3] Yakutsk State University, Belinski Street, Yakutsk, Russia, e-mail: lapest@mail.ru; [4] Alfred-Wegener-Institute for Polar and Marine Research, Telegrafenberg A43, D-14473 Potsdam, e-mail: hubbert@awi-potsdam.de

Keywords: limnology, lake classification, physico-chemical characteristics, Yakutia

Introduction

Global climate change especially affects high latitude regions. Aquatic ecosystems quickly respond to such changes, for example by increasing water temperatures in the epilimnion, by increasing the evaporation/precipitation ratio or increasing length of the ice-free season. This has long-term effects for the water balance and their chemical composition. Especially the lakes in the continental regions of northeastern Siberia are subjected to such effects. Since systematic measurements of physico-chemical characteristics of these lakes hardly exist, they are urgently needed to (i) determine their current lake status and (ii) to obtain estimates about long-term variations in the past. The latter one is a palaeolimnological problem which is usually solved by setting up a calibration dataset and subsequently establishing transfer functions for inferring limnological or climate variables. The transfer function approach involves the taxonomical analysis of species assemblages, which are preserved in lake sediments (e.g., diatoms, chironomids), and the measurement of their abiotic environmental characteristics (e.g., water chemistry) in a large number of lakes (commonly between 50 and 100 lakes). Both datasets are statistically analyzed and a transfer function for the major abiotic gradient is established most often by nonlinear regression techniques (for a review see Kumke et al., 2004, 2005). This contribution provides the basis for such inferences from transfer functions. The aims are (i) to determine the physico-chemical properties of lakes in Yakutia, north-eastern Siberia, (ii) to classify them according to their major limnological gradients and (iii) to analyze the spatial variation of the lake's physico-chemical characteristics.

Material and Methods

Study Area

The Republic of Yakutia is located between appr. 57 ° and 75 °N and between 110 ° and 160 °E. The climate in Central Yakutia is continental and dry with T_{max} = 38 °C and T_{min} = -63 °C. The summer period is short from the middle of June to the beginning of August. The annual precipitation is low with ca. 250 to 300 mm and smaller than the annual evaporation (350 to 400 mm). Altogether, 47 lakes were studied during the summers 2003 and 2004. They are all located in the lowlands of Central Yakutia (Figure 1, I and II). Most of the lakes were originated by thermokarst processes. The catchments are used as pasture or they are forested.

Fig. 1: Geographical map of the northern and central part of Yakutia, Russia, including the study areas. Study area I and II comprise 30 and 17 lakes, respectively

Sampling and Chemical Analysis

Sampling and on-site measurements were carried out from a rubber boat. The water samples were taken from the deepest part of each lake and close beneath the water surface using a water sampler. The water depths and secchi-depths were measured using echolot and secchi-disk, respectively. The variables dissolved oxygen, pH, electrical conductivity and water temperature were obtained directly after sampling using electrodes and a thermometer, respectively. All electrodes were cali-

brated frequently during the field work. From lakes that were deeper than 5 m, water samples near the bottom were additionally collected and the temperatures and dissolved oxygen concentrations were measured. In case of stratified water bodies, a depth profile of water samples was taken to estimate the thermocline. The water samples were filtered through 0.45 µm cellulose acetate filters prior to the analysis of total element and anion concentrations. A volume of 200 µl of HNO_3 was added to the samples for total element concentrations for conservation purposes. The samples were stored in a thermobox to ensure cool conditions. To prepare the samples for the measurement of dissolved organic carbon (DOC), they were filtered through pre-ignited glass microfibre Whatman filters. All samples were analyzed for the anions Br, Cl, F, NO_3, NO_2 and PO_4, for the total concentrations of Al, Ba, Ca, Fe , K, Mg, Mn, NH_4, Na, P, Si and Sr, for HCO_3, DOC and total inorganic carbon (TIC). The anions and total element concentrations were measured using ion chromatography (Dionex) and ICP-OES (Perkin Elmer), respectively. The concentration of PO_4 was also determined photometrically since the detection limit of PO_4 as measured by ion chromatography is too high for oligotrophic and mesotrophic lakes. The measurement of PO_4 by a photometer is based on the formation of blue molybdenum – phosphor-molybdenum complex with reduction of its ascorbic acid within sulphate medium at presence of antimony-tartaric potassium until the blue coloured compound appears (for details of the procedure see Wetzel & Likens, 1991). The hydrogen carbonate concentration was estimated by titration and DOC and TIC were measured using an element analyzer HighTOC (Elementar Analysesysteme GmbH).

Results and Discussion

Most of the study lakes were shallow, 75 % had water depths < 2.7 m. The transparency of the lakes was about half of the water depths on average, the quartiles of the secchi-depths ranged between 0.4 m and 1.3 m. Most lakes were saturated with oxygen near the water surface. With one exception, the lakes were not stratified. The pH-values of all lakes were above 7.0, indicating alkaline conditions (Fig. 2b).

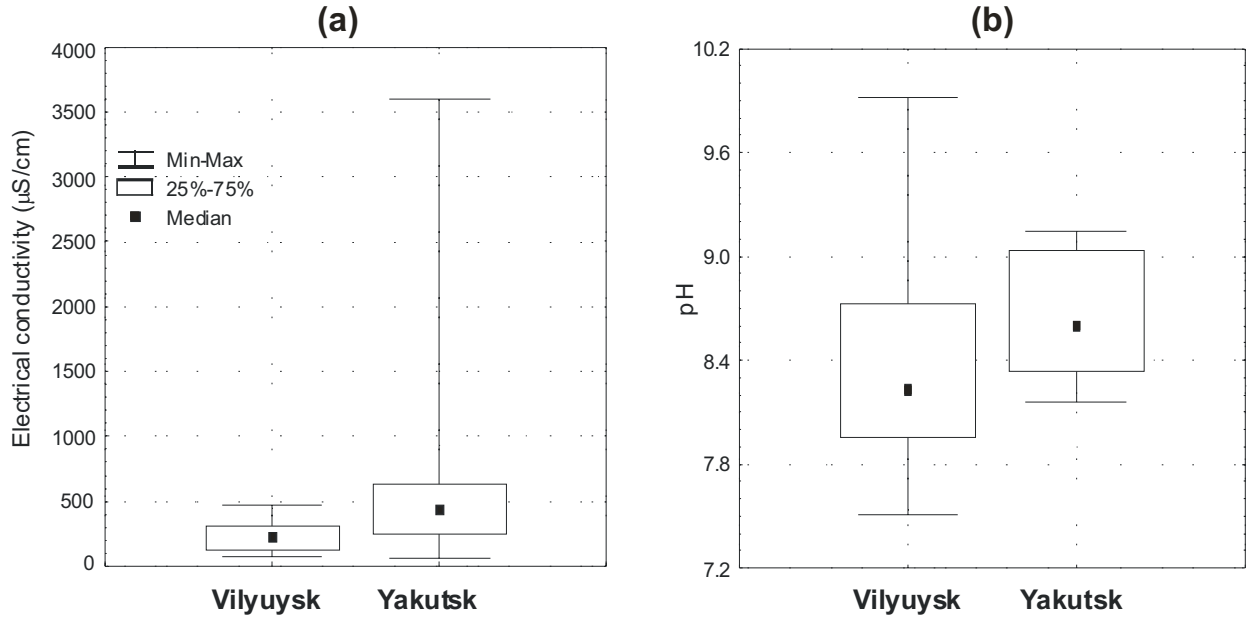


Fig. 2: Box plots for electrical conductivity (a) and pH (b). The boxes represent the lower and upper quartile, horizontal lines indicate minimum and maximum values and the black squares are the median values

Tests of differences in the mean (Mann-Whitney's *U*-test and *HSD*-test) showed significant differences (at $\alpha = 0.05$) between the study regions for some of the lake water characteristics, e.g., electrical conductivity, TIC (Fig. 2a, 3a, respectively), DOC, HCO_3 or Mg. Typically, the electrical conductivity was significantly correlated with the major cations, HCO_3 and TIC. These variables and some of the anions were significantly larger in the region around Yakutsk. The chemical characteristics of some lakes around Yakutsk indicated saline conditions caused by the desiccation of these lakes. A preliminary regional analysis using Manteltests showed weak spatial associations between the physico-chemical characteristics and the geographical coordinates ($r = 0.30$ at $\alpha = 0.05$).

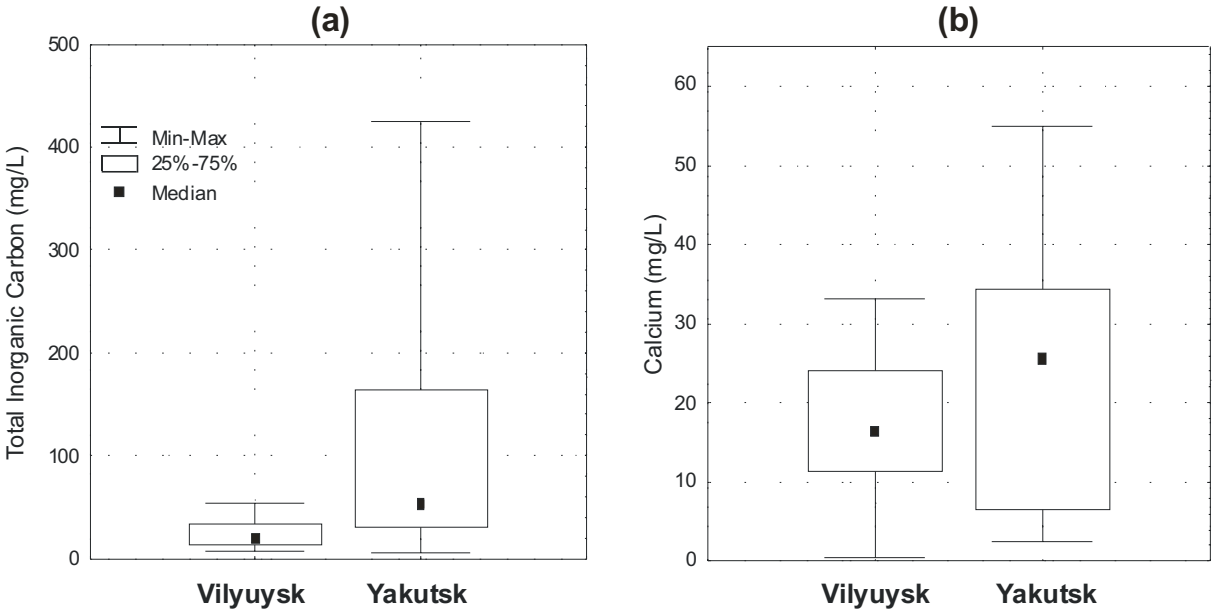


Fig. 3: Box plots for TIC (a) and Ca (b). The boxes represent the lower and upper quartile, horizontal lines indicate minimum and maximum values and the black squares are the median values

The lake classification using cluster analysis shows an approximate classification along the catchment vegetation with some exceptions (Fig. 4). For example, cluster 1 and 4 consist of forest sites with one exception whereas cluster 2 and 3 mainly consist of pasture sites. At a smaller classification level, closely located lakes have very often the most similar characteristics. That corresponds to the results of the Manteltests. Cluster 7 separates the sites with the most saline and nutrient-rich conditions. There are three sites that could not be classified caused by different morphometrical (PG1715) properties, geological (PG1708) or geochemical and anthropogenic (PG1744) conditions.

Summary

The analysis of the physico-chemical characteristics of 47 lakes in Central Yakutia has shown that all lakes are alkaline and oxygen-rich, that they have a moderate visibility and partly high ionic concentrations. There are significant regional differences in many of the lake characteristics as indicated by ANOVA and Manteltests. Some of the lakes in the region of Yakutsk are more saline, rich in inorganic cabonates and nutrients than those in the region of Vilyuysk. The lake classification separated the lakes according to their catchment vegetation and their ion concentration status. However, these are first preliminary conclusions, to obtain a more complete overview about the

limnological status of lakes in Central Yakutia, a larger number of lakes have to be studied and analyzed.

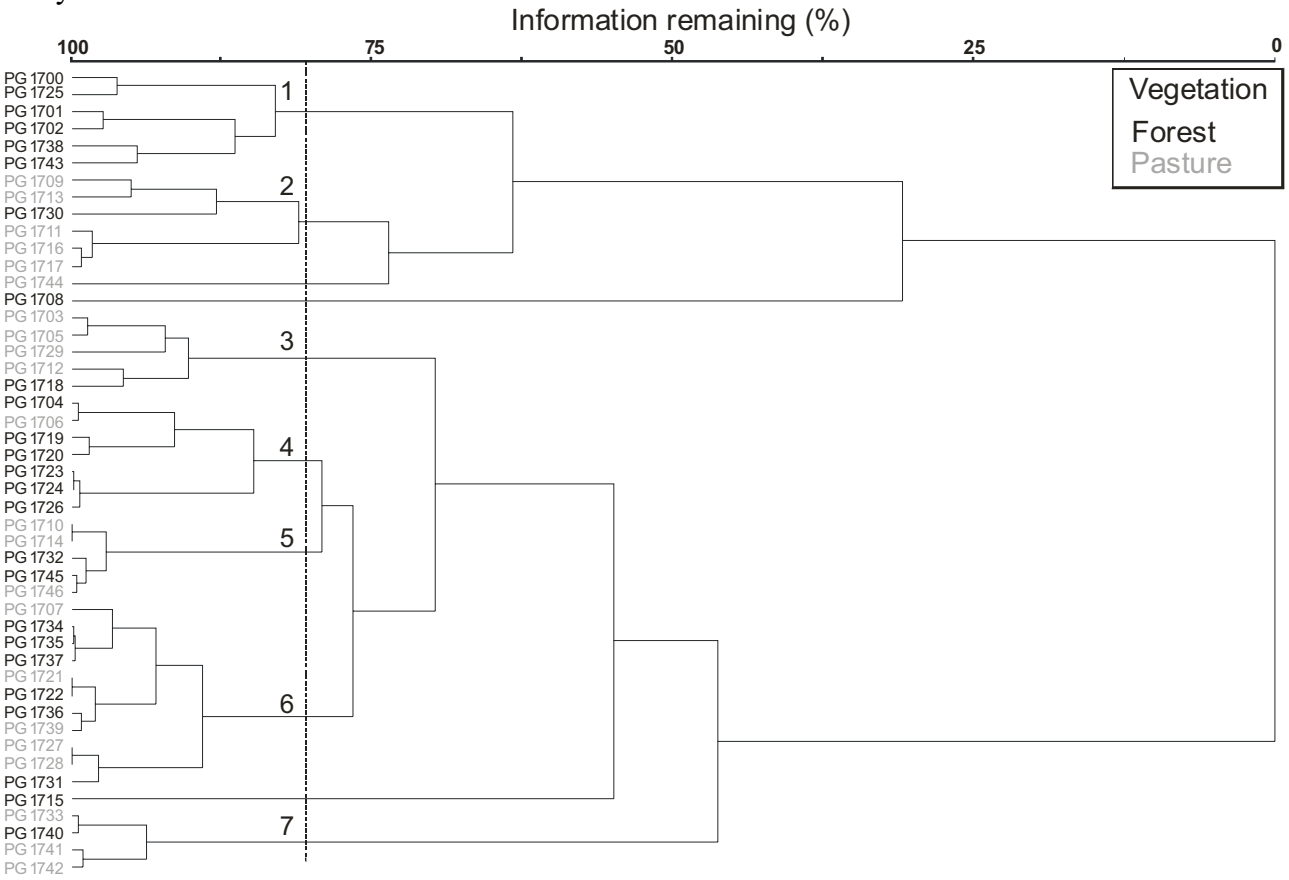


Fig. 4: Dendrogram of the cluster analysis using the Ward method for the lakes of the study region. The numbers 1 to 7 indicate the number of cluster

Acknowledgements

The authors would like to thank A. Eulenburg and S. Heym for technical assistance. This study was part of the diploma thesis of M. Ksenofontova.

References

Kumke, T., Schölzel, C., Hense, A. (2004): Transfer functions for paleoclimate reconstructions - Theory and Methods. In: H. Fischer, Kumke, T., Lohmann, G., Flöser, G., Miller, H., von Storch, H., Negendank, J. F. W. (Hrsg.): The Climate in Historical Times – Towards a synthesis of paleoclimate variability using proxy data and climate models. Springer Verlag, Berlin, 229-244.

Kumke, T., Baier, J., Kienel, U., Hubberten, H.-W. (2005): Die Rekonstruktion von historischer Klima- und Umweltvariabilität aus limnischen Systemen – Methoden und Anwendungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag: this volume.

Wetzel, R. G., Likens, G. E. (1991): Limnological Analyses, 2nd edition, Springer Verlag, Berlin, 391 pp.

ANTHROPOGENE BELASTUNGEN

KALETTKA, T. , BALLA, D. & GABRIEL, O.: Wassergüte und Sedimentbelastung des Spreewaldes

BAYER, T., HÄMMERLING, R. & NIXDORF, B.: Die Analyse der Phosphor-Belastung des Wolziger Sees – Möglichkeiten und Grenzen für ein Flussgebietsmanagement

BIELE, S., GEHM, O., RUDAT, C. & KRECH, M.: Untersuchungen zum Einfluss diffuser Nährstoffquellen auf die Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern am Beispiel des Saaler Baches (Mecklenburg-Vorpommern)

GRUNAU, T. S.: Veränderung der Makroinvertebratenzönose durch landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet

JÖBGEN A. M., PALM, A. & MELKONIAN, M.: Phosphateliminierung mittels Periphyton auf künstlichen Substraten

BRAUNS, M., GARCIA, X.-F., PUSCH, M. & WALZ, N.: Bewertung anthropogener Beeinträchtigungen von Seeufern anhand des Makrozoobenthos

ARENS, I.: Binnenschifffahrt auf der Ruhr: Auswirkungen auf die Wirbellosenfauna

KRANICH, J. , LANGE, K.-P., CARMIENKE, I. & MÖRICKE, U.: Untersuchung zur Neugestaltung des Leipziger Gewässerknotens im Rahmen eines Integrierten Gewässerkonzeptes

Wassergüte und Sedimentbelastung des Spreewaldes

Thomas Kalettka[1], Dagmar Balla[1] & Oliver Gabriel[2]

[1] Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg, tkalettka@zalf.de, dballa@zalf.de; [2] Universität Wien, Institut für Wasserqualität und Abwasserbehandlung, Karlsplatz 3, A-1040 Wien, ogabriel@tuwien.ac.at

Keywords: Spreewald, Wassergüte, Sediment, Phosphor

Problem- und Zielstellung

Der Spreewald liegt als flächiges Feuchtgebiet mit einem stark verzweigten Fließgewässersystem im Mittellauf der Spree in Ostdeutschland. In den vergangenen Jahrzehnten wurde er neben anderen Quellen in hohem Maße durch Wasser- und Stoffeinträge aus dem Braunkohlenbergbau beeinflusst. Durch den Rückgang des Bergbaus nach 1990 haben sich erheblich die Zuflüsse zum Spreewald verringert. Hieraus resultierend werden bei komplexen Nutzungsansprüchen vielfältige Auswirkungen auf die Wassergüte der Spree und des Spreewaldes erwartet. Zielstellung war im Rahmen des BMBF-Projektes „Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spee“ die Charakterisierung der Funktion des Spreewaldes als flächige Stoffsenke bzw. -quelle und die Entwicklung eines Gütemoduls für das Gesamt-Modell WBalMo Spree. Hierzu waren die Wassergüte, die Sedimentbelastung und die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser zu analysieren sowie relevante Güteprozesse in Abhängigkeit vom Wasserregime abzuleiten. Die Daten sind Eingangs- und Kalibrierungsgrößen für das Gütemodul Spreewald (Balla et al., 2004 a, b).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Fläche des Spreewaldes beträgt 320 km^2 und ist durch ein geringes Gefälle sowie eine hohe Verdunstung im Sommer gekennzeichnet. Sie wird von ca. 300 Flussarmen durchzogen mit einer Gesamtfließlänge von ca. 1200 km und einer größeren Gewässerdichte im Oberspreewald im Vergleich zum Unterspreewald. Insgesamt herrschen geringe Fließgeschwindigkeiten vor. Insbesondere der Oberspreewald wird durch grundwassernahe Standorte mit einem hohen Anteil organischer Böden dominiert. Das gesamte Gebiet ist einem Wassermanagement mit intensiver Stauregulierung zum Hochwasserschutz (Umfluter) und zur Niedrigwasseraufhöhung (kaskadenförmiges Staugürtelsystem mit ca. 500 Staubauwerken) unterworfen. Der Spreewald wirkt bei Wassereinstau potenziell als Stoffsenke und bei Abfluss aus den Flächen potenziell als Stoffquelle.

Methoden

Im Ober- und Unterspreewald erfolgte 2000/2001 ein flächendeckendes 14-tägiges Monitoring der Wassergüte sowie eine einmalige Analyse der oberflächennahen Schicht (Mischprobe 0-10 cm) der aquatischen Sedimente unter besonderer Berücksichtigung der Stoffakkumulation in den Staugür-

teln. Ein agrarisch genutzter ehemaliger Polder innerhalb der Staugürtel des Oberspreewaldes ist die Stauabsenkung Nord. Hier wurde an Transekten vom Grünland zum Grabensystem sowie im Grabensystem selbst der Stofftransport und -umsatz, insbesondere des Phosphors, in Abhängigkeit von den hydraulischen Bedingungen (Exfiltration, Infiltration, Überstau der Fläche) untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Wassergüte

Ober- und Unterspreewald (Tab. 1)

Die Zielvorgabe Klasse II der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird aktuell nicht für NH_4-N, NO_3-N, TN, SO_4, TOC und O_2 erreicht. Es sind nur wenige drastische Qualitätssprünge der Wassergüte bei NH_4-N (punktuelle Einträge) und O_2 (Ortschaften, Staubereiche) zu verzeichnen. Die Fließgewässer sind nicht planktondominiert (Klasse I bis I-II für Chlorophyll A) korrelierend mit der insgesamt mäßigen P-Belastung (≤ Klasse II). Die generell hohe SO_4-Belastung ist bergbaubedingt.

Tendenzen im Gütelängsprofil der Hauptspree (Abb. 1)

Die Zielvorgabe Klasse II von > 6 mg/l O_2 wird an allen Stationen zeitweise unterschritten, mit den höchsten Defiziten in Lübbenau. Für die aquatische Fauna kritische Werte (< 4 mg/l O_2) werden nicht erreicht, selbst nicht in der Niedrigwassersituation 6-7/2000. NO_3-N und TN nehmen bis Lübbenau ab (Denitrifikation, Sedimentation, pflanzliche Biomasse, Verdünnung) und sind dann gleichbleibend. Cl und SO_4 nehmen ebenfalls bis Lübbenau ab (Verdünnung durch inneren Spreewald und Südumfluter) und sind danach erhöht (Kläranlage). TP, SRP und TOC (Rücklösung und Resuspension aus dem inneren Spreewald) sowie Chlorophyll A (Algen) nehmen bis Leibsch zu.

Wirkungen von Niedrigwasser (6-7/2000) bei gleichbleibender Tendenz im Längsprofil der Hauptspree (Abb. 1)

Niedrigwasser führt zu erhöhten O_2-Defiziten (6-8 mg/l), zur Abnahme von NO_3-N und TN (erhöhte Denitrifikation, Sedimentation) sowie zur Zunahme von SRP, TP und Chlorophyll A (erhöhte Algenproduktion durch erhöhte P-Mobilisierung aus Sedimenten infolge der Sauerstoffdefizite).

Ganglinienanalyse der Wirkung des Spreewaldes (1990-2001)

Im Trend war eine Abnahme von NH_4-N, P und BSB_5 zu verzeichnen (verringerte Abwasserbelastung). Außerdem erfolgte eine Abschwächung der Maxima von NO_3-N durch verstärkten Zustrom nitratärmeren anaeroben Grundwassers in die Fließgewässer im Winter, woraus eine Zunahme der Maxima von TP und TFe (Freisetzung aus Sedimenten) besonders in den Staubereichen resultierte.

Sedimente

Beschaffenheit der Sedimente im Ober- und Unterspreewald (Tab. 2)

In Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit dominieren Sande (27 %), Sandmudden (58 %) oder Detritusmudden (15 %). Die Art des Substrates ist güterelevant. Stärker belastete Gewässer in den Staubereichen weisen Sand- und Detritusmudden auf (vorwiegend Oberspreewald), geringer belastete sind durch Sande gekennzeichnet (vorwiegend Unterspreewald). Alle Parameter außer Mn korrelieren positiv mit organisch C. Es existieren 3 Element-Gruppen mit hoher Korrelation (1. Org. C, N, S, Ca, Cd; 2. P, Fe, Mn, Ca, S; 3. Al, Cd, Pb, Zn, Cu). In Sedimenten der Staubereiche werden amtliche Grenzwerte für Cd, Pb, Zn, As teilweise erreicht oder überschritten (Problem bei Entschlammung). Trotz hoher Akkumulationen treten nur geringe Konzentrationen im Oberflächenwasser auf (hohes Bindungsvermögen der Sedimente, pH immer > 4). Die Verteilung des

organisch C im Fließgewässersystem steht stellvertretend für Belastungsschwerpunkte (besonders Stauhaltungen im Oberspreewald). Weitere Ursachen der Stoffakkumulation sind bergbaubedingte Einträge (Malxe, Dobra), Torfzehrungen und Grundwasserzustrom.

P-Mobilität in der Stauabsenkung Nord (Tab. 2, Abb. 2)

Fe ist der dominante Bindungspartner von P in den Sedimenten, besonders des nordöstlichen Oberspreewaldes (max. 279 g Fe/kg TM, generell Fe/P > 10). Der hohe Fe-Gehalt kontrolliert deutlich die Mobilität von P. Die Herkunft des Eisens ist authochthon bedingt über Grundwasser und bergbaubedingt über den Zufluß Malxe/Großes Fließ. Die P-Mobilität ist abhängig vom Stauregime. Infiltration von Grabenwasser in die Grabensohle und die angrenzenden Flächen führt im Sommer zur P-Festlegung, Exfiltration von Grundwasser führt im Winter zur P-Freisetzung. Durch das Weg-Zeit-Verhalten in den zeitlich begrenzten Phasen der Ex- und Infiltration findet ein Stoffaustausch nur im grabennahem Bereich statt. Neben dem konvektiven Transport von SRP ins Grabenwasser induziert die Exfiltration von anaerobem Grundwasser eine P-Mobilisierung aus den organischen Sedimenten. Davon geht nur etwa 15 % in das Freiwasser über, da der größte Teil mit Fe wieder ausgefällt wird. Die P-Festlegung während Infiltration erfolgt hauptsächlich über Sedimentation.

Schlussfolgerungen

Der Spreewald bewirkt tendenziell eine Absenkung der Konzentrationen von TN, NO_3-N, SO_4 und Cl (Stoffrückhalt und Verdünnung). Teilgebiete des Spreewaldes, besonders der innere stark stauregulierte grundwasserbeeinflusste Oberspreewald können andererseits in Abhängigkeit vom Wasserregime durch diffuse Stoffausträge zur zeitweiligen Verschlechterung der Wassergüte der Spree beitragen (SRP, TP, TFe, TOC, Chl. a, O_2). Stoffmobilisierungen aus den Staubereichen des Oberspreewaldes sollten durch hohen Wintereinstau sowie durch Konstanthaltung der Grundwasserstände bzw. nur langsame Wasserstandsänderungen (ca. 1 cm/Tag) vermieden werden. Unterhalb Lübbenau bis zum Gebietsauslass Leibsch sind die Tendenzen von Stoffrückhalt bzw. -austrag durch Vermischungen aus den Umflutern und einer Kläranlage nicht mehr so deutlich ausgeprägt. Insgesamt wirkt der Spreewald aktuell nicht als deutliche Stoffquelle oder -senke in Hinblick auf die klassifizierte Wassergüte der Spree (Balla et al., 2004a, b).

Danksagung

Die Untersuchungen wurden als Teilprojekt IV “Wassergütemodellierung des Spreewaldes” im BMBF-Projektverbund “Wassergüteentwicklung der Spree” unter Leitung der RWTH Aachen 1999-2002 gefördert (http://www.rwth-aachen.de/iww/Spree/index.html). Die Durchführung des Teilprojektes erfolgte durch das Institut für Landschaftswasserhaushalt des ZALF. An dieser Stelle sei den technischen Mitarbeitern für die Durchführung der Feld- und Laborarbeiten gedankt.

Literatur

Balla, D.; Gabriel, O.; Kalettka, T.; Lentzsch, P.; Quast, J. (2004): 6 – Spreewald (TP4). In: Schlussbericht zum BMBF-Projektverbund „Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree“, Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft.

Balla, D.; Redetzky, M.; Kalettka, T.; Gabriel, O.; Quast, J. (2004): Entwicklung eines Gewässergütemoduls für die Feuchtgebietsregion Spreewald. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 43 (1): 77-89.

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1. Auflage, Kulturbuchverlag Berlin GmbH.

Tab. 1: Wassergüte ausgewählter Fließgewässer im Spreewald (2000/2001), Quelle: ZALF

Nr.	Station	Klasse nach LAWA (1998) NH_4-N	NO_3-N	TN	SRP	TP	Cl	SO_4	TOC	O_2	BSB_5	Chl. A
	Spree											
IX-2	Schmogrow-Fehrow	**II-III**	**II-III**	**II-III**	I	I-II	I-II	**III**	**II-III**	II	II	I
VII-6	Burg Kolonie	**II-III**	**II-III**	**II-III**	I	I-II	II	**III**	**II-III**	II	II	I
V-5	Leipe	II	**II-III**	II	I	I-II	I-II	**III**	**II-III**	**II-III**	II	I
III-3	Zusammenfluss Lübbenau	II	**II-III**	II	I-II	I	I-II	**III**	**II-III**	**III**	I-II	I
I-5	Unterhalb Lübbenau	**III**	II	II	I	I	II	**III**	**II-III**	II	II	I
I-2	Lübben	II	**II-III**	II	I	I	II	**III**	**II-III**	**II-III**	II	I
US3-5	Zusammen. Hartmannsdorf	II	II	II	I-II	I-II	II	**III**	**II-III**	II	II	I-II
US1-1	Leibsch	**II-III**	**II-III**	II	I-II	I-II	II	**III**	**II-III**	II	II	I-II
	Zuflüsse											
US3-6	Berste	II	II	**II-III**	I	II	I-II	**II-III**	**II-III**	II	II	I
I-4	Wudritz	**III**	I	I-II	I	I	I-II	**III**	**III**	I-II	II	I
II-5	Zerkwitzer Kahnfahrt (KA)	**III-IV**	**III-IV**	**III-IV**	**IV**	**IV**	**III**	**III**	**III-IV**	**IV**	**II-III**	**III**
IV-14	Dobra	**III**	**II-III**	**II-III**	II	**II-III**	II	**III**	**III**	**II-III**	II	I
VI-2	Vetschauer Mühlenfließ	**II-III**	**II-III**	**II-III**	I	I-II	I-II	**III**	**II-III**	II	I-II	I
VII-8	Greifenhainer Fließ	**II-III**	II	II	I	I	I-II	**III**	**III**	**II-III**	II	I
US3-8	A-Graben Nord	II	**II-III**	I-II	I	I-II	II	**III**	**III**	**II-III**	II	I
	Sonstige Fließe											
IV-10	Südumfluter oh. Lübbenau	II	**II-III**	**II-III**	I-II	I	I-II	**III**	**III**	**II-III**	II	I
V-3	Burg-Lübbener-Kanal	II	II	II	I	I	II	**III**	**II-III**	II	II	I
V-2	Gr0ßes Fließ Eiche Wehr 34	**III**	II	II	I	I	II	**III**	**II-III**	II	II	I
II-4	Mittelkanal SN Transekte 1	**II-III**	II	II	I	II	II	**III**	**III**	**III-IV**	II	I
IV-15	Krummes Wehrfließ in SS	**II-III**	I-II	**II-III**	I	I-II	I-II	**III**	**III-IV**	**IV**	II	I-II
V-1	Nordfließ Eiche	**II-III**	**II-III**	II	I	I-II	II	**III**	**II-III**	**IV**	II	I-II
IX-4	Nordumfluter	**II-III**	**II-III**	**II-III**	I	I-II	II	**III**	**II-III**	I-II	II	I
IV-6	Huschepusch	II	II	II	I	I	I-II	**II-III**	**II-III**	II	II	
IV-1	Polenzoa3 (Dittmarkanal)	II	II	II	I	I	II	**III**	**II-III**	II	I-II	

Markiert = Wassergüte > II; KA = Kläranlage; Fließrichtung Spree: von der ersten zur letzten Zeile

Tab. 2: Korrelationsmatrix der Gesamtgehalte von Oberflächen-Sedimenten der Fließgewässer

	Org. C	N	S	P	Ca	Fe	Mn	Al	Cd	Pb	Zn	Cu
Org. C	1.00	**1.00**	**0.83**	**0.50**	**0.95**	**0.57**	0.31	**0.52**	**0.72**	**0.53**	**0.49**	**0.44**
N	**1.00**	1.00	**0.86**	**0.54**	**0.95**	**0.61**	0.36	**0.53**	**0.71**	**0.52**	**0.49**	**0.44**
S	**0.83**	**0.86**	1.00	**0.57**	**0.88**	**0.71**	0.36	0.23	0.41	0.28	0.21	0.17
P	**0.50**	**0.54**	**0.57**	1.00	**0.66**	**0.94**	**0.73**	0.28	0.27	0.37	0.31	0.32
Ca	**0.95**	**0.95**	**0.88**	**0.66**	1.00	**0.71**	**0.46**	**0.43**	**0.58**	**0.51**	0.40	0.38
Fe	**0.57**	**0.61**	**0.71**	**0.94**	**0.71**	1.00	**0.73**	0.30	0.27	0.36	0.28	0.28
Mn	0.31	0.36	0.36	**0.73**	**0.46**	**0.73**	1.00	0.11	0.14	0.24	0.17	0.12
Al	**0.52**	**0.53**	0.23	0.28	**0.43**	0.30	0.11	1.00	**0.77**	**0.70**	**0.89**	**0.87**
Cd	**0.72**	**0.71**	0.41	0.27	**0.58**	0.27	0.14	**0.77**	1.00	**0.74**	**0.85**	**0.69**
Pb	**0.53**	**0.52**	0.28	0.37	**0.51**	0.36	0.24	**0.70**	**0.74**	1.00	**0.72**	**0.65**
Zn	**0.49**	**0.49**	0.21	0.31	0.40	0.28	0.17	**0.89**	**0.85**	**0.72**	1.00	**0.89**
Cu	**0.44**	**0.44**	0.17	0.32	0.38	0.28	0.12	**0.87**	**0.69**	**0.65**	**0.89**	1.00

Pearson-Produkt-Moment-Korrelationen; n = 43; Schrift fett markiert = Korrelationen signifikant für $p < 0{,}005$; Grau markierte Zellen = Korrelationen >/= 0,70

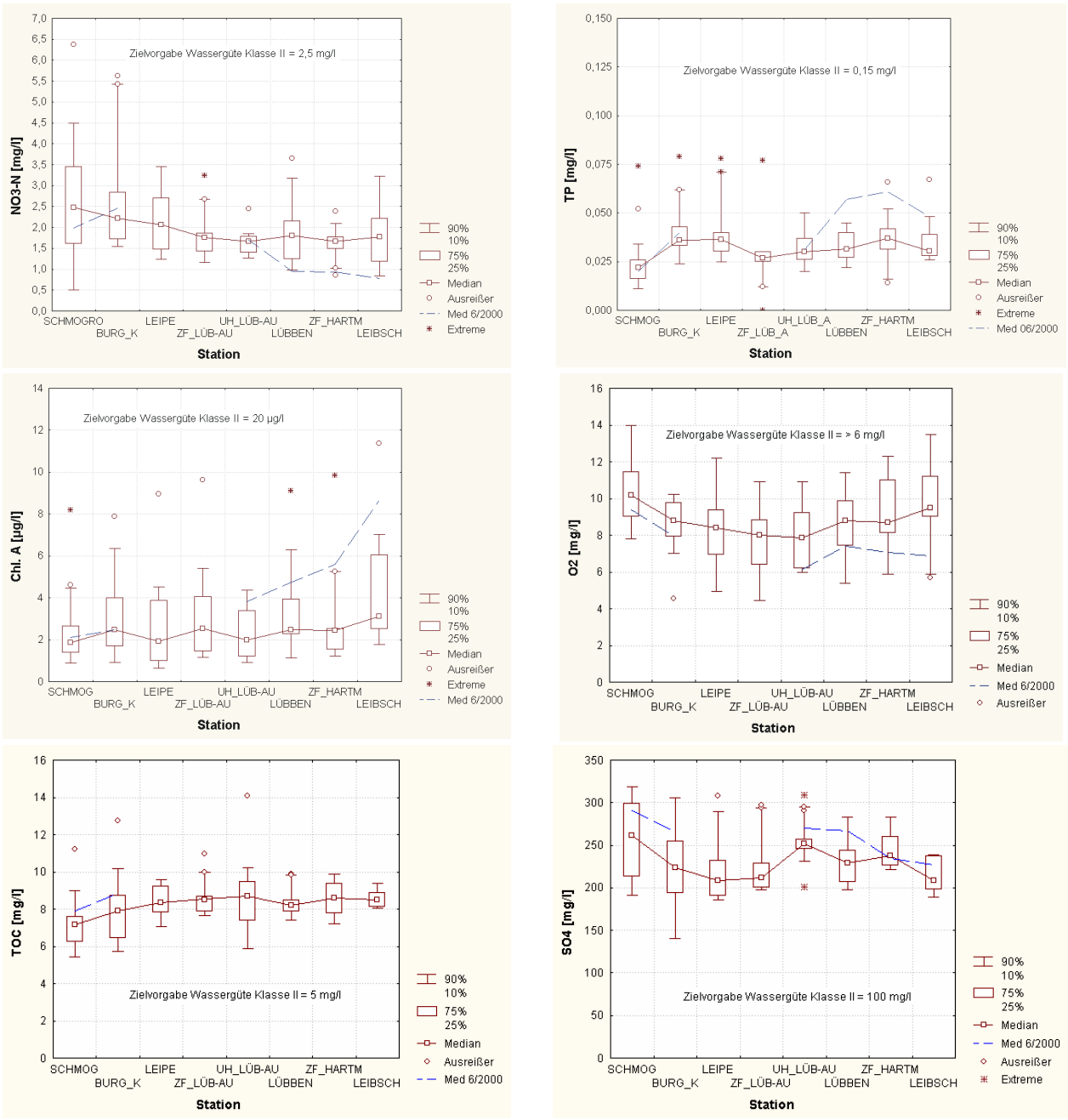


Abb. 1: Boxplots der Gütelängsprofile der Spree vom Gebietseinlass (Schmogrow) zum Gebietsauslass (Leibsch) des Spreewaldes (2000/2001, Quelle ZALF)

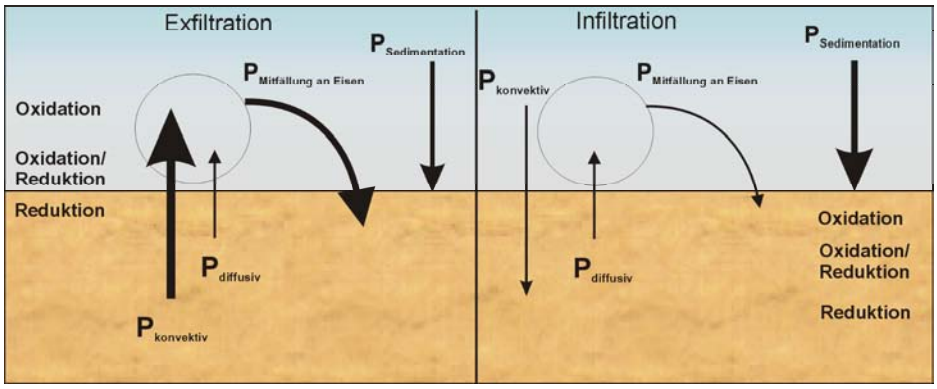


Abb. 2: Komponenten der Phosphorbilanzierung in den hydraulischen Phasen der Ex- und Infiltration (Winter - Sommer) in der Stauabsenkung Nord

Die Analyse der Phosphor-Belastung des Wolziger Sees – Möglichkeiten und Grenzen für ein Flussgebietsmanagement

Tina Bayer[1], Ronny Hämmerling[2] & Brigitte Nixdorf[3]

[1,2,3] BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow; [1]tina.bayer@gmx.net

Keywords: Ökologische Zustandsbewertung, Phosphor-Einträge, Maßnahmenprogramm, Wolziger See

Einleitung

Der Wolziger See ist in die Seenkette der Storkower Gewässer eingebunden und wird seit 1993 vom Lehrstuhl Gewässerschutz in Bad Saarow auf seine trophische Entwicklung limnologisch untersucht. Dieser große und windexponierte See ist für die Freizeitnutzung in der Region von großer Bedeutung und es wurde erwartet, dass mit der Eintragsreduzierung der Nährstoffe seit Beginn der 90er Jahre eine deutliche Verbesserung des hocheutrophen Zustandes eintreten würde. Tatsächlich reagierte dieser See seit 1998 als einziger der 12 Untersuchungsgewässer in der Region mit einer deutlichen Erhöhung der Sichttiefe bei abnehmender Phytoplanktonbiomasse. Leider wurde seit 2002 wieder eine deutlich schlechtere Gewässerqualität gemessen (Rücker et al., 2003), was eine eingehende Analyse der Nährstoffeinträge und ihrer Entwicklung notwendig machte. Ein erster Vergleich der gemessenen externen Phosphor-Frachten mit den kalkulierten Werten unter Anwendung des MONERIS-Modells (Behrendt et al., 1999) für 1996-2000 (Hämmerling in Vorbereitung) ergab für den Wolziger See große Differenzen. Es wurden deutlich höhere Nährstoffeinträge gemessen als aufgrund der Geologie, Hydrologie und Landnutzung zu erwarten wäre. Deshalb wurde der Wolziger See als Fallbeispiel für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ausgesucht und sein ökologischer Zustand nach bisherigen Vorschlägen für Bewertungsverfahren und auf Basis bereits erhobener Daten der biologischen Parameter bewertet. Zusätzlich wurde eine weitere Analyse der Phosphor-Belastung bezüglich Quellen, Frachten und Eintragspfaden durchgeführt. Darauf aufbauend wurde versucht Gewässerschutzmaßnahmen als Vorschläge für ein Maßnahmenprogramm abzuleiten.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Wolziger See liegt im Heide- und Seengebiet Ost-Brandenburgs am Ende der Storkower Seenkette, deren Gewässer sich größtenteils in eutrophem Zustand befinden. Er ist 550 ha groß mit einer mittleren Tiefe von 5,5 m und einer maximalen Tiefe von 13,2 m. Die hydraulische Aufenthaltszeit beträgt 1,1 a, wobei die wesentlichen Zuflüsse aus der Storkower Seenkette (54 %), dem Stahnsdorfer Fließ (17 %) und der Großschauener Seenkette (29 %) stammen. Nach dem Klassifizierungsansatz von Mathes et al. (2002) ist er dem Seentyp Nr. 10 (kalkreicher, geschichteter See mit relativ großem Einzugsgebiet in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland) zugeordnet. Diese Zuordnung wird jedoch aufgrund seines besonderen Mischungsverhaltens infrage gestellt, da die sommerliche Schichtung durch starke Windereignisse temporär aufgehoben werden kann (Rücker et al., 2003). Der morphometrische Referenz-Zustand nach LAWA (1998) liegt im oberen Drittel des mesotrophen Bereiches.

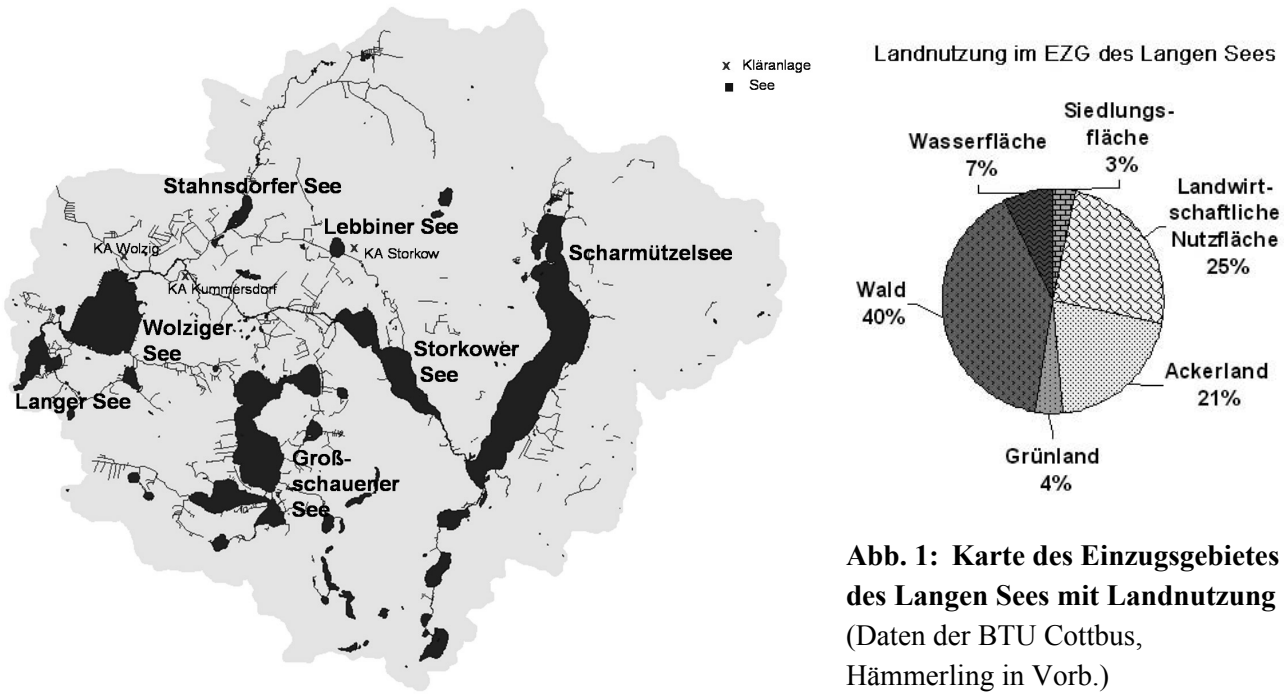


Abb. 1: Karte des Einzugsgebietes des Langen Sees mit Landnutzung (Daten der BTU Cottbus, Hämmerling in Vorb.)

Methoden

Die Bewertung des ökologischen bzw. des trophischen Zustandes wurde anhand der bislang veröffentlichten Bewertungsvorschläge für den Seentyp 10 und Messdaten des Lehrstuhls Gewässerschutz zu Phytoplanktonbiomasse, Chlorophyll a Konzentration und Trophie durchgeführt.

Zur Bestimmung der Phosphor-Frachten wurden entlang der Fließgewässer zum Wolziger See die Gesamtphosphor(TP)-Konzentrationen an neun Mess-Stellen (3 Hauptpfade, siehe Abb. 3) von April bis Juni 2004 gemessen und nach Kaliumperoxidisulfat-Aufschluss photometrisch nach DIN analysiert. Frühere Messdaten des Lehrstuhls Gewässerschutz von Oktober 2002-2003 (Hämmerling in Vorb.) liefern vergleichbare Ergebnisse. Die Berechnung der Frachten erfolgte aus, vom Wasserschifffahrtsamt Berlin gemessen, mittleren Durchflüssen 1996-2000, sowie eigenen Messungen bzw. Berechnungen unter Benutzung von Daten des LUA Brandenburg (Hämmerling in Vorb.).

Ergebnisse und Diskussion

Ökologischer Zustand

Zum Zeitpunkt der Analyse lagen für den Seentyp 10 nur für die biologischen Indikatoren Makrophyten & Phytobenthos und Phytoplanktonbiomasse Bewertungsverfahren bzw. Vorschläge vor.

1998 stellte sich eine Verbesserung des trophischen Zustandes des vormals hocheutrophen bis polytrophen Sees ein (Tab. 2). Dieser Zustand hielt nur wenige Jahre an. Nach einer vorläufigen Bewertung erreichte der See im Jahre 2003 keinen guten ökologischen Zustand. Bewertet werden konnte allerdings nur die Phytoplanktonbiomasse nach dem Entwurf von Mischke et al. (2002), nach dem Phytoplanktonbiovolumen (Tab. 1) und nach der Chlorophyll a Konzentration (Tab. 2). Hier zeigt sich bei Bewertung nach Biovolumen bis einschließlich 2001 eine kontinuierliche Verbesserung, aber seit 2002 wieder eine deutliche Verschlechterung (Tab. 1).

Auch die Trophie, die nicht unter die ökologischen Zustandsparameter nach WRRL fällt, aber aufgrund mangelnder Daten (z. B. zu Makrophyten) bzw. fehlender Bewertungsvorschläge als Vergleich und Ergänzung betrachtet wurde, bestätigt diesen Trend: Nachdem sich die Trophie nach LAWA (1998) von 1996 bis 2001 kontinuierlich auf schwach eutroph (e1) verbessert hatte, war ab

2002 wieder ein Anstieg auf hoch eutroph (e2) (in Jahre 2003) zu beobachten (Abb. 2). Damit verbunden war auch eine verstärkte Entwicklung von Cyanobakterien im Wolziger See

Tab. 1: Ökologischer Zustand nach Biovolumen (Daten der BTU Cottbus)

Jahr	BV in $mm^3 l^{-1}$	Ökologischer Zustand
Mittel VP 1993	13,8	schlecht
Mittel VP 1994	12,6	schlecht
Mittel VP1999	3,2	moderat
Mittel VP 2000	1,3	gut
11.07.2001	2,2	gut
27.08.2002	13,9	schlecht
04.08.2003	21,0	schlecht

VP = Vegetationsperiode, BV = Biovolumen

Tab. 2: Ökologischer Zustand nach Chl a Konzentration (Daten der BTU)

Jahr	Chl a in $\mu g\ l^{-1}$	Ökologischer Zustand
1994	69,8	schlecht
1995	48,0	unbefriedigend
1996	61,5	schlecht
1997	41,4	unbefriedigend
1998	27,5	moderat
1999	15,9	moderat
2000	17,9	moderat
2001	16,8	moderat
2002	18,3	moderat

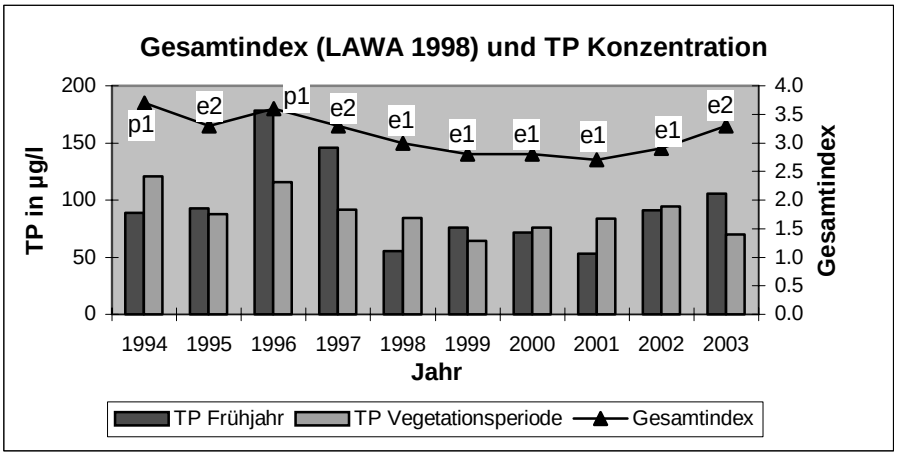


Abb. 2.: Trophiegesamtindex nach LAWA (1998) und TP-Konzentrationen im Wolziger See 1994-2003 (Daten der BTU Cottbus)

Phosphor-Belastung

Mit einer gemessenen Gesamtfracht von ca. 2,7 tTP a^{-1} im Zufluss, bzw. einer Flächenbelastung von 0,53 gTP a^{-1} m^{-2}, ist der Wolziger See nach Uhlmann & Horn (2001) momentan in stark eutrophen, an der Grenze zum polytrophen Zustand. Nach Vollenweider resultiert die gemessene Fracht in einer theoretischen TP-Konzentration im See von 46 µgTP l^{-1}, was nach LAWA (1998) nur einen schwach eutrophen Zustand anzeigt. Hierzu muss bemerkt werden, dass die Bewertung von Uhlmann & Horn (2001) für Ortho-Phosphat entwickelt wurde. Um nach ihrem Bewertungsansatz den morphometrischen Referenzzustand nach LAWA zu erreichen, müsste die Flächenbelastung auf 0,19 gTP a^{-1} m^{-2}, bzw. die externe Gesamtfracht auf 1 tTP a^{-1} reduziert werden. Das modifizierte Ein-Box-Modell liefert ein vergleichbares Ergebnis (von 1,2 tTP a^{-1} externe Fracht).

Als wichtige externe Phosphor-Quellen sind neben der atmosphärischen Deposition und Einträgen aus dem Grundwasser diffuse Einträge aus der Landwirtschaft von Bedeutung. Dabei handelt es sich besonders um intensiv genutzte Flächen entlang des nördlichen und östlichen Zuflusses des Stahnsdorfer Sees. Hinzu kommen die drei kommunalen Kläranlagen im direkten Einzugsgebiet: Die größte Kläranlage befindet sich in Storkow (ca. 32000 EGW), sie realisiert einen TP-Ablaufwert unter 0,5 mgTP l^{-1}, was eine Jahresfracht von ca. 450 kgTP a^{-1} in das in den Stahnsdorfer See mündende Fließ ergibt. Die beiden kleineren Kläranlagen in Kummersdorf (500 EGW, Versickerung) und Wolzig (700 EGW) geben jeweils unter 80 kgP a^{-1} ab (Abb. 3).

Für das gesamte Einzugsgebiet wurde eine deutliche Abweichung von ca. 2 tTP a^{-1} der gemessenen Fracht zu der mit dem MONERIS-Modell für 1996-2000 abgeschätzten (Hämmerling in Vorb.)

festgestellt. Besonders aus der Storkower Seenkette ist die Abweichung mit einer vierfachen gemessenen Fracht ungewöhnlich hoch. Eine Erklärung liegt darin, dass MONERIS bislang nur die theoretische Retentionsfähigkeit der vorgelagerten Seen, aber keine Veränderungen in der Nährstoffretention durch hohe Belastungen in der Vergangenheit, berücksichtigt.

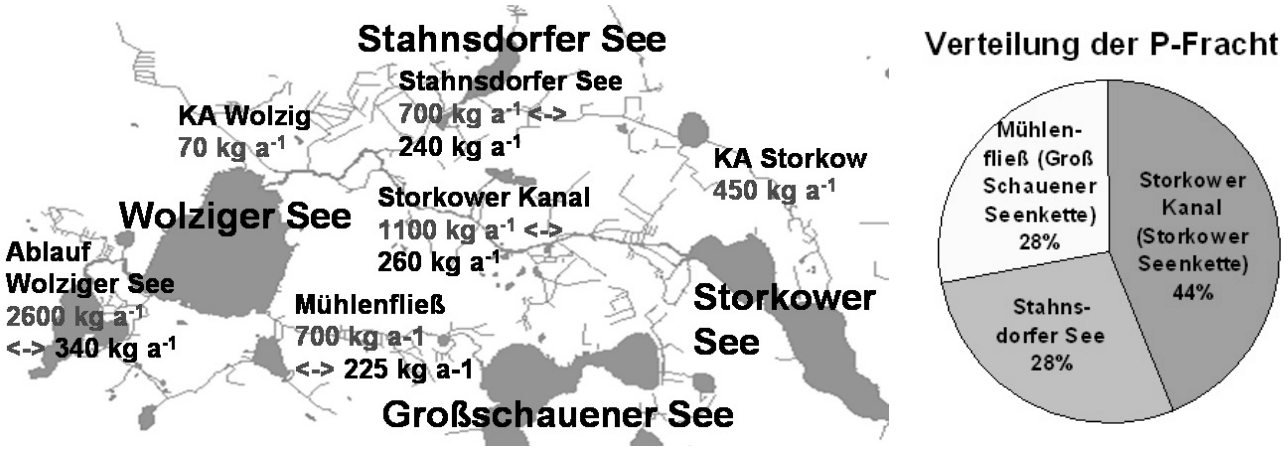


Abb. 3: links: Karte des Einzugsgebietes des Wolziger Sees mit P-Frachten (hell: gemessen und berechnet April-Juni 2004 und Okt. 2002-2003 (Hämmerling in Vorb.), Ablauffracht 2000-2002 (LUA Brandenburg); dunkel: MONERIS-Abschätzungen für 1996-2000 (Hämmerling in Vorb.)) **rechts: Verteilung der P-Fracht auf die oberflächlichen Zuflüsse in den Wolziger See in %**

Dies zeigt, dass auch die in der Vergangenheit stark belastete Seenkette, deren Sedimente teilweise in ihrer Retentionsfähigkeit stark beinträchtig sind, durch verminderte Retention und interne P-Rücklösung einen wichtigen Beitrag zur P-Belastung des Wolziger Sees leistet. So dominierte im Scharmützelsee in den Jahren 1996-2000 die interne Belastung, und er war in diesen Zeitraum P-Quelle (Hämmerling & Nixdorf, 2004, in press). Im Wolziger See selbst ist unter der Annahme einer annähernd konstanten internen Fracht seit 2001 noch von einer Dominanz der externen Fracht auszugehen (Rücklösungsdaten aus Rücker et al., 2003). Die im Ablauf gemessene Fracht von ca. 2,6 tTP a^{-1} im Zeitraum 2000-2002 (Daten des LUA Brandenburg) zeigt auch hier eine deutliche Unterschreitung der theoretischen Retention von ca. 50 % nach Vollenweider & Kerekes (1982).

Mögliche Maßnahmen zur Reduzierung der P-Belastung

Als langfristiges Ziel ist die Reduzierung der externen Gesamtfracht auf unter 1,2 t TP a^{-1} anzustreben. Aufgrund der hohen Frachten aus den vorgeschalteten Seen wäre für eine deutliche Verringerung der externen Fracht auch eine Reduzierung der Belastung aus der Seenkette notwendig. Dies lässt sich jedoch zunächst nur durch kostenintensive Restaurierungsmaßnahmen erreichen. Insbesondere sollten Maßnahmen im Scharmützelsee erwogen werden, die allerdings aufgrund seiner Größe und Tiefe zu erheblichen Kosten führen würden. Des Weiteren ist für die Zukunft langfristig mit einer Senkung der internen Fracht im Scharmützelsee aufgrund der inzwischen auf niedrigem Niveau stabilen externen P-Belastung dieses Sees und dadurch auch der externen zum Wolziger See zu rechnen (Hämmerling & Nixdorf, 2004). Um genauere Aussagen über die benötigte Zeit zu treffen, sind weitere Untersuchungen der P-Rücklöseraten und –potentiale in der Seenkette notwendig.

Eine Verbesserung der P-Eliminierung in den Kläranlagen ist technisch möglich, allerdings absehbar wenig kosteneffizient, da die Kläranlagen im direkten Einzugsgebiet bereits mit relativ hoher P-Eliminierung arbeiten, und teilweise erst in den letzten Jahren nachgerüstet wurden. Auch eine Umleitung des gereinigten Abwassers scheint momentan nicht realisierbar.

Maßnahmen in der Landwirtschaft könnten einen Beitrag zur Reduzierung der externen diffusen Einträge leisten. Zu nennen sind neben der „guten landwirtschaftlichen Praxis“, die Schaffung von Pufferstreifen entlang der Ufer, erosionsmindernde Bearbeitung oder ganzjährliche Bodenbedeckung oder Umwandlung in extensives Grasland.

Interne Maßnahmen im Wolziger See sind nach Schauser et al. (2003) aufgrund der geringen mittleren Tiefe und der kurzen hydraulischen Aufenthaltszeit nicht zu empfehlen.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Eine Verbesserung des im Moment nicht den Anforderungen der WRRL entsprechenden ökologischen Zustandes des Wolziger Sees in naher Zukunft gestaltet sich nicht unproblematisch, weil

- die Sedimente der vorgeschalteten, in der Vergangenheit stark belasteten, Seen in ihrer Reaktionsfähigkeit nur durch aufwendige Restaurierungsmaßnahmen zu beeinflussen sind,
- die größte Kläranlage im Einzugsgebiet bereits Ablaufwerte unter 0,5 mgTP l^{-1} realisiert und im Moment keine alternative Einleitstelle für das gereinigte Abwasser in Frage kommt,
- und seeinterne Maßnahmen nach Schauser et al. (2003) wenig erfolgsversprechend sind.

Maßnahmen in der Landwirtschaft könnten einen Beitrag zur Senkung der externen Fracht leisten, und ihre Umsetzung sollte gefördert werden (z. B. durch finanzielle Anreize, wie Subventionen für ökologischen Anbau oder Gebühren auf mineralischen Dünger), allerdings kann dies nicht ausreichen um die anzustrebende Reduzierung der P-Einträge um mehr als 1,5 t a^{-1} zu realisieren.

Falls im Laufe der nächsten Jahre trotz Maßnahmen im Einzugsgebiet und der zu erwartenden Reduzierung der P-Frachten aus den vorgeschalteten Seen keine merkliche Besserung des ökologischen Zustandes des Wolziger Sees eintritt, wäre die mögliche Anwendung seeinterner Maßnahmen in der Seenkette zu erwägen oder zu akzeptieren, dass der See unter Umständen nicht bis 2015 einen guten ökologischen Zustand erreichen wird.

Literatur

Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & R. Uebe (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Berlin.

Hämmerling, R. (in Vorbereitung): Phosphoreinträge in die Gewässer der Scharmützelseeregion – Szenarien zur Trophieentwicklung. Dissertation, Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus.

Hämmerling, R. & Nixdorf, B. (2004): Phosphorbilanz des Scharmützelsees 1996 bis 2000: Quelle oder Senke? In: BTUC-AR 2004, ISSN 1434-6834, in press.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer, vorläufige Richtlinie zur Erstbewertung von natürlich entstanden Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin.

Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R. & Nixdorf, B., Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie, ausgewählte Verfahren und Defizite. BTUC-AR 5/02, ISSN 1434-6834, 15-23.

Mischke, U., Nixdorf, B., Hoehn, E. & Riedmüller, U. (2002): Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons – Aktueller Stand in Deutschland. In: Deneke, R. & Nixdorf, B., Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie, ausgewählte Verfahren und Defizite. BTUC-AR 5/02, ISSN 1434-6834, 25-38.

Rücker, J., Nixdorf, B., Deneke, R., Kleeberg, A. & Mischke, U. (2003): Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. Wasser & Boden, 55/4, 4-10.

Schauser, I., Lewandowski, J. & Hupfer, M. (2003): Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen. Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens. Berichte des IGB, Heft 16, Berlin.

Uhlmann, D. & Horn, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Ulmer, Stuttgart.

Untersuchungen zum Einfluss diffuser Nährstoffquellen auf die Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern am Beispiel des Saaler Baches (Mecklenburg-Vorpommern)

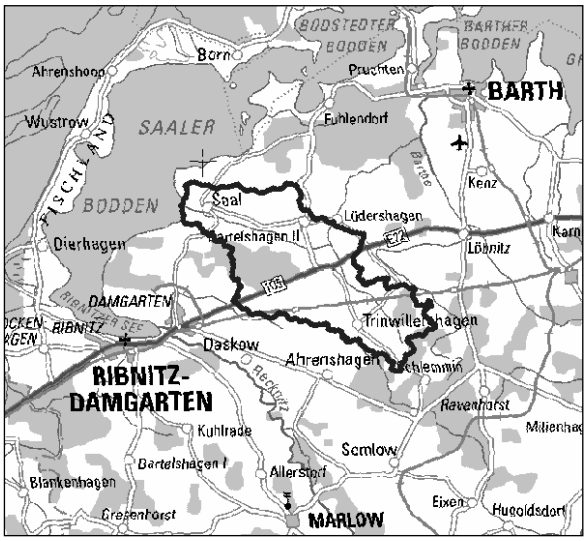
Steffen Biele[1], Olaf Gehm[1], Catrin Rudat[1] & Mathias Krech[2]

[1] UmweltPlan GmbH Stralsund, Tribseer Damm 2, D-18437 Stralsund, sb@umweltplan.de
[2] Ziolkowskistr. 11, D-18059 Rostock, mathias.krech@web.de

Keywords: Norddeutschland, diffuse Einträge, Sediment, Phosphor, Nitrat

Einleitung

Die nachhaltige Reduzierung der Nährstoffbelastung der Boddengewässer gehört zu den zentralen Zielstellungen der Lokalen Agenda 21 der Region Darß-Zingster-Boddenlandschaft. Einige Boddenzuflüsse weichen z. T. deutlich von den gewässerpolitischen Zielvorgaben ab, da sie nach wie vor hohe Nährstoffgehalte aufweisen (Schlungbaum et al., 2001). Ein Beispiel hierfür ist der Saaler Bach (Abb. 1), dessen Nitrat-Belastung die Güteklasse IV nur selten unterschreitet.



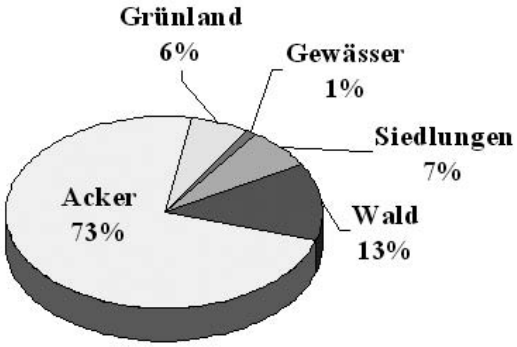


Abb. 1: Lage und Nutzungsstruktur des Einzugsgebietes Saaler Bach (66 km²)

Nährstoffbilanzierungen haben ergeben, dass die genannten Belastungen hauptsächlich auf diffuse Quellen zurückzuführen sind (Krech, 2003). Die im Einzugsgebiet tätigen Landwirtschaftsbetriebe stehen diesen Bilanzen allerdings sehr skeptisch gegenüber und sehen die Ursachen vor allem in anderen Quellen, wie z. B. in Kläranlagen oder auch den Sedimenten des Saaler Baches.

Durch die Wasserbehörden des Landkreises Nordvorpommern sowie des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Stralsund wurde daher im November des Jahres 2003 ein zweijähriges Untersuchungsprogramm begonnen, dass die verursacherbezogene, flächenscharfe Quantifizierung diffuser Nährstoffemissionen zum Inhalt hat. Auf der Basis der Ergebnisse soll mit den Landwirten die Umsetzung effizienter Sanierungsmaßnahmen diskutiert werden.

Material und Methoden

Das Untersuchungsprogramm umfasst Durchfluss- und Gütemessungen an fünf Messstellen im Einzugsgebiet. Es wurden vier Teileinzugsgebiete ausgewählt, die sich durch eine möglichst einheitliche Flächennutzung auszeichnen und keine Direkteinleitungen aufweisen (Tab. 1). Eine fünfte Messstelle im Saaler Bach repräsentiert das Gesamteinzugsgebiet von 66 km².

Die Durchflussmessungen erfolgen über Messwehre, an denen mittels Drucksonde stündlich der Wasserstand aufgezeichnet wird (Abb. 2). An der Messstelle MP5 befindet sich kein Messwehr, hier werden die Durchflüsse mittels induktiven Strömungsmessgerätes ermittelt. Die Wasserbeschaffenheit (Sondenparameter, N- und P-Verbindungen) wird wöchentlich untersucht.

Abb. 2: Messwehr an Messstelle 3

Des Weiteren wurden Ausdehnung und Mächtigkeiten der organischen Sedimentablagerungen im Bachlauf kartiert und an fünf repräsentativen Probestellen auf Nähr- und Schadstoffgehalt analysiert.

Tab. 1: Charakterisierung der untersuchten Teileinzugsgebiete

Messstelle	Einzugsgebiet	Böden	Nutzung (2003/2004)
MP1	76 ha	Lehme, Tieflehme, Niedermoor	Acker (Winterweizen)
MP2	218 ha	Tieflehme, Lehme, Tone	Acker (Winterweizen)
MP3	64 ha	Lehme, Tieflehme	Acker (Winterweizen)
MP4	191 ha	Lehme, Tieflehme	Laubwald

Ergebnisse und Diskussion

Nährstoffaustrag

Das hydrologische Jahr 2003/2004 zeichnete sich insbesondere in den Acker-Einzugsgebieten durch ein sehr dynamisches Abflussregime aus, wobei 94 bis 99 % des Gesamtabflusses bereits im Winterhalbjahr erreicht waren. Entsprechend erfolgte auch der Stoffaustrag zu 81 bis nahezu 100 % im Winterhalbjahr. Die Abflüsse setzten z. T. erst Ende November ein, die höchsten Abflusswerte wurden im Februar erreicht. An den Messstellen 2 bis 4 wurde von Juni bis Mitte Oktober kein Abfluss festgestellt.

Die Konzentrationswerte des Nitrat-Stickstoffs zeigten an den Messstellen einen sehr ähnlichen Verlauf. Mit steigenden Abflüssen zu Beginn der Beobachtungen kam es zu einem sprunghaften Anstieg der N-Gehalte mit Spitzenwerten bis zu 45 mg/l. Im Sommerhalbjahr lagen die Konzentrationen dann fast ausschließlich unter der Nachweisgrenze von 0,5 mg/l. Der Gesamt-P-Gehalt zeigte dagegen im Sommerhalbjahr die höchsten Werte, insbesondere bei stagnierenden Abflüssen oberhalb der Messwehre. Aufgrund der äußerst geringen Durchflüsse wurden die hohen Phosphor-Konzentrationen bis zu 680 µg l^{-1} in den Frachten aber kaum wirksam.

Abb. 3 zeigt die flächenspezifischen Austräge an Gesamt-Phosphor und Nitrat-Stickstoff im Abflussjahr 2003/2004 für die Teilgebiete 1 bis 4. An der Messstelle MP5 sind für die Frachtermittlung noch weitere Strömungsmessungen erforderlich.

Die Abbildung zeigt deutlich, dass die Austräge der Ackerflächen die des Waldeinzugsgebietes erheblich übertreffen. Bei Phosphor wurden Werte bis zu 64 g P ha^{-1} a^{-1} ermittelt, was dem ca. 16-fachen Betrag des Waldgebietes entspricht. Für Nitrat-Stickstoff ergeben sich 12 bis 30 mal höhere Austräge im Vergleich zum Wald, das Maximum wurde mit 33,7 kg N ha^{-1} a^{-1} für das Einzugsgebiet der Messstelle MP3 ermittelt.

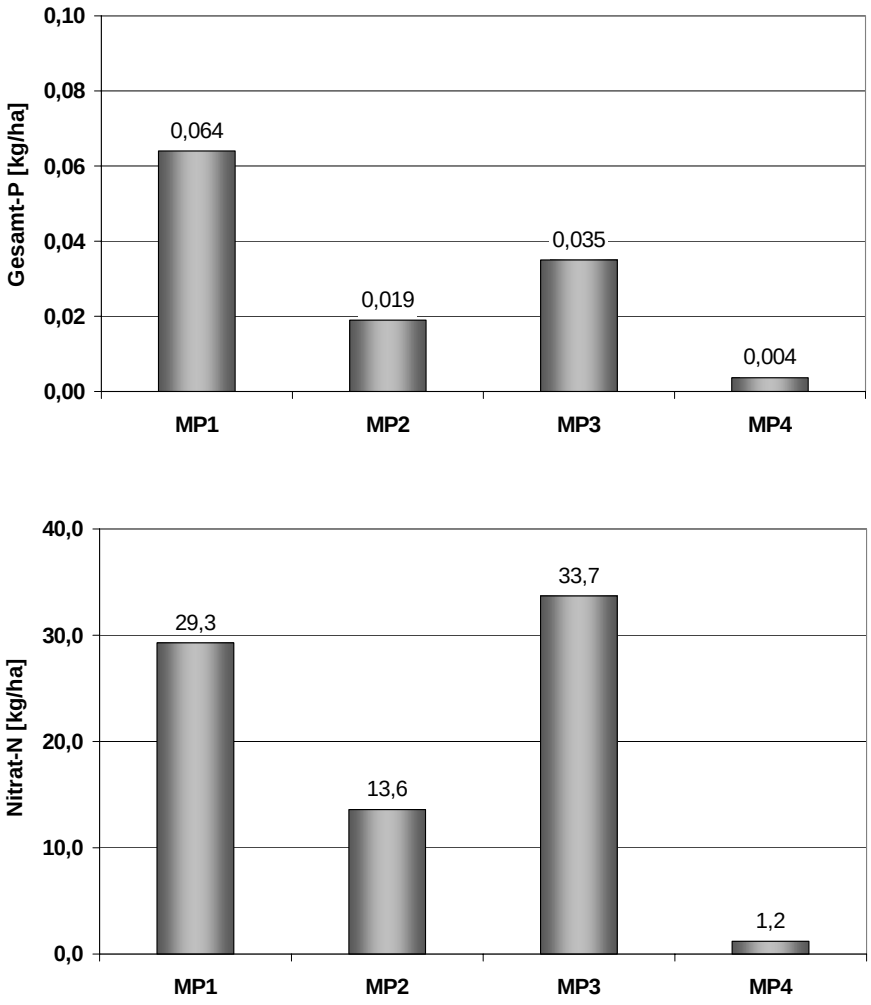


Abb. 3: Nährstoffausträge im hydrologischen Jahr 2003/2004

Sedimentbelastung

Die Sedimentkartierung im ca. 17 km langen Bachlauf ergab, dass die Sohle überwiegend durch geringmächtige Organo- und Silikatmudden gebildet wird. Schlammablagerungen beschränken sich auf einen Flächenanteil von 10 % der Gewässersohle. Größere Akkumulationsräume wurden nicht festgestellt, die Schlammmächtigkeiten erreichten maximal 10 cm.

Die Sedimentproben waren allgemein durch einen relativ hohen Salzgehalt und einen entsprechend hohen Leitfähigkeitswert gekennzeichnet. An zwei Probestellen wurden bei Kupfer und Zink die Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung an das Aufbringen und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden überschritten. Die ermittelten Nährstoffgehalte lagen bei Stickstoff zwischen 470 und 4.700 mg/kg Trockensubstanz. Für Phosphor ergaben sich Werte von 370 bis 2.000 mg/kg, der Anteil leicht rücklösbarer Phosphate erreichte 34 bis 79 %.

In Abb. 4 sind ausgewählte Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen dargestellt. Der Stickstoff-Gesamtvorrat lässt sich auf 4 t schätzen und beträgt damit etwa 5 % einer mittleren Stickstoff-Jahresfracht. Die Größenordnung des gesamten mobilisierbaren Phosphor-Vorrates im Bachlauf lässt sich auf rund 115 kg schätzen, was etwa 10 % einer durchschnittlichen Phosphor-Jahresfracht entspricht. Das Sediment ist als Nährstoffquelle daher nur von untergeordneter Bedeutung.

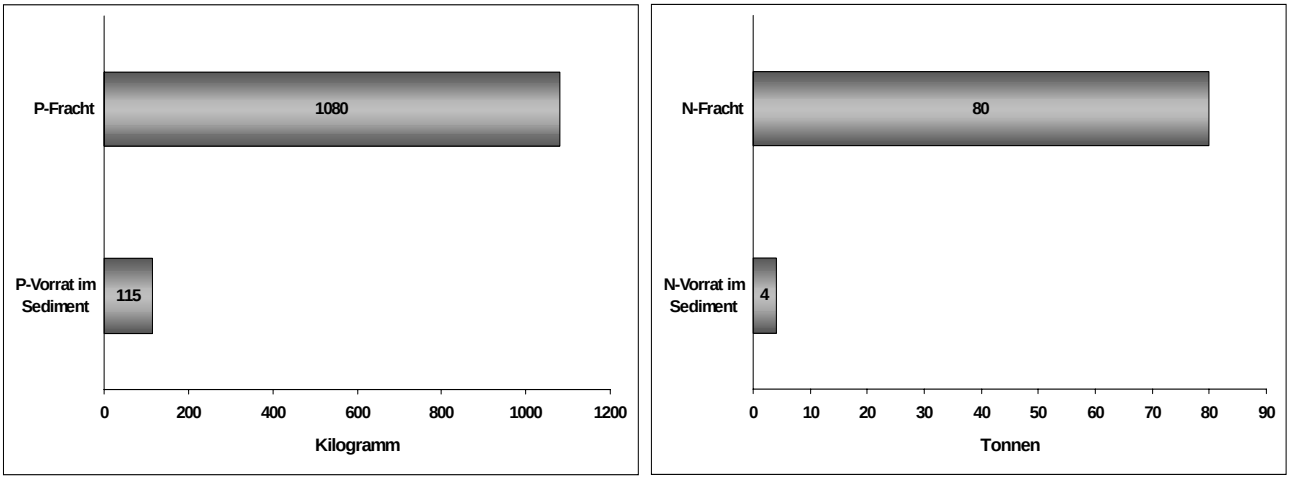


Abb. 4: P- und N-Vorrat im Sediment im Vergleich zur mittleren Jahresfracht

Ausblick

Auf Grundlage der bisher erzielten Ergebnisse werden die Gespräche mit der Landwirtschaft wieder aufgenommen und die Bedeutung des Sediments sowie der unterschiedlichen Flächennutzung für die Nährstoffemissionen erneut diskutiert. In Kooperation mit den Landwirten ist dabei auch die Bewirtschaftungspraxis auf den untersuchten Teilflächen einzubeziehen, um z. B. die festgestellten Unterschiede im Stoffaustrag der einzelnen Standorte besser interpretieren sowie mit Ergebnissen anderer Untersuchungen (z. B. Kahle & Lennartz, 2003) vergleichen zu können. Eine Bewertung der Ergebnisse aus den Teileinzugsgebieten in Bezug auf das Gesamteinzugsgebiet wird erst mit Abschluss der Messungen an der Messstelle MP5 möglich sein.

Danksagung

Das Projekt wird durchgeführt im Auftrag des Landkreises Nordvorpommern und durch das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Stralsund finanziell unterstützt. Weiterhin wird für die Unterstützung durch die Landwirtschaftsberatung Mecklenburg-Vorpommern/Schleswig-Holstein gedankt.

Literatur

Kahle, P., Lennartz, B. (2003): Stoffausträge aus gedränten landwirtschaftlichen Nutzflächen – Prozessidentifikation und Management. Handbuch Umweltwissenschaften. Ausgabe 2003/2004. ALPHA Informations-GmbH, Lampertheim: 217-222.

Krech, M. (2003): Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen der Universität Rostock. 169 S.

Schlungbaum, G., Baudler, H., Krech, M., Kwiatowski, G. (2001): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Heft 1/2001: 209 S.

Veränderung der Makroinvertebratenzönose durch landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet

Thalia S. Grunau

Universität Duisburg-Essen (Campus Essen), Abt. Hydrobiologie, thalia.grunau@uni-essen.de

Keywords: Makrozoobenthos, Landwirtschaft, Fließgewässermorphologie, MAKEF

Einleitung

Das oberste Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist die Erreichung eines „guten chemischen und ökologischen Zustands“ für alle Gewässer. Künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper müssen hingegen nur einen „guten chemischen Zustand“ und ein „gutes ökologisches Potenzial“ erreichen; letzteres ist an den durch die Nutzung hervorgerufenen physikalischen Bedingungen orientiert. Das BMBF-Verbundprojekt MAKEF[1] befasste sich in diesem Rahmen mit der Entwicklung von Methoden und Verfahren zur Ausweisung dieser Wasserkörper und der Frage, was ein ‚gutes ökologisches Potenzial’ ist. Studienobjekte waren die Einzugsgebiete der Mulde und der Ruhr. Insgesamt wurden sechs umweltrelevante Aktivitäten (Landwirtschaft, Nadelforst, Wasserkraft, Schifffahrt, Verstädterung und Trinkwassergewinnung) untersucht.

Die Landwirtschaft ist eine der ältesten anthropogenen Nutzungen, die Fließgewässer schon seit Jahrtausenden beeinflusst. Neben chemischen und organischen Belastungen sind es vor allem morphologische Veränderungen, welche die Fließgewässer und ihre Auen auch im landwirtschaftlich genutzten Raum verändert haben. Die Auswirkungen dieser Nutzung auf die Hydromorphologie eines Fließgewässers können vielfältig sein: Hierzu zählen vor allem die Vernichtung der natürlichen Vegetation, die Befestigung von Ufer und Sohle, Begradigung und Eintiefung.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten, landwirtschaftlich geprägten Fließgewässer liegen im Einzugsgebiet der Ruhr und waren im Rahmen des MAKEF-Projektes ausgewählt worden. Die Landwirtschaft ist in diesem Gebiet hauptsächlich durch Grünland- und Weidewirtschaft bestimmt. Das Ruhr-Einzugsgebiet ist vorwiegend silikatisch geprägt und zählt daher zur Fließgewässerlandschaft des „Silikatischen Grundgebirges“ (Sommerhäuser et al., 2002). Daher konnten alle untersuchten Gewässer entweder dem Typ 5 oder dem Typ 9 (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2004) zugeordnet werden.

[1] Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Acronym: MAKEF).

Probenahme

Die Makrozoobenthosproben wurden während der ersten MAKEF-Beprobungsphase von Mitte Oktober bis Mitte Dezember 2002 genommen. Die Probenahme erfolgte nach der AQEM[2] Multihabitat Sampling Methode (AQEM Consortium, 2002) und wurden mit einem 25 x 25 cm Shovel-Sampler mit einer Maschenweite von 500 µm durchgeführt. Zudem wurden vor Ort die physiko-chemischen Parameter bestimmt und morphologische Belastungen dokumentiert.

Auswertung

Die erstellten Artenlisten wurden typspezifisch mit Hilfe der AQEM-Software bewertet. Um die Wirkungsweise unterschiedlicher Belastungen auf die Makrozoobenthoszönose aufzuzeigen, wurden die Probestellen hinsichtlich verschiedener Belastungen (fehlender Uferbewuchs, Uferverbau, Sohlverbau) gruppiert und diese Gruppen mit dem U-Test nach Mann-Whitney in Bezug auf ausgewählte Parameter miteinander verglichen. Bei dieser Vorgehensweise kann ein Einfluss einer nicht betrachteten Belastung auf das Ergebnis jedoch nicht ausgeschlossen werden, da diese häufig nur kombiniert auftraten und eine multifaktorielle Analyse aufgrund der geringen Anzahl der Probestellen nicht sinnvoll war.

Ergebnisse und Diskussion

Mangelnder Uferbewuchs sowie Ufer- und Sohlverbau haben starken Einfluss auf die Anzahl der Taxa, Familien und Gattungen (Abb. 1; Tab. 1). In der Regel sinkt deren Anzahl bei steigender Belastung, was vor allem auf den Ausfall sensitiver Taxa zurückzuführen ist.

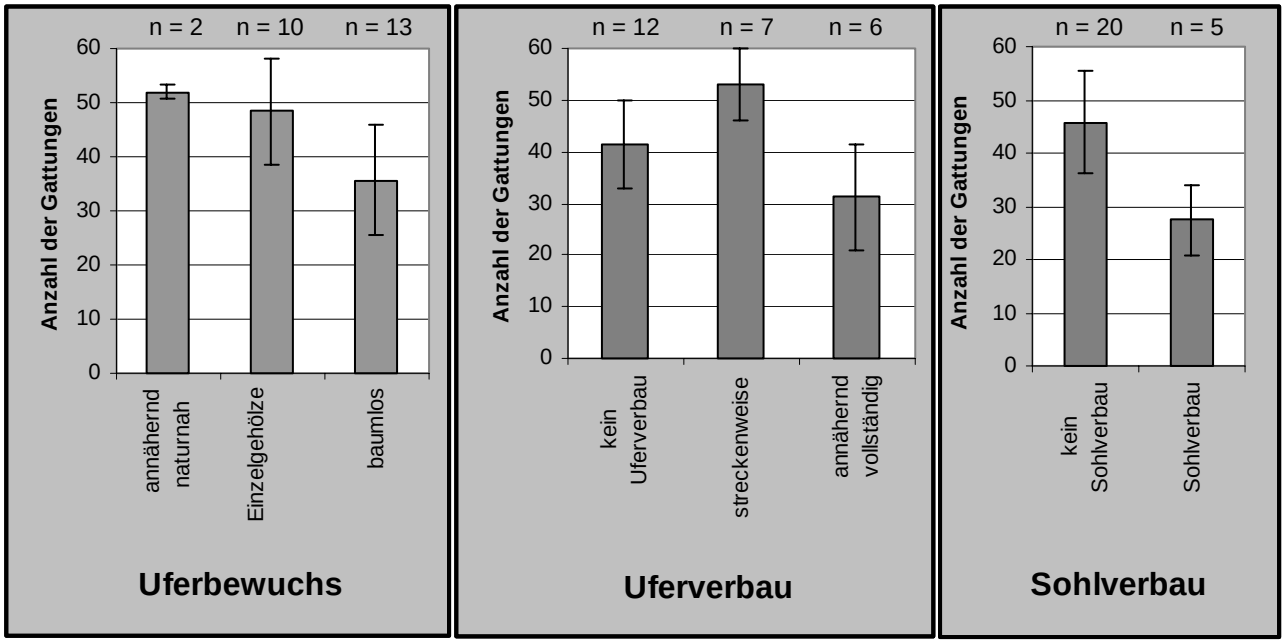


Abb. 1: Anzahl der Gattungen pro Probestelle sortiert nach verschiedenen Belastungen
(Mittelwerte mit Standardabweichung, n = Anzahl der eingegangenen Datensätze)

[2] AQEM, EU founded project for "The development and testing of an integrated *a*ssessment system for the ecological *q*uality of streams and rivers throughout *E*urope using benthic *m*acroinvertebrates".

Hinsichtlich des Uferverbaus ist bei leichtem Verbau jedoch eine signifikante Zunahme der Gattungsanzahl zu verzeichnen, die wahrscheinlich auf das Einbringen künstlicher Substrate (Blocksteine) in die stärker feinsedimentführenden Fließgewässer im landwirtschaftlich genutztem Raum zurückzuführen ist. Bei starkem Uferverbau kehrt sich dieser Trend allerdings wieder um, wofür die mit dem Verbau einhergehenden, abnehmenden Habitatvielfalt zumindest teilweise verantwortlich ist. Besonders positiv auf den leichten Uferverbau reagiert die Anzahl der Trichopteren (vgl. Tab. 1). Dies ist vor allem durch die Zunahme lithalbewohnender Taxa wie z.,B. *Hydropsyche sp*. oder das Auftreten ansonsten selten gefundener Arten wie *Micrasema longulum*, die als epilithischer Weidegänger und Zerkleinerer beschrieben wird (Schmedtje & Colling, 1996), zu erklären.

Tab. 1: Ergebnisse des U-Tests nach Mann-Whitney (zweiseitig) für ausgewählte Parameter

Den angegebenen Tendenzen ▲ Zunahme / ▼ Abnahme liegen die Mittelwerte der einzelnen Kategorien zu Grunde. signifikante Unterschiede ($p \leq 0{,}05$) sind durch nicht ausgefüllte Symbole (△▽), hoch signifikante Unterschiede sind durch ein ausgefüllte Symbol (▲▼) gekennzeichnet.

Getestete Kategorien	Anzahl der Taxa	Anzahl der Gattungen	Anzahl der Familien	Diversität (Shannon-Wiener-Index)	Anteil der Zerkleinerer ohne Gammariden	Anteil der Plecopteren	Anteil der Trichopteren
Uferbewuchs							
annähernd naturnah – Einzelgehölze							
Einzelgehölze – baumlos	▽	▼	▽	▽	▼	▼	
annähernd naturnah - baumlos		▽				▽	
Uferverbau							
kein Uferverbau – streckenweise	△	▲	△		▲		▲
streckenweise – annähernd vollständig	▼	▼	▼	▽	▽		▽
kein Uferverbau – annähernd vollständig			▼	▽			
Sohlverbau							
kein Sohlverbau – Sohlverbau	▼	▼	▼	▽	▽	▼	

Weitere wirksame Parameter zur Abschätzung der Belastungsintensität für das Makrozoobenthos sind neben dem Anteil der Trichopteren auch die Diversität (Shannon-Wiener-Index) und die Anteile der Plecopteren und der Zerkleinerer ohne Gammariden (vgl. Tab. 1). Gerade letztere spiegeln den fehlenden Eintrag allochthonen Materials durch einen naturnahen Uferbewuchs, ein typisches Problem von Bächen im Agrarbereich, wider. Die Gammariden sind hier ausgeschlossen, da sie als omnivore Gruppe nicht ausschließlich an den allochthonen Laubeintrag gebunden sind (Schmedtje & Colling, 1996). Da ansonsten hauptsächlich Vertreter der Plecopteren und Trichopteren zu den Zerkleinerern zählen, ist es nicht ungewöhnlich, dass der Anteil dieser Ordnungen oft ähnlich auf Belastungen reagiert wie der Anteil der Zerkleinerer ohne Gammariden.

Schlussfolgerungen

Die morphologische Hauptbelastung vieler Fließgewässer im landwirtschaftlichen Raum ist der fehlende gehölzbestandene Uferstreifen, der einerseits das Gewässer vor Feinsedimenteintrag schützt, gleichzeitig Lieferant für allochthones Material ist und das Gewässer beschattet. Sohlverbau ist aufgrund seiner Versiegelung des für das Makrozoobenthos wichtigen hyporheischen Interstitials grundsätzlich negativ zu bewerten. Uferverbau muss hingegen etwas differenzierter betrachtet werden, da sich ein leichter Verbau positiv auf die Fauna auswirken kann, starker Verbau ist in jedem Fall abzulehnen. Leichter Verbau wirkt sich nur dort positiv aus, wo ein hoher Eintrag an Feinmaterial durch die Nutzung besteht. Dieser könnte durch geeignete Uferstreifen gedämpft werden.

Insgesamt konnte jedoch festgestellt werden, dass die vorwiegend extensive landwirtschaftliche Nutzung in der Regel nicht zu einer Veränderung des Bachcharakters, sondern je nach Intensität der Belastungen nur zu einer Verarmung der gewässertypischen Makrozoobenthoszönose führt.

Literatur

AQEM consortium (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. EVK1-CT1999-00027, Version 1.0. Available via internet from www.aqem.de.

Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2004): Die 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. 7/04. VIII 2.1. 1-16 + Anhang.

Schmedtje, U., Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der Makrofauna. Informationsberichte des Bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 4/96, München.

Sommerhäuser, M., Pottgiesser, T., Halle, M., Seuter, S. (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen – LUA Merkblatt Nr. 36. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

Phosphateliminierung mittels Periphyton auf künstlichen Substraten

Angelika Maria Jöbgen, Anne Palm & Michael Melkonian

Universität zu Köln, Botanisches Institut, Lehrstuhl 1, Gyrhofstr. 15, D-50931 Köln, angelika.joebgen@uni-koeln.de

Keywords: Gewässerrestaurierung, Phosphor, Biomanipulation, Periphyton, benthische Algen, Eutrophierung

Einleitung

Das Potential von Periphyton zur Phosphatelimination wurde bei der Entwicklung einer Methode mit Modellcharakter zur Erhaltung und Verbesserung der Wasserqualität von Gewässern untersucht. Diese Methode beruht auf der Selbstansiedlung von Periphyton auf künstlichen Substraten unter Bindung von Nährstoffen bei der Entwicklung von Biomasse. Durch Entfernen der algenbewachsenen Substrate werden dem Gewässer Stickstoff und Phosphor entzogen und damit ein Beitrag zur Restaurierung des Gewässers geleistet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Fühlinger See im Kölner Norden ist ein ganzjährig intensiv genutzter Komplex von Freizeitseen mit Bereichen für Freibad, Angeln, Sporttauchen, Regattastrecke, Bootsverkehr und Großveranstaltungen. Durch Auskiesung entstanden 7 Teilseen die größtenteils zwischen 1979 und 1985 fertiggestellt wurden. Rund um die Seen wurde eine parkähnliche Landschaft für die Naherholung angelegt.

Aufgrund seiner Lage im Stadtgebiet Köln wird das Gebiet stark genutzt. Im Sommer wird das Gelände an Wochenendtagen von bis zu 100.000 Erholungssuchenden frequentiert und so zeigte der See eine zunehmende Eutrophierung. 1992 kam es zu einer Algenblüte durch *Planktothrix rubescens* und 1994 erließen die zuständigen Wasserbehörden erstmals ein Badeverbot wegen Überschreitung der Richtwerte der EG-Badegewässerverordnung für bakteriologische Parameter.

Unsere Untersuchungen konzentrierten sich auf den Teilsee 4, der eine Fläche von 4,5 ha und eine maximale Tiefe von 14 m aufweist.

Vorarbeiten

Zu Beginn der Untersuchungen wurde die Trophie des Sees 4, an dem unsere Untersuchungen stattfanden, festgestellt. Hinsichtlich seines Gehalts an Phosphor und Chlorophyll wurde er als mesotroph an der Grenze zum eutrophen Zustand eingestuft.

Die GEW RheinEnergie Köln AG erstellte 1995 eine Bilanz der Phosphorbelastung des Fühlinger Sees. Diese besagt, dass die Phosphor-Zufuhr aus Grundwasser und Niederschlägen durch den Phosphor-Austrag mit dem Grundwasserausstrom weitgehend ausglichen wird. Der Haupteintrag von Phosphor erfolgt über die Badegäste und in geringerem Umfang durch Wasservögel und deren Fütterung.

Eine Untersuchung an einem heißen Sommerwochenende im Juli 1999 bestätigte diese Aussage. Es zeigte sich eine starke Änderung einiger physikalisch-chemischer Parameter im Wasser mit der Zunahme von Badegästen. Die Sichttiefe sank innerhalb weniger Stunden von 3,8 m auf 2,5 m, zeitversetzt nahm mit der Besucherzahl die Phosphat- und Ammonium-Konzentration zu. Erhöhte Phosphatwerte wurden nur an der Seeoberfläche gemessen was für einen direkten Nährstoff-Eintrag von dort aus spricht.

Schwimmträger

Zur Entwicklung der Methode zur Seenrestaurierung durch Selbstansiedlung von Periphyton auf künstlichen Substraten wurden Schwimmträger (s. Abb. 1) in der Werkstatt des Botanischen Instituts hergestellt. Diese haben eine Kantenlänge von 40 cm (PVC) und dienen der submersen Exposition von künstlichen Substraten. Als künstliches Substrat wurde Polypropylen-Vlies (Sandler GmbH & Co KG, Schwarzenbach) verwendet das durch seine Struktur aus Fasern eine große Oberfläche bietet. Die Schwimmträger wurden im Jahr 2000 erstmalig im Pelagial von See 4 exponiert.

Abb. 1: Schwimmträger zur horizontalen Exposition künstlicher Substrate.

Experimente

In Langzeitexperimenten wurden im Jahr 2002 die künstlichen Substrate im Pelagial des Sees 4 exponiert. Die Versuche wurden an einer Boje im Pelagial über der tiefsten Stelle des Gewässers durchgeführt. In 2-monatigen Abständen wurden die Substrate beprobt und ihr Chlorophyllgehalt (nach Jeffrey & Humphrey, 1975; Hiscox & Israelstam, 1979) als Parameter für das Algenwachstum ermittelt.

Parallel wurde untersucht welcher Betrag an Phosphor durch die sich selbst ansiedelnden benthischen Algen auf den Substraten gebunden wird. Der Gesamtphosphorgehalt wurde nach Oxidation mit Peroxodisulfat und einer Farbreaktion photometrisch bestimmt (DEV, 1997). Versuche zur Ermittlung der optimalen Bedingungen für die Exposition der künstlichen Substrate hinsichtlich der Tiefe und des Zeitintervalls wurden zu verschiedenen Jahreszeiten durchgeführt. Die Schwimmträger wurden in 2 m, 3,5 m und 5 m Tiefe positioniert und darauf künstliche Substrate in 2-monatigen Abständen eingesetzt und beprobt.

Ergebnisse und Diskussion

Bei der submersen Exposition der künstlichen Substrate konnte die Entwicklung eines algendominierten Biofilms (überwiegend Kieselalgen) beobachtet werden. Die Exposition führte zu einem stetigen Anstieg der Algenbiomasse bis nach ca. 6 Monaten ein maximaler Wert erreicht wurde. Die Algenbiomasse (als Chlorophyll a) auf den künstlichen Substraten war im Vergleich zum Phytoplankton der freien Wassersäule bis zu 240-fach konzentriert.

Die Untersuchungen hinsichtlich der optimalen Bedingungen für die Exposition der künstlichen Substrate ergaben die höchste Bindung von Phosphor nach 4-monatiger Exposition von März bis Juli in 2 m Tiefe. Hier wurden ca. 100 mg Gesamtphosphor pro m^2 Substratfläche mit der Algenbiomasse gebunden. Auch in den anderen Tiefen konnten innerhalb dieses Zeitraums beträchtliche

Mengen Phosphor auf den Substraten gemessen werden. Bezogen auf die Phosphorkonzentration des Freiwassers ist der Phosphor auf den Vliesen bis zu 240-fach konzentriert. Die angewandten Methoden und die Ergebnisse der Versuche im Fühlinger See wurden in Jöbgen et al. (2004) publiziert.

Die durch die Versuche an den Schwimmträgern im Jahr 2002 erhobenen Daten erlauben eine vorsichtige Abschätzung des Beitrags dieser neuen Biomanipulationsmaßnahme zur Reduktion der Phosphorbelastung im untersuchten Gewässer. Eine vertikale Exposition von 25.000 m^2 künstlichem Substrat in der Tiefe von 0 bis 5 m würde etwa 10 % (5.000 m^2) der Seeoberfläche (See 4, Fühlinger See) einnehmen bei einer 4- bis 5-fachen Bedeckungsdichte (5 m^2 Substrat pro m^2 Seeoberfläche). So könnten durch eine 4-monatige Exposition von März bis Juli (durchschnittliche Gesamtphosphor-Konzentration auf den Substraten: 76 mg/m^2) etwa 1,9 kg Gesamtphosphor aus dem See entfernt werden. Dies entspricht ungefähr einem Sechstel des Gesamtphosphors des untersuchten Sees (ca. 11 kg) oder dem geschätzten durchschnittlichen Phosphor-Eintrag durch 30.000 Badegäste.

Die durch die Untersuchungen am Fühlinger See erzielten Ergebnisse lassen die Weiterentwicklung und Erprobung der hier vorgestellten Methode zur Seenrestaurierung sinnvoll erscheinen. Für die Zukunft ist die großflächige Exposition von künstlichen Substraten an einem kleineren, stärker eutrophierten und durch die Öffentlichkeit weniger frequentierten Modellsee geplant.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten Sonderforschungsbereichs 419: „Umweltprobleme eines industriellen Ballungsraumes“ im Teilprojekt A3 „Ökologische Reglung der Wasserqualität in eutrophen Freizeitseen“ durchgeführt.

Literatur

DEV (1997): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN (Hrsg.). Loseblattsammlung, Berlin.

Hiscox, J. D. & Israelstam, G. F. (1979): Method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique, 57: 1332-1334.

Jeffrey, S. W. & Humphrey, G. F. (1975): New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher-plants, algae and natural phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanzen, 167: 191-194.

Jöbgen, A. M., Palm, A. & Melkonian, M. (2004): Phosphorus removal from eutrophic lakes using periphyton on submerged artificial substrata. Hydrobiologia, 528: 123-142.

Bewertung anthropogener Beeinträchtigungen von Seeufern anhand des Makrozoobenthos

Mario Brauns, Xavier-F. Garcia, Martin Pusch & Norbert Walz

Leibniz-Institut für Gewässerökologie u. Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, brauns@igb-berlin.de

Keywords: Makrozoobenthos, Eulitoral, Infralitoral, Bewertung, Morphologie, Nutzungsdruck

Einleitung

Ein Seeufer bildet ein Ökoton, das im Eu- und Infralitoral (nach Schwoerbel 1987) im Vergleich zum Sublitoral oder Profundal die höchste Artenzahl und Diversität des Makrozoobenthos erreicht (Brauns et al. 2004). Allerdings ist die morphologische Struktur dieser Zonen aufgrund des hohen Nutzungsdruckes an vielen mitteleuropäischen Seen bereits stark anthropogen überprägt und eine weitere Zunahme ist zu erwarten (Ostendorp 1993; Walz et al. 2002). Über die ökologischen Auswirkungen der Ufernutzungen ist dagegen noch wenig bekannt, da sowohl der ökologische Zustand des Eu- und Infralitorals als auch das dort lebende Makrozoobenthos bei der Bewertung von Seen weitestgehend unberücksichtigt blieb. Bisherige Ansätze zur ökologischen Bewertung von Seen mit dem Makrozoobenthos beziehen sich entweder auf das Sublitoral oder Profundal (Lewis et al. 2001; Blocksom et al. 2002), oder es stehen die Auswirkungen der Eutrophierung auf das Makrozoobenthos im Vordergrund (Fittkau et al. 1992; Brodersen et al. 1998). Die Eignung des Makrozoobenthos zur Bewertung des ökologischen Zustandes des Eu- und Infralitorals erkannten bereits Barton & Hynes (1978): "*Since the shallow, nearshore zone is the area most immediately affected by mans activities, this fauna has potential for rapid and inexpensive monitoring* […]." . Im folgenden sollen daher verschiedene anthropogene Beeinträchtigungen in der Uferzone anhand des eu- und infralitoralen Makrozoobenthos beschrieben und bewertet werden.

Material und Methoden

Es wurden acht Seen in Brandenburg (siehe Abb. 1) mit einer Fläche > 50 ha und möglichst vielfältigen Beeinträchtigungen durch Nutzungen unterschiedlicher Art untersucht. An unterschiedlich degradierten Uferabschnitten wurden Probestellen festgelegt, denen jeweils nahe gelegene morphologisch unbeeinträchtigte Referenzstellen zugeordnet wurden. Es wurden drei a priori definierte Beeinträchtigungstypen unterschieden: Strukturelle Degradation z. B. Spundwände und Steinschüttungen (Beeinträchtigungstyp I), strukturell-hydromechanische Belastung z. B. an Badestellen (Beeinträchtigungstyp II) und hydrodynamische Belastung durch anthropogen induzierten Wellenschlag durch Freizeit- und Berufsschifffahrt (Beeinträchtigungstyp III, vorwiegend an Flussseen). Die Probestellen wurden im Oktober 2003 und April 2004 im Eu- und Infralitoral quantitativ und substratspezifisch beprobt. Um den Effekt der substratbedingt unterschiedlichen Probenahmetechniken zu standardisieren, wurde für jedes Taxon der prozentuale Abundanzanteil berechnet. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (MDS, Clarke [1993]) und den Prozeduren ANOSIM (Analysis of Similarity) und SIMPER (Similarity percentage) des Programms PRIMER v5 (Clarke & Gorley 2001) analysiert. Für die Berechnung der Biodiversität wurde der „log series α" Index (Fisher et al. 1943) verwendet.

Ergebnisse

Vergleich der Seen

Zunächst wurde geprüft, inwiefern sich die untersuchten Seen faunistisch ähnlich sind, und ob damit eine seenübergreifende Bewertung der Probestellen möglich ist. Dazu wurde eine MDS der Taxa an den Referenzstellen innerhalb jedes Sees durchgeführt (Abb. 1).

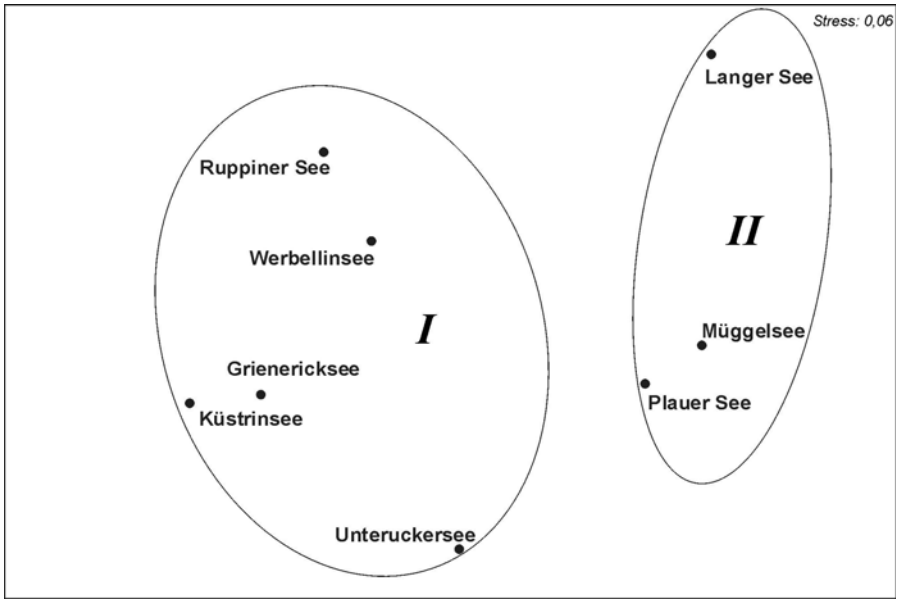


Abb. 1: MDS-Plot des Makrozoobenthos der Referenzstellen

Hierbei wurde eine Unterteilung in zwei distinkte Gruppen gefunden, wobei aufgrund des Abstandes der Gruppen zueinander auf eine große faunistische Unähnlichkeit geschlossen werden konnte. Bestätigt wurde dieses durch die ANOSIM, die zwischen den Seengruppen signifikante faunistische Unterschiede zeigte ($p < 0.05$). Kennzeichnend für Seen der Gruppe II war der hohe Anteil an Neozoa; die SIMPER-Analyse zeigte, dass *Dreissena polymorpha* (Bivalvia), *Dikerogammarus villosus*, *D. haemobaphes* sowie *Chelicorophium curvispinum* (alle Crustacea) bereits einen Beitrag von 50 % zur Ähnlichkeit innerhalb der Gruppe leisteten. Innerhalb der Gruppe I dagegen waren 12 Taxa für eine 50%-ige Ähnlichkeit der Gruppe verantwortlich, darunter auch stenotope Taxa wie z. B. *Lype phaeopa* (Trichoptera). Da Gruppe II überwiegend von Neozoa dominiert war und diese hauptsächlich durch Binnenschifffahrt über die Bundeswasserstrassen verbreitet werden, schien die Verbindung eines Sees mit einem größeren Fluss faunistisch strukturierend zu wirken. Darauf deutete auch die Verweilzeit des Wassers hin, die in Gruppe I im Mittel 24 Jahre (grundwassergespeiste Seen), in Gruppe II hingegen < 1 Jahr (Flussseen) beträgt. Aufgrund der signifikanten faunistischen Unähnlichkeiten zwischen den Gruppen mussten diese separat ausgewertet werden, wobei im folgenden aus Platzgründen auf Gruppe II und die dort schwerpunktmäßig auftretende hydrodynamische Belastung (Beeinträchtigungstyp III) nicht näher eingegangen wird.

Eulitoral

Zur Beantwortung der Frage, wie sich beide Beeinträchtigungstypen auf das eulitorale Makrozoobenthos auswirken, wurde zunächst eine MDS der Taxa der eulitoralen Substrate durchgeführt (Abb. 2).

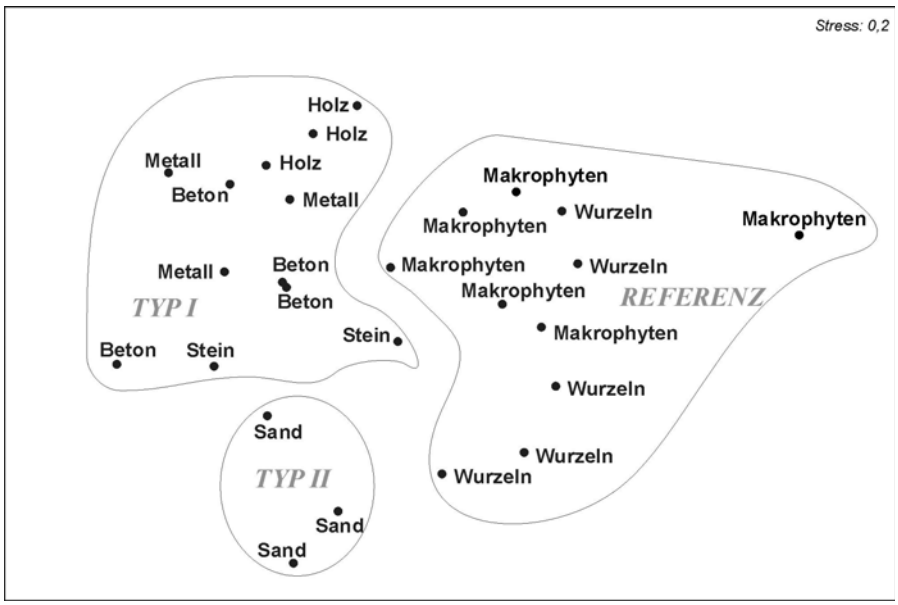


Abb. 2: MDS Plot des Makrozoobenthos der eulitoralen Substrate in grundwassergespeisten Seen

Diese ergab eine signifikante Trennung der Referenzstellen gegenüber den strukturell degradierten Stellen (*TYP I*) (ANOSIM: $p < 0.001$) sowie gegenüber den strukturell-hydromechanisch belasteten Stellen (*TYP II*) (ANOSIM: $p < 0.01$). Dimension 1 bildet dabei einen Gradienten einer nach rechts zunehmenden Substratheterogenität ab, der sich gleichzeitig in einem Gradienten zunehmender Artenzahl und Biodiversität widerspiegelt. Während an den Referenzstellen im Mittel 31 (± 8) Taxa gefunden wurden, konnten an den strukturell degradierten Stellen nur 13 (± 10) und an den strukturell-hydromechanisch belasteten Stellen nur noch 10 (± 3) Taxa nachgewiesen werden. Dies spiegelte sich ebenfalls in der Biodiversität (α) wider, die an Probestellen des Typs I ($\overline{x}_\alpha = 2.5 \pm 1.8$) und des Typs II ($\overline{x}_\alpha = 2.6 \pm 1.1$) im Vergleich mit der der Referenzstellen ($\overline{x}_\alpha = 8.3 \pm 3.0$) deutlich reduziert war.

Infralitoral

Der MDS-Plot des Makrozoobenthos der infralitoralen Substrate zeigte eine klare Einteilung der Probestellen in zwei Gruppen (Abb. 3), in der die strukturell degradierten Stellen (*TYP I*) mit den Referenzstellen eine gemeinsame Gruppe bildeten. Dem gegenüber standen die strukturell-hydromechanisch belasteten Stellen (*TYP II*), die sich in ihrem Arteninventar sowohl von den Referenzstellen (ANOSIM: $p < 0.01$) als auch von den strukturell degradierten Stellen (ANOSIM: $p < 0.01$) signifikant unterschieden. Hinsichtlich der Artenzahl (S) und Biodiversität (α) unterschied sich Typ I ($\overline{x}_S = 24 \pm 7$; $\overline{x}_\alpha = 4.9 \pm 1.9$) nicht deutlich von den Referenzstellen ($\overline{x}_S = 27 \pm 9$; $\overline{x}_\alpha = 6.1 \pm 2.4$), während die Artenzahl an Stellen des Typs II bis um die Hälfte reduziert war ($\overline{x}_S = 12 \pm 2$; $\overline{x}_\alpha = 4.7 \pm 5.7$). Mit Hilfe der SIMPER-Analyse wurden 15 Taxa ermittelt, die zusammen 50 % zur Trennung der Referenzstellen von den Stellen des Typs II beitrugen. Unter diesen befanden sich Taxa mit teilweise ausgeprägter Präferenz für Makrophyten, wie *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) und *Radix balthica* (Gastropoda), die beide an Stellen des Typs II fehlten und ihre höchste Abundanz an den Referenzstellen erreichten. Der fakultative Totholzbewohner *Oulimnius tuberculatus* (Coleoptera) fehlte nahezu an allen Stellen des Typs II, während er dagegen an den Referenzstellen zahlreich auftrat.

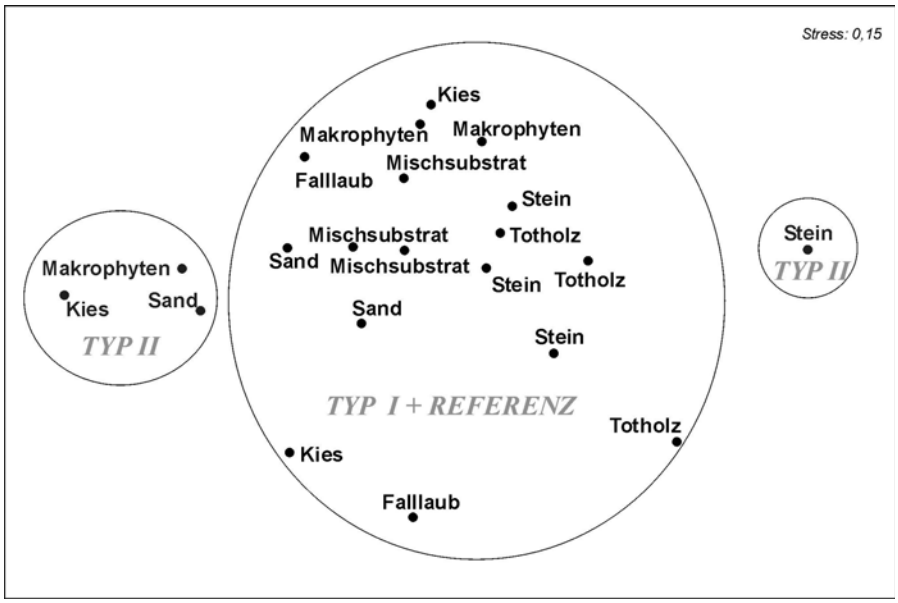


Abb. 3: MDS-Plot des Makrozoobenthos der infralitoralen Substrate in grundwassergespeisten Seen

Diskussion

Im Eulitoral ließen sich die Referenzstellen und beide a priori definierten Beeinträchtigungstypen anhand des Makrozoobenthos sehr gut charakterisieren und gegeneinander abgrenzen. Die faunistischen Unterschiede zwischen den Gruppen waren dabei auf Substratausstattung der Stellen bzw. die Substrateigenschaften zurückzuführen. Dabei war ersichtlich, dass mit zunehmender Substratheterogenität auch die Artenzahl und Diversität zunahm. Nilsson et al. (1994) zeigten an schwedischen Seen, dass Abundanz und Artenzahl der Dytiscidae (Coleoptera) positiv mit der Komplexität der Ufervegetation korreliert war. Der Grund für den Artenreichtum ist, dass diese Substrate nicht nur als Anheftungsunterlage für Hartsubstratbesiedler, sondern auch als Nahrungsgrundlage für phyto- und xylophage Taxa fungieren sowie Versteckmöglichkeiten vor Wellenschlag bzw. Prädation bieten. Da strukturelle Degradation allerdings mit Flächenversieglung im terrestrischen Umland und strukturell-hydromechanische Belastung mit Uferkahlschlag einhergeht, gehen Ufergehölze und damit auch Wurzeln verloren. Dieser Ausfall kann durch anorganische Hart- bzw. Feinsubstrate nicht kompensiert werden und führt daher zu einer signifikanten Veränderung der Artenzusammensetzung. Im Infralitoral dagegen bestanden zwischen der Makrozoobenthos-Fauna der Referenzstellen und den strukturell degradierten Stellen keine signifikanten Unterschiede, vielmehr war hier eine hohe faunistische Ähnlichkeit zu finden. Dies könnte u.a. ein Hinweis darauf sein, dass spezifische, anthropogen unbeeinträchtigte Substrate unabhängig von der Trophiestufe des Sees von einer sich ähnelnden Fauna besiedelt werden. Zu gleichen Ergebnissen kamen Tolonen et al. (2001), die auf gleichen Substraten dreier finnischer Seen verschiedener Trophie eine ähnliche Makrozoobenthos-Fauna nachwiesen. Da es sich bei struktureller Degradation um einen lokal im Eulitoral stattfindenden Eingriff handelt, blieben die infralitoralen Substrate und somit auch das infralitorale Makrozoobenthos unbeeinträchtigt. Im Gegensatz dazu führte strukturell-hydromechanische Belastung aufgrund der verringerten Substratvielfalt auch im Infralitoral zu einer signifikanten faunistischen Veränderung.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Aufgrund seiner teilweise ausgeprägten Substratpräferenz erwies sich das eu- und infralitorale Makrozoobenthos als sehr gut geeignet, anthropogene Beeinträchtigungen in der Uferzone zu indizieren und eine Bewertung zu ermöglichen. Strukturelle Degradation und strukturell-hydromechanische Belastung führten im Eulitoral zum Verschwinden der Vielfalt organischer Substrate. Aufgrund des lokalen Charakters der strukturellen Degradation blieb deren Wirkungsbereich auf das Eulitoral beschränkt, während sich strukturell-hydromechanische Belastung bis in das Infralitoral auswirkte. Für eine ökologische Zustandsbewertung von Seen, bei der nicht wie bisher nur trophische Aspekte berücksichtigt werden, reicht es daher nicht aus, lediglich das sublitorale Makrozoobenthos zu integrieren. Der Wirkungsbereich einer Beeinträchtigung der Uferzone hängt stark vom Beeinträchtigungstyp ab, so dass wesentliche Beeinträchtigungen des Eulitorals bereits im Infralitoral nicht mehr nachweisbar sein können.

Danksagung

Wir danken Frau Dipl.-Biol. Eva Grafahrend-Belau, Frau Sylvia Stephan und Herrn Dipl.-Ing. (FH) Marc Leszinski für die Mitarbeit. Die Ergebnisse sind Teil der Dissertation des Erstautors „Erarbeitung eines Verfahrens zur ökologischen Bewertung von Seeufern“, gefördert durch ein NaFöG-Stipendium.

Literatur

Barton, D. R. & Hynes, H. B. N. (1978): Wave-zone macrobenthos of the exposed Canadian shores of the St. Lawrence Great Lakes. J. Great Lakes Res., 4: 27-45.

Blocksom, K. A., Kurtenbach, J. P., Klemm, D. J., Fulk, F. A. & Cormier, S. M. (2002): Development and Evaluation of the Lake Macroinvertebrate integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. Environ. Monit. Assess., 77: 311-333.

Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch, M. & Walz, N. (2004): Beitrag zur Litoralfauna der großen Seen in Brandenburg.Lauterbornia, 49: 43-72.

Brodersen, K. P., Dall, P. C. & Lindegaard, C. (1998): The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. Fresh. Biol., 39: 577-592.

Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2001): PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK, 91pp., Plymouth.

Clarke, K. R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure Aust. J. Ecol., 18, 117-143.

Fisher, R. A., Corbet, A. S. & Williams, C. B. (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population.- J. Anim. Ecol., 12: 42-58.

Fittkau, E. J., Colling, M. F., Hofmann, G., Reiff, N., Riss, W., Orendt, C. & Hess, M. (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, 7: 1-184.

Lewis, P. A., Klemm, D. J. & Thoeny, W. T. (2001): Perspectives on use of a multimetric bioassessment integrity index using benthic macroinvertebrates.Northeast. Nat., 8: 233-246.

Nilsson, A. N., Elmberg, J. & Sjöberg, K. (1994): Abundance and species richness patterns of predaceous diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) in Swedish lakes.J. Biogeogr., 21: 197-206.

Ostendorp, W. (1993): Was tun? Perspektiven der Seeuferforschung und Seeuferrenaturierung In: Ostendorp, W. & Krumscheid-Plankert, P. (eds.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. G. Fischer, 270 S., Stuttgart/Jena.

Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie 6. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 269 S.

Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen I. J. & Karjalainen, J. (2001): Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. Arch. Hydrobiol., 152: 39-67.

Walz, N., Brüggemann, R. & Ostendorp, W. (2002): Die ökologische Bewertung von Seeufern in Deutschland. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox., 14: 255-256.

Binnenschifffahrt auf der Ruhr: Auswirkungen auf die Wirbellosenfauna

Ines Arens

Universität Duisburg-Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen, i_arens@web.de

Keywords: Binnenschifffahrt, MAKEF, Neozoen, Ruhr

Einleitung

Die Ruhr ist zwischen der Mündung in den Rhein und Mülheim/Ruhr zur Bundeswasserstraße ausgebaut. Durch den Ausbau der Wasserstraße zur Verbesserung der Binnenschifffahrt erfolgten tiefgreifende anthropogene Eingriffe an den Gewässern: u. a. Begradigung, Befestigung der Ufer durch Wasserbausteine gegen Erosion sowie Sohlverbau (Nachtnebel, 1996). Gemäß Wasserrahmen-Richtlinie ist ein gutes ökologisches Potential bei erheblich veränderten Gewässern, wozu Gewässer der Binnenschifffahrt zählen, zu erreichen.

Abb. 1: Von links oben nach rechts unten: Ruhr, Forschungsschiff Max Prüss, Wellenschlag durch Schiff, Probengreifer (Fotos: Andreas Müller)

Material und Methoden

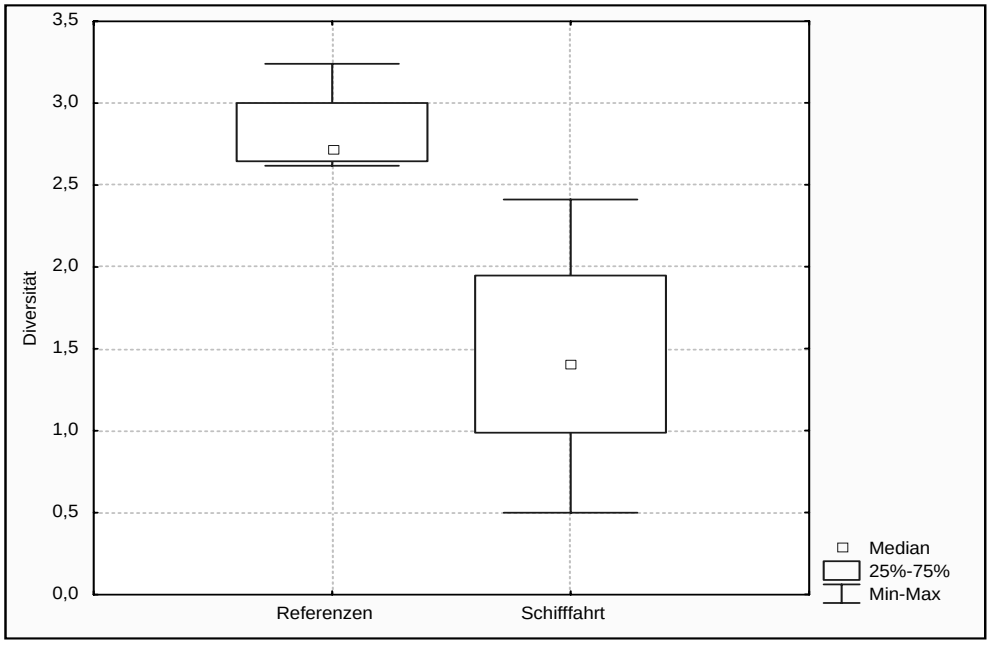
Im Rahmen des Bmbf-Forschungsprojekts „MAKEF[1]“ wurden die Auswirkungen der Binnenschifffahrt auf das Makrozoobenthos im Bereich der Bundeswasserstraße an der Ruhr untersucht. Mittels des Forschungsschiffs Max Prüss (Landesumweltamt NRW) wurden an vier Probestellen Faunaproben mit einem Greifer aus der Flussmitte entnommen (Abb. 1). Zusätzliche Faunaprobennahmen

[1] Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Acronym: MAKEF).

am Ufer erfolgten nach der Multihabitat Sampling Methode von AQEM[2]. Die Daten wurden mit dem MANN-WHITNEY-U-Test auf signifikante Unterschiede zwischen Schifffahrt- und Referenzprobestellen geprüft und analysiert.

Ergebnis und Diskussion

Die Makrozoobenthosauswertung zeigte, dass die Zönose insgesamt weniger divers ist und weniger Taxa enthält als an den Referenzstellen. Die sensitiven Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera und die Ordnung Coleoptera sind kaum vertreten, ganze Familien dieser Ordnungen fallen aus (Abb. 2).



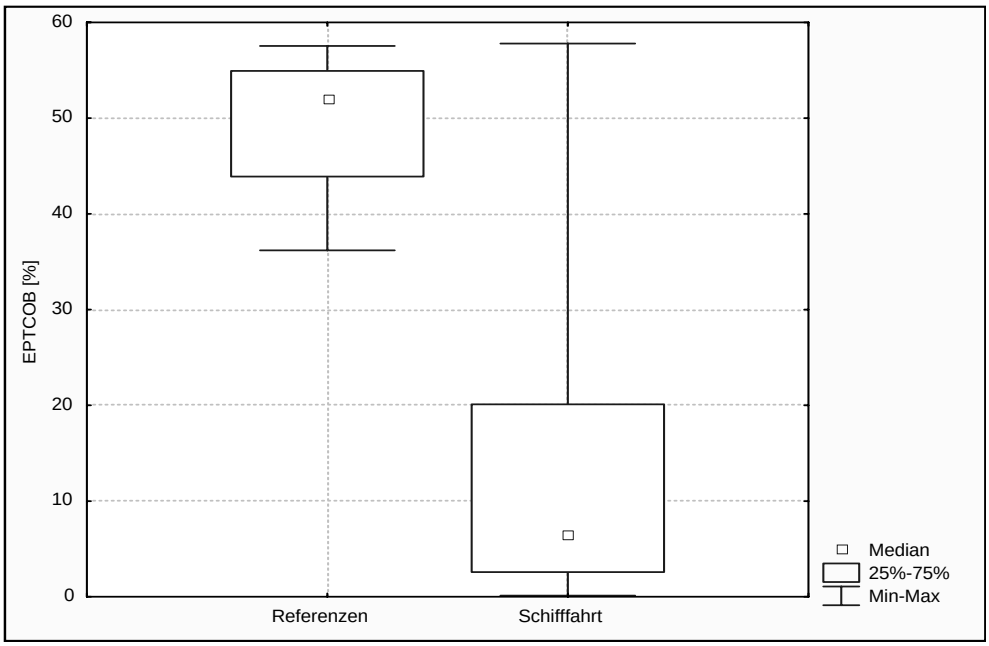


Abb. 2: Box-Whisker Darstellungen für die Diversität und den EPTCOM[3]-Anteil mit dem Median, dem 25 - 75 % Intervall sowie dem Minimal- und Maximalwert

[2] AQEM, EU founded project for "The development and testing of an integrated *a*ssessment system for the ecological *q*uality of streams and rivers throughout *E*urope using benthic *m*acroinvertebrates".

[3] Die Taxa **E**phemeroptera, **P**lecoptera, **T**richoptera, **C**oleoptera, **O**donata und **M**ollusca (ehemals **B**ivalvia) werden als Index zusammengefasst.

Der Potamon-Typie-Index (Abb. 3), der den Anteil der potamalen Arten mit zunehmendem Index beschreibt, ist an den Schifffahrt-Probestellen gegenüber den Referenzstellen reduziert. Dies deutet auf eine hydraulische Belastung, die durch den wechselnden Abfluss im Jahresverlauf, der zu regelmäßigem Trockenfallen ganzer Abschnitte führt, sowie erhöhten Turbulenzen durch die Schifffahrt im Gewässer erklärt wird. Der aufgrund der Schiffe verursachte Wellenschlag erzeugt eine zusätzliche hydraulische Belastung für die Tiere im Uferbereich. Die Wirbellosenfauna muss diesen Stressfaktor ertragen können, wozu meist nur euryöke Tiere in der Lage sind. Der Anteil sensitiver Arten wird somit reduziert (vgl. Abb. 2, EPTCOM-Index).

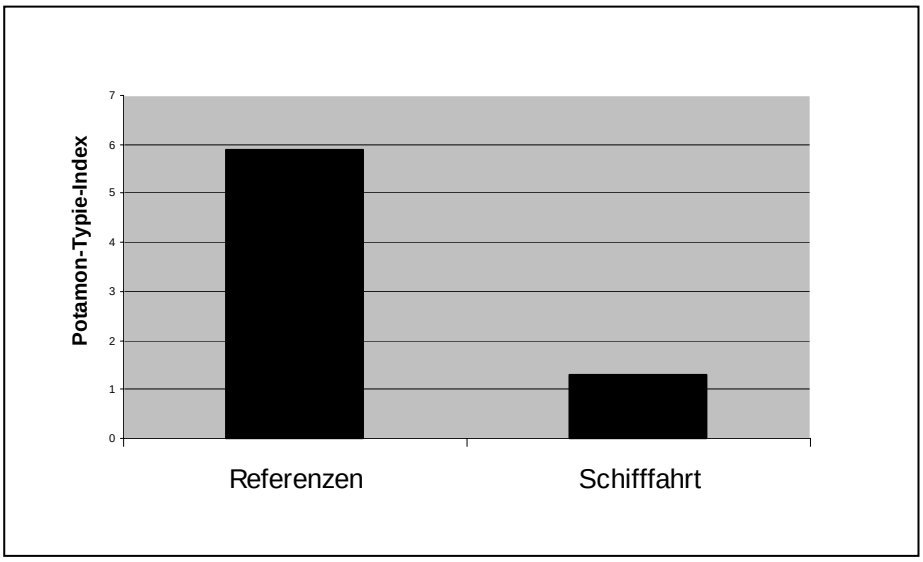


Abb. 3: Potamon-Typie-Index, der den Anteil der potamalen Arten mit zunehmenden Index beschreibt

Die ausbaubedingten Veränderungen der hydrologischen und morphologischen Verhältnisse an der Ruhr fördern die Ausbreitung toleranter Makroinvertebraten und benachteiligen das Vorkommen rheophiler und rheobionter Arten. Die rare Ufervegetation (kaum Algenaufwuchs, Moose und Wasserpflanzen), die zum einem auf die Uferverbauung sowie durch die Binnenschifffahrt bedingte Uferdegradationen und zum anderen auf die schwankenden Wasserstände zurückzuführen ist, führt zudem zu einer starken Beeinträchtigung der Zönose (u. a. weniger Weidegänger und Phytal-Bewohner). Die an die neuen Lebensbedingungen nicht mehr angepassten Arten verschwinden aus dem Faunenbild. Das Faunendefizit in der Biozönose wird häufig durch neue Arten wegen der dort vorherrschenden mangelnden Konkurrenz dominiert.

Die in erhöhter Anzahl auftretenden Neozoen in der Ruhr (Abb. 4) stammen aus biogegraphisch entfernten Regionen, wie z.B. Osteuropa, Südwesteuropa, Neuseeland, Asien, Nordamerika und Pontocaspis. Sie wurden durch Schiffe verschleppt, durch Menschen ausgesetzt oder gelangten durch Schaffung neuer anthropogener Wanderwege in die Ruhr. An Schiffskörpern angeheftete Arten, wie z. B. *Dreissena polymorpha*, können wie die mit dem Balastwasser aufgenommenen Arten über weite Strecken transportiert werden (Tittizer, 1996).

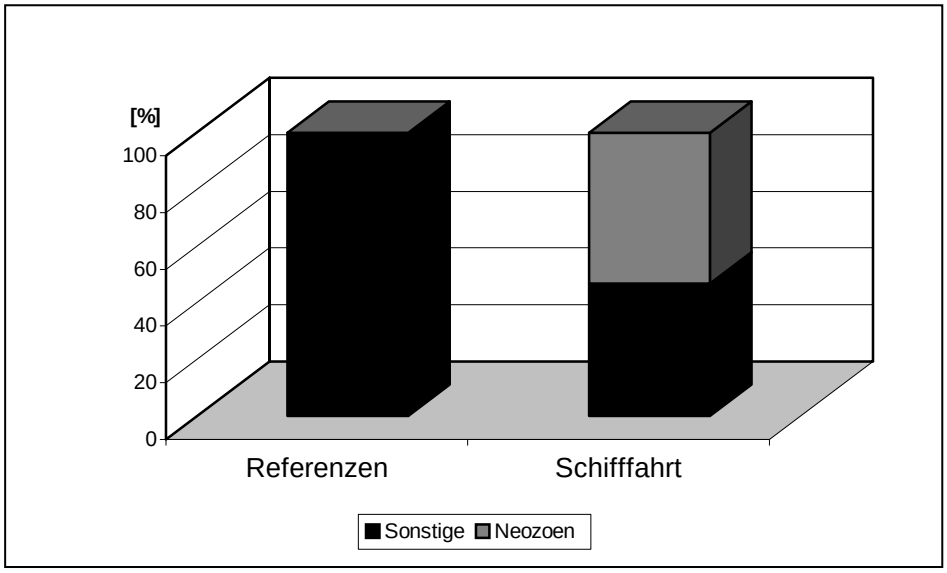


Abb. 4: Prozentualer Neozoen-Anteil an den Referenz- und Schifffahrt-Probestellen

Die Ernährungstypenverteilung hat einen Anstieg der aktiven Filtrierer (Abb. 5) durch u.a. massenhaftes Auftreten von *Corophium curvispinum* und der Sedimentfresser zu verzeichnen. Das feinpartikuläre Material, das Sedimentfresser (z. B. Oligochaeten) als Nahrung dient, ist in den Schifffahrträumen einerseits auf Grund der reduzierten Fließgeschwindigkeit und Akkumulation von feinkörnigem Substrat im Flussbett, sowie andererseits infolge der Aufwirbelungen des Sediments mittels der Schiffe zu finden (Nielsen, Sheehan & Orth, 1986).

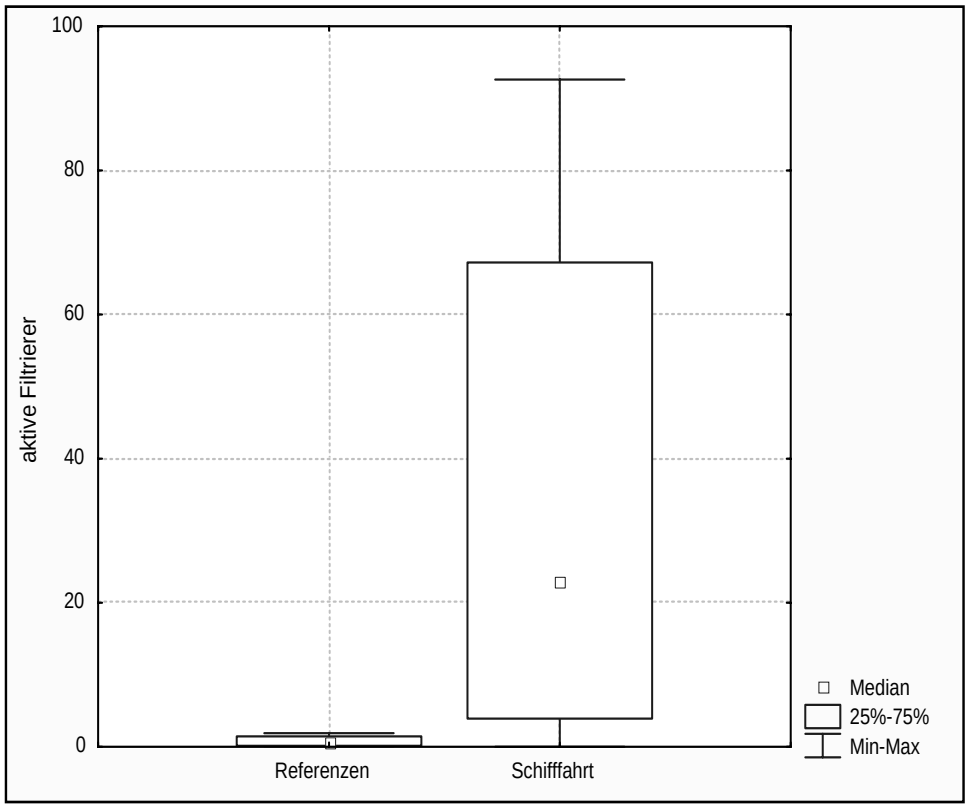


Abb. 5: Prozentualer Anteil der Aktiven Filtrierer mittels Box-Whisker Darstellung mit Median, 25 - 75 % Intervall sowie Minimal- und Maximalwert

Fazit

Die zunehmenden anthropogenen Eingriffe sowie die Binnenschifffahrt haben eine Verschiebung zu artenärmeren Zönosen mit einem Schwerpunkt auf toleranten Makroinvertebraten zur Folge, zu denen eine Vielzahl von Neozoen gehört. Die Wiederherstellung der ursprünglichen Lebensbedingungen zur Neuetablierung ehemaliger Arten ist aufgrund der bestehenden Binnenschifffahrt unmöglich. Renaturierungsmaßnahmen können dazu beitragen, dass sich eine artenreiche und Gewässertyporientierte Fauna ansiedelt und sich ein entsprechendes Ersatzbiotop entwickelt. Die Reaktivierung der Altarme kann eine Maßnahme zur Entwicklung auenähnlicher Strukturen im Umfeld dieser Gewässer sein. Die überflutbaren Bereiche sollten mehr strukturiert und ans Gewässer gebunden werden. Das Ziel muss eine Verbesserung der Auenstruktur sein, um die Vielfalt der Mikrohabitate zu erhöhen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen einer Studienarbeit im Studiengang Umweltwissenschaften durchgeführt. Frau Dr. Petra Podraza sowie allen Mitarbeitern des Bmbf-Forschungsprojekts „MAKEF“ möchte ich für die gegebene Unterstützung danken.

Literatur

Nachtnebel, H. P.(1996): Begradigung, Uferverbau und Stauhaltungen. In: Lozán, J. L., Kausch, H. (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren – wissenschaftliche Fakten, Berlin. S. 152-161.

Nielsen, L. A., Sheehan, R. J., Orth, D. J. (1986): Impacts of navigation on riverine fish production in the United States. In. Pol. Arch. Hydrobiol., 33, 277-294.

Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. und Schmidt-Fischer, S.: Gebietsfremde Tierarten – Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse. S. 49-86.

Untersuchung zur Neugestaltung des Leipziger Gewässerknotens im Rahmen eines Integrierten Gewässerkonzeptes

Johannes Kranich[1], Klaus-Peter Lange[1], Ingrid Carmienke[2] & Ulf Möricke[3]

[1] ECOSYSTEM SAXONIA GmbH, Overbeckstr.21, D-01139 Dresden, ECODrLange@aol.com, [2] Staatliches Umweltfachamt Leipzig, PF 241215, D-04332 Leipzig, Ingrid.Carmienke@stufal.smul.sachsen.de, [3] TU Dresden, Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik, D-01062 Dresden, ulf.moericke@mailbox.tu-dresden.de

Keywords: Weiße Elster, Sediment, Abfluss, Gewässerkonzept, Neugestaltung

Einleitung

Das Gewässersystem der Weißen Elster ist durch erhebliche Veränderungen der natürlichen morphologischen Struktur und eine intensive Nutzung bei geringem Wasserdargebot gekennzeichnet. Durch die verschiedenen Eingriffe ist die Durchgängigkeit der Weißen Elster für Geschiebe, Schwebstoffe und Organismen stark eingeschränkt. Im Bereich der Stadt Leipzig besteht ein System verschiedener Fließgewässer mit hochgradiger wasserbaulicher Steuerung, der sogenannte Leipziger Gewässerknoten. In diesem System werden die Auswirkungen durch die Eingriffe besonders deutlich. Im gegenwärtigen Zustand wird ein guter Zustand nach EU-WRRL nicht erreicht. Es besteht die Notwendigkeit, die Durchgängigkeit für Sedimente und Organismen durch eine Umgestaltung des Gewässersystems zu erreichen. Das erfordert ein integriertes Herangehen durch Gewässeruntersuchung, Modellierung (Beschaffenheit, Menge) bis hin zur Planung, Umgestaltung und Steuerung der Fließgewässer im Gewässerknoten Leipzig. Im Folgenden werden die Ergebnisse und Schlussfolgerungen aus verschiedenen Studien, die Grundlage für die Neugestaltung des Gewässerknotens sind, vorgestellt.

Methoden

Die verschiedene Studien wurden in Zusammenarbeit bzw. im Auftrag u. a. mit dem StUFA Leipzig, der TSM Untere Pleiße, der Stadt Leipzig, der TU Dresden und der IDUS GmbH erstellt. Von diesen Arbeiten sind das Gutachten zur Bewirtschaftung der Weißen Elster im Regierungsbezirk Leipzig unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse im Unterlauf (2002), die Studie zur Auslegung und Steuerung des Leipziger Gewässerknotens bei der Offenlegung des Elstermühlgrabens unter Berücksichtigung der Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie und des Sedimenthaushaltes der Fließgewässer (2002), die Hochwasserschutzkonzepte (2003), der Bericht zur Öffnung des Elstermühlgrabens innerhalb des integrierten Gewässerkonzeptes Leipzig (2003-2007) und die Aktualisierung des Gutachtens Bewirtschaftung der Weißen Elster u.a. mit Ableitung eines ökologischen Mindestabflusses (2004) zu nennen.

Es erfolgten verschiedene Gewässeruntersuchungen u. a. Tag-Nacht-Messungen mit Schwerpunkt Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt (Sauerstoff, Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, NO_3, NO_2, NH_4, oPO_4, TP, CSB), Sedimentanalysen, die Bestimmung der In-situ-O_2-Zehrung durch das Sedi-

ment, Schwebstoffbilanzierung und Analyse des Geschiebetransportes. Zur Untersuchung der Gütesituation und der Auswirkungen auf die Gewässerbeschaffenheit durch verschiedene wasserbauliche Veränderungen, Einleiter und Entnahmen kam das Gütemodell FGSM der ATV zum Einsatz. Für die hydraulische Modellierung insbesondere zum Hochwasserabfluss wurden MIKE11 (1D), HecRas (1D) und SMS (2D) verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Die derzeitigen wasserbaulichen Gegebenheiten und die Abflusssteuerung im Gewässerknoten führte und führt vor allem zu erheblichen Sedimentationsprozessen und Geschiebeablagerungen (Lange et al., 2003). Einen wesentlichen Konfliktpunkt stellt das Elsterbecken dar (s. Abbildung 1). Das Elsterbecken wirkt durch seine Morphologie als erhebliche Sediment- und Nährstofffalle für die Weiße Elster und die Pleiße. Das Sediment weist ein Volumen von 800.000 m³ mit einer Sedimenttrockenmasse von ca. 330.000 t auf (Müller et al., 1998). Die Ablagerungen erreichen Schichtdicken von bis zu 2,90 m und durchschnittlich etwa 2,00 m. Der ständige Sedimenteintrag durch die gegenwärtige Bewirtschaftung mit seinen negativen Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit und die Hochwasserabführung verursacht hohe Folgekosten zur Beräumung insbesondere zur Gewährleistung des Hochwasserschutzes.

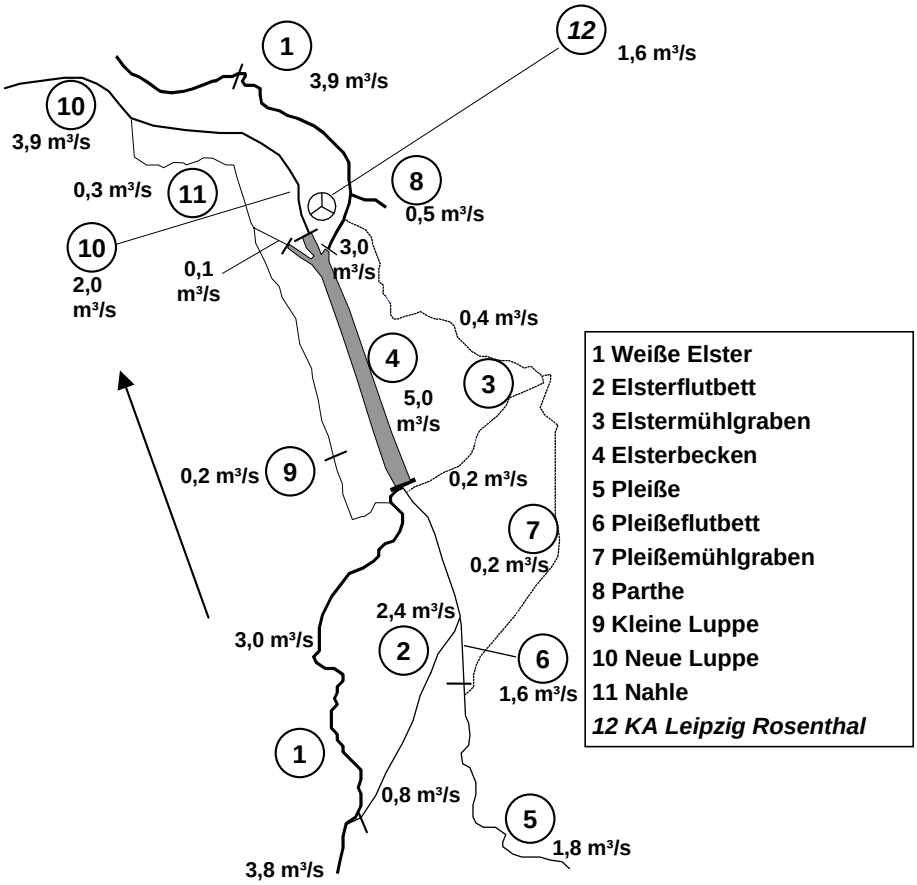


Abb. 1: Struktur des Leipziger Gewässerknotens mit Abflussverteilung bei Niedrigwasser

Die abgelagerten Sedimente sind erheblich mit Schadstoffen belastet z. B. mit Schwermetallen und Phenolen. Allerdings hat sich auf dem Sediment eine neue Schicht von etwa 10 cm mit geringerer Belastung abgelagert. Der P-Gehalt lag in diesem Frischsediment bei 2,1 ± 1,1 mg P g TM^{-1} und im Altsediment bei 3,2 ± 1,2 mg P g TM^{-1}. Noch größer war der Unterschied zu Messstellen oberhalb des Elsterbeckens mit 0,7 ± 0,4 mg P g TM^{-1} im Frischsediment und 1,8 ± 1,0 mg P g TM^{-1} im

Altsediment. Das Altsediment im Elsterbecken zeigte außerdem eine Toxizität im Leuchtbakterientest bezogen auf ein 1:10 Eluat mit G_L-Werten von 2 bis 8. Insbesondere das Altsediment besitzt ein sehr hohe Reduktionskraft (UHLMANN et al. 2003). Bei Resuspension des Altsedimentes kam es nach In-situ-Untersuchung zu einer Sauerstoffzehrung von 654 g O_2 m^{-2} d^{-1} (n = 1, Wassertemperatur 19,5 °C). Das Frischsediment mit höherem Gehalt an inerten Stoffen verminderte den Stoffaustausch zwischen dem Pelagial und dem Altsediment und dämpfte damit die Sauerstoffzehrung, die ohne Resuspension 3,3 ± 0,9 g O_2 m^{-2} d^{-1} (n = 7, Wassertemperatur 19,9 °C) erreichte. Das Frischsediment besaß demnach die Funktion einer Schutzschicht zwischen belastetem Altsediment und Pelagial.

Die stellenweise mit erheblichen Nährstoffen und Schadstoffen angereicherten Sedimente wirken sich trotzt aufgelagertem Frischsediment ungünstig auf die Beschaffenheit durch Sauerstoffzehrungs-, Rücklösungs- und Resuspensionsprozesse aus. Aufgrund der abgelagerten Mengen verringert sich auch die Wirksamkeit zur Abführung von Hochwässern. Bei einer Entnahme bzw. Teilentnahme des Sedimentes muss beachtet werden, dass es zu einer Freilegung des hochbelasteten Altsedimentes kommt. Neben dem finanziellen Aufwand besteht durch die Belastung des Sedimentes auch ein ökologisches Problem für die Entnahme und Entsorgung.

Auf der Grundlage der Ergebnisse wurde versucht, durch Alternativen in der Gestaltung des Elsterbeckens die weitere Ablagerung von Sedimenten zukünftig zu minimieren. Als mögliche Varianten wurden ein Doppeltrapezprofil, eine Fließrinne innerhalb des Beckens und das vorhandene Profil bei abgesenktem Wasserstand getestet. Allen Varianten war gemeinsam, die Fließgeschwindigkeit bei niedrigen Abflüssen zu erhöhen, um die Sedimentation zu verringern. Zum Test der Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit kam das Fließgewässermodell FGSM der ATV zum Einsatz. Im Ergebnis zeigte sich, dass bei gegenwärtigem Profil (Ist-Stand) und den Varianten Doppeltrapezprofil sowie der Fließrinne innerhalb des Beckens im Sommer bei Niedrigwasser Sauerstoffminima von unter 6 mg l^{-1} O_2 im Tagesgang eintreten. Lediglich mit dem vorhandenen Profil und mit abgesenktem Wasserstand bei niedrigen Abflüssen zeigte die Modellrechnung kein nächtliches Unterschreiten von 6 mg l^{-1} O_2. Das Doppeltrapezprofil führte dagegen sogar zu einer Verschärfung des nächtlichen Sauerstoffdefizits im Vergleich zum Ist-Stand bis unter 4 mg l^{-1} O_2.

Bei derzeitigem Profil müsste ein Mindestabfluss von > 6 m^3 s^{-1} eingehalten werden, um Sauerstoffminima unter 6 mg l^{-1} O_2 zu vermeiden (s. Abbildung 2). Dieser Abfluss steht in trockenen Sommern (2001, 2003) teilweise über mehrere Wochen nicht zur Verfügung. Weiterhin verschärft sich durch Ableitung der Hauptmengen über das Elsterbecken die Situation der Mindestabflüsse in den umgehenden Fließgewässerabschnitten.

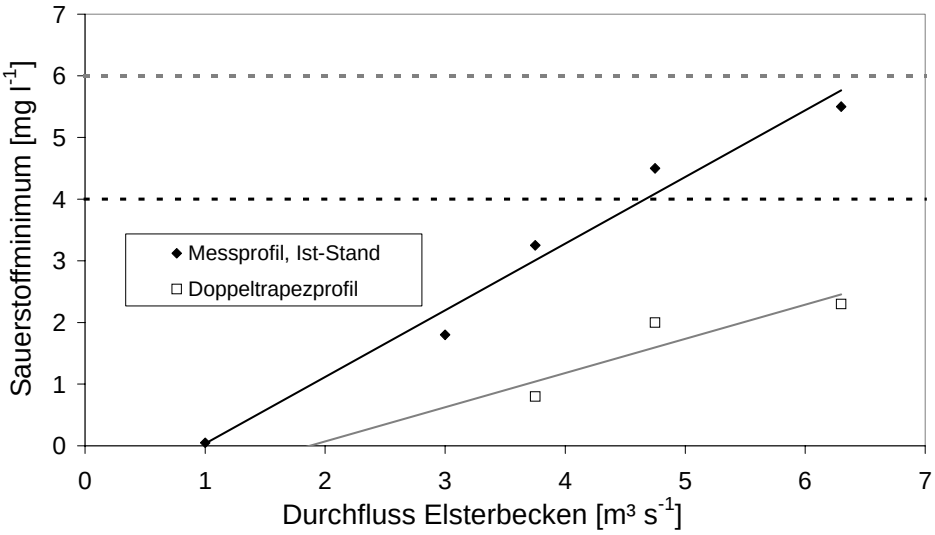


Abb. 2: Abhängigkeit des O_2-Minimums im Elsterbecken vom Durchfluss (Ergebnisse der Modellierung mit FGSM)

Als Rahmenbedingungen für die Umgestaltung des Elsterbeckens stehen die:

- Gewährleistung der Hochwasserabführung,
- Verminderung der Verschlammung,
- Wiederherstellung der Durchgängigkeit,
- Verhinderung der Eintiefung der Neuen Luppe unterhalb des Elsterbeckens (Geschiebehunger),
- Vermeidung weiterer Absenkung des Grundwasserspiegels in der Elster-Luppe-Aue (Leipziger Auwald) und
- Ziele von Städtebau und Tourismus mit Erhalt der Wasserfläche des Elsterbeckens.

Die Forderung des Erhalts der Wasserfläche aus städtebaulichen und touristischen Gründen widersprach der Notwendigkeit durch ein schmaleres Profil für den Niedrigwasserabfluss die Fließgeschwindigkeit zu erhöhen, um damit die Ablagerung von Sedimenten zu vermindern. Als Lösung konnte somit auch die Variante mit abgesenktem Wasserstand bei aktuellem Profil nicht angewendet werden und es musste ein vollständig neuer Ansatz für das Elsterbecken gefunden werden.

Die neue Alternative bestand darin, das Elsterbecken bis zu MHQ = 100 $m^3 s^{-1}$ (Überschreitung an 4 Tagen pro Jahr) vom Abfluss abzutrennen, und somit nur ab dem jährlichen Hochwasser und darüber hinaus mit einem Abfluss zu beaufschlagen. Der Abfluss < MHQ soll perspektivisch über teils zu reaktivierende Umgehungsstrecken um das Elsterbecken herumgeleitet werden. Diese Variante wurde ebenfalls modelltechnisch (Hochwasser, Gewässerbeschaffenheit) geprüft. Damit können die wesentlichen Forderungen des integrierten Konzeptes, der Erhalt der Wasserfläche als Standgewässer (Absenkung und Beaufschlagung statistisch nur an 4 Tagen pro Jahr), die Minimierung des Sedimenteintrages und der Hochwasserschutz gesichert werden. Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Sedimente und Geschiebe sowie für Organismen wird über die Umgehungsgewässer wiederhergestellt.

Die Abkopplung des Elsterbeckens erfordert die Erhöhung der Aufnahmekapazität der Umgehungsgewässer auf bis zu 100 $m^3 s^{-1}$. Dafür sind umfangreiche Maßnahmen im Gewässerknoten Leipzig erforderlich:

- Wiederherstellung der Alten Elster,
- Entschlammung und Profilausbau Elstermühlgraben (später Weiße Elster),
- Offenlegung Elstermühlgraben,
- Weiterführung der Offenlegung des Pleißemühlgrabens,
- Teilentschlammung, Sanierung und Neuprofilierung Elsterbecken und
- Errichtung einer Überleitungsstrecke von Weißer Elster zur Neuen Luppe.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Durch verschiedene Studien wurden die Probleme im Leipziger Gewässerknoten (Sedimente, Wasserbeschaffenheit) belegt. Ein wesentliches Problem ist das Elsterbecken. Die Ziele der Neugestaltung sind u. a. die Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Sedimente und Organismen, die Gewährleistung des Hochwasserschutzes und ausreichende Mindestwasserabflüsse. Die Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit muss dabei im Kontext mit einer Verstärkung der Wassernutzung durch Braunkohleabbau und Chemieindustrie im Südraum Leipzig gesehen werden.

Eine morphometrische Veränderung des Elsterbeckens allein genügt nicht allen Anforderungen und Zielen. Als alternative Variante wird die Abkopplung des Elsterbeckens bis zu MHQ (ca. 100 $m^3 s^{-1}$) empfohlen. Im Elsterbecken sind Maßnahmen wie Entschlammung, Sedimentabdeckung und Belüftung und die Planung der Bewirtschaftung als Standgewässer erforderlich. Grundlage dieser Variante ist die Erhöhung der Aufnahmekapazität der umgehenden Fließgewässerabschnitte (Bypass-Funktion) durch Offenlegung, Entschlammung und Wiederherstellung verschütteter Fließgewässer.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich für die Kooperation bzw. für die Finanzierung der verschiedenen Studien bei den Institutionen StUFA Leipzig, TSM Untere Pleiße, Stadt Leipzig, TU Dresden (IWD) und IDUS GmbH und insbesondere bei den beteiligten Mitarbeitern.

Literatur

Lange, K.-P, Horlacher, H.-B., Möricke, U., Kranich, J., Hesse, N. (2003): Integriertes Gewässerkonzept Leipzig – Hochwasserschutz, morphologische Durchgängigkeit, Beschaffenheit, Wassersport und Wassertourismus. Auftraggeber StUFA Leipzig, LTV Sachsen, TSM Untere Pleiße, unveröff. Bericht, Dresden, ECOSYSTEM SAXONIA GmbH, TU Dresden (IWD).

Müller, A., Hanisch, C., Zerling, L., Lohse, M., Walther, A. (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Abhandl. Sächs. Akad. d. Wissensch. Leipzig Math.-Nat. Kl. 58 H.6: 1-199.

Uhlmann, D., Eschenhagen, M. Lange, K.-P., Kranich, J., Carmienke, I. Scheerer, C. (2003): Negativer Einfluss von Feinsedimenten auf die Wasserbeschaffenheit in Tieflandflüssen am Beispiel der Weißen Elster in Leipzig. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Band 2, Eigenverlag der DGL, Werder: 817-822.

TAGEBAUSEEN UND SAURE GEWÄSSER

MÜLLER, M. & WERNER, F.: Erfahrungen mit der Modellierung von Restseen des Braunkohletagebaus

KLEEBERG, A., SCHUBERT, H., KOSCHORRECK, M. & NIXDORF, B.: Biomasse und Primärproduktion der fädigen Grünalge Zygogonium ericetorum in einem extrem sauren (pH 2,9) Tagebausee und ihr Einfluss auf die biogene Alkalinitätsbildung

WOLF S., SCHRÖTER-BOBSIN, U., DUMKE, R., PUSCH, D. & RÖSKE, I.: Evaluierung der hygienischen Wasserqualität eines mit fäkalbelastetem Oberflächenwasser gefluteten Tagebausees

LEßMANN, D., HASELHUHN, I. & HANGEN, E.: Hydrologische und limnologische Herausforderungen bei der Nachnutzung aufgelassener Kiestagebaue in der Regione del Veneto/Italien

FREIER, K., SUDBRACK, R., HEISER, A., GRUNEWALD, K. & WOLF, C.: Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch den Eintrag von Huminstoffen aus bewaldeten Einzugsgebieten in Trinkwassertalsperren und deren Auswirkung auf die Trinkwasseraufbereitung

Erfahrungen mit der Modellierung von Restseen des Braunkohletagebaus

Mike Müller[1] *& Florian Werner*[2]

[1,2] Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Meraner Str. 10, D-01217 Dresden,
[1] mmueller@dgfz.de, [2] fwerner@dgfz,.de

Keywords: Modellierung, Bergbaurestseen, Versauerung, Redoxreaktionen, kohlenstofflimitierte Photosynthese

Einleitung

Besonderheiten von Tagebaurestseen

Tagebaurestseen des deutschen Braunkohletagebaus sind in der Regel dadurch gekennzeichnet, dass ein starker Austausch mit dem Grundwasser besteht. Die Ursache hierfür liegt in der naturräumlichen Ausstattung der ursprünglichen Lagerstätten, d. h. den hydrogeologischen Rahmenbedingungen. Die quartären und tertiären Schichtfolgen aus oftmals horizontal liegenden Grundwasserleitern und Grundwasserstauern wurden im Bereich der Tagebaue/Seen durchörtert und aufgelöst. Dadurch ergibt sich ein grundsätzlich anderes ineinander Greifen von Seemorphometrie und Grundwasserleiter als beispielsweise bei natürlichen, z. B. glazial entstandenen Seen. Zudem fehlt für die Bergbauseen eine Einbettung in Grundmoränenablagerungen gänzlich. Außerdem gilt für Seen die aus Tagebauen in Urstromtälern hervorgegangen sind eine im Vergleich untypische Einbettung in Grundwasserhabitate mit hohen Grundwasservolumenströmen.

Stoffströme und Stoffwandlungen im See und dessen Umfeld

Die Stoffströme, vor allem an Eisen und Aluminium, die den Restseen über das Grundwasser und die Böschungserosion zugehen können, sind im Vergleich zu natürlichen Seen ebenfalls sehr hoch. Darüber hinaus können diese Stoffströme in der gegenwärtig zu beobachtenden Entstehungsphase dieser Seen einer starken zeitlichen Veränderung unterliegen. Für die hydraulisch z. B. durch Grundwasseranstieg verursachten Veränderungen der Zustrombilanz werden Zeithorizonte von Jahren für realistisch gehalten, für die geochemisch verursachten Veränderungen durch die nachlassende Auswaschung von Stoffen aus wiederbewässerten Bergbaukippen Zeithorizonte von Jahrzehnten. Vergleichbare Zusammenhänge sind sicher auch für natürliche, glazial in unseren Breiten entstandene Seen in deren Initialstadium einflussgebend gewesen. Für die heutige Situation sind sie für natürliche Seen nicht zu beobachten. In den Bergbauseen können grundlegende Änderungen der Wasserbeschaffenheit beobachtet werden. Neben den Stoffkonzentrationen der gelösten Stoffe ist es vor allem der pH-Wert, der als Ergebnis der ablaufenden Reaktionen in verhältnismäßig kurzer Zeit Bereiche zwischen z. B. pH 3 und 8 durchfahren kann. Als Folge ist das Karbonatpuffersystem dieser Seen starken Veränderungen unterlegen.

Modellierungsansatz

Die genannten Merkmale der Bergbaurestseen bestimmen die Ansätze, die bei der Modellierung in den Vordergrund gestellt wurden. Dies ist zum einen die hydraulische Verkopplung des Systems See mit dem System Grundwasser, welches in Verbindung mit der Wirkung der Erosion zur Erklärung der Stoffbilanzen der Tagebauseen grundlegend ist. Zum anderen ist es die Kopplung des nährstoffgesteuerten Systems der Primärproduktion mit dem System der anorganischen Wasserinhaltsstoffe. Auch wenn diese Zusammenhänge genau so für natürliche Seen gültig sind, so ergibt sich häufig keine Notwendigkeit, diese Prozesse explizit zu modellieren. Die beiden Ansätze erfordern eine räumlich auflösende Abbildung der Prozesse im See. Das von Müller (2004) entwickelte Modell MODGLUE entspricht diesen Merkmalen. Die Erfahrungen mit diesem Modell werden vorgestellt. Für ein Anwendungsbeispiel können Prognosen mit der eingetretenen Entwicklung verglichen werden. Aus diesem Vergleich werden Vorzüge und Unzulänglichkeiten des Modellkonzepts abgeleitet.

Stoffwandlungsprozesse und Stoffströme

Stoffwandlungsprozesse

In Tagebauseen und im Untergrund findet eine Reihe von Prozessen statt, die zur Umwandlung von Stoffen führen. Mikrobiell katalysierte Redoxreaktionen spielen dabei eine zentrale Rolle. Durch die Belüftung des Untergrundes infolge der bergbaulichen Grundwasserabsenkung und vor allem der Bewegung von Abraum kommt es zur Belüftung sulfidhaltiger Materialien. Die daraus resultierende Oxidation von Disulfiden wie Pyrit und Markasit erzeugt erhöhte Konzentration an Sulfat und zweiwertigem Eisen. Dieses Eisen gelangt mit dem Strom des wieder ansteigenden Grundwassers auch in den Restsee, wo es zu dreiwertigem Eisen oxidiert, das als Festphase z. B. in Form von Eisenhydroxid ausfällt. Dies führt zur Freisetzung von Protonen und damit zu Erhöhung der Acidität des Sees.

Saure Tagebauseen sind oft durch eine sehr geringe Primärproduktion gekennzeichnet, obwohl die Phosphatkonzentration eine höhere Produktivität zulassen würde. Bedingt durch die niedrigen pH-Werte ist die Löslichkeit von anorganischem Kohlenstoff sehr gering. Eine Übersättigung von Kohlendioxid tritt deshalb bereits bei geringen Konzentrationen ein. Da das Epilimnion mit der Atmosphäre ein Gleichgewicht anstrebt, wird der übersättigte Kohlenstoff an die Atmosphäre abgegeben. Daraus resultiert eine mögliche Limitierung der Primärproduktion durch den verfügbaren anorganischen Kohlenstoff. In Metalimnion bzw. im unteren Bereich des Epilimnions sind die Kohlenstoffkonzentrationen etwas größer, so dass hier die Nährstoffversorgung der Algen besser ist. Dies könnte ein Grund für das oft beobachtete Tiefenmaximum der Algenkonzentration sein. Die geringere Lichtextinktion in den oberen Epilimnionbereichen, die sich aus dem Tiefenmaximum ergibt bewirkt ein positives Feedback, da die Algen nun auch in größeren Tiefen noch ausreichend Licht zur Verfügung haben.

Stoffströme

Neben den Stoffwandlungen spielen die Stoffströme eine entscheidende Rolle im System Tagebaurestsee. Abbildung 1 zeigt die wichtigsten Stoffströme schematisch. Der Grundwasserfluss transportiert gelöste Stoffe aus verwitterten Kippengebieten in den See. Im See finden in Abhängigkeit der Mixis verschiedene Stoffströme statt. Während der sommerlichen Schichtung erfolgt die Mischung in den beiden als Reaktoren wirkenden Seebereichen, dem Epilimnion und Hypolimnion. Während der Vollzirkulation kann der See als Gesamtreaktor angesehen werden. Weiterhin geht dem See

eine signifikante Menge an wasserbeschaffenheitsrelevanten Stoffen über die Erosion von Böschungsmaterial zu. Da die Böschungen oft aus stark belüftetem Kippenmaterial bestehen, kann die enthaltene Acidität beträchtlich sein.

Ein wichtiger, aber oft nicht adäquat berücksichtigter Stoffstrom ist der Abfluss aus dem See in an ihn grenzende Grundwasserleiter. Auf diesem Wege können dem See bei entsprechenden Volumenströmen langfristig beträchtliche Mengen an Acidität entzogen werden. Der Grundwasserabfluss ist im Zeitraum in dem kein Ablauf in ein Fließgewässer erfolgt die einzige Senke für Acidität. Die Zufuhr von Flutungswasser ist ebenfalls ein äußerst wichtiger Prozess, der eine Quelle von Alkalinität darstellt. Zusätzlich zur Einmischung des Flutungswassers wird durch den resultierenden schnelleren Anstieg des Seewasserspiegels der Grundwasserzufluss verringert bzw. wird ein Teil des Porenraums des Untergrundes mit Seewasser aufgefüllt, so dass es sowohl kurz- als langfristig zu einer Verringerung der Acidität kommt.

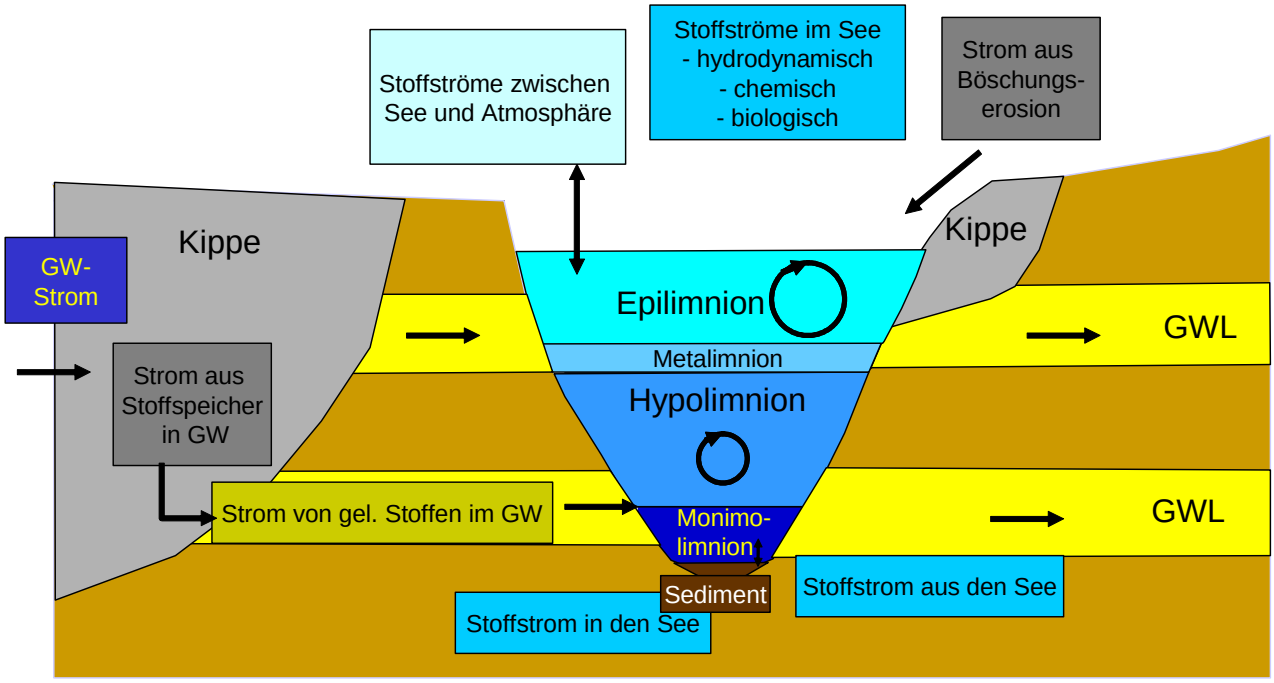


Abb. 1: Stoffströme in Tagebaurestseen und deren Umfeld

Modellierung

MODGLUE

Für die Abbildung der das System bestimmenden Prozesse und Stoffströme war bisher kein Modell verfügbar. Einzelmodelle für verschiedene Teilgebiete wie Grundwasser und See existierten bereits, da jedoch der Wechselwirkung zwischen diesen Bereichen eine besondere Bedeutung zukommt, war es erforderlich ein der Problemstellung adäquates Modell zu entwickeln. Mit MODGLUE (Müller, 2004) steht ein solches Werkzeug zur Verfügung. Abbildung 2 zeigt schematisch den Aufbau dieses Modellsystems. In MODGLUE werden drei seit mehreren Jahrzehnten bestehende und ständig weiterentwickelte Modelle, CE-QUAL-W2, PHREEQC und PCGEOFIM, verwendet.

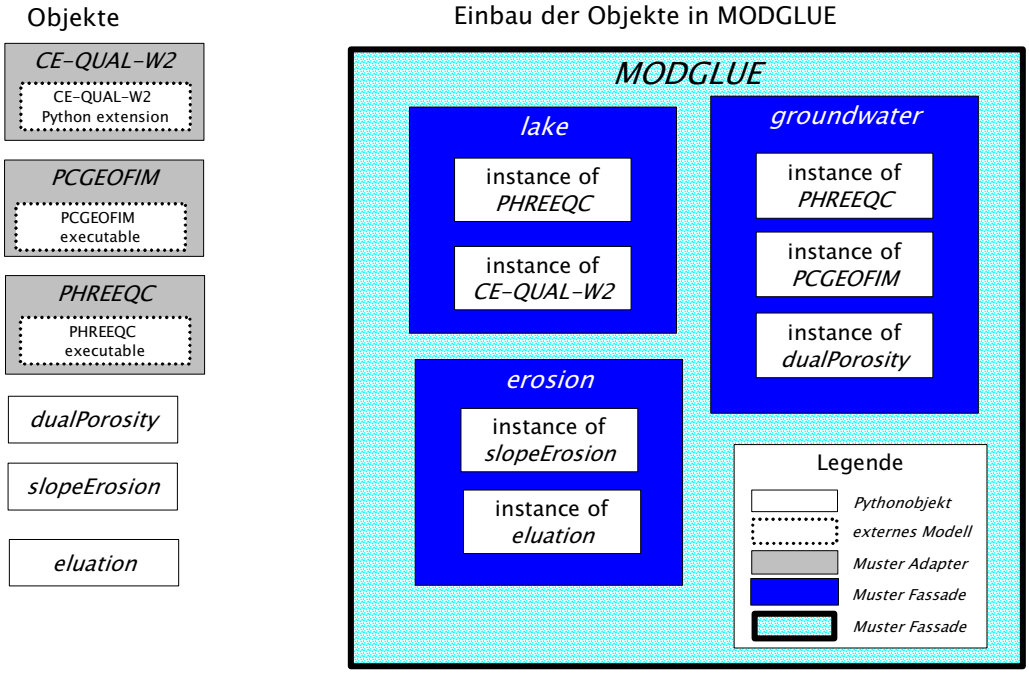


Abb. 2: Modellsystem MODGLUE

CE-QUAL-W2 (Cole & Buchak, 1995) ist ein zweidimensionales, vertikal ebenes hydrodynamisches und Beschaffenheitsmodell für Seen und Talsperren, indem die Navier Stokes Gleichung mit dem Large Eddy Diffusion Ansatz gelöst wird. In diesem Modell wird die jahreszeitliche Schichtung berechnet, die auf der Dichte des Wassers, abhängig von der Wassertemperatur und der Gesamtkonzentration. Die Primärproduktion und der Nährstoffkreislauf werden ebenso abgebildet wie der Gasaustausch mit der Atmosphäre. CE-QUAL-W2 wurde für den Einbau in MODGLUE modifiziert und erweitert, so dass die Sättigungskonzentration von CO_2 als Funktion des pH-Wertes und die daraus resultierende Ausgasung von CO_2 in die Atmosphäre bei niedrigen pH-Werten berechnet wird. Weiterhin wurde die Limitierung der Photosynthese durch anorganischen Kohlenstoff in die bestehende Monod-Kinetik des Modells eingebaut.

Umfangreiche Änderungen am Quelltext vom CE-QUAL-W2 waren nötig um eine Kopplung mit PHREEQC (Parkhurst & Appelo, 1999) zu implementieren. PHREEQC ist ein hydrogeochemisches Modell, mit dem Reaktionen auf der Basis der aquatischen Speziation berechnet werden können. In MODGLUE wird PHREEQC eingesetzt, um kinetische Redoxreaktionen abzubilden. Sowohl Elektronendonatoren als auch -akzeptoren werden über die Modellgrenzen von CE-QUAL-W2 und PHREEQC hinweg bilanziert. Durch die Wahl entsprechender Schwellenwerte können die Redoxreaktionen sowohl in der Reihenfolge als in der Überlappung der Bereiche in denen sie aktiv sind, beliebig gesteuert werden.

Grundwasserströmung und -transport werden mit dem dreidimensionalen finiten Volumenmodell PCGEOFIM (Sames & Boy, 1999) abgebildet. Dieses speziell für die Belange der Bergbauwasserwirtschaft entwickelte Modell kann bilanztreu alle wesentlichen Komponenten, wie die Wirkung von Restseen, den Wiederanstieg des Grundwassers und zahlreiche anthropogene Eingriffe erfassen. Durch die Kopplung mit CE-QUAL-W2 in MODGLUE erfolgt ein räumlich und zeitlich aufgelöster Austausch von Volumenströmen und Stoffmassen vom und zum See.

Weiterhin wird in MODGLUE die Wirkung der Erosion von Böschungen auf die Wasserbeschaffenheit erfasst. Die Wirkung von Windwellen und Niederschlägen führt zum Abtrag von Massen, die aus dem dynamischen Fortschreiten der Wasserflächenausbreitung und einer Eindringtiefe der Erosionswirkung bestimmt werden. Die Freisetzung von Stoffen wird im Modell auf der Basis von Laboruntersuchungsergebnissen ermittelt. Dabei wird das Porenwasser des erodierten Materials in den See eingemischt und der Kationenaustausch in Abhängigkeit von der Seewasserbeschaffenheit berechnet.

Modellanwendung

Das Modelsystem MODGLUE kam bisher an 6 Standorten im Lausitzer und mitteldeutschen Revier zum Einsatz. Die Anwendungsbereiche reichen von der Prognose der langfristigen Wasserbeschaffenheitsentwicklung über die Untersuchung von Kurzschlussströmungen bis zur modellgestützten Begleitung von Seebehandlungsmaßnahmen.

Das Modell wurde für die Prognose der Wasserbeschaffenheitsentwicklung im Tagebausee Bärwalde eingesetzt (Müller, 2004). Aus den Modellergebnissen konnte abgeleitet werden, dass die Stoffquellen ‚zufließendes Grundwasser' und ‚Böschungserosion' in der angesetzten Größe nicht ausreichen, um die im See vorhandene Acidität zu verursachen. Eine zusätzliche Quelle von Acidität, die bei niedrigem Seewasserstand hoch ist und mit dessen Anstieg abnimmt konnte identifiziert werden. Als Ursache wird von der verstärkten Erosion/Auslaugung von temporären Inseln aus Kippenmaterial bzw. von Zuflüssen stark saurer Schichtenwässer oder Zuflüssen aus der ungesättigten Zone im Nahbereich des Sees ausgegangen, die im Grundwassermodell naturgemäß nicht berücksichtigt werden. Hier besteht noch grundlegender Forschungsbedarf, der mit der Anwendung des Modells klar aufgezeigt werden konnte. Durch die Quantifizierung dieser Quelle als Anteil am Gesamtaciditätseintrag in den See konnte ihre Bedeutung insbesondere in der Anfangsphase der Füllung herausgearbeitet werden.

Mit Hilfe des Modells konnten komplexe wasserwirtschaftliche Aufgaben gelöst werden, die mit anderen Mitteln nur unbefriedigend erfassbar gewesen wären. Das Modell wird beständig weiterentwickelt, um für die vielfältigen Fragestellungen, die im Zusammenhang mit Restseen entstehen, anwendbar zu sein.

Danksagung

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WB9971/4 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren. Die Verfasser danken für die Unterstützung.

Literatur

Cole, T. M., Buchak E. M. (1995): CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model Version 2.0, U. S. Army Corps of Engineers, Waterways Exp. Station.

Müller, M. (2003): Modellierung von Stofftransport und Reaktionen mit einem neuentwickelten, gekoppelten Grund- und Oberflächenwassermodell am Beispiel eines Tagebaurestsees, Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 25; ISSN 1430-0176.

Parkhurst, D. L., Appelo, C. (1999): Users's Guide to PHREEQC (Version 2) – A Computer Program for Speciation, Reaction-Path, 1D-Transport, and Inverse Geochemical Calculations, U. S. Geological Survey.

Sames, D., Boy S. (1999): PCGEOFIM, Programsystem for Computation of GEOFIltration and GeoMigration.

Biomasse und Primärproduktion der fädigen Grünalge *Zygogonium ericetorum* in einem extrem sauren (pH 2,9) Tagebausee und ihr Einfluss auf die biogene Alkalinitätsbildung

Andreas Kleeberg[1], Hendrik Schubert[2], Matthias Koschorreck[3] & Brigitte Nixdorf[4]

[1] Leibniz-Institut Gewässerökol. Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, e-mail: kleeberg@igb-berlin.de; [2] Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie, Albert-Einstein-Str. 3, D-18055 Rostock; [3] UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Abteilung Seenforschung, Brückstr. 3a, D-39114 Magdeburg; [4] Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow

Keywords: Conjugatophyceae, Chlorophyta, Zygnemataceae, Periphyton, Grünewalder Lauch, Kohlenstoff-akkumulation

Einleitung

In sauren Seen wird die pelagische Primärproduktion oft durch den gelösten anorganischen Kohlenstoff limitiert (Nixdorf et al., 2003). Als eine Folge können sich acidobionte fädige Grünalgen (FGA) der Zygnemataceae (Chlorophyta) etablieren. Diese Taxa sind primär mit benthischen Substraten verbunden wobei die Algenfilamente lockere Flocken oder Matten ausbilden die auf dem Sediment liegen (= Periphyton) oder die über den Seeboden flotieren (= Metaphyton). Vorkommen, Besonderheiten und ökologische Bedeutung der FGA in sauren See wurden kürzlich in einem Übersichtsbeitrag ausführlich beschrieben (Kleeberg, 2004).

Geochemisch, hauptsächlich durch Pyritoxidation versauerte (pH 2,5 - 3,5) und metallreiche Tagebauseen entstehen im Lausitzer Braunkohlerevier (z. B. Nixdorf et al., 2003). Da diese Bedingungen z. T. viele Dekaden anhalten können, zielen gegenwärtige Strategien auf die Entfernung der Säure (Neutralisation) durch biogene Alkalinisierung über die benthische FeS_2 Bildung (z. B. Peine et al., 2000). Jedoch kann die aktuelle Primärproduktion (10 - 100 g C m^{-2} a^{-1}) nicht genug organischen C für die Desulfurikation bereitstellen (Nixdorf & Uhlmann, 2002). Folglich könnte die benthische Primärproduktion der FGA erheblich zur benthischen C-Akkumulation beitragen.

Anliegen unseres Beitrages ist es, die Biomasse der FGA in einem geogen versauerten Tagebausee (Grünewalder Lauch) zu bestimmen und die benthische und pelagische Produktion bei pH < 3 zu vergleichend gegenüberzustellen und den Beitrag der benthischen Primärproduktion für die Entsäuerung abzuschätzen.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer Tagebausee Grünewalder Lauch

Das dimiktische Grünewalder Lauch (51° 30’ N, 13° 42’ O) entstand nach dem Braunkohleabbau 1965/66 durch Grundwasserflutung bis 1972. Der See (A = 0,94 km^2, V = 5,6 Mio. m^3, z_{mean} = 6 m) ist geogen versauert (pH = 2,9-3,2), weist moderate Metall- (z. B. Fe ~ 20 mg L^{-1}) und geringe P-Konzentrationen (TP ~ 10 µg L^{-1}) auf. Durch die C-Limitation der pelagischen Primärproduktion

werden Chl a-Konzentrationen (0,2-9 µg L^{-1}) auf oligotrophem Niveau realisiert. Für weitere Details s. Kleeberg et al. (2005).

Bestimmung der Biomasse und der Art

75 Probenahmestellen wurden auf 14 littorale Transektes mit 5 Wassertiefen zwischen 0 und 10 m, und einen longitudinalen Transekt mit 5 Wassertiefen zwischen 2 und 10 m verteilt, die zusammen ein Netz von 14 Quadraten (200 × 200 m) bzw. 60 % der Seefläche repräsentierten. Die Biomasse der FGA wurde von Tauchern mit Hilfe einer handelsüblichen Pumpe (TIP®, Maxima 400 S, 24 m^3 h^{-1}) aus einem auf die Sedimentoberfläche aufliegendem 1 × 1 m Metallrahmen komplett in Beutel aus Fliegengaze (1,5 × 1,5 mm) gepumpt und darin gründlich gespült. Das FGA Frischgewicht wurde nach 60 Sek. bei 2.800 U. $Min.^{-1}$ in einer Wäscheschleuder („Rapid", Duisburg) durch Wägung bestimmt. Der Anteil der Trockensubstanz (TS) wurde aus Aliquots des Frischgewichts nach Trocknung (105 °C, 8 h) ermittelt. Der Gehalt an Chlorophyll a (Chl a) wurde aus der Frischbiomasse bestimmt (Kleeberg et al., 2005). *Zygogonium ericetorum* Kütz. 1843, (Chlorophyta, Zygnemataceae) wurde nach dem Schlüssel von Kadlubowska (1984) bzw. nach Jacob & Kapfer (1999) bestimmt.

Bestimmung der benthischen Primärproduktion

Die Netto-Primärproduktion (NPP) der FGA wurde mit der „Hell- und Dunkel-Flaschenmethode" zwischen Juni und Sept. 2003 viermal in Wassertiefen zwischen 0,5 und 9 m bestimmt. Veränderungen in der O_2-Konzentration nach vier Stunden *in situ* Inkubation wurden mit einer Optode (Microx 1©, PreSens GmbH, Regensburg) gemessen. Die jährliche NPP wurde in einem 30-minütigen Zeit- und 0,5 m Tiefenintervalls der Globalstrahlung auf der Basis der Chl a-bezogenen Photosynthese aus der gemessenen P/I Charakteristik berechnet.

Ergebnisse

Die FGA Biomasse wurde am 14. und 15 Juli 2003 über 15 Transekte letztendlich an 85 Probenahmestationen geerntet. *Zygogonium* bedeckte Wassertiefen von 1,6 bis 10,5 m (Abb. 1). Die Frischmasse variierte zwischen 0,6 und 820 g m^{-2} und ergab einen Mittelwert von 236 g m^{-2}. Die Trockensubstanz betrug von 0,3 bis 478 g m^{-2} mit einem Mittelwert von 92,4 g m^{-2}. Die Verteilung der FGA war recht heterogen mit ein paar wenigen Flocken bis zu Matten von maximal 17 cm Dicke. Bei einer mittleren Biomasse von 92,4 g m^{-2} und der ermittelten Dichte der FGA von 4,1 g L^{-1} betrug der Mittelwert der Schichtdicke der Matte 2,2 cm.

Maxima der *Zygogonium* Biomasse (31,4 % der geernteten Biomasse, Abb. 2, oben) wurden zwischen 5 und 6 m Wassertiefe (16,5 % der Seefläche, Abb. 2, unten) gefunden. Insgesamt bedeckten die FGA 88,3 % der Seefläche des Grünewalder Lauchs. Die Gesamtbiomasse für den See, zumindest zum Zeitpunkt der Ernte, betrug 72,2 t TS. Das entspricht bei einem C-Anteil von 17,8 % 16,1 t C für den gesamten See. Visuell und anhand der Elementarzusammensetzung konnten die FGA (C_{336}:N_{20}:P_1) klar von anderen Materialien (Detritus C_{473}:N_{18}:P_1, Kohle C_{847}:N_{11}:P_1) unterschieden werden. Der Chl a Gehalt der FGA betrug 11 bis 2.691 µg g^{-1} bzw. 0,2 – 1.025 mg m^{-2}.

Die licht und stark temperaturabhängige NPP von *Zygogonium* im Grünewalder Lauch wies in 2003 Maxima bei 6 m auf (Abb. 3) was mit den Maxima der Biomasse (Abb. 2) und den Chl a-Konzentrationen für das jeweilige Tiefenintervall (nicht gezeigt) überein stimmt. Die Spanne der Raten der Tagesproduktion im Grünewalder Lauch für *Zygogonium* ist vergleichbar mit den Raten anderer Studien (vgl. Kleeberg et al., 2005). Die NPP der FGA in 2003 für den gesamten See betrug 119,8 kg C a^{-1}, was 0,12 g C m^{-2} a^{-1} entspricht.

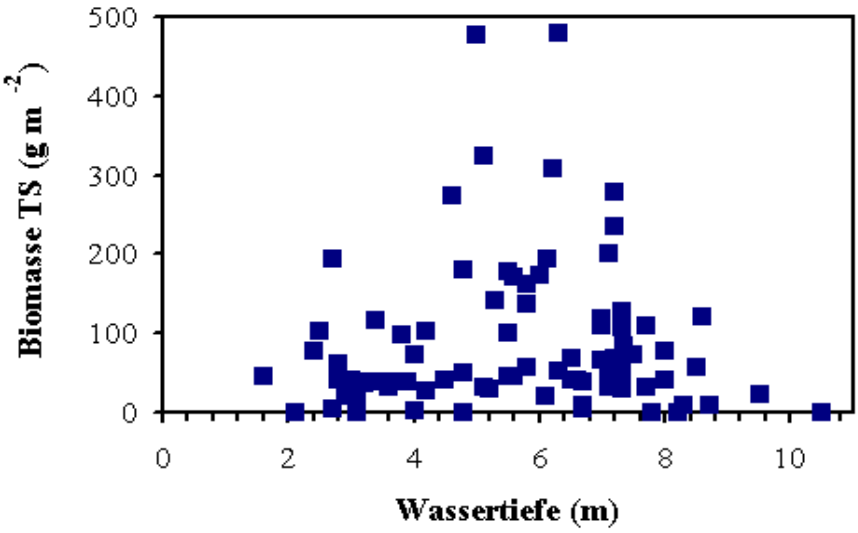


Abb. 1: Tiefenverteilung der Biomasse (TS – Trockensubstanz) der fädigen Grünalge *Zygogonium ericetorum* im Grünewalder Lauch Juli 2003 (n = 85).

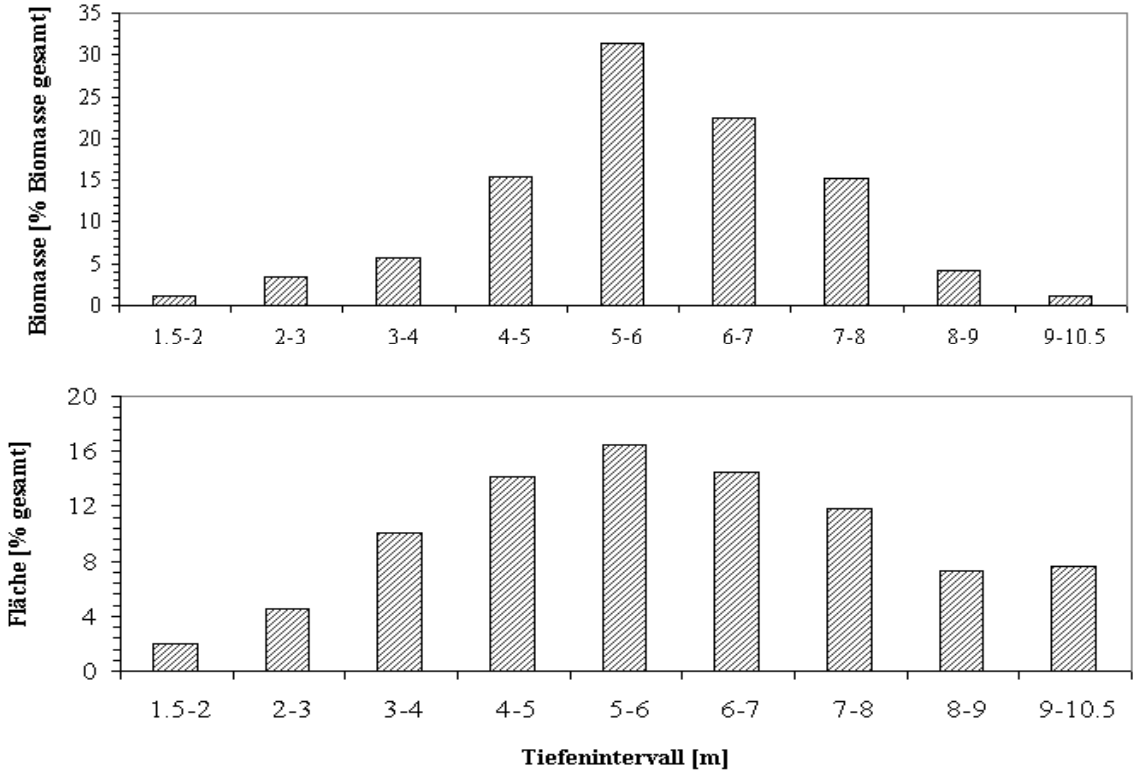


Abb. 2: Prozentualer Anteil der Biomasse von *Zygogonium ericetorum* im Grünewalder Lauch an der geernteten Gesamtbiomasse (oben) prozentuale Verteilung der Biomasse auf die Flächenanteile des Sees je Tiefenintervall (unten) für Juli 2003 (n = 85)

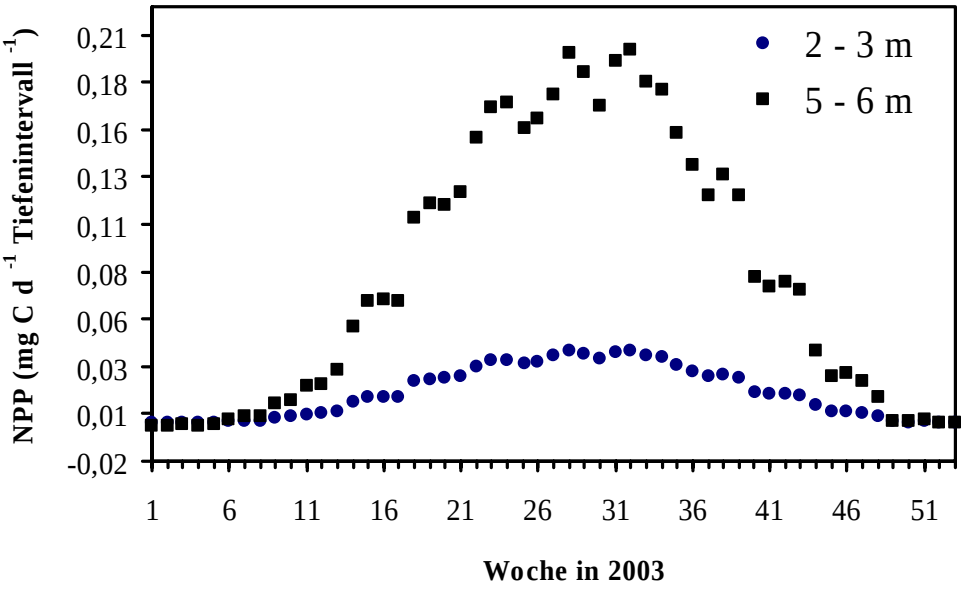


Abb. 3: Jahresgang der Chl a-bezogenen Netto-Primärproduktion (NPP) von *Zygogonium ericetorum* für zwei Tiefenstufen des Grünewalder Lauchs in 2003

Diskussion

In den meisten FGA-Studien versauerter Seen war *Zygogonium* auf das Litoral (0 - 2 m) beschränkt (z. B. Howell et al., 1990; Turner et al., 1995). Im Grünewalder Lauch dagegen bedeckte die Art nahezu den gesamten Seeboden mit Ausnahme des Litorals (0 - 1,6 m) und der tieferen Bereiche (> 10,5 m). Diese Verteilung kann mit den Schilfbeständen im Uferbereich und dem geringen Lichtangebot (< 15 % Oberflächenstrahlung) unterhalb 10 m Wassertiefe erklärt werden. Die offensichtlich starke windinduzierte Turbulenz im Uferbereich des Grünewalder Lauchs führt zu Fließgeschwindigkeiten, bei dem der Grenzwert des Widerstandes der FGA überschritten wird und mechanische Abrasion überwiegt. Folglich werden die FGA in größere Wassertiefen verfrachtet.

Die geerntete *Zygogonium*-Biomasse repräsentiert sehr wahrscheinlich das jahreszeitliche Maximum. Dies wird durch das Maximum der NPP zum Zeitpunkt der Kampagne im Juli bei Optimaltemperaturen für das FGA Wachstum deutlich. Das Wachstum von *Z. ericetorum* ist bei pH 3 und Wassertemperaturen > 25 °C optimal. Möglicherweise wurde die lebende Biomasse durch die verwendete Methode überschätzt. Die Division der Biomasse (16,1 t C) durch die NPP zum Zeitpunkt der Ernte (7,3 t C a^{-1}) ergibt die Akkumulation eines Primärproduktes von 2,2 Jahren, wenn man keine Verluste im Vergleichszeitraum annimmt. Die deutlich geringere Jahresrate der NPP von 0,12 t C a^{-1} indiziert die ungünstigen Wachstumsbedingungen während der Zeit außerhalb der Wachstumsperiode, die sogar zu negativen Raten führen können.

Für eine effektive Entfernung der Acidität via Sulfatreduktion in einem hypothetischen Bergbausee ist eine pelagische NPP von > 30 g C m^{-2} a^{-1} notwendig (Nixdorf & Uhlmann 2002). Nach der „Carrying Capacity", der theoretisch maximal möglichen Biomasse basierend auf der verfügbaren Konzentration einer Resource (Reynolds, 1997), ist in einem sauren Tagebausee eine NPP von ca. 80 mg C m^{-3} h^{-1} möglich. Dies entspricht bei einer mittleren Tageslänge von 6 h und einer euphotischen Tiefe von 3 m 525 g m^{-2} a^{-1}. Eine Sedimentation von 5 % würde 26 g C m^{-2} a^{-1} bereitstellen. In 2001 variierte die pelagische NPP im Grünewalder Lauch zwischen 6 und 247 mg C m^{-2} d^{-1} und betrug durchschnittlich 43 g C m^{-2} a^{-1} (Nixdorf et al., 2003). Folglich kann weder die pelagische NPP noch die benthische NPP der FGA (0.13 g C m^{-2} a^{-1}) – selbst wenn man mit den hohen Tages-

raten zum Zeitpunkt der Biomasseernte im Sommer (7.8 g C m^{-2} a^{-1}) rechnet – mit 0,3 bzw. 18.1 % der pelagischen NPP nicht genügend C für eine effektive Säureentfernung zur Verfügung stellen. Allerdings werden durch *Zygogonium* zumindest mit den Maximalraten der benthischen NPP, d. h. 311 g C m^{-2} a^{-1}, bereits 59,2 % der „Carrying Capacity“ erreicht. Trotz der methodischen Schwierigkeiten und der verschiedenen Annahmen wird deutlich, dass den FGA zumindest saisonal eine wichtige Rolle in der C-Akkumulation zukommt.

Danksagung

D. Hiersick baute technische Ausrüstung. I. Henschke, J. Jander, M. Winkler, V. Schönberg (alle BTU Cottbus), S. Heil und L. Ranneberg (Berlin), W. Müller (Potsdam) und M. Beyer, C. Völkner sowie M. Wiebrecht (alle UFZ Magdeburg) unterstützten tatkräftig die Biomasse-Kampagne. G. Lippert, T. Hanke und W. Wiehe (BTU Cottbus) realisierten sehr umsichtig die Laborarbeit. Die Studie ist Teil des durch die DFG geförderten Sonderforschungbereichs SFB 565.

Literatur

Howell, E. T., Turner, M. A., France, R. L., Jackson, M. B., Stokes, P. M. (1990): Comparison of two Zygnematacean (Chlorophyta) algae in the metaphyton of two acidic lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 1085-1092.

Jacob, W., Kapfer, M. (1999): Morphologie und Taxonomie von Fadenalgen im sauren Tagebausee Koschen (Lausitz, Brandenburg). Lauterbornia, 35: 71-80.

Kadlubowska, J. Z. (1984): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Vol. 16, Conjugatophyceae I Chlorophyta VIII Zygnemales. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 215-233.

Kleeberg, A. (2004): Vorkommen, Besonderheiten und ökologische Bedeutung fädiger Grünalgen (Chlorophyta, Zygnemataceae) in sauren Seen. In: Rücker, J. & Nixdorf, B. (Hrsg.): Scharmützelseereport Nr. 8. Aktuelle Reihe 2004 – Eigenverlag der BTU Cottbus.

Kleeberg, A., Schubert, H., Koschorreck, M., Nixdorf, B. (2005): Abundance and primary production of filamentous green algae *Zygogonium ericetorum* in an extremely acid (pH 2.9) mining lake and its impact on alkalinity generation (in prep.).

Nixdorf, B., Uhlmann, W. (2002): Ökotechnologische Steuerung der Gewässergüte in sauren Tagebauseen. Teil 1: Desulfurikation und Morphometrie. Wasser & Boden, 54: 16-21.

Nixdorf, B., Nixdorf, B., Krumbeck, H., Jander, J., Beulker, C. (2003): Comparison of bacterial and phytoplankton production in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. Acta Oecol. 24: 281-288.

Peine, A., Tritschler, A., Küsel, K., Peiffer, S. (2000): Electron flow in an iron-rich acidic sediment – evidence for an acidity driven iron cycle. Limnol. Oceanogr., 45: 1077-1087.

Reynolds, C. S. (1997): Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kinne, O. [ed.], Excellence in Ecology, 9. Ecological Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Turner, M. A., Howell, E. T., Robinson, G. G. C., Brewster, J. F., Sigurdson, L. J., Findla, D. L. (1995): Growth characteristics of bloom-forming filamentous green algae in the littoral zone of an experimentally acidified lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52: 2251-2263.

Evaluierung der hygienischen Wasserqualität eines mit fäkalbelastetem Oberflächenwasser gefluteten Tagebausees

Sandro Wolf [1], Ute Schröter-Bobsin[2], Roger Dumke[2], Daniela Pusch[3] & Isolde Röske[1]

[1] Institut für Mikrobiologie, Technische Universität Dresden, sandro.wolf@gmx.de, [2] Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene, Universitätsklinikum Dresden, [3] Abteilung für Infektionskrankheiten, Robert Koch Institut Berlin, puschd@rki.de

Keywords: Coliphagen, Enterale Viren, Badegewässerqualität, Tagebauseen

Einleitung

Das Baden in Gewässern ist immer mit einem gewissen Infektionsrisiko verbunden. Zur Bewertung des Risikos, bzw. der hygienische Qualität von Badegewässern im Allgemeinen existieren nationale und übernationale Richtlinien (EU-Badegewässerrichtlinie [Richtlinie 76/160/EWG], WHO-Richtlinie). Dabei wird die Belastung eines Gewässers mit humanpathogenen Keimen durch die Konzentration verschiedener Indikatoren, z. B. *E.coli*, Gesamtcoliforme, Intestinale Enterokokken, abgeschätzt. Die Resistenz fäkaler Mikroorganismen gegenüber natürlicher Inaktivierung bzw. Inaktivierung in Kläranlagen hängt von vielen Faktoren ab, wobei Viren und einige Parasiten im allgemeinen als resistenter gegenüber solchen Inaktivierungsprozessen gelten (Araujo et al., 1997). Dies bedeutet, dass die etablierten bakteriellen Indikatorsysteme möglicherweise nur unzureichend vor einer Infektion durch enterale Viren schützen. Enterale Viren werden durch menschliche Faezes ausgeschieden und wurden in Flüssen, Badegewässern, Grundwasser und selbst im Trinkwasser (Lee und Kim, 2002) gefunden. Zahlreiche Krankheiten, u.a. epidemische Gastroenteritis, Meningitis, Myocarditis und Hepatitis, können durch Baden in viral belastetem Wasser, selbst bei sehr niedriger Viruskonzentration, verursacht werden (Bosch et al., 1991; Hot et al., 2003). Vor diesem Hintergrund ist die Suche nach gültigen Indikatoren für die virale Belastung von großer Wichtigkeit. Als potentielle Indikatoren sind in diesem Zusammenhang seit längerem Bakteriophagen im Gespräch. Phagen sind Viren und teilen deshalb möglicherweise Eigenschaften enteraler Viren bezüglich Resistenz und Überleben in der Umwelt. Weiterhin macht die Tatsache, dass die Nachweismethoden für Bakteriophagen viel einfacher, kostengünstiger und damit praxistauglicher im Vergleich zu etablierten Methoden zum Nachweis enteraler Viren sind, Bakteriophagen zu attraktiven Kandidaten zur Beurteilung der viralen Belastung von Badegewässern. Allerdings stehen noch zahlreiche Fragen bezüglich der Art der einzusetzenden Phagen und vor allem bezüglich der Findung von Grenzwerten zur Diskussion. In dieser Studie untersuchen wir die Konzentration bzw. Anwesenheit bakterieller und viraler Indikatoren in einem nichtsauren Tagebausee im Mitteldeutschen Braunkohlerevier um Leipzig.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Probenahmestellen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Mitteldeutschen Braunkohlerevier und umfasst den Tagebausee Delitzsch SW (zukünftiger Werbeliner See), der seit November 1998 durch eine Überlandleitung mit Wasser aus der Neuen Luppe geflutet wird (ca. 17.000 m³/d). In die Neue Luppe leitet etwas stromaufwärts (ca. 6 km) die Kläranlage (KA) Leipzig Rosental mit ca. 125.000 m³/d ein (Abb. 1, Tab. 1). Proben wurden wöchentlich von Oktober 2002 bis Mai 2004 an neun Probenahmestellen mit jeweils größerer Entfernung zum Zulauf der Kläranlage genommen. Alle Proben wurden hinsichtlich der Konzentration an *E.coli*, Intestinale Enterokokken, Somatische Coliphagen, F+ RNA Phagen und *Clostridium perfringens*-Sporen untersucht. Zusätzlich wurden die Probenahmestellen K_{zu}, K_{ab}, P und W4 (Abb. 1) hinsichtlich des Vorhandenseins viraler RNA bzw. DNA von Entero- (EntV), Noro- (NoroV), Astro- (AstV), Adeno- (AdV), Rota- (RoV), sowei Hepatitis A Viren (HAV) untersucht.

Tab. 1: Morphometrische und linologische Charakterisierung des Tagebaurestsees Delitzsch SW

Morphometrische Eigenschaften			**Limnologische Eigenschaften**		
Höhe über NN	[mNN]	+98	pH	[-]	7,0 - 8,5
Wasservolumen	[m^3]	43 x 10^6	Sichttiefe	[m]	2,5 – 9,5
Seeoberfläche	[m^2]	4,5 x 10^6	Gesamtphosphor	[µg P / L]	< 10
Max. Tiefe	[m]	32	Gesamtstickstoff	[mg N / L]	ca. 2,7
Mittlere Tiefe	[m]	9,9	Chl. a	[µg / L]	1 - 8

Quantifizierung von E.coli, Intestinalen Enterokokken und Bakteriophagen

E.coli (EC) und Intestinale Enterokokken (IE) wurden durch eine miniaturisierte MPN-Methode auf Mikrotiterplatten mit einem spezifischen dehydrierten Substrat (MUG [4-methyl-umbelliferyl-beta-D-glucuronid] für EC, MUD [4-methyl-umbelliferyl-beta-D-glucosid] für IE) nachgewiesen (Fa. BIO-RAD, Frankreich). Die Inkubationszeit betrug 48h bei 44°C. Der Nachweis der MUG bzw. MUD positiven Vertiefungen erfolgte unter UV-Licht (366 nm). Der Nachweis von *Clostridium perfringens*-Sporen (CP) erfolgte nach ISO WD 6461-2. Die Konzentration von Somatischen- (SC) und F+ RNA Coliphagen (FRNA) wurde nach ISO 10705-1 (FRNA) sowie ISO 10705-2 (SC) ermittelt. Der Wirtsstamm für SC war *E.coli* C (ATCC 13706) und für FRNA *Salmonella typhimurium* WG49 (NCTC 12484).

Aufkonzentrierung und Nachweis viraler RNA bzw. DNA

Die Proben (K_{ab} 5l, P und W4 10L) wurden mittels Flockung mit $Al_2(SO_4)_3$ wie bei Walter und Rüdiger (1981) beschrieben aufkonzentriert. Die erhaltenen Konzentrate wurden anschließend ultrazentrifugiert (146.000 x g, 4 h, 4 °C), und die Pellets in Phosphat gepufferter Salzlösung resuspendiert (Endvolumen 4 ml). Die Konzentrate wurden aliquotiert und bei -20 °C bis zur Extraktion der viralen Nukleinsäuren aufbewahrt. Die Proben vom KA-Zulauf (K_{zu}) wurden bei 9.400 x g (10 min bei Raumtemperatur) zentrifugiert, die Überstände bei 186.000 x g (1,5 h, 4 °C) ultrazentrifugiert und das Pellet in 1 ml DEPC behandeltem Wasser resuspendiert. Die Extraktion der viralen

RNA bzw. DNA und der molekulare Nachweis mittels spezifischer nested (RT) PCR erfolgte wie bei Pusch et al. (in press) beschrieben.

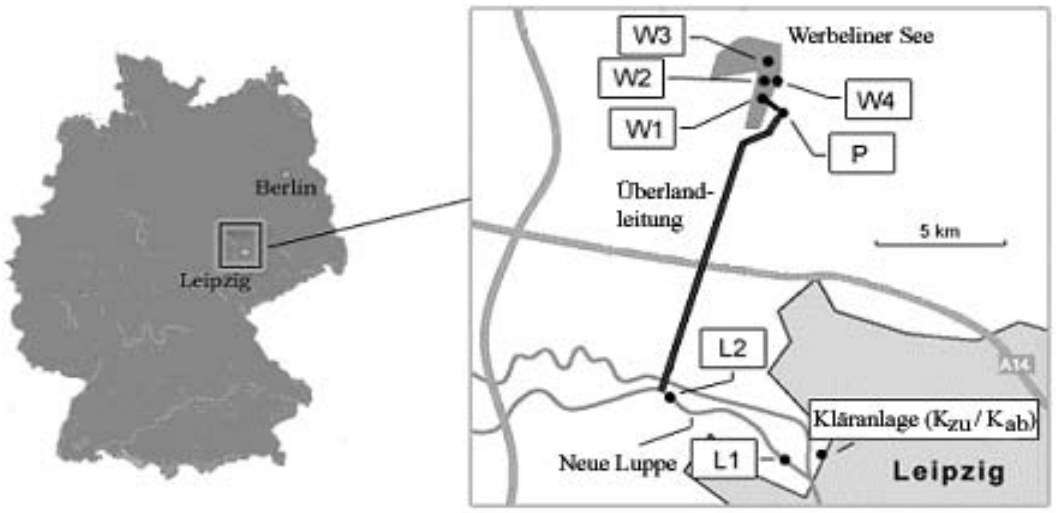


Abb. 1: Mitteldeutsches Braunkohlerevier mit Probenahmegebiet um den Tagebausee Delitzsch SW. Das behandelte Abwasser mündet in die Neue Luppe und wird etwas stromabwärts mittels einer Überlandleitung zum Tagebausee transportiert. Für alle Probenahmestellen, K_{zu}, K_{ab}, L1 (Luppe, unmittelbar nach Einmündung des KA-Ablaufs), L2 (Beginn der Überlandleitung), P (Ende der Überlandleitung), W1-W4 (W1: Einleitungsstelle in den See, W2, W3: 1000m bzw. 1500m nördlich von W1, W4: Ostufer) wurden Proben für die bakteriologische Untersuchungen genommen. Zusätzlich wurden für die virologischen Untersuchungen Proben von K_{zu}, K_{ab}, P und W4 genommen.

Ergebnisse

Die Konzentration an EC bzw. IE im Zulauf der KA betrug im Mittel 105 x 10^3 bzw. 16 x 10^3 MPN ml^{-1} (Abb. 2). Die Mittelwerte für SC und FRNA lagen bei 740 bzw. 670 PFU (plaque forming units) ml^{-1}. Der Ablauf der KA zeigte erwartungsgemäß eine deutliche Verringerung auf Werte von 944 bzw.138 MPN ml^{-1} (EC und IE) sowie 8,9 bzw. 6,5 PFU ml^{-1} (SC und FRNA). Im weiteren Verlauf in der Neuen Luppe und in der Überlandleitung konnte eine weitere deutliche Abnahme aller untersuchten Mikroorganismen (MO) gemessen werden. Für die Seeproben lag die Konzentration für EC im Mittel unter 0,9 MPN ml^{-1} und für IE unter 0,3 MPN ml^{-1}. Die Mittelwerte für die Bakteriophagen lagen in den meisten Fällen unter unserer Nachweisgrenze von 0,1 PFU ml^{-1} und im Mittel (negative Werte gingen mit dem Wert der Nachweisgrenze in die Berechnung des Mittelwerts ein) unter 0,2 PFU ml^{-1}. Der Nachweis viraler Genomäquivalente zeigte folgendes Bild: Im Zulauf der KA waren die Proben mehrheitlich positiv für EntV, NoroV, AstV, sowie AdV und mit geringeren Anteilen für HAV und RoV (Tab. 2). Ein ähnliches Bild zeigte sich ebenfalls im Ablauf der KA. Am Probenahmepunkt P konnte ein deutlicher Rückgang der PCR positiven Proben beobachtet werden. AdV konnten nicht mehr gefunden werden. Im See konnten, abgesehen von AdV, gelegentlich alle von uns untersuchten enteralen Viren gefunden werden. Mehr als ein Drittel aller Seeproben konnten positiv auf AstV getestet werden (Tab. 2).

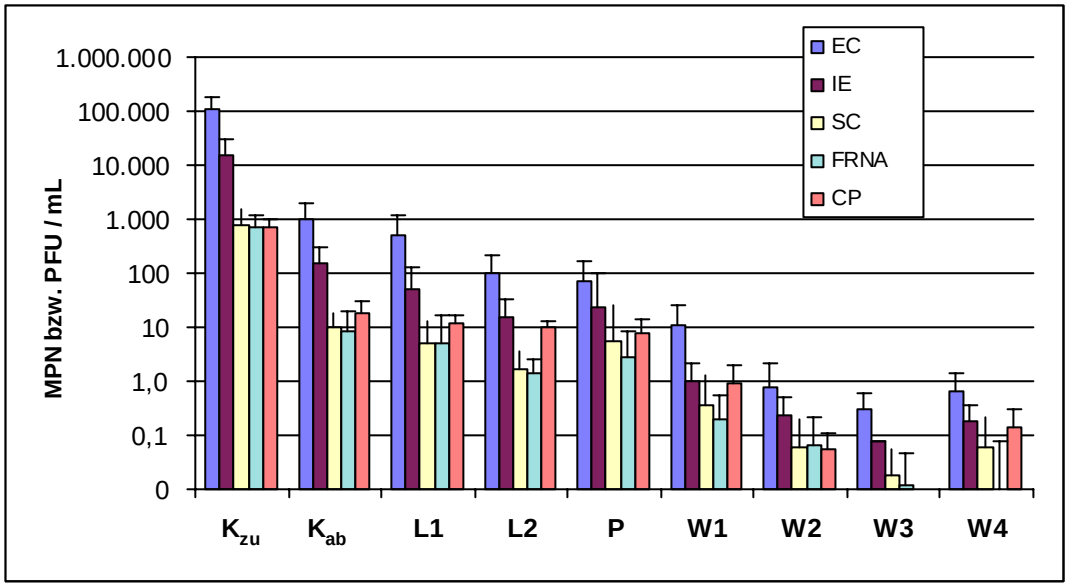


Abb. 2: Konzentration mikrobieller Indikatoren im Untersuchungsgebiet (arithmetische Mittelwerte und Standardabweichungen für den Zeitraum September 2002 bis Mai 2004)

Tab. 2: Prozentualer Anteil RT-PCR positiver Proben. Die Angaben beziehen sich auf folgende Volumina Originalwasser: K_{zu}: 110 µL, K_{ab} 15 mL, P/W4 30 mL

	EntV	NoroV	AstV	AdV	HAV	RoV
K_{zu}	82	56	85	71	15	7
K_{ab}	74	58	53	27	12	28
P	34	15	30	0	4	2
W4	21	18	35	0	4	8

Diskussion

Die KA Leipzig-Rosental führt neben einer mechanischen und biologischen Reinigungsstufe eine simultane Phosphoreliminierung durch Fällung mit Fe (III)-Salzen durch. Die Phosphoreliminierung ist sehr effektiv (Daten nicht dargestellt), was sich ebenfalls in den hohen Reduktionsraten für EC, IE, CP sowie SC und FRNA (jeweils > 99 %) widerspiegelt. Im Bereich K_{ab} bis P kann eine klare Teilung zwischen EC und IE auf der einen Seite (Reduktionsraten 94 bzw. 86 %) und SC, FRNA sowie CP auf der anderen Seite mit deutlich niedrigeren Reduktionsraten (43, 62 bzw. 55 %) gefunden werden. Die Bakteriophagen und CP verhalten sich demnach resistenter gegenüber den verschiedenen zum Absterben führenden Faktoren. Eine Vielzahl an Arbeiten bestätigen die im Vergleich zu den etablierten bakteriellen Indikatoren (EC, IE) höhere Umwelttoleranz verschiedener Gruppen von Bakteriophagen (Leclerc et al. 2000, Lucena et al. 2003). Die hohe Verdünnung des Flutungswassers im See (17.000 m^3/d gegenüber 43 Mio m^3, siehe Tab.1) trägt zu einer weiteren deutlichen Verminderung der Konzentration an Fäkalkeimen und Phagen bei. Die Konzentration an EC und IE (<0,9 bzw. <0,3 MPN ml^{-1}) entsprach im gesamten Untersuchungszeitraum den Anforderungen der EU Badegewässerrichtlinie (EU Directive 76/160/EEC), was an sich, bedenkt

man den Ursprung des Flutungswassers, eine große Überraschung darstellte. Die gefundenen Bakteriophagenkonzentrationen im See waren entweder sehr gering oder unter unserer Nachweisgrenze und indizieren für das Gewässer scheinbar auch eine viral-hygienische Unbedenklichkeit. Dem entgegen stehen zahlreiche positive Befunde, zumindest auf molekularer Ebene, für fast alle von uns untersuchten enteralen Viren. Es ist jedoch bekannt, dass man von molekularbiologisch-positiven Befunden nicht ohne weiteres Rückschlüsse auf die tatsächliche Infektiösität der detektierten viralen Partikel ziehen kann. Zwar finden Bhattacharya et al. (2004) unter gewissen Bedingungen eine direkte Korrelation zwischen der Intensität des PCR-Signals und der Infektiösität von HAV, die Mehrheit der Autoren sehen diesen Zusammenhang nicht gegeben (Lewis et al., 2000; Nuanualsuwan und Cliver, 2002). Speziell der direkte Vergleich zwischen PCR positiven Proben und deren Infektiösität auf Zellkultur ist also unbedingt notwendig um weitere Aussagen über die virale Belastung des Werbeliner Sees treffen zu können. In diesen Vergleich sollten Untersuchungen über die Resistenzeigenschaften von enteralen Viren und Bakteriophagen, also deren mögliche Indikatoren, im Labormaßstab und im Freiland einfließen.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch Mittel des Umweltbundesamtes (FKZ 201 62 216) möglich.

Literatur

Araujo, R. M, Puig, A., Lasobras, J., Lucena, F., Jofre, J. (1997): Phages of enteric bacteria in fresh water with different levels of faecal pollution, Journal of Applied Microbiology 82: 83:80.

Bhattacharya, S. S., Kulka, M., Lampel, K. A., Cebula, Th. A., Goswami, B. B. (2004): Use of reverse transcription and PCR to discriminate between infectious and non-infectious hepatitis A virus, J. of Virological Methods 116:181-187.

Bosch, A., Lucena, F., Diez, J. M., Gajardo, R., Blasi, M., Jofre, J. (1991): Waterborne viruses associated with hepatitis outbreak, J.Amer.Water Works Assoc. 83:80-83.

Hot, D., Legeay, O., Jacques, J., Gantzer,C., Caudrelier,Y., Guyard, K., Lange, M., Andréoletti, L. (2003): Detection of somatic phages, infectious enteroviruses and enterovirus genomes as indicators of human enteric viral pollution in surface water, Water Res. 37: 4703-4710.

Lee, S. H.., Kim, S. J. (2002): Detection of infectious enteroviruses and adenoviruses in tap water in urban areas in Koreas, Water Res. 36: 248-256.

Lewis, G. D, Molloy, S. L., Greening, G. E., Dawson, J. (2000): Influence of environmental factors on virus detection by RT-PCR and cell culture, J. Appl. Microbiol. 88:633-640.

Leclerc, H., Edberg, S., Pierzo, V., Delattre, J.M. (2000):Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters – a Review, J. Appl. Microbiol. 88: 5-21.

Nuanualsuwan, S., Cliver, D. O. (2002): Pretreatment to avoid positive RT-PCR results with inactivated viruses, J. Virol. Methods 104: 217-225.

Lucena, F., Méndez, X., Morón, A., Calderón, E., Campos, C., Guerrero, A., Cárdenas, M., Gantzer, C., Shwartzbood, L., Skraber, S., Jofre, J. (2003): Occurrence and densities of bacteriophages proposed as indicators and bacterial indicators in river waters from Europe and South America, J. Appl. Microbiol., 94: 808-815.

Pusch, D., Oh, D. Y., Wolf, S., Dumke, R., Schröter-Bopsin, U., Höhne, M., Röske, I., Schreier, E. (in press): Detection of enteric viruses and bacterial indicators in German environmental waters, Archives of Virology.

Walter, R., and Rüdiger, S. (1981): A two stage method for concentrating viruses from solutions with low virus titers. J. Hyg. Epidemiol. Microbiol. Immuol. 25: 1914-1919.

Hydrologische und limnologische Herausforderungen bei der Nachnutzung aufgelassener Kiestagebaue in der Regione del Veneto/Italien

Dieter Leßmann[1], Ingo Haselhuhn[2] & Edzard Hangen[3]

[1] Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus, Postfach 101344, D-03013 Cottbus, E-Mail: lessmann@tu-cottbus.de
[2] Maschmühlenweg 4/270, D-37073 Göttingen, E-Mail: ihaselhuhn@yahoo.de
[3] Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft, BTU Cottbus, Postfach 101344, D-03013 Cottbus,
E-Mail: hangen@tu-cottbus.de

Keywords: Gewässerschutz, Naturschutz, Baggersee, Speichermanagement, Kolmation

Einleitung

In der Regione del Veneto sind in der Provinz Treviso in den letzten Jahrhunderten durch den Abbau von Kies über 300 Tagebaugruben entstanden. Die Kieslagerstätten haben oberhalb des Grundwasserspiegels Mächtigkeiten von über 10 m und erreichen stellenweise Gesamtmächtigkeiten bis zu 150 m. Nach Beendigung des Kiesabbaus werden die Gruben meistens entweder mit Müll verfüllt oder rekultiviert und einer Grünland- und Ackernutzung zugeführt.

Aufgrund des jahreszeitlich sehr unterschiedlichen Wasserdargebots und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung gibt es Bestrebungen, die für die Bewässerung zur Verfügung stehenden Mengen in den Sommermonaten durch die Anlage von Speichern in diesen Gruben zu erhöhen. Zusätzlich sollen die Speicher dem Hochwasserschutz dienen. Das potentiell nutzbare Grubenvolumen aufgelassener Kiestagebaue in der Region liegt bei 77 Mio m³ (CBPSP 2004).

Im vorliegenden Beitrag sollen einige hydrologische und limnologische Aspekte der Nutzbarmachung der aufgelassenen Tagebaue als Speicher aufgezeigt werden, wobei insbesondere das Pilotprojekt „Grube Merotto“ näher betrachtet werden soll.

Probleme des Gewässerschutzes in der Regione del Veneto

Das Veneto gehört zu den Gebieten Europas, in denen die Wasserressourcen einer besonders intensiven Nutzung unterliegen. Die Fließgewässer sind fast vollständig kanalisiert; es gibt zahlreiche Wasserkraftwerke und ein umfangreiches System zur Wasserentnahme für die landwirtschaftliche Bewässerung. Dies hat eine sehr starke Vernetzung zwischen natürlichen Gewässern und künstlich angelegten Kanälen zur Folge. Der Wasserbedarf der Landwirtschaft für die künstliche Bewässerung (rd. 400 m³/s) ist aufgrund der veralteten Bewässerungstechnik mit Überstauung der Felder sehr hoch. Hinzu kommt eine hohe Dichte privater Brunnen mit nicht kontrollierten Wasserentnahmen. Die Auswirkungen auf das Grundwasser zeigen sich u. a. in jahreszeitlichen Schwankungen des Grundwasserspiegels um bis zu 2 m sowie in seiner Absenkung zwischen 1955 und 1995 um stellenweise bis zu 6 m.

Die Situation verschärft sich zusätzlich dadurch, dass im Zuge der globalen Klimaveränderungen in der Regione del Veneto ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur innerhalb der letzten 40 Jahre um 1 °C gemessen wurde. Gleichzeitig hat die Jahresniederschlagsmenge von 1.300 mm auf 1.100 mm abgenommen, wobei die Niederschlagsmengen im Sommer den stärksten Rückgang zeigten.

Neben der sehr intensiven landwirtschaftlichen Nutzung mit künstlicher Bewässerung treten Belastungen durch den jährlichen Kiesabbau von ca. 6 Mio m³ auf. Der Kiesabbau erfolgt neben dem Abbau in offenen Gruben (sowohl oberhalb als auch im Grundwasserleiter) auch im Bett von Flüssen mit Sohlenabsenkungen von bis zu 10 m.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung der ertragreichen Böden der Region in Verbindung mit der guten Wasserdurchlässigkeit des Untergrunds beeinträchtigen die Qualität des Grundwassers, was sich vor allem in erhöhten Nährstoffkonzentrationen (Nitrat: 30 - 60 mg/l) und in Grundwasserverunreinigungen durch coliforme Bakterien aus der Viehhaltung bemerkbar macht.

Pilotprojekt „Grube Merotto“

Bisherige Entwicklung

Die Grube Merotto gehört zur Gemeinde Colle Umberto in der Provinz Treviso der Regione del Veneto. In der Grube wurde bis 1988 Kies abgebaut. Bis auf eine kleine Fläche erfolgte der Abbau ausschließlich oberhalb des Grundwasserleiters bis zu einer Tiefe von maximal 12 m unterhalb des umliegenden Geländes. Nach der Stilllegung wurde die Grube einer landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt.

Heute wird der größte Teil der Fläche für die Grünlandbewirtschaftung genutzt; daneben wird auf einer kleineren Fläche Mais angebaut. In den tiefer gelegenen Bereichen hat sich ein Auenwald entwickelt, der an der tiefsten Stelle in einen Weiher übergeht, der eine maximale Tiefe von rund 1 m hat (Abb. 1). Die im Auenwald dominierende Art ist *Salix alba*. Zum Gewässer übergehend sind verstärkt *Phragmites australis*, direkt am Gewässer vor allem *Typha latifolia* und *Carex elata* zu finden. Die Gewässervegetation dominieren *Myriophyllum spicatum* und *Nasturtium officinalis*. Zur Fauna des Gebietes zählen eine Reihe geschützter Amphibien-, Reptilien- und Vogelarten.

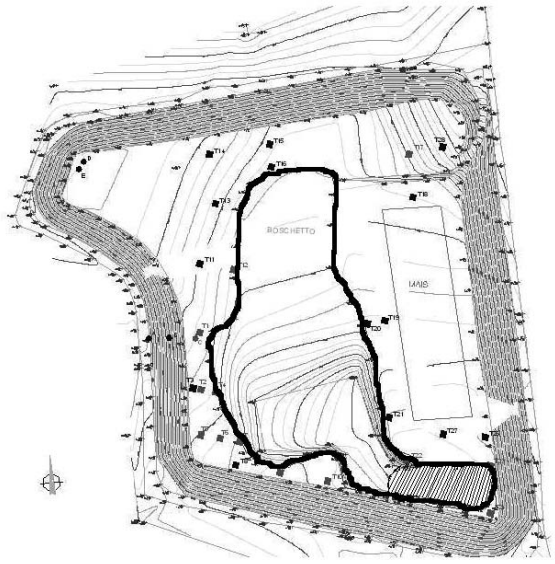


Abb. 1: Topographische Karte der Kiesgrube Merotto. Innerhalb des eingekreisten Bereichs haben sich ein Auenwald und ein Standgewässer (schraffiert) entwickelt (nach CBPSP 2004).

Nutzungsziele

Durch die Nutzung der Kiesgrube als Speicher soll im Rahmen eines Pilotprojektes gezeigt werden, dass hierdurch der Schutz vor Überflutungen verbessert werden kann, die Wasserressourcen für die landwirtschaftliche Bewässerung erweitert werden können und eine Auffüllung des Grundwasserleiters bei gleichzeitiger Verbesserung der Grundwasserqualität durch die Einleitung von Wasser aus dem Fluss Meschio möglich ist.

Der Meschio ist ein Nebenfluss des Livenza, der z. T. über Kanäle aus dem Piave gespeist wird. Sein mittlerer Abfluss beträgt 3 m³/s. Episodisch kann es während Hochwässern zu Überflutungen kommen. Zur Kappung des nur relativ kurzzeitig auftretenden HQ-Scheitels mit Überflutungspotential ist die Ableitung von Wasser in die Grube Merotto geplant. Die Grube weist ein maximal mögliches Speichervolumen von 1 Mio. m³ und eine Fläche von 13 ha auf. Die maximale Tiefe liegt bei 12 m. Das Wasser aus dem Meschio soll über zwei rund 2 km lange Kanäle mit einer Kapazität von zusammen 15 m³/s eingeleitet werden. Die Versickerung von überschüssigem Wasser aus dem Speicher soll die Verbesserung der Grundwasserqualität bewirken.

Planungen

Die Planungen zur Speichererrichtung sehen vor, dass für den Speicher insbesondere die landwirtschaftlich genutzten Flächen herangezogen werden sollen. Aus Naturschutzgründen sollen die Auenwaldbereiche und das Standgewässer im Südteil je nach Planungsvariante teilweise oder sogar fast vollständig außerhalb des Speichers bleiben (Abb. 2). Hierzu ist die Errichtung eines Damms notwendig, der die Grube in zwei Bereiche teilt – den nördlichen Speicherbereich und den südlichen Naturschutz- und Versickerungsbereich. Aus dem Speicher soll bei ausreichender Füllung Wasser in den Versickerungsbereich geleitet werden, das über den dortigen Grundwasseraufschluss direkt dem Grundwasserleiter zugeführt wird. Über den endgültigen Verlauf des Damms in der Grube muss von den zuständigen Naturschutzbehörden befunden werden.

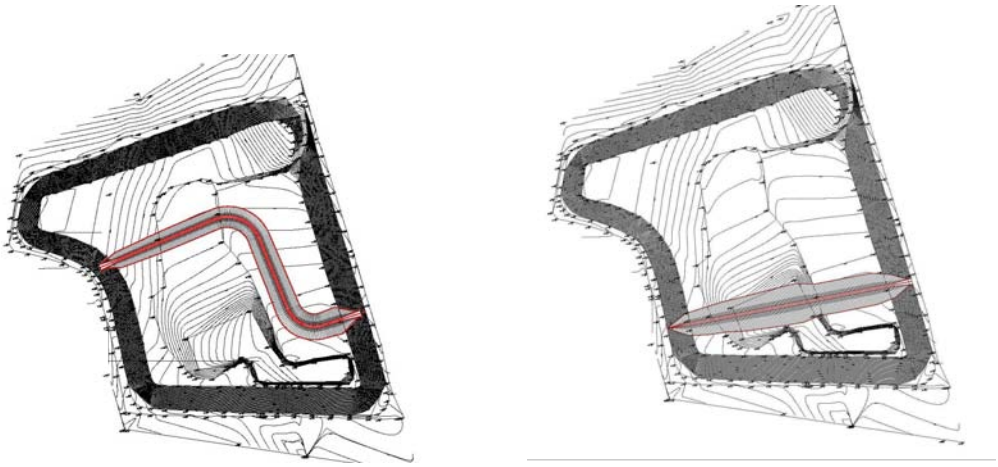


Abb. 2: Zwei Varianten der Abtrennung des Speichers (nördlicher Bereich) vom für den Naturschutz und die Versickerung vorgesehenen Südteil der Grube Merotto durch einen Damm (CBPSP 2004)

Eigenkolmation

Die Eigenabdichtung der Grubensohle durch Sedimentablagerung (Kolmation) temporärer Hochwässer ist ein bislang wenig untersuchtes Phänomen, das durch die zu erwartenden Sedimentationsvorgänge in den 2 km langen Zuleitungskanälen vom Meschio zur Kiesgrube Merotto weiter beein-

trächtigt wird. Darüber hinaus ist bei völliger Entleerung des Speichers eine Austrocknung und Rissbildung der Kolmationsschicht zu erwarten (Schälchli, 1993).

Die Kolmation ist als Reduktion des Porenvolumens und Verfestigung des Gewässerbettes definiert, die zu einer Abnahme der Sohlendurchlässigkeit führt (Gutknecht et al., 1998). Sie ist durch die Ablagerung von Feinpartikeln am Ende der Sedimentationsphase gekennzeichnet (Schälchli, 1993) und ist bei allen Gewässern anzutreffen, deren Sohle durchlässig ist. Kolmation ist besonders in Gewässern mit größerer Wassertiefe und damit verbundener Verringerung der Fließgeschwindigkeit und verstärkter Feinsedimentablagerung wirksam (Gutknecht et al., 1998). Die Eigenverdichtung in Stauhaltungen ist vorwiegend durch Ablagerung äußerer Kolmationsschichten an der Sohle geprägt (Schälchli, 1993). Eine innere Kolmation, d.h. die Verstopfung des Porenraums mit Feinsedimenten, wird bei einer Stauhaltung mit Schwall- und Sunkbetrieb (Wechsel von Wasseraufstau und Wasserablass) verstärkt (BUWAL, 2003). Biologische Faktoren wie Biofilmbildung, Besiedlung der Partikel durch Bakterien und Auftreten von Algen haben Auswirkungen auf die Ablagerung, Verfestigung, Stabilisierung und die Durchlässigkeit von Sedimenten (Gutknecht et al., 1998).

Für 29 Kolmationsversuche in einer Versuchsrinne mit verschiedenen Sedimentschüttungen ermittelte Schälchli (1993) eine empirische Abhängigkeit der Entwicklung des Sickerwasserabflusses mit der Zeit von maßgebenden Einflussgrößen. Für die Berechnung der Sohlensickerung der Grube Merotto wurde diese Kolmationsgleichung unter vorgegebenen und abgeleiteten Eingangparametern herangezogen.

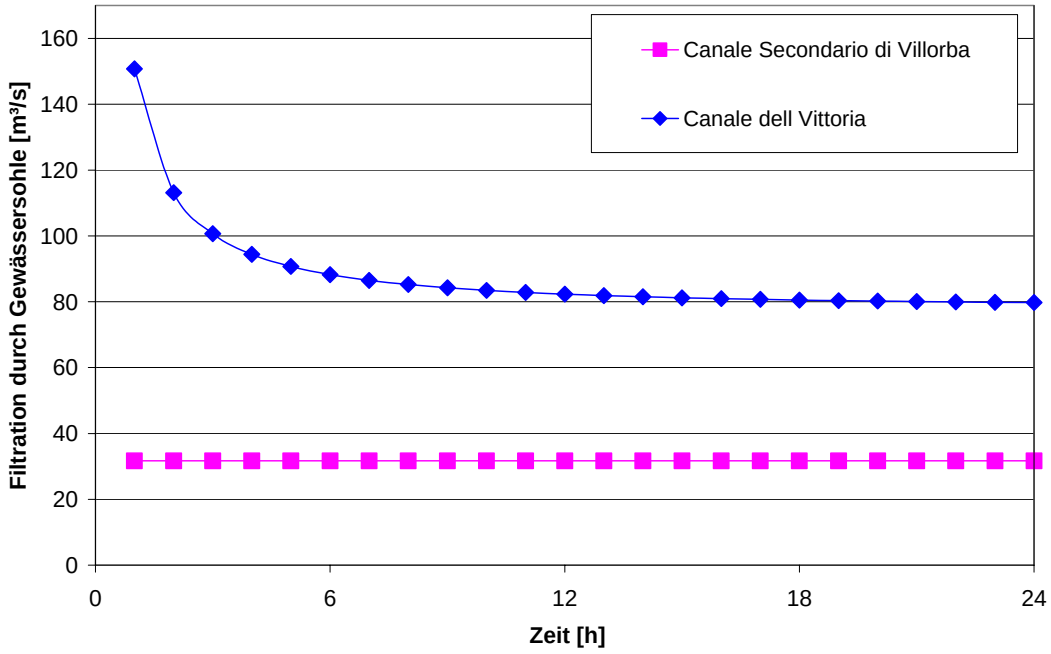


Abb. 3: Zeitverlauf der Filtrationsentwicklung durch die Sohle der Grube Merotto bei Zuführung von Flutungswasser mit unterschiedlicher Sedimentkonzentration

Die unterschiedlichen Sedimentkonzentrationen zweier in Frage kommender Zuführungskanäle resultieren in verschiedenen Sickerungsverläufen (Abb. 3). Während infolge der höheren Sedimentkonzentration des Canale Secondario di Villorba die Sohlendurchlässigkeit der Grube Merotto bereits vom Beginn an einen gleich bleibend niedrigen Wert annimmt, ist im Falle einer Flutung mit Wasser des sedimentärmeren Canale dell Vittoria eine kontinuierliche Abnahme der Sohlenfiltration zu beobachten, die sich nach 24 Stunden etwa einem Wert von 80 m³/s annähert (Abb. 3).

In diesen Berechnungen kommt die hohe Wasserdurchlässigkeit des Untergrunds zum Ausdruck (K_f = 4,48 x 10^{-3} cm/s). Die Kurvenverläufe machen gleichzeitig die Schwierigkeiten des Erreichens einer für eine Speichernutzung ausreichenden Eigenkolmation deutlich.

Wasserqualitätsentwicklung

Ein Hauptproblem der Wasserqualität in Speichern stellen die Eutrophierung und die damit verbundene Belastungen des Sauerstoffhaushalts dar. Bereits nach der Erstflutung können Nährstoffe in erheblichem Maße durch die Zersetzung von organischem Material im Speicherboden freigesetzt werden und hohe Sauerstoffzehrungen in Abhängigkeit von der vorherigen Bodennutzung auftreten. Die Sauerstoffzehrung beträgt dabei im dritten Jahr noch etwa die Hälfte, im fünften Jahr ein Viertel der Anfangszehrung (Peukert, 1970).

Im mediterranen Bereich unterliegen mindestens 90 % des in Speichern gesammelten Wassers dem Verbrauch, der Verdunstung oder der Versickerung (Harris & Baxter, 1996). Dem Trockenfallen des Seebodens kann eine Makrophyten-Massenentwicklungen folgen. Bei Wiederüberflutung sind ebenfalls Sauerstoffzehrung und Nährstofffreisetzungen zu beobachten (Kleeberg & Heidenreich, 2004).

Die Wasserqualität im Speicher Merotto dürfte vor allem von den Nährstoffbelastungen des aus dem Meschio zugeführten Wassers bestimmt werden. Die Qualität des Meschio-Wassers ist als sehr gut einzuschätzen. Dies kommt neben den niedrigen Nährstoffkonzentrationen (Nitrat: 6 mg/l) auch in der Makrozoobenthos-Besiedlung zum Ausdruck. Wasseranalysen für Hochwasserereignisse liegen bisher jedoch nur in unzureichendem Umfang vor.

Danksagung

Das Pilotprojekt „Grube Merotto“ einschließlich begleitender Untersuchungen wird von der Europäischen Union im Rahmen des Interreg IIIB CADSES-Projektes REKULA gefördert (Projektleitung: IBA Fürst-Pückler-Land GmbH). Informationen, Daten, Lagepläne und Karten zum Veneto und zur Grube Merotto wurden von der Verwaltung der Regione del Veneto und vom Consorzio di Bonifica Pedemontano Sinistra Piave zur Verfügung gestellt. Wir bedanken uns insbesondere bei Ing. Vincenzo Artico für die großzügige Unterstützung.

Literatur

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (2003): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Mitt. zur Fischerei 75: 112 S.

CBPSP (Consorzio di Bonifica Pedemontano Sinistra Piave) (2004): Planungsunterlagen zur Errichtung eines Wasserspeichers in der Grube Merotto, Regione del Veneto (unveröff.).

Gutknecht, D., Blaschke, A. P., Sengschmitt, D., Steiner, K. H. (1998): Kolmationsvorgänge in Flussstauhaltungen – Konzeptionen und Beobachtungen. Österr. Ingenieur- u. Architektenzeitschrift 143: 21-32.

Harris, G. P., Baxter, G. (1996): Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. Freshwater Biology 35: 545-560.

Kleeberg, A., Heidenreich, M. (2004): Release of nitrogen and phosphorus from macrophyte stands of summer dried out sediments of a eutrophic reservoir. Arch. Hydrobiol. 159: 115-136.

Peukert, V. (1970): Untersuchungen über den Einfluß von überstauten Flächen auf die Wasserqualität von Talsperren. Fortschr. Wasserchemie 12: 66-93.

Schälchli, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässern: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Mitt. der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie u. Glaziologie der ETH Zürich 124: 273 S.

Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch den Eintrag von Huminstoffen aus bewaldeten Einzugsgebieten in Trinkwassertalsperren und deren Auswirkung auf die Trinkwasseraufbereitung

Karin Freier [1], Ralf Sudbrack [1], Anke Heiser [2], Dr. Karsten Grunewald [3], Cornelia Wolf [4]

[1] Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bahnhofstraße 14, D-01796 Pirna, karin.freier@ltv.smul.sachsen.de, ralf.sudbrack@ltv.smul.sachsen.de; [2] Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Muldenstraße, D-08318 Neidhardtsthal, anke.heiser@ltv.smul.sachsen.de; [3] TU Dresden, Institut für Geographie, D-01062 Dresden, kg3@rcs.urz.tu-dresden.de; [4] TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, D-01062 Dresden, C.Wolf@mailbox.tu-dresden.de

Keywords: Einzugsgebiet Talsperre Carlsfeld, Huminstoffe, SAK 254, Moore, Trinkwasseraufbereitung

Einleitung

Seit Mitte der 90er Jahre wird in einigen durch die Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen bewirtschafteten Talsperren des Erzgebirges ein Anstieg der Huminstoffkonzentrationen beobachtet (Pütz, 2000; Grunewald et al., 2003 a; Sudbrack, 2004). Da die Veränderung der Wasserbeschaffenheit insbesondere bei Trinkwassertalsperren Auswirkungen auf den Aufbereitungsprozess im Wasserwerk und die Trinkwasserverteilung hat, müssen potenzielle Ursachen ermittelt werden, um den Trend dieser Entwicklung abschätzen zu können. Am Beispiel der Trinkwassertalsperre Carlsfeld sollen eine einzelfallbezogene Betrachtung der Veränderung der Wasserbeschaffenheit vorgenommen und mögliche Ursachen und Zusammenhänge eruiert werden. Nutzungskonflikte werden aufgezeigt.

Untersuchungsgebiet

Die Talsperre Carlsfeld befindet sich am Erzgebirgskamm unmittelbar an der Grenze zur Tschechischen Republik und ist mit einem Stauspiegel von 903,5 m ü. NN bei Vollstau die höchstgelegene Trinkwassertalsperre Deutschlands. Das Rohwasser wird in dem unterhalb der Talsperrenmauer gelegenen und durch den Zweckverband Fernwasser Südsachsen betriebenen Wasserwerk zu Trinkwasser aufbereitet und versorgt ca. 34.000 Einwohner der Region. Neben der Nutzung für Trinkwasser dient die Talsperre dem Hochwasserschutz. Der Stauinhalt bei Stauziel beträgt 2,8 Mio. m³, die mittlere Verweilzeit 200 Tage. Das Einzugsgebiet wird durch 80,5 % Waldanteil geprägt, der Waldanteil besteht wiederum zu 4,6 % aus intakten Mooren und zu 45,5 % aus potenziellen Moorflächen. Das Gewässer zeigt pH-Werte um 4,5 und kann als dystroph eingestuft werden.

Die Talsperre wird vorrangig von drei Zuflüssen gespeist, dem Bach von Ost, dem Bach von Südost und dem Hauptzufluss Wilzsch. Im Einzugsgebiet der Wilzsch befinden sich die Hochmoore „Hochmoor Kranichsee“, „Kiebickenmoor“ und „Große Säure“. Das Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld wird durch zahlreiche Grabensysteme geprägt, die früher zur Entwässerung der Flächen zwecks Nutzung zum Torfabbau bzw. Waldbau dienten.

Veränderung der Wasserbeschaffenheit (organische Inhaltsstoffe) in den letzten 10 Jahren

Als Indikator für die Änderung der organischen Inhaltsstoffe dienen der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK 254) und bei 436 nm (Färbung, SAK 436) sowie die Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC). Die Daten wurden im Rahmen der routinemäßigen Untersuchungen der Landestalsperrenverwaltung erhoben und stellen Einzelmesswerte dar.

Da die Talsperrenmauer im Zeitraum 1997 bis 2000 saniert und die Talsperre baubedingt für über 2 Jahre vollständig entleert wurde, muss der Verlauf der Änderung der organischen Inhaltsstoffe anhand der SAK 254, SAK 436 und DOC-Werte des Hauptzulaufes Wilzsch betrachtet werden (s. Abbildung 1, Abbildung 2). Der SAK 254 zeigt im Mittel einen deutlichen Anstieg von ca. 30 m^{-1} ^{1} im Jahr 1993 auf 50 m^{-1} im Jahr 2004, die Färbung einen Anstieg von zwei Färbungseinheiten m^{-1}. Im gleichen Zeitraum konnte ein Anstieg des SAK 254 und SAK 436 im Bach von Ost und Bach von Südost nachgewiesen werden. Auch in einem leichten Anstieg des gelösten organischen Kohlenstoffes spiegelt sich der Anstieg der Huminstoffkonzentrationen in den letzten 10 Jahren wider (s. Abb. 2).

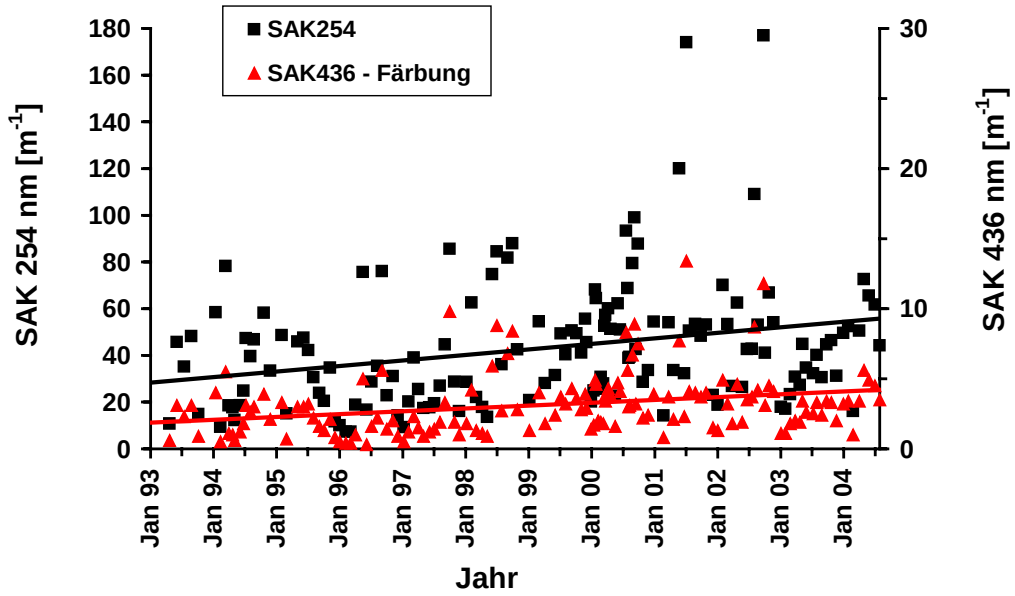


Abb. 1: Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK) bei 254 nm und 436 nm im Hauptzulauf Wilzsch zur TS Carlsfeld

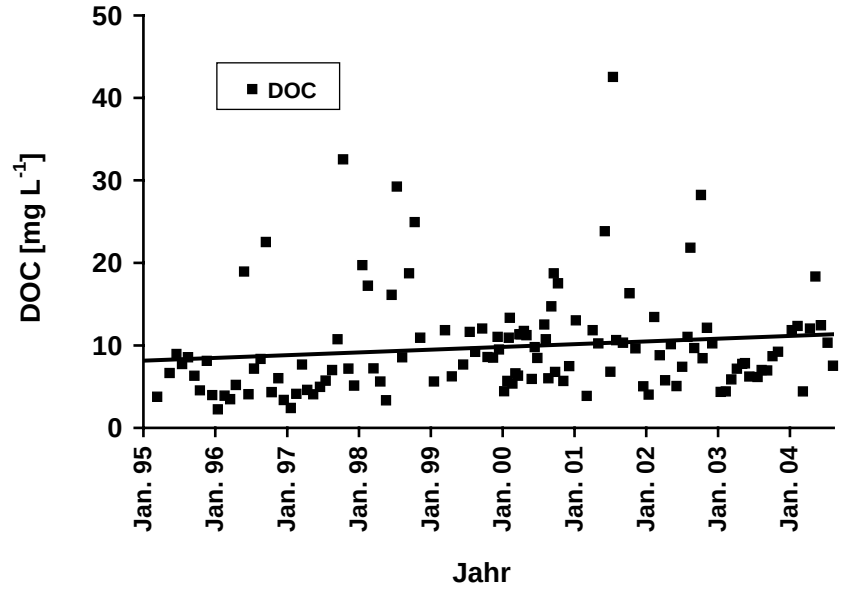
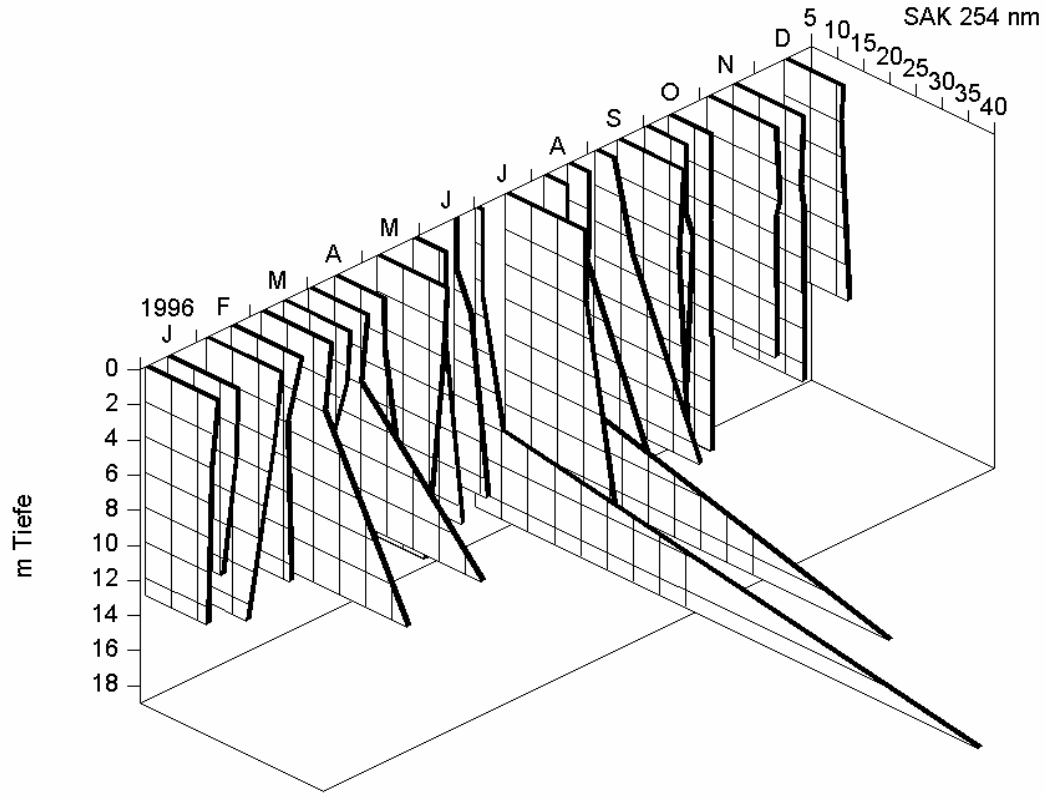


Abb. 2: DOC im Hauptzulauf Wilzsch zur TS Carlsfeld

Die Auswirkung der erhöhten Huminstoffkonzentrationen der Zuflüsse auf die Wasserbeschaffenheit der Talsperre Carlsfeld vor Sanierung der Staumauer (d. h. vor Abstau, 1997) und nach Wiedereinstau der Talsperre (Ende 1999) wird in den Abbildungen 3 und 4 deutlich.



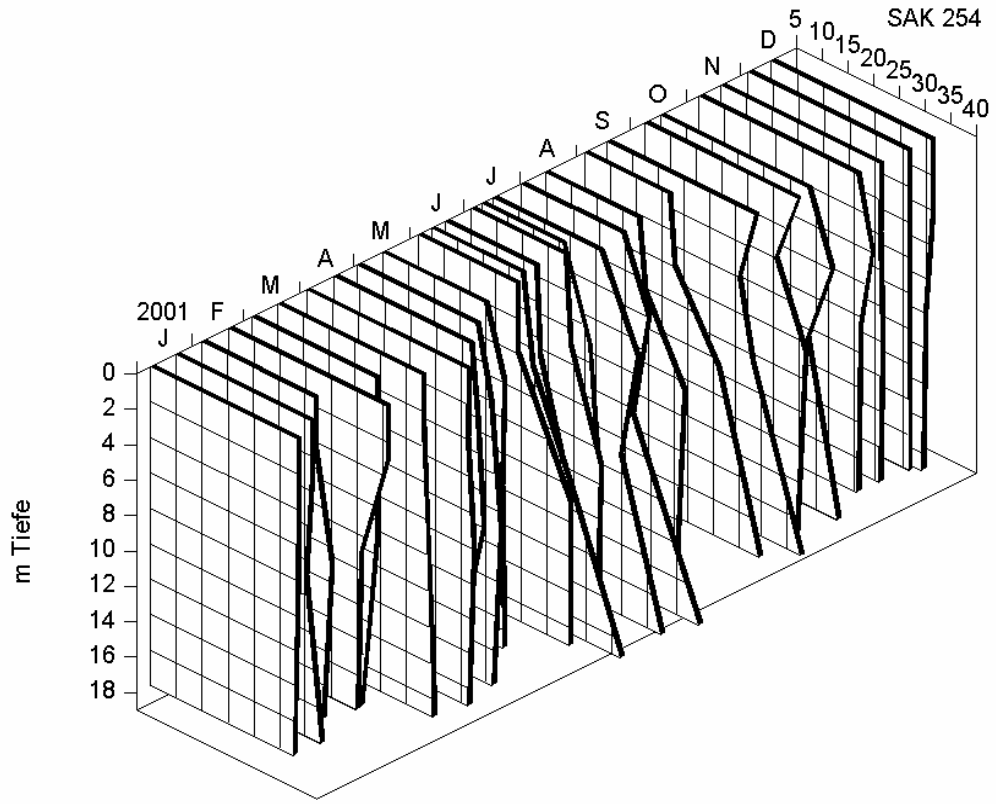


Abb. 3 (oben) und Abb. 4 (unten): Tiefenprofil des SAK 254 in der Talsperre Carlsfeld 1996 (oben) und 2001 (unten)

Nach dem Wiedereinstau der Talsperre zeigen die SAK 254-Werte über das ganze Jahr in allen Tiefenschichten einen deutlichen Anstieg.

Betrachtung der möglichen Ursachen

Um mögliche Ursachen für die Veränderungen der Wasserbeschaffenheit ausmachen zu können, bedarf es der Betrachtung der vorausgegangenen Veränderungen im Einzugsgebiet bzw. überregionaler Einflussfaktoren. Zur Sammlung der vorhandenen Informationen wurde durch die Landestalsperrenverwaltung eine Studie in Auftrag gegeben (Wolf, 2003). Daneben läuft zur Problematik ein großes bilaterales Forschungsvorhaben, in das die Landestalsperrenverwaltung als Praxispartner eingebunden ist (Grunewald et al., 2003 b; DVGW-Technologiezentrum Wasser, 2003).

Viele in der Literatur beschriebene Ursachen für beobachtete DOC-Einträge in Oberflächengewässer sind Einzelfallbetrachtungen, die nicht ohne weiteres auf das Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld übertragen werden können. So können durch klimatische und witterungsabhängige Parameter verursachte Huminstoffeinträge, wie der in der Literatur beschriebene globale Temperaturanstieg bzw. die regionale Häufung von Starkregenereignissen (Steinberg, 2003), nicht direkt für die Talsperre Carlsfeld nachgewiesen werden. Eine Zunahme feuchter und warmer Witterungsphasen in Kombination mit häufigeren Starkregenereignissen ist laut „Klimastudie für Sachsen“ für das Erzgebirge in den letzten 50 Jahren nachgewiesen worden (Bernhofer und Goldberg, 2001). Dass die Temperatur auch in Talsperrensystemen des Erzgebirges eine Ursache für erhöhte Huminstoffeinträge darstellen kann, haben Grunewald et al. (2003 a) an der Talsperre Muldenberg am Beispiel mehrjähriger Messungen (1993-2000) gezeigt. Der SAK 254 zeigte hier die höchsten Werte, wenn neben der Temperatur auch der pH-Wert des Wassers im Zulauf erhöht war. War nur einer der Faktoren erhöht, sank der Einfluss auf den SAK 254. Neben der Temperatur ist danach der pH-Wert des Bodens ein bestimmender Faktor für Verlagerungs- und Umwandlungsprozesse im Boden. Von einer Veränderung des Boden-pH-Wertes im Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld kann aufgrund der sinkenden atmosphärischen Stoffeinträge (starker Rückgang der Schwefeldioxidimmission seit 1992 von 120 g/m³ SO_2 auf ca. 5 g/m³ in 2001 an der Station Annaberg im Westerzgebirge, Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie) und langjährigen Kalkungsmaßnahmen im Forst ausgegangen werden. Im Hauptzulauf der Talsperre Carlsfeld äußerte sich dies in einem Anstieg des pH-Wertes von im Mittel 3,8 im Jahr 1980 auf im Mittel 4,5 im Jahr 2002. Auch im Zufluss der benachbarten Talsperre Sosa wurde ein ähnlich verlaufender Trend des pH-Wert-Anstieges beobachtet. Es kann die Hypothese formuliert werden, dass durch den steigenden pH-Wert im Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld verstärkt mikrobielle Abbauprozesse im Boden stattfinden, die Material bereitstellen, das insbesondere bei Starkregenereignissen zu einem erhöhten Austrag von Huminstoffen in die Oberflächengewässer führen kann.

Untersuchungen von Grunewald et al. (2003 a, b) an Talsperren im Erzgebirge zeigten, dass ein enger direkter Zusammenhang zwischen der Intensität der Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer und dem Flächenanteil organischer Nassstandorte im Einzugsgebiet besteht. Auch Steinberg, Sachse und Gelbrecht (2001) gehen davon aus, dass das terrestrische Einzugsgebiet die wichtigste Quelle für den DOC im Gewässer darstellt. Dabei sind besonders hohe Kohlenstoffanteile bzw. Huminstoffgehalte in Mooren zu verzeichnen (Succow und Jeschke, 1986).

Eine wichtige Rolle für die Freisetzung der Huminstoffe aus den Mooren und Anmooren scheint die Behandlung der großflächig angelegten forstlichen Bewirtschaftungsgräben zu spielen. Die Mitte des 19. Jahrhunderts angelegten Grabensysteme werden im Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld seit Beginn der 90iger Jahre des 20. Jahrhunderts nicht mehr beräumt und verlanden seither zuneh-

mend. Dies führt zur Wiedervernässung der einst entwässerten Moorstandorte und zur erhöhten Aufenthaltszeit des Wassers in den moorigen Bodenschichten. Eine Anreicherung des Wassers mit Huminstoffen kann die Folge sein (Grunewald et al., 2002). Diese Hypothese bedarf jedoch noch weiterer Untersuchungen, um die komplexen Prozesse im Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld zu verstehen.

Auswirkungen steigender Huminstoffgehalte im Rohwasser auf die Wasserversorgung

Zur Entfernung der vorrangig höhermolekularen Huminstoffe durch Flockung und Filtration ist ein erhöhter Einsatz von Flockungs- und Flockungshilfsmitteln erforderlich. Dies führt neben einer Verkürzung der Filterlaufzeiten auch zu einem erhöhten Schlammanfall und damit steigenden Betriebs- und Entsorgungskosten. Da insbesondere niedermolekulare Huminstoffe schwerer zu flocken sind, steigt deren Konzentration im aufbereiteten Wasser an. Ein verstärkter Einsatz von Desinfektionsmitteln aufgrund der höheren Zehrung und ein erhöhtes Wiederverkeimungspotenzial im Versorgungsnetz sind die Folge. Zusätzlich steigt die Gefahr der Trihalogenmethan-Bildung in Konzentrationen über den Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Eine kostenintensive Anpassung der Aufbereitungstechnologie an eine erhöhte Huminstoffbelastung des Rohwassers wird daher erforderlich. Der Kostenaufwand kann im Extremfall zur Frage nach der Wirtschaftlichkeit einer Trinkwasseraufbereitung führen. Im Falle der Talsperre Carlsfeld ist dies besonders kritisch zu betrachten, da die Talsperre und parallel das Wasserwerk erst vor wenigen Jahren saniert wurden. Zur notwendigen Anpassung im Wasserwerk Carlsfeld wurden in diesem Jahr kleintechnische Untersuchungen durchgeführt und eine wirtschaftliche Vorzugslösung vorgeschlagen (Wolf, 2004).

Nutzungskonflikte im Einzugsgebiet

Der Schutz der Moore des Landes Sachsen ist zu einer wichtigen Aufgabe des Naturschutzes geworden, da ihr Bestand als stark dezimiert und gefährdet eingeschätzt werden kann. Aus naturschutzfachlicher Sicht besteht das Ziel, einen Teil der für den effektiven Waldbau ungeeigneten Flächen zu regenerieren. Die flächenhafte Zusammenlegung der bestehenden Naturschutzgebiete „Großer Kranichsee“ und „Hochmoor Weitersglashütte“ durch eine Verordnung befindet sich zur Zeit in Planung. Die Revitalisierung der ehemaligen Moorstandorte soll durch eine aktive Wiedervernässung (Grabenverbau) erfolgen. Von der Zusammenlegung der beiden Naturschutzgebiete wäre ein Großteil des Einzugsgebietes der Talsperre Carlsfeld betroffen. Seitens der Wasserversorger wird befürchtet, dass dadurch in den nächsten Jahren der ansteigende Trend der Huminstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet in die Talsperre Carlsfeld verstärkt werden könnte und somit Kostensteigerungen in der Trinkwasseraufbereitung unumgänglich werden.

Ausblick

Gemeinsame Begehungen des Einzugsgebietes mit allen Betroffenen zur Sicherung der Kernzonen der Naturschutzgebiete haben gezeigt, dass ein gegenseitiger Austausch von Argumenten und Erfahrungen zu einer Entschärfung des Konfliktes führen kann. Laufende Forschungsvorhaben sollen zur Klärung der Problematik und zur Ausarbeitung von Handlungsempfehlungen für eine konsensfähige Bewirtschaftung des Einzugsgebietes der Talsperre Carlsfeld beitragen.

Literatur

Bernhofer, C., Goldberg, V. (2001): CLISAX – Statistische Untersuchungen regionaler Klimatrends in Sachsen („Klimastudie für Sachsen“). Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Dresden. 123 S.

DVGW-Technologiezentrum Wasser, Außenstelle Dresden (2003, unveröffentlicht): Zwischenbericht zum Verbundprojekt „Bilaterale Untersuchungen und modellgestützte Prognosen von Huminstoffeinträgen in Oberflächengewässer aufgrund veränderter Ökosystemzustände in Mittelgebirgsregionen und deren Relevanz für die Trinkwasserproduktion“ – Teilprojekt 1: Erfassung und Relevanz der Huminstoff-einträge für die Trinkwasserproduktion (01.05.2001-31.12.2004).

Grunewald, K., Böhm, A. K., Scheithauer, J., Gebel, M. (2002): Analyse der Auswirkungen regulierender Eingriffe in den Wasser- und Stoffhaushalt von Moor-Anmoor-Komplexen im Erzgebirge am Beispiel des Einzugsgebietes der Trinkwassertalsperre Carlsfeld. Zwischenbericht im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen.

Grunewald, K., Korth, A., Scheithauer, J., Schmidt, W. (2003 a): Verstärkte Huminstoffeinträge in Trinkwasserspeicher zentraleuropäischer Mittelgebirge. Wasser & Boden 55/4, S. 47-51.

Grunewald et al. (2003 b, unveröffentlicht): Zwischenbericht zum Verbundprojekt „Bilaterale Untersuchungen und modellgestützte Prognosen von Huminstoffeinträgen in Oberflächengewässer aufgrund veränderter Ökosystemzustände in Mittelgebirgsregionen und deren Relevanz für die Trinkwasserproduktion“ – Teilprojekt 2 – Huminstoffeinträge (01.05.2001-31.12.2005).

Pütz, K. (2000): Integrierte Wasserbewirtschaftung von Trinkwassertalsperren – Integration von Wassermenge und Wassergüte, ATT-Schriftenreihe, Bewirtschaftung und Schutz der Trinkwassertalsperren, Güte und Aufbereitung von Talsperrenwasser, Technisch-wissenschaftliches Symposium zum 30-jährigen Bestehen der ATT.

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Jahresberichte zur Immissionssituation im Freistaat Sachsen

Steinberg C., Sachse, A., Gelbrecht, J. (2001): Gelöste Huminstoffe – Teil III: Geochemische Verbindung von Land und Gewässer. Wasser & Boden 54/1+2. S. 71-76.

Steinberg, C.E.W. (2003): Ecology of Humic Substances in Freshwaters. Determinants from Geochemistry to Ecological Niches. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.

Succow, M., Jeschke, L. (1986): Moore in der Landschaft. Entstehung, Haushalt, Lebewelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. Urania-Verlag Leipzig Jena Berlin. Zitiert in Grunewald (2002)

Sudbrack, R. (2004): Anforderungen an die Rohwasserqualität aus Waldgebieten. Forst und Holz 59/10, S. 484-488.

Wolf, C. (2003, unveröffentlicht): Trends in der Rohwasserbeschaffenheit von dystrophen Trinkwassertalsperren und Auswirkungen auf die Wasseraufbereitung am Beispiel der Talsperre Carlsfeld sowie Möglichkeiten der Beeinflussung. 1. Zwischenbericht im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen.

Wolf, C. (2004, unveröffentlicht): Trends in der Rohwasserbeschaffenheit von dystrophen Trinkwassertalsperren und Auswirkungen auf die Wasseraufbereitung am Beispiel der Talsperre Carlsfeld sowie Möglichkeiten der Beeinflussung. 2. Zwischenbericht im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen.

QUELLEN UND GRUNDWASSER

MARTIN, P.: Tieflandquellen: vergessene Lebensräume? – Ein Beitrag zur aktuellen und zukünftig wünschenswerten Bearbeitung

BALTES, B., FUMETTI, S. VON, KÜRY, D., CONTESSE, E., BUTSCHER, C., HUGGENBERGER, P., SUTER, D., LEIMGRUBER W. & NAGEL, P.: Basel entdeckt seine Quellen

SCHINDLER, H.: Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf Struktur und Makrozoobenthos von Quellen in Rheinland-Pfalz

DIEDERICHS, S. & HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen

BERKHOFF, S. & HAHN, H. J.: Grundwasserfauna in Korea I: Entwicklung regionaler Leitbilder für die Grundwasserfauna Koreas – Methoden und erste Ergebnisse

BORK, J. & HAHN, H. J.: Grundwasserfauna in Korea II: Die zeit-räumliche Verteilung der Stygofauna im Bereich von Uferfiltrationsanlagen des Nakdong / Korea unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen – Methoden und erste Ergebnisse

Tieflandquellen: vergessene Lebensräume? – Ein Beitrag zur aktuellen und zukünftig wünschenswerten Bearbeitung

Peter Martin

Christian-Albrechts-Universität, Zoologisches Institut, Abteilung für Tierökologie, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, Tel. 0431/880-4148, Fax: 0431/880-2403, E-Mail: pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Quellen, Tiefland, Schleswig-Holstein, krenobiont, Makrozoobenthos, Hydrachnidia

Einleitung

Quellen sind ganz besondere Lebensräume, die den tierischen Besiedlern eine Anpassung v.a. an eine weitgehende Stenothermie abverlangt. Sie sind oft nur kleinräumig ausgebildet und werden in der Landschaft leicht übersehen, so dass in weiten Teilen Europas sehr viele dieser Habitate in der Vergangenheit zerstört wurden und auch weiterhin zerstört werden. Quellen sind aber gerade auch vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie besonders interessante Lebensräume, da sie Austrittsorte von Grundwasser sind und in den meisten Fällen die Anfänge der Fließgewässer darstellen. Sie sind somit in besonderer Weise zur Indikation der Wasserqualität geeignet.

Im Folgenden soll ein kurzer Überblick über die historische Erforschung der Quellen in Mitteleuropa insgesamt gegeben werden, der selbstverständlich keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben kann. Anschließend wird auf die historische Bearbeitung der Tieflandquellen eingegangen und abschließend einige aktuelle Aktivitäten in Schleswig-Holstein vorgestellt.

Schlaglichter der Quellerforschung

Die Quellforschung in Mitteleuropa bzw. Deutschland hatte ihre Ursprünge Anfang des 20. Jahrhunderts zum einen im Voralpen- und Alpengebiet (Steinmann 1908, Bornhauser 1912) und zum anderen etwa gleichzeitig durch August Thienemann auf Rügen (Thienemann 1907) und etwas später auch im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins (Thienemann 1922).

Insgesamt geschah in Deutschland anschließend relativ wenig an umfassenden Quelluntersuchungen. Einzelne größere Arbeiten zur Längszonierung der Fließgewässer, wie z.B. von Beyer (1932) in den Baumbergen oder von Dittmar (1955) im Sauerland, haben jedoch auch die Quellregionen mit betrachtet. Andere Autoren beschäftigten sich zudem mit einzelnen Tiergruppen aus Quellen, z.B. Schwoerbel (1959) mit den Wassermilben. Erst 1992 brachte die Gründung der Gesellschaft für Quellökologie und Quellschutz (GfQ) den Quellschutz in Deutschland entscheidend voran. Durch die GfQ wurden konzeptionellen Überlegungen für einen flächendeckenden Quellschutz v.a. in Nordrhein-Westfalen entwickelt. Diese Bemühungen mündeten in einem sehr differenzierten Bewertungsverfahren sowohl des Umfeldes, des Chemismus sowie der Fauna und Flora der Quellen (z.B. Hinterlang 1993, Andree et al. 1995, 1996, Fischer 1996). Auch die einzige Zeitschrift für Quellökologie, die bis 1999 erschienene „Crunoecia“, stammt aus diesem Umfeld. Das nordrhein-westfälische System stellt auch die Basis des z.Zt. vermutlich umfassendsten aktuellen Projektes

zum Quellschutz in der Bundesrepublik dar, den Arbeiten in Bayern (z.B. Hotzy & Roemheld 2003a, b, c, Projektgruppe Aktionsprogramm Quellen 2004). Ein anderes interessantes Beispiel zum einem zur Quellerfassung, aber auch zu einem Langzeit-Monitoring wird im Nationalpark Berchtesgaden durchgeführt (Gerecke et al. 2002). Weitere umfassende Bemühungen zur Erfassung der unterschiedlichen Quelltypen sowie ihrer charakteristischen Besiedler erfolgen z.B. auch in Rheinland-Pfalz (Hahn 2000, Schindler 2000).

Hingewiesen sei an dieser Stelle auch auf den noch jungen Arbeitskreis „Lebensraum Grundwasser" der DGL, in dem in der Arbeitsgruppe „Quellen" ein Forum zum Informationsaustausch von an Quellen interessierten Personen existiert.

Quellforschung im Tiefland

In Brandenburg hatte sich einige Zeit lang der Verein für Natur und Umwelt „Adonishänge" mit dem Thema Quellen beschäftigt (Krüger 1995, 1996). Dort erfolgte auf Grundlage einer durch die GfQ auf Brandenburg zugeschnittenen Version des Quellerfassungsbogen und der Quellkartieranleitung eine Erfassung von Quellen in großem Maßstab. Dabei wurden über 1000 Quellbereiche kartiert und exemplarisch auch einige der Quellen faunistisch bearbeitet. Eine Auswertung dieser sehr reichen Datenbasis z.B. zu einem Quelltypenkatalog oder einem Bewertungsverfahren für die Quellen Brandenburgs war bisher jedoch aus finanziellen Gründen nicht möglich (Dr. K. Krüger, Frankfurt/Oder, pers. Mitt.). Aus anderen Tiefland-Bundesländern gibt es bisher keine übergreifenden Bemühungen für einen landesweiten Quellschutz.

August Thienemann war bereits sehr früh an Quellen auf Rügen aktiv (Thienemann 1907, 1926). Der Schwerpunkt seiner Untersuchungen waren dort die Quellen des heutigen Nationalparks Jasmund, wo er auch elementare Untersuchungen zu einer Typologie der Quellen durchführte. Teilweise parallel dazu hat er sich mit Quellen in Schleswig-Holstein beschäftigt, vorwiegend mit Seeuferquellen im Östlichen Hügelland (Thienemann 1922, 1923, 1926). An einigen Tiergruppen dieser Quellen arbeitete er selbst, manche wurden jedoch auch von anderen Spezialisten bearbeitet (z.B. K. Viets 1923). Zu dieser Zeit gehörten diese Quellen sicherlich zu den faunistisch am breitesten untersuchten Quellen überhaupt. Später sind Tieflandquellen nur noch von einigen Experten auf bestimmte Tiergruppen hin untersucht worden (z.B. Thienemann 1949), jedoch lange nicht mehr so umfassend wie zu den Anfangszeiten.

Bereits früh wurde in den historischen Untersuchungen offensichtlich, dass die Sumpfquelle (Helokrene) in Schleswig-Holstein der verbreitetste Quelltyp ist, besonders an den damals fast ausschließlich untersuchten Quellen der Seeufer. Bereits in den alten Arbeiten wurde zudem deutlich, dass auch in den Tieflandquellen die Fauna unterschiedlich starke Bindungen an die Quellen aufwies. So wurden bereits damals ausschließliche Quellbewohner (Krenobionte), solche mit einer gewissen Präferenz für Quellen (Krenophile) und solche unterschieden, die nur als Zufallsgäste in diesem Lebensraum zu finden sind (Krenoxene). Zudem wurde bereits damals klar, dass auch in Tieflandquellen z.B. unter den Trichopteren viele krenobionte Vertreter zu finden waren, jedoch beispielsweise unter den Plecopteren oder den Käfern relativ wenige Quellspezialisten.

Erst 1976 wurden im Rahmen zweier unpublizierter Diplomarbeiten (Kohmann 1976, Schmidt 1976) Folgeuntersuchungen an den „Thienemannschen Quellen" durchgeführt. Auch dort wurden wieder ausschließlich Quellen im Östlichen Hügelland bearbeitet. Daher stellte ein gleichfalls weitgehend unpubliziertes Gutachten einen weiteren Meilenstein in der Bearbeitung schleswig-holsteinischer Quellen dar (Thomes 1993), da hier erstmals Quellen in der altglazialen Geest untersucht wurden. In dieser ausführlichen Arbeit wurden aus 9 Quellen fast 270 Arten nachgewiesen.

Aktuelle Aktivitäten in Schleswig-Holstein

An der Kieler Universität wurden in jüngerer Zeit im Zoologischen Institut die Quellen als interessante Forschungsobjekte wiederentdeckt. In einer ersten Examensarbeit erfolgte eine erneute Untersuchung von Quellen am Dieksee und Kellersee, wobei zwei von der Fauna her besonders interessante Quellen im Mittelpunkt standen (Iven 2004). Es konnten im wesentlichen die damals bereits nachgewiesenen Charakterarten für diese Quellen ermittelt werden. Während einer Semesterarbeit wurde untersucht, ob eine Quellbindung der Organismen auch bei den Tieflandquellen durch getrennte Probenahmen im Eu- und Hypokrenal nachgewiesen werden kann, wie es z.B. für alpine Quellen bereits geschah. In einer noch andauernden Diplomarbeit schließlich wird versucht, Charakterarten für Quellen mit mehr oder wenige „reinem“ Quelltypus Rheo-, Limno- und Helokrene für Tieflandquellen ausfindig zu machen.

Das Landesamt für Natur und Umwelt hat ebenfalls wieder begonnen, Aktivitäten zu unterstützen, die zu einem verstärkten Quellschutz in Schleswig-Holstein führen. So wurde eine Literaturstudie über Quellen allgemein und über Tieflandquellen im speziellen durchgeführt (Martin 2004). In einem weiteren Projekt wurden schrotschussartig mehr als 170 quer über Schleswig-Holstein verteilte Quellen untersucht, und zwar im wesentlichen hinsichtlich der abiotischen Parameter und Umfeldcharakteristika. Es sollte u.a. ermittelt werden, ob z.B. in den unterschiedlichen Landesteilen Unterschiede in diesen Faktoren nachzuweisen sind.

Einige Befunde aktueller Untersuchungen

Verteilung und Anzahl der Quellen

Quellen sind in Schleswig-Holstein in naturnahem Zustand sowohl im Altglazial als auch im jungglazialen Landesteil noch zahlreich zu finden. Aufgrund des etwas bewegteren Reliefs im jungglazialen Osten sind sie vermutlich dort etwas zahlreicher. Eine flächendeckende Erfassung sowohl naturnaher als auch anthropogen veränderter Quellen ist bisher nicht erfolgt.

Quelltypen

Die oben skizzierte erste flächenhafte Untersuchung ergab, dass in Schleswig-Holstein nicht nur an Seeufern sondern im gesamten Bundesland die Helokrenen den bei weitem überwiegenden Quelltyp darstellen. Reine Rheokrenen sind selten und reine Limnokrenen kommen so gut wie keine vor. Oft sind Helokrenen in Mischformen mit Limno- und Rheokrenen ausgebildet. Durch starke Eisenokkerlager erfolgt an manchen Quellen offenbar eine recht schnelle Sukzession des Quelltyps.

Tierische Besiedlung

Die bisherigen faunistischen Befunde an den Quellen brachten v.a. unter den Trichopteren, aber auch unter Coleopteren und Plecopteren für Schleswig-Holstein vermeintlich seltene Arten zutage. So galt die Köcherfliege *Plectrocnemia brevis* bis vor kurzem als ausgestorben oder verschollen, *Ptilocolepus granulatus* konnte sogar erstmalig für Schleswig-Holstein nachgewiesen werden. Weitere Untersuchungen an Quellen lassen daher für die Zukunft weitere interessante Funde erwarten. Grundwasserarten fehlen in den Quellen weitgehend, vereinzelt konnte aber z.B. der Amphipode *Niphargus* sp. in Quellen der Geest gefunden werden. In mehreren Taxa konnten auch in den Tieflandquellen krenobionte und krenophile Vertreter nachgewiesen werden, so dass eine Charakterisierung der Quellen und ihres Zustandes an Naturnähe durch die Fauna gut möglich erscheint.

Beispiel: Wassermilben aus Quellen Schleswig-Holsteins

In mehreren Untersuchungen wurde gezeigt, dass die Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) besonders geeignet sind, Quellen zu charakterisieren (z.B. Di Sabatino et al. 2003). In den sehr ausführlichen Untersuchungen v.a. der Thienemannschen und anderer Seeuferquellen konnten durch Vater und Sohn Viets 44 Wassermilbenarten in Quellen Schleswig-Holsteins nachgewiesen werden (K. Viets 1923, K. O. Viets 1956). Ein Viertel dieser Arten gehörte dabei zu krenoxenen Arten, d.h. meist zu Seeformen, die in einzelnen Individuen in den Quellen auftauchten. Einige wenige Arten sind rheophil bis rheobiont und scheinen möglicherweise in Quellen mit rheokrenem Charakter aufzutreten. In den aktuellen Untersuchungen konnten demgegenüber bisher lediglich 17 Wassermilbenarten nachgewiesen werden. Vermutlich ist dies v.a. auf die bisher recht geringe Intensität der Beprobung auf diese Tiergruppe hin zu erklären. Insgesamt sind bisher 48 Wassermilbenarten in Quellen Schleswig-Holsteins festgestellt worden. Dies ist deutlich mehr als z.B. bei den Trichopteren (ca. 30 Arten). Fast drei Viertel der Wassermilbenarten sind krenobiont bzw. krenophil, charakterisieren die Quellen also in einem besonderen Maße. Den 13 krenobionten Arten stehen 19 krenophile gegenüber. Interessant ist, dass zahlreiche Arten lediglich in den alten Untersuchungen nachgewiesen werden konnten. Es wäre aufschlussreich zu untersuchen, ob in manchen der damals untersuchten Quellen tatsächlich eine Faunenveränderung stattgefunden hat, wie es bereits K. O. Viets (1956) im Vergleich zu den älteren Untersuchungen seines Vaters vermutet hat.

Ausblick, Perspektiven

Sinnvoll erscheint es, die historischen und die rezenten faunistischen Befunde zur Besiedlung der Quellen Schleswig-Holsteins aufzuarbeiten, so dass man einen Status quo der bisher in Schleswig-Holstein in Quellen nachgewiesenen Arten dokumentiert, der zudem einen großen zeitlichen Rahmen von fast 100 Jahren umfasst. Es sollten zudem weitere faunistische Daten gewonnen werden, die neben der üblichen untersuchten Insektenfauna auch Microcrustaceen und Wassermilben umfassen sollten. Parallel dazu sollten in Laboruntersuchungen die Ansprüche der Quellbewohner an die charakteristischen Parameter der Quellen überprüft werden. So wird z.Zt. in einer Diplomarbeit untersucht, wie es mit der Kaltstenothermie der Krenobionten und Krenophilen tatsächlich bestellt ist. Das langfristige Ziel der Untersuchungen muss eine regionale Quelltypologie für Tieflandquellen sein, d.h. eine Charakterisierung der Quelltypen und eine Zuordnung von charakteristischen Besiedlern. Erst auf einer solchen Grundlage, die die Verhältnisse im naturnahen Zustand definiert, ist ein begründeter Schutz und eine zielgerichtete Regeneration der Tieflandquellen möglich.

Zusammenfassend kann man somit feststellen, dass Tieflandquellen tatsächlich lange Zeit vergessene Lebensräume waren. Es besteht aber berechtigte Hoffnung, dass sich dies in Zukunft durch gemeinsame Aktivitäten der Universität Kiel und des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein ändert.

Danksagung

Gedankt sei Prof. Dr. H. Brendelberger (Zoologisches Institut der CAU Kiel) sowie Dr. M. Brunke (LANU Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer, mbrunke@lanu.landsh.de) für die Unterstützung der Aktivitäten zur Quellforschung und zum Quellschutz in Schleswig-Holstein. Bei Dr. K. Krüger (Frankfurt/Oder) möchte ich mich für zahlreiche Informationen und anregende Gespräche bedanken. Nicht zuletzt ein Dankeschön auch den "Kandidaten" und wissenschaftlichen Hilfskräften Hanno Iven, Maren Rückert und Kirsten Jacobsen für die Mühen und das Interesse an den Quellen.

Literatur

Andree, C., Lischewski, D., Timm, T. (1995): Bewertungsverfahren Umfeld und Chemismus an Quellen. Crunoecia 4: 61-71.
(1996): Bewertungsverfahren Umfeld und Chemismus an Quellen. Crunoecia 5: 215-226.

Beyer, H. (1932): Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumberggebietes. Abh. westf. Prov.-Mus. Naturk. Münster 3: 9-187.

Bornhauser, K. (1912): Die Tierwelt der Quellen in der Umgebung Basels. Internat. Rev. Biol. Suppl. 4: 1-90.

Di Sabatino, A., Cicolani, B., Gerecke, R. (2003): Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats. Freshwat. Biol. 48: 2163-2173.

Dittmar, H. (1955): Ein Sauerlandbach. Arch. Hydrobiol. 50: 305-552.

Fischer, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. Crunoecia 5: 227-240.

Gerecke, R., Franz, H., Schrankel, I. (2002): Fünf Jahre Quellforschung im Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsberichte des Nationalparks Berchtesgaden 46: 67-72.

Hahn, H. J. (2000): Studies on classifying of undisturbed springs in southwestern Germany by macrobenthic communities. Limnologica 30: 247-259.

Hinterlang, D. (1993): Bewertungsverfahren Flora und Vegetation an Quellen. Crunoecia 2: 25-37.

Hotzy, R., Römheld, J. (2003a): Vorläufige Kartieranleitung zum Bayerischen Quellerfassungsbogen (BayQEB), Erprobungsversion 1.0 Aktionsprogramm Quellen, Auftraggeber: Bayerisches Amt für Wasserwirtschaft, München: 48 S.

--- (2003b): Vorläufiger Maßnahmenkatalog Quellen, Erprobungsversion 1.0 Aktionsprogramm Quellen, Auftraggeber: Bayerisches Amt für Wasserwirtschaft, München: 27 S.

--- (2003c): Bewertungsverfahren zum Bayerischen Quellerfassungsbogen (BayQEB), Erprobungsversion 1.0 Aktionsprogramm Quellen, Auftraggeber: Bayerisches Amt für Wasserwirtschaft, München: 13 S.

Iven, H. (2004): Faunistisch-ökologische Untersuchungen ausgewählter Quellen im ostholsteinischen Hügelland. Examensarbeit Univ. Kiel: 92 S.

Kohmann, F. (1976): Ein Beitrag zur Ökologie der Fauna ost-holsteinischer Quellgebiete. Diplomarbeit Univ. Kiel: 99 S.

Krüger, K. (1995): Quellbereiche im Land Brandenburg. Crunoecia 4: 45-53.

--- (1996): Quellschutz im Land Brandenburg. Crunoecia 5: 129-135.

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 S.-H.: 136 S. [anzufordern bei M. Brunke, LANU S.-H.]

Projektgruppe Aktionsprogramm Quellen (2004): Bayerischer Quelltypenkatalog. - Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.). München: 106 S.

Schindler, H. (2000): Die Quellen im Pfälzer Wald und ihre tierische Besiedlung - eine Übersicht. In: Hahn, H. J., Bauer, A., Friedrich, E. (Hrsg.): Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald - Ergebnisse der interdisziplinären Fachtagung "Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald" vom 10. bis 12. Juni 1999 an der Universität in Landau, Landau: 100-114.

Schwoerbel, J. (1959): Ökologische und tiergeographische Untersuchungen über die Milben (Acari, Hydrachnellae) der Quellen und Bäche des südlichen Schwarzwaldes und seiner Randgebiete. Arch. Hydrobiol. 24, 3: 385-546.

Schmidt, H.-H. (1976): Ein Beitrag zur Fauna und Ökologie holsteinischer Quellchironomiden. Diplomarbeit Univ. Kiel: 88 S.

Steinmann, P. (1908): Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Arch. Hydrobiol. 3: 266-273.

Thienemann, A. (1907): Die Tierwelt der kalten Bäche und Quellen auf Rügen (nebst einem Beitrag zur Bachfauna von Bornholm). Mitt. naturw. Ver. Vorpommern & Rügen 38 (1906): 74-104.

--- (1922): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen (I-IV). Arch. Hydrobiol. 14: 151-190.

--- (1923): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. V. Die Trichopterenfauna der Quellen Holsteins. (Mit einem Anhang über die Metamorphose der Beraeinen.). Zeitschrift f. wiss. Ins.-Biologie 18: 126-134.

--- (1926): Hydrobiologische Untersuchungen an den kalten Quellen und Bächen der Halbinsel Jasmund auf Rügen. Arch. Hydrobiol. 17: 221-336.

--- (1949): Veränderungen in der Tierwelt unserer Quellen von 1918-1948. Die Heimat 56: 2-5.

Thomes, A. (1993): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Quellen. Gutachten des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein: 172 S. + Anhang.

Viets, K. (1923): Hydracarinen aus Quellen. Arch. Hydrobiol./Suppl. 3: 205-596.

Viets, K. O. (1956): Wassermilben aus holsteinischen Gewässern. Arch. Hydrobiol. 52: 292-298.

Basel entdeckt seine Quellen

Brigitte Baltes[1], Stefanie von Fumetti[1], Daniel Küry[4], Emmanuel Contesse[5], Christoph Butscher[2], Peter Huggenberger[2], Daniel Suter [3], Walter Leimgruber[3] & Peter Nagel[1]

[1] Institut für NLU-Biogeographie, St. Johanns-Vorstadt 10, CH-4056 Basel, [2] Geologisch Paläontologisches Institut (GPI), [3]Institut für Europäische Ethnologie/Volkskunde, Universität Basel, [4]Life Science, [5]Natura, Brigitte.Baltes@unibas.ch, httw: *www.unibas.ch/mgu/quellen*

Keywords: Quellen, Monitoring, Bewertung, Fauna, Struktur, Chemie

Projekthintergrund und Ziele

Quellen sind Ressourcen für die menschliche Bevölkerung und damit eine wichtige Schnittstelle für unterschiedlichste Nutzungen. Erst im 20. Jahrhundert begann man Quellen als einzigartige Lebensräume zu erkunden (z. B. Thienemann, 1925; Bornhauser, 1913). Parallel dazu wurden natürliche Quellhabitate durch Fassung für die Trinkwasserversorgung äußerst selten. Mittlerweile sind viele Quellen aus Qualitätsgründen vom Wasserversorgungsnetz wieder abgehängt. Die Bedeutung des Grundwassers als Trinkwasserressource nahm zu. Überwachung und Schutz, der als Trinkwasser genutzten Quellen, sind in der Schweiz gesetzlich verankert. Dagegen sind Quellen als Lebensräume, ihre Entwicklung und Gefährdung schlecht erforscht. Die Tierwelt der Schweizer Jura- und Mitteland -Quellen wurde bislang nur in einer Dissertation intensiver untersucht (Zollhöfer, 1999). Anders als die Trinkwasserquellen sind in der ganzen Schweiz weder die Zahl noch der Zustand der ungefassten Quellen bekannt. Das Schattendasein der Quellen zeigt sich auch darin, dass der Schutz ihres Lebensraums bisher nicht systematisch angegangen wurde.

Das Mensch-Gesellschaft-Umwelt (MGU)-Projekt: „Quellen Trinkwasserspender und Lebensraum" erfasst den Bedeutungswandel der Quellen. Es wird dazu beitragen sie nachhaltig in einer der Funktionen zu erhalten oder zu revitalisieren. Es sind vier Phasen vorgesehen:

1. *Aufbau einer Informationsplattform bezüglich Quellen in der weiteren Region Basel.* Daten aus den Behörden, u. a. zu den Wasserquellen werden zusammengetragen und bewertet.
2. *Entwicklung eines Rahmenkonzepts zur Evaluation künftiger Nutzungsformen an Quellen.* Die Anwendung und Erweiterung unterschiedlicher Bewertungsverfahren sowie die Entwicklung von Leitlinien sind vorrangig. Richtlinien für einen nachhaltigen Umgang mit den Wasserquellen als Trinkwasserspender und Lebensraum werden ausgearbeitet.
3. *Spezifische Förderung der Wiederherstellung von degradierten Quellen.* Pläne zur Revitalisierung von Quellgebieten werden anhand von Fallbeispielen durchgespielt und einzelne Pilotobjekte werden künftig revitalisiert.
4. *Entwicklung und Konzeption zur Umsetzung von Quellprogrammen.* Statt einzelnen Aktionen sorgen Quellprogramme für sinnvollen Umgang mit der Ressource Wasser und Lebensraum.

Die Ziele werden in vier unterschiedlichen Teilprojekten (Hydrologie, Wahrnehmung der Quellen, Lebensraum und Revitalisierung) bearbeitet. Neben dem Forscherteam an der Universität (s. Abb.

1) sind die zuständigen Verwaltungsstellen der beiden Basler Kantone eng in das Projekt eingebunden (Amt für Umwelt und Energie Basel Stadt, Amt für Umweltschutz und Energie Baselland, Abteilung Natur und Landschaft Baselland, Kantonales Labor Baselland). Partner für die Umsetzung sind das Ökobüro Life Science in Basel und sowie das Trinationale Umweltzentrum TRUZ in Weil am Rhein. Neue Partner sind das Büro Natura im Jura und der Bund für Natur und Vogelschutz (BNV).

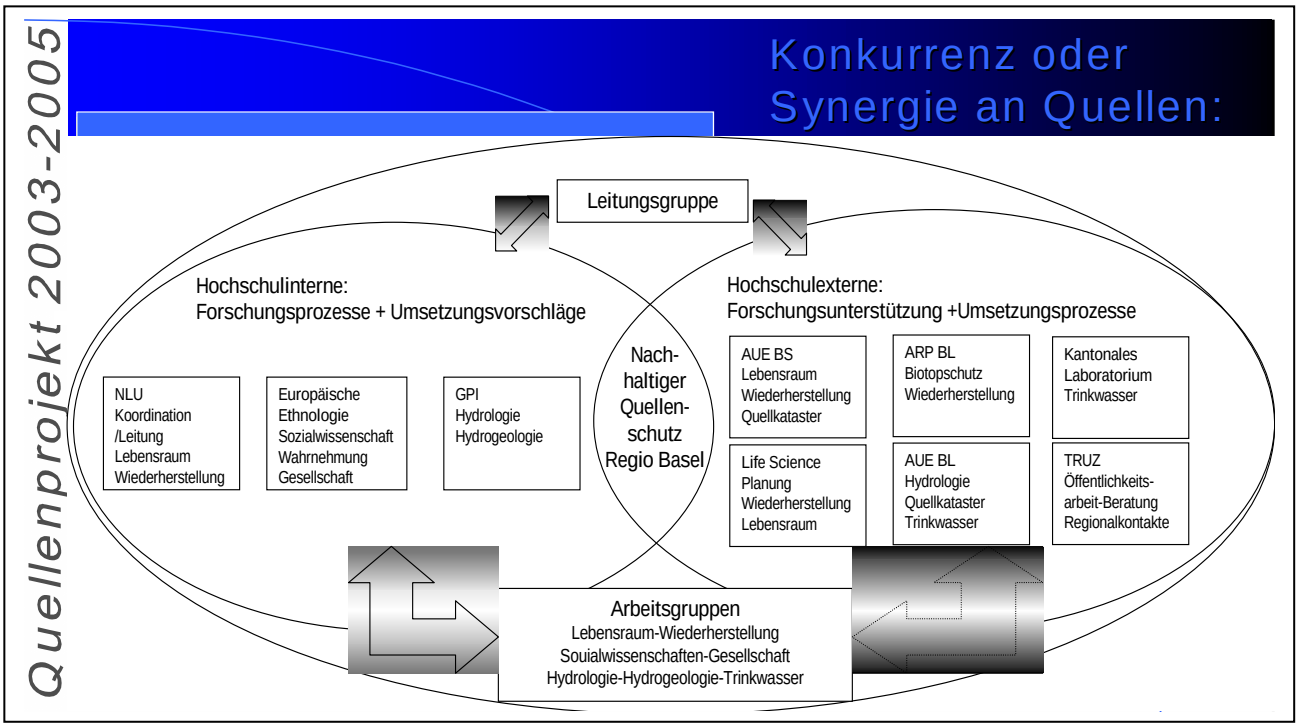


Abb. 1: Projektträger

Untersuchungsgebiet

Während eines Screenings wurden im Teilprojekt Lebensraum 80 Quellen in der Basler Regio ausgewählt. Als wichtige Kriterien wurden ein möglichst naturnaher Quellaustritt und eine ausreichende Schüttung bei den beteiligten Ämtern nachgefragt. Schwerpunktmäßig liegt ein Teil der ausgewählten Quellen in einem stadtnahen und in einem ländlich geprägten Gebiet, in welchen die Teilprojekte Hydrologie, Revitalisierung und Wahrnehmung ebenfalls forschen (s. Abb. 2). Alle Quellen sind sehr kalkhaltig und liegen in den Schwerpunktsgebieten dem stadtnahen Dinkelberg und ländlich geprägten Röserental meist in Laubwald. In der übrigen Regio werden auch Quellen im Offenland beprobt.

Material und Methoden des Teilprojekts Lebensraum

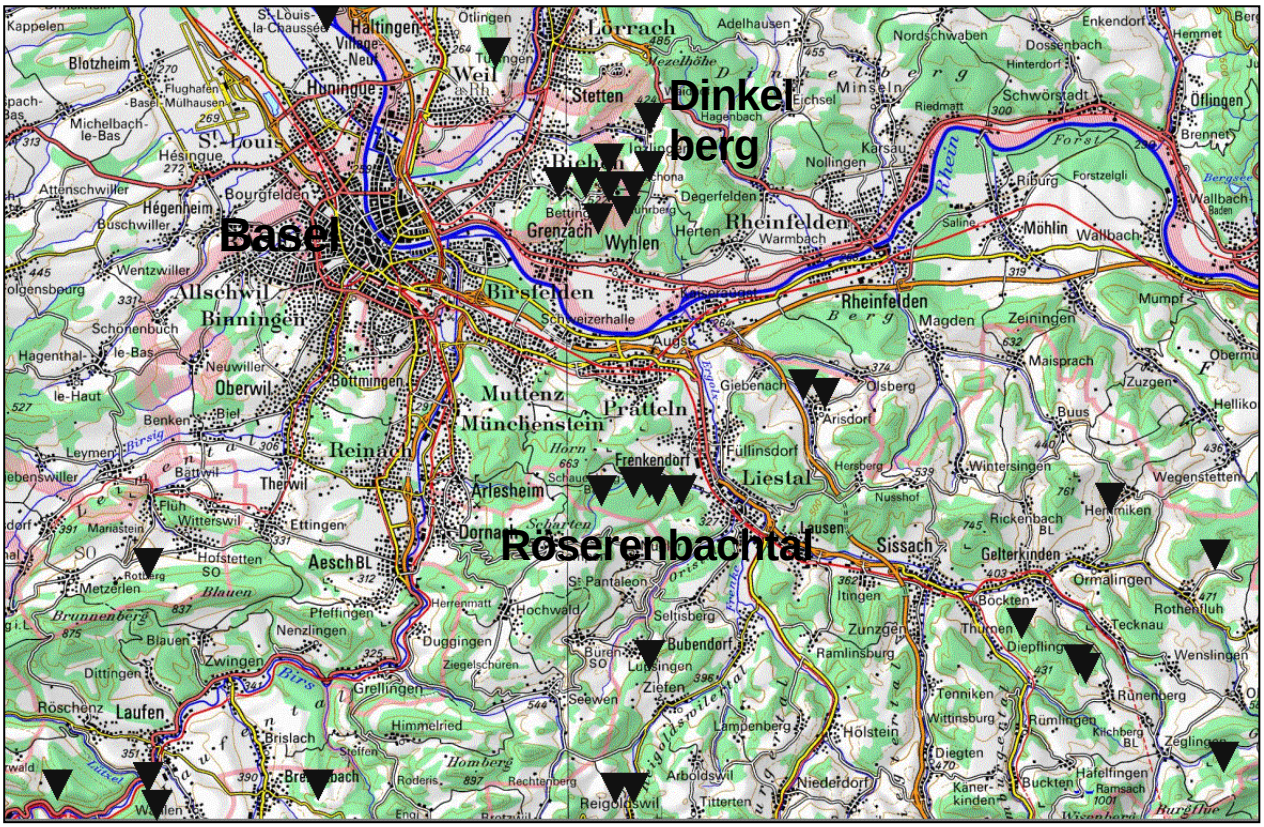
Für die Untersuchungen wurde ein eigener Quellkartierbogen (Baltes et al., 2004) konzipiert. Er dient zur Aufnahme der unterschiedlichen Quellaspekte von der Struktur über die Nutzung bis hin zur Chemie und Biologie. Er ist Basis für die Erfassung des Lebensraumes und seiner Naturnähe und wird auch von weiteren Beteiligten wie Naturschutzverbänden genutzt.

Für die Teilprojekte Lebensraum, Revitalisierung und Hydrologie wurde ein gemeinsames umfangreiches chemisches Analyseprogramm entworfen. Chemische Daten werden an parallel dazu biologisch und strukturell untersuchten Standorten zweimal pro Jahr erhoben.

Für die Strukturerfassung wurden aus mehreren Verfahren, das von Hotzy & Römheld (2003) ausgewählt. Es erlaubt eine Bewertung der Strukturnähe der Quelle und des Umfeldes und eine Gesamtbewertung der Strukturnähe.

Für die biologische Datenerfassung werden quantitative und qualitative Erhebungen durchgeführt. Makrozoobenthos wird mit einem speziell konstruierten Surbersampler (10 x 10 cm) und die adulte merolimnische Fauna mittels Emergenzfallen (30 x 30 cm) erfasst (v. Fumetti, 2004).

Alle erhobenen biologischen, strukturellen und chemischen Daten zu Quellen bilden einen ersten Baustein für eine Informationsplattform, auf welcher alle weiteren Umsetzungsaktivitäten basieren.


Basel
Dinkelberg
Röserenbachtal
Lörrach
Weil
Stetten
Riehen
Grenzach
Wyhlen
Rheinfelden
Birsfelden
Allschwil
Binningen
Muttenz
Münchenstein
Pratteln
Reinach
Arlesheim
Frenkendorf
Füllinsdorf
Liestal
Aesch BL
Dornach
Laufen
Sissach
Gelterkinden
Ormalingen
Oberwil
Therwil
Ettingen
Grellingen
Zwingen
Nenzlingen
Pfeffingen
Hochwald
Bubendorf
Ziefen
Lampenberg
Hölstein
Niederdorf
Diegten
Eptingen
Buckten
Maisprach
Wintersingen
Wenslingen
Tecknau
Rothenfluh
Zunzgen
Ramlinsburg
Thürnen
Diepflingen
Rünenberg
Wittinsburg
Rümlingen
Zeglingen
Hafelfingen
Tenniken
Arisdorf
Olsberg
Giebenach
Augst
Kaiseraugst
Magden
Zeiningen
Mumpf
Wallbach
Möhlin
Riburg
Nollingen
Degerfelden
Herten
Warmbach
Eichsel
Minseln
Schwörstadt
Nordschwaben
Dossenbach
Hauingue
Huningue
Blotzheim
Michelbach-le-Bas
Hésingue
Bourgfelden
Hégenheim
Buschwiller
Attenschwiller
Wentzwiller
Schönenbuch
Hagenthal-le-Bas
Neuwiller
Oberwil
Benken
Leymen
Witterswil
Hofstetten SO
Metzerlen
Mariastein
Brislach
Röschenz
Dittingen
Blauen
Himmelried
Duggingen
Ziegelschuren
Seewen
Lupsingen
Reigoldswil
Arboldswil
Tittertenen
Ramsach
Kilchberg BL
Rickenbach BL
Kanerkinden
Itingen
Sissach
Lausen
Bockten
Thürnen
Nusshof
Hersberg
Füllinsdorf
Frenkendorf
Pratteln
Augst
Rheinfelden
Rhein
Wallbach
Mumpf
Zeiningen
Magden
Olsberg
Arisdorf
Giebenach
Maisprach
Buus
Zuzgen
Helliken
Wegenstetten
Hemmiken
Ormalingen
Rothenfluh
Tecknau
Wenslingen
Rünenberg
Zeglingen
Hafelfingen
Ramsach
Buckten
Eptingen
Diegten
Hölstein
Lampenberg
Niederdorf
Wittinsburg
Rümlingen
Tenniken
Diepflingen
Thürnen
Zunzgen
Ramlinsburg
Bubendorf
Ziefen
Lupsingen
Reigoldswil
Arboldswil
Tittertenen
Seewen
Ziegelschuren
Duggingen
Nenzlingen
Pfeffingen
Hochwald
Grellingen
Zwingen
Dittingen
Blauen
Himmelried
Brislach
Röschenz
Laufen
Metzerlen
Mariastein
Hofstetten SO
Witterswil
Ettingen
Therwil
Oberwil
Benken
Leymen
Reinach
Münchenstein
Muttenz
Arlesheim
Dornach
Aesch BL
Füllinsdorf
Frenkendorf
Liestal
Pratteln
Augst
Kaiseraugst
Giebenach
Olsberg
Arisdorf
Rheinfelden

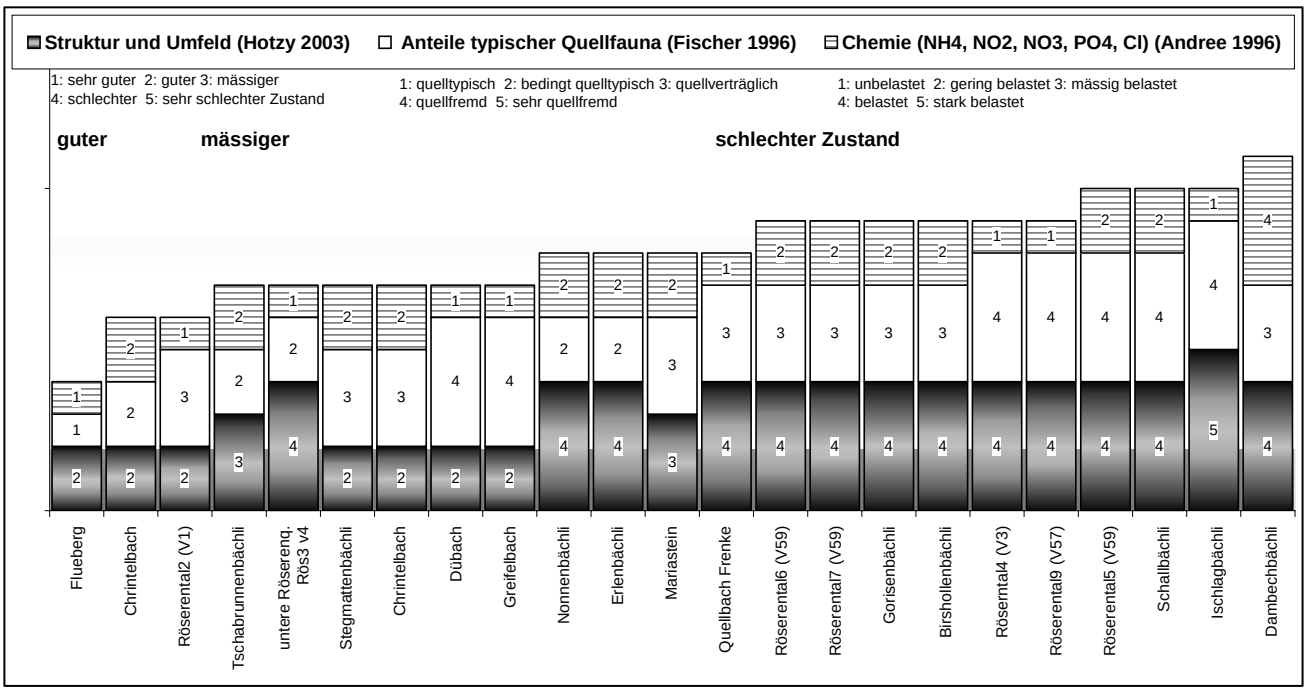


Abb. 3: Strukturelle, faunistische und chemische Einstufung der Quellen im ländlichen Gebiet Basel Landschaft

Nach der Einteilung von Fischer (1996) in quelltypische Biozönosen kann ein einziger Standort als Quelle mit quelltypischer Faunenzusammensetzung ausgeschieden werden. Die Gründe hierfür sind noch unklar. Unsicherheiten bestehen bezüglich der Aussagekraft dieses Bewertungsverfahrens für den Basler Raum. Mit weiteren Untersuchungen wird geklärt, ob die vorkommenden Arten regionalspezifisch in Quellen vorkommen. Sie sind Basis für die Entwicklung von regional angepassten Verfahren.

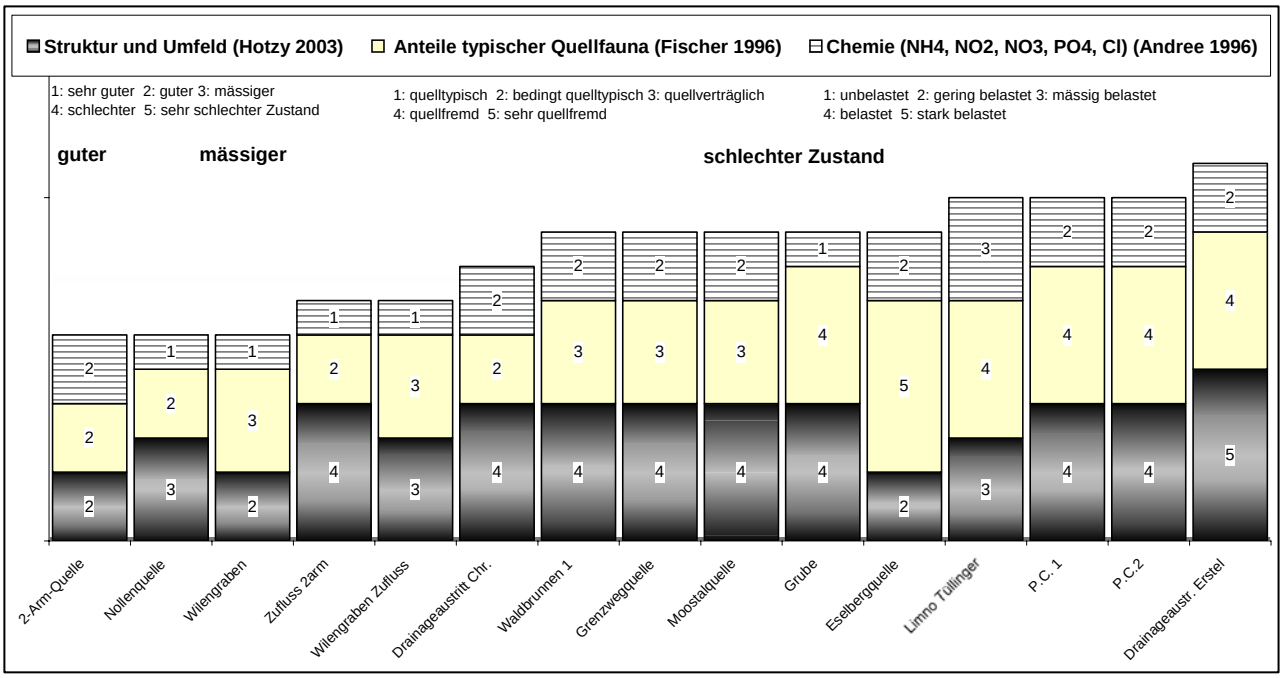


Abb. 4: Anwendung der Bewertungsverfahren auf ausgewählte Quellen in Basel Stadt (BS)

Chemisch lassen sich nach den Bewertungsverfahren von Andree et al. (1996) Unterschiede zwischen den Quellen nahe Basel Stadt (BS) im Vergleich zu den landwirtschaftlich geprägten Räumen (BL) erkennen. Die Anzahl der ins Bewertungsverfahren eingehenden Parameter ist für eine integrative Bewertung nicht ausreichend und ihre Klassen nicht genügend differenziert.

Die Mehrzahl der vorliegenden Quellbiotope sind stark gefährdete oder bereits geschädigte Lebensräume. Im Vergleich zu den angrenzenden deutschen Gebieten, in denen Quellen pauschal als Sonderbiotope geschützt sind, zeigen diese ersten Ergebnisse die Notwendigkeit die Quellen aus der Nutzung zu nehmen, zu schützen oder zu revitalisieren.

Schlussfolgerungen

Die bestehenden Verfahren sind nicht ohne weiteres auf die Schweizer Untersuchungsräume übertragbar. Daher wird für die Basler Regio das Konzept der quelltypischen Arten angepasst oder revidiert und das Strukturverfahren und das chemische Bewertungsverfahren erweitert werden. Quelltyp und -größe sowie Schüttung werden beispielsweise bei der Bewertung und der Ausarbeitung von Maßnahmenkatalogen und Leitfäden ebenfalls eine Rolle spielen.

Für eine Gesamtbewertung werden hydrologische (Butscher, 2004) und floristische Faktoren sowie die historische Entwicklung der Quellen und auch kulturelle Aspekte miteinbezogen. Die soziale Komponente mit der Untersuchung der Wahrnehmung (Suter & Leimgruber, 2004) spielt bei sämtlichen Umsetzungsmaßnahmen eine entscheidende Rolle. Die Entwicklung und Erweiterung integrativer Bewertungsverfahren für Quellteilbereiche ist ein wesentliches Ziel dieses Projektes.

Für alle bisher untersuchten Quellen besteht Handlungsbedarf: Dazu zählen z. B. die Unterschutzstellung der noch relativ intakten Quellen, Schutz vor weiterer Fassung oder gegebenenfalls Revitalisierung mit wissenschaftlicher Beleituntersuchung. Für zwei verschiedene Quellen wurden die Möglichkeiten einer Revitalisierung bereits ausgearbeitet (Contesse, 2004) und liefern der zuständigen Gemeinde mögliche ökologische Aufwertungen sowie Grundlagen für eine geplante Bachrevitalisierung.

Literatur

ANDREE, C., LISCHEWSKI, D. & TIMM, T. (1996). „Bewertungsverfahren Umwelt und Chemismus an Quellen." Crunoecia, 5: 215-226.

BALTES, B., V. FUMETTI, S., KÜRY, D., BUSER, S., CONTESSE, E. & NAGEL, P. (2004): Entwurf Quellkartieranleitung 10 S. unveröff. für Kartierung und Infoveranstaltung Quellentag 2004.

BUTSCHER, C. (2004): Hydro-Geologische Untersuchungen an Quellen in der Umgebung von Basel (Tafeljura).Diss. Geologisch-Paläontologisches Institut, Universität Basel (in Arbeit).

BORNHAUSER, K. (1913): Die Tierwelt der Quellen in der Umgebung Basels. Int. Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. Supplement 5: 1-90.

CONTESSE E. (2004): Valorosation écologiques de source, de leur ruisseaux et du paysage alentor dans une zone périurbaine. Travail de diplôme (non publié) au HES SO, EIL Lullier et bureau LIFE Science.

FISCHER, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. Crunoecia, 5: 227-240.

S. V. FUMETTI (2004): Anwendung ökologischer Quellbewertungsverfahren auf Quellen im Basler Umland. Unveröff. Diplomarbeit am Institut für NLU-Biogeographie, Universität Basel: 64 S.

SUTER, D. & LEIMGRUBER , W. (2004): „Quellhorizonte. Wahrnehmung und Bedeutung von Wasserquellen im gesellschaftlichen Spannungsfeld zwischen Trinkwasserspender und Lebensraum", Projekt- und Teilprojektbeschreibung im Jahresbericht der FAG 2003: 16-17.

THIENEMANN, A. (1925): Die Quellen. In THIENEMANN, A. (Hrsg.): Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine limnologische Einführung. Band 1: 37-53. Schweizerbart, Stuttgart.

HOTZY, R. & RÖMHELD, J. (2003): Aktionsprogramm Quellen. Bewertungsverfahren, München: 13.

ZOLLHÖFER, J. M. (1999). Spring biotopes in Northern Switzerland: Habitat heterogenity, zoobenthic communities and colonisation dynamics. Diss, ETH Zürich: 135 S.

Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf Struktur und Makrozoobenthos von Quellen in Rheinland-Pfalz

Holger Schindler

Universität Koblenz-Landau, Institut für Biologie, Im Fort 7, D-76829 Landau, Holger.Schindler@ProLimno.de

Keywords: Quellen, Makrozoobenthos, Bewertungssysteme

Einführung, Fragen der Arbeit

Quellen sind als hochdiverse Lebensräume mit einer stark spezialisierten Fauna noch immer Orte der Biodiversitätsforschung. Außerdem eignen sie sich speziell im Umweltmonitoring, da naturnahe Quellen an relativ unbeeinflussten Orten liegen und langfristige Eigenschaften des Einzugsgebietes abbilden. In Quellen leben nach Illies (1978) kommen rund 1500 aquatische Arten in Quellen vor, davon sind 465 krenobiont und krenophil, also mehr oder weniger an Quellen gebunden. Die Bindungsfaktoren sind bei krenobionten Arten eher Habitat-, Klimafaktoren und die konstante Feuchte sowie eine fehlende oder stark eingeschränkte Konkurrenz. Die starke Isolation dieser Inselbiotope führte zu Endemismus, vor allem bei substratgebundenen Tiergruppen. Bei krenophilen Arten ist hingegen eher die Kaltstenothermie der bindende Faktor an das Krenon.

Die Zusammensetzung der Zoozönosen wird durch die Geologie, die Hydrochemie, die Schüttungsverhältnisse, die Nutzung in Umfeld und Einzugsgebiet sowie die Strukturvielfalt an der Quelle beeinflusst. Es bestehen noch Lücken im Verständnis der besiedlungsrelevanten Faktoren für die makrobenthische Quellfauna, so dass die Arbeit einen klärenden Beitrag hinsichtlich anthropogener Veränderungen und ihrer Auswirkungen auf die Besiedlung leisten will. Basierend auf Daten von Quellen aller Grundwasserlandschaften von Rheinland-Pfalz wurden 334 Quellen strukturell und faunistisch bewertet. Die Arbeit wurde im Rahmen einer Dissertation an der Universität Koblenz-Landau erstellt.

Die Arbeit beschäftigt sich mit der Morphologie der Quellen und der Quelltypenverteilung in Rheinland-Pfalz, insbesondere wird ein Verfahren zur Strukturbewertung für Quellen vorgestellt (demnächst via Internet berechenbar). Außerdem wurde die naturräumliche Verteilung der Quellfauna ermittelt und Schlüsselparameter für die Besiedlung aus strukturellen und hydrochemischen Paramatern ermittelt. Schwerpunkt lag auf anthropogenen Veränderungen wie Quellfassungen und Landnutzungsaspekten, zudem wurde eine faunistischen Bewertung vorgenommen sowie Referenzquellen und -zönosen ermittelt.

Methodik, Lage der Quellen

Es wurden insgesamt 334 Quellen in Rheinland-Pfalz untersucht. Meist wurde das Makrozoobenthos und nur sporadisch die Emergenz erfasst (1-malig an 300 Quellen, öfter an 15 Quellen). Die chemisch-physikalische Beprobung erfolgte meist 2-malig im Jahr. Die Entwicklung eines selbst entwickelten, kompakten Kartier- und Bewertungsverfahrens zur Quellstruktur mit einer 5-stufigen Bewertung war Teil der Arbeit, wobei eine Auswertesoftware angegliedert ist (QABS).

Hier bestand bislang noch ein Defizit. Das Verfahren erfasst in einem Erfassungsbogen alle ökologisch bedeutsamen Strukturparameter wie Einträge/Verbau, Vegetation/Nutzung und Struktur und bewertet sie in einem 5-stufigen System von „naturnah“ (Klasse 1 = blau) bis „stark geschädigt“ (Klasse 5 = rot). Die faunistische Bewertung stützt sich insbesondere auf Fischer (1996), der auf Grundlage autökologische Daten den Anteil der quelltypischen Besiedlung ermittelt. Die Lage der untersuchten Quellen zeigt Abbildung 1.

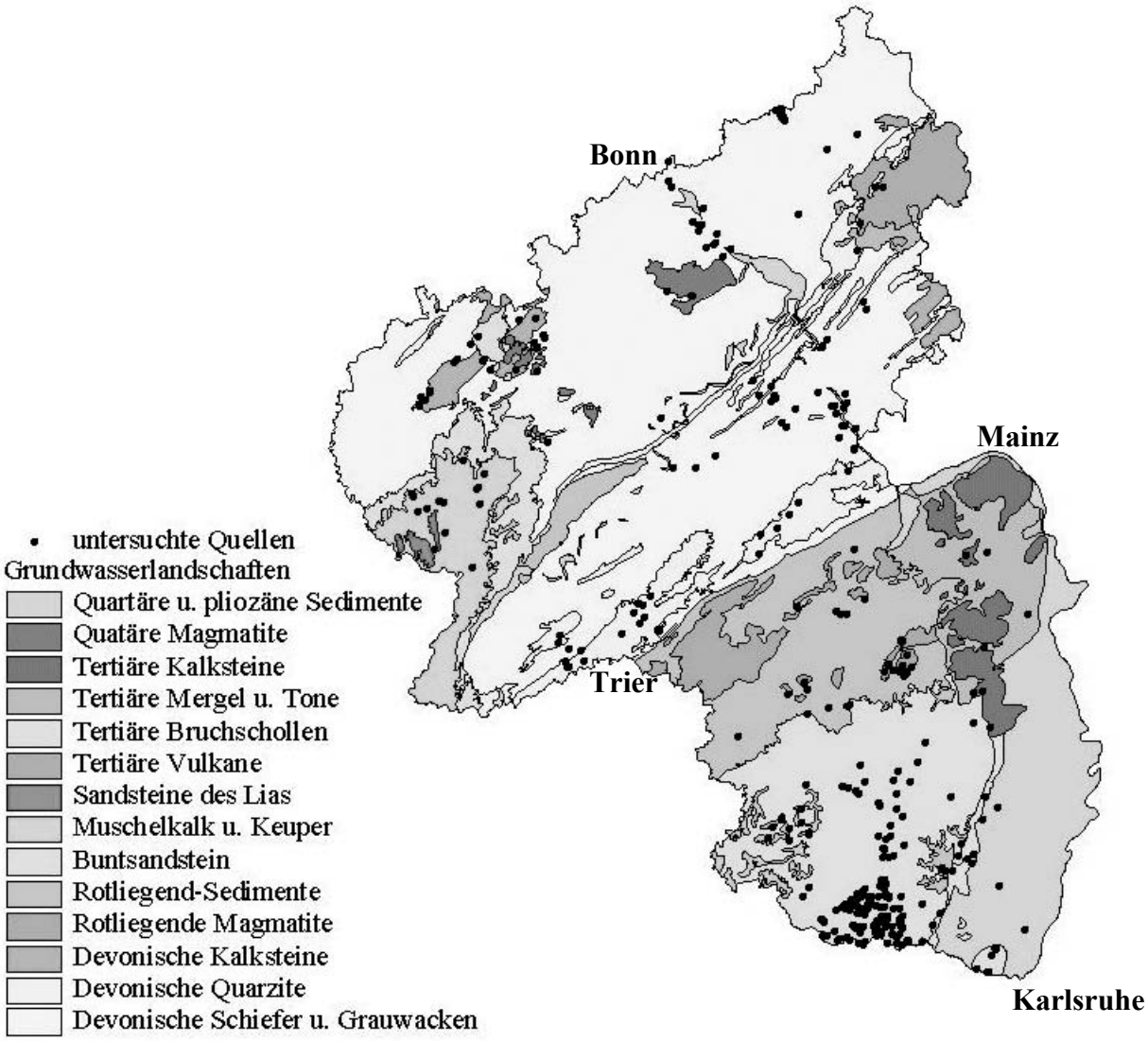


Abb. 1: Lage der untersuchten Quellen in Rheinland-Pfalz mit Grundwasserlandschaften

Ergebnisse: Bewertung von Quellen und wichtige Faktoren für die Besiedlung

Die morphologische Quelltypologie schlug in elf hydrogeologischen Quelltypenräumen von Rheinland-Pfalz vier morphologische Basisquelltypen und fünf geochemische Sondertypen vor, welche sich in erster Linie auf gängige Quelltypen stützte. Die Wanderquelle wurde hinzu genommen. Die landesweite Verteilung der Quelltypen ergab bei ungefassten Quellen ca. 57 % Sickerquellen (Helokrenen, oft in Tonschiefer), 32 % Sturzquellen (Rheokrenen, oft in Buntsandstein), 9 % Tümpelquellen (Limnokrenen, in Tälern, meist Eifel) und gut 2 % Wanderquellen (Migrakrenen, linear, meist in Magmatit). Geochemische Sondertypen (< 1%) waren Kalksinter-, Schwefel-, Sole-, Thermal- und Mineralquellen mit Verockerungen. Wichtige Faktoren für die Typologie waren vor allem Relief und Substrateigenschaften. Es werden 85 Strukturreferenzquellen als typische, naturnahe Beispiele für einzelne Quelltypenräume benannt.

Etwa zwei Drittel aller Quellen waren strukturell beeinträchtigt bis stark geschädigt. Die meisten Quellen wurden strukturell als geschädigt bewertet (24 %), gefolgt von mäßig beeinträchtigten, stark geschädigten und bedingt naturnahen Quellen. Als strukturell naturnah wurden lediglich etwa 14 % bewertet. Fassungen, Verrohrungen und Betonverbau sind ökologisch besonders bedeutsam, aber auch Ablagerungen, Aufstau und starker Vertritt ergaben Strukturverschlechterungen. Die Größe der Quellbiotope war bei gefassten Quellen und in Regionen mit intensiver Landwirtschaft am geringsten, wo generell auch die stärksten Schädigungen vorlagen (Vorderpfalz, Schichtstufenland). Im Forst waren Quellen durch Nadelholzmonokulturen und in Hochlagen pufferarmer Mittelgebirge durch Versauerung geschädigt (Hunsrück, Pfälzerwald).

59 % der Quellen waren gefasst, wobei Alter und Zustand der Fassung starken Einfluss auf die Besiedlung hatte. Die Fassung erfolgte meist mit Rohr und Becken und liegt schon längere Zeit zurück. Gefasste Quellen besaßen weniger Taxa und Quelltaxa, was besonders für neue und intakte Fassungen gilt. Dagegen waren alte, gefasste sowie verfallene Fassungen quelltypisch besiedelt, welche als sekundär ökologisch wertvoll zu bezeichnen sind. Quelltypisch besiedelte Quellen lagen häufig in Laub- und Mischwald sowie in extensivem Grünland.

Die Untersuchung der faunistisch beprobten Quellen ergab insgesamt 292 Arten bzw. höhere Taxa des Makrozoobenthos. Es fanden sich 19 Erstnachweise für Rheinland-Pfalz, 9 besondere Nachweise (seltene Arten) und 19 Arten der Roten Liste. Hiervon fehlen 48 Taxa (rund 1/6 der Fauna) in der Liste der aquatischen Makrofauna nach Schmedtje & Colling (1996), was zur Aufnahme anregen soll. Die nezieht sich vor allem auf Psychodidae und Limoniidae, welche in Quellen wichtig sind.

Es wurden 69 quellassoziierte Taxa gezählt, hiervon waren 24 krenobiont und 65 krenophil. Der Anteil der quellassoziierten Fauna lag insgesamt bei 30 %. Häufige krenobionte Taxa waren *Crunoecia irrorata, Bythinella dunkeri, Niphargus sp., Pisidium personatum, Salamandra salamandra, Beraea maura, Agabus guttatus, Beris sp.* und *Thaumalea sp.* (Tab. 1). Erstnachweise fanden sich bei den Dipterengruppen Psychodidae, Limoniidae und Simuliidae. Bei den Köcherfliegen wurden viele seltene Arten gefunden. Die durchschnittliche Taxazahl pro Quelle betrug elf, die maximale 62 Taxa in einer unversauerten Quelle des Pfälzerwaldes. Hinsichtlich der Besiedlung waren neben naturräumlichen Unterschieden auch biogeographische Aspekte von Bedeutung.

Tab. 1: Quellassoziierte Taxa und Stetigkeit in den 56 Referenzquellen (krenobionte Taxa fett markiert)

Taxon	Stetigkeit (Referenzquellen)
Crunoecia irrorata	75,47
Polycelis felina	66,04
Bythinella dunkeri	47,17
Niphargus sp.	45,28
Sericostoma cf. personatum	37,74
Nemurella pictetii	35,85
Beraeidae indet	33,96
Anacaena globulus	32,08
Pedicia sp.	22,64
Pisidium personatum, ***Salam. salamandra***	20,75
Beraea maura, *Plectrocnemia geniculata*	15,09
Agabus guttatus, ***Beris sp.***, *Potam. nigricornis*	9,43
Chaetopteryx major, ***Thaumalea sp.***	7,55
Drusus annulatus, Micropterna nycterobia, Stenophylax cf. vibex, Ulomyia fuliginosa	5,66
Crenobia alpina, *Diura bicaudata, Elmis latreillei,* ***Ernodes articularis***, ***Ptilocolepus granulatus***, *Wormaldia occipitalis,* ***Pedicia rivosa***, ***Tonnoiriella pulchra***	3,77
Adicella filicornis, *Beraea pullata, Micropt. lateralis,* ***Rhyacophila laevis***, *Clyt. ocellaris, Dolichopeza albipes, Feuerborniella obscura,* ***Oxycera sp.***, ***Simulium crenobium***, *Szaboiella hibernica, Telmat. pseudolongicornis,* ***Tonnoiriella sp***, *Ulomyia undulata*	1,89

Die morphologischen und faunistischen Ergebnisse wurden verglichen. Die Besiedlungszahlen bestätigten grundsätzlich die Ergebnisse des Strukturverfahrens und auch die des angewendeten faunistischen Verfahrens. Es gab einen Bruch zwischen stark geschädigten Quellen mit sehr gerin-

ger und anderen Klassen mit deutlich besserer Besiedlung. Beide Verfahren korrelierten mit mikrohabitatbestimmenden Faktoren und der Anzahl Quelltaxa. Dies zeigt, dass das Strukturverfahren die quelltypische Besiedlung gut widerspiegelt (Abb. 2).

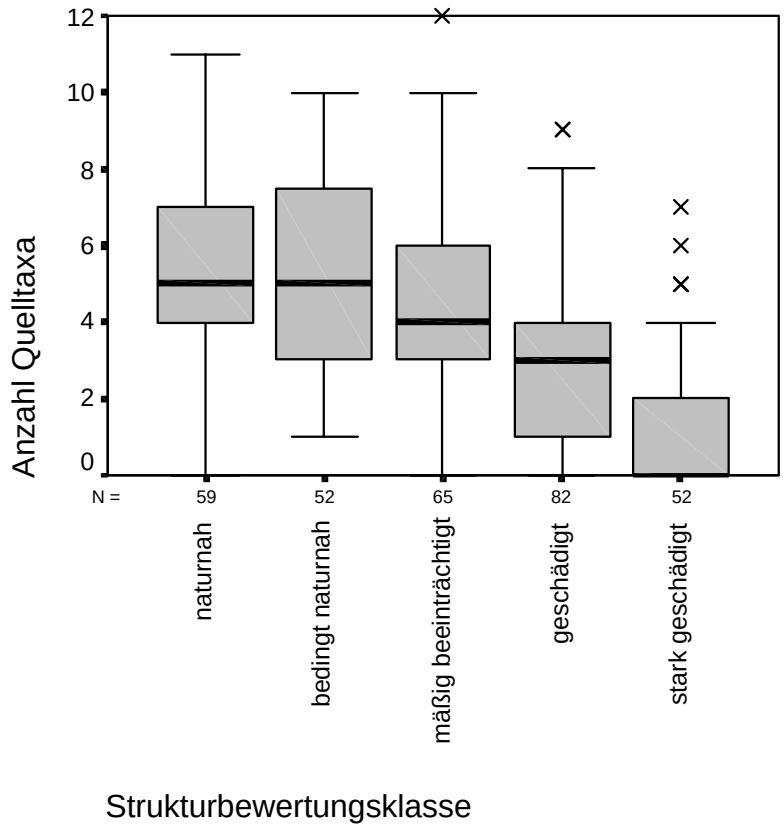


Abb. 2: Anzahl Quelltaxa und Strukturbewertungsklasse aller Quellen (Boxplot, n = 310)

Es wurden Schlüsselparameter bei den Strukturmerkmalen hinsichtlich der Naturnähe herausgearbeitet, so zunächst das Umfeld der Quelle, welches mit der Landnutzung und deswegen indirekt mit geologischen Aspekten gekoppelt ist. Quelltypisch besiedelte Quellen liegen danach in Laub- und Mischwald sowie in extensivem Grünland. Quellen in Nadelwald, intensivem Grünland und in Acker- und Siedlungsgebieten sind dagegen oft quellfremd besiedelt. Die Substratvielfalt (Anzahl der Substrattypen) spielt für die Quelltaxa eine herausragende Rolle, ebenso Alter und Zustand von Fassungen. So besaßen alte und verfallene Fassungen im Median 3,5 Quelltaxa, neue Fassungen dagegen 1,5 Quelltaxa (n = 310). Struktureiche Fassungen sind also oft quelltypisch besiedelt.

In Rheinland-Pfalz dominieren silikatische Mittelgebirge, welche teilweise versauerungsgefährdet sind (Hunsrück, Pfälzerwald). Hier wurden pH-Werte bis unter pH 4 nachgewiesen. In saueren Quellen ist generell eine Besiedlungsabnahme zu verzeichnen. Offensichtlich sind einige Quellorganismen aber an eine gewisse Versauerung angepasst, da versauerte Quellen zwar weniger Taxa, aber einen hohen Anteil Quelltaxa enthielten. So steigt der Anteil der Quellfauna von neutralen Quellen mit 34 % über schwach saure Quellen mit 39 % bis zu 41 % bei stärker sauren Quellen an.

Weiterhin wurden multivariate statistische Methoden bei der Ermittlung von Besiedlungsfaktoren und der Leitbildentwicklung eingesetzt. Es ergab sich eine unterschiedliche Besiedlung bei verschiedener Hydrogeologie und Hydrochemie sowie schwächer ausgeprägt bei verschiedenen Quelltypen (Abb. 3). Allerdings sind die Ergebnisse nicht eindeutig, so dass die Trennung der Quelltypen nur teilweise gelang, weil sie von Grundwasserlandschaften überlagert waren. Die Faunenunterschiede verschiedener Regionen waren größer als die einer Region, so dass morphologische Quelltypen faunistisch nur innerhalb einer hydrogeologischen Einheit von Bedeutung sind.

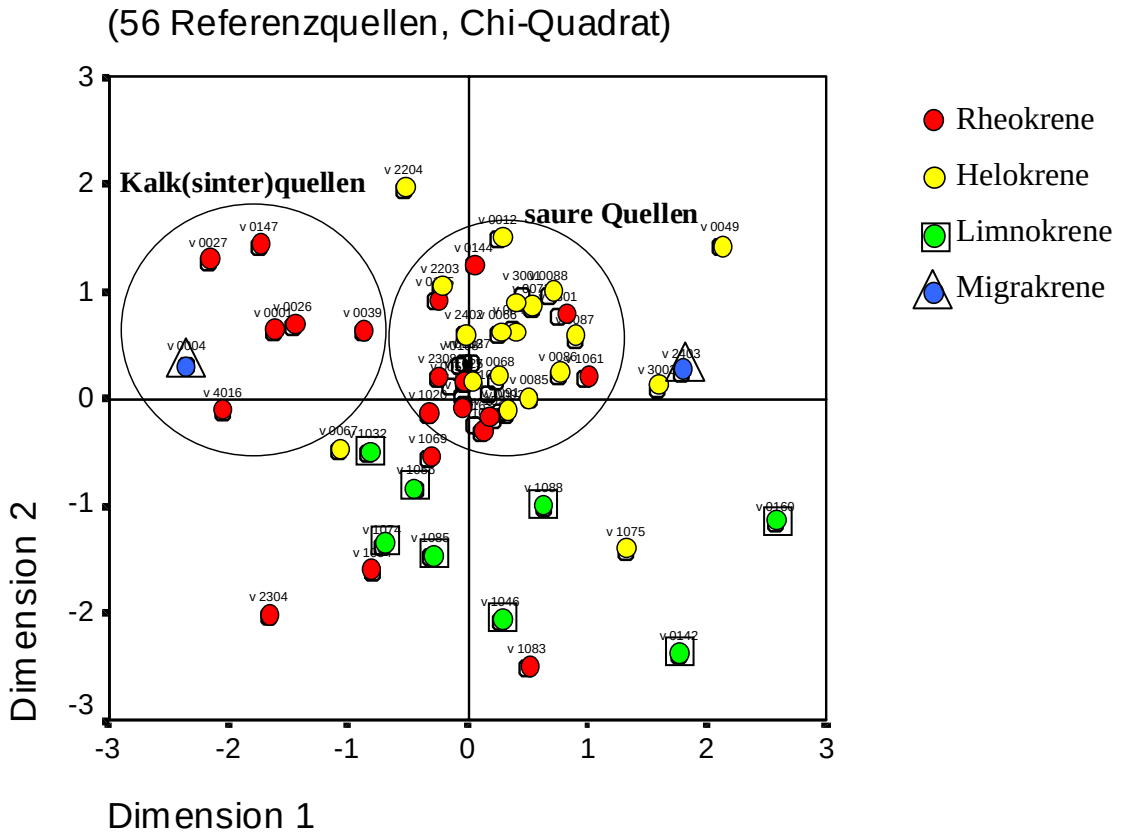


Abb. 3: Multidimensionale Skalierung der Quellfauna von 56 Referenzquellen

Außerdem zeigte sich, dass konkrete, faunistisch orientierte Leitbilder nur unter großen Schwierigkeiten anzugeben und vollständige Typuszönosen in Frage zu stellen sind. Trotzdem werden krenobionte, hochstete und einfach ansprechbare Leittaxa für vier Grundwasserlandschaften genannt, die in mehr oder weniger allen Quellräumen von Rheinland-Pfalz vertreten sind. Dies sind *Crunoecia irrorata, Bythinella dunkeri* und *Niphargus sp.*, ferner *Pisidium personatum, Salamandra salamandra, Beraea maura* und *Agabus guttatus*. In Kalkquellen tritt *Crenobia alpina* hinzu. Solche Leittaxa zeigen schnell und sicher naturnahe Quellen an und sind deshalb für den Quellschutz bedeutsam.

Fazit

Quellen sind hochdiverse und gleichzeitig bedrohte Lebensräume, welche eigene Bewertungsverfahren für Struktur und Fauna benötigen. In Rheinland-Pfalz existiert ein aktuelles Strukturbewertungsverfahren, außerdem sind Referenzquellen in einem Quelltypenatlas beschrieben. Das Verfahren spiegelt gut die quelltypische Besiedlung wider. Bei der faunistischen Bewertung von Quellen sollte zukünftig ein zonenspezifischer Index entwickelt werden (Krenon-Typie-Index). Neben der Struktur ist Alter und Zustand von Verbau ökologisch bedeutsam (Maßnahmen), weiterhin konnte gezeigt werden, dass der Anteil der Quellfauna mit der Versauerung ansteigt, was auf Anpassungen hinweist. Morphologische Quelltypen waren wegen Faktorenüberlagerungen faunistisch nicht eindeutig zu trennen und sind nur innerhalb einer hydrogeologischen Einheit von Bedeutung.

Literatur

Illies, J. (1978): Limnofauna Europaea. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
Fischer, J. (1996): 1. Bewertungsverfahren Fauna. Crunoecia 5, 227-240. Natur u. Wissenschaft, Solingen.
Schmedtje, U. & Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsberichte, Heft 4/96, München.

Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen

Sandra Diederichs[1] & Hans Jürgen Hahn[2]

[1] Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität in Landau, Abteilung Biologie, Im Fort 7, D-76829 Landau, dieder@uni-landau.de

[2] Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität in Landau, Abteilung Biologie, Im Fort 7, D-76829 Landau, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Quellen, Grundwasser, Hyporheal, Ökoton, Meiofauna

Einleitung

Quellen sind Schnittstellen (Ökotone) zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser und gehören zu den bedrohtesten Lebensräumen überhaupt. Sie sind deswegen a priori geschützt (BNatSchG § 30 Abs. 1 Nr. 2, LPflG Rheinland-Pfalz § 24). Vielerorts werden Quellen zur Trinkwassergewinnung genutzt, so wird z. B. in den Gemeinden des Pfälzerwaldes 39 % des Trinkwassers aus Quellen gewonnen (PICHL et al. 2000). Neben dem daraus resultierenden wirtschaftlichen Stellenwert haben Quellen auch eine große ökologische Bedeutung. Quellen sind empfindliche, strukturreiche Kleinbiotope, welche eine hochspezialisierte Tierwelt beherbergen. Durch die enge Verbindung mit den angrenzenden Lebensräumen führen Veränderungen im Einzugsgebiet auch zu Veränderungen in der Quelle selbst. Die Arbeiten von SCHINDLER (2000) und SCHINDLER & HAHN (2000) zeigen, dass es erhebliche Unterschiede in der Besiedlung von naturnahen und anthropogen beeinflussten Quellen gibt. Immer wieder treten bei Quellen in der Wasserversorgung Qualitätsprobleme durch Eintrag von belastetem Oberflächenwasser auf. Am Quellabfluss sind Wässer unterschiedlicher Herkunft beteiligt, u. a. auch Oberflächenwasser (OSTER 1997). Die hydrologischen Verhältnisse an Quellen sind wahrscheinlich äußerst komplex und mit den gängigen Untersuchungstechniken gar nicht oder nur mit erheblichem, finanziellen Aufwand zu ermitteln. Hinzu kommt, dass chemische Untersuchungen immer nur eine Momentaufnahme darstellen. Die Fauna der Quellen zeigt dagegen recht genau, ob und inwieweit Quellwasser z. B. durch Oberflächenwasser beeinflusst ist. Im Gegensatz zur chemischen „Momentaufnahme“ liefert die Fauna ein mittelfristiges Bild der Verhältnisse. Die Untersuchung und das Verständnis der zeit-räumlichen Dynamik der Quellfauna ist eine wesentliche Voraussetzung zur Bewertung der hydrologischen Wechselwirkungen in Quellen. Über die Verbreitung und die Zusammensetzung der Meiofauna in Quellbiotopen gibt es nur ganz vereinzelte Untersuchungen (ROCA & BALTANÀS, 1993; SÄRKKÄ et al., 1997). Dabei können gerade an dieser Tiergruppe besonders gut Veränderungen in der Besiedlung der verschiedenen, jedoch eng miteinander verbundenen Biotope Grundwasser, Quelle, Hyporheisches Interstitial untersucht werden, da sie in allen drei Lebensräumen in oft hohen Dichten vorkommen. Durch ihre geringe Mobilität und starke Habitatbindung sind sie den Umweltbedingungen ihrer Lebensräume direkt ausgesetzt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Im Rahmen dieser Arbeit werden zwei Quellen im Pfälzerwald untersucht, die Hichtenbachquelle bei Hirschthal und die Meisenbachquelle bei Hermersbergerhof (siehe Abbildung 1). Der Pfälzerwald ist als Untersuchungsgebiet besonders gut geeignet, da es hier neben anthropogen beeinflussten auch noch zahlreiche naturnahe Quellen gibt. Im Vergleich zu anderen Gebieten hat der Pfälzerwald eine relativ einheitliche geologische Struktur. Sie wird vom Buntsandstein geprägt. Wegen der Nährstoffarmut der Böden gibt es im Pfälzerwald nur wenig Landwirtschaft, viele Quellen sind jedoch wegen der geringen Pufferkapazität des Gesteins von Versauerung betroffen (HAHN & SCHINDLER, 2001).

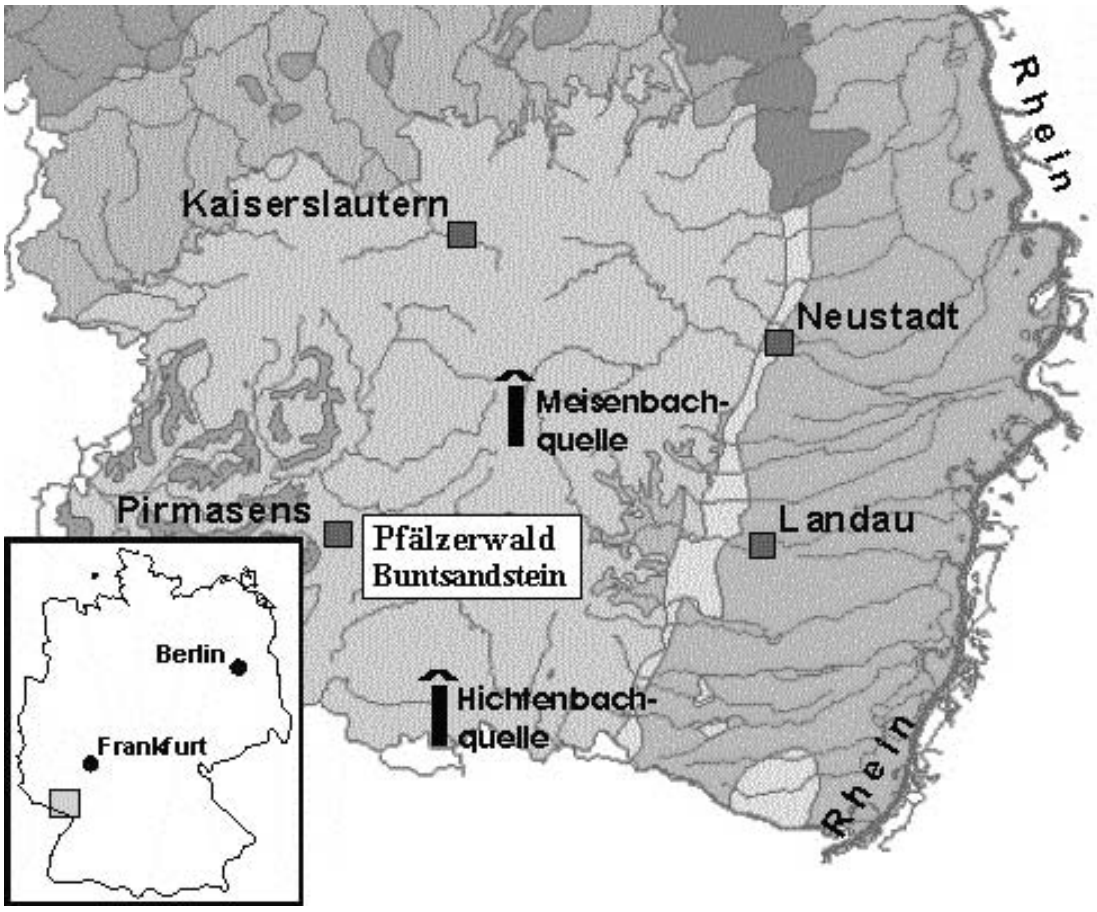


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes und Lage der untersuchten Quellen

Methodik

Für die Besammlung der Meiofauna wurde eine von Hahn (HAHN, subm.) entwickelte Sammelmethodik verwendet. Es wurden pro Quelle jeweils 5, bzw. 6 Messstellen angelegt, welche einen Quer- und einen Längstransekt ergeben. Die Messstellen bestehen aus handelsüblichen Filterrohren (∅ 100 mm = 4“). In diesen werden in zwei Tiefen Sedimentfallen installiert (siehe Abbildung 2). In den Sedimentfallen sammelt sich die Meiofauna und kann aus den entsprechenden Tiefen über die ableitenden Schläuche abgepumpt werden.

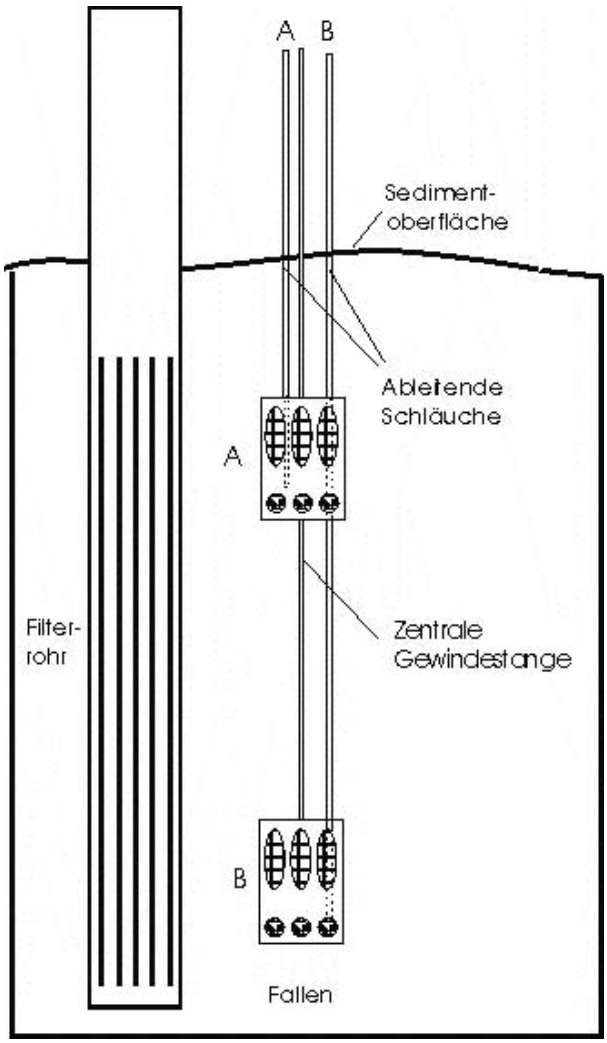


Abb. 2: Darstellung eines Filterrohres und der darin installierten Sedimentfallen (A & B)

Die Messstellen wurden im Abstand von 14 Tagen von März 2003 bis März 2004 beprobt. Hierbei wurden neben der Besammlung der Meiofauna auch physikochemische Parameter wie pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt sowie Nitrat-, Eisen-, Phosphatgehalt, Säurebindungsvermögen und CSB bestimmt. Außerdem wurden hydrologische Parameter wie Grundwasserstände in den Messstellen und der Abfluss der Quellbäche erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Die hydrologischen Verhältnisse an beiden Quellen stellten sich als äußerst komplex dar. Es zeigten sich zum Teil sehr große Unterschiede in den Korrelationen zwischen Abfluss und den Grundwasserständen der einzelnen Messstellen, was auf sehr kleinräumige Unterschiede bezüglich der Hydrologie schließen lässt. So ist z. B. der Einfluss von Oberflächenwasser in einigen Messstellen erheblich, in anderen Messstellen scheint dagegen tieferes, artesisches Grundwasser die Verhältnisse in den Messstellen zu beeinflussen.

Es stellte sich die Frage, inwieweit diese unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse die Hydrochemie und vor allem die Fauna und deren Zusammensetzung beeinflussen und welche Faktoren einen größeren Einfluss auf die Fauna haben; Hydrologie oder Hydrochemie.

In Bezug auf die Hydrochemie konnten keine eindeutigen Korrelationen mit der Fauna gefunden werden, bzw. waren die Ergebnisse zwischen den einzelnen Messstellen oft widersprüchlich. Hier bedarf es weiterer, ausführlicher, statistischer Analysen und der Einbeziehung autökologischer Daten für die gefundenen Arten.

Bezüglich der Besiedlung der Messstellen mit Fauna konnten auch ohne Einbeziehung der autökologischen Daten bereits deutliche Korrelationen mit der Hydrologie gefunden werden. Das soll hier beispielhaft für die Falle 4B der Hichtenbachquelle gezeigt werden. Hier zeigen sich z. B. deutlich negative Korrelationen zwischen der Fauna und dem Abfluss.

Wie auf Abbildung 3 zu erkennen ist, sind die Amphipoda in dieser Falle die abundanteste Tiergruppe. Es handelt sich hierbei um Vertreter der Gattung *Niphargus*, welche im Pfälzerwald vor allem tieferes Kluftgrundwasser anzeigen. Diese Tatsache erklärt auch die negativen Korrelationen der Fauna mit dem Abfluss. Bei hohem Abfluss ist der Einfluss des tieferen Grundwassers in dieser Messstelle offensichtlich geringer, und das wird auch durch den Rückgang der Amphipoda bei hohem Abfluss angezeigt.

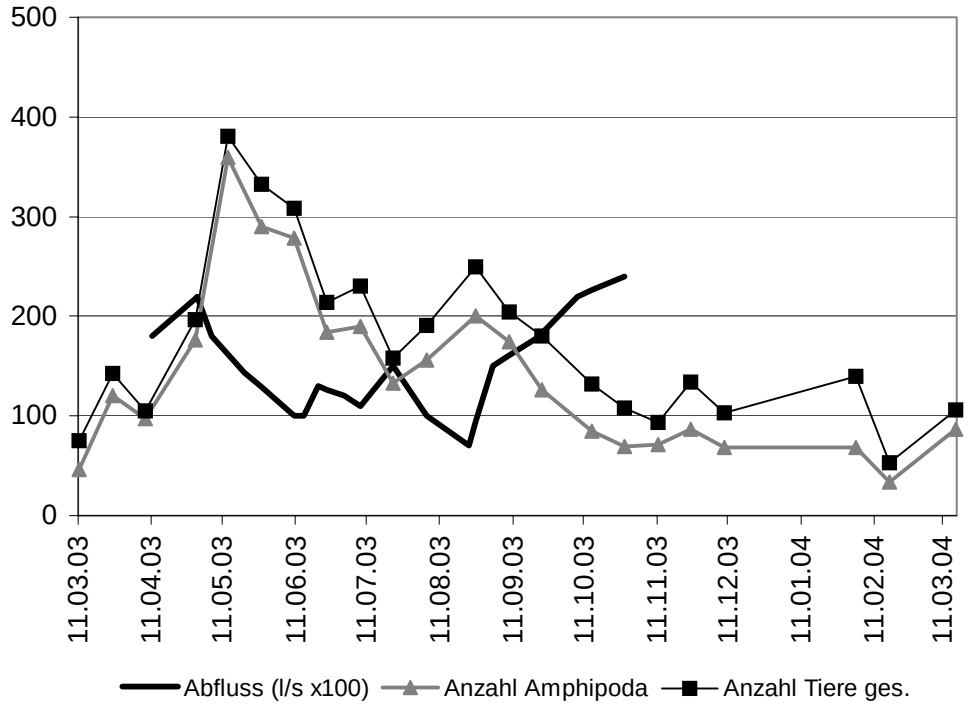


Abb. 3: Darstellung von Abfluss, Anzahl Amphipoda und Anzahl der gesamten Tiere im Jahresverlauf in der Falle 4B der Hichtenbachquelle

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die untersuchten Quellen sind äußerst komplexe Systeme mit kleinräumig sehr starken Unterschieden bezüglich ihrer Hydrologie, Hydrochemie und Fauna. Es gibt eindeutige Korrelationen zwischen der Fauna und der Hydrologie. Die Zusammenhänge zwischen Fauna und Hydrochemie scheinen teilweise widersprüchlich und variieren von Messstelle zu Messstelle, bzw. von Falle zu Falle. Die Bewertung der Zusammenhänge zwischen Fauna, Hydrologie und Hydrochemie ist noch unklar.

Danksagung

Diese Untersuchung wird im Rahmen einer Promotion in der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie and der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau durchgeführt und durch die Landesgraduiertenförderung Rheinland-Pfalz finanziell gefördert.

Literatur

Hahn, H. J., Schindler, H. (2001): Wasser im Pfälzerwald als Lebensraum, Wirtschafts- und Kulturgut. Ann.Sci.Rés.Bios.Trans.Vosges du Nord-Pfälzerwald, 9: 39-61.

Hahn, H. J.: Subm. Unbaited traps – A new method of sampling stygofauna.

Oster, H. (1997): Spurenstoff- und Isotopenuntersuchungen an Quellen bei Merzalben. Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt.

Pichl, W., Müller, W., Theobald, G. (2000): Trinkwassergewinnung im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald. Pages 210-234. In: Hahn, H.-J., Bauer, A. & Friedrich, E. (eds): Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald, Tagungsband.

Roca, J. R., Baltanás, A. (1993): Ecology and distribution of ostracoda in Pyrenean springs. Journal of Crustacean Biology, 13(1):165-174.

Särkkä, J., Levonen, L., Mäkelä, J. (1997): Meiofauna of springs in Finland in relation to environmental factors. Hydrobiologia, 347: 139-150.

Schindler, H. (2000): Die Quellen im Pfälzerwald und ihre tierische Besiedlung – eine Übersicht. Pages 100-114. In: Hahn, H.-J., Bauer, A., Friedrich, E. (eds.): Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald, Tagungsband.

Schindler H., Hahn H.-J. (2000): Quellkartierung Rheinland-Pfalz – Fachgutachten des Bund für Umwelt und Naturschutz, Landesverband Rheinland-Pfalz e.V. im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz.

Grundwasserfauna in Korea I: Entwicklung regionaler Leitbilder für die Grundwasserfauna Koreas – Methoden und erste Ergebnisse

Sven Berkhoff[1] *& Hans Jürgen Hahn*[1]

[1] Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Abt. Biologie, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Im Fort 7, D-76829 Landau/Pfalz

Keywords: Grundwasser, Stygofauna, Regionale Leitbilder, Südkorea

Einleitung

In Südkorea werden zur Zeit große Anstrengungen zur nachhaltigen Nutzung der Grundwasservorkommen unternommen. In Kooperation mit der Korea Water Corporation (KOWACO) und dem Korea Institute of Water and Environment (KIWE) führte die Arbeitsgruppe im Rahmen des 21st Century Frontier Research Programms und des Projektes „Sustainable Development of Water Resources“ grundwasserfaunistische und -ökologische Untersuchungen in Südkorea durch.

Dem Grundwasser kommt aufgrund seiner lebensnotwendigen Funktion als Trinkwasserressource und als Biotop einer artenreichen, hochangepaßten Fauna eine besondere Bedeutung im Naturhaushalt zu (DANIELOPOL, 2000; HAHN, 2002; ROUCH & DANIELOPOL, 1997). Die Kenntnisse über ihre Ökologie sind noch sehr gering, und es fehlen Informationen über grundwassertypische, natürliche Lebensgemeinschaften sowie ihre Reaktionen auf anthropogene Einflüsse. GIBERT (1992) und HAHN & FRIEDRICH (1999) halten die Grundwasserfauna für ein geeignetes Werkzeug zur Bewertung unterirdischer, aquatischer Lebensräume.

Ziel des Teilprojektes „Development of regional models of groundwater fauna in South Korea“ ist die erstmalige, repräsentative Erfassung und Beschreibung der Grundwasserfauna Koreas, die Entwicklung von regionalen Leitbildern und die Bewertung von Umweltfaktoren, die maßgeblich das Auftreten der Stygofauna prägen (Geologie, Hydrochemie, Landnutzung). Um angewandte Fragestellungen z. B. hinsichtlich des Arten- und Biotopschutzes, des Biomonitorings und der nachhaltigen Nutzung des Grundwassers zu klären, ist es u. a. notwendig, Referenzlebensgemeinschaften zu ermitteln, die als Basis für die Entwicklung regionalisierter Leitbilder dienen. Es werden Methoden und erste Ergebnisse kurz dargestellt. Weiterführende Analysen können erst nach der Determination der Meiofauna auf Artniveau durchgeführt werden.

Untersuchungsgebiet

Die südkoreanische Halbinsel liegt zwischen 33° 6‘ N und 38° 31‘ N und umfaßt eine Gesamtfläche von 99.373 km^2, 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 bei Pohang-Woolsan und Kalkstein bei Kangwon, im Osten des Landes (Abb.1). Südkorea kann gemäß den vier großen Hauptflüssen des Landes grob in vier Einzugsgebiete aufgeteilt werden. Das Han-Einzugsgebiet erstreckt sich über den gesamten Norden des Landes, das Geum-Einzugsgebiet liegt im Westen, Die Youngsan- und Nakdong-Einzugsgebiete befinden sich im Südwesten bzw. Osten und Südosten.

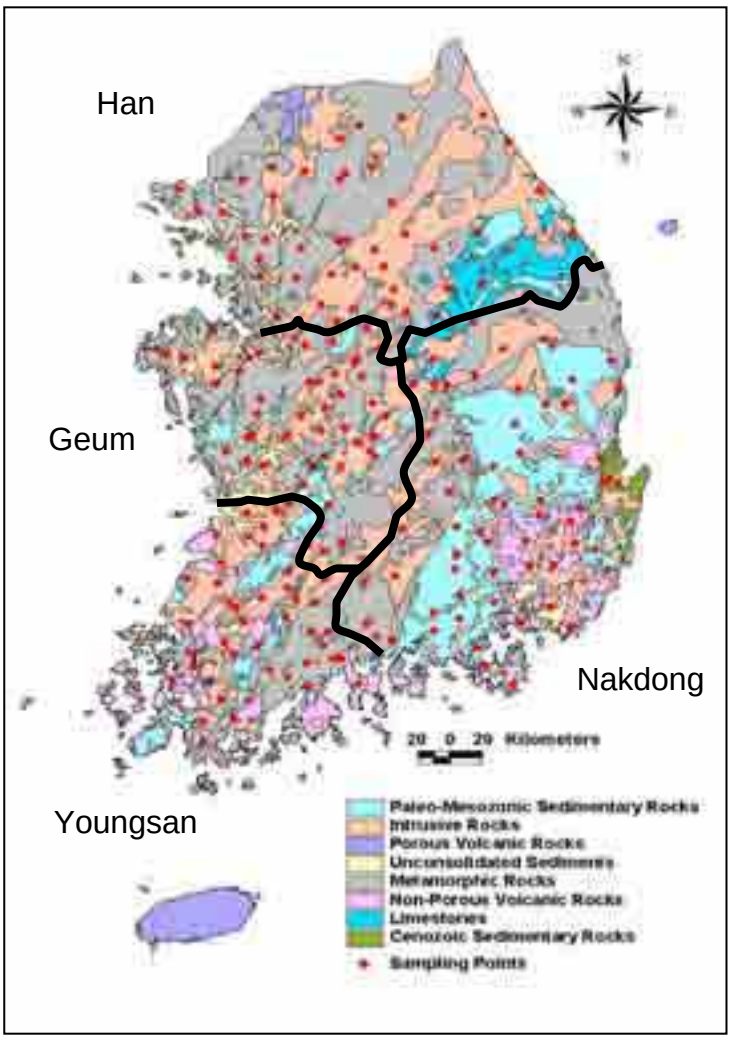


Abb. 1: Hydrogeologische Karte Südkoreas mit den Untersuchungsstandorten

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 zwei Drittel aller Stationen sind zwei Meßstellen vorhanden, die Untersuchungen sowohl des 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) (Abb. 2) wurde ein halbquantitativer Fang der Stygofauna vorgenommen. Die Netzsammler besitzen eine Maschenweite von 74 µm und erlauben das Beproben von Grundwassermeßstellen ab 5 cm Innendurchmesser. Mit dieser Fangmethode wird eine repräsentative Besiedlung der Lebensgemeinschaften widergegeben (DUMAS & FONTANINI, 2001; HAHN, 2001; MALARD et al. 1997; MATZKE & HAHN, 2003).

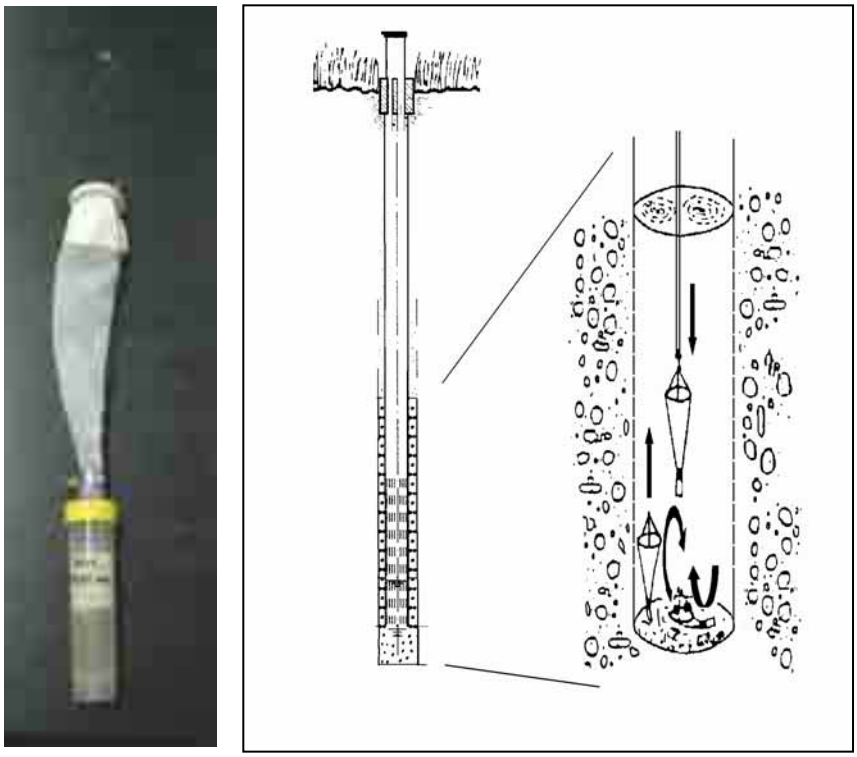


Abb. 2: Netzsammler und Vorgehensweise der Probennahme

Die Wasserproben zur Erfassung der wichtigsten physikalisch-chemischen Wasserparameter (Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Säurebindungsvermögen, Nitrat, Eisen, DOC) wurden mit Hilfe eines Schöpfers entnommen.

Erste Ergebnisse

Insgesamt wurden 594 Proben ausgewertet, von denen 314 Proben (52,77 %) besiedelt waren. Es fanden sich 3875 Tiere aus 18 Taxa. Knapp zwei Drittel der Tiere sind Crustacea wobei die Cyclopiden (33,9 %) die mit Abstand größte Gruppe darstellen. Abb. 3 zeigt die unterschiedlichen Abundanzen der Taxa in den Haupteinzugsgebieten. Die Fauna des Geum-Einzugsgebietes ist besonders taxa- und individuenreich mit einer hohen Dominanz der Cyclopiden, während das Nakdong-Einzugsgebiet taxa- und individuenarm besiedelt ist.

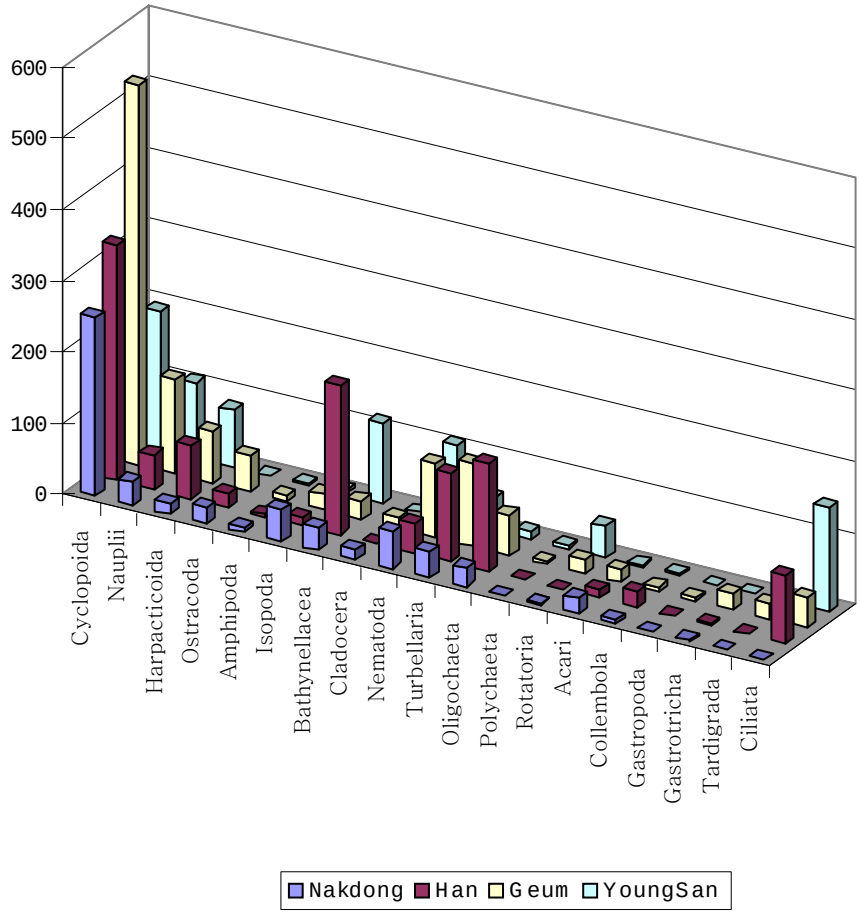


Abb. 3: Vergleich der Individuenanzahl pro Taxon für die einzelnen Einzugsgebiete

Die Stygofauna scheint recht artenreich zu sein. Bisher konnten ca. 15-20 neue Syncaridenspezies ermittelt werden. Die multidimensionale Skalierung der Beprobungen verdeutlicht die Ähnlichkeiten der Faunenzusammensetzungen zwischen den Einzugsgebieten und den unterschiedlichen Aquifertypen (Abb. 4). Es wird ersichtlich, daß für jedes Einzugsgebiet eine spezifische Fauna existiert, d. h. die Fauna spiegelt die unterschiedlichen Verhältnisse der Einzugsgebiete wider.

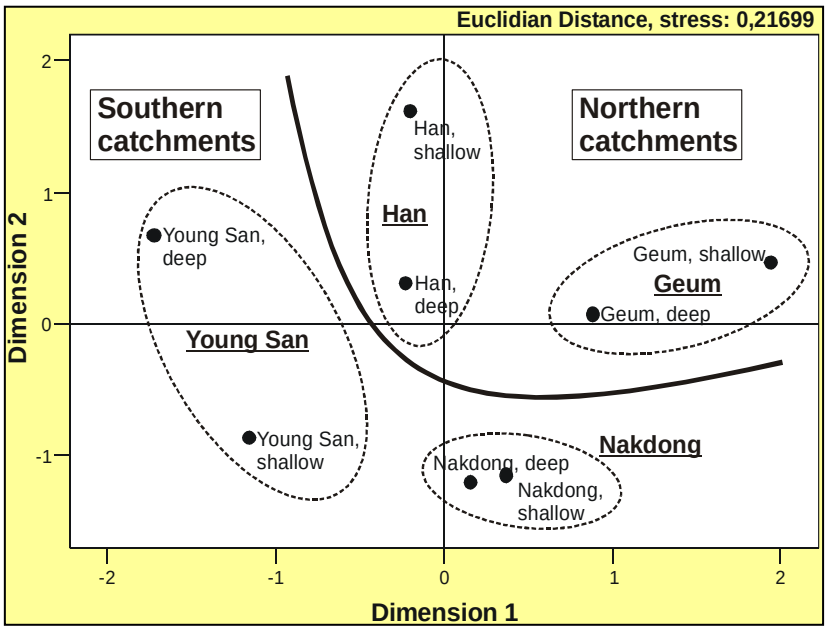


Abb. 4: Fauna: Multidimensionale Skalierung (MDS) der verschiedenen Beprobungen. Die Daten wurden über den Mittelwert der Abundanzen je Taxon und Meßstelle aggregiert

Schlussfolgerungen

Die ersten Ergebnisse deuten auf eine artenreiche Stygofauna in Korea hin, deren Biozönosen sowohl die einzelnen Einzugsgebiete Koreas als auch die unterschiedlichen physiographischen Wirkungsgefüge widerspiegeln. Für genauere Analysen muß das gefangene Tiermaterial noch auf Artniveau bestimmt werden.

Danksagung

Diese Untersuchung wird im Rahmen einer Promotion in der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau durchgeführt. Wir danken der Korea Water Corporation und dem Korea Institute for Water and Environment für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

DANIELOPOL, D. L. (2000): Biodiversity in groundwater: a large-scale view. TREE, 15: 223-224.

DUMAS, P. & FONTANINI, G. (2001): Sampling fauna in aquifers: a comparison of net-sampling and pumping. Arch. Hydrobiol., 4, 661-676.

Gibert, J. (1992): Ground-water ecology in a perspective to environmental sustainability. – In: Proceedings of the first international conference of ground-water ecology. A.W.R.A., Tampa, Florida: 3-13.

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.

HAHN, H. J. (2002): Developing regional models of stygofaunal communities at a landscape scale for the assessment of groundwater conditions – the Naturraum concept.

HAHN, H. J. & FRIEDRICH, E. (1999): Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring und was kann es leisten? Grundwasser, 4: 147-154.

MALARD, F., REYGROBELLET, J. L., LAURENT, R. & MATHIEU, J. (1997): Developments in sampling the fauna of deep water-table aquifers. Arch. Hydrobiol., 138: 401-432.

MATZKE, D. & HAHN, H. J. (2003): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig).

ROUCH, R. & DANIELOPOL, D. L. (1997): Species richness of Microcrustacea in subterranean freshwater habitats. Comparative analysis and approximate evaluation. Int. Rev. ges. Hydrobiol., 82: 121-145.

Grundwasserfauna in Korea II: Die zeit-räumliche Verteilung der Stygofauna im Bereich von Uferfiltrationsanlagen des Nakdong/ Korea unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen – Methoden und erste Ergebnisse

Jörg Bork[1], *Hans Jürgen Hahn*[1]

[1] Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Abt. Biologie, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Im Fort 7, D-76829 Landau/Pfalz

Keywords: Grundwasser, Stygofauna, hydrologische Interaktionen, Nakdong, Südkorea

Einleitung

Zur langfristigen Sicherstellung der Trinkwasserversorgung werden in Südkorea große Anstrengungen zur nachhaltigen Nutzung der Grundwasservorkommen sowie des Uferfiltrats unternommen. In Kooperation mit der Korea Water Resources Corporation (KOWACO) und dem Korea Institute of Water and Environment (KIWE) führte unsere Arbeitsgruppe im Rahmen des Projekts "Sustainable Development of Water Resources" grundwasserfaunistische und -ökologische Untersuchungen in Südkorea durch. Ziel dieses Teilprojektes ist die Erfassung der zeit-räumlichen Verteilung der interstitiellen Meiofauna bzw. der Grundwasserfauna im Bereich von Uferfiltrationsanlagen. Diese dient der ökologischen Bewertung von Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen, die sich z. B. durch natürliche Flutereignisse, aber auch durch den Betrieb von Uferfiltrationsanlagen ergeben. Hierbei soll der Frage nachgegangen werden, in welchem Maße die Stygofauna als Bioindikator zur Bewertung hydrologischer Interaktionen herangezogen werden kann. Vorgestellt werden erste Ergebnisse vom Untersuchungsstandort Dasan-Myeon.

Untersuchungsgebiet

Mit einer Einzugsgebietsfläche von 23.817 km² und einer Lauflänge von 528 km ist der Nakdong das zweitgrößte Flusssystem Südkoreas. Die Untersuchungen erfolgten im Südosten Koreas an zwei Uferabschnitten des Nakdong im Einflussbereich einer Uferfiltrationsanlage (nördlich Changwon; 128° 38' E/35° 22' N) sowie an einem für Uferfiltration geeigneten Referenzstandort (westlich Daegu; 128° 26' E/35° 50' N). Beide Untersuchungsstandorte unterliegen intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und sind durch starke Wasserstandsschwankungen geprägt. Während die Uferbereiche in der Sommerregenzeit (Juni bis August) weiträumig überflutet werden, sinken die Grundwasserstände im weiteren Jahresverlauf auf 5 - 8 m unter Flur ab.

Der Untersuchungsstandort Dasan-Myeon umfaßt einen Uferabschnitt von ca. 300 m Länge und 400 m Breite in 21 m NN, der von einem uferparallelen Damm getrennt und südlich von einem Höhenzug begrenzt wird (Abb. 1). Im Juni 2003 wurde zwischen Ufer und Höhenzug ein Transekt aus drei Grundwasserpegeln (PD 1-3) eingerichtet, das im Oktober 2003 durch ein Paralleltransekt, bestehend aus den vier Grundwasserpegeln PD 4-7, ergänzt wurde.

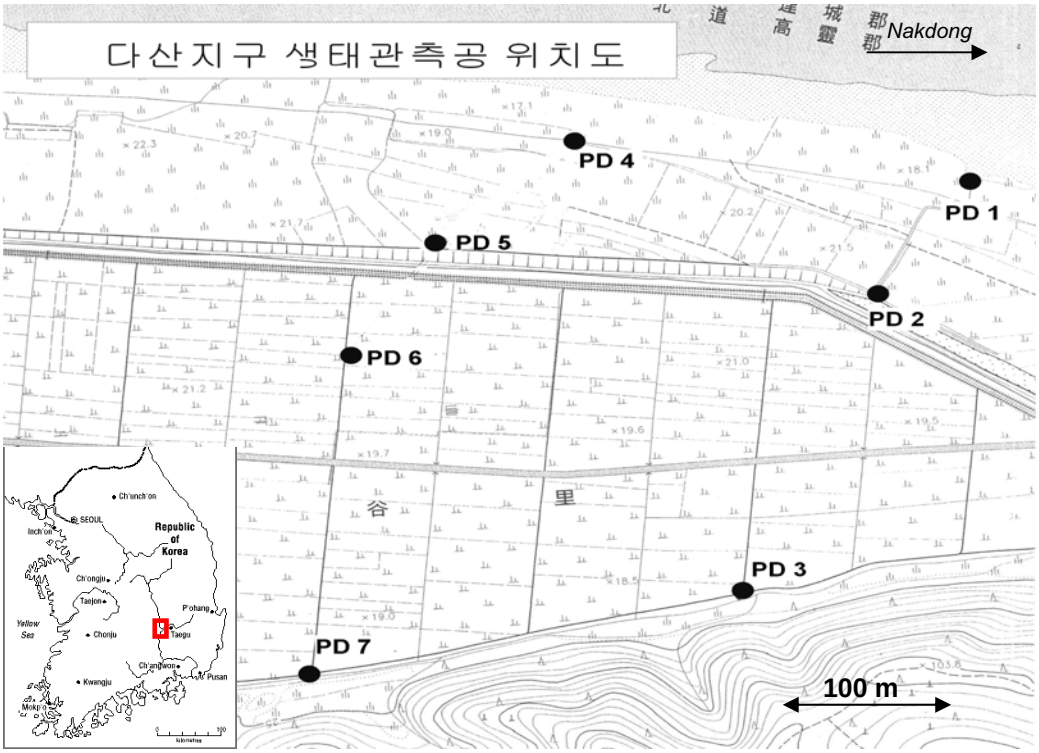


Abbildung 1: Untersuchungsstandort Dasan-Myeon (Daegu)

Material und Methoden

Zur quantitativen Erfassung der Stygofauna und zur Untersuchung ihrer zeit-räumlichen Verteilung kamen geschichtete Fallensysteme zum Einsatz (Abb. 2) (HAHN 2003, -).

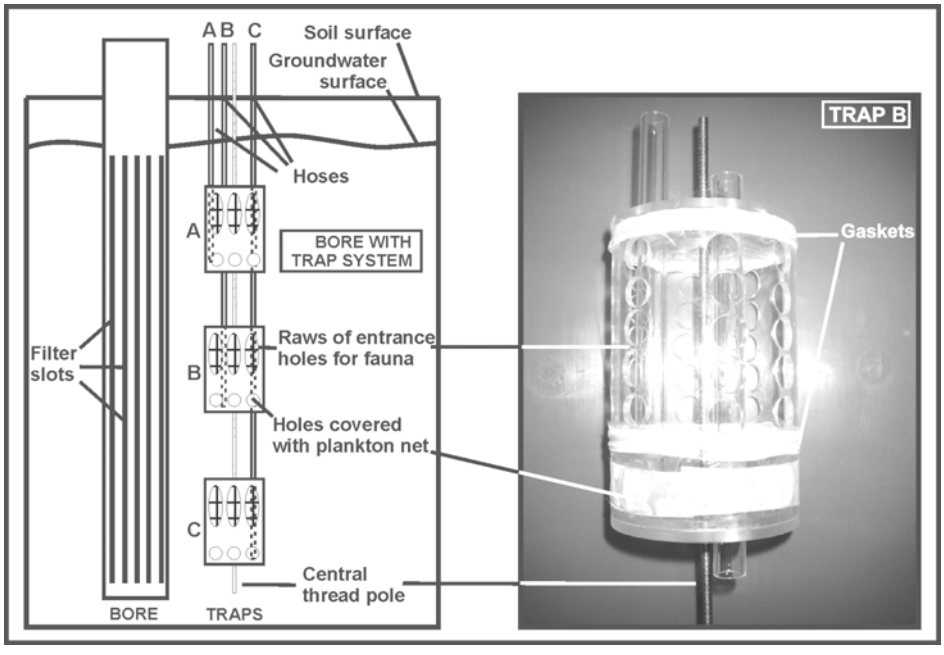


Abbildung 2: Eingesetzte geschichtete Fallen zur Erfassung der Stygofauna (Quelle: HAHN -)

An beiden Untersuchungsstandorten wurden insgesamt 12 Grundwasserpegel aus Filterrohren (Ø = 100 mm, Schlitzweite = 1,5 mm) mit einer Tiefe von 12 m unter Flur eingerichtet und spezielle Fallen in Tiefen von 5 m, 7,5 m und 10 m installiert. Bei den Fallen handelt es sich um 10 cm hohe Kunststoffzylinder (Ø = 100 mm), die mit Bohrungen versehen und im unteren Bereich durch Gaze (74 µm) verschlossen sind (Abb. 2). Die durch die Filterrohre und Bohrungen seitlich eindringende Stygofauna sammelt sich am Boden der Falle und wird mittels einer manuellen Vakuumsaugpumpe abgepumpt (HAHN 2003, -). Bedingt durch einen zu hohen Grundwasserflurabstand von über 7 m erfolgte die Untersuchung der Pegel PD 5 und PD 6 mittels Netzsammler (FUCHS & HAHN, unveröff.) und Schöpfer. Ferner wurden die physikochemischen Wasserparameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH, Nitrat, Phosphat, Carbonathärte, Säurebindungsvermögen und DOC erfasst. Die Beprobungen wurden in der Zeit von Juli 2003 bis Juni 2004 zweimal pro Monat ausgeführt.

Erste Ergebnisse

Während der Untersuchungen wurden insgesamt 234 Fallenproben entnommen, von denen 205 besiedelt waren (87,6 %). Es konnten dabei 10.732 Individuen aus 10 Großgruppen erfasst werden, unter denen Cyclopiden (39 %), Acari (25 %) und Nematoden (12 %) dominieren. Die in Abbildung 3 dargestellte MDS vergleicht die Besiedlung (nach taxonomischer Zusammensetzung und Abundanzen) der einzelnen Fallen miteinander und ordnet sie aufgrund ihrer Ähnlichkeit an.

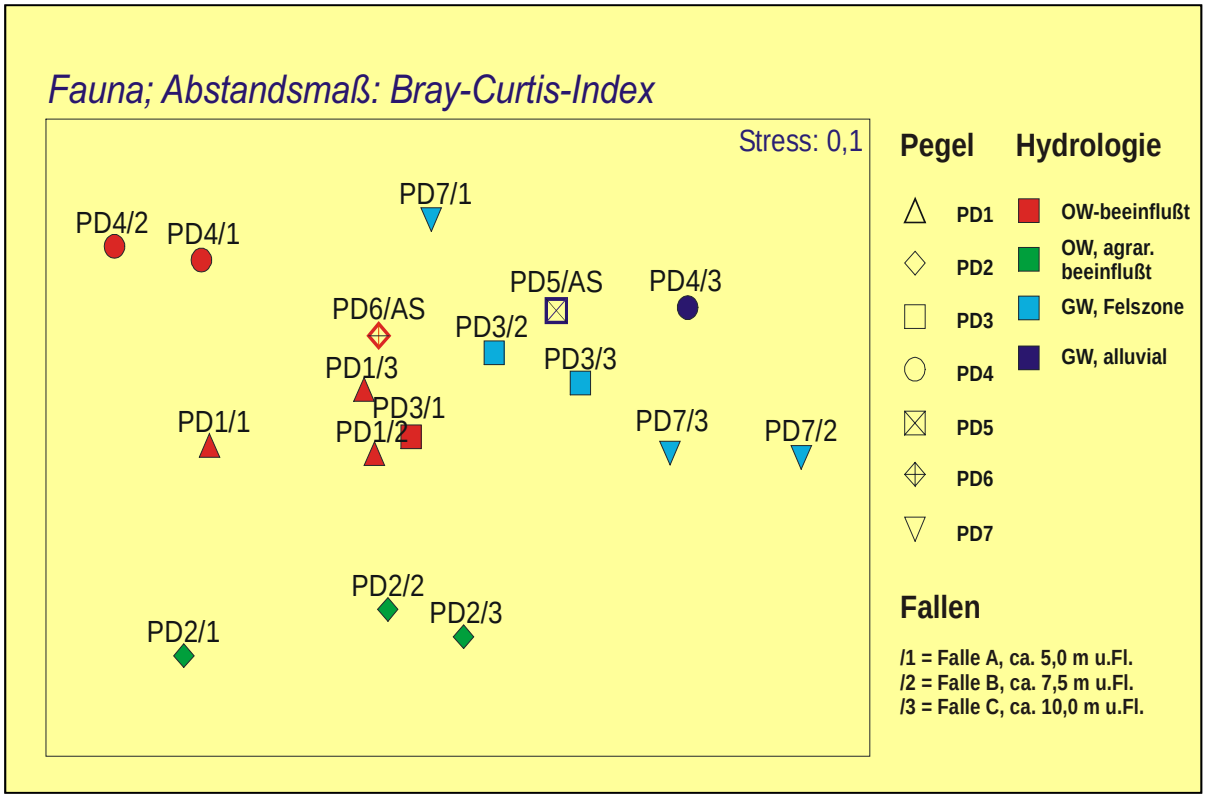


Abbildung 3: Fauna-MDS (Multidimensionale Skalierung) – Besiedlungszusammensetzung der Grundwasserpegel im Vergleich – (Symbole = Pegelzugehörigkeit; Farben = hydrologische Zugehörigkeit)

Anhand der Stygofauna kann der Standort in zwei Hauptzonen mit unterschiedlichen hydrologischen Verhältnissen unterteilt werden, in eine oberflächenwasserbeeinflusste Zone und einen von Tiefengrundwasser der Felszone und des Talaquifers geprägten Bereich (Abb. 3). Von der oberflä-

chenwasserbeeinflussten Uferzone lässt sich mit Pegel PD 2 ein Bereich abgrenzen, der zusätzlich durch landwirtschaftliche Einträge gekennzeichnet ist (Abb. 3). Die durch Tiefengrundwasser beeinflussten Bereiche können nochmals in durch alluviales Grundwasser und durch Grundwasser der Felszone geprägte Bereiche unterteilt werden (Abb. 3). Abbildung 4 zeigt die relativen Werte von Sauerstoffgehalt und Carbonathärte der Probeorte, die über die Fauna-MDS gelegt sind. Die durch die Stygofauna angezeigte Trennung zwischen von Oberflächenwasser und Tiefengrundwasser beeinflussten Bereichen wird durch die physikochemischen Wasserparameter bestätigt.

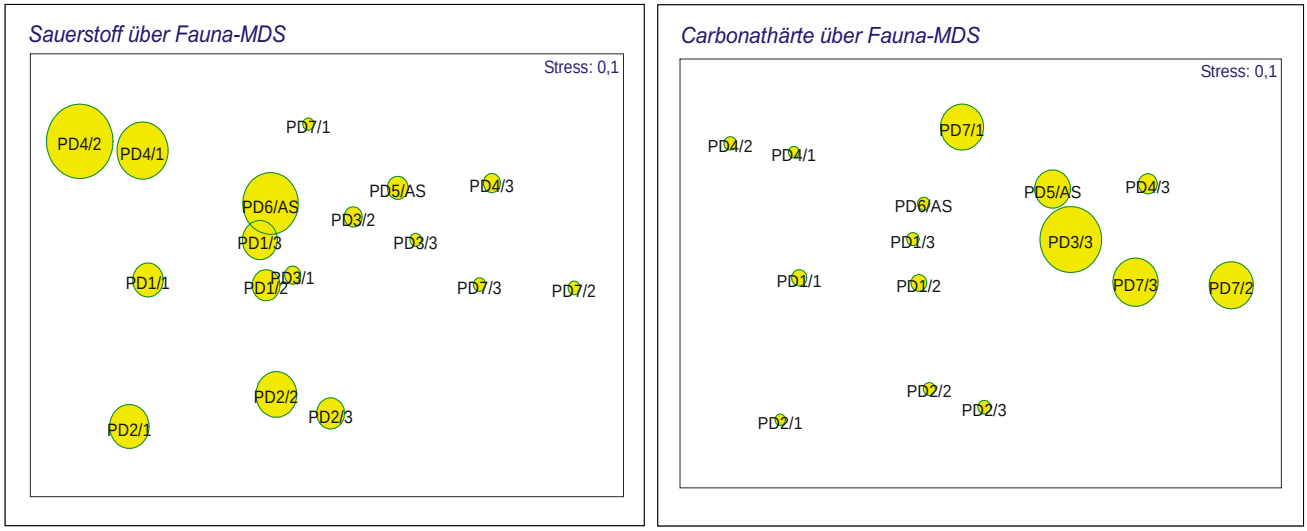


Abbildung 4: Vergleichende Darstellung der Parameter Sauerstoff und Carbonathärte über Fauna-MDS

Ausblick

Wie die ersten Ergebnisse zeigen, spiegelt die Stygofauna bereits auf hoher taxonomischer Ebene die unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse des Untersuchungsgebietes wider. Für einen tieferen Einblick in die zeit-räumliche Verteilung der Stygofauna ist zunächst die genaue Determination der gesammelten Fauna erforderlich.

Danksagung

Diese Untersuchung wird im Rahmen einer Promotion in der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, durchgeführt.
Wir danken der Korea Water Resources Corporation (KOWACO) und dem Korea Institute of Water and Environment (KIWE) für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

HAHN, H. J. (2003): Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im hyporheischen Interstitial und im Grundwasser? Limnologica, 33: 138-146

HAHN, H. J. (-): Unbaited traps – A new method of sampling stygofauna. Manuskript, eingereicht bei Limnologica.

FLIESSGEWÄSSER

LESZINSKI, M. & WALZ, N.: Einfluss der Flussmorphologie auf die Makrozoobenthos-Besiedlung entlang eines Urbanisierungsgradienten – am Beispiel der Spree

LAUTENSCHLÄGER, M.: Einsatz von Totholzexponaten bei der Aufwertung urban geschädigter Gewässerabschnitte

FIEBICH, R. & STÖCKMANN, A.: Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung der Kleinen Aller

NOLTE, J. & MEYER, E. I.: Untersuchungen zur ökologischen Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer mit Hilfe von Fallen

SCHROEDER, A., MEYER, E. I. & SCHIMMER, H.: Untersuchungen zur Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage Telgte für das Makrozoobenthos

SCHATTMANN, A. & THIEL, A.: Naturnahe isolierte Gewässerabschnitte am Niederrhein – Potenziale zur Wiederbesiedlung degenerierter Fließgewässer ?

MENA, R. & MEYER, E. I.: Oxygen metabolism of a sandy lowland stream, Germany

MENA, R., MEYER, E. I. & KASCHEK, N.: Temporal variation of nitrate concentrations in two lowland streams of North Germany

BÄTHE, J. & CORING, E.: Monitoring der benthischen Primärproduktion in der Werra – Erste Erfahrungen

Einfluss der Flussmorphologie auf die Makrozoobenthos-Besiedlung entlang eines Urbanisierungsgradienten - am Beispiel der Spree

Marc Leszinski & Norbert Walz

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, leszinski@igb-berlin.de

Keywords: Tieflandfluss, Urbanisierung, Makrozoobenthos, Morphologie, Bewertung, Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Urbanisierung beeinflusst die Ökologie von Flüssen durch flussinterne Veränderungen (morphologische) sowie Veränderungen im Einzugsgebiet (hydrologische, Nähr- und Schadstoffeinträge) (Paul & Meyer 2001). Neben Forschungsarbeiten zu den Auswirkungen vom Versiegelungsgrad des Einzugsgebietes (z.B. Arnold & Gibbons 1996, Podraza 1999), von Nährstoffanreicherung (Seager & Abraham 1990; Beavan et al. 2001) und Sedimenttoxizität (Benke & Wallace 1997) durch Urbanisierung auf das Makrozoobenthos, bemerkten Paul & Meyer (2001) in ihrem Review zur urbanen Fließgewässerökologie die Seltenheit von deterministischen Studien über die spezifischen Mechanismen von Urbanisierung und deren ökologischen Auswirkungen. Forschungsergebnisse zu Auswirkungen der urbanen Veränderung von Siedlungssubstraten auf die Makrozoobenthosbesiedlung stammen i.d.R. von Untersuchungen an Bächen (z.B. Rogers et al. 2002), seltener von Flüssen (Attrill et al. 1999). Die Urbanisierung der Spree im östlichen Teil der Stadt Berlin umfasst im Wesentlichen den Uferverbau und Substratveränderung der Sohle (Einbringung künstlicher sowie Ausfall oder Überprägung natürlicher Substrate), Aufstau, Einleitung von Oberflächenabfluss und behandeltem Abwasser. Ziel der Untersuchung war es zum einen die Hypothese zu prüfen, dass im Maßstab eines Flussabschnittes insbesondere die strukturellen Parameter Ufermorphologie und Substratausstattung die Makrozoobenthoszönose bestimmen. Zum anderen sollte überprüft werden, ob sich die zunehmende multiple Belastung entlang eines Urbanisierungsgradienten von der Stadtperipherie zum Stadtzentrum in einer Abnahme der Diversität und der faunistischen Ähnlichkeit zur Referenzzönose widerspiegelt.

Material und Methoden

Um den Einfluss der multiplen anthropogenen Belastung auf die Makrozoobenthoszönose zu erfassen, wurden sechs Flussabschnitte der Spree in Berlin entlang eines Gradienten zunehmender Urbanisierung vom südöstlichen Stadtrand zum Stadtzentrum untersucht. Ein Flussabschnitt der Müggelspree bei Burig, oberhalb Berlins diente als biozönotische und morphologische Referenz. In jedem dieser Flussabschnitte wurden zwei sich gegenüberliegende 100 m lange und 5-10 m breite ufernahe Probestellen im Oktober 2002 und April 2003 quantitativ und substratspezifisch beprobt. Der Flächenanteil der einzelnen Substrate wurde visuell geschätzt und die Schwermetallbelastung der Sedimente (SB) bestimmt. Die versiegelte, an die Kanalisation angeschlossene Fläche (VF) der probestellenspezifischen Teileinzugsgebiete wurde anhand von Daten der Bewag AG ermittelt. Durch paarweisen Vergleich der Makrozoobenthosbesiedlung von jeweils zwei unterschiedlich strukturierten, sich gegenüberliegenden Probestellen innerhalb eines Flussabschnittes ließ sich der Einfluss der strukturellen Parametern von anderen Umweltvariablen separat untersuchen. Da das Makrozoobenthos (MZB) aufgrund der Substratheterogenität mit verschiedenen Probenahmetechniken erfasst wurde, sind für die Datenanalyse flächenstandardisierte, relative Abundanzen verwendet worden. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (MDS, Clarke 1993) und den Prozeduren ANOSIM (Analysis of Similarity) des Programms PRIMER v5 (Clarke & Gorley 2001) analysiert. Für die Berechnung der MZB-

und Substratdiversität wurde der „log series α“ Index (Fisher et al. 1943) verwendet. Der Zusammenhang zwischen MZB-Diversität bzw. Artenzahl der Trichoptera und Substratdiversität sowie SB (normalverteilt: Shapiro-Wilk, p=0,01) wurde mittels linearer Regression (Bestimmtheitsmaß: r^2), der Zusammenhang zwischen MZB-Diversität bzw. Artenzahl der Trichoptera und VF (nicht normalverteilt) mittels Spearman-Rang-Korrelation (Koeffizient: r_s) bestimmt.

Ergebnisse

Einfluss der Urbanisierung auf die Makrozoobenthosdiversität und Artenzusammensetzung

Die Substrate der Ufer und die dem Ufer vorgelagerten Substrate wurden separat ausgewertet, da der Uferverbau zu unterschiedlichen Beeinträchtigungsgraden an den Substraten der Ufer und der vorgelagerten Sohlbereiche führte. Zunächst wurde geprüft, ob sich der zunehmende Urbanisierungsgrad in einer kontinuierlich abnehmenden Diversität bzw. einer kontinuierlichen Abnahme der faunistischen Ähnlichkeit zur Referenzzönose widerspiegelt. Weder an den Ufersubstraten, noch an den vorgelagerten Substraten nahm die MZB-Diversität kontinuierlich mit zunehmendem Urbanisierungsgrad ab. Die mit vertikalem Verbau (Holzfaschinen, Beton, Stahlspundwand, Mauerwerk) versehenen Ufer wiesen im Vergleich zu Wurzeln an der Referenz (1L,1R: MW_α=5,92 ± 2,77) eine deutlich reduzierte Diversität (MW_α=1,77 ± 0,34) auf. Eine vergleichsweise hohe MZB-Diversität wurde für Wurzelbärte (3L: α=4,17) und für Steinschüttungen (6R: α=5,94) ermittelt (Abb. 1 A). An den vorgelagerten Substraten war die MZB-Diversität am Flussabschnitt 7 (MW_α=3,48 ± 0,04) gegenüber der oberhalb gelegenen Flussabschnitte deutlich reduziert (Abb. 1 B). Von der Stadtperipherie (2L,2R) bis zu den Probestellen 6L,6R war die probestellenspezifische MZB-Diversität unabhängig von der Lage im Gradienten. Dieser Trend bestätigte sich hinsichtlich der faunistischen Ähnlichkeit zur Referenzzönose: Die Uferbesiedlung unterschied sich an allen Probestellen, unabhängig vom Urbanisierungsgrad, signifikant von der Referenz (Abb.2 A, ANOSIM R=0,99 p=0,01). Die MZB-Zönose der vorgelagerten Substrate an Probestelle 7L, 7R und 6R unterschieden sich am stärksten, an Probestelle 2L am geringsten von der Referenzzönose. Die faunistische Unähnlichkeit der verbleibenden urbanen Probestellen (3L,3R und 2R, 4L-6R) zur Referenz war trotz unterschiedlicher Urbanisierungsgrade vergleichbar. Die faunistische Unähnlichkeit an den vorgelagerten Substraten zur Referenz war signifikant, jedoch wesentlich geringer als an den Ufersubstraten (Abb.2 B, ANOSIM R=0,44 p=0,02).

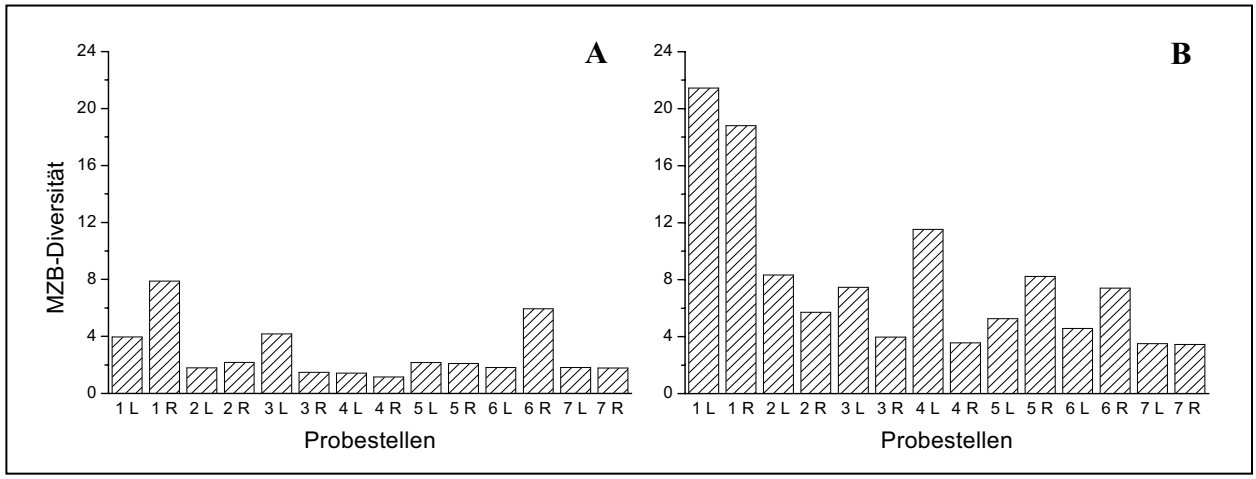


Abb. 1: MZB-Diversität an Referenz (1L, 1R) und entlang des Urbanisierungsgradienten (2L-7R) an den Ufersubstraten (A) und an den vorgelagerten Substraten (B)

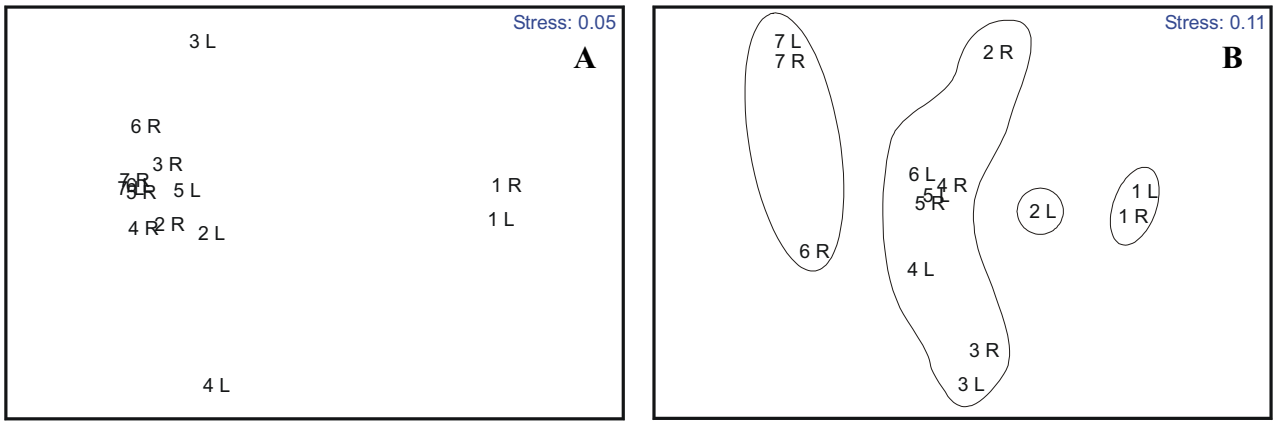


Abb. 2: MDS-Plot des MZB der Ufersubstrate (A) und der vorgelagerten Substrate (B) an Referenz (1L, 1R) und entlang des Urbanisierungsgradienten (2L-7R)

Einfluss der Ufermorphologie und Substratausstattung auf die Makrozoobenthosdiversität

An fünf Flussabschnitten unterschieden sich die jeweils gegenüberliegenden Probestellen in den strukturellen Parametern und wurden hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen MZB-Diversität und Uferverbauungstyp sowie Diversität der vorgelagerten Substrate ausgewertet. Im Vergleich von vertikalen Uferwänden unterschiedlicher Materialien (Holzfaschinen, Beton, Stahlspundwand, Mauerwerk) wurden keine signifikanten Unterschiede in der MZB-Diversität festgestellt (ANOSIM n.s.). Hoch signifikante Unterschiede der MZB-Diversität traten jedoch zwischen Wurzeln (3L) und Betonwand (3R) sowie zwischen Steinschüttung (6R) und Betonwand (6L) auf (ANOSIM R=0,59 p=0,001). Ebenfalls waren die Unterschiede der MZB-Diversität an den vorgelagerten Substraten signifikant (Abb. 3, ANOSIM R=0,84 p=0,01). Darüber hinaus waren MZB- (Ufer- und vorgelagerte Substrate zusammengefasst) und Substratdiversität über den gesamten Urbanisierungsgradienten signifikant positiv korreliert (r^2=0,60 p=0,01 n=12) (Abb. 4). Dem gegenüber war der Zusammenhang zwischen MZB-Diversität und der versiegelten, an die Kanalisation angeschlossene Fläche im Teileinzugsgebiet (r_s=-0,42 p=0,17 n=12) nicht signifikant. Zwischen MZB-Diversität der Sohlsubstrate und Schwermetallbelastung des Sediments konnte kein Beziehung festgestellt werden (r^2=0,24 p=0,11 n=12).

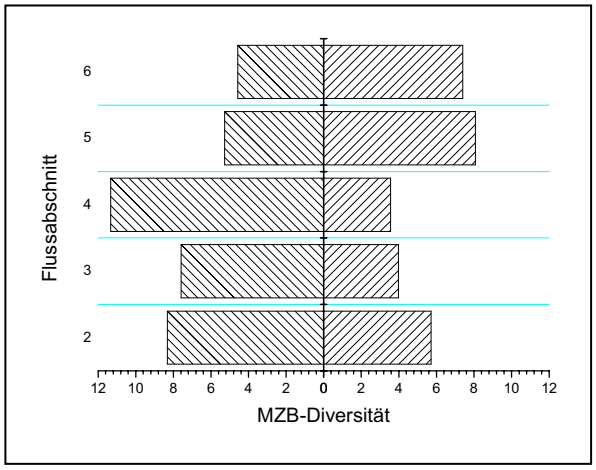


Abb. 3: flussabschnittsinterner Vergleich der MZB-Diversität an den vorgelagerten Substraten von jeweils zwei strukturell unterschiedlichen Probestellen

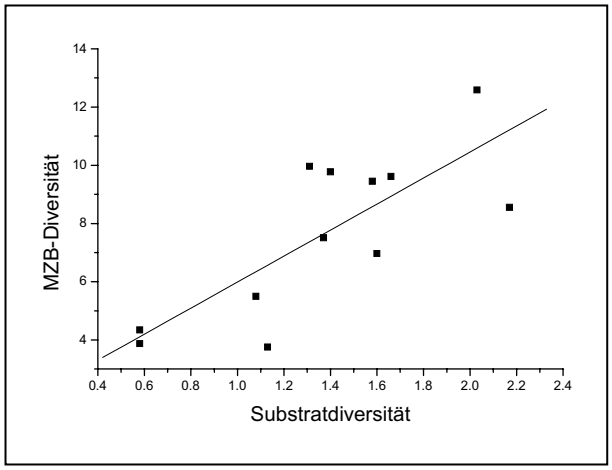


Abb. 4: Zusammenhang zwischen urbaner MZB- und Substratdiversität (Ufer- und vorgelagerte Substrate zusammengefasst) r^2=0,60 p=0,01 n=12

Multiple Belastungen durch Urbanisierung am Beispiel der Trichoptera

Wenn auch die Diversität der gesamten Makrozoobenthoszönose mit zunehmender Urbanisierung nicht kontinuierlich abnahm, spiegelte sich der Gradient in abnehmender Artenzahl und rückläufigen durchschnittlichen Individuendichten der Trichoptera wider (Abb. 5). So fielen beispielsweise der lithobionte *Tinodes waeneri* an den Probestellen 7L und 7R und der xylobionte *Lype reducta* an der Probestelle 5R aus, obwohl ihre bevorzugten Siedlungssubstrate dort vorhanden waren. Die Trichoptera-Artenzahl war einerseits positiv korreliert mit der Substratdiversität (r^2=0,64 p=0,01 n=12), andererseits negativ mit der Schwermetallbelastung des Sediments (r^2=0,43 p=0,05 n=12) und der versiegelten, an die Kanalisation angeschlossenen Fläche im Teileinzugsgebiet (r_s=-0,90 p=0,0001 n=12), die als eine der Hauptquellen der Belastung der Wasserqualität (Klein 1979) angesehen werden kann.

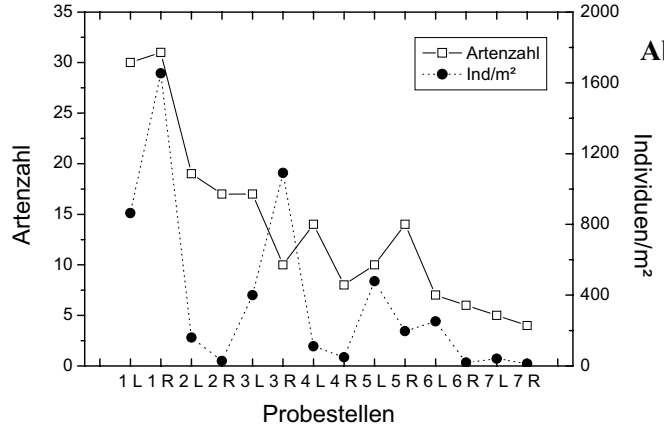


Abb. 5: Artenzahl und Individuendichte der Trichoptera (im Mittel aller Substrate) an Referenz (1L, 1R) und entlang des Urbanisierungsgradienten (2L-7R)

Diskussion

Die eingangs formulierte Hypothese, dass insbesondere strukturelle Parameter wie Ufermorphologie und Substratausstattung die Ausbildung der urbanen Makrozoobenthoszönose bestimmen, konnte hinsichtlich der Diversität zum einen mit dem flussabschnittsinternen Vergleich unterschiedlich strukturierter Probestellen verifiziert werden. Zum anderen konnte ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen MZB- und Substratdiversität für den untersuchten Urbanisierungsgradienten aufgezeigt werden. Die Schwermetallbelastung des Sediments und die versiegelte, an die Kanalisation angeschlossene Fläche der Teileinzugsgebiete ist von geringerer Bedeutung bezüglich der Diversität der MZB-Zönose. Die ökologische Auswirkung erhöhter Nähr- und Schadstoffkonzentrationen, die hier ausschließlich als Teil der Summationswirkung der multiplen Belastung dargestellt werden können, sind vornehmlich anhand der Trichoptera nachweisbar. Es konnte jedoch gezeigt werden, dass die urbane MZB-Diversität im stärkeren Ausmaß von strukturellen Parametern als vom Urbanisierungsgrad gesteuert wird. Die faunistische Unähnlichkeit zwischen der urbanen MZB-Zönose und der Referenzzönose war an den stark verbauten Ufern wesentlich größer als an den vorgelagerten Substraten, wenn auch bei beiden Gruppen signifikant, da das Uferhabitat stärker degradiert ist. Des weiteren traten die faunistischen Unterschiede zwischen den urbanen Probestellen i.d.R. nicht mit wesentlich unterschiedlichen Abweichungen zur Referenz auf. Auffällige Ausnahmen davon stellte die MZB-Zönose der vorgelagerten Substrate der stark urbanisierten Probestellen 7L,7R und 6R sowie der gering urbanisierten Probestelle 2L dar. Bei hohem Urbanisierungsgrad war die höhere Substrat- und folglich auch MZB-Diversität an Probestelle 6R mit einer erhöhten faunistischen Unähnlichkeit zur Referenz (i.Vgl. zu 6L) verbunden, an der Stadtperipherie mit geringerer multipler Belastung an Probestelle 2L führte die höhere Substratdiversität zu einer der Referenz ähnlicheren MZB-Besiedlung (i.Vgl. zu 2R). Dieser Sachverhalt ist von spezieller Relevanz für die Bewertung des ökologischen Potenzials urbaner Flüsse.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Es konnte gezeigt werden, dass die urbane MZB-Diversität überwiegend von strukturellen Parametern gesteuert wurde. Andere Umweltvariablen der multiplen Belastung (Schwermetallbelastung des Sediments und versiegelte Fläche im Einzugsgebiet als Quelle von Nähr- und Schadstoffeinträge) waren von geringerem Einfluss. Dabei war eine höhere MZB-Diversität in der Regel nicht mit einer größeren faunistischen Ähnlichkeit zur Referenzzönose verbunden. Dass strukturelle Degradation an den Ufersubstraten und den vorgelagerten Substraten unterschiedliche Ausprägungen und Auswirkungen auf das MZB zeigte, bestätigt die Verwendung eines substratspezifischen Ansatzes für die ökologische Zustandsbewertung stark veränderter Gewässer anhand des MZB. Die Strategie, alle vorkommenden Substrate gleichermaßen zu berücksichtigen, hat sich bewährt, da es in stark veränderten Fließgewässern insbesondere die sehr seltenen, hinsichtlich ihrer Flächenausdehnung unbedeutenden Substrate sind, die wertvolle Hinweise auf das „ökologische Potenzial" im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie erbringen können. Erste Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Erfolgswahrscheinlichkeit von strukturell-morphologischen Sanierungsoptionen vom Grad der Urbanisierung abhängen. Dies ist zu berücksichtigen, wenn das Entwicklungsziel eine der Referenzzönose ähnlicheren MZB-Besiedlung des urbanen Flusses ist.

Danksagung

Wir danken Dipl.-Ing. (FH) Mario Brauns, Maike Dieckmann, Dr. Martin Pusch, Ulrike Schwarzwälder, Monika Sennekamp und Dipl.-Geogr. Katrin Wolter für die Mitarbeit. Die Ergebnisse sind Teil der Dissertation „Bewertung der Hydromorphologie entlang eines Urbanisierungsgradienten für die Besiedlung benthischer Makroinvertebraten" des Erstautors, gefördert innerhalb des Graduiertenkollegs: Stadtökologische Perspektiven einer europäischen Metropole – das Beispiel Berlin (DFG – Grako 780, http://www.geographie.hu-berlin.de/gkol/index.html).

Literatur

Arnold, C. L., & C. J. Gibbson (1996): Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. Am. Planners Assoc. J. 62: 243-258.

Attrill, M. J., Bilton, D. T., Rowden, A. A., Rundle, S. D. & R. M. Thomas (1999): The impact of encroachment and bankside development on the habitat complexity and supralittoral invertebrate communities of the Thames Estuary foreshore. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 9: 237-247.

Beavan, L., Sadler, J. & C. Pinder (2001): The invertebrate fauna of a physically modified urban river. Hydrobiologia 445: 97-108.

Benke, A. C. & J. B. Wallace (1997): Trophic basis of production among riverin caddisflies: implications for wood web analysis. Ecology 78: 1132-1145.

Clarke, K.R. & R.N. Gorley (2001): PRIMER v5: User Manual/Tutorial.- PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK, 91pp., Plymouth

Clarke, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure.- Aust. J. Ecol., 18, 117-143.

Fisher, R.A., Corbet, A.S. & C. B. Williams (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. - J. Anim. Ecol. 12: 42-58.

Klein, R. D. (1979): Urbanization and stream quality impairment. Water Resource Bulletin 15: 948-963.

Paul, M. J. & J. L. Meyer (2001): Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics 32: 333-365.

Podraza, P. (1999): Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation - Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose. - Essener Ökologische Schriften Bd. 10, 234 S.+ Anhang.

Rogers, C. E., Brabander, D. J., Barbour, M. T. & H. F. Hemomd (2002): Use of physical, chemical and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. Environmental toxicology and chemistry 21:1156-1167.

Seager, J. R. G. Abraham (1990): The impact of storm sewage discharges on the ecology of a small urban river. Water Sci. Technol. 22: 163-171.

Einsatz von Totholzexponaten bei der Aufwertung urban geschädigter Gewässerabschnitte

Melanie Lautenschläger[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Campus Essen, Abt. Hydrobiologie

Keywords: Renaturierung, Totholz, Urbanisierung, Ersatzstrukturen

Einleitung

Gewässer in Ballungsräumen zeichnen sich in der Regel durch morphologische Degradationen (Habitatverlust, Strukturarmut) aus, die zu einer Verarmung der Makrozoobenthoszönose führen. Aufwendige Renaturierungsmaßnahmen, zu denen Gewässerbettaufweitungen und Bepflanzungen der Ufer gehören, sind meist durch Konflikte mit der angrenzenden Nutzung ausgeschlossen.

Das Einbringen von Ersatzstrukturen wird seit langem als Maßnahme zur Aufwertung von Strukturarmen Gewässerabschnitten diskutiert. Auf Grund seiner vielseitigen Nutzung durch die Invertebraten als Habitat, Refugium und Nahrungsquelle wird dem Totholz ein Aufwertungspotenzial zugesprochen.

In einer 2-jährigen Studie wurden insgesamt 18 Exponate mit Totholz in Gewässer des Typs 5 (Grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) eingebracht und für mehrere Wochen exponiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Es wurden 5 Gewässer im Einzugsgebiet der Ruhr (Ökoregion 9, Illies 1978) ausgewählt. Entsprechend ihrer Geologie und der damit verbundenen Fließgewässerlandschaften nach Briem (2003), sind die Fließgewässer im Ruhreinzugsgebiet vorwiegend dem grob- bis feinmaterialreichen silikatischen Bach oder Fluss des Grundgebirges zuzuordnen. Die morphologische Schädigung der Taxozönose an den ausgewählten Gewässerabschnitten zeigte sich bei der AQEM[1]-Bewertung für die Makrozoobenthos-Beprobung im Herbst 2002: Die Untersuchungsstellen wurden als ‚moderate' eingestuft. Die Probestellen liegen zwischen acht und 20 km von der Quelle entfernt, in 150 bis 300 m ü. NN. Die Strömungsgeschwindigkeit liegt zwischen 0,5 und 1,0 m/s. Mit einem Waldanteil – Laub- und Nadelforst wurden zusammengefasst – im Einzugsgebiet von > 50 % ist das Wiederbesiedlungspotential für die Probestellen als ‚hoch' einzuschätzen.

[1] AQEM, EU founded project for "The development and testing of an integrated *a*ssessment system for the ecological *q*uality of streams and rivers throughout *E*urope using benthic *m*acroinvertebrates".

Material und Methoden

Exponierte Holzpakete bedürfen in Mittelgebirgsbächen mit Fließgeschwindigkeiten von 0,5 bis 0,9 m/s einer besonderen Befestigung. Daher wurden Stahlkästen verwendet, die auf einen 7 x 30 x 38 cm großen Betonsockel montiert sind und etwa 25 kg wiegen. Auf dem Betonsockel ist eine halbkugelförmige Glocke aus Edelstahldraht montiert, die – in Strömungsrichtung exponiert – eine Einwanderung oder eine Zudrift von Insekten ermöglicht. Der Drahtkorb ist 15 cm hoch, 28 cm breit und 35 cm lang.

Die Exposition erfolgte in den Jahren 2003 und 2004 Im Frühjahr, Sommer und Herbst für jeweils 10 bzw. 4 Wochen. Zeitnah wurden Vergleichsproben mittels der AQEM Multihabitat Sampling Methode (AQEM Consortium 2002) genommen.

Ergebnisse

Die Totholzexponate werden minimal von 89 und maximal von 1394 Individuen des Makrozoobenthos besiedelt. Die Taxozönosen zeichnen sich durch eine Dominanz der Dipteren aus: Überwiegend wurden Orthocladiinae und Tanypodinae, *Dicranota spec., Tipula spec.* und *Simulium spec*. bestimmt. Unter den Orthocladiinae ist für *Brillia spec.* bekannt, dass sie totholzassoziiert ist. Die Gattung siedelte in allen Totholzexponaten mit einem prozentualen Anteil von minimal 8,3 % und maximal 50 % an den Orthocladiinae. Weiterhin setzt sich die totholzbesiedelnde Taxozönose aus *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum, Nemoura spec., Leuctra spec.* und *Isoperla spec*. zusammen (Tab. 1).

Tab. 1: Taxa der 14 Totholzexponate mit Stetigkeiten > 60 %. Aufgelistet sind außerdem die Präferenz für Totholz, soweit bekannt, die Einstufung als Zerkleinerer (ZKL) und Fresser von Grobpartikulärem Material (POM) nach der 10-Punkte-Verteilung von Schmedtje & Colling (1996). STR = Strömungspräferenz; LP = Limnophil, RL = Rheolimnophil, RP = Rheophil, RB = Rheobiont, IN = Indifferent

	Stetigkeiten	HOL	ZKL	POM	STR
Tanypodinae non det.	100				
Orthocladiinae non det.	100				
Tanytarsini non det.	92,9			4	LP
Gammarus pulex L.	85,7	+	6		RP
Brillia spec.	85,7	+	6	3	
Nemoura spec.	85,7		6		
Gammarus fossarum KOCH	78,6	+	7		RP
Baetis rhodani PICTET	78,6				RP
Protonemura spec.	78,6		6		
Leuctra spec.	78,6		4	1	RP
Chironomini non det.	71,4				
Simulium spec.	71,4				RP
Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB	64,3				RP
Isoperla spec.	64,3		1	1	RP
Rhyacophila nubila (ZETTERSTED)	64,3				RP
Tipula spec.	64,3		+		LR
Dicranota spec.	64,3			4	LR

Mittels Informationen aus dem Tabellenwerk von Schmedtje & Colling (1996) ist eine Zuordnung der Taxa zu den Ernährungstypen und damit die Berechnung der prozentualen Anteile an der Taxozönose möglich. Die Sammelgruppe der Detritusfresser stellt mit im Mittel rund 50 % Anteil den dominierenden Ernährungstyp in den Totholzexponaten (Abb. 2).

Der hohe Anteil der Detritusfresser ist ein Grund für die Favorisierung der Berechnung der prozentualen Anteile **ohne** die Detritusfresser. Nach dieser Neuberechnung liegt der prozentuale Anteil der Zerkleinerer und Holzfresser zwischen 19 % im Minimum und 57 % im Maximum. Dabei liegt der Anteil der Holzfresser für alle Proben unter 1 %.

Über die Dominanzidentität, berechnet als Renkonenzahl, lässt sich überprüfen, ob Taxa gemeinsam in den Totholzexponaten vorkommen und in welchen relativen Häufigkeiten sie auftreten. Bei einem Vergleich der Ähnlichkeiten der Faunen ergibt sich eine durchschnittliche Ähnlichkeit von 47,8 %. Die Ähnlichkeit lässt sich als Dendrogramm darstellen (Abb. 3). Es ergeben sich drei Gruppen, die vorwiegend von folgenden Faktoren gesteuert werden: Taxozönosen von Exponaten aus einem Gewässer sind sich besonders ähnlich, zweitwichtigster Parameter ist die Jahreszeit, zuletzt spielt die Länge des Expositionszeitraums eine Rolle.

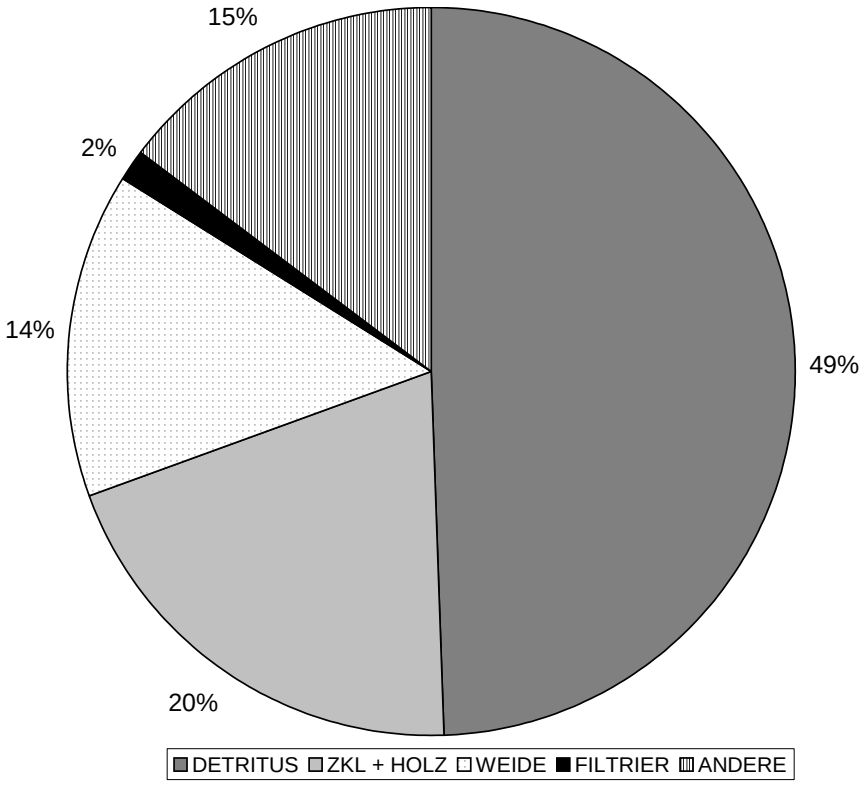


Abb. 2: Mittlere prozentuale Anteile der Ernährungstypen in den exponierten Holzpaketen (Detritus = Detritusfresser, Zkl + Holz = Zerkleinerer und Xylophage, Weide = Weidegänger, Filtrier = Passive und aktive Filtrierer, Andere = Räuber, Parasiten, ohne Zuordnung).

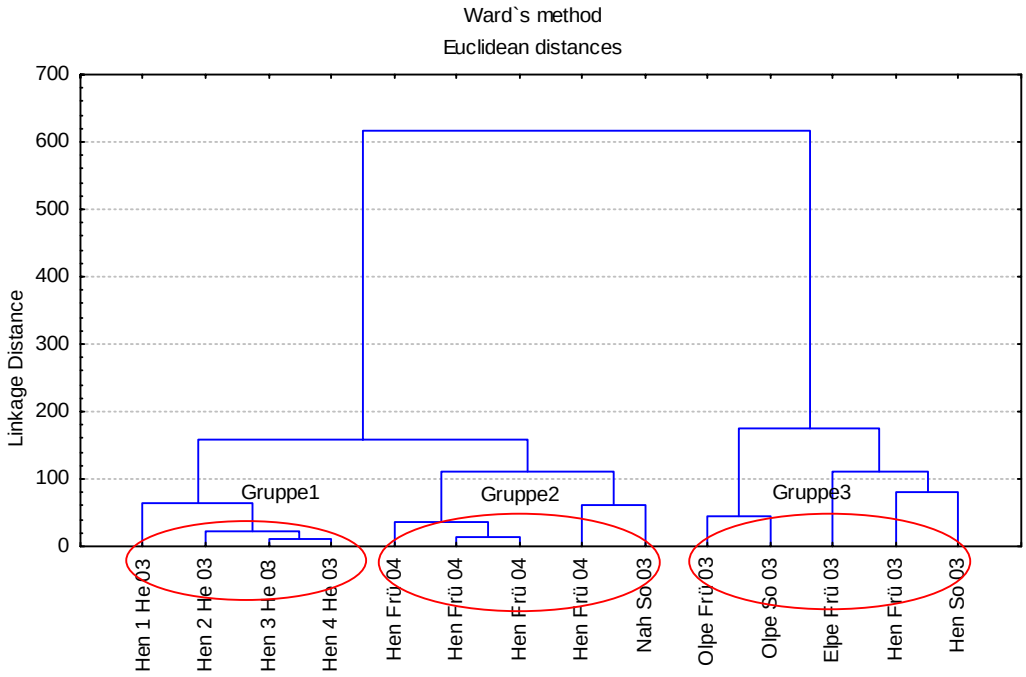


Abb. 3: Ergebnis der Clusteranalyse für die Renkonenzahlen als Maß der Ähnlichkeit der Taxalisten der Totholzkästen. Abkürzungen: Hen = Henne, Nah = Nahmer Bach, He = Herbst, Frü = Frühjahr, So = Sommer.

Ein T-Test für verbundene Stichproben, **Wilcoxon-matched-pairs-Test**, sollte zeigen, ob sich die Taxozönosen der Totholzexponate von denen der Vergleichsproben unterscheiden (Tab. 2). Die Abundanz der Plecoptera, Trichoptera, Diptera und vor allem der EPTCOM[2]-Taxa ist in der Gruppe „mit Totholz“ erhöht gegenüber der Gruppe „ohne Totholz“. Hingegen nimmt der prozentuale Anteil der Epirhithralbewohner, der strömungsliebenden Taxa und der Weidegänger in den Proben „mit Totholz“ ab.

Tab. 2: Wilcoxon-matchd–pairs-Test für die Ordnungen der Gruppen „mit Totholz“ und „ohne Totholz“, sowie für ausgewählte Metrics. Aufgelistet sind die signifikanten Ergebnisse ($p < 0,05$, fett) und die bedingt signifikanten Ergebnisse ($p < 0,1$).

	T	Z	p-level
Plecoptera	30	1,775	0,076
Trichoptera	29	1,843	0,065
Diptera	29	1,843	0,065
Epirhithralbewohner [%]	26	-2,048	0,041
Anteil Rheobionter [%]	27	-1,979	0,048
Weidegänger [%]	26	-2,048	0,041
EPTCOM-Taxa [%]	27	1,988	0,047

[2] Die Taxa **E**phemeroptera, **P**lecoptera, **T**richoptera, **C**oleoptera, **O**donata und **M**ollusca werden als Index zusammengefasst.

Diskussion

Herausragende Besiedler der Totholzexponate waren in der vorliegenden Untersuchung die Dipteren. Unter den Dipteren stellten die Zuckmücken die größte Gruppe; insbesondere die totholzfressende *Brillia spec*. wurde exklusiv in den Totholzexponaten gefunden. In allen Untersuchungen, die sich mit Biozönosen auf Totholz beschäftigen, sind Chironomidae die wichtigste Gruppe, die Totholz besiedelt; von einigen Vertretern der Zuckmücken (z.B. *Brillia spec.*) weiß man, dass sie eng mit Holz assoziiert sind (Dudley & Anderson 1987, Anderson 1989, Hoffmann & Hering 2000). Neben den Dipteren besiedelten vor allem die Crustaceen die Totholzexponate. In der vorliegenden Untersuchung wurde vor allem *Gammarus pulex* in den Exponaten gefunden. SPÄNHOFF (2002B) beschrieb die Custacea, die ausschließlich von *G. pulex* repräsentiert wurden, als die zweitgrößte Gruppe in seinen Expositionsexperimenten in naturnahen Gewässern. Der Bachflokrebs sucht die Totholzexponate möglicherweise auch auf Grund seiner Präferenz für strömungsberuhigte Bereich auf.

Beprobungen natürlicher Holzansammlungen von WARMKE & HERING (2000) zeigten, dass zu den häufigsten Taxa auf Totholz eine Tipuliidae (*Lipsothrix spec.*), der Käfer *Elodes marginata*, *Gammarus fossarum*, die Zuckmückenfamilie Orthocladiinae und die Steinfliege *Protonemoura intricata* gehören. Die vorliegende Untersuchung, in der dieselben Taxa hohe Stetigkeiten zeigen, unterstreicht somit, dass sich die Taxa auf Holzexponaten in urbanen Gewässern nicht deutlich von denen auf Holzverklausungen in naturnahen Bächen unterscheiden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Totholzexponate in urbanen Gewässerabschnitten werden von Taxa besiedelt, die ohne Totholz nicht vorkommen würden. Insbesondere Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen werden durch das Einbringen von Totholz in Gewässer von Ballungsräumen gefördert. Das Design der Kästen ist für stark strömende Mittelgebirgsbäche geeignet und behindert nicht die Funktion als Vorfluter.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen meiner Arbeiten zur Erlangung des Doktorgrades durchgeführt. Ich danke Andreas Müller, Ruth Greifenhahn und Christian Gerhardts. Mein Dank gilt auch Frau Dr. Petra Podraza und den weiteren Mitarbeitern des Bmbf-Forschungsprojekts „MAKEF[3]“.

Literatur

Anderson, N. H. (1989). Xylophagous Chironomidae from Oregon streams. Aquatic Insects 11(1). Seite 33-45.

AQEM Consortium (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. EVK1-CT1999-00027, Version 1.0. Available via the Internet from www.aqem.de.

Hoffmann, A., Hering D. (2000). Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. Int. Revue ges. Hydrobiolol. 85(1). Seite 25-48.

[3] Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Acronym: MAKEF)

Schmedtje, U., Colling, M. (1996). Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4 (96). Seite 1-543.
Spänhoff, B. (2002b). Macroinvertebrate colonization of submerged wood of different states of decay. Dissertation: Submerged wood in a sandy lowland stream: habitat traits, spatio-temporal colonisation patterns of xylobiont invertebrates, and epixylic biofim development. Seite 25-29.
Warmke, S., Hering, D. (2000). Composition, microdistribution and Food of the macroinvertebrate fauna inhabiting wood in low-order mountain streams in Central Europe. Int. Revue ges. Hydrobiolol. 85(1). Seite 67-78.

Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung der Kleinen Aller

Randolf Fiebich, Prof. Dr. Antje Stöckmann

Fachhochschule Eberswalde, Friedrich-Ebert-Straße 28, D-16225 Eberswalde,
r.fiebich@t-online.de, stoeckm@fh-eberswalde.de

Keywords: Fließgewässer, Fließgewässerrenaturierung, Landschaftswasserhaushalt, Akzeptanzbefragung

Einleitung

Der Bach „Kleine Aller“ wurde im Jahr 1974 im Interesse einer intensiven Landnutzung ausgebaut. Das Ergebnis war aus landwirtschaftlicher Sicht eine notwendige Aufwertung großer Bereiche zu ackerfähigem Land. Aus landschaftsökologischer Sicht war es jedoch vor allem eine Degradation von Moorböden, eine Beseitigung von potenziell artenreichen Extensivgrünlandflächen und damit auch von Brut- und Rastplätzen vieler Lemikolen sowie eine Zerstörung der Strukturvielfalt, die die sand- und kiesgeprägten Bäche der Heide ausmacht. Zudem wurde der Landschaftswasserhaushalt nachhaltig verändert.

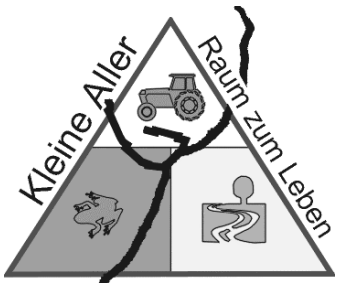


Abb. 1: Projektlogo

Heute, fast dreißig Jahre später, haben sich die Ernährungsbedingungen in Europa gewandelt. Es steht – insgesamt gesehen – zuviel landwirtschaftliche Produktionsfläche zur Verfügung, so dass Kulturland sogar stillgelegt werden muss. Daneben unterliegt auch das Klima einer wesentlichen Veränderung, in deren Konsequenz eine Häufung von Extremereignissen in Mitteleuropa auftreten wird (BMU, 2003).

Im Wissen um diese Entwicklungen erhebt sich die Frage, weshalb ein Gewässer wie die Kleine Aller noch immer mit hohem, jährlich wiederkehrendem Unterhaltungsaufwand in ein enges Korsett gezwungen wird, das den Bach seiner Charakteristik beraubt. Somit scheinen die Forderungen des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU, 2003), den Flüssen mehr Raum zu geben und Niederschläge wieder verstärkt dezentral zurückzuhalten, auf den ersten Blick als Leitlinien für eine künftige Landschaftsentwicklung begrüßenswert zu sein.

Untrennbar damit verbunden ist jedoch die Frage, welche Maßnahmen, die zugunsten der Landschaftsökologie gedacht sind, den Landnutzern angesichts angespannter Einkommensverhältnisse und einer sich ändernden Situation auf dem EU-Agrarmarkt überhaupt noch zugemutet werden können.

In dieses Spannungsfeld zwischen dem Erhalt natürlicher Ressourcen und den wirtschaftlichen Überlebensinteressen der landwirtschaftlichen Betriebe ist die vorliegende Diplomarbeit eingebettet. In ihr werden ökologische Mängel an der Kleinen Aller aufgezeigt, Maßnahmen zu deren Beseitigung entwickelt und ins Verhältnis zu den Ergebnissen einer Befragung von Landeigentümern und -nutzern gesetzt.

Untersuchungsgebiet und -methoden

Untersuchungsraum

Im östlichen Niedersachsen, nördlich der Stadt Wolfsburg, durchzieht das Fließgewässer „Kleine Aller" den Landschaftsraum „Lüneburger Heide" auf einer Länge von ca. 22 km. Der Bach mündet in die Aller, deren Wasser über die Weser in die Nordsee abfließt.
Die Kleine Aller ist eingebettet in eine altpleistozäne Landschaft. Die Geologie in der Niederung wird entsprechend durch Schwemm- und Geschiebesande und feine Kiese mit eingelagerten Tonschichten dominiert.

Der Bach besitzt insgesamt ein Einzugsgebiet von ca. 141 km². Im Zuge der Diplomarbeit wurden die obersten 7 km der Kleinen Aller untersucht, die ca. 23 km² entwässern.

Festlegung des Untersuchungsgebietes

Zu Recht wird in der Literatur vielfach darauf hingewiesen, dass nicht nur der Gewässerschlauch an sich, sondern vielmehr auch das nähere Umfeld bzw. im günstigsten Falle das gesamte Einzugsgebiet eines Gewässers in dessen Betrachtung einzubeziehen ist (z. B. Gunkel, 1996); entsprechend wurde hier verfahren. Die Landnutzung wurde entlang geeigneter Schlaggrenzen, mindestens jedoch auf 200 m Breite rechts und links (bei Blick in Fließrichtung) der Kleinen Aller kartiert; dieser Bereich stellt den eigentlichen Untersuchungsraum dar.

Untersuchungsmethoden

Der aktuelle Zustand des Fließgewässers wurde anhand mehrerer Einzeluntersuchungen ermittelt. Dabei erfolgten vor allem Betrachtungen der Flächennutzungen, der Strukturgüte, des Makrozoobenthos sowie der Punktuellen Einleitungen.

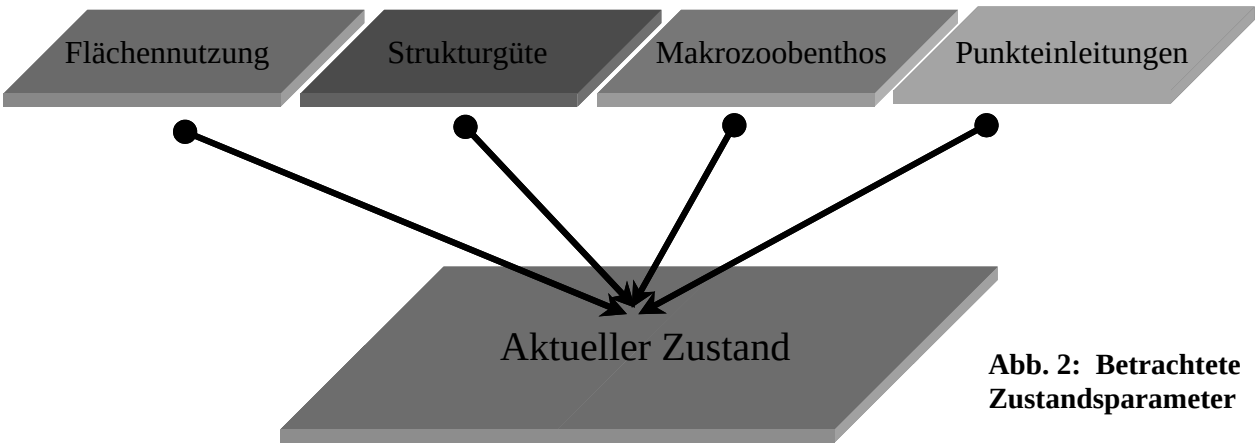


Abb. 2: Betrachtete Zustandsparameter

Das Gewässerumfeld wurde über eine Flächennutzungskartierung betrachtet. Die Ergebnisse dieser Erhebung wurden über ein Geographisches Informationssystem (GIS, ArcView) dargestellt. Auf dieser Basis konnten Zusammenhänge zwischen Flächennutzungen und Gewässerqualität und -struktur untersucht werden.

Als ein wesentliches Untersuchungselement erfolgte die Kartierung der Gewässerstrukturgüte nach dem niedersächsischen Detailverfahren 2001 (NLÖ, 2001). Als Referenzzustand wurde für den überwiegenden Teil der Abschnitte das „sandgeprägte Fließgewässer" ermittelt. Die Diskussion, ob eine Sandsohle für Heidebäche typisch oder vielmehr die ursprüngliche Kiessohle bei einer Eintiefung durchbrochen worden ist (vgl. Rasper, 2001), war dabei für die Kleine Aller bedeutend und wurde aufgegriffen. Einige Abschnitte sind den „organisch geprägten Fließgewässern" zuzuordnen.

Eine Erfassung des Makrozoobenthos an ausgesuchten Stellen konnte Daten ergänzen, die aus bereits vorhandenen Untersuchungen stammen. Die dabei erfassten Arten und Artengruppen wurden EDV-gestützt ausgewertet. Die gemeinsame Auswertung dieser Daten in Hinblick auf Strömungspräferenzen, biozönotischen Regionen u. a. gab Rückschlüsse auf Defizite im Gewässer.

Leitbild

Der aktuelle Zustand wurde nun dem in der Literatur beschriebenen ökologischen Optimum gegenübergestellt. Bereits bei Beginn der Arbeit war offensichtlich, dass aufgrund der Siedlungsdichte und Nutzungsintensität das ökologische Optimum kein tatsächlich erreichbares Ziel darstellt.

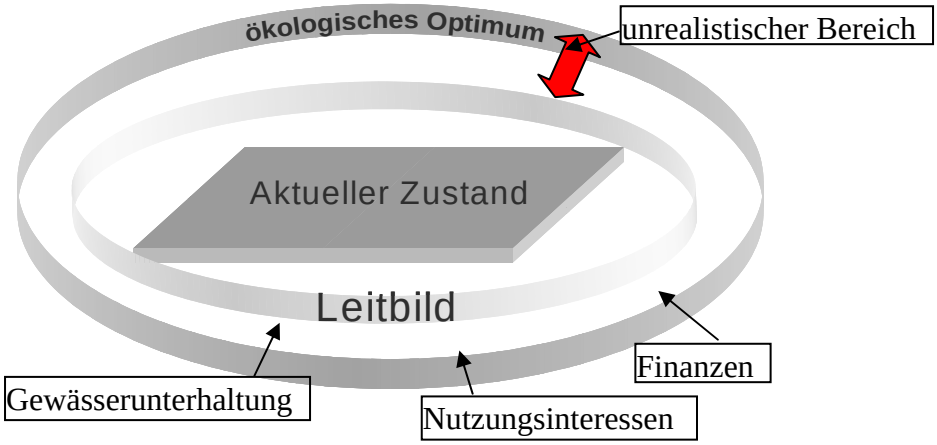
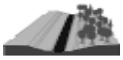
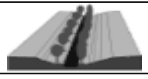


Abb. 3: Verhältnis Leitbild zum ökologischen

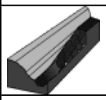
Für die Entwicklung der Maßnahmen war daher ein Leitbild zu definieren, das den Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes gerecht wird. Hierfür wurden die Landnutzer befragt um ihre Erwartungen und Vorbehalte zu berücksichtigen. Des Weiteren führten Zwänge der Gewässerunterhaltung sowie finanzielle Aspekte zu einer Differenz zwischen optimalen und realistisch erreichbaren Zuständen.

Maßnahmenentwicklung

In Kenntnis der Defizite wurden für die jeweiligen 100 m-Abschnitte des Gewässers einzelne Maßnahmen entwickelt, die zur ökologischen Aufwertung des Gewässers beitragen könnten. Eine tabellarische Übersicht, in der die jeweiligen Maßnahmen durch Piktogramme dargestellt werden, bietet dabei eine gute Übersichtlichkeit als Basis für die Diskussion mit den betroffenen Landnutzern.

Piktogramm	Bedeutung	Verwendung in Spalte /Erläuterung
	Keine Veränderung	*Profil, Randstreifen und Bepflanzung* / es wird keine Veränderung angestrebt
	Profilaufweitung	*Profil* / die Ufer sollen abgeflacht werden
A	Laufverlängerung aktiv	Profil / Die Fließstrecke soll verlängert, naturnahe Strukturen geschaffen werden. Methode: aktive Tiefbaumaßnahmen
D	Laufverlängerung passiv	*Profil* / Die Fließstrecke soll verlängert, naturnahe Strukturen geschaffen werden. Methode: Dynamik wird durch geringe Eingriffe initiiert.
	beidseitige Schaffung/ Erweiterung eines Randstreifens	*Randstreifen* / dabei wird keine Aussage über die Bepflanzung oder Pflege des Randstreifens getroffen.
	einseitige Schaffung/ Erweiterung eines Randstreifens (links)	*Randstreifen* / Das Symbol gibt die jeweilige Seite an. Fließrichtung ist von oben nach unten
	einseitige Bepflanzung des Randstreifen (links)	*Bepflanzung* / Das Symbol gibt die jeweilige Seite an. Fließrichtung ist von oben nach unten
	beidseitige Erlengalerie	*Bepflanzung* / zeigt eine Ufersicherung durch eine Bepflanzung der Böschung mit Erlen an.
	Sohlerhöhung	*Sonstige Maßnahmen/* steht für die Aufhöhung des Sohlniveaus, gleich durch welche Methode.

Tab. 1: Maßnahmenlegende, Auszug

Abschnitt Nr.	Randstreifen	Profil	Bepflanzung	Sonstige Maßnahmen	Bemerkungen
197 Rest		D			
196		D			
195 50m					
195 20 m					Brücke B 248
195 Rest					Ökologische Durchgängigkeit verbessern (12)
194		A			
193		A			Ökologische Durchgängigkeit verbessern (9)

Tab. 2: Maßnahmenübersicht, Auszug

Akzeptanzbefragung

Die Akzeptanzbefragung bei den Landnutzern zeigte im Wesentlichen, dass die Landwirte im allgemeinen sehr starke Vorbehalte gegenüber Veränderungen am Gewässer haben. Die Forstbesitzer zeigten dagegen eine wesentlich stärkere Kompromissbereitschaft.

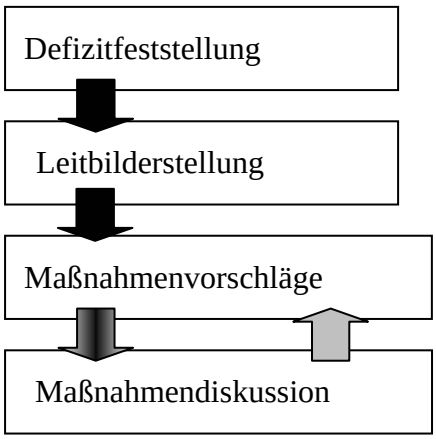


Abb. 4: Maßnahmenentwicklung – Vorgehensweise

Die Gespräche ergaben, dass die ökologisch ungünstige Struktur der Kleinen Aller für die landwirtschaftlichen Betriebe momentan vielmehr einen ökonomischen Vorteil als eine Belastung darstellt. Insofern muss ein Interesse an ökologischen Aufwertungsmaßnahmen entweder ganzheitlichen Betrachtungsweisen entspringen oder auf der Sorge über künftige Einkommensnachteile basieren.

Es wurde deutlich, dass aus Sicht einiger Landwirten der Status Quo an der Kleinen Aller als sehr begrüßenswert empfunden wird und kein Grund besteht, Änderungen zu Lasten intensiver Landbewirtschaftung vorzunehmen. Ein Konzept, das auf der Basis der Freiwilligkeit arbeitet, wird hier keinen Erfolg haben, solange die herkömmliche Bewirtschaftungsweise der Flächen keine klaren wirtschaftlichen Nachteile birgt.

Andere Gesprächspartner machten deutlich, dass sie grundsätzlich den Bedarf und die Potenziale zur Unterstützung des Umweltschutzes in der bestehenden Agrarlandschaft sehen.

Die derzeitigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen lassen die eine Reduktion der Ackerflächen zu Gunsten gewässerverträglicher Grünlandflächen jedoch nicht zu. Zu nasse Flächen werden lieber jährlich wiederkehrend als Ackerbrache gemeldet als in Grünlandwirtschaft überführt. Aufgrund der damit zusammenhängenden Vorschriften werden auf diese Weise ökologisch geringwertige Flächen in potenziell wertvollen Feuchtgebieten etabliert. Maßnahmen, die sich über das direkte Umfeld der Kleinen Aller hinaus auf die Flächen auswirken, scheinen damit unter den bestehenden Förderbedingungen nicht umsetzbar zu sein, letztere sind mitunter für die Zusammenarbeit von Naturschutz und Landwirtschaft kontraproduktiv. So wird beispielsweise trotz bereitgestellter Agrar-

fördermittel, wie z. B. über die zehnjährige Flächenstilllegung, die Anlage von Saumbiotopen aus der Unsicherheit heraus, ob die dort aufwachsenden Gehölze bei Bedarf wieder entfernt werden können, abgelehnt. Auch die Erfahrung dass in 2002 freiwillig gepflanzte Gehölzstreifen ein Jahr später durch eine Änderung der Spritzmittelverordnung zu ökonomischen Hemmnissen entlang der Schläge wurden, beeinflusst die Zurückhaltung gegenüber neuen Naturschutzprojekten. Nicht öffentlich-rechtlich fixierte Maßnahmenkonzepte dürften in Anbetracht dessen bis zur Herstellung einer Rechtssicherheit wenig Aussicht auf Akzeptanz haben.

Da vor allem das Stichwort „Gehölze“ in direkter Nachbarschaft zu Ackerflächen immer wieder als Kritikpunkt auftrat, sind Maßnahmenplanungen hierauf abzustimmen. In diesem Zusammenhang wurde folgender Vorschlag als begrüßenswert angesehen: Es wird ein 15 m breiter Streifen aus der Nutzung genommen und dafür eine Entschädigung gezahlt. Auf 10 m werden die Projektinhalte umgesetzt, was auch eine Bepflanzung der Fläche beinhaltet. Die übrige Fläche darf regelmäßig durch den Flächeneigentümer gemäht, aber nicht intensiv bewirtschaftet werden. Damit ist ein Abstandsstreifen gewährleistet, der die negativen Auswirkungen der Gehölze auf die Bewirtschaftung der Flächen begrenzt. Diese Erfahrung sollte auch bei künftigen Verhandlungen einfließen.

Deutlich wurde auch, dass für ein Abgehen von der ausschließlichen Nutzung der Flächen durch reinen Pflanzenanbau die Strukturen fast aller Betriebe weitreichend zu ändern wären, was wiederum unrealistisch ist. Das Festhalten an der bisherigen Wirtschaftsweise wirkt sich vor allem über den Bedarf an Drainagen auf das Gewässerbett selbst aus. Damit wird dort ein Spielraum für Sohlanhebungen oder dynamische Strukturen stark begrenzt.

Schlussfolgerung

Abschließend ist festzustellen, dass der fast ausschließlich private Landbesitz die Realisierung von Maßnahmen zur ökologischen Gewässeraufwertung stark einschränkt. Die derzeitige wirtschaftliche und politische Lage begrenzt die Freiwilligkeit der Landwirte zu ökologisch sinnvollen Maßnahmen. Ein finanzieller Anreiz, Grundstücke für Naturschutzmaßnahmen zu überlassen, kann im Rahmen kleiner Projekte kaum geschaffen werden. Die vorgeschlagenen Maßnahmen hätten nach derzeitigem Stand nur Erfolg, wenn Projektmittel in großem Rahmen zur Verfügung ständen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen einer Diplomarbeit an der Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz.

Für die Unterstützung bei ihrer Erstellung bedanke ich mich bei meinen Diplombetreuern Professor Dr. Antje Stöckmann und Dipl.-Biologe Karsten Borggräfe sowie insbesondere bei der Aktion Fischotterschutz e.V., Hankensbüttel, und dem Aller-Ohre-Verband, Gifhorn.

Literatur

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.) (2003): Flut und Dürre-Zwei Seiten einer Medaille. In: Umwelt Nr. 9/2003, Sonderteil. Mercedes Druck GmbH, Berlin.

Gunkel, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Hrsg. von Günter Gunkel, bearbeitet von 16 Fachwissenschaftlern. G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

Rasper, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.), Hildesheim.

Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) (Hrsg.) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in Niedersachsen. 1. Auflage, Hildesheim.

Untersuchungen zur ökologischen Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer mit Hilfe von Fallen

Jennifer Nolte[1] *& Elisabeth I. Meyer*[2]

[1] ibs Ingenieurbüro Schwerin für Landeskultur, Umweltschutz und Wasserwirtschaft, Ellerried 7, D-19061 Schwerin, nol@gkw.com

[2] Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Hüfferstraße 1, D-48149 Münster, meyere@uni-muenster.de

Keywords: Makrozoobenthos, Fließgewässer, Verrohrung, ökologische Durchgängigkeit, Fallen

Einleitung

Eingriffe in die Gewässerstruktur sind eine Ursache für die Zerstörung der charakteristischen, artenreichen Lebensgemeinschaften vieler Bäche und Flüsse. Ein besonders problematischer Bereich des Gewässerausbaus ist die Errichtung von Querbauwerken (Wehre, Verrohrungen, Brücken), die das Flusskontinuum unterbrechen (Pechlaner, 1986). Während die Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische mittlerweile bei den meisten wasserbaulichen Anlagen Berücksichtigung findet, besteht bezüglich der Auswirkungen von Querverbauungen auf das Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern noch Forschungsbedarf. Es gilt jedoch als erwiesen, dass Aufwärtswanderungen auch in der Populationsdynamik von aquatischen Wirbellosen eine große Rolle spielen. Sie dienen dem Ausweichen vor negativen Umwelteinflüssen (Söderström, 1987), der Suche nach Nahrungsquellen und geeigneten Habitaten zur Fortpflanzung (Bishop & Hynes, 1969), sowie der Wiederbesiedlung verarmter Gewässerabschnitte (Williams & Hynes, 1976). An kleinen Bächen am Egge-Osthang sollte versucht werden, Aufschluss über Wanderungsbewegungen aquatischer Wirbelloser und die Durchgängigkeit von Verrohrungen zu gewinnen. Dabei kamen Aufwanderungsfallen zum Einsatz.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung wurde an kleinen Fließgewässern des Egge-Osthangs durchgeführt, der sich durch seinen Reichtum an Quellbächen auszeichnet. Die Egge befindet sich im östlichen Teil Nordrhein-Westfalens und bildet die südöstliche Fortsetzung des Teutoburger Waldes. Während der Kamm aus Sandsteinen der Unteren Kreide aufgebaut ist, setzt sich der Hang aus mesozoischen Gesteinen (Keuper und Jura) zusammen. Die Egge bildet die Wasserscheide zwischen dem Rhein und der Weser, in die auch die untersuchten Bäche entwässern. Diese zeichnen sich durch eine hohe Naturnähe aus, durchfließen zunächst schmale Kerbtäler und beginnen im unteren Hangbereich zu mäandrieren. An den meisten Stellen ist der Totholzeintrag recht hoch. Als negativ hervorzuheben sind die sehr häufigen Verrohrungen unter Wegen. So ist der hier betrachtete Bach (Holzbach) auf seinen ersten 2 Fließkilometern bereits dreimal von Verrohrungen in einer Länge von 11 bis 25 m zerschnitten. Das Substrat ist überwiegend steinig bis kiesig-sandig.

Die Rohre

Es wurden zwei Verrohrungen untersucht. Es handelt sich in beiden Fällen um runde Betonrohre mit einem Durchmesser von 50 cm. Während das untere Rohr ca. 10 m lang ist und fast waagerecht

unter dem Weg liegt (Standort Holzbach Unterlauf, HU), ist das mittlere Rohr (Standort Holzbach Mittellauf, HM) durch eine größere Länge (25 m) und ein leichtes Gefälle gekennzeichnet. Darüber hinaus befindet sich am Ende dieses Rohres ein Absturz von ca. 30 cm Höhe.

Material und Methoden

Die verwendeten Fallen sind 30 cm breit, 30 cm lang und 10 cm hoch. Der Boden und zwei Seiten bestehen aus Holz und die Oberseite aus Plexiglas. Eine Seite ist geöffnet und die gegenüberliegende mit Gaze der Maschenweite 1 × 1 mm bespannt. Die Falle wurde mit etwas gewaschenem Substrat gefüllt und ca. 7 cm tief im Sediment eingegraben, da sich ein Großteil der Bewegungen von Wirbellosen im Substrat vollzieht.

Die Versuche wurden an zwei Standorten durchgeführt. Eine Falle wurde direkt vor dem Rohr exponiert, d. h. sie konnte nur durch das Rohr und gegen die Strömung besiedelt werden. Zum Vergleich wurden je eine Falle in einiger Entfernung unterhalb vom Rohr mit und eine gegen die Strömung eingesetzt. Da sich der größte Teil der Aufwanderungsbewegungen am Rand des Gewässers, in Bereichen geringer Strömungsgeschwindigkeit abspielt (Elliott, 1971; Meijering, 1972), wurden die Fallen in diesen Bereichen eingegraben. Bei Niedrigwasser konnte zum Teil sogar der gesamte Gewässerquerschnitt von der Falle erfasst werden. Die Aufstiegsfallen verblieben je 48 Stunden im Gewässer. Anschließend wurden die Organismen aussortiert, in 70 %igem Alkohol konserviert und im Labor bestimmt. Da keine Vorrichtung vorhanden ist, die die Organismen am Herauswandern hindert, liefert die Methode keine quantitativen Ergebnisse, sondern eher eine Momentaufnahme. Trotzdem sind mit ähnlichen Methoden schon gute Ergebnisse erzielt worden (Schröder, 2002).

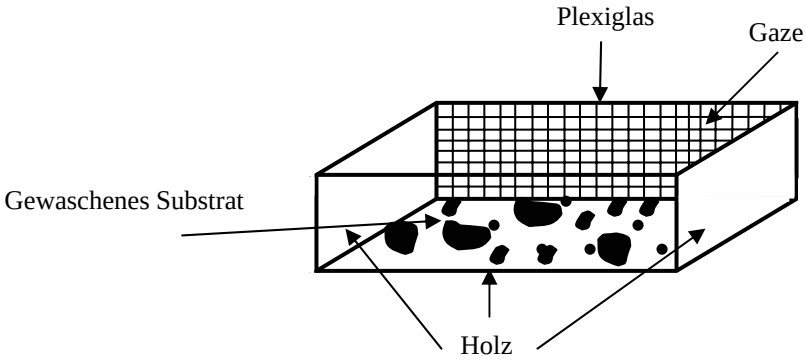


Abb. 1: Schematische Darstellung der verwendeten Fallen

Ergebnisse

Insgesamt wurden in den Fallen 870 Individuen aus neun Taxa nachgewiesen. Am Standort HU waren im August sowohl in der Falle, die nur gegen die Strömungsrichtung besiedelt werden konnte, als auch in der, die ebenfalls gegen den Strom aber nur durch das Rohr zu erreichen war, mit mehreren 100 Exemplaren die Gammariden stark vertreten. In der dritten Falle, die mit der Strömung besiedelbar war, kamen sie auffälligerweise gar nicht vor. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit lag im ersten Expositionszeitraum bei etwa 0,01 m/s. Es herrschte extremes Niedrigwasser.

Im September war die Anzahl der aufwandernden Gammariden am Standort HU bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,05 m/s mit 25 Exemplaren in der am Rohr exponierten Falle wesentlich geringer. Die Zahl der abwärtswandernden Tiere betrug zu diesem Zeitpunkt 89 (Tab. 1).

Im Gegensatz dazu war am Standort HM die Zahl der durch das Rohr gelangenden Organismen sowie der abwärtswandernden Organismen mit 2 bzw. 3 Exemplaren verschwindend gering, es konnte jedoch eine große Anzahl aufwärtswandernder Individuen in der gegen den Strom gerichteten Falle nachgewiesen werden (Tab. 1).

Untergeordnet waren auch Vertreter der Ephemeroptera, Coleoptera, Trichoptera und Diptera an der Aufwanderung beteiligt, in einer mit der Strömung besiedelbaren Falle wurde lediglich *Limnophila* sp. einmalig nachgewiesen.

Unterstützt wurden die Fallenversuche durch Sichtbeobachtungen. So konnten bei Niedrigwasser vor allem am Rand der Bäche „Gammaridenzüge“ beobachtet werden, die sich stromaufwärts bewegten. Zählungen ergaben, dass auch das Rohr am unteren Standort durchwandert werden konnte. Es wurden hier in einer Zeit von 2 min 300 aufwärts und nur 20 sich abwärts bewegende Gammariden nachgewiesen. Am mittleren Standort, wo sich das längere, steilere Rohr mit einem Absturz befand, wurden keine Tiere beobachtet, die das Rohr durchqueren konnten.

Tab. 1: Ergebnisse der Fallenversuche; dargestellt die Individuenzahlen; R. g.: Falle vor dem Rohr gegen die Strömung exponiert; geg.: Falle gegen die Strömung exponiert; mit: Falle in Strömungsrichtung exponiert. HU = Holzbach, Unterlauf; HM = Holzbach, Mittellauf.

	August 2003, v = 0,01 m/s			September 2003, v = 0,05 m/s					
Taxa	HU R. g.	HU geg.	HU mit	HU R. g.	HU geg.	HU mit	HM R. g.	HM geg.	HM mit
Dugesia gonocephala	2	.	.	.	.	.	.	.	.
Gammarus sp.	**240**	**314**	.	**25**	**17**	**89**	**2**	**155**	**3**
Electrogena sp.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
Habroleptoides confusa	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Isoperla grammatica	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Hydrophilidae n. d.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
Elodes L	2	.	.	.	3	.	.	8	.
Limnophila sp.	.	.	.	.	1	1	.	.	.
Potamophylax rotundipennis	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Gesamt	246	314		25	22	91	2	167	3

Diskussion

Da die Gammariden in vergleichsweise großer Anzahl gefunden wurden, richtete sich das Hauptaugenmerk auf sie. Die Ergebnisse bezüglich der anderen Organismen sind zahlenmäßig so gering, dass sie sich kaum vergleichen lassen und keine eindeutigen Aussagen erlauben. Möglicherweise waren die Wanderungsbewegungen bei ihnen weniger ausgeprägt. Die gefundenen Gammariden dagegen deuten eine Tendenz bezüglich der Durchwanderbarkeit der Rohre an. Betrachtet man die Ergebnisse der Fallenexposition am Standort HU im August, so fällt auf, dass eine hohe Anzahl (240 Exemplare) durch das Rohr gelangt. Vergleicht man die Zahl mit der Gegenstromwanderung

aus der zweiten Falle (314 Individuen), kann man annehmen, dass ein Großteil der aufwandernden Gammariden bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,01 $m \cdot s^{-1}$ trotz des glatten Untergrundes das Rohr gegen den Strom durchwandern konnte. Im September, bei höheren, allerdings insgesamt immer noch niedrigen Fließgeschwindigkeiten von 0,05 $m \cdot s^{-1}$, wurden in der Falle mit 25 Tieren schon deutlich weniger Individuen nachgewiesen und auch die allgemeine Aufwanderungstendenz schien abzunehmen, denn in der Falle 2 waren auch nur 17 Exemplare vorhanden. Es besteht also offensichtlich eine Verbindung zwischen Aufwanderung und Fließgeschwindigkeit, wie auch schon von anderen Autoren bestätigt worden ist (z. B. Meijering, 1972; Turner & Williams, 2000). Rawer-Jost et al. (1999) geben an, dass Gammariden Strömungsgeschwindigkeiten unter 0,05 $m \cdot s^{-1}$ bevorzugen, was mit den Beobachtungen dieser Studie übereinstimmt. Das Rohr kann aber für Gammariden immer noch als durchwanderbar angesehen werden.

Die Tatsache, dass beim Standort HM sehr viele Individuen in der Aufwärtsfalle, jedoch nur zwei in der Falle vor dem Rohr gefunden wurden, lässt darauf schließen, dass dieses Rohr zum untersuchten Zeitpunkt im September für Gammariden nicht durchwanderbar war. Das kann mehrere Ursachen haben: am wahrscheinlichsten ist, dass der unterhalb des Rohres vorhandene Absturz von ca. 30 cm Höhe nicht überwunden werden konnte. Außerdem könnte die Länge des Rohres eine Rolle spielen, dass mit 25 m mehr als doppelt so lang ist wie das am Standort HU. Dazu kommt der stärkere Neigungswinkel des Rohres am Standort HM. Da die Geländemorphologie an der unteren Probestelle HU viel ebener ist, konnten hier die Rohre nahezu horizontal unter dem Weg verlegt werden. Verbunden mit der glatten Betonoberfläche wird durch die höhere Steigung die Aufwanderung zusätzlich erschwert. Die meisten Wirbellosen sind bei aufwärts gerichteten Bewegungen auf eine rauhe Oberfläche angewiesen, die ihnen Deckung gegen die Strömung bietet (Elliott, 1971).

Die Sichtbeobachtungen von „Gammaridenzügen“ gegen die Fließrichtung decken sich mit denen von Meijering (1972), der von schmalen Ketten von Gammariden berichtet, die unmittelbar am Ufer entlang ziehen.

Anscheinend ist die Aufwärtsbewegung nicht zufällig, sondern es besteht bei Gammariden ein Bestreben, bachaufwärts zu wandern. Dieses als positiv rheotaktisch bezeichnete Verhalten ist auch von Meijering (1972), Adams et al. (1987) und Söderström (1987) beobachtet worden. Genaue Angaben bezüglich der Wanderungsleistungen von Gammariden können nur schwer getroffen werden, da die Bewegungen von vielen unterschiedlichen Faktoren abhängig sind. So spielen die Tages- und Jahreszeit, die Höhe des Abflusses, die Körpergröße der Tiere und die Fließgeschwindigkeit eine Rolle (Bishop & Hynes, 1969; Elliott 1971; Meijering 1972).

Es existieren unterschiedliche Meinungen darüber, ob und inwieweit Aufwärtswanderungen als Driftkompensation wirken können (vgl. Turner & Williams, 2000; Söderström, 1987). Trotz nachgewiesener Barrierewirkung des mittleren Rohres konnte in dieser Studie kein Einfluss auf die Populationsgrößen oberhalb des Rohres nachgewiesen werden. Eine genetische Verarmung der Populationen in den oberen Abschnitten ist jedoch nicht auszuschließen (Laukötter, 1994; Siegismund, 1988; Reinhold & Tittizer, 1996), wovon besonders die Organismen ohne ein adultes Flugstadium betroffen sind. Es sollte also versucht werden, die Durchgängigkeit wiederherzustellen.

Schlussfolgerungen

Die Aufwanderungsfallen haben sich als effektive Methode erwiesen, Wanderungsbewegungen von aquatischen Wirbellosen nachzuweisen und Hinweise über die Durchgängigkeit von Verrohrungen oder auch Fischaufstiegsanlagen (Schröder, 2002) zu erhalten. Mit relativ geringem Aufwand kön-

nen aussagekräftige Ergebnisse erzielt werden. Es sollte darauf geachtet werden, die Methode zu verschiedenen Jahreszeiten bei unterschiedlichen Abflüssen anzuwenden.

Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit von Rohren sind unter anderem die Erhöhung der Oberflächenrauigkeit im Rohrinnern sowie die Beseitigung von hohen Abstürzen.

Danksagung

Unser Dank gilt allen Mitarbeitern der Abteilung für Limnologie der WWU Münster (FB Biologie), die zum Gelingen dieser Studie beigetragen haben sowie dem Forstamt Paderborn für Genehmigungen und Unterstützung vor Ort.

Literatur

Adams, J., Gee, J., Greenwood, P., McKelvey, S. & Perry, R. (1987): Factors affecting the microdistribution of Gammarus pulex (Amphipoda): an experimental study. Freshwater Biology, 17: 307-316.

Bishop, J. E. & Hynes, H. B. N. (1969): Upstream movement of the benthic invertebrates in the Speed River, Ontario. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 26: 279-298.

Elliott, J. M. (1971): Upstream movements of benthic invertebrates in a Lake District stream. Journal of Animal Ecology, 40: 235-252.

Laukötter, G. (1994): Quellschutzkampagne des Naturschutzzentrum NRW. In: Naturschutzzentrum NRW in der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) (Hrsg.): Quellschutz.

Meijering, M. P. D. (1972): Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fließgewässern. Archiv für Hydrobiologie, 70: 133-205.

Pechlaner, R. (1986): „Driftfallen“ und Hindernisse für die Aufwärtswanderung von wirbellosen Tieren in rhithralen Fliessgewässern. Wasser und Abwasser, 30: 431-464.

Rawer-Jost, C., Kappus, B., Böhmer, J., Jansen, W. & Rahmann, H. (1999): Upstream movements of benthic macroinvertebrates in two different types of fishways in southwestern Germany. Hydrobiologia, 391: 47-61.

Reinhold, M. & Tittizer, T. (1996): Der Einfluss von Dükern und Durchlässen auf das Makrozoobenthos kanalkreuzender Fließgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht: 602-606. Berlin.

Schröder, A. (2002): Untersuchungen zur Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage Telgte für das Makrozoobenthos. Diplomarbeit. Westfälische Wilhelms-Universität Münster.

Siegismund, H. R. (1988): Genetic differentiation in populations of the freshwater amphipods Gammarus roeseli and Gammarus fossarum. Hereditas 109: 269-276.

Söderström, O. (1987): Upstream movements of invertebrates in running waters – a review. Archiv für Hydrobiologie, 111: 197-208.

Turner, D. & Williams, D. D. (2000): Invertebrate movements within a small stream: density dependence or compensating for drift? Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 85: 141-156.

Williams, D. D. & H. B. N. Hynes (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos, 27: 265-272.

Untersuchungen zur Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage Telgte für das Makrozoobenthos

Anne Schroeder[1], Elisabeth I. Meyer [2] & Hannes Schimmer [3]

[1] UmweltPlan GmbH Stralsund, 2anne@gmx.net, [2] Westfälische Wilhelms-Universität, Abteilung für Limnologie, [3] Staatliches Umweltamt Münster, Dezernat 43

Keywords: Durchgängigkeit, Fischaufstiegsanlage, Fließrinne, Makrozoobenthos

Einleitung

Im März 2000 hat das Staatliche Umweltamt Münster an der Ems in Telgte eine naturnahe Fischaufstiegsanlage errichtet. Diese soll die Umgehung von zwei ehemaligen Mühlenwehren für Fische und Makrozoobenthos ermöglichen. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde die Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage Telgte für benthische Makroinvertebraten mit verschiedenen Methoden untersucht. In diesem Beitrag sollen die Ergebnisse der Aufstiegsfallenfänge und Fließrinnen-Versuche vorgestellt werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Ems ist ein sandgeprägter Fluss des Tieflandes. Aufgrund der begrenzten Platzverhältnisse konnte die optimale Lösung – eine großräumige Umgehung der Wehre und ihrer Staubereiche durch einen naturnah gestalteten Sandbach – nicht realisiert werden. Als Alternative hat man eine Kombination aus einem Raugerinne-Beckenpass und einem naturnah gestalteten Sandbach gewählt.

Insgesamt ist die Fischaufstiegsanlage 145 m lang. Der untere Abschnitt der Fischaufstiegsanlage wird von dem Raugerinne-Beckenpass gebildet, der aus 23 Einzelbecken besteht, die durch Blocksteinriegel gegeneinander abgegrenzt sind. Oberhalb des Beckenpasses schließt sich ein 80 m langer naturnaher Sandbach an. Im Einlaufbereich befindet sich ein vertikal bewegliches Schütz, das der Regulierung des Wasserstandes dient. Direkt unterhalb dieses Schützes befindet sich eine Stahlschwelle von 0,35 m Breite, welche die ansonsten durchgängig sandig-kiesige Sohle unterbricht.

Methoden

Der Einsatz von Aufstiegsfallen sollte Aufschluss darüber geben, ob und welche Arten in der Aufstiegsanlage gegen den Strom wandern. Die Fallen (L = 30 cm; B = 30 cm; H = 10 cm) wurden in Anlehnung an die von THIELE und Mitarbeitern entwickelten Benthosboxen so konstruiert, dass die Tiere nur durch Gegenstromwanderung in die Fallen gelangen konnten (vgl. Quast et al., 1997). An insgesamt drei Terminen wurde in drei Probestellen innerhalb der Fischaufstiegsanlage je eine Aufstiegsfalle eingebracht. Die Expositionszeit betrug 48 Stunden.

Im Rahmen der Fließrinnen-Versuche wurde das Einlaufbauwerk genauer betrachtet. Da in diesem Bereich die ansonsten durchgängig sandig-kiesige Sohle von einer Stahlschwelle unterbrochen wird, wurde angenommen, dass die Gegenstromwanderung des Makrozoobenthos behindert oder gar verhindert wird. Ob eine solche Hinderniswirkung tatsächlich gegeben ist, und ob eine Reduzierung der Hinderniswirkung durch den Einsatz von Öko-Vlies bzw. zusätzlicher Strömungshindernisse (in Form von Steinen) erreicht werden kann, sollten Fließrinnen-Versuche zeigen, bei denen die Situation in der Fischtreppe in verkleinerter Form nachgestellt wurde.

Die Versuche wurden in der Fließrinne der Abteilung für Limnologie, FB Biologie, der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster durchgeführt. Das Fließrinnensystem bestand aus einem geschlossenen Wasserkreislauf, der mit Leitungswasser gespeist wurde. Die Versuchsstrecke war 3 m lang, 0,15 m breit und 0,2 m hoch.

Insgesamt wurden 4 Versuchsansätze mit je 5 Parallelproben getestet (V1: durchgehende Sandsohle ohne Schwelle; V2: Sandsohle mit Unterbrechung durch 35 cm breite glatte Schwelle; V3: Sandsohle mit Unterbrechung durch Schwelle mit Öko-Vlies-Auflage, V4: Sandsohle mit Unterbrechung durch Schwelle und zusätzlichen Steinen).

Pro Versuch wurden 200 Bachflohkrebse (*Gammarus pulex*) am unteren Ende der Fließrinne ausgesetzt. Nach 90 Minuten Versuchslaufzeit wurde die Verteilung der Tiere in der Fließrinne festgehalten. Dazu wurde die Versuchsstrecke in 3 Bereiche unterteilt (Abb. 1):

A: „oberhalb": Tiere oberhalb der Schwellen-Mitte (300-160 cm)
B: „unterhalb": Tiere unterhalb der Schwellen-Mitte (160-5 cm)
C: „verdriftet": verdriftete Tiere, die sich am unteren Netz vor dem Abfluss angesammelt haben (0-5 cm)

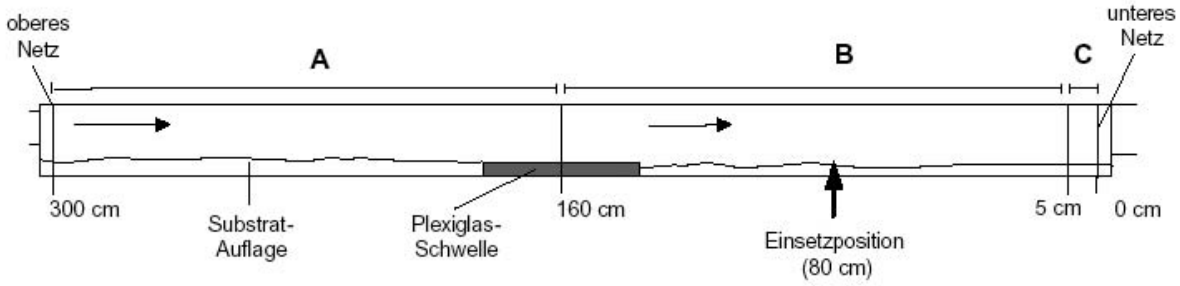


Abb. 1: Unterteilung der Versuchsstrecke in die Abschnitte A („oberhalb der Schwelle"), B („unterhalb der Schwelle") und C („verdriftet")

Ergebnisse und Diskussion

Aufstiegsfallen

Mit Hilfe der Aufstiegsfallen wurde für insgesamt 215 Individuen aus 36 Taxa (= 50 % der vorgefundenen Taxa) eine Gegenstromwanderung innerhalb des Fischaufstiegs nachgewiesen. Die Hälfte der in den Fallen gefangenen Tiere zählte zu den Eintagsfliegen (Ephemeroptera). Krebstiere (Crustacea) stellten weitere 30 % der Individuen. Es folgten mit 5 % die Libellen (Odonata) und Köcherfliegen (Trichoptera). Oligochaeta, Heteroptera und Turbellaria wurden nicht in den Aufstiegsfallen nachgewiesen (Abb. 2).

In Aufstiegsfallen im Sandbachbereich wurden unter anderem die Arten *Hydropsyche pellucidula*, *Baetis fuscatus*, *Baetis vernus* und *Caenis luctuosa* nachgewiesen, die Hartsubstrat und höhere Strömungsgeschwindigkeiten bevorzugen. Dies zeigt, dass diese Arten nicht nur den Raugerinne-Beckenpass als Lebensraum nutzen, sondern auch durch den Sandbachbereich aufwärts wandern.

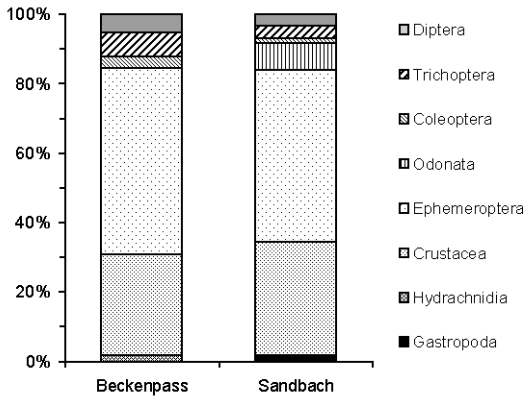


Abb. 2: Vergleich der Aufstiegsfallenfänge im Beckenpass und Sandbachbereich der FAA

Anhand der Aufstiegsfallen konnte dokumentiert werden, dass sowohl im Raugerinne-Beckenpass als auch im Sandbachbereich eine Aufwärtswanderung von Makroinvertebraten stattfindet. Trotz des relativ geringen Stichprobenumfangs konnte für 50 % der in der Fischaufstiegsanlage gefundenen Taxa eine Gegenstromwanderung nachgewiesen werden. Zu bedenken ist, dass Organismen kleiner 1 mm nicht in den Aufstiegsfallen erfasst wurden. Auch waren Organismen, die sich nur langsam fortbewegen (z. B. Muscheln), aufgrund der kurzen Expositionsdauer der Fallen unterrepräsentiert oder wurden gar nicht erfasst. Ähnliche Beobachtungen machten Schmidt et al. (1999), die ein Fehlen von langsam kriechenden, gleitenden Tiergruppen in Aufstiegsfallen feststellten. Der tatsächliche Anteil aufwandernder Taxa ist daher noch deutlich höher anzusetzen.

Fließrinnen-Versuche

Die Fließrinnen-Versuche haben gezeigt, dass die Unterbrechung der sandig-kiesigen Sohle durch die künstliche Schwelle, ein Hindernis für aufwandernde Makroinvertebraten darstellt (vgl. Abb. 3). Bei einer durchgängigen Sohle (V1) schafften es signifikant mehr Tiere, in den oberen Abschnitt A der Rinne zu gelangen als bei einer Unterbrechung der Sohle durch eine glatte Schwelle (V2). Das Aufbringen einer rauen Öko-Vlies-Auflage auf die Schwelle (V3) verbesserte die Durchgängigkeit für das Makrozoobenthos deutlich. Es schafften sogar geringfügig mehr Gammariden gegen den Strom zu wandern als bei einer ununterbrochenen Sandsohle (V1). Zusätzliche Strömungshindernisse vor und hinter der Schwelle (V4) zeigten keine positiven Auswirkungen auf die Überwindbarkeit der Schwelle.

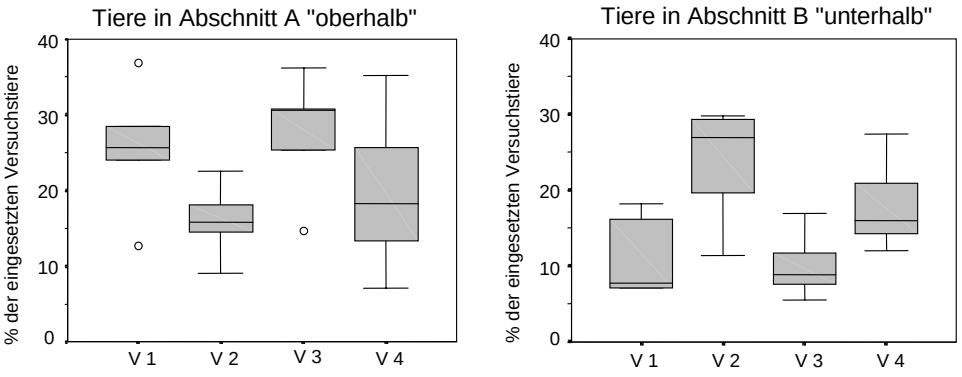


Abb. 3: Verteilung der Versuchstiere nach 90 min Versuchslaufzeit

Zusammenfassung

Die Untersuchungen mit Aufstiegsfallen haben gezeigt, dass zahlreiche Taxa des Makrozoobenthos innerhalb des Fischaufstiegs aufwärts wandern. Sogar für einige Arten, die aufgrund des steinigen Substrats und der höheren Strömung hauptsächlich im Raugerinne-Beckenpass vorkommen, konnte eine Gegenstromwanderung im Sandbachbereich nachgewiesen werden. Daher wird davon ausgegangen, dass die Fischaufstiegsanlage prinzipiell von Makroinvertebraten durchwandert werden kann.

Allerdings wird im Einlaufbereich der Aufstiegsanlage die sandig-kiesige Sohle durch eine Metallschwelle unterbrochen. Fließrinnen-Versuche haben gezeigt, dass diese Unterbrechung, bedingt durch die glatte Oberfläche der Metallschwelle, ein Hindernis für aufwandernde Makroinvertebraten darstellt. Das Aufbringen einer rauen Öko-Vlies-Auflage auf die Schwelle ist eine kostengünstige Möglichkeit, die Durchgängigkeit für das Makrozoobenthos in diesem Bereich zu verbessern. Zusätzliche Strömungshindernisse vor und hinter der Schwelle zeigten keine positiven Auswirkungen auf die Überwindbarkeit der Schwelle.

Als weiterer Schwachpunkt wurde festgestellt, dass im Einlaufbereich der Anlage keine Sohlanbindung vorhanden ist; die Sohle der Fischaufstiegsanlage endet 1,3 m über der Emssohle. Aufgrund der fehlenden Sohlanbindung und der Lage des Einlaufbauwerks im Rückstaubereich der Wehre könnte es für Makroinvertebraten schwierig werden, auf den schlammigen Ablagerungen aufwärts zu wandern. Daher wurde vorgeschlagen als Wanderhilfe eine Anbindung an die Uferböschung der Ems, beispielsweise in Form einer Anrampung, einzurichten.

Inzwischen wurden beide Verbesserungsmaßnahmen – das Einbringen einer Öko-Vlies-Auflage auf die Schwelle und die Anrampung im Einlaufbereich – vom Staatlichen Umweltamt Münster durchgeführt.

Literatur

QUAST, P. D. J., RITZMANN, A., THIELE, D. V. & TRÄBING, D. K. (1997): Ökologische Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer – Biologische und ingenieurwissenschaftliche Grundlagen für nachhaltig wirkende Fischaufstiegsanlagen. In: STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & WILKEN, R.-D., Handbuch Angewandte Limnologie, 4. Erg.Lfg. 11/97, 58 pp. Ecomed.

SCHMIDT, W. D., KAISER, I. & SCHMITT, K. (1999): Zur gewässerökologischen Funktion von Aufstiegshilfen: Untersuchungen mit einer Aufstiegsfalle für Makrozoobenthos. Wasserwirtschaft, 89: 130-135.

Naturnahe isolierte Gewässerabschnitte am Niederrhein – Potenziale zur Wiederbesiedlung degenerierter Fließgewässer?

Andreas Schattmann[1] *& Andreas Thiel*[2]

[1] Ingenieur- und Planungsbüro LANGE GbR, Carl-Peschken-Str. 12, 47441 Moers, Andreas.Schattmann@langegbr.de,
[2] Staatliches Umweltamt Duisburg, Am Freischütz 10-12, 47058 Duisburg, andreas.thiel@stua-du.nrw.de

Keywords: Betrachtung von Nahrungsnetzen, Ökosystemen, Fließgewässer, Gewässerschutz/Gewässerbewirtschaftung und Pflege, Makrozoobenthos

Einleitung

Gewässerstrukturgüte im Untersuchungsgebiet

Am unteren Niederrhein, in den Bearbeitungsgebieten Rheingraben Nord, Issel und Niers, konnten im Rahmen der Strukturgüteerfassung des Staatlichen Umweltamtes Duisburg überwiegend stark und sehr stark veränderte Gewässerläufe festgestellt werden. Es existieren aber auch isoliert liegende naturnahe Abschnitte, vorwiegend an kleinen Fließgewässern. Die Länge beträgt durchweg nur wenige 100 m. Gekennzeichnet durch eine Gewässerstrukturgüte vorwiegend zwischen Klasse 1 und 3 entsprechen sie hinsichtlich ihrer morphologischen Ausstattung den Zielvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (= guter ökologischer Zustand). Diese Gewässerstrecken liegen teilweise im Bereich der niederrheinischen Sandplatten und in der Niederung zwischen Rhein und den linksniederrheinischen Höhenzügen sowie in der Niersniederung.

Die untersuchten Bachläufe verlaufen zum größten Teil durch intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen. Daher sind die anthropogenen Einflüsse in den Einzugsgebieten auf die Gewässer durch Eintrag von Düngemitteln sowie Meliorationsmaßnahmen (z. B. Tieferlegung, Begradigung und Ausbau) hoch.

Fragestellung

Im Zeitraum von 2001 bis 2004 sind an einigen naturnahen, im Gewässerverlauf isolierten Gewässerstrecken Untersuchungen des Makrozoobenthosbestandes durchgeführt worden, um zu prüfen, ob sich die positive Bewertung der Gewässerstrukturgüte auch in der Besiedlung und damit in der ökologischen Zustandsklasse (nach dem AQEM-Verfahren) widerspiegelt. Vergleichend wird die in der Gewässergüteüberwachung festgestellte Bestandssituation morphologisch stärker geschädigter Gewässer dargestellt. Bei den untersuchten Gewässern handelt es sich um kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern (LAWA-Typ 19), sandgeprägte Tieflandbäche (LAWA-Typ 14) und Übergänge zwischen beiden Gewässertypen. Sollte sich die gute ökomorphologische Ausstattung der untersuchten Abschnitte in der Besiedlung des Makrozoobenthos widerspiegeln, besitzen diese Abschnitte besondere Bedeutung für die Wiederbesiedlung des jeweiligen Gewässers bzw. Gewässersystems.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

In der vorliegenden Untersuchung werden die Biozönosen naturnaher und überformter Gewässerabschnitte (Tab. 1) aus den Bearbeitungsgebieten Rheingraben Nord, Issel und Niers vergleichend dargestellt.

Tab. 1: Überwiegend naturnahe und überformte Gewässerabschnitte im Untersuchungsgebiet

Gewässername	Gewässer-kennzahl	Bearbeitungs-gebiet	Stat.km	Gewässer-typ (LAWA)	SI*	Strukturgüte-klassen
Naturnahe Abschnitte						
Hohe Ley	2796	Rheingr. Nord	24,4-25,3	19	2,09	überw. 1-3, z.T. 4
Mumbecker Bach	9281566	Issel	2,8-3,9	14	1,77	1-3
Stapelbach	9281542	Issel	2,1-2,9	14	1,57	überw. 1-3, z.T. 4
Steinberger Ley	28694	Niers	1,8-2,2	19	1,98	überw. 1-3, z.T. 4, 5
Überformte Abschnitte						
Hohe Ley	2796	Rheingr. Nord	21,3	19	2,06	überw. 5-7
Kleine Issel	92816	Issel	0,5	19	2,13	überw. 5-7
Brüner Mühlenbach	928152	Issel	0,4	19	2,05	überw. 5-7
Kervenheimer Mühlenfleuth	2868	Niers	0,3	19	2,22	überw. 5-6

* Saprobienindex alte Version

Die Probenahmen und Bewertungen bei den naturnahen Gewässerstrecken erfolgten „in Anlehnung an das AQEM-Verfahren“ (AQEM-Konsortium, 2004). Die Probenahmen fanden zwischen 2001 und 2004 jeweils im April/Mai statt. Die Daten für die überformten Abschnitte stammen aus dem Gewässergüteüberwachungssystem NRW (LUA NRW, 2002). Die Untersuchung der naturnahen Abschnitte nach dem AQEM-Verfahren wurden durchgeführt, um eine Einstufung in die ökologische Zustandsklasse hinsichtlich des Makrozoobenthos gemäß EU-WRRL zu erhalten sowie Rückschlüsse auf dominierende Belastungen und den ggf. nötigen Handlungsbedarf zur ökologischen Verbesserung ableiten zu können. Zum Vergleich wurden die naturnahen Abschnitte morphologisch stärker beeinträchtigten Strecken gegenübergestellt. Diese weisen tendenziell eine artenärmere Biozönose mit meist nur einer Leitart und wenigen Begleitarten auf.

Um Hinweise auf das Wiederbesiedlungspotenzial zur erhalten, werden neben der Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse für das Makrozoobenthos die Habitatpreferenzverteilung und die Längszonale biozönotische Verteilung dargestellt und mit dem Referenzzustand (nach Sommerhäuser und Schuhmacher 2003) abgeglichen.

Ergebnisse

Insgesamt zeigt sich bei den naturnahen Abschnitten eine größere Differenzierung der Biozönose (Taxaspezifität, nach Thiel & Klein, 1999; LUA NRW, 2002) hinsichtlich der gewässertypischen Leit-, Begleit- und Grundtaxa (insgesamt sechs Leit-, fünf Begleit- und zehn Grundarten) und eine höhere Gesamttaxazahl (Abb. 1). Bei den naturfernen Fließstrecken überwiegen die unspezifischen „sonstigen Taxa“. Die einzige Leitart ist hier Gammarus roeseli. Bei den naturnahen Gewässerstrecken wurden außerdem Anabolia nervosa, Sericostoma flavicorne, Ephemera danica, Potamophylax rotundipennis und Calopteryx splendens als Leitarten nachgewiesen.

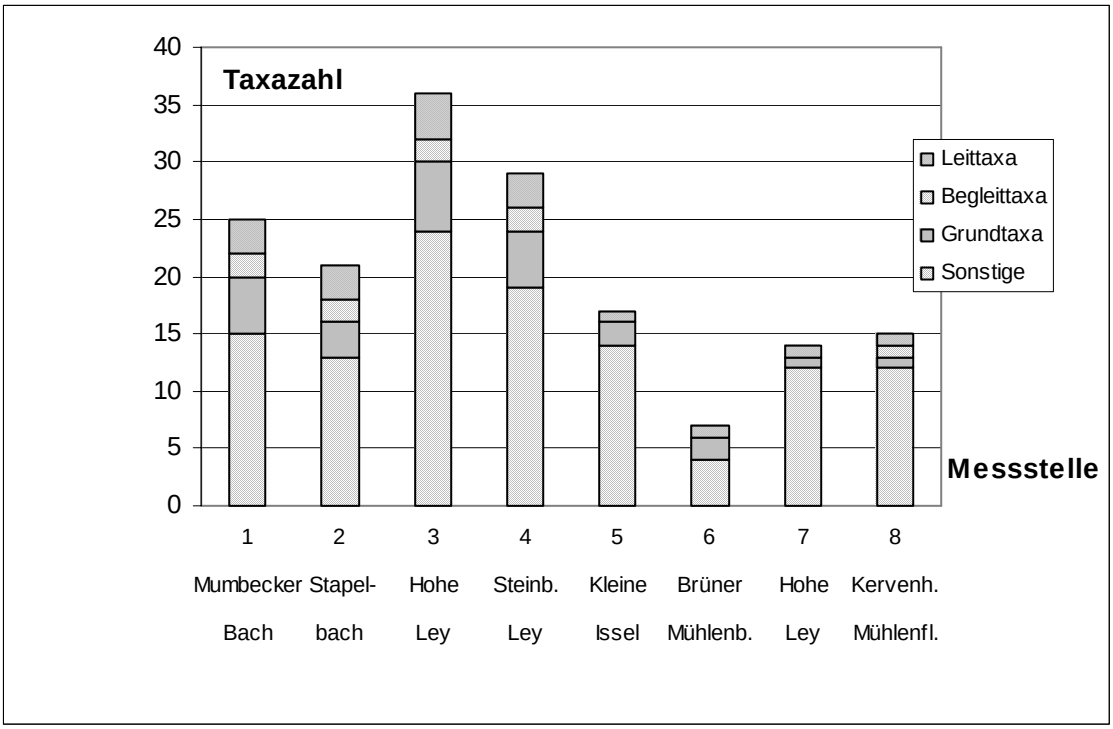


Abb. 1: Taxaspezifität und -zahl an den naturnahen (1 bis 4) und an den überformten (5 bis 8) Gewässerabschnitten

Weitere Hinweise zur Beurteilung des Wiederbesiedlungspotenzials können z. B. aus dem Anteil von Krenal-, Rhithral- und Potamalarten im Vergleich zum Referenzzustand (Abb. 3) sowie aus der gewässertypspezifischen Zustandsbewertung nach der AQEM-Methode abgeleitet (s. u.) werden. Die Bewertung nach dem AQEM-Verfahren zeigt, dass sich 3 der 4 ausgewählten naturnahen Gewässerabschnitte bereits im guten oder sehr guten ökologischen Zustand bezogen auf das Makrozoobenthos befinden (Tab. 2). Es handelt sich damit um strukturell hochwertige Gewässerabschnitte mit einer gewässertypischen Besiedlung, die unbedingt zu erhalten und vor weiteren Beeinträchtigungen zu schützen sind.

Tab. 2: Ergebnisse der Bewertung der naturnahen Abschnitte nach dem AQEM-Verfahren

Für die Bewertung relevante Metrics	**Stapelbach**	**Mumbecker Bach**	**Steinberger Ley**	**Hohe Ley**
Diversität	mäßig	gut	gut	gut
Dt. Fauna Index	sehr gut	gut	gut	unbefriedigend
Anteil Rheophile Taxa (%)	sehr gut	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend
Anteil Zerkleinerer (%)	sehr gut	sehr gut	sehr gut	gut
Anteil EPT-Taxa (%)	sehr gut	sehr gut	gut	mäßig
Diversität Plecoptera	gut	gut	-	-
Ökologische Zustands-klasse (gesamt)	**sehr gut**	**gut**	**gut**	**mäßig**

Die Referenzzustände der hier betrachteten Gewässertypen hinsichtlich ihrer Habitatpräferenzverteilung und Längszonalen biozönotischen Verteilung sind in Sommerhäuser & Schuhmacher (2003) dargestellt. Die Ausprägung dieser Parameter in den untersuchten Abschnitten entspricht insgesamt

weitgehend den Referenzzuständen für den jeweiligen Gewässertyp (s. Tab. 1). An der Steinberger Ley findet sich abweichend ein leicht erhöhter Anteil von POM-Besiedlern.

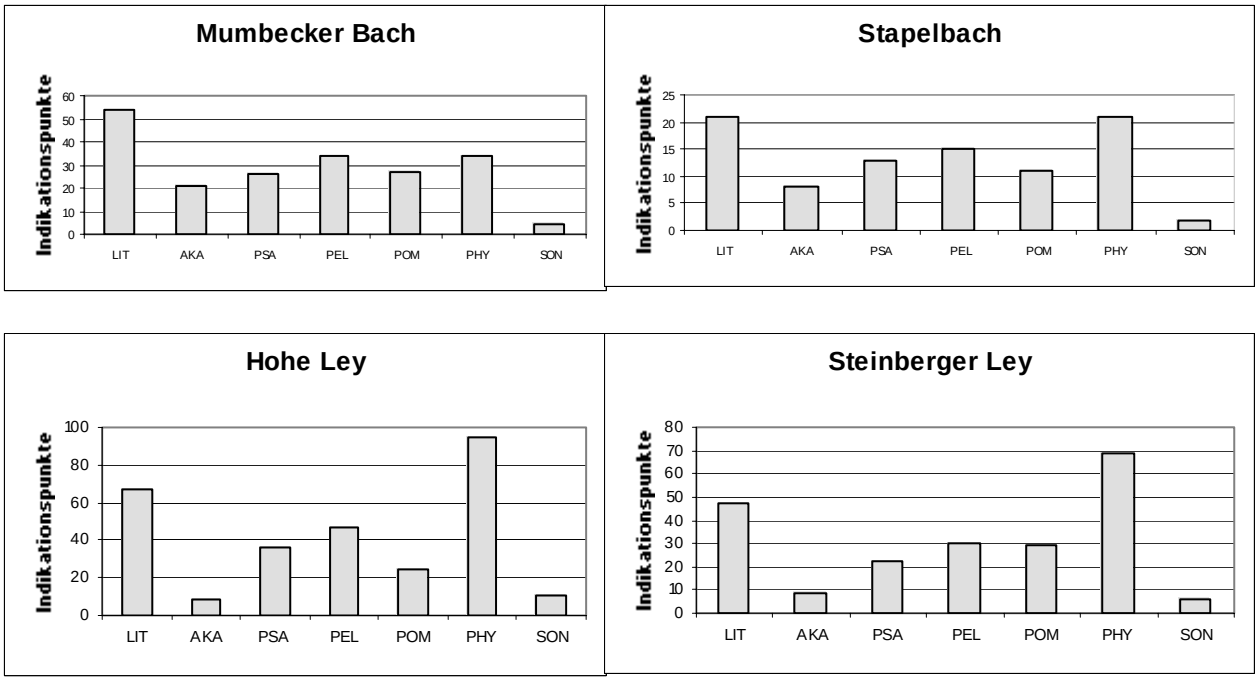


Abb. 2: Habitatpräferenzverteilung an den naturnahen Gewässerabschnitten

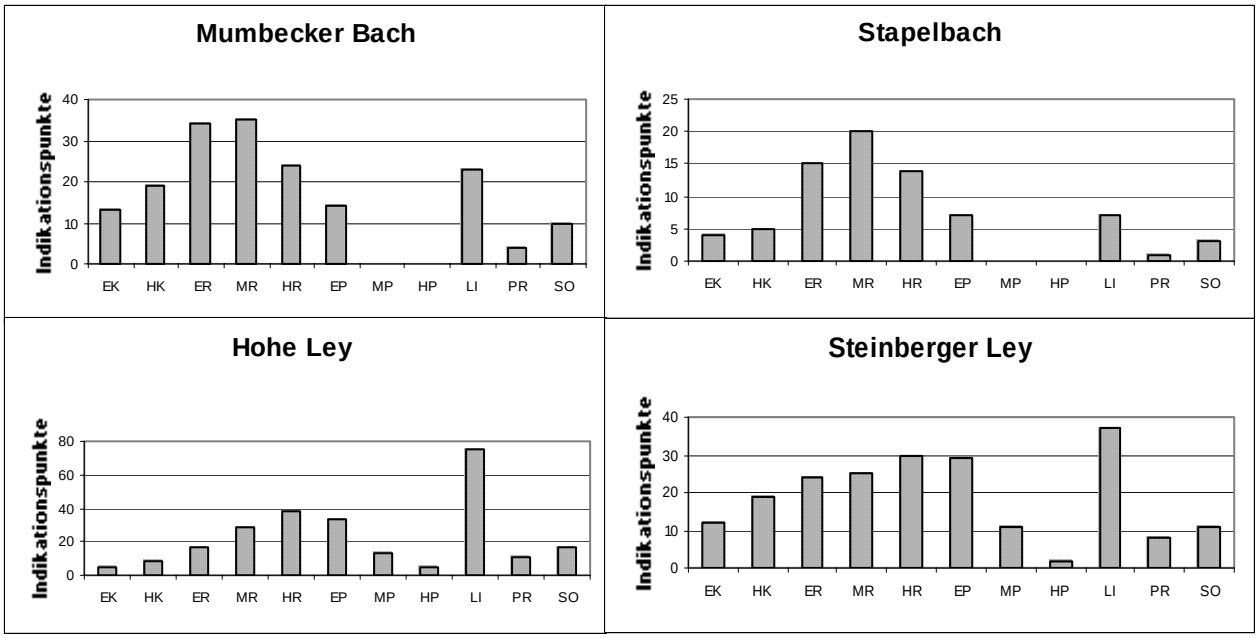


Abb. 3: Längszonale biozönotische Verteilung an den naturnahen Gewässerabschnitten

Das Makrozoobenthos im Abschnitt des Mumbecker Baches zeigt einen erhöhten Anteil von Lithalbesiedlern, der jedoch dem vorhandenen Anteil dieses Substrattyps im Abschnitt entspricht. Es fehlen, wie auch im Stapelbach, meta- und hypopotamale Arten, was auf die Lage im Oberlauf zurückzuführen ist. Die Hohe Ley weist dem Referenzzustand entsprechende Verteilungen der Parameter auf.

Diskussion

Die Untersuchungen zeigen, dass die strukturreichen Gewässerabschnitte mit hohen Strukturgüteklassen (1 bis 3) artenreichere Biozönosen des Makrozoobenthos aufweisen als vergleichbare strukturarme Fließgewässerabschnitte in den gleichen Bearbeitungsgebieten. Drei der vier untersuchten naturnahen Gewässerstrecken weisen hinsichtlich der Makrozoobenthosbesiedlung bereits einen guten bzw. sehr guten ökologischen Zustand auf. Die Ergebnisse machen damit Zusammenhänge zwischen der strukturellen Ausstattung der Fließgewässer und ihrer Besiedlung durch das Makrozoobenthos deutlich unter der Voraussetzung einer geringen bis mäßigen organischen Gewässerbelastung (vgl. auch Landesamt für Wasserwirtschaft RP, 1999; Schattmann, 1998). Dieser Aspekt ist wesentlich für die ökologische Aufwertung und Entwicklung von morphologisch und biozönotisch degradierten Bach- und Flussläufen. Aufgrund ihrer weitgehend gewässertypischen Besiedlung stellen die untersuchten naturnahen Abschnitte Wiederbesiedlungspotenziale für die jeweiligen Bearbeitungsgebiete dar, vor allem für die verarmten Gewässerabschnitte der jeweiligen Bäche, darüber hinaus aber auch für unterhalb gelegene größere Bäche und Flüsse mit stärker potamalem Charakter, die auch natürlicherweise einen Anteil von rhithralen Arten aufweisen (vgl. Hübner, Braukmann, 2003). Zur Konkretisierung sind weitere Untersuchungen und die Betrachtung zusätzlicher Gewässerabschnitte erforderlich.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Untersuchung isolierter, naturnaher Gewässerstrecken am Niederrhein zeigte, dass hinsichtlich des Makrozoobenthos Wiederbesiedlungspotenziale vorhanden sind.

Der Nachweis erfolgte durch die festgestellten Taxaspezifitäten und Taxazahlen im Vergleich zu überformten Abschnitten; der Habitatpräferenzverteilung und Längszonalen biozönotischen Verteilung im Abgleich mit dem Referenzzustand sowie durch die Einstufung in die ökologische Zustandsklasse nach dem AQEM-Verfahren.

Für die Gewässerläufe, in denen die vorhandenen Potenzialstrecken liegen, sind im Rahmen eines Entwicklungskonzeptes zielgerichtete Maßnahmen zum Schutz bzw. zur Optimierung (Erreichung des guten ökologischen Zustandes) abzuleiten. Vor dem Hintergrund der Zielerreichung bis 2015 nach der EU-WRRL ist die Berücksichtigung der Ansprüche sowie der Ausbreitungsfähigkeit der Leit- und Begleitarten von besonderer Bedeutung.

Literatur

AQEM-KONSORTIUM (2004): Version 2.3 des AQEM river assessment program (veröffentl. am 16.9.04).

HÜBNER, G, BRAUKMANN, U. (2003): Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse – Eine erste Analyse des naturräumlichen Wiederbesiedlungspotenzials. DGL-Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Eigenverlag der DGL, Werder, 354-357.

LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RP (1999): Gewässerstruktur – Untersuchungen zur Analyse und zur Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern, Mainz.

LANDESUMWELTAMT NRW – LUA (2002): Gewässergütebericht 2001, Essen: 10-18.

LANDESUMWELTAMT NRW – LUA (2002): Gewässerökologische Untersuchungen des Rinderbachsystems, Gewässergütebericht 2001, Essen: 235-238.

SCHATTMANN, A. (1998): Gewässerstrukturgüte und Makrozoobenthos – Eine Untersuchung über Zusammenhänge, durchgeführt an Nebenbächen der mittleren Ahr. DGL-Tagungsbericht 1997 (Frankfurt), Eigenverlag der DGL, Krefeld, 847–851.

SOMMERHÄUSER, M., SCHUHMACHER, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie – Bewertung – Management, Atlas für die limnologische Praxis. Landsberg.

THIEL, A., KLEIN, K. (2000): Gewässerbiol. Bewertung des Oberl. eines Fließgewässers im Mittelgeb. am Beisp. des Rinderbaches, DGL-Tagungsber. 1999 (Rostock), Eigenverl. der DGL, Tutzing: 148-152.

Oxygen metabolism of a sandy lowland stream, Germany

Ramón Mena[1], Elisabeth I. Meyer[2]

University of Muenster, Institute for Evolution Animal and Ecology, Department of Limnology, Hüfferstraße 1,

D-48149 Münster, Germany, [1] ramon.mena@uni-muenster.de, [2] meyere@pop.uni-muenster.de

Keywords: Stream metabolism, diel oxygen curve, discharge regime, disturbance

Introduction

How and which are the processes and function of streams are a central point of the actual streams ecology. The processes that involucrate the energy flow through the river ecosystems, referred as metabolism, depend on the energy income, outcome and involucrate respiration, oxygen production and nutrient processes (Odum H., 1956; Minshall, 1978; Horner & Welch, 1981; Meyer & Edwards, 1990).

The oxygen balance in streams has been used as an indicator of the stream production and respiration, and the relative contributions of these two components vary significantly along the river continuum as well as across geographical regions, heterogeneity and substrate stability, nutrient availability, and hydrological regime (Fisher & Likens, 1973; Bradley et al., 2002; Minshall, 1978; Naiman, 1983; Bott et al., 1985; Vannote et al., 1980; Uehlinger & Naegely, 1998; Uehlinger, 2000).

The Gellenbach is a small flow dam regulated lowland stream with a daily and strong flow variation, which could have an effect on the stream oxygen concentration and metabolism. In this work two daily oxygen curves measured during winter 2003 and spring 2004 are compared, with the aim to establish the effect of water level variation.

Methods

During December 2003 and April 2004, during 48 hours the oxygen concentration and temperature was monitored with an oximeter (Syland model 4002 HP). The data were logged each minute with a datalogger (LI-COR 1000). The water level variation was recorded permanently by a nearby ganging station. Oxygen curves were compared with the water level curve to observe if there was a relationship between the two (Fig. 1a).

Study zone

The Gellenbach River, tributary of the Ems River, has a total length of 10.5 km and a catchtment area of 21.67 km^2, it. The river drains a typical lowland area with an average slope of 1.1 $‰$ and an altitude of 48.46 m.a.s.l. (Osnabruck airport, Northwest Germany).

Fig. 1a: In-stream oxygen and temperature sensor installation

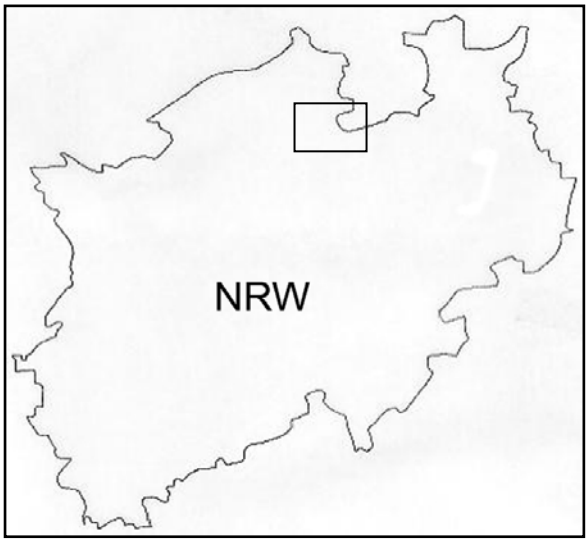


Fig. 1b: Study zone NRW (North Rhine Westfalia, Germany

The weather is influenced by North-Atlantic winds, with a precipitation average of 730 - 740 mm per year with the maxim precipitation in July and minimum in April (Osnabruck airport, Northwest Germany). The groundwater table fluctuates between 50 to 100 cm beneath the terrain surface and drops below 100 cm after dry periods. Heavy rainfalls lead to a formation of wetland of the country area (Cleven & Meyer, 2003). During its course, the Gellenbach suffers structural changes such as channel rectification and vegetation cover elimination. At approximately 6 km from the source, a dam serves as water reservoir. Finally, at the study site, in the last 3 km the river runs through the "Bockholter Berge" Natural Park, where the strong meandering and dense vegetation are the principal characteristics. The catchtment area is dominated by agricultural activities (aprox. 65 % of the area). The river sediment is composed by fine sand with a mean grain size < 300 μm (Cleven & Meyer, 2003). The discharge regime is controlled and has a strong diel variation (Fig. 1b).

Results

The water level showed a diel variation of approximately 15 cm, which corresponds to a variation between 97.53 ls^{-1} and 286 ls^{-1}. The variation was especially high during mid-January and mid-February (Fig. 2).

During December, the oxygen curve remained very stable; between 10.1 mg/l and 9.8 mg/l. The water level had not influence on the stream oxygen concentration (Fig. 3).

However, from 21 to 23 April 2004, the daily curve presented high concentrations at midday of 9.5 mg/l and low concentrations early in the morning of only 6.0 mg/l, which means a variation of 3.5 mg/l. Compared to the water level curve, with the increase of the water level at the same time an increase of the oxygen concentration occurs (Fig. 3). During this time the water level showed a significant and positive correlation with the stream oxygen concentration ($p = 0.002$).

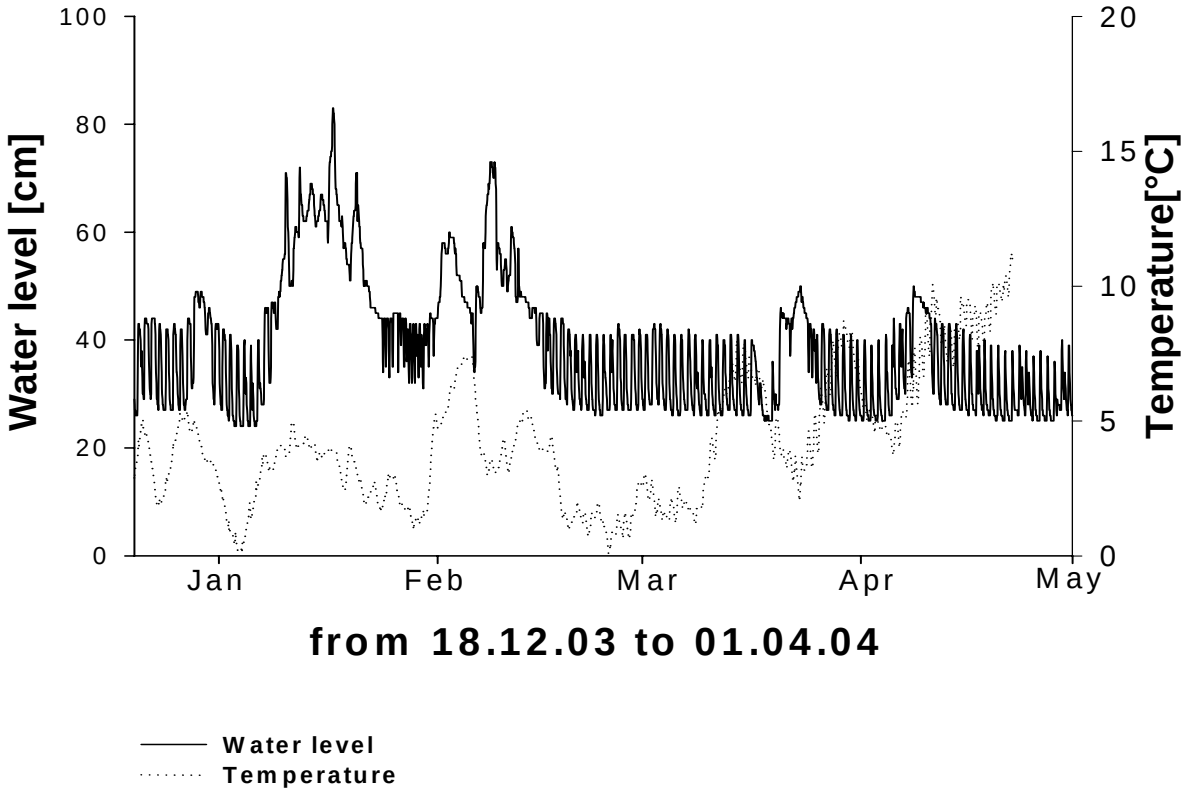


Fig. 2: Water level variation during winter and early spring at the Gellenbach

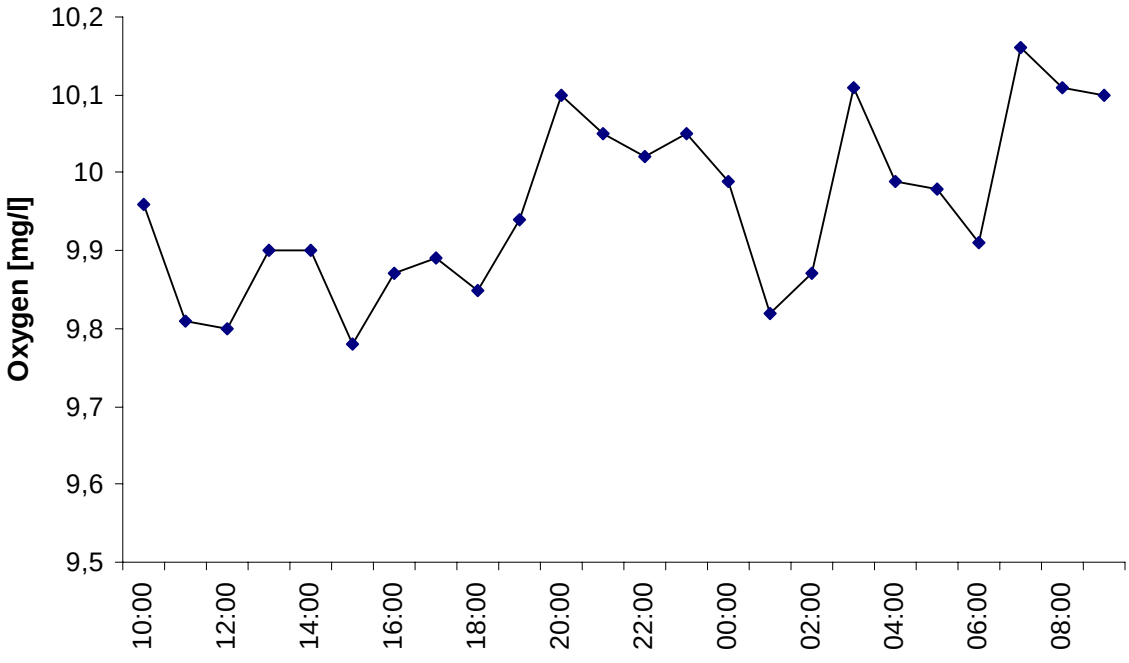


Fig. 3: Diel oxygen curve during from 02 to 04 December 2003 at the Gellenbach

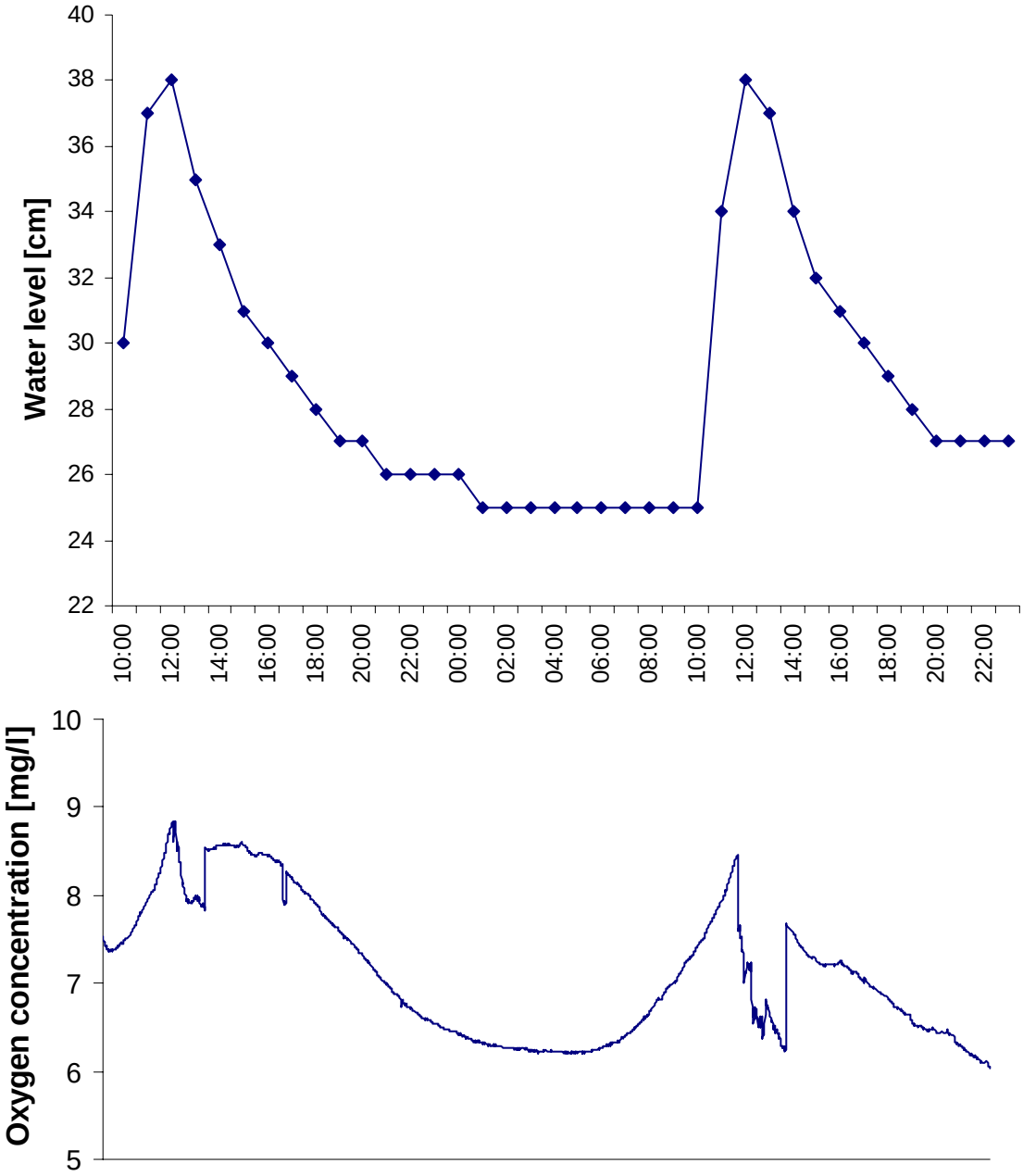


Fig. 4: Diel oxygen curve and the water level variation during from 21 to 23 April 2004 at the Gellenbach

Discussion

The oxygen concentration in the Gellenbach appears to be strongly controlled by the reaereation and water level variation. During winter measurement, the mean water temperature was 4.6 °C, which could be determinant in the reduction of the respiration and oxygen production in this stream

following the Arrhenius equation. Moreover, the water level variation (and consequent flow variation) could move the sandy substrate and consequently attenuate the biological activity, since this daily disturbance does not permit the recovery of the biological community (especially algae and bacteria) (Uehlinger, 1998) (Fig. 3).

The direct correlation between the oxygen increase and water level means that the oxygen rate of change is not the effect of the autochthonous production, but the effect of the change of water level and water velocity (Fig. 4). When the oxygen content reached its maxim concentration, its subsequent reduction was dramatic. This could be the effect of the oxygen concentration presented before the dam release.

Abstract

The diel oxygen curve was compared during winter 2003 and spring 2004 in a flow dam regulated lowland stream. The flow variation was daily. Its effect on the oxygen concentration was not detectable in winter as consequence of the low temperature and resultant high reaereation rate. In spring the effect of the daily flow changes on the diel oxygen curve could be detected. It appears that the water level changes and the water conditions in the dam (prior the water release) have an impact on the diel oxygen in the stream.

Aknowledgments

We thank Dr. Riss and Dr. Kaschek (University of Muenster) for providing ideas and discussion. This research was funded by a fellowship of the German Academic Exchange (DAAD).

Literature

Bradley, J. C., Palmer, M. A., Swan, C. M., Brooks, S. & Poff, N. L. (2002): The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. Ecology, 83(2): 412-422.

Cleven, E. J. & Meyer, E. I. (2003): A sandy hyporheic zone limited vertically by a solid boundary. Arch. Hydrobiol., 157(2): 267-288.

Bott, T. L., Brock, J. T., Dunn, C. S., Naiman R. J., Ovink R. W. & Petersen R. C. (1985): Benthic community metabolism in four temperate stream systems: an inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept. Hydrobiologia, 123: 3-45.

Fisher, S. G. & Likens, G. E. (1973): Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. Ecological Monographs, 43: 421-439.

Horner, R. R., Welch, E. B. (1991): Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. Canadian Journal of Fischeries and Aquatic Siences, 38: 449-457.

Minshcall, G. W. (1978): Autotrophy in stream ecosystems. Bioscience, 28: 767-771.

Meyer, J. L. & Edwards, R. T. (1990): Ecosystems metabolism and turnover of organic carbon along a blackwater river continuum. Ecology, 71: 668-677.

Nainman, R. J. (1983): The annual pattern and spatial distribution of aquatic oxygen metabolism in boreal forest watersheds. Ecological Monographs, 53: 73-94.

Odum , H. T. (1956): Energy flow in ecosystems: a historical review. Limnology and Oceanography, 2: 85-97.

Uehlinger, U. (2000): Resistance and resilience of ecosystem metabolism in a flood prone river system. Freshwater Biology, 45: 319-332.

Uehlinger, U. & Naegeli, M. W. (1988): Ecosystem metabolism, disturbance, and stability in a prealpine gravel bed river. Journal of the North American Benthological Society, 17: 165-178.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Kummins, K. W., Sedell, R. J. & Cushing, C. E. (1980): The river continuum concept. Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences, 37: 130-137.

Temporal variation of nitrate concentrations in two lowland streams of North Germany

Ramón Mena[1], Elisabeth I. Meyer[2] & Norbert Kaschek[3]

Department of Limnology, University of Muenster, Hüfferstraße 1, D-48149 Münster, [1] ramon.mena@uni-muenster.de, [2] meyere@uni-muenster.de, [3] kaschekn@uni-muenster.de

Keywords: hydrochemistry, lowland streams, temporal variation, agricultural catchment

Introduction

Nitrate concentrations in surface waters in North-Rhine Westfalia (Germany) are among the highest of the country with mean concentrations between 23.3 mg/l and 30.5 mg/l found in catchments with an intensive agricultural activity (Aschenmeier, 1997; Pott & Remy, 2003).

The soils in this catchment are predominantly composed by low nutrient Pleistocene sand, with a minimal agricultural potential (Henner, 1984). However, about 65 % is farming area, and for that reason the soils must be highly fertilized. According to Rohmann & Sontheimer (1987), in the last 30 years the nitrogen fertilization increased from 30 kg N $h^{-1}y^{-1}$ to near of 130 kg N $h^{-1}y^{-1}$. Especially, the organic nitrogen (NH_4-N) has been increased to nearly 150 %. This practice is the principal cause of the nitrogen groundwater contamination in this region (Remy 1991).

Redox conditions in wetland soils are strongly influenced by water table fluctuations. Hefting et al. (2004), propose that in soils with a groundwater table deeper than 30 cm and high porosity, the oxygen availability promotes the nitrification and the consequent accumulation of nitrate in soils. During high flow periods, hydraulic forces induce washout of soil NO_3-N, causing higher concentrations in the stream water (Ahrheimer et al., 1996).

In the perspective of the global climatic change, the increase of temperature, precipitation, runoff, and the shift of the timing and duration, this may result in higher nutrient loading of riparian zones in agricultural environments (Nilsson & Bergren, 2000; Pinay et al., 2002).

The aim of this study is to elucidate the effect of the temperature, evapotranspiration, precipitation, season and discharge on the stream NO_3-N concentration.

Material and Methods

In the two rivers, in six different sample stations from the source to the mouth, monthly during 1992 a water sample was taken. Nitrate concentrations were determined according to the German standardization method.

To evaluate the temporal differences, the nitrate median of each season was compared with the Mann-Whitney U Test. To evaluate the influence of the weather variables, the streams nitrate concentration was correlated with the discharge, precipitation and evapotranspiration by means of the spearman rank correlation.

Study area

The investigation was conducted in two lowland streams (Eltingmuehlenbach and Ladberger Muehlenbach), tributaries of the Ems River (Northwest Germany 51°58' N, 7°37' E) (Fig. 1). The rivers run on a lowland area at an altitude of 48.46 m.a.s.l. and average slope of 1.1 °/$_{oo}$ (Osnabruck airport, North-west Germany) (Otto & Braukmann, 1983). The Eltingmuehlenbach has a total length of 27 km, and Ladberger Muehlenbach of 21 km (Fig. 1).

The catchment area is approximately 60 km^2, and near of 60 % the area has agricultural and forestry activities. The soils are of the types podsol and gleysol of poor nutrients, with a high permeability coefficient (Henner, 1984). Annually, the soils have two nitrogen-rich periods: first in spring (April and May) during the fertilization phase, when the soil is fertilized with organic nutrients, and

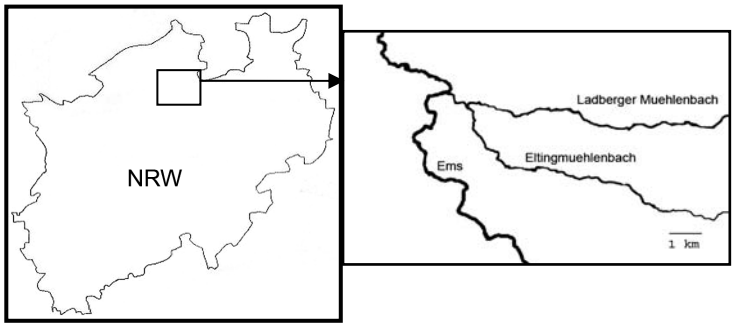


Fig. 1: Study area (NRW: North-Rhine Westfalia)

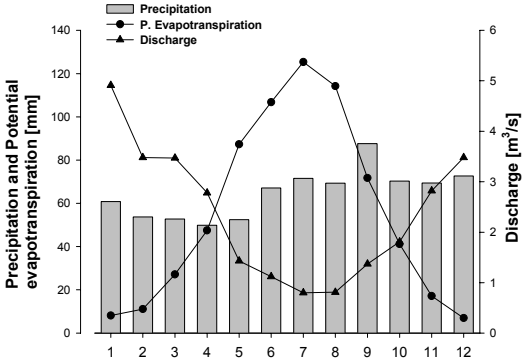


Fig. 2: Hydrological balance in the study area during 1990-2003

second in autumn (September and October) after the harvest phase, when the rest of plants as roots and leaf litter are decomposed (Remy, 1991).

The multiannual mean precipitation (1990-2003) reaches 777.6 mm, which the 51.2 % occur during the summer half-year (April to September) and the 48.8 % during the winter half-year (October to March). However, the discharge reaches its maximum during the winter half year and its minimum during the summer half-year (Fig. 2). The groundwater table fluctuates between 50 to 100 cm beneath the terrain surface and drops below 100 cm after dry periods. Heavy rainfalls lead to formation of wetland of the country area (Cleven & Meyer, 2003).

Results

The NO_3-N concentrations showed the high variation especially in the Eltingmühlenbach. Between the two rivers, there were not significant differences in the NO_3-N concentration ($p > 0.05$).

Seasonal variation

The NO_3-N concentration showed, in the streams, a significant variation between the seasons. The highest concentrations were occurred during winter, and the lowest concentrations during summer. The differences between the two seasons were almost two-fold ($p = 0.000$). Nitrate concentrations showed not significant differences in the transitional season: spring and autumn ($p > 0.05$) (Fig 3).

Flow, precipitation and potential evapotranspiration influence

Despite the relative constant precipitation during the year, the discharge presented a strong temporal variation with the highest values observed during winter and the lowest values during summer,

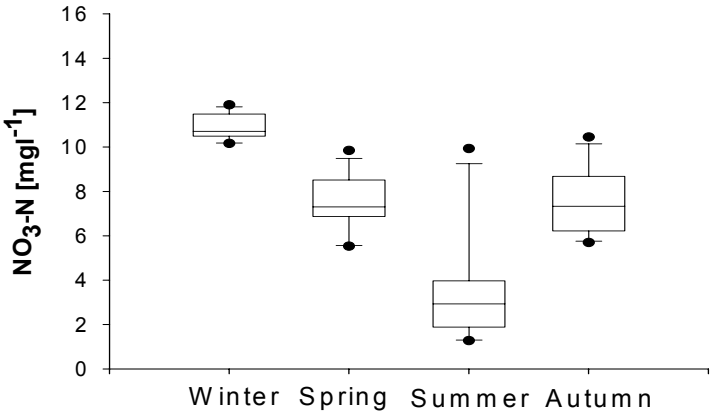


Fig. 3: Temporal nitrate distribution in the rivers Eltingmuehlenbach and Ladberger Muehlenbach during 1992

which could be shown by the lack of prediction of the discharge by the precipitation (Fig. 4a). It seems that the potential evapotranspiration has a direct influence on the discharge, because the correlation was significant and negative ($p = 0.000$).

The observed nitrate concentrations showed the same temporal pattern as the discharge: At low discharge during summer the nitrate concentration was low, whereas the contrary was observed during winter, which is confirmed by the significant correlation between these two variables ($p = 0.02$) (Fig. 4b).

Discussion

The trend of the nitrate concentrations in these lowland streams is typical for soils with high permeability, low groundwater table, and intensive agricultural activity as described by Hefting et al (2004). Kemp & Dodds (2001) as well pointed out that nitrate concentration was greatest during time of low discharge. During high discharge events the nitrate concentration is diluted by low-nitrate concentration water from unfertilized upland. But in this lowland stream region (Germany), from the source to mouth, the rivers run across an agricultural area and there is any possibility of this kind of dilution. Freijoó et al. (1999) founded that the discharge has not impact on the nitrate concentration. However, it was associated with the amount of rainfall and the washout of nutrients from soil to streams. In lowland soils from Germany, Remy (1991) reported high nitrate concentrations at the end of summer and low the end of winter.

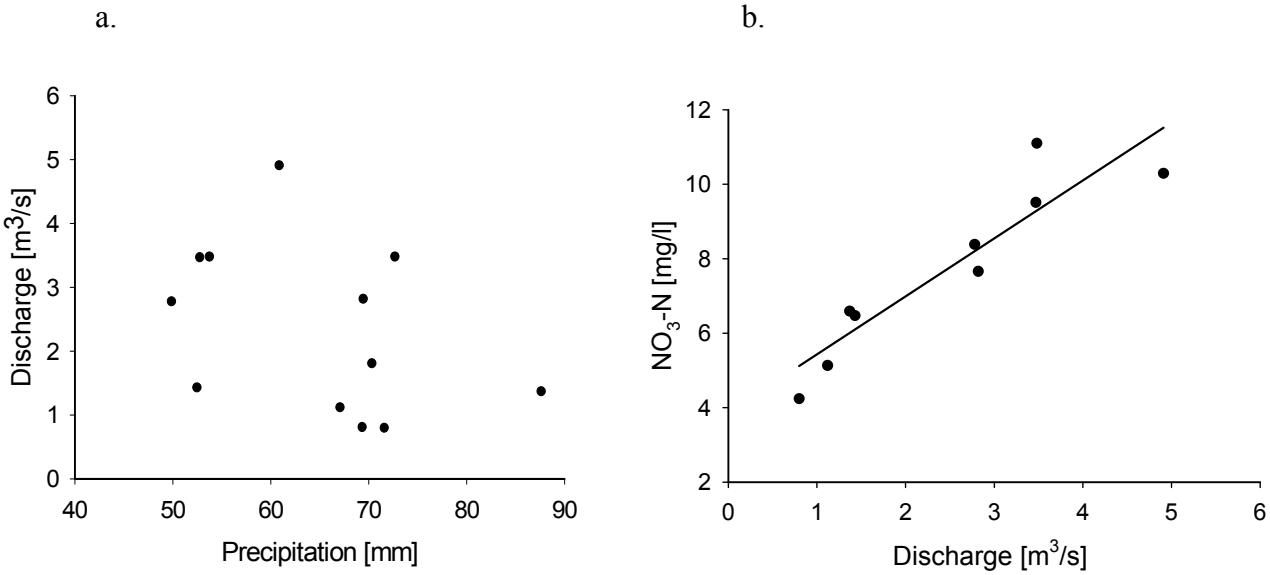


Fig. 4: Correlation between precipitation, discharge and nitrate in the Eltingmuehlenbach and Ladberger Muehlenbach

With high probability, as described by Arheimer et al. (1996), during high flow, hydraulic forces will induce washout of soil NO_3-N, causing higher concentrations in the stream water. However, in this region, the precipitation has not a principal role in this phenomenon; here the evapotranspiration seems to have the principal impact in the water deficit or excess in soils and the consequent water and nutrient exportation to streams. Although as described by Maag & Vinther (1996), the high temperature and low soil humidity promote the nitrification, the low water transport from soils to streams in summer is the principal cause of the low stream nitrate concentration. Moreover, the nitrate assimilation by the high proliferation of aquatic plants during this season is another factor that determines the low nitrate concentration during summer (Remy 1991).

In conclusion, the nitrate concentration in lowland streams is the product of the washout of nitrate content in soils during winter, which is not the direct effect of precipitation but the evapotranspiration, and the biological assimilation by aquatic plants during summer.

Abstract

The temporal nitrate variation of two small lowland streams in a catchment with high agricultural activity was analysed. In this study, 1 year of monthly nitrate concentrations were analyzed to find its relation with flow dynamics, season, and climatic variables. The methods used included Spearman-Rank correlations and the Mann-Whitney median comparison. NO_3-N showed a significant and positive correlation with the flow, but negative with the evapotranspiration and temperature. The precipitation had not correlation with the monthly nitrate concentration. Moreover, the discharge had not correlation with the precipitation, but presented a negative correlation with the evapotranspiration and temperature. The winter half-year (from October to March) presented higher significant NO_3-N concentrations than the summer half-year (from April to September). In general, the links between nitrogen concentration and flow can be related to the temperature, which finally controls the evapotranspiration. When the evapotranspiration is higher than the precipitation (summer half-year), the soils have water deficit, the oxygen reaches the soil and promote the nitrification (NO_3-N) favoured by the higher summer temperature. The soil water deficit does not enable the water infiltration and subsequent nitrate transport from soils to streams. But when the precipitation is higher than the evapotranspiration (winter half year) there is water excess in soils, which means

that the water infiltration from soils to stream starts with the subsequent high flow and high nitrogen loads.

Aknowledgments

We thank Dr. Riss, Prof. Dr. Krieter, Prof. Dr. Klemm (University of Muenster) and Dr. Remy (University of Osnabrueck) for providing ideas and discussion, the German Weather Agency (DWD) for providing climatic dates of North-Rhin Westfalia, the National Environment Offices Muenster (STUA) for providing stream discharge data. This research was funded by a fellowship of the German Academic Exchange (DAAD).

Literature

Aschenmeier, C. (1997): Abiotische Milieufaktoren und Lebensgemeinschaften in unterschiedlich stark anthropogen überformten Gewässerabschnitten eines Fließgewässersystems der Westfälischen Bucht (Ladberger Mühlenbach) – Ein Beitrag zur Typisierung von Tieflandbächen. Schüling Verlag, Münster.

Arheimer, A., Andersson, L., Lepistö, A. (1996): Variation of nitrogen concentration in forest streams – Influences of flow, seasonality and catchment characteristics. Journal of Hydrology, 179: 281-304.

Cleven, E.-J. & Meyer, E. I. (2003): A sandy hyporheic zone limited vertically by a solid boundary. Arch. Hydrobiol., 157(2): 267-288.

Feijoó, C. S., Giorgi A., García, M. E. & Momo, F. (1999): Temporal and spatial variability in streams of pampean basin. Hydrobiologia, 394: 41-52.

Kemp, M. J., Dodds, W. K. (2001). Spatial and temporal patterns of nitrogen concentrations in pristine and agriculturally-influenced praire streams. Biogeochemistry, 53: 125-141.

Hefting, M., Clément, J. C., Dowrick, D., Cosandey, A. C., Bernal, S., Cimpian, C., Tatur, A., Burt, T. P., Pinay, G. (2004): Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along European climatic gradient. Biogeochemistry, 67: 113-134.

Henner, S. (1984): Erklärungen zu Blatt 3912 Westbevern. Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen (1:25000). Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen.

Maag, M., Vinther, F. P. (1996): Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. Applied Soil Ecology, 4: 5-14.

Nilsson C., Bergren, K. (2000): Alterations of riparian ecoystems caused by river regulation. Bioscience, 50 (9): 783-792.

Otto, A., Braukmann, U. (1983): Gewässertypologie im Ländlichen Raum. Schriftenr. BM. Ern. Landw. Forst., Reihe A. 288: 1-61.

Pinay, G., Clément, J. C., Naiman, R. J. (2002): Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. Environmental Management, 30(14): 481-491.

Pott, R., Remy, D. (2003): Der Eltingmühlenbach im Münsterland – ein charakteristisches Tieflandbachsystem Nordwestdeutschlands. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, 65: 43-58.

Remy, D. (1991): Hydrochemische Untersuchungen im Bereich der Grundwasseroberfläche in einem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Raum in Ostmünsterland. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Osnabrück 1989), Band XIX/III: 385-391.

Rohmann, U., Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser – Ursachen – Bedeutung – Lösungswege, Karlsruhe.

Monitoring der benthischen Primärproduktion in der Werra – Erste Erfahrungen

Jürgen Bäthe & Eckhard Coring

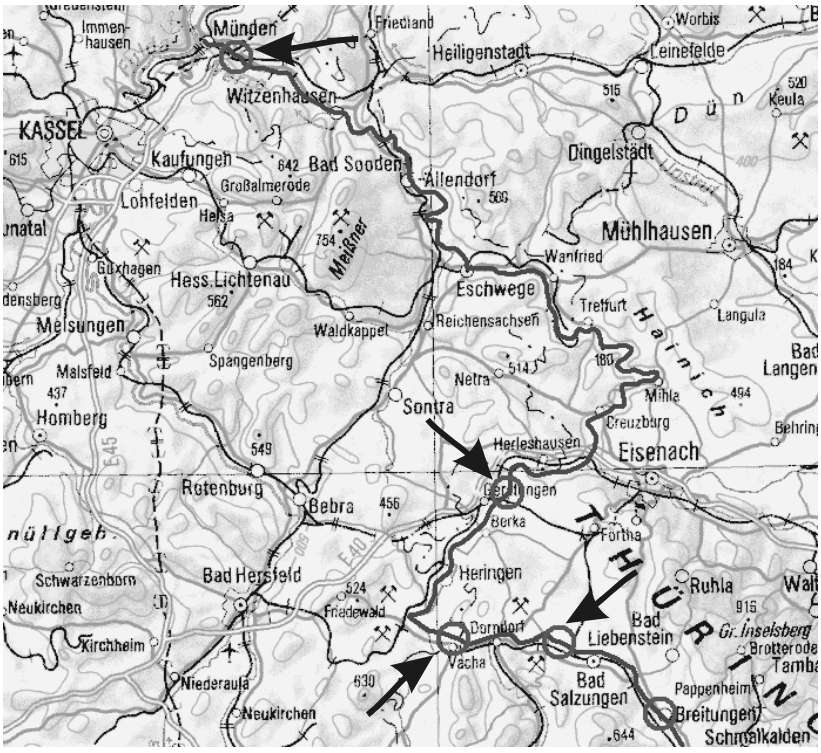
EcoRing, Lange Str. 9, D-37181 Hardegsen, info@ecoring.de

Keywords: Benthische Primärproduktion, Fluorometer, Chlorophyll a, Chlorophyceen, Diatomeen, Werra

Anlass

Die bestehenden Gütedefizite der Werra in Thüringen, Hessen & Niedersachsen sind lange bekannt und waren bereits Gegenstand zahlreicher Diskussionen und Veröffentlichungen (FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT WESER, 2004; NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, 2001; HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 2004). Intensive Sanierungsbemühungen werden bereits seit Beginn der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts unternommen.

An der Werra werden im Rahmen eines mehrjährigen, biologischen und chemischen Monitoring-Programms umfangreiche Daten erhoben. Das Monitoring wird in enger Kooperation zwischen den Behörden der Wasserwirtschaftsverwaltung der Länder Thüringen und Hessen, der K + S Kali GmbH und weiteren beteiligten Institutionen durchgeführt. Folgende Qualitätskomponenten werden dabei berücksichtigt:



- Abiotische Parameter,
- Phytobenthos,
- Phytoplankton,
- Makrozoobenthos,
- Pisces.

Ziel der Arbeiten, die bis 2008 terminiert sind, ist die Analyse der kombinatorischen Wirkungen unterschiedlicher Stressoren auf die biologische Beschaffenheit der Werra. Hierin ist der Versuch einer Quantifizierung der benthischen Primärproduktion eingeschlossen. Dieser Beitrag beschreibt den methodischen Ansatz und stellt erste Erfahrungen vor.

Abb. 1: Lage von 5 ausgewählten Untersuchungsbereichen im Untersuchungsgebiet an mittlerer und unterer Werra

Methoden

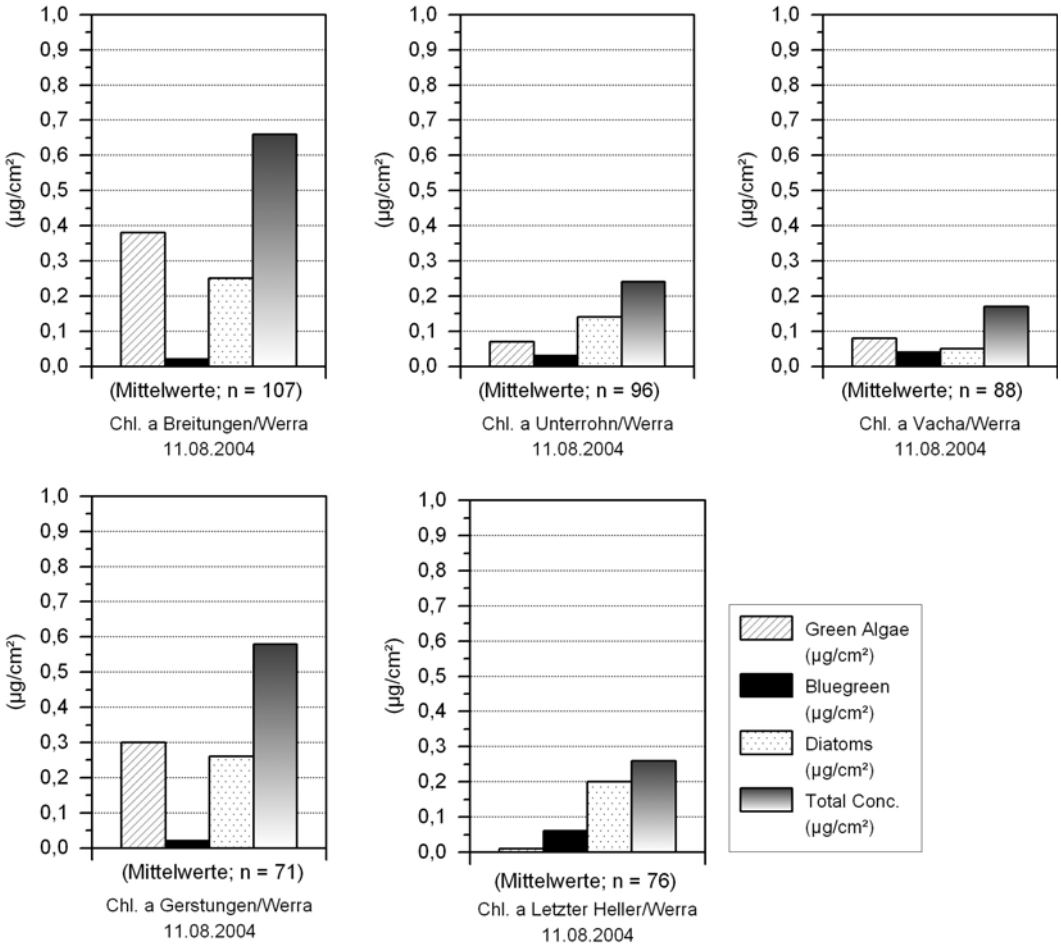
Seit Sommer 2004 werden an der Werra in vivo-Fluoreszens-Messungen auf natürlichen, ufernahen Substraten vorgenommen (Abb. 1). Diese Messungen ermöglichen erste Abschätzungen von Art und Umfang der benthischen Primärproduktion. Das verwendete Messgerät ist ein tragbares Fluorometer (Bentho-Fluor) der Firma bbe-Moldaenke (Abb. 2). Über die Fluoreszenz lebender Algenzellen wird die Chlorophyll a Konzentration in „µg/cm²" angezeigt. Zudem ist die Differenzierung der quantitativen Anteile verschiedener Algenklassen (Grünalgen, Blaualgen, Kieselalgen) an der Primärproduktion möglich. Um eine Standardisierung der Messungen zu erzielen, werden darüber hinaus künstliche Aufwuchsträger eingesetzt, die in der fließenden Welle in definierter Wassertiefe installiert sind und Wasserstandsänderungen zu folgen vermögen.

Abb. 2: Bentho-Fluor; Fluorometer zur in-vivo-Messung der Algen-Fluoreszenz

Ergebnisse

Die Messergebnisse aus den Uferbereichen der Werra zeigen wechselnde Dominanzen zwischen Grün- und Kieselalgen (Abb. 3; Abb. 4). Kieselalgen waren vor allem im staureguliertem Unterlauf des Flusses vorherrschend (vgl. Messstation Letzter Heller).

Abb. 3: Fluorimetrisch gemessene Chl a-Konzentrationen am 11. 08. 2004



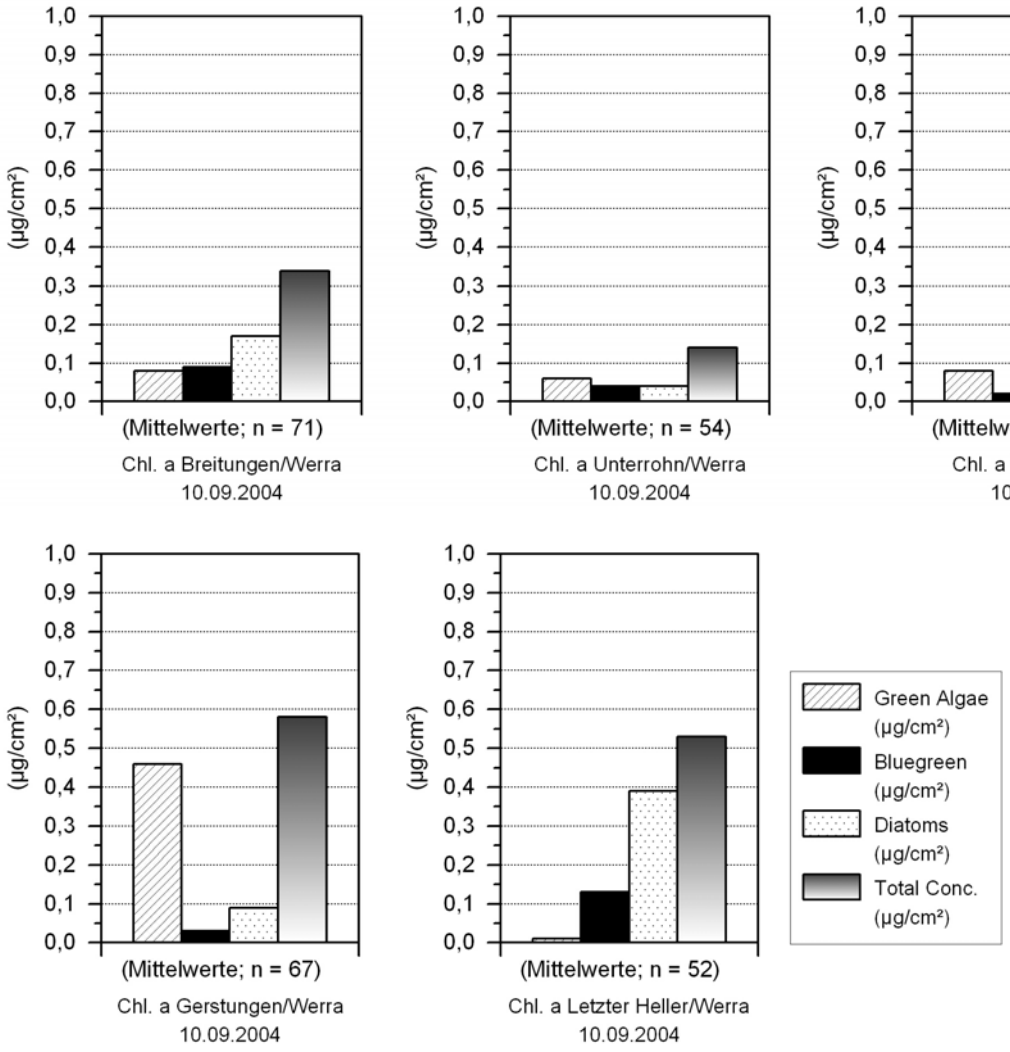


Abb. 4: Fluorimetrisch gemessene Chl a-Konzentrationen am 10. 09. 2004

Zur Abschätzung der vorhandenen benthischen Algenbiomasse wurden die Messwerte (Chl a [µg/cm²]) in Trockengewichte (mg/m²) umgerechnet. Für diese Umrechnung stehen verschiedene Ansätze zur Verfügung (z. B. ROTT, 1981; VARESCHI, 2004). Ausgewählt wurde die Umrechnung nach VARESCHI, die näherungsweise über den Kohlenstoffgehalt zum Trockengewicht gelangt. Alle Umrechnungsverfahren weisen große Schwächen auf, daher haben die errechneten Werte nur orientierenden Charakter zur Abschätzung von Größenordnungen.

Alle bisher durchgeführten Messungen zeigen eine hohe benthische Primärproduktion in der mittleren Werra bei Breitungen und Gerstungen sowie in der unteren Werra im Bereich Letzter Heller (Werra-km 83). Die Standorte Breitungen und Gerstungen zeichnen sich durch maximale Wassertiefen bis zu 1,00 m bei einem Pegelstand von 110-130 cm (normal 243 cm), bzw. 110-125 cm (normal 262 cm) aus. Breitflächig flach überströmte, kiesig-steinige Sohlsubstrate stehen dort in gering getrübtem, nährstoffreichem Wasser als Aufwuchsfläche zur Verfügung. Die übrigen Standorte sind durch künstliche Eintiefung, bzw. Stauregulierung überprägt. Steil abfallende Ufer, eine größere Wassertiefe ($\geq$ 4,50 m) und eine geringere morphologische Diversität des Flussbettes kennzeichnen den benthischen Lebensraum. Die Ufer der unteren Werra sind mit Wasserbausteinen eingefasst, sodass hier innerhalb der durchlichteten Zone trotz morphologischer Degradation, geeignete Bedingungen für Hartsubstratbesiedler und Aufwuchsorganismen anzutreffen sind. Auf diesen Umstand sind die hohen Trockengewichte benthischer Algen im Bereich des Letzten Heller zurückzuführen.

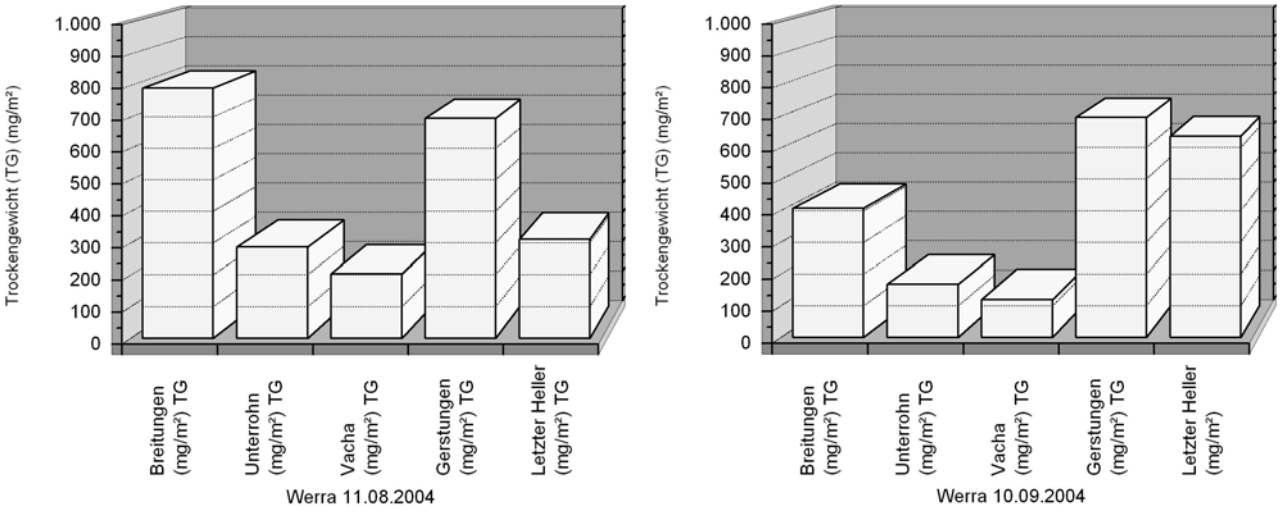


Abb. 5: Trockengewichte benthischer Algen in mg/m² (11. 08. 2004 und 10. 09. 2004)

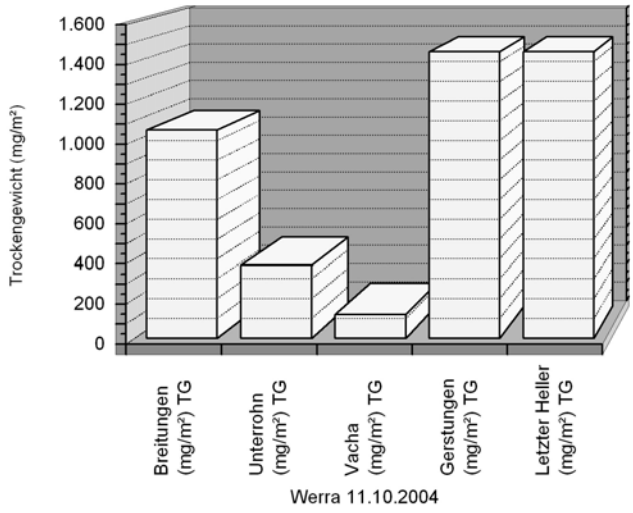
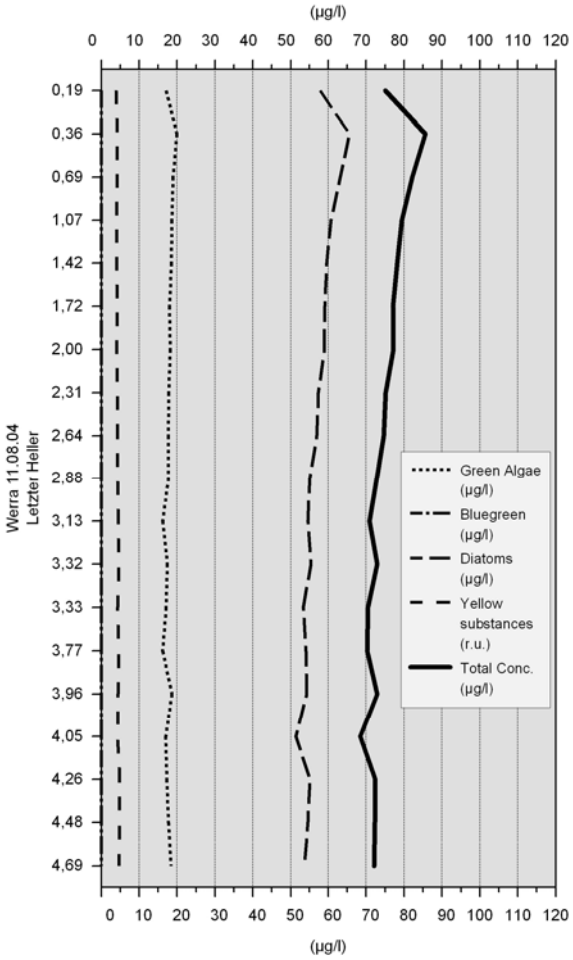


Abb. 6: Trockengewichte benthischer Algen in mg/m² (11. 10. 2004)

Ergänzend zu den in vivo-Fluoreszens-Messungen auf ufernahen Substraten, wurden diese Messungen auf den Wasserkörper der fließenden Welle ausgedehnt. Das tragbare Fluorometer lässt sich nach geringfügigem Umbau als Tauchsonde einsetzen. Am Standort Letzter Heller (Werra-km 83) werden seit Frühsommer 2004 in der Flussmitte regelmäßig vertikale Fluoreszens-Messungen in der vorgenommen (Abb. 7). Anhand der so gewonnenen Daten, konnten vitale Algenzellen in der gesamten Wassersäule bis in eine Tiefe von 4,60 m nachgewiesen werden. Als dominierende Algen traten dabei stets die Diatomeen in Erscheinung. Die in Abbildung 7 dargestellten Messergebnisse entsprechen näherungsweise einer durchschnittlichen Algen-Trockenmasse (TG) von 9,0 mg/l (vgl. VARESCHI, 2004). Von besonderer wasserwirtschaftlicher Bedeutung ist die transportierte Algenbiomasse, die in die Weser eingetragen wird, dort auf entwicklungsfördernde morphologische Bedingungen trifft und schließlich in der Staustufenkette der Mittelweser zu regelmäßig wiederkehrenden Sauerstoffkalamitäten führt (HERBST, 2000, BÄTHE & CORING, 2002). Die am 11. 08. 2004 bestimmte Algen-Trockenmasse von 9,0 mg/l entspräche bei einem korrespondierenden Abfluss von rund 18 m³/s einer transportierten Trockenmasse von etwa 162 g/s, das entsprechende Frischgewicht liegt um den Faktor 10 darüber. Gemessen an der mittleren Wasserführung der Werra (44,7 m³/s im Jahr 2003) können Biomassen von mehr als 4 kg/s Frischgewicht erwartet werden.



In diese Betrachtungen fließen die abgestorbenen Zellen und die übrigen organischen, fäulnisfähigen Substanzen und Schwebstoffe noch nicht mit ein.

Ausblick

Die Messungen weisen die prinzipielle Eignung des gewählten Ansatzes zur in vivo-Bestimmung benthischer Primärproduktion in Fließgewässern nach. Sie werden zusammen mit weiteren labor- und feldexperimentellen Ansätzen fortgeführt.

Weiterhin lassen die ermittelten Größen darauf schließen, dass die quantitative Bedeutung der benthischen Primärproduktion in der Vergangenheit oft unterschätzt wurde und in Zukunft bei der Modellierung von Stoffhaushalten verstärkt Berücksichtigung finden sollte.

Abb. 7: Tiefenprofil (in vivo-Fluoreszens-Messung) zur Bestimmung von Chlorophyll a-Konzentrationen vitaler Planktonzellen (Werra-km 83; Letzter Heller; 11. 08. 2004)

Literatur

FLUSSGEBEITSGEMEINSCHAFT WESER (2004): Wesergütebericht 2003. Geschäftsstelle Weser, Hildesheim, 129 S.

BÄTHE, J. & CORING, E. (2002): Sauerstoffdefizite in großen Flüssen – ein gelöstes Problem? In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung in Kiel; Hubert & Co., Göttingen, S. 470-474.

HERBST, V. (2000): Wasser als Lebensraum: Flusslandschaften und ökologische Zusammenhänge. In: Hülster, A.; Krämer, K. & Lange, M. (Hrsg.): Wasser – Nachhaltiges Management einer natürlichen Ressource. Zentrum für Umweltforschung der westfälischen Wilhelms-Universität, Vorträge und Studien, Heft 10, S. 15-33, ecomed-Verlag, Landsberg.

HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Hessischer Gewässergütebericht zum Hessentag 2004. CD-ROM der HLUG, Wiesbaden, www.hlug.de.

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2001): Gewässergütebericht 2000. Oberirdische Gewässer 13/2001, Hildesheim, 40 S., ISSN 1434-2499.

ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43, S. 35-62.

VARESCHI, E. (2004): Grundpraktikum Aquatische Ökologie (Limnologie). Marine Umweltwissenschaften und Landschaftsökologie, Universität Oldenburg, [http://home.icbm.uni-oldenburg.de/~aqua/veranstaltungen/], 79 S.

Alle Rechte an den Daten und Ergebnissen sowie der textlichen Darstellung liegen bei den Autoren und den Auftraggebern der Untersuchungen.

ELBEFORSCHUNG

GARCIA, X.-F., BRAUNS, M. & PUSCH, M.: Ecological effects of different shore protection types on the River Elbe, East Germany

KIRCHESCH,V., BÖHME, M., EIDNER, R. & SCHÖL, A.: Einfluss der Buhnenfelder auf den Stoffhaushalt der Mittelelbe –Betrachtungen mit dem Gewässergütemodell QSim

SCHWARTZ, R. & KOZERSKI, H.-P.: Geochemische Charakterisierung feinkörniger Buhnenfeldsedimente der Mittelelbe und deren Erosionsstabilität

EGGERS, T. O.: Wirkung extremer Wasserstände auf die Benthoszönose der Mittleren Elbe

FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H., SCHOLZ, M., HETTRICH, A., FUCHS, E. & HENLE, K.: Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe

BEILHARZ, M., KOOP, J. H. E. & BENNDORF, J.: Das Makrozoobenthos der Oberelbe zwischen Regeneration, hydrologischen Störungsereignissen und Neozoenproblematik

BOEHRER, B., TIBKE, M., SUHR, U. & GUHR, H.: Rückstau von Treibeis auf der Elbe

Ecological effects of different shore protection types on the River Elbe, East Germany

Xavier-François Garcia, Mario Brauns & Martin Pusch

Leibniz-Institut für Gewässerökologie & Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, garcia@igb-berlin.de

Keywords: Groynes, parallel work, macroinvertebrate assemblages, biodiversity, productivity, neozoans

Introduction

The shores of the River Elbe have traditionally been protected by groynes built perpendicularly to the main channel axis. From the ecological point of view, such standard groynes have the disadvantage to minimize the shore dynamics by enhancing accumulation of sand and mud in the groyne fields, so that microhabitats depending on erosion processes disappear. In addition, the shores are regularly flushed by waves due to ships passing by. Consequently, the diversity of the fauna is strongly reduced due to loss of habitat diversity and mechanical disturbance (Carling et al., 1996; Grafahrend-Belau, 2003). In order to try to conciliate commercial navigation and preservation of the biodiversity, several alternatives for shore protection have been developed, mainly concerning the shape of the groynes, i.e. “Absenkungsbuhne”, “Knickbuhne” (Anlauf, 2002) and parallel work (hinterströmtes Parallelwerk). The latter consists of a stony dyke of 800 m length built parallel to the river bank at the small village of Gallin near Lutherstadt-Wittenberg. Depending on the water level in the Elbe, a small amount of water flows behind the parallel work via an upstream inflow opening, and leaves it via a second opening downstream. Hence, this structure prevents any direct impact of ship waves on the shore. However, the erosion/accumulation dynamics of sediment in its field is still unknown, as well as its effect on the fauna.

Floods progressively damage the standard groynes. Observed damages are mainly disruptions which lead to the formation of secondary flow channels between two or more adjacent groyne fields. As a consequence, a high erosion/accumulation dynamics of sediment occurs in the field of such broken groynes, which greatly diversifies the mesohabitats. Both the broken groynes and the parallel work exhibit two distinct seasonal phases with contrasting flow velocity conditions: high flow velocities when connected to the main channel (wet phase), and dry groyne fields with only isolated pools remaining when the water level decreases in summer (pool phase).

Our project aims to assess comparatively the ecological effects of the three shore protection types, namely standard groynes, broken groynes and parallel work on species composition, diversity and productivity of benthic macroinvertebrates.

Methods

Three standard groyne fields located at our upstream site near the parallel work (Elbe-km 207) were compared with three former standard groyne fields now protected by the parallel work (Elbe-km 204). In the same way, three broken groynes located more downstream near Havelberg (Elbe-km

425) were compared with three adjacent standard groynes (Elbe-km 424). In summer, the isolated pools in the parallel work and at the broken groynes were compared with two permanent pools corresponding to old side arms located in the flood plain near Havelberg (Elbe-km 447 and 459).

Benthic macroinvertebrates were seasonally collected in May, June, August, October 2003, and in April 2004, based on a mesohabitat specific sampling protocol including seven substrate-types (stones, gravel, sand, mud, roots, macrophytes, dead wood) and three categories of current velocity (0-0.2, 0.2-0.6, > 0.6 m/s). Sand, gravel and mud were sampled quantitatively using a 250 µm size-standardised Surber net, with 3-7 replicates each. Stones were brushed to collect macroinvertebrates and the maximum length in their three dimensions measured. Roots, macrophytes, and dead wood were sampled with a hand net operated during a standard time period of one minute. All benthic macroinvertebrates were identified taxonomically to the species level except Diptera and Oligochaeta. Biomass was determined as dry mass by drying for 24 hours at 75 °C. For highly sclerotized and shell protected species ash-free dry mass was determined (5 hours at 500°C).

For the purpose of this study, data from all substrate types of the same sampling site were grouped together, only separating samples from the two different temporal phases. For statistical analyses, 50 species which where recorded exclusively in one sampling site were removed from the matrix in order to overcome the strong dependence of ordination methods on single outlier species (McCune & Grace 2002). Oligochaeta and Chironomidae, which were found in high abundances in all the sampling sites, were also removed from the matrix because they do not contribute any information at this level of identification if found abundant everywhere. We finally obtained a working matrix with a size of 24 sites x 140 taxa. As records originating from hand-net catching were only semi-quantitatives, data were standardised by total site abundance in order to allow comparability between sites. Non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) based on Bray-Curtis similarities was used to ordinate the studied sites. NMDS is an ordination method which avoids the assumption of linear relationships among variables, a situation always occurring in community relationships (Clarke 1993). Search for characteristic species of each shore protection type were done by the SIMPER routine of the software PRIMER. The SIMPER routine allows to identify which species principally explain the difference observed in the assemblages of two dissimilar sets of samples. For that, it analyses the overall percentage contribution of each species to the average dissimilarity between the two groups (Clarke and Gorley 2001).

Results

Ordination of the studied sites using NMDS showed a clear separation of the samples corresponding to the two different temporal phases in the broken groynes and in the parallel work (Fig. 1). The samples corresponding to the wet phase of the broken groynes and parallel work are grouped together with the samples of the standard groynes. It can also be clearly seen that the samples are organised along a gradient of intensity of connection with the main channel, in a sequence from permanently connected sites (on the left) to the permanently disconnected sites (on the right). Samples from upstream and downstream sites are separated vertically. In the following, only sites corresponding to the same river section will be compared in order to prevent the influence of differences in faunal assemblages due to the longitudinal zonation.

Comparison of the number of site-specific species (standardised by the sampling surface) among the sites revealed that the broken groynes harbour much more site-specific species per unit area than the standard groynes, which especially colonise the temporary pools (0,78 versus 0,03 species/m^2). 80 % of these site-specific species were Coleoptera. In contrast, the parallel work harbours only a

slightly higher number of site-specific species than the standard groynes (0,48 versus 0,35 species/m^2).

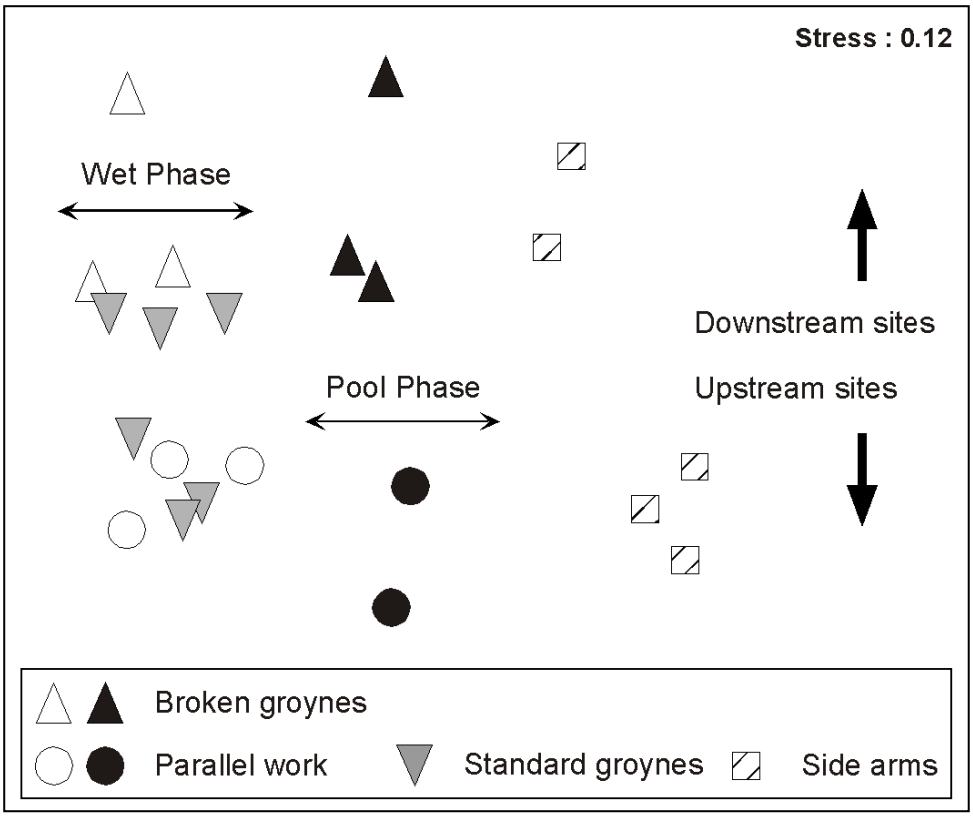


Fig. 1: NMDS Plot based on the similarity of the benthic macroinvertebrate assemblages. Black symbols: pool phase, white symbols: wet phase.

Seven characteristic species, of which some are highly stenoecious, were identified by the SIMPER routine in the isolated pools in the broken groyne fields, while only one characteristic species, the Ponto-Caspian invader *Corophium curvispinum*, was identified in the standard groynes downstream (Table 1). Among the characteristic species for isolated pools, *Cloeon dipterum, Sigara striata* and *S. lateralis* are stenotopic species inhabiting macrophytes and roots, and *Caenis pseudorivulorum* is a typical potamobionte species seen as a relict from the main channel. In opposite, only three characteristic taxa were selected by the SIMPER routine for the isolated pools in the parallel work versus seven taxa for the nearby standard groynes. Among them, *Hydropsyche contubernalis, Procloeon bifidum* and *Baetis fuscatus* are highly indicative for lotic habitat conditions.

The number and abundance of invasive species colonising the isolated pools of the broken groyne fields and in the parallel work appeared lower than the number of invasive species colonising the standard groynes. Two neozoans, the American invader *Gamarus tigrinus* and *Physella acuta* from South-Western Europe were recorded in the isolated pools and three Ponto-Caspian invaders, *Corophium curvispinum, Dikerogammarus tigrinus* and *Jaera istri* were recorded in the standard groynes, also in much higher frequencies and abundances as shown by their respective percentage of contribution to the average similarity between replicates (Table 1).

Compared diversity among sites, using the log series α diversity index (Fisher et al., 1943) showed two contrasted patterns between the downstream and the upstream studied sites (Fig. 2A). In broken groynes, isolated pools are hot spots of diversity which mainly contribute to the global biodiversity of the site. Diversity is almost two times higher in the broken groynes than in the standard groynes.

Table 1: Characteristic species and their percentage of contribution for the four studied sites – Neozoan species are underlined

Broken Groynes - Isolated Pools	
Cloeon dipterum	11 %
Gammarus tigrinus	8,7 %
Caenis pseudorivulorum	6,2 %
Physella acuta	5,9 %
Helophorus sp.	5,5 %
Sigara striata	4,1 %
Sigara lateralis	2,7 %

Standard Groynes Downstream	
Corophium curvispinum	28 %

Parallel Work - Isolated Pools	
Ceratopogonidae	20 %
Physella acuta	16 %
Cloeon dipterum	14 %

Standard Groynes Upstream	
Dikerogammarus villosus	14 %
Helobdella stagnalis	10 %
Jaera istri	5,7 %
Micronecta minutissima	4,5 %
Hydropsyche contubernalis	3,8 %
Procloeon bifidum	3,7 %
Baetis fuscatus	3,4 %

In opposite, diversity in the parallel work was higher during the wet phase, when connected to the main channel of the River Elbe, but global diversity there was slightly lower than in the standard groynes. Productivity, expressed as ash free dry mass of macroinvertebrates per m² were also compared among sites (Fig. 2B). In both broken groynes and parallel work, isolated pools are hot spot of productivity. However, in the broken groynes most of the productivity occurs during the pool phase while the parallel work is more productive than the standard groynes, even during the wet phase.

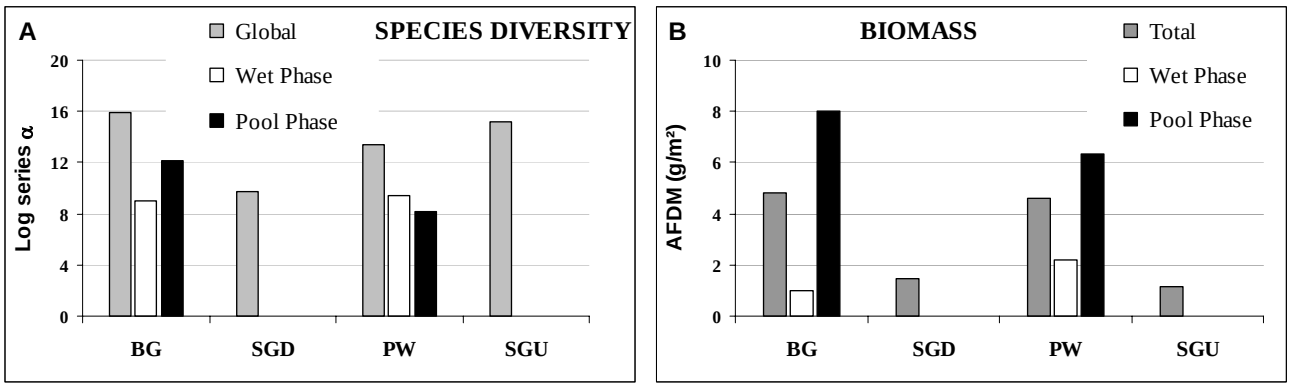


Fig. 2: Among sites comparison of A) species diversity and B) productivity – BG: Broken groynes, SGD: Standard groynes downstream, PW: Parallel work, SGU: Standard groynes upstream

Discussion

The occurrence during summer and autumn of isolated pools in the broken groyne fields and parallel work clearly enhanced the ecological quality of these sites. There, a high productivity was recorded due to higher temperature, high autochthonous primary production, and good availability of food. The high diversity and abundance of site-specific water beetles species recorded in the pools,

which are known to be early colonisers of newly created standing water areas, indicates constant colonisation along the time period. The high biodiversity recorded in the isolated pools of the broken groyne fields was related to the multiplicity of mesohabitat-types occurring there, as shown by the three identified characteristics species *C. dipterum, S. striata* and *S. lateralis*, which are known to need complex substrate to hide, as macrophytes and roots. In contrast, these habitats are poorly represented in the standard groynes due to permanent flushing by the waves and higher morphological uniformity. The low diversity recorded in the isolated pools of the parallel work may possibly be attributed to its recent construction, with attractive mesohabitats as macrophytes and woody debris still being absent. Another reason might be that the parallel work is disconnected from the Elbe main channel early in spring already. As a rougher flow regime would favour sediment dynamics, a diversification of the mesohabitats in the isolated pools is to be expected in that case. Also, colonisation by typical rheophilic species as observed in the standard groynes will be possible. This suggests that biodiversity could be even higher if the secondary flow behind the parallel work would be increased by a larger and deeper inflow opening, which would hardly affect navigation in the main channel. Similar conclusions have already been drawn from studies on the rivers Main, Danube, Elbe and Severn (Carling et al., 1996). Thus, it can be expected that parallel work groyne fields might become, as the isolated pools in the broken groynes, an important in-channel habitat contributing to high biodiversity in the River Elbe. Also, dynamic habitats appeared to be less colonized by neozoans.

In summary, it seems that the ecological conditions for invertebrates in the shore habitats of the River Elbe could be considerably improved by alternative ways of shore protection, without significant obstruction of navigation.

Acknowledgment

This project was granted by the European Commission under the program Improving Human Research Potential (MCFI N°2001-000265). The authors thank Eva Grafahrend-Belau for her help on the field and at the laboratory as well as Dietmar Spitzenberg for his expertise on Coleoptera species.

References

Anlauf, A., Hentschel, B. (2002): Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Buhnenformen auf die Lebensräume in Buhnenfeldern der Elbe. In: Geller, W., Puncochár, P., Guhr, H., von Tümpling jun., W., Medek, J., Smrták, J., Feldmann, H. & Uhlmann, O. (Hrsg): Die Elbe, neue Horizonte des Flussgebietmanagements – 10 Magdeburger Gewässerschutzseminar: 199-202.

Carling, P. A., Kohmann, F., Gölz, E. (1996): River hydraulics, sediment transport and training works: their ecological relevance to European rivers. Arch. Hydrobiol. Suppl., 113: 129-146.

Clarke, K. R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18:117-143.

Clarke, K. R., Gorley, R. N. (2001): PRIMER v5: User Manual/Tutorial, PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK: 91pp.

Fisher, R. A., Corbet, A. S., Williams, C. B. (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol., 12: 42-58.

Grafahrend-Belau, E. (2003): Experimentelle Untersuchungen zur Besiedlung von Totholz in zwei Flachlandflüssen (Elbe, Mulde) der Norddeutschen Tiefebene. Diplomarbeit der Freien Universität Berlin, 141 p.

McCune, B., Grace, J. B. (2002): *Analysis of ecological communities.* MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA, 300p.

Einfluss der Buhnenfelder auf den Stoffhaushalt der Mittelelbe – Betrachtungen mit dem Gewässergütemodell QSim

Volker Kirchesch[1]*, Michael Böhme, Regina Eidner & Andreas Schöl*

[1] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Postfach 200253, D-56002 Koblenz; volker.kirchesch@bafg.de

Keywords: Algen, Gewässergütemodell, Buhnenfelder, Austauschzeit

Einleitung

Die Elbe ist von der deutsch-tschechischen Grenze bis zum Wehr Geesthacht auf einer Länge von 585 km ein freifließender noch weitgehend naturnaher Fluss. Lediglich die Ufer sind von km 120 bis Geesthacht durch Buhnen verbaut, was zu den charakteristischen Buhnenfeldern an beiden Uferseiten führt. Die Elbe ist somit auf dieser Strecke lateral in den tiefen Hauptstrom und die flacheren, strömungsberuhigten Buhnenfelder strukturiert. Stoffumsetzungen und Entwicklung planktischer Organismen unterscheiden sich naturgemäß aufgrund unterschiedlicher hydraulischer und turbulenter Verhältnisse im Hauptstrom und in den angrenzenden Buhnenfeldern. Die Bedeutung sowie die gegenseitige Beeinflussung der beiden Kompartimente lassen sich nur sehr schwer durch Messungen quantifizieren, da ein ständiger Austausch stattfindet, und sich eine Vielzahl von Prozessen überlagern. Aus diesem Grunde wurde der Einfluss der Buhnenfelder mit Hilfe des Gewässergütemodell (QSim) der Bundesanstalt für Gewässerkunde quantifiziert, wobei hier die Ergebnisse, die das Algenwachstum und den Algengehalt in der Mittelelbe betreffen, vorgestellt werden.

Material und Methoden

Beschreibung des Gewässergütemodells QSim

Das eindimensionale Gewässergütemodell QSim beschreibt in mathematischer Weise die komplexen physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge in Fließgewässern. Ein wesentliches Merkmal ist die Verknüpfung von hydraulischen mit ökologischen Modellbausteinen. In diesen zentralen Bestandteilen des Modells werden die wichtigsten biologischen Prozesse des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes, die Algen- und Zooplanktonentwicklung sowie Vorgänge am Gewässerbett berechnet. Das Modell eignet sich zur Berechnung von einfachen Flussströngen bis hin zu vernetzten Gewässersystemen mit Fließumkehr. Eines der Hauptergebnisse stellt die Simulation von Jahresgängen des Sauerstoffgehalts und anderer Wasserbeschaffenheitsparameter sowie biologischer Größen, etwa der Algenbiomasse, entlang eines Flusslaufes dar. Die QSim-Version 9.2 ist das Resultat von 20 Jahren kontinuierlicher Entwicklungsarbeit und Erfahrungen aus einer Vielzahl von Anwendungen für verschiedene Fließgewässersysteme in Deutschland (Kirchesch et al., 1999).

Stillwasserzonen-Erweiterung in QSim

Die Buhnen der Mittelelbe bewirken eine räumliche Kompartimentierung des Flusses in einen Hauptstrom und eine lateral angeschlossene Kette von Buhnenfeldern, deren Wasserkörper als Stillwasserzonen bezeichnet werden können.

Damit nun in dem eindimensionalen Modell QSim die typische Morphologie der Mittelelbe mit Hauptstrom und Buhnenfeldern systemgerecht abgebildet werden kann, wurde folgender Lösungsansatz umgesetzt: Das um den Stillwasserzonenteil der Buhnen erweiterte QSim verwendet zwei miteinander korrespondierende Querprofildatensätze: Querprofile ohne Buhnen und damit ohne Stillwasserzonen und Querprofile mit eingearbeiteten Buhnenschatten. Die hydraulischen Berechnungen werden zunächst mit dem Querprofildatensatz „mit Buhnenschatten" durchgeführt, da als vereinfachende Annahme davon ausgegangen wird, dass zumindest bis zu Mittelwasserbedingungen nur der Hauptstrom, also die durchflossene Fläche zwischen den Buhnen, abflusswirksam für die Mittelelbe ist. Die in den Modellläufen auf der Basis der Querprofile „mit Buhnenschatten" ermittelten Wasserspiegellagen werden als Eingangsbedingung für die anschließenden Modellläufe mit dem Querprofildatensatz „ohne Buhnenschatten" gesetzt. In diesen Modellläufen wird daraus die durchflossene Fläche des gesamten Profils errechnet. Aus der Differenz der beiden in den parallelen Modellläufen ermittelten Wasserspiegelbreiten und durchflossenen Flächen werden die Querschnittsfläche der Buhnenfelder, deren Breiten und deren mittlere Wassertiefen errechnet. Auf diese Weise kann im Modell QSim nun für jede Abflusssituation bis zum mittleren Abfluss (MQ) der Wasserkörper des Hauptstromes und des Buhnenfeldes bezüglich mittlerer Wassertiefe und durchflossener Fläche beschrieben werden. Für Abflüsse größer MQ treten keine Differenzen der Wasserspiegelbreiten zwischen den Modellläufen mit und ohne Buhnenschatten mehr auf, somit ist auch keine Berechnung der Wassertiefen der Buhnenfelder mehr möglich. Daher wird auf die bei MQ ermittelten Wassertiefen zurückgegriffen, und diese Werte in den Modellierungen der Abflüsse größer MQ verwendet. Aus der beschriebenen Modellerweiterung ist ersichtlich, dass die Buhnenfelder als Stillwasserzonen betrachtet werden und nicht hydraulisch an den Hauptstrom angeschlossen sind. Daher kann im Modell keine mittlere Fließgeschwindigkeit in den Buhnenfeldern errechnet werden. Sie muss abgeschätzt werden, da dieser Parameter bei wichtigen Prozessen wie dem Stoffaustausch zur Atmosphäre und zur Gewässersohle benötigt wird. Als Wert für die Modellanwendung „Mittelelbe" wird in den Buhnenfeldern eine Fließgeschwindigkeit von 0,1 m/s gesetzt.

Der laterale Stoffaustausch zwischen Buhnenfeld (B) und Hauptstrom (H) wird wie folgt beschrieben:

Änderung der Stoffkonzentration im Hauptstrom (C_H):

$$C_H = C_H + \tau_1^* * (C_B - C_H) * \Delta t$$

Änderung der Stoffkonzentration im Buhnenfeld (C_B):

$$C_B = C_B + \tau_2^* * (C_H - C_B) * \Delta t$$

Δt - Berechnungszeitschrittweite [h] und τ^*_1, τ^*_2 - Austauschraten [h^{-1}]

$$\tau_1^* = \frac{F_B}{F_H} * \frac{1}{\tau_2} \quad \text{und} \quad \tau_2^* = \frac{1}{\tau_2} \quad \text{bei} \quad \tau_1^*; \tau_2^* \leq \frac{1}{2 * \Delta t}$$

F_B - Querschnittsfläche des Buhnenfelds [m^2]; F_H - Querschnittsfläche im Hauptstrom [m^2]

τ_2 - Austauschzeit [h]

Wesentlich für das Gelingen der Modellierungen des Stoffhaushaltes ist somit eine genaue Bestimmung der lateralen Austauschzeit τ_2 zwischen Buhnenfeld und Hauptstrom bzw. der Aufenthaltszeiten des Wassers in den Buhnenfeldern. Nach Baumert et al. (2001) sind diese Austauschzeiten abflussabhängig. Zur Beschreibung dieser Abhängigkeit bestimmte er aus Tracerversuchen und mittels virtueller, numerischer Teilchensimulation an einem Referenzbuhnenfeld eine empirische Formel, die in QSim implementiert wurde:

$$\tau_2 = \frac{\tau_2^0}{1 + Q / q_2} \qquad \text{mit } q_2 \approx 400 \text{ m}^3/\text{s}$$

τ_2^0 - maximale Austauschzeit bei Q = 0 [h]; Q - Abfluss [m³/s]

Zur Ermittlung der Austauschzeiten für die gesamte Mittelelbe wurden abschnittsweise die maximalen Austauschzeiten τ_2^0, als einzige Unbekannte, aus Daten des Elbe-Tracerexperiment 2/1997 (Eidner et al., 1999) bestimmt und an einem weiteren Tracerexperiment 1999 validiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tab. 1: Kenngrößen und optimierte Parameter zur Beschreibung des Buhnenfeldeinflusses in den 5 Elbabschnitten. D_x ist der longitudinale Dispersionskoeffizient und F_2/F_1 : Fläche$_{\text{Buhnenfeld}}$/Fläche$_{\text{Hauptstrom}}$.

Anfang Elbe-km	Ende Elbe-km	D_x m^2*s^{-1}	F_2/F_1	τ_2^0 h	τ_2 h
1,9	130	149	0,05	4,5	3,3
130	250	51	0,3	1,5	1,1
250	295	89	0,23	2,0	1,4
295	500	127	0,23	5,0	3,0
500	585	128	0,21	8,0	4,2

Untersuchungsgebiet

Das Modellgebiet reicht von der deutsch-tschechischen Grenze bei Schmilka, Elbe-km 0, bis zum Wehr Geesthacht, Elbe-km 586 und umfasst damit den unteren Abschnitt der Oberelbe und die gesamte Mittelelbe. Die Nebenflüsse bilden die seitlichen Ränder des Modells, wobei neben den 4 größten Nebenflüssen Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel 32 weitere kleinere Nebenflüsse berücksichtigt werden.

Ergebnisse

Mit Hilfe der Modellergebnisse für den Jahresgang 1998 wurde der Einfluss der Buhnenfelder auf den Hauptstrom und damit auf die Produktion von Algenbiomasse (Chlorophyll-a-Gehalt) in der Mittelelbe analysiert. In den Kompartimenten Hauptstrom und Buhnenfeldern laufen die am Algenwachstum beteiligten Prozesse mit zum Teil unterschiedlicher Intensität ab. Dadurch entstehen Stoffkonzentrationsunterschiede zwischen beiden Kompartimenten. Zwei wichtige beeinflussende Faktoren, die sich direkt aus den morphologischen Unterschieden zwischen Hauptstrom und Buhnenfeld ergeben, sind die mittlere Fließgeschwindigkeit und die mittlere Wassertiefe. Einer der wichtigsten Faktoren für die Produktion von Algenbiomasse in Flüssen ist das Licht. Ist der Wasserkörper flach, kann er durch das über die Oberfläche einfallende Licht voll durchlichtet werden und alle im Wasserkörper schwebenden Algen werden belichtet und produzieren Biomasse und

Sauerstoff. Abbildung 1 zeigt die Verhältnisse von Wassertiefe zu Lichteindringtiefe für den Hauptstrom und die Buhnenfelder. Die Fläche über der schwarzen durchgezogenen Kurve in Abbildung 1 ist mit der produktiven Schicht des Wasserkörpers gleichzusetzen. Ersichtlich wird, dass in den Buhnenfeldern die maximale Lichteindringtiefe meist größer ist als die Wassertiefe, somit der Wasserkörper im Laufe eines Tages volldurchlichtet wird. Im Hauptstrom ist dies hingegen nur selten der Fall, hier sind die Wassertiefen überwiegend größer als die maximale Lichteindringtiefe. Das Wachstum der Algen ist daher im Hauptstrom deutlich stärker lichtlimitiert als in den Buhnenfeldern.

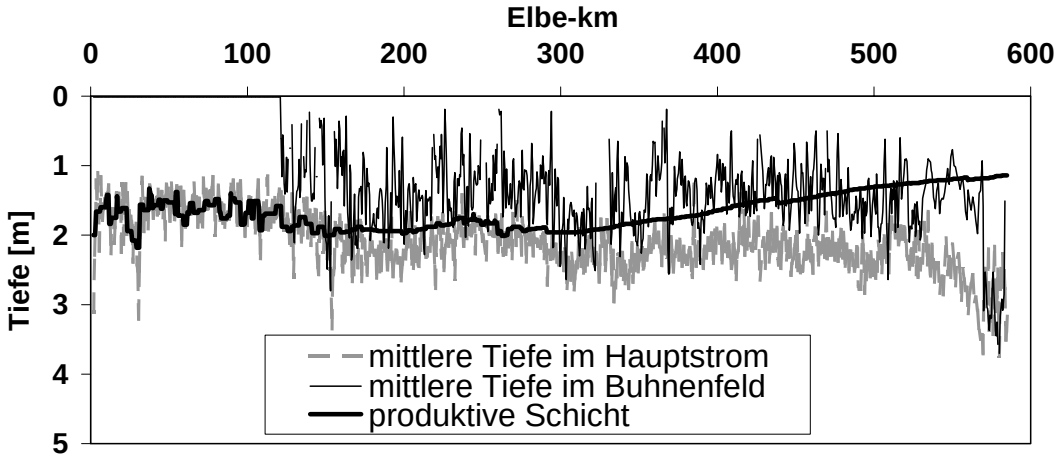


Abb. 1: Mittlere Wassertiefen im Hauptstrom und in den Buhnenfeldern der Elbe sowie produktive Schicht am 13. 07. 1998 und einem Abfluss von 154 m³/s am oberen Modellrand

In Folge der unterschiedlichen Unterwasserlichtklimata ist die Bruttoproduktion der Algen in den Stillwasserzonen größer als im Hauptstrom. Die Abbildungen 2 a und b zeigen die im Modell berechneten Wachstumsraten der Algen als Mittelwert für den gesamten untersuchten Elbeabschnitt getrennt nach Buhnenfeldern und Hauptstrom.

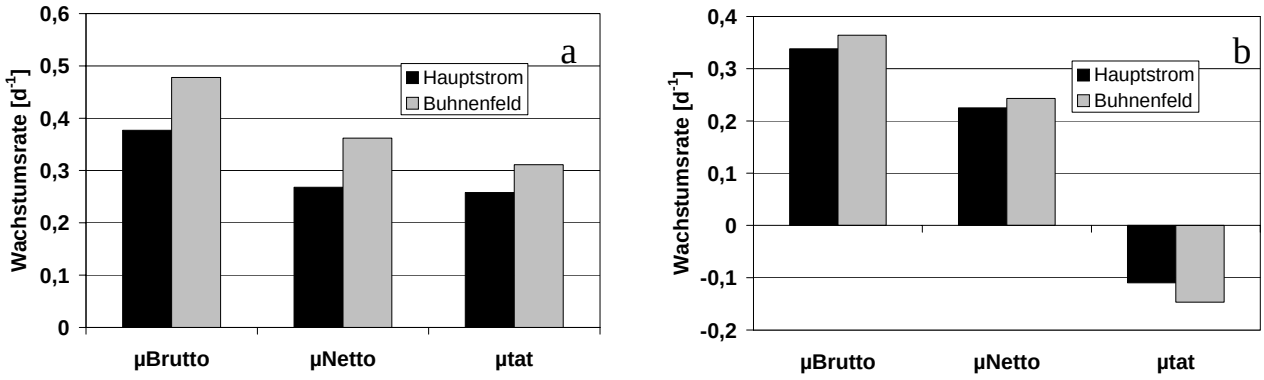


Abb. 2: Vergleich der mittleren Wachstumsraten der Algen im Hauptstrom und in den Buhnenfeldern am 13. 07. 04 (Bild a, ohne Fraßdruck durch Zooplankton) und am 20. 05. 04 (Bild b, mit Fraßdruck durch Zooplankton); µBrutto: Bruttowachstumsrate; µNetto: Nettowachstumsrate (Abzug interner Verluste); µtat: tatsächliche Wachstumsrate (Abzug von Sedimentations- und Grazingverlusten)

Dargestellt sind die Brutto-, und die Nettowachstumsrate (Abzug der internen Verluste) der Algen sowie die tatsächlich im Gewässer realisierte Wachstumsrate (Abzug von Sedimentations-, und Grazingverlusten). Es zeigt sich, dass das Bruttowachstum in den Buhnenfeldern um 27 % (Abbil-

dung 2 a) bzw. 8 % (Abbildung 2 b) höher ist als im Hauptstrom. Berücksichtigt man aber die externen Verluste so ergibt sich aus der Abbildung 2 a (ohne Fraßdruck) aufgrund der erhöhten Sedimentation in den Buhnenfeldern hier nur noch ein Mehrzuwachs an Algen von 21 %. Spielt zusätzlich der Fraßdruck durch Zooplankton eine entscheidende Rolle (Abbildung 2 b), so führt dies in beiden Kompartimenten zu einer Abnahme der Algenbiomasse, wobei die Abnahme in den Stillwasserzonen um ca. 34 % höher ausfällt als im Hauptstrom. Um den Einfluss der Buhnenfelder auf den Hauptstrom quantifizieren zu können, wurde ein Rechnung mit und eine ohne Anschluss der Stillwasserzonen an den Hauptstrom durchgeführt. Das Ergebnis zeigt Abbildung 3.

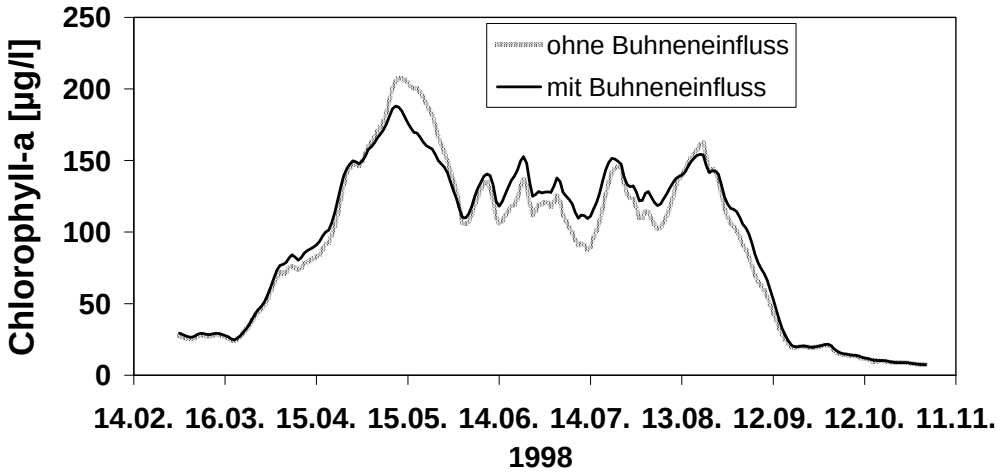


Abb. 3: Mittelwert des Chlorophyll-a-Gehaltes in der Mittelelbe für das Jahr 1998 mit und ohne Buhnenfeldeinfluss

Es zeigt sich, dass im Jahresverlauf der Algengehalt im Hauptstrom durch die angeschlossenen Buhnenfelder tendenziell erhöht wurde. Zu Zeiten, in denen Zooplanktongrazing dominiert, führen die Buhnenfelder eher zu einer Verringerung des Algengehalts im Hauptstrom. Im Mittel bewirkten sie im Jahr 1998 eine Zunahme an Chlorophyll-a im Hauptstrom der Elbe von ca. 4 %.

Zusammenfassung

Die Algenentwicklung im Hauptstrom und in den Buhnenfeldern sowie die gegenseitige Beeinflussung der beiden Kompartimente wurden mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde untersucht. Die besseren Lichtbedingungen in den Buhnenfeldern führen hier meist zu höheren Algengehalten gegenüber dem Hauptstrom. Geringere Algengehalte treten in den Buhnenfeldern immer dann auf, wenn ein erhöhter Fraßdruck durch Zooplankton auf die Algenpopulation wirkt. Vergleichsrechnungen mit und ohne Buhnenfeldeinfluss zeigen, dass durch die angeschlossenen Stillwasserzonen die Chlorophyll-a-Fracht im Hauptstrom der Mittelelbe im Jahre 1998 um im Mittel 4 % erhöht wurde.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse stammen aus dem vom BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) geförderten Forschungsvorhaben „Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffeliminierung in der Elbe“, Förderkennzeichen 339603.

Literatur

Baumert, H., Duwe, K., Levikov, S., Levikov, F. und Pieri, C. (2001): Ergebnisse zur Dynamik der Totzonen/Buhnenfelder und des Interstitials/Parafluvials der Elbe. Arbeitsbericht II des Teilprojektes „Modelluntersuchungen zur Hydrodynamik und Biophysik des Interstitials und der seitlichen Totzonen des Elbestroms“.

Eidner, R., Hanisch, H.-H., Hilden, M., Specht, F.-J. und Ilse, J. (1999): Simulation der Tracerversuche an der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Karlsbad, Oktober 1998, Tagungsband: 107-108.

Kirchesch, V., Eidner, R. und Müller, D. (1999): Gewässergütemodellierung in der Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-Mitteilungen, Nr. 19: 105-114.

Geochemische Charakterisierung feinkörniger Buhnenfeldsedimente der Mittelelbe und deren Erosionsstabilität

René Schwartz [1,2] & Hans-Peter Kozerski [2]

[1] Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutztechnik, schwartz@tu-harburg.de

[2] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Keywords: schwebstoffbürtige Sedimente, Tiefenprofile, Nährstoffe, Spurenmetalle, Sekundärquellen

1 Einleitung

Die mit dem Elbstrom transportierten Schwebstoffe stellen einen wesentlichen Güteparameter des Flusses dar. Innerhalb des Flusslaufes unterliegen sowohl ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften als auch die jeweiligen Konzentrationen einer hohen räumlichen und zeitlichen Variation (PEPELNIK et al., 2004). In den Stillwasserbereichen des Flusses (Buhnenfelder, Altarme und -wasser (Wehle), ehemalige Deichbruchstellen (Bracks), Hafenbecken) kommt es zum Aussinken eines Teils der mit dem Wasser transportierten Schwebstoffe. Dies hat zur Folge, dass sich im Laufe der Zeit an diesen Stellen ein erhebliches Schwebstoffdepot gebildet hat. Die Stillwasserbereiche der Elbe beinhalten daher heutzutage ein großes Reservoir an partikulär gebundenen Nähr- und Schadstoffen in Form von feinkörnigen, an organischer Substanz reichen, schwebstoffbürtigen Sedimenten (SCHWARTZ & KOZERSKI, 2003), deren Qualität in einer engen Beziehung zu der des Flusses steht (HEININGER et al., 2003).

Nachdem in den letzten Jahren verstärkt zum Vorkommen und den Ablagerungsbedingungen der Buhnenfeldsedimente geforscht wurde (MAZIJK & WEITBRECHT, 2001), stehen nunmehr ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften sowie die möglichen stofflichen Quellfunktionen im Mittelpunkt des Interesses. Neben der geochemischen Charakterisierung ist deshalb die Remobilisierbarkeit der schwebstoffbürtigen Sedimente (z. B. bei Hochwasserereignissen) ein wichtiger Teilaspekt. Ein Ziel dieser Arbeit ist es daher, die Erosionsstabilität der Sedimente am Beispiel der Mittelelbe aufzuzeigen. Darüber hinaus wird anhand ausgewählter chemischer und physikalischer Parameter auf frühdiagenetische Prozesse sowie die Ablagerungshistorie eingegangen.

2 Untersuchungsgebiet/Methoden

Die untersuchten Buhnenfelder (BF) befinden sich im Übergangsbereich der mittleren zur unteren Mittelelbe (Strom-km 419,0 - 425,0). Die Elbe weist in diesem Abschnitt eine Breite von 200 - 400 m und eine durchschnittliche Wassertiefe bei Mittelwasser (MW) von 2,5 - 2,8 m auf. Die Fließgeschwindigkeit beträgt bei einer Neigung der Gewässersohle im Hauptstrom von 0,18 ‰ im Niedrigwasserfall durchschnittlich 1,1 m/s und bei Hochwasser maximal 2,1 m/s. Der langjährige Mittelwasserstand der Elbe am Pegel Havelberg (Strom-km 422,7) liegt bei 24,6 m NN, was einem Durchfluss von 567 m³/s entspricht. Die Analyse der Element-Gesamtgehalte wurde mit wellen-

längendispersiver Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA) gemäß DIN-Vorschrift vorgenommen. Die zerstörungsfreie Dichtebestimmung der Sedimentkerne erfolgte mit Gammastrahlung (DREHER, 1997) und die Ermittlung der Erosionsstabilität der Sedimente nach dem SETEC-Verfahren (KERN et al., 1999). Zur Aufnahme des Vorkommens schwebstoffbürtiger Sedimente wurde ein ca. 4.770 m² großes Buhnenfeld am linksseitigen Ufer der Elbe am Strom-km 420,9 in einem Raster von 5 * 2 m in einem zeitlichen Abstand von 10 Monaten sondiert. Für die Flächeninterpolation der Punktdaten und damit verbunden der Massenermittlung wurde als Algorithmus das Kriging-Verfahren, basierend auf einem linearen Variogramm-Modell, angewendet. Eine umfassende Beschreibung des Untersuchungsgebietes sowie der angewendeten Methoden gibt SCHWARTZ et al. (2004) sowie SCHWARTZ & KOZERSKI (2004).

3 Ergebnisse/Diskussion

Die Abbildung 1 zeigt die Tiefenprofile der elektrischen Leitfähigkeit sowie des aktuellen (gemessen in H_2O-Suspension) und potentiellen (gemessen in $CaCl_2$-Suspension) pH-Wertes eines Sedimentkernes aus dem BF 420,9-L des Jahres 2003. Die elektrische Leitfähigkeit als Maß der Ionenkonzentration spiegelt die Einleitung von gelösten Salzen (vor allem über die Saale) gut wider. Die Werte variieren auf hohem Niveau lageabhängig zwischen 2,0 - 3,3 mS/cm. Anhand der pH-Tiefenprofile ist zu entnehmen, dass die tieferen Schichten als Ausdruck frühdiagenetischer Prozesse tendenziell einen niedrigeren pH-Wert aufweisen als die oberen. Insgesamt liegt der aktuelle pH-Wert im neutralen bis sehr schwach sauren Bereich (pH 7,1 - 6,7). Aus dem geringen Unterschied zwischen aktuellem und potentiellem pH-Wert (durchschnittlich 0,15) ist zu ersehen, dass die Belegung der elektrostatisch wirksamen Austauscherplätze (vor allem Tonminerale sowie organische Substanz) mit sauer reagierenden (H^+, Fe^{3+} und Al^{3+}-Ionen) gering ist.

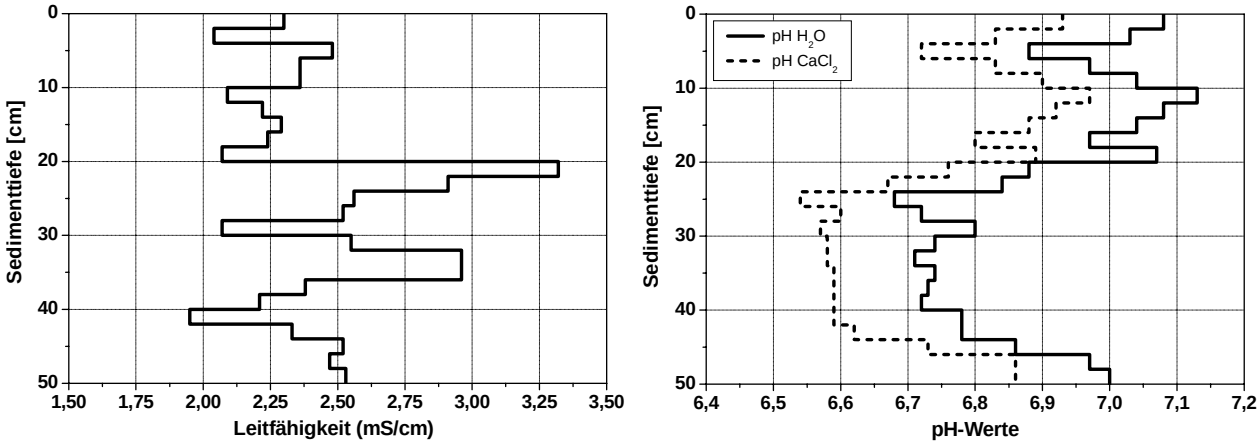


Abb. 1: Elektrische Leitfähigkeit (links) und pH-Werte (rechts) eines Sedimentkernes aus dem BF 420,9-L des Jahres 2003

Die schwebstoffbürtigen Sedimente aus einem für die Mittelelbe typischen Buhnenfeld bei Havelberg (s. o.) weisen einen durchschnittlichen Aluminium-Gehalt von 5,7 % und Silizium-Gehalt von 29,0 % auf (Abb. 2). Aus den gegensätzlichen Element-Tiefenprofilen lassen sich gut Rückschlüsse auf die Körnungsverhältnisse innerhalb des Sedimentkernes ziehen. Ein sprunghafter Rückgang des Aluminium-Gehaltes bei gleichzeitiger Zunahme des Silizium-Gehaltes deutet auf eine gröbere Körnung hin, d. h. auf einen gestiegenen quarzdominierten Sandanteil aufgrund der bei Hochwasser erhöhten Fließgeschwindigkeit des Flusses. Zu beobachten ist dies in einer Tiefe von 20, 30 und 40 cm.

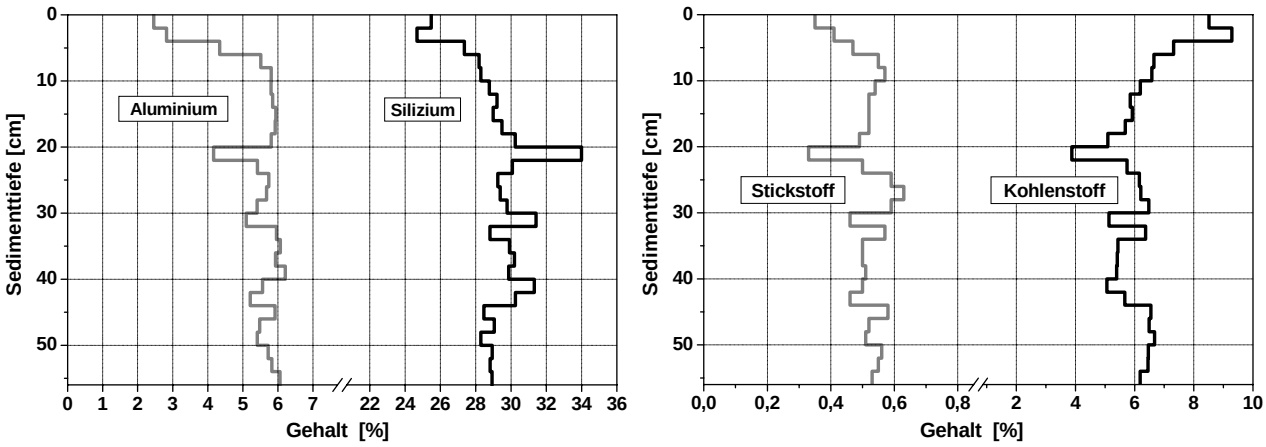


Abb. 2: Aluminium- und Silizium-Tiefenprofile (links) sowie Stickstoff- und Kohlenstoff-Tiefenprofile (rechts) eines Sedimentkernes aus dem BF 420,9-L des Jahres 2003

Die Stickstoff- und Kohlenstoff-Tiefenprofile aus Abbildung 2 bestätigen die Muster der Aluminium- und Silizium-Tiefenprofile. Auch hier kommt es in den genannten Tiefen zu einem hochwasserinduzierten, körnungsbedingten deutlichen Gehaltsrückgang. Der durchschnittliche $C_{org.}$-Gehalt liegt bei 6,2 % und der $N_{tot.}$-Gehalt bei 0,52 %, woraus ein enges mittleres C/N-Verhältnis von 11,5 resultiert. Weiterhin auffällig ist der Gehaltsrückgang von Aluminium, Silizium und Stickstoff bei gleichzeitiger Zunahme von Kohlenstoff in den obersten 5 cm des Sedimentkernes. Dies ist eine Folge der veränderten Elementverhältnisse in der Sedimentationsphase zur Zeit der extremen Niedrigwasserperiode der Elbe im August 2003 (s. u.).

Während Schwefel in den Sedimenten größtenteils in organisch gebundener Form und als Sulfid vorkommt, sind beim Phosphor neben den organischen Verbindungen ebenfalls noch anorganische Verbindungen und adsorptiv an Austauscher (vornehmlich Tonminerale) gebundene Anteile zu berücksichtigen. Aus den Schwefel- und Phosphor-Tiefenprofilen der Abbildung 3 ist stellvertretend die Nährstoffbelastung der schwebstoffbürtigen Sedimente in den Buhnenfeldern der Mittelelbe zu entnehmen. Der Schwefel-Gehalt (Medianwert 2,9 g/kg) und der Phosphor-Gehalt (Medianwert 3,5 g/kg) sind parallelläufig, wobei der Schwefelgehalt in der Regel etwas unterhalb des von Phosphor liegt. Kalium und Kalzium kommen in den Sedimenten überwiegend in silikatischer Bindung vor. Während beim Kalium die Kalifeldspäte, Glimmer und Tonminerale als bedeutsame Quellen dominieren, sind es beim Kalzium, zumindest in kalkfreien Sedimenten, Feldspäte, Pyroxene und Amphibole. Da Kalium in den Zwischenschichten der Tonminerale in bedeutsamen Mengen vorkommt, ist der Rückgang bei einer Zunahme grober Körnungsbestandteile in den oberen Sedimentschichten nachvollziehbar. Der signifikante Anstieg der Kalzium-Gehalte lässt sich dagegen nur mit einer autochthonen, biogen induzierten Calcit-Fällung (was auch den Anstieg der Kohlenstoff-Gehalte erklären würde) infolge der Überschreitung des Löslichkeitsproduktes erklären. Röntgendiffraktrometrische Analysen haben dies bestätigt. Der Anstieg des Calcium-Gehaltes in 50 cm Tiefe deutet demnach auf einen weiteren heißen, trockenen Sommer hin, und kann somit als Zeitmarker für die Sedimentationsgeschichte dienen.

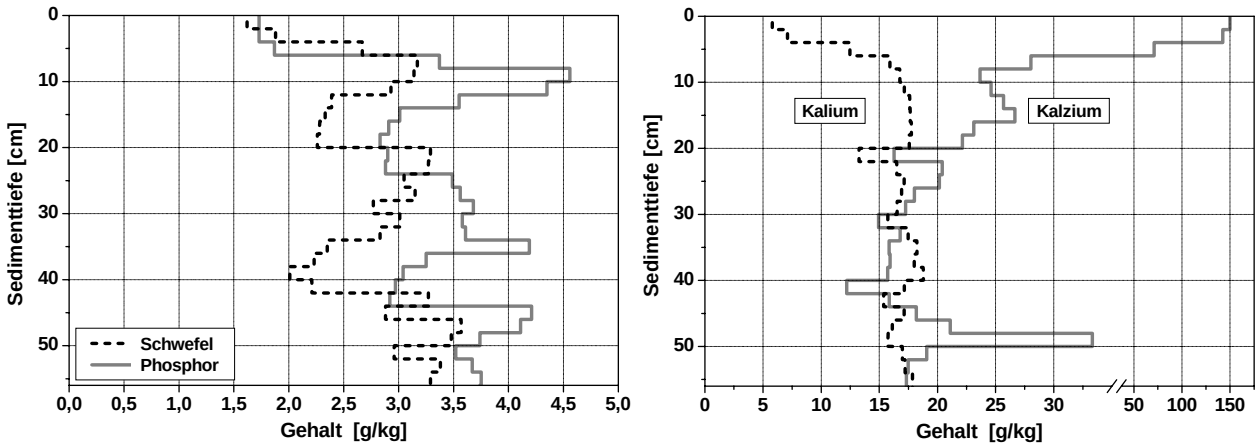


Abb. 3: Schwefel- und Phosphor-Tiefenprofile (links) sowie Kalium- und Kalzium-Tiefenprofile (rechts) eines Sedimentkernes aus dem BF 420,9-L des Jahres 2003

Blei und Zink sind zwei Schwermetalle, die in der Elbe erheblich anthropogen angereichert sind. Laut PRANGE et al. (1997) liegt der einzugsgebietsbezogene Hintergrundwert von Blei bei 29 mg/kg und der von Zink bei 150 mg/kg. Demnach beträgt im Großteil des Sedimentkerns aus Abbildung 4 die anthropogen verursachte Blei-Anreicherung das vier- bis sechsfache und die Zink-Anreicherung das acht- bis elffache. Anhand der abgebildeten Tiefenprofile ist deutlich zu erkennen, dass jeweils die unteren Kernbereiche am stärksten belastet sind. Nachdem die Schadstoffbelastung der Elbe in den 1990er Jahren elementspezifisch z. T. erheblich zurückgegangen ist (SCHWARTZ et al., 1999), lagern sich nunmehr offensichtlich geringer Schadstoff beladene Schwebstoffe in den Stillwasserbereichen des Flusses ab. Den signifikanten Gehaltsrückgang der beiden Elemente in den obersten Kernbereichen kann dies aber nicht vollständig erklären. Hier sind offensichtlich erneut das strömungsbedingt veränderte Körnungsspektrum sowie die Verschiebung der Elementverhältnisse aufgrund der Calcitfällung maßgeblich einflussnehmend. Im Gegensatz zu Blei und Zink sind die Schwermetalle Nickel und Chrom in der Elbe seit Beginn der Industrialisierung vor rund 150 Jahren nur gering anthropogen angereichert. Nach Angaben von PRANGE et al. (1997) betragen die einzugsgebietsbezogenen Hintergrundwerte bei Nickel 53 mg/kg und bei Chrom 117 mg/kg. In einem mathematischen Verfahren normiert auf die Fraktion < 63 µm zeigt sich, dass der Gehaltsrückgang, der bei Blei und Zink in den obersten Kernbereichen zu beobachten ist, zumindest bei Chrom zum größten Teil körnungsbedingt ist. Der normierte Nickelgehalt nimmt dagegen im obersten Kernbereich bis auf das geogen bedingte Hintergrundniveau ab.

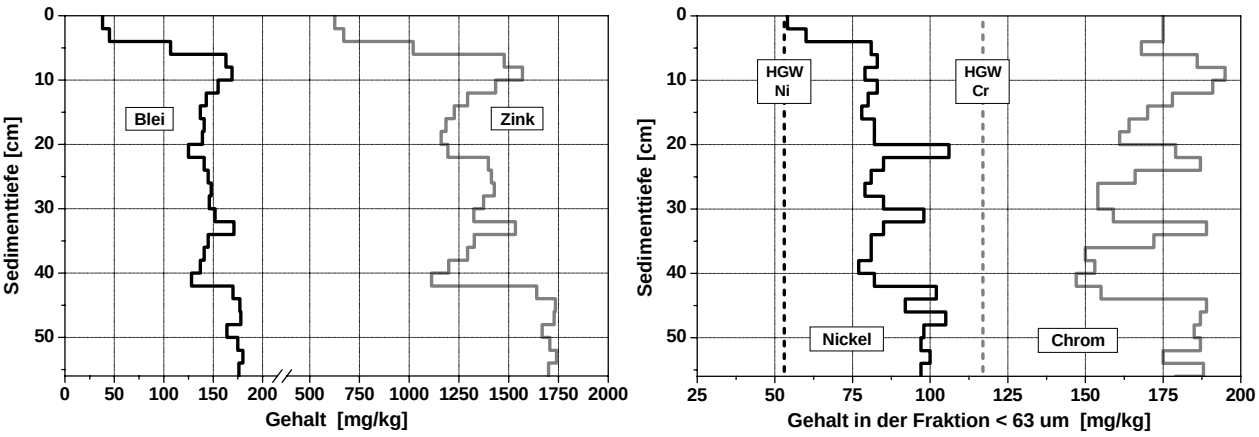


Abb. 4: Blei- und Zink-Tiefenprofile (links) sowie Nickel- und Chrom-Tiefenprofile (rechts) eines Sedimentkernes aus dem BF 420,9-L des Jahres 2003

Die Dichtetiefenverteilung eines weiteren Sedimentkerns, welcher in unmittelbarer Nähe zu dem Sedimentkern aus Abbildung 1 bis 4 gewonnen wurde, variiert innerhalb des Tiefenprofils überwiegend zwischen 1,1 g/cm³ und 1,2 g/cm³, ohne dass eine eindeutige Abnahme in Richtung Sedimentoberkante zu erkennen ist (Abb. 5). Dies bedeutet, dass entweder eine nennenswerte Konsolidierung über die Profiltiefe (noch) nicht stattgefunden hat oder aber, dass die weniger kompaktierten, höher gelegenen Sedimentabschnitte während des Extremhochwassers vollständig erodiert wurden (s. u.). Die Dichtesprünge bei 23, 35 und 48 cm gehen auf einen höheren Sandanteil in diesen Tiefen zurück, was sich gut mit den Mustern aus Abbildung 2 deckt.

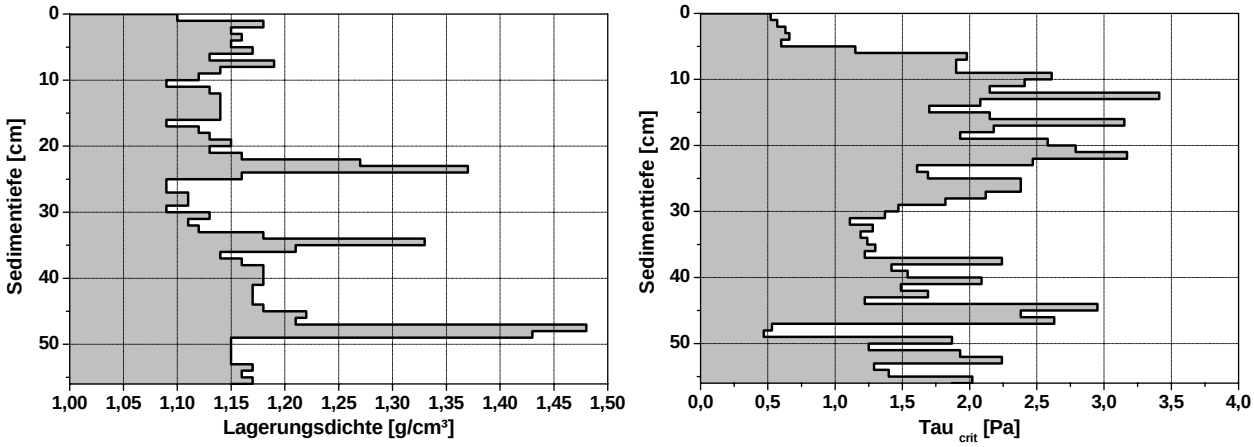


Abb. 5: Lagerungsdichte (links) und kritische Sohlschubspannung (rechts) eines Sedimentkernes aus dem BF 420,9-L des Jahres 2003

Bei der Bestimmung der Erosionsstabilität wurden die ungestörten Sedimentkerne in einem Fließkanal lageweise steigenden Sohlschubspannungen bis zur jeweiligen Stabilitätsgrenze ausgesetzt und auf diese Weise die jeweilige kritische Erosionsschubspannung ermittelt. Innerhalb des untersuchten Sedimentkernes variieren die diesbezüglichen Werte über einen weiten Bereich von minimal 0,5 Pa bis maximal 3,5 Pa. Niedrige kritische Sohlschubspannungen sind zumeist das Resultat von größeren grobklastischen Sedimentanteilen. Umgekehrt ist zu beobachten, dass bei den feinkörnigen Lagen, die ein höheres kohäsives Moment aufweisen, die kritische Sohlschubspannung ansteigt. An der Sedimentoberkante ist die mit Abstand geringste kritische Sohlschubspannung festzustellen. Offensichtlich findet zusammen mit der Alterung der Sedimente eine Stabilisierung statt. Demnach weisen die jüngsten schwebstoffbürtigen Sedimente die höchste Remobilisierungsneigung auf, d. h. sie sind am erosionsanfälligsten.

Um aus den in der Fließrinne ermittelten Erosionsstabilitäten eine leicht im Feld zu erhebende Messgröße abzuleiten, wurde in der Abbildung 6 die kritische Sohlschubspannung mit der Fließgeschwindigkeit in Beziehung gesetzt. Aus der ermittelten Funktion lässt sich ableiten, dass zur Erreichung der kritischen Sohlschubspannungen von minimal 0,5 Pa und maximal 3,5 Pa Fließgeschwindigkeiten zwischen 27 cm/s und 123 cm/s notwendig sind. Als Resultat dieser Funktion wurde im rechten Teil der Abbildung 6 das Tiefenprofil der kritischen Fließgeschwindigkeit aufgetragen, oberhalb derer es zu einer Remobilisierung der Sedimente kommt. Es zeigt sich, dass in diesem Sedimentkern mindestens eine Fließgeschwindigkeit von 41 cm/s nötig ist, um die erosionsanfälligsten obersten Sedimentbereiche zu erodieren. Im Durchschnitt sind 88 cm/s nötig. Um die erosionsstabilsten Bereiche abtragen zu können, ist eine Fließgeschwindigkeit des das schwebstoffbürtige Sediment überströmenden Wassers von 122 cm/s notwendig. Derartige Fließgeschwindigkeiten treten nur zu Hochwasserzeiten auf (WIRTZ, 2004).

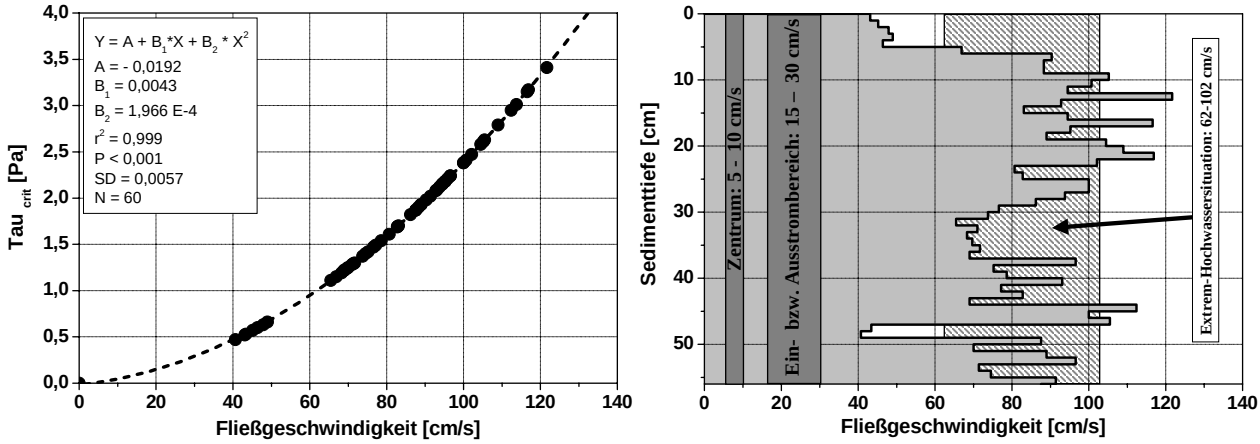


Abb. 6: Kritische Sohlschubspannung vs. Fließgeschwindigkeit (links) und erosiv wirkende Fließgeschwindigkeit eines Sedimentkernes aus dem BF 420,-L des Jahres 2003 (rechts)

Aus der Abbildung 7 ist das Vorkommen und die Mächtigkeit der schwebstoffbürtigen Sedimente in dem BF 420,9-L im Juli 2002, d. h. kurz vor dem Extremhochwasser der Elbe vom August 2002 sowie vom Mai 2003, d. h. neun Monate nach dem Ereignis zu entnehmen. Während im Juli 2002 auf einer Fläche von rund 970 m² insgesamt 340 m³ schwebstoffbürtige Sedimente in dem Buhnenfeld zu finden waren, reduzierten sich nach dem Hochwasser sowohl Ausdehnung als auch Volumen wesentlich, auf nunmehr ungefähr 620 m² und ca. 130 m³. Es hat demnach eine hochwasserinduzierte Reduktion des Sedimentdepots von rund 60 % stattgefunden. Dies bedeutet, dass ungefähr 200 m³ nähr- und schadstoffreiches schwebstoffbürtiges Sediment (darin enthalten 15,2 t $C_{org.}$, 1,3 t N, 0,8 t P, 0,7 t S, 330 kg Zn, 38 kg Cu, 36 kg Pb, 34 kg Cr, 16 kg Ni) allein aus diesem einen Buhnenfeld während des Extremhochwassers remobilisiert und flussabwärts verfrachtet wurde bzw. auf die angrenzenden rezenten Auenflächen gelangte. Hochgerechnet auf einen Kilometer Flussabschnitt würde sich dies addieren auf ca. 304 t $C_{org.}$, 26 t N, 16 t P, 14 t S, 6,6 t Zn, 760 kg Cu, 720 kg Pb, 680 kg Cr, 325 kg Ni, was die große Bedeutung der Buhnenfelder als sekundäre Nähr- und Schadstoffquelle verdeutlicht.

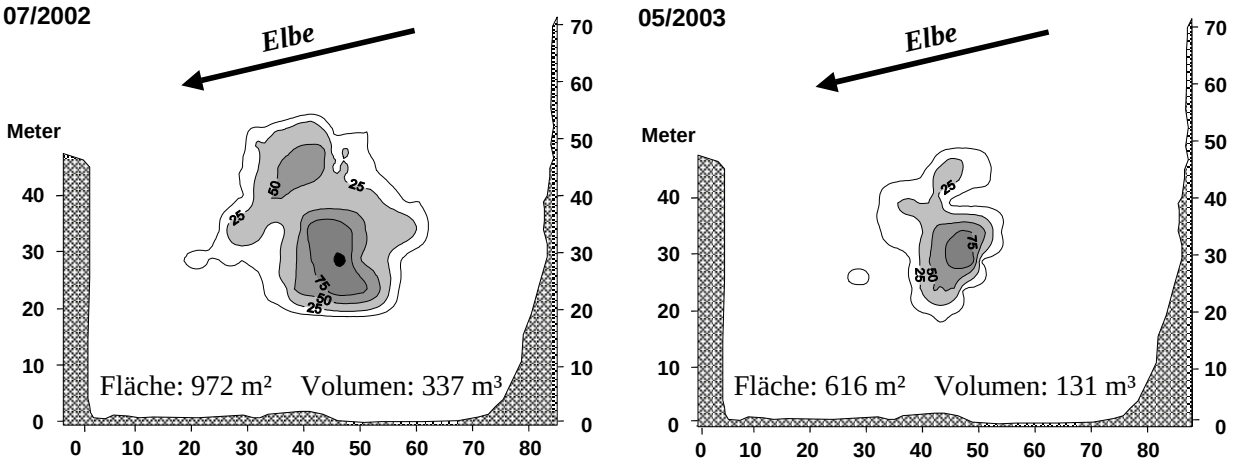


Abb. 7: Vorkommen und Mächtigkeit schwebstoffbürtiger Sedimente aus dem BF 420,9-L vor (links) und nach (rechts) dem Extremhochwasser der Elbe vom August 2002

4 Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (FKZ: 033 0492) gefördert. Ein herzlicher Dank geht an Herrn Dr. Alexander Gröngröft vom Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg sowie an Herrn Prof. Bernhard Westrich vom Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart.

5 Literatur

DREHER, T. (1997): Non intrusive measurement of particle concentration and experimental characterization of sedimentation. Abschlussbericht des Sonderforschungsbereiches 404, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart.

HEININGER, P., PELZER, J., CLAUS, E. & PFITZNER, S. (2003): Results of Long-term Sediment Quality Studies on the River Elbe. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 31 (4-5), pp. 356-367.

KERN, U., HAAG, I., SCHÜRLEIN, V., HOLZWARTH, M. & WESTRICH, B. (1999): Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEC-System. Wasserwirtschaft, 89, S. 72-77.

MAZIJK VAN, A., WEITBRECHT, V. (Hrsg. 2001): Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Buhnenfeldern. ISBN 90-9015916-9, Karlsruhe (D) / Delft (NL), 149 S.

PEPELNIK, R., NIEDERGESÄß, B., ERBSLÖH, B., AULINGER, A. & PRANGE, A. (2004): Längsprofiluntersuchungen zur Beurteilung von Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe. In: GELLER, W. et al. Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde. Projektendbericht, Magdeburg, S. 82-100.

PRANGE, A., BÖSSOW, E., ERBSLÖH, B., JABLONSKI, R., JANTZEN, E., KRAUSE, R., KRÜGER, F., LENART, H., LEONHARD, P., MEYERCORDT, J., NIEDERGESÄß, R., PEPELNIK, R., V. TÜMPLING, W. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffe. Teilprojekt 2: Schwermetalle. Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Entwicklung. BMBF-Abschlußbericht, Geesthacht, 218 S.

SCHWARTZ, R. & KOZERSKI, H. P. (2003): Entry and Deposits of Suspended Particulate Matter in Groyne Fields of the Middle Elbe and its Ecological Relevance. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 31 (4-5), pp. 391-399.

SCHWARTZ, R. & KOZERSKI, H. P. (2004): Bestimmung des Gefahrenpotentials feinkörniger Buhnenfeldsedimente für die Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe sowie den Stoffeintrag in Auen. In: GELLER, W. et al. Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde. Projektendbericht, Magdeburg, S. 258-274.

SCHWARTZ, R., KOZERSKI, H. P. & SCHULZ M. (2004): Messung der Partikelsedimentationsrate in Buhnenfeldern der Elbe. In: PUSCH, M. et al. (Hrsg.): Die Elbe – Gewässerökologische Bedeutung von Flussbettstrukturen. Berichte des IGB, 19, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, S. 85-126.

SCHWARTZ, R., NEBELSIEK, A. & GRÖNGRÖFT, A. (1999): Das Nähr- und Schadstoffdargebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten am Meßort Schnackenburg in den Jahren 1984-1997. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 44, S. 65-83.

WIRTZ, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittelelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin, 269 S.

Wirkung extremer Wasserstände auf die Benthoszönose der Mittleren Elbe

Thomas Ols Eggers

Zoologisches Institut der TU Braunschweig, Spielmannstr. 8, D-38092 Braunschweig, t.eggers@tu-braunschweig.de

Keywords: aquatic macroinvertebrates, population dynamics, high discharge, low discharge, large regulated river, Elbe

Einleitung

In Fließgewässern gehören Hoch- und Niedrigwasserereignisse zum normalen hydrologischen Geschehen, extreme Hoch- und Niedrigwässer mit starkem Einfluss auf das Gewässer sind aber je nach Jährlichkeit wesentlich seltenere Ereignisse. In der Elbe kam es im Sommer 2002 zu einem Hochwasser mit einer bisher sehr selten erreichten Abflussmenge. Der Höchststand wurde in Wittenberge am 21. August 2002 mit einem Pegel von 724 cm erreicht, was einem Q von 3670 $m^3 s^{-1}$ entsprach. Das Mittelhochwasser beträgt an diesem Ort 510 cm, MHQ 1910 $m^3 s^{-1}$ (Freie und Hansestadt Hamburg 2001). Im nun folgenden Herbst und Winter fiel der Pegel nicht wieder unter Mittelwasser, die Buhnenkörper blieben somit überstaut. Erst im darauffolgenden Frühjahr fielen die Wasserstände soweit, dass die Buhnen wieder aus dem Wasser ragten. Die Pegel sanken aber weiter, so dass es im Laufe des Sommers zu einem sehr niedrigen Niedrigwasser kam. Der tiefste Stand wurde am 21. August 2003 mit einem Pegel von 87 cm erreicht, was einem Q von 197 $m^3 s^{-1}$ entsprach (NW 102 cm, MNQ 273 $m^3 s^{-1}$).

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden am orohydrographisch linken Ufer der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt (Elbe-km 440,2 - 441, 1; 53° 26` N/11° 50` O) durchgeführt. Für die Makrozoobenthos-Erfassung wurden insgesamt 9 Buhnenfelder ausgewählt und von 1999 bis 2003 im Frühsommer (Juni) und Herbst (November) mit Hilfe eines standardisierten Rasters untersucht (KLEINWÄCHTER & al., 2003). Die Probennahme fand im Rahmen des Projektes „Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde und der Bundesanstalt für Wasserbau statt (KLEINWÄCHTER & al., 2003; 2005 im Druck). Pro Buhnenfeld wurden insgesamt 26 Proben entlang von je 2 ufer- und 2 buhnenparallelen Transekten sowie an den Buhnenflanken genommen. Je nach Dimensionierung des Buhnenfeldes betrugen die Abstände zwischen den uferparallel verlaufenden Längstransekten 12 - 16 m, die zwischen den Quertransekten 13 - 18 m. An allen zum Zeitpunkt der Probennahme mit mehr als 5 cm Wassertiefe überfluteten Rasterpunkten wurde eine Probe genommen, die je nach Wassertiefe und damit Zugänglichkeit zu Fuß, unter Zuhilfenahme eines Kajaks oder in den stromnahen Bereichen mit Hilfe eines Baggerschiffes des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg, Außenbezirk Wittenberge, erreicht wurden. Als Probennahmegerät für Weichsubstrate kam ein VANVEEN-Greifer (SCHWOERBEL, 1996) mit 0,025 m^2 Grundfläche zur Anwendung. Die genaue Lage der Probenstelle wurde von Land aus gegengepeilt. Die

Probennahme vom Baggerschiff aus ist der Methode von TITTIZER & SCHLEUTER (1986) entlehnt. Aus der Baggerschaufel (ca. 1 m^3) wurde zur quantitativen Makrozoobenthos-Bestimmung je eine Unterprobe mit 0,036 m^2 Grundfläche aus einem möglichst ungestörten Oberflächenbereich des Sediments genommen. Alle quantitativen Weichsubstrat-Proben wurden dreimal aufgeschlämmt und der Überstand jeweils durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 500 ηm abgegossen. Feinsandige und schlickige Proben wurden vollständig durch das Sieb gegossen. An Probenstellen mit Steinschüttung (Buhnen) wurde ein Bedeckungsäquivalent von etwa 0,14 m^2 an Steinen aus einer Wassertiefe von 0,4 bis 0,5 m entnommen. Die langfristig überstauten Steine wurden oberflächlich nach augenfälligen und besonders verletzlichen Invertebraten abgesucht (z. B. *Dreissena polymorpha*, Spongillidae, Bryozoa) und anschließend abgebürstet (z. B. TITTIZER & al., 1988). Auch hier wurde die Probe durch ein Sieb mit der Maschenweite 500 ηm gegossen. Sämtliche Proben wurden komplett in Alkohol konserviert, im Labor ausgelesen und determiniert. Die Abundanzen der einzelnen Proben wurden auf eine Fläche von 1 m^2 hochgerechnet. Die Probennahmen fanden wasserstandsabhängig im Juni und im Oktober/November nach Möglichkeit bei einem Wasserstand von unter 220 cm (Pegel Wittenberge) statt.

Es wurde bewertet, ob sich die Abundanz einzelner Taxa nach dem Hochwasser bzw. dem Niedrigwasser signifikant geändert hat. Hierzu wurden die Abundanzwerte der ersten Erfassung nach dem Hochwasser im Sommer 2002 (Erfassung Frühjahr 2003) und nach dem Niedrigwasser 2003 (Erfassung Herbst 2003) mittels einer ANOVA mit Fisher's PLSD Post-hoc Test gegen die Abundanz der früheren Frühjahrs- (Frühjahr 2002, 2001, 2002) bzw. Herbsterfassungen (Herbst 1999, 2001) getestet. Das Zusammenfassen von mehreren Probennahmen zu einer Datenmenge bewirkt zum einen, dass jährliche Populationsschwankungen abgemittelt werden, allerdings erzeugen sie aufgrund der Schwankungen auch einen hohen Standardfehler, so dass die Ergebnisse oft nicht so klar hervortreten.

Ergebnisse und Diskussion

Nicht bei allen betrachteten Taxa zeigten sich siginifikante Einflüsse des Hoch- und des Niedrigwassers. Auf die Gesamtabundanz des Makrozoobenthos (Abb. 1a) hatten sowohl das Hochwasser als auch das Niedrigwasser keinen deutlich erkennbaren Einfluss. Sämtliche Werte lagen in Bereichen, die auch bei früheren Probennahmen vorgefunden wurden.

Reaktion der Arten

Bei den Chironomidae (Abb. 1b) zeigte sich, dass es nach dem Hochwasser zu einer Abundanzabnahme kam. Nach dem Niedrigwasser zeigte sich eine Abundanzzunahme. *Pisidium henslowanum* (Abb. 1c) war nach dem Hochwasser noch auf einem ähnlichen Abundanzniveau zu finden wie bei den vorhergehenden Probennahmen, nach dem Niedrigwasser kam es jedoch zu einem Zusammenbruch der Population. Bei *Gomphus flavipes* (Abb. 1d) kam es nach dem Hochwasser zu einem sehr starken Rückgang der mittleren Abundanz, da die Art aber in relativ geringen Abundanzen mit einer hohen Standardabweichung vorkam, war dieser Unterschied nicht signifikant. Die Ergebnisse zeigen aber, dass auch diese flussgebietstypische Art vermutlich mit der infolge des Hochwassers stattgefundenen starken Sedimentmobilisierung und -umlagerung nicht zurechtkam. Aufgrund der mehrjährigen Generationsdauer von *G. flavipes* (SUHLING & MÜLLER, 1996) wurden auch im Herbst noch sehr geringe Abundanzen gefunden, die signifikant niedriger waren als die Abundanzen der anderen Herbstbeprobungen. *Potamopyrgus antipodarum* (Abb. 1e), der besonders auf Weichsubstrat in Buhnennähe vorkommt (EGGERS, 2003a), war bereits nach dem Hochwasser mit signifikant erhöhten Abundanzen gefunden worden, besonders aber nach dem Niedrigwasser stiegen die

Abundanzwerte sehr stark an. Hier scheint die parthenogenetische Art (GLÖER, 2002) von den günstigen Lebensbedingungen, die während des Niedrigwassers geherrscht haben, besonders profitiert zu haben. Bei *Gammarus tigrinus* (Abb. 1f) kam es in Zusammenhang mit dem Hochwasser zu einer signifikanten Abundanzerhöhung. Je nach Buhnenform (KLEINWÄCHTER & al., 2003; 2005 im Druck) kam es hierbei zu unterschiedlichen Auswirkungen. Im Untersuchungsgebiet konnte diese Erhöhung nur in Buhnenfeldern nachgewiesen werden, deren stromaufwärts gelegene Buhne einen gesicherten Durchlass hatten. Buhnenfelder mit normalen Regelbuhnen oder auch mitgebauten Knickbuhnen wiesen keine signifikante Abundanzerhöhung auf.

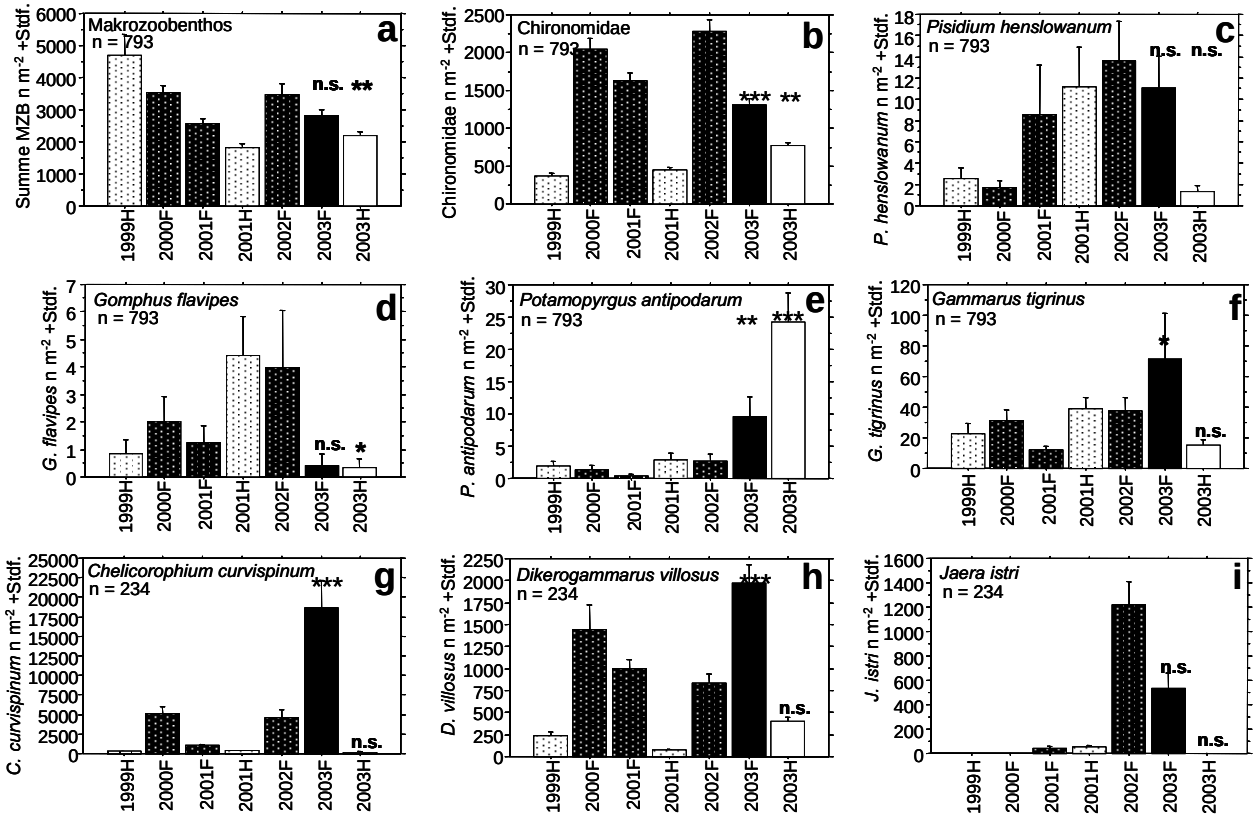


Abb. 2: Mittlere Abundanzen mit Standardfehlern ausgewählter Taxa. Probenkampagne: Jahreszahl F(rühjahr) bzw. H(erbst). Signifikanzen im Vergleich zu vorherigen Probennahmen zum gleichen Jahreszeitpunkt, ANOVA, Post-hoc Test, Fisher's PLSD, n.s.: nicht signifikant, Signifikanznivieus: * p < 0,05, ** p < 0,01 *** p < 0,001. Makrozoobenthos, Chironomidae, *Pisidium henslowanum*, *Gomphus flavipes*, *Potamopyrgus antipodarum* und *Gammarus tigrinus* im Weichsubstrat innerhalb der Buhnenfelder; *Chelicorophium curvispinum*, *Jaera istri* und *Dikerogammarus villosus* auf Hartsubstrat entlang der Buhnen. n: Anzahl der insgesamt eingeflossenen Proben

Die Arten des Hartsubstrates entlang der Buhnen zeigten meist eine andersartige Reaktion, als die Arten des Weichsubstrates innerhalb der Buhnenfelder. So nahm die Abundanz von *Chelicorophium curvispinum* (Abb. 1g) nach dem Hochwasser signifikant zu. Ähnliche Auswirkung wie auf *C. curvispinum* hatte die Wirkung des Hoch- und Niedrigwasser auf *Dikerogammarus villosus* (Abb. 1h). Hier waren die Abundanzunterschiede aber nicht so stark ausgeprägt. Bei *Jaera istri* (Abb. 1i) scheint die Wirkungsweise eine andere zu sein. Hier sollte bedacht werden, dass diese Art erst 1999 in die Elbe eingewandert ist (SCHÖLL & HARDT, 2000) und im Frühjahr 2000 zum ersten Mal mit zwei Einzelindividuen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen worden ist. Die sehr hohe Abundanz im Jahr 2002 könnte auch auf die Erfassung der oft bei Etablierung von Neozoen, aber

auch Neophyten überschießenden Populationen zurückzuführen sein. Ob die nach dem Hochwasser festgestellte Abundanz trotzdem einen eigentlich hohen Wert darstellt, wird sich erst bei weiter führender Beobachtung der Abundanzentwicklung von *J. istri* in der Elbe herausstellen.

Allgemeine Diskussion

Es zeigte sich, dass das Hochwasser besonders durch die verstärkte Morphodynamik und Sedimentumlagerung und der unterschiedlichen Anpassungsfähigkeit der Arten gewirkt hat. Die langanhaltende Überflutung (10 Monate) der Hartsubstrate und das Einsetzen des Hochwassers schon während der Vegetationsperiode (August) wirkte sich neben den oben dargestellten Beispielen auch positiv auf andere Hartsubstratbesiedler wie Spongillidae und Bryozoa aus.

Das Niedrigwasser wirkte besonders durch das Trockenfallen der Buhnen und dem damit verbundenen Wegfall der Hartsubstrate, was zu einem starken Rückgang der Hartsubstratbesiedler führte. Dieser Effekt ist aber meist am Ende des Sommers zu beobachten. Zudem war das Niedrigwasser im Jahr 2003 auch kein so ausgeprägtes Extremereignis wie das Hochwasser 2002, sondern trat im letzten Jahrhundert etwa alle 10 Jahre auf. Es gibt noch eine Reihe weiterer Effekte, die ebenso direkt (z. B. physiologisch) oder indirekt (z. B. durch Interaktion mit anderen Arten) auf die Abundanzerniedrigung und -erhöhung der einzelnen Arten, gewirkt haben können, wie z. B. die starke Erwärmung der Randgewässer oder der Zusammenfall der Zönose in kleinen Resträumen, in denen es z. B. zu einer verstärkten Prädation kommt. Bei der Wiederbesiedlung waren besonders mobile Arten mit einem hohen Reproduktionspotenzial (R-Strategen), wie z. B. *P. antipodarum* im Vorteil. Das nachgewiesene sehr unterschiedliche Anpassungspotenzial an derartige Extrem-Ereignisse, wie die dargestellten Hoch- und Niedrigwasser-Ereignisse, gilt auch für flussgebietstypische Arten (wie z. B. *G. flavipes*). Durch das unregelmäßige Auftreten derartiger Ereignisse ist eine Anpassung aber auch weder möglich noch sinnvoll. Es wird immer wieder dazu kommen, dass sich die Benthoszönose wieder neu einstellt und flexibel reagierende Arten im Vorteil sind. Durch weitere Rück- und Einwanderung von Arten in die Elbe und einem regional veränderten Klimageschehen wird die Zönose weiterhin dynamischen Prozessen unterworfen sein. Durch die nach wie vor hohe ionische Belastung im Probennahmegebiet im Vergleich zu anderen Elbeabschnitten wird sich auch weiterhin eine sehr artenarme, aber auch dynamische Zönose einfinden, bei der vermutlich auch noch über längere Zeit die oft am Brackwasserverhältnisse angepassten Neozoen an den Hartsubstraten (EGGERS, 2003b) eine dominante Rolle einnehmen werden.

Zusammenfassung

In den beiden letzten Sommern waren an der Elbe extreme Wasserstände zu verzeichnen. Zum einen gab es im Sommer 2002 ein extremes Hochwasser, im folgenden Sommer 2003 kam es dagegen zu einem sehr tiefen Niedrigwasser. Beides hatte starken Einfluss auf die Benthoszönose sowohl innerhalb der Buhnenfelder mit ihren Weichsubstratflächen, als auch entlang Buhnen mit den dort vorzufindenden Hartsubstraten und Litoralflächen.

Die Einflüsse beruhten besonders auf der hydromorpholgischen Wirkung des Hochwassers 2002 und dem Trockenfallen weiter Buhnen- und Buhnenfeldbereiche während des Niedrigwassers 2003. Beides führte zu Verschiebungen der Abundanz und Biomasseverhältnisse der häufigsten Taxa innerhalb der Chironomidae, Oligochaeta, Malacostraca und Mollusca. Die Ergebnisse von Benthos-Erhebungen an identischen Probennahmestellen in verschiedenen Buhnenfeldern und entlang von Buhnen an der Mittleren Elbe (Elbe-km 440 - 441) nach den Extremwasserständen werden mit denen vorheriger ‚normaler' Jahre verglichen und der Einfluss der extremen Wasserstände dargelegt.

Summary

In the last both summers extreme water discharges could be recognized at the River Elbe. In the summer 2002 the discharge of the Elbe was very high, while in 2003 the discharge was very low. Both extreme discharges influenced the aquatic macroinvertebrate assemblage significantly. This effect could be noticed on soft subtrates within the groyne fields as on the hard substrate and litoral sections along the groynes.

Danksagung

Die Proben wurden im Rahmen des Projektes „Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz genommen (HENTSCHEL & ANLAUF, 2001; KLEINWÄCHTER & al., 2003; 2005 im Druck). Seit Herbst 1999 werden im Rahmen dieses Projektes im Juni und Oktober je 15 Buhnenfelder im Bereich der Mittleren Elbe zwischen Elbe-km 440,2 und 444,1 beprobt.

Literatur

EGGERS, T. O. (2003a): Bedeutung limnischer Neozoen in der Makrozoobenthoszönose der mittleren Elbe. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 498: 238-244, Berlin.

EGGERS, T. O. (2003b): Verbreitungsmuster neozoischer Malacostraca in norddeutschen Schifffahrtsstraßen. - Tagungsbericht der Jahrestagung 2002 (Braunschweig), 323-328, Eigenverlag der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Werder.

Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom und Hafenbau (2001): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Elbegebiet, Teil III, Untere Elbe ab Havelmündung, 2000 (1. 11. 1999 - 31. 12. 2000), 180 pp., Hamburg.

GLÖER, P. (2002): Mollusca I: Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas – Bestimmungsschlüssel, Lebensweise Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands, 73, 2. Aufl., 327 pp., (Conchbooks) Hackenheim.

HENTSCHEL, B. & ANLAUF, A. (2001): Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe. In: WEITBRECHT, V. & MAZIJK, A. V. (eds.): Bericht zum Workshop am UFZ Leipzig-Halle, Magdeburg 22./23.10.2001, 121-133, (Technische Universität Delft & Universität Karlsruhe) Delft/Karlsruhe.

KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O. & ANLAUF, A. (2003): Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedenen Buhnentypen der mittleren Elbe. Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 2002 (Braunschweig) 466-471, Werder.

KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O., HENNING, M., ANLAUF, A., HENTSCHEL, B. & LARINK, O. (2005): Distribution patterns of terrestrial and aquatic invertebrates influenced by different groyne forms along the River Elbe (Germany). Archiv für Hydrobiologie Supplement, Large River im Druck, Stuttgart.

SCHÖLL, F. & HARDT, D. (2000): *Jaera istri* (VEUILLE) (Janiridae, Isopoda) erreicht die Elbe. Lauterbornia 38: 99, Dinkelscherben.

SCHWOERBEL, J. (1996): Methoden der Hydrobiologie. 207 pp., Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.

SUHLING, F. & MÜLLER, O. (1996): Die Flußjungfern Europas, Gomphidae. Die Neue Brehm-Bücherei 628, 237 pp., Westarp Wissenschaften, Magdeburg.

TITTIZER, T., LEUCHS, H. & ANLAUF, A. (1988): Faunistisches Gutachten zur Festsetzung von ökologischen Ausgleichsmaßnahmen beim Ausbau des Mittellandkanals zwischen Sülfeld und Wolfsburg (MLK-km 237,5 - 247,5). Bundesanstalt für Gewässerkunde, 1-31, Koblenz.

TITTIZER, T. & SCHLEUTER, A. (1986): Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme. Erläutert am Beispiel einer faunistischen Bestandsaufnahme am Main. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 30: 147-149, Koblenz.

Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe

Foeckler, Francis[1]; Deichner, Oskar[1]; Schmidt, Hans[1]; Scholz, Mathias[2]; Hettrich, Anke[3]; Fuchs, Elmar[3] und Henle, Klaus[2]

[1]:ÖKON, Ges. für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH,

Hohenfelser Str. 4, D-93183 Rohrbach-Kallmünz, email: oekon@donau.de

[2]:UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Dept. Naturschutzforschung, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig, email: mathias.scholz@ufz.de, klaus.henle@ufz.de

[3]:BfG, Bundesamt für Gewässerkunde, Abt. U2, Am Mainzer Tor 1, D-56068 Koblenz, email: fuchs@bafg.de, hettrich@bafg.de

Keywords: Elbe, Flussauen, Hochwasser August 2002, Mollusken

Einleitung

Mitteleuropäische Flussauen gehören zu den komplexesten Ökosystemen mit einer sehr hohen Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Das Elbe-Hochwasser 2002 und die Trockenheit im Sommer 2003 sind zwei Extremereignisse, die nicht nur für die Anwohner sondern auch für Fauna und Flora bedeutende Folgen hatten.

Das besondere an dem Extremhochwasser im August 2002 aus biologisch-ökologischer Sicht war weniger der große Abfluss als vielmehr der ungewöhnliche Zeitpunkt. Es trat zu einer Zeit auf, in der im langjährigen Mittel regelmäßig Niedrigwasser und mehr oder weniger Trockenheit herrscht. An die regelmäßigen Winter- und Frühjahrshochwasser haben sich die Arten der Auen im Laufe der Evolution sehr gut angepasst (Fittkau & Reiss 1983). Das Extremhochwasser trat jedoch mitten in der Vegetationsperiode auf, zu einer Jahreszeit in der Tiere und Pflanzen biologisch hoch aktiv sind und in ihrem physiologischen Jahresrhythmus auf trockene und „ungestörte“ Verhältnisse eingestellt sind. Es traf sie in einer Aktivitätsphase, in der viele Arten mit der Reproduktion beschäftigt sind, nicht in einer biologischen Ruhephase (Gepp et al. 1985, Gerken 1988).

Nach dem Extremhochwasser im August 2002 und dem extrem trockenen Sommer 2003 bot es sich deshalb aus limno-ökologischer und naturschutzfachlicher Sicht an, die 1998/99 im Rahmen des Projektes „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA)“ (Foeckler et al. 2000a, 2001, Scholz et al. 2001) durchgeführten Untersuchungen zu wiederholen, um die Bedeutung dieser Extremereignisse für die untersuchten Zönosen, insbesondere für die Mollusken, analysieren und bewerten zu können. Als Vergleich standen hierfür die bereits im RIVA-Projekt erprobten standardisierten Erfassungen und erhobenen Daten zur Strukturierung der Molluskenzönosen zur Verfügung, die in Abhängigkeit von den Standortbedingungen unterschiedlicher Wiesen- und Rinnenstandorte im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe in Sachsen-Anhalt erarbeitet wurden.

An dieser Stelle werden erste Auswertungen der Erfassung von Mollusken in den Elbauen bei Steckby (Schöneberger Wiese) im Herbst 2002 sowie im Frühsommer und Herbst 2003 im Vergleich zu den Ergebnissen der Aufsammlungen von 1998/99 vorgestellt. Hierbei stehen folgende Fragestellungen im Mittelpunkt:

- Zeigen sich Veränderungen im Artenbestand sowie in den Individuenhäufigkeiten der Arten vor und nach dem Extremhochwasser?
- Sind diese Veränderungen auf Auswirkungen des Extremhochwassers im August 2002 bzw. des extremen Niedrigwassers mit großer Trockenheit 2003 zurückzuführen?
- Welchen Einfluss haben die neuen Erkenntnisse auf die bisherigen Forschungsergebnisse?
- Welche Forschungsdefizite ergeben sich aus den Ergebnissen?

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet und die angewandten Methoden sind in Scholz et al. (2001), Deichner et al. (2003) sowie Foeckler et al. (in Vorbereitung) dargestellt. Die Aufsammlungen von 2002 und 2003 fanden im Frühjahr und Herbst zu vergleichbaren Terminen wie die Aufsammlungen 1998/99 statt. Unterschiede in der Artenzahl bzw. den durchschnittlichen Abundanzen der Arten insgesamt auf der „Schöneberger Wiese“ zwischen den Beprobungsjahren wurden mittels einer Diskriminanzanalyse auf Signifikanz geprüft.

Erste Ergebnisse

Insgesamt hat die Artenzahl der Mollusken nach dem Extremhochwasser zugenommen, wobei diese Zunahme sich innerhalb der Wassermollusken abspielte, die Artenzahlen der Landmollusken sind mit denen von 1998/99 vergleichbar (Abb. 1). Die Artenzahlen der Jahre vor und nach dem extremen Hochwasser unterscheiden sich hoch signifikant zu 97,8%, die durchschnittlichen Abundanzen sogar zu 100%.

Zur weiteren Analyse wurden die Arten nach den von ihnen bewohnten Habitattypen eingeteilt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 und 2 dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass die mit hoher Trockenheitsresistenz das Offenland besiedelnden Landschneckenarten in ihrer Artenzahl nach dem extremen Hochwasser gleich blieben, ihre Populationsdichten jedoch abgenommen haben. Die Anzahl der mittelfeuchte Biotope bewohnenden Arten nahm nach dem Hochwasserereignis geringfügig zu, erreichte jedoch 2003 wieder mit den vorherigen Verhältnissen vergleichbare Werte. Lediglich ihre durchschnittliche Abundanz stieg im Frühjahr 2003 an, um im Herbst wieder auf geringere Populationsdichten abzusinken. Bei den Wald bewohnenden Schnecken zeigten sich keine signifikanten Unterschiede in den Artenzahlen, allerdings verdoppelte sich deren durchschnittliche Abundanz nach dem Hochwasser, um im Zuge des trockenen Sommers 2003 wieder deutlich abzunehmen. Bei den wechselfeuchte Standorte bewohnenden Landschneckenarten blieben die Zahl der Arten und deren durchschnittliche Populationsdichte vor und nach dem Ereignis in etwa gleich.

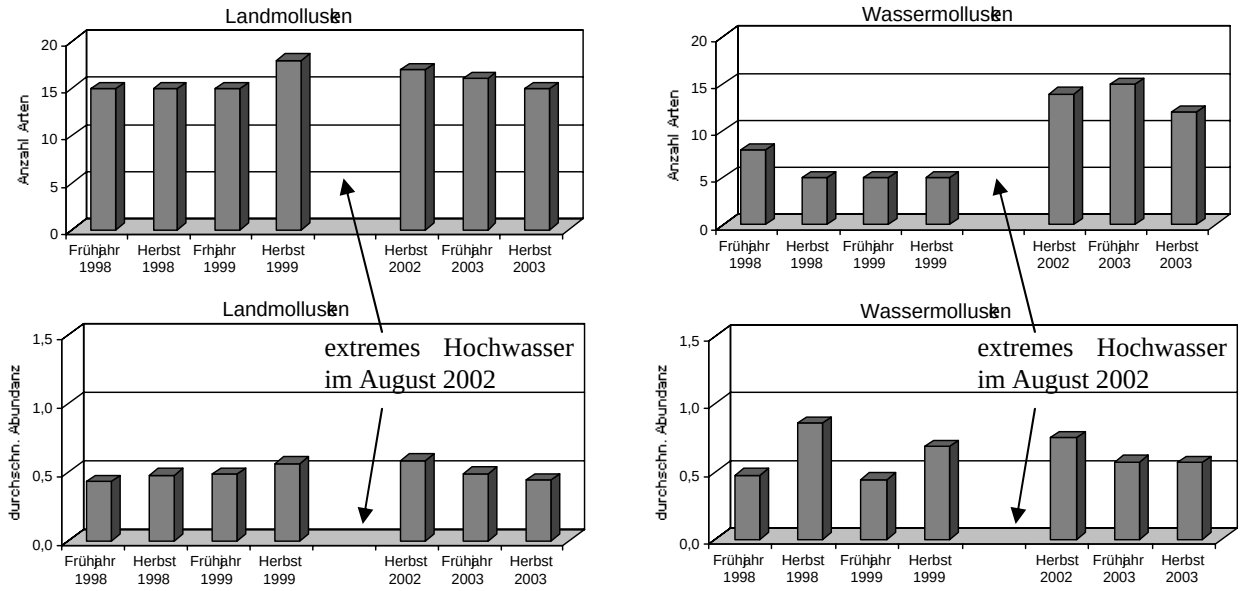


Abb. 1: Artenzahlen (oben) und durchschnittliche Abundanzen (unten) der Land- und Wassermollusken auf der Schöneberger Wiese (36 Probestellen) vor und nach dem Extremhochwasser im August 2002

Tab. 1: Anzahl der Molluskenarten auf der Schöneberger Wiese vor und nach dem Extremhochwasser 2002 (F: Frühjahr; H: Herbst; fett: signifikante Veränderungen)

	F 1998	**H 1998**	**F 1999**	**H 1999**		**H 2002**	**F 2003**	**H 2003**
Landmollusken (insgesamt)	15	15	15	18	extremes Hochwasser im August 2002	17	16	15
Wassermollusken (insgesamt)	8	5	5	5		**14**	**15**	**12**
Offenlandschneckenarten mit hoher Trockenheitsresistenz	2	2	3	3		3	3	3
Landschneckenarten mittelfeuchter Standorte	3	5	4	5		6	3	4
Wald-Landschneckenarten	3	3	2	4		2	4	2
Landschneckenarten der wechselfeuchten Standorte	7	5	6	6		6	6	6
Wassermolluskenarten der wechselnassen Standorte	5	4	5	3		5	5	6
Grundwasser anzeigende Wassermolluskenarten	1	0	0	0		1	1	0
Wassermollusken der dauerhaften Stillgewässer	2	1	0	2		**8**	**8**	**5**
Wassermolluskenarten der Fließgewässer	0	0	0	0		0	1	1

Tab. 2: Durchschnittliche Abundanzen der Mollusken auf der Schöneberger Wiese vor und nach dem Extremhochwasser 2002 (F: Frühjahr; H: Herbst; fett: signifikante Veränderungen)

	F 1998	H 1998	F 1999	H 1999		H 2002	F 2003	H 2003
Landmollusken (insgesamt)	0,43	0,48	0,48	0,56	extremes Hochwasser im August 2002	0,58	0,49	0,44
Wassermollusken (insgesamt)	0,47	0,86	0,44	0,68		0,75	0,57	0,56
Offenlandschneckenarten mit hoher Trockenheitsresistenz	0,57	0,76	0,62	0,75		0,44	0,55	0,50
Landschneckenarten mittelfeuchter Standorte	0,44	0,32	0,50	0,52		0,52	0,79	0,38
Wald-Landschneckenarten	0,27	0,25	0,31	0,25		0,54	0,15	0,25
Landschneckenarten der wechselfeuchten Standorte	0,46	0,66	0,46	0,72		0,74	0,55	0,51
Wassermolluskenarten der wechselnassen Standorte	0,69	1,06	0,44	1,11		**1,53**	**1,31**	0,92
Grundwasser anzeigende Wassermolluskenarten	0,03	0	0	0		0,03	**0,22**	0
Wassermollusken der dauerhaften Stillgewässer	0,15	0,06	0	0,04		**0,35**	**0,22**	**0,24**
Wassermolluskenarten der Fließgewässer	0	0	0	0		0	0,03	0,03

Wie sich schon bei den Wassermollusken insgesamt abzeichnete, stellten sich die größeren Veränderungen durch das Extremhochwasser bei den besiedelten Lebensraumtypen der Wassermollusken heraus. Die Zahl der Arten der wechselnassen Standorte (meist Flutrinnen) bleibt nach dem Hochwasser relativ hoch (die bislang nur tot vorgefundene *Pisidium obtusale* wird lebend nachgewiesen) und erreicht ihr Maximum erst im Herbst 2003. Die durchschnittliche Populationsdichte dieser Arten war direkt nach dem Hochwasser im August 2002 sogar um 50 % angestiegen. Auch im Frühjahr 2003 war diese nur geringfügig zurückgegangen, um erst im Herbst 2003, trotz des sehr trockenen Sommers, eine durchschnittliche Dichte anzunehmen, die nur geringfügig unterhalb der vom Herbst 1998 bzw. von 1999 lag. Die zunächst nur im Frühjahr 1998 festgestellte *Physa fontinalis*, die Grundwassereinfluss anzeigt, ist nach dem Hochwasserereignis im Herbst 2002 und Frühjahr 2003 wieder in den Flutrinnen auf der Schöneberger Wiese anzutreffen, im Frühjahr 2003 sogar mit einem Maximum, um im Herbst 2003 wieder verschwunden zu sein. Die größte Zunahme an Arten verzeichnen die Wassermollusken der dauerhaften Gewässer (neu sind: *Valvata piscinalis, Bithynia tentaculata, Gyraulus albus, G. crista, G. parvus, Radix auricularia* und *R. ovata*). Die hohe Artenzahl ist bis zum Frühjahr 2003 zu beobachten. Im Herbst 2003 hat die Zahl um 20% abgenommen, ist jedoch trotz des extrem trockenen Sommers noch doppelt so hoch wie der Maximalwert in den Herbsterfassungen der Jahre 1998/99. Auch die sehr stark gestiegenen durchschnittlichen Abundanzen dieser Arten blieben deutlich höher als 1998/99 festgestellt. Auf das Verhalten dieser Arten ist der hohe signifikante Unterschied in den Artenzahlen vor und nach dem Extremhochwasser vom August 2002 zurückzuführen. Bei den Unterschieden innerhalb der Abundanzen spielen diese Arten der dauerhaften Gewässer neben jenen Arten, die wechselnasse bzw. Grundwasser beeinflußte Standorte anzeigen, eine größere Rolle. Nur im Frühjahr 2003 und wiederholt im Herbst 2003 wurde vereinzelt je eine Fließgewässerart (*Potamopyrgus antipodarum* bzw. *Corbicula fluminea)* gesammelt. Beide Arten sind Neozoen.

Diskussion

Die bisherigen Auswertungen der Daten vom Herbst 2002 sowie Sommer und Herbst 2003 haben zu sehr interessanten, teils unerwarteten, und auch widersprüchlichen Ergebnissen geführt. Die eingangs gestellten Fragen lassen sich vorerst wie folgt beantworten:

- Die extremen Ereignisse haben kurzfristig zu starken Veränderungen im Artenbestand und in den Individuenhäufigkeiten geführt. Die Flussdynamik in ihrer gesamten Bandbreite bedingt die hohe Artenvielfalt und Artenzusammensetzung in der Aue.
- Die bei den Artenzahlen und Bestandsdichten festgestellten Veränderungen sind auf Auswirkungen des Extremhochwassers im August 2002 bzw. auf die Trockenheit mit dem extremen Niedrigwasser im Sommer 2003 zurückzuführen.
- Die zeitliche Gültigkeit der Ergebnisse von 1998/99 ist zu überprüfen bzw. zu ergänzen, denn erst langfristige Untersuchungsreihen zeigen die tatsächliche Dynamik und Indikationseigenschaften von Biozönosen eines Flusssystems auf.
- Das UFZ und die BfG erkennen die Forschungsdefizite und tragen mit der Fortführung der Untersuchungen bis einschließlich 2006 dieser Erkenntnis Rechnung. Erst die Ergebnisse dieser Untersuchungen ermöglichen Aussagen zu langfristigen Auswirkungen.

Angemerkt sei, dass während es bei den Mollusken zu einem starken Anstieg der Artenzahl kam, sich bei den im Herbst 2002 gleichzeitig erfassten Laufkäfern sehr starke Einbußen bei den Arten (um etwa 57 %) und den Individuenzahlen (um etwa 83 %) im Vergleich zu den Erstaufnahmen 1998/99 zeigten. Von diesen Rückgängen erholt sich die Laufkäfergemeinschaft 2003 (Schanowski 2003) wesentlich langsamer als die der Mollusken. Demnach ist festzuhalten, dass die Ergebnisse der Mollusken keinesfalls auf andere Tiergruppen oder die Flora und Vegetation (vgl. Gläser 2003) übertragen werden dürfen (Scholz et al. in Vorbereitung).

Bei den weiterführenden Auswertungen der Molluskendaten ist von besonderem Interesse, welche Lebensstrategien die Mollusken befähigen, solche Extremereignisse erfolgreich zu überdauern und teilweise sogar davon zu „profitieren“. Die Arten sind aufgrund der Diversität ihrer autökologischen Eigenschaften (“traits”) an den zeitlich und räumlich sehr heterogenen Standort naturnaher/natürlicher Auen angepasst und zum Teil (z.B. viele Rote Liste Arten) auf diese Standortbedingungen angewiesen. Diesen Zusammenhängen gilt es u.a. in entsprechend detaillierten Analysen nachzugehen (Foeckler 1990, 1991, Foeckler et al. 1991, Jacob et al. 2001, Murphy et al. 1994, Dziock et al. in Vorbereitung). Die im Zuge dieses Forschungsprojektes gewonnenen Daten erlauben differenzierte Analysen zur Entwicklung der Artenzusammensetzung verschiedener Habitate, die über die Jahre des Untersuchungszeitraums weitere Erkenntnisse zur Dynamik der Besiedlung von Auenstandorten liefern (vgl. Foeckler et al. 2000b).

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“.

Das RIVA-Projekt wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (Förderkennzeichen 0339579) finanziert. Für konstruktive Anregungen und Hinweise danken wir F. Dziock, Leipzig, J. Gläser, Leipzig, S. Meindl, Rohrbach-Kallmünz, und A. Schanowski Bühl. Bei M. Kapfer, Berlin, bedanken wir uns für ihre Geduld.

Literatur

Deichner, O., Foeckler, F., Groh, K., Henle, K. (2003): Anwendung und Überprüfung einer Rüttelmaschine zur Schlämmung und Siebung von Mollusken-Bodenproben – Mitt. dtsch. malakolozoo. Ges., 69/70: 71 –77, Frankfurt am Main.

Dziock, F., Deichner, O., Foeckler, F., Follner, K., Gruber, B. (in Vorbereitung): Habitat characteristics and life history traits of snails in floodplains. – to be submitted to Ecology.

Fittkau, E. J., Reiss, F. (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen – Arch. Hydrobiol. 97 (1): 1 - 6

Foeckler, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - Beiheft 7 zu den Berichten der ANL, 154 S.; Laufen/Salzach.

Foeckler, F. (1991): Classifying and Evaluating Alluvial Flood Plain Waters of the Danube by Water Mollusc Associations. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 1881 - 1887; Stuttgart.

Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Castella, E. (2001): Eignung von Mollusken (Schnecken und Muscheln) als Bioindikatoren für Wiesen- und Rinnenstandorte der Elbauen. - in Scholz, M., Stab, S., Henle, K. (Hrsg.) „Indikation in Auen“, UFZ-Bericht 8/2001: 97 – 102.

Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Castella, E. (in Vorbereitung): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. – in: Foeckler, F., Henle, K., Scholz, M., Stab, S. (Hrsg.) (in Vorbereitung): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue –

Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Follner, K. (2000a): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. – S. 391 - 402 in “Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen“ Hrsg.: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & Rode, M.; Springer, Heidelberg, 434. S..

Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Jacob, K. (2000b): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Auenstandorte – Beispiele von Isar und Donau. – Angewandte Landschaftsplanung, Heft 37: 33 – 47, Bonn-Bad Godesberg.

Foeckler, F., Diepolder, U., Deichner, O. (1991): Water mollusc communities and bioindication of lower Salzach flood plain waters. - Regulated Rivers: Research & Management, Vol. 6(4): 301 - 312.

Ulmer Verlag, Stuttgart

Gepp, J., Baumann, N., Kauch, E.P., Lazowski, W. (1985): Auengewässer als Ökozellen – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Bd. 4, 337 S.

Gerken, B. (1988): Auen – verborgene Lebensadern der Natur – Rombach, Freiburg, 132 S.

Gläser, J. (2003): Habex-Zwischenbericht – unveröffentlicht, im Auftrag des UFZ

Jacob, K., Deichner, O., Schmidt, H., Foeckler, F. (2001): Ergebnisse zur Abhängigkeit der Molluskenfauna von der Fluß- und Grundwasserstands-Dynamik im Isarmündungsgebiet. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing: 243 – 246.

Murphy, K.J; Castella, E.; Clement, B.; Hills, J.M; Obrdlik, P.; Pulford, I.D.; Schneider, E.; Speight, M.C.D. (1994): Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. - In: Mitsch, W.J. (Ed.): Global Wetlands: Old World and New: 659 - 682, Elsevier, Amsterdam.

Schanowski, A. (2003): Habex-Zwischenbericht – unveröffentlicht, im Auftrag des UFZ

Scholz, M., Stab, S., Henle, K. (Hrsg.) (2001): „Indikation in Auen“, UFZ-Bericht 8/2001: 97 – 102.

Scholz, M.; Gläser, J.; Hettrich, A.; Schanowski, A.; Deichner, O., Foeckler, F., Dziock, F., Henle, K. (in Vorbereitung): Effects of Extreme Flood Events on Flora and Fauna in Middle Elbe Floodplains. In: Geller et al. (Hrsg.) (2004): Proceedings of the 11th Magdeburg Seminar on Waters in Central and Eastern Europe - to be submitted to LIMNOLOGICA.

Das Makrozoobenthos der Oberelbe zwischen Regeneration, hydrologischen Störungsereignissen und Neozoenproblematik

Michael Beilharz[1], *Jochen H. E. Koop*[2] *& Jürgen Benndorf*[1]

[1] Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie [2] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Keywords: Regeneration, Disturbance, Neozoa, Macrozoobenthos, Elbe

Einleitung

Die aquatische Lebensgemeinschaft des sächsischen Abschnittes der Oberelbe war rückblickend mit vielfältigen Veränderungen ihrer Lebensbedingungen konfrontiert (Mädler, 1995; Beilharz et al., 2002, 2004). So konnte sich im Zuge der Verringerung der externen Belastung nach 1990 wieder eine gewässertypische makrozoobenthische Biozönose entwickeln. Dieser Prozess der **Regeneration** verlief zwischen 1990 und 2000 weitestgehend ohne den Einfluss von **Neozoen**, von denen bekannt ist, dass sie Artengemeinschaften neu strukturieren können. Die invasive Ausbreitung von *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Amphipoda) in den folgenden Jahren, sowie die von **extremen Abflussverhältnissen** (Abb. 1) gekennzeichneten Jahre 2002 (Jahrhundertflut) und 2003 (langanhaltende Niedrigwasserperiode) könnten störend auf die **Struktur** und **Funktion** der Artengemeinschaft und die Kontinuität der Besiedlungsprozesse eingewirkt haben. Anhand umfangreichen Datenmaterials kann die Wieder- und Neubesiedlung unter Einbeziehung obiger Sachverhalte dokumentiert werden.

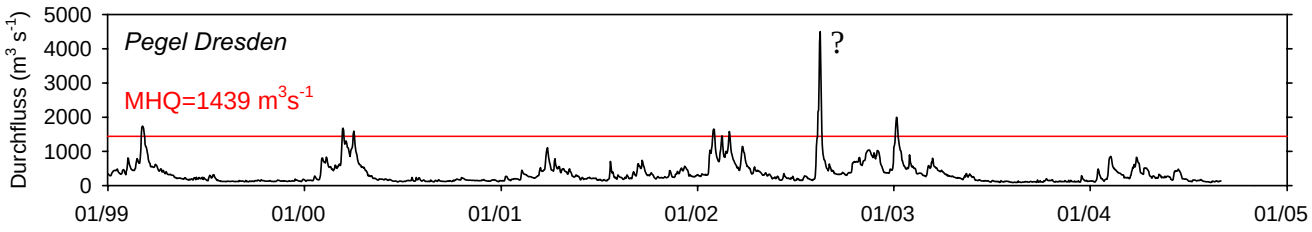


Abb. 1: Gangline des Durchflusses am Pegel Dresden (1999-2004)

Material und Methoden

Im untersuchten Elbabschnitt (Abb. 2) kamen sowohl **qualitative** (Absammeln von Steinen und Kick-Sampling), als auch **quantitative** Probenahmen (exponierte Substratkästen) zur Anwendung. Die quantitativen Probenahmen wurden mit Hilfe der nichtmetrischen multidimensionalen Skalierung (MDS mit ANOSIM-Test) analysiert und visualisiert. Die Ähnlichkeit der Artengemeinschaft drückt sich in den relativen Abständen zwischen den Proben in der MDS-Ordination aus. Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften wurden mittels der SIMPER-Analyse aufgeschlüsselt. Die SIMPER-Analyse gibt dabei über diejenigen Arten von Lebensgemeinschaften Auskunft, wel-

che am meisten zur deren Ähnlichkeit beitragen bzw. den höchsten Anteil an deren Gegensätzlichkeit liefern.

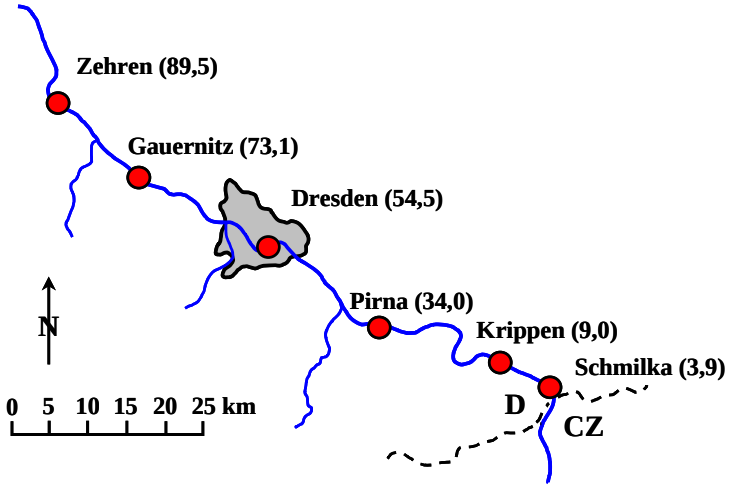


Abb. 2: Das Untersuchungsgebiet des sächsischen Abschnittes der Oberelbe mit den Probenahmestellen Schmilka (Fluss-km 3,9), Krippen, (9,0), Pirna (34,0), Dresden (54,5), Gauernitz (73,1) und Zehren (89,5)

Ergebnisse

Im folgenden soll auf die **Regeneration** der Makrozoobenthoszönose des untersuchten Flussabschnittes, die Reaktion der Lebensgemeinschaft bezüglich **hydrologischer Störungsereignisse** und der Einwanderung von **Neozoen** eingegangen werden.

Regeneration

Die Mittelwerte der Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff (Abb. 3) haben sich kontinuierlich verbessert und bewegen sich seit 1994 um 10 mgL^{-1}. Auch bei kritischen hydrologisch-meterologischen Verhältnissen mit ausgeprägten Niedrigwasserperioden und hohen Wassertemperaturen werden seit 1994 keine kritischen Sauerstoff-Konzentrationen unter 5 mgL^{-1} gemessen (IKSE, 2000). Im Zuge dieser Reduzierung der externen Belastung konnte sich wieder eine **lebensraumtypische** und **artenreiche Benthosfauna** entwickeln (Abb. 3).

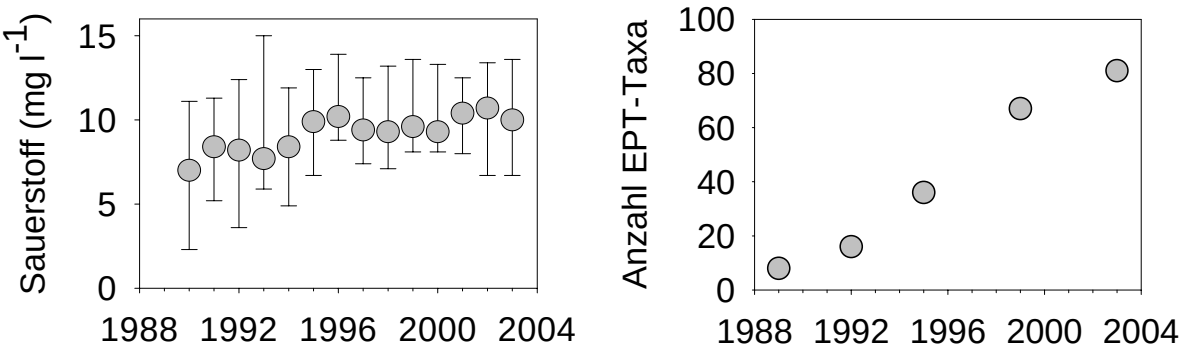


Abb. 3: Gegenüberstellung der Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff (Mittelwerte, Minimal- und Maximalwerte) und der Anzahl von EPT-Taxa (Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren)

Hydrologische Störungsereignisse

Die **Funktionalität** der Biozönose, gemessen an der Ernährungstypenverteilung (Abb. 4), blieb trotz des extremen Hochwasserereignisses im August 2002 und der langanhaltenden Niedrigwasserführung im Folgejahr 2003 gewahrt.

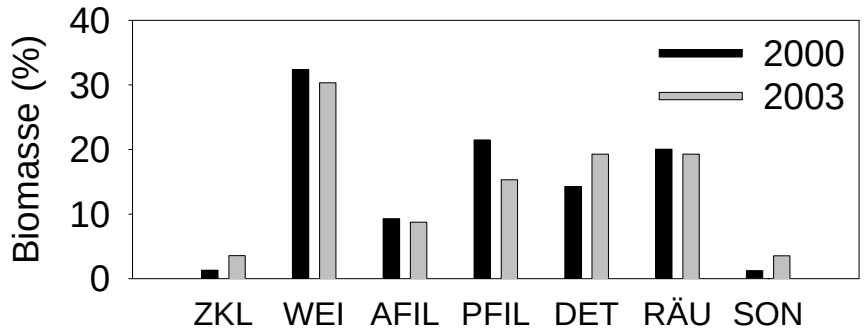


Abb. 4: Ernährungstypenverteilung der makrozoobenthischen Biozönose vor (Untersuchungsjahr 2000) und nach der Flut (2003). Ernährungstypen: ZKL (Zerkleinerer), WEI (Weidegänger), AFIL (Aktive Filtrierer), PFIL (Passive Filtrierer), DET (Detritusfresser), RÄU (Räuber), SON (Sonstige)

Gemessen an den aggregierten Größen Taxa-Abundanz, Diversität, Individuen-Abundanz und Biomasse änderte sich auch die **Struktur** der Biozönose nicht (Abb. 5).

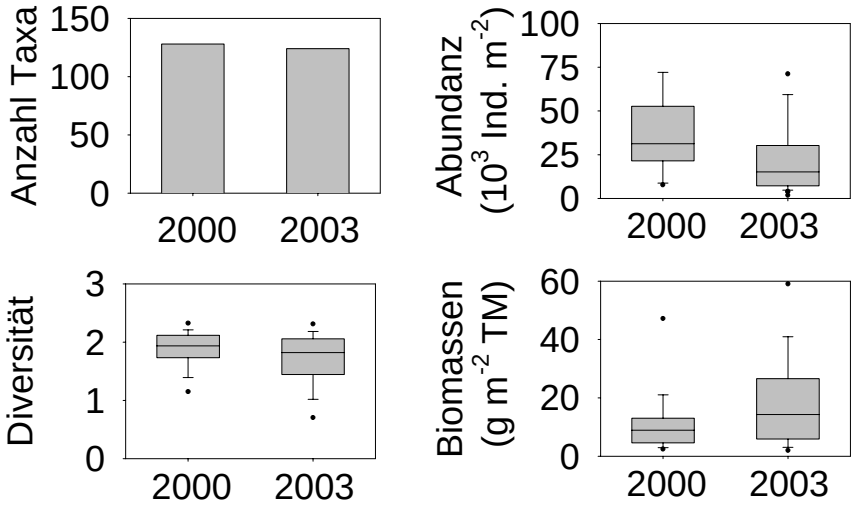


Abb. 5: Aggregierte strukturelle biozönotische Kenngrößen (Taxa- und Individuenabundanz, Diversität und Biomasse) vor (Untersuchungsjahr 2000) und nach der Flut (2003)

Die in Abb. 6 dargestellte MDS-Analyse zeigt im Gegensatz zu obigen Befunden signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren (MDS, ANOSIM-Test: $p < 0{,}001$). Diese strukturellen Unterschiede treten somit erst bei höherer taxonomischer Auflösung auf.

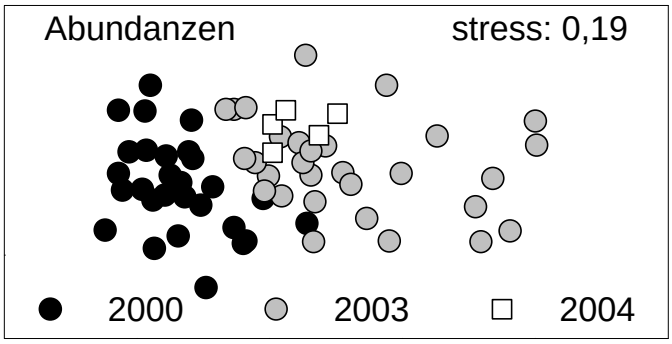


Abb. 6: MDS-Ordination der quantitativen Befunde (Ähnlichkeitsmaß: Bray-Curtis, Transformation: 4. Wurzel) vor (Untersuchungsjahr 2000) und nach der Flut (2003, 2004)

Neozoen

Dikerogammarus villosus war im Jahr 2000 in der Oberelbe nur lückenhaft verbreitet und erreichte im Jahr 2003 Abundanzen bis 11000 Ind.m^{-2}. Eine ähnliche Entwicklung weist *Jaera istri* (Crustacea, Isopoda) auf. Ein Teil der in Abb. 6 gezeigten Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren 2000 (Situation vor der Flut) und 2003 (Situation nach der Flut) kann daher durch die Neubesiedlung der Oberelbe durch diese nicht-indigenen Taxa erklärt werden. Die mit Hilfe der MDS festgestellten Unterschiede können mit der SIMPER-Analyse quantifiziert werden. So erklärt *Dikerogammarus villosus* knapp 6 % der festgestellten Unterschiede (Abb. 7).

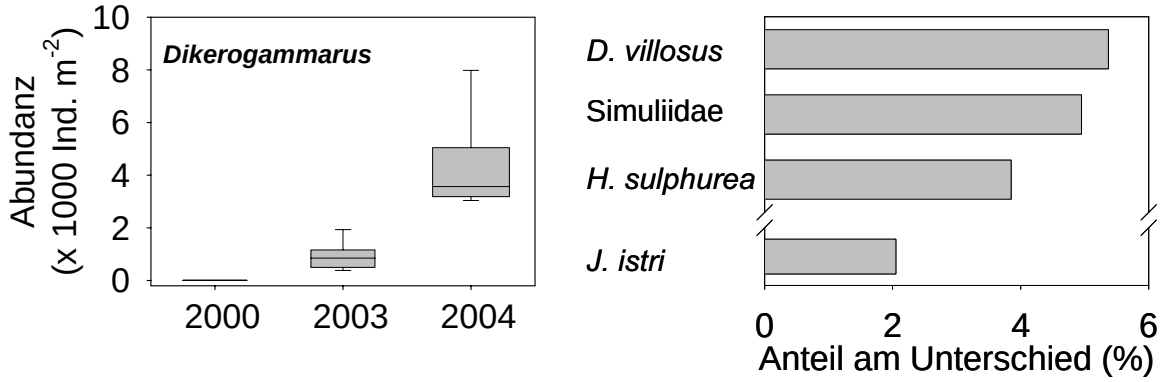


Abb. 7: Anstieg der Individuenabundanzen von *Dikerogammarus villosus* und das Ergebnis der durchgeführten SIMPER-Analyse

Zusammenfassung

Die Oberelbe zeigt sich bezüglich ihrer Struktur und Funktion bisher als komplexes, adaptives Fließgewässerökosytem, in dem sich trotz hydrologischer Störereignisse und des invasiven Auftretens von Neozoen eine lebensraumtypische und artenreiche Benthosfauna etabliert hat.

Danksagung

Unser Dank gilt der Finanzierung des Projektes durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz). Die zahlreichen Probenahmen und umfangreichen Probenaufarbeitungen wären nicht möglich gewesen ohne die tatkräftige Hilfe von Simone Frey, Susanne Tautenhahn, Anja Nießen, Julia Grimpe, Andreas Gröbe, Anne Christin Wudtke, Andreas Bauer, Domingo Heber, Tanja Heinz und Mandy Wunsch. Bei der grafischen Aufarbeitung der Ergebnisse halfen Tilo Ihle, Sabine Jähnichen und Carola Winkelmann. Ein herzliches Dankeschön auch an Herrn Alfred Biemelt (Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Radebeul) und Herrn Ladislav Novak (IKSE, Magdeburg) für die Bereitstellung umfangreichen Datenmaterials.

Literatur

Beilharz, M., Koop, J. H. E. und Mädler, K. (2002): Struktur und Regeneration des Makrozoobenthos der Oberelbe. Deutsche Gesellschaft für Limologie (DGL), Tagungsbericht 2001 (Kiel): 675-680.

Mädler, K. (1995): Die Entwicklung des Makrozoobenthon der Oberen Elbe in den Jahren 1988 bis 1994. Int. Revue ges. Hydrobiol., 80: 667-685. In: Beilharz, M., Koop, J. H. E. und J. Benndorf (2004): Wurden die Karten neu verteilt? Das Makrozoobenthos der Oberelbe nach der Flut. Deutsche Gesellschaft für Limologie (DGL), Tagungsbericht 2003 (Köln): 252-256.

IKSE (Hrsg.) (2000): Gewässergütebericht Elbe 1999, Magdeburg.

Rückstau von Treibeis auf der Elbe

Bertram Boehrer, Margarete Tibke, Ursula Suhr & Helmut Guhr

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Brückstr. 3a, D-39114 Magdeburg
email: Bertram.Boehrer@ufz.de

Keywords: Treibeis, Fluss, Rückstau, Elbe

Abstract

Unter der Annahme, dass Eisschollen mit der Strömungsgeschwindigkeit des Flusses transportiert werden und sich dann zu einer geschlossenen Eisdecke zusammenfügen, erhält man einen quantitativen Ausdruck für die Geschwindigkeit der flussaufwärts wachsenden Eisdecke. Beobachtungen im Winter 1996/97 über eine Strecke von 250 km entlang der Elbe zeigen ein Zusammenschieben um einen Faktor 1.27, wenn die Eisschollen in die Eisdecke hineinlaufen und sie damit flussaufwärts vergrößern. Auch in Fällen, in denen keine weiteren Kenntnisse über das Zusammenschieben vorliegen, kann die hergeleitete Formel für eine obere Grenze der vorrückenden Eisfront benutzt werden.

Abbildung 1: Treibeis auf der Elbe in Magdeburg in der Zeit vom 24. Dezember 1996 bis 4. Januar 1997 (aus Boehrer et al., 2004)

Einleitung

Im 19. Jahrhundert war Treibeis auf der Elbe häufig zu beobachten. Im 20. Jahrhundert wurden diese Ereignisse sehr selten. Kürzlich kam es jedoch wieder zu mehreren solchen Ereignissen, dadurch dass der Abbau der Industrie und die modernere Klärung von Abwässern den anthropogenen Einfluss auf die Elbe verringert haben (vgl. Guhr et al., 1998; 2000). Wir betrachten hier das Ereignis vom Winter 1996/97.

Bei sehr kaltem Wetter bilden sich Eisschollen auf Flüssen. Diese sind von ovaler Form und haben auf der Elbe Durchmesser im Bereich von einem bis mehreren Metern. Sie werden mit der Strömung flussabwärts transportiert (siehe Abb. 1). Bietet der Fluss ein Hindernis, so können sich die Eisschollen verfangen. Sie lagern sich zusammen und es kommt zu einem Rückstau des Treibeises flussaufwärts. Der Fluss ist dann über einen gewissen Abschnitt von einer geschlossenen Eisdecke bedeckt (Abb. 2). Ein Überfrieren von Flüssen durch rückgestautes Treibeis wurde schon für mehrere Flüsse beschrieben. Für einen Überblick zur Vereisung von Flüssen verweisen wir auf Beltaos (1985), Ashton (1986), Michel (1971) und Michel (1984). Die Eisdecke birgt Gefahren für die Schifffahrt, für Brücken oder auch die Möglichkeit von Hochwasser in sich. Eine Abschätzung der Rückstaugeschwindigkeit für das Eis ist dringend gewünscht. Dazu gibt es bereits aufwendige numerische Modelle (vgl. Liu and Shen, 2000), zum Beispiel aus Nordamerika, wo solche Eisüberdeckungen regelmäßig vorkommen. Wir bieten hier eine theoretische Ableitung der Rückstaugeschwindigkeit und schließen aus dem Vergleich mit Beobachtungen aus dem Winter 1996/97, inwieweit es zu einer gegenseitigen Überlagerung der Eisschollen bei der Bildung der geschlossenen Eisdecke kam.

Abbildung 2: Eisdecke aus zusammengelagerten Eisschollen, wie man sie in Magdeburg von einer Brücke nach dem 5. Januar 1997 betrachten konnte. Der Durchmesser der einzelnen Schollen liegt im Bereich von 1 bis 3 Metern (aus Boehrer et al. 2004).

Theoretische Überlegungen

Ein Fluss, der mit der Geschwindigkeit *v* strömt und auf einer ausgewählten Fläche *F* zu einem Anteil $f = F_{ice}/F$ mit Eisschollen bedeckt ist, transportiert eine Eisfläche von *Bfv* durch den Querschnitt eines Flusses der Breite *B*. Der Transport von Eis durch einen relativ zum Flussufer mit der Geschwindigkeit *u* (*u < 0* für Bewegungen flussaufwärts) bewegten Querschnitt entspricht *Bf (v-u)*. Setzt man *u* nun gleich der Geschwindigkeit mit der die geschlossene Eisdecke flussaufwärts wächst, dann muss die pro Zeiteinheit gewonnene Eisfläche *Bu* der pro Zeiteinheit angespülten Eisfläche entsprechen (siehe Abb. 3):

$$Bu = -\frac{Bf}{c}(v-u) \qquad (1)$$

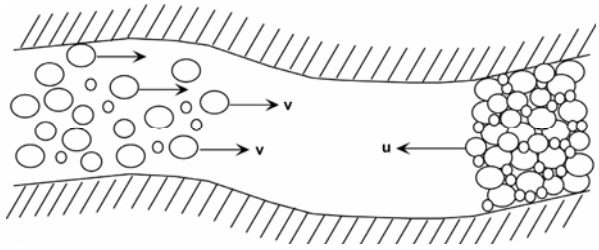


Abbildung 3: Skizze von Eisschollen, die mit Geschwindigkeit v flussabwärts treiben und sich zu einer Eisdecke zusammenlagern, die als Folge mit einer Geschwindigkeit u flussaufwärts wächst

Im letzten Schritt haben wir den Anteil der Eisbedeckung (zunächst *f*) durch *f/c* ersetzt, d. h. wir ließen mathematisch ein Zusammenschieben der Eisschollen zu, wenn sie in die Eisfront hineinlaufen und dadurch die Eisdecke flussaufwärts wächst. Überlagerte und vertikal arretierte Eisschollen wurden gelegentlich beobachtet (Abb. 2). Auch Lücken zwischen den Eisschollen, die hauptsächlich von ihrer ovalen Form herrühren, werden durch Beobachtungen belegt und können nachträglich durch Überfrieren geschlossen werden. Von visuellen Beobachtungen wird ein Verdichtungsfaktor von der Größenordnung 1 für den Vorgang 1996/97 auf der Elbe erwartet, während unter anderen Bedingungen und auf anderen Flüssen viel höhere Verdichtungsfaktoren vorkommen können (Michel, 1984).

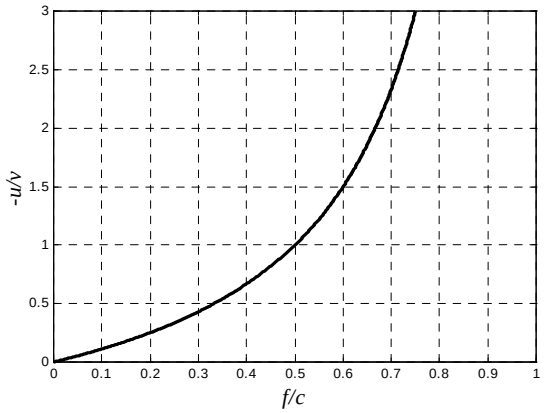


Abbildung 4: Progression der Front relativ zur Strömungsgeschwindigkeit -u/v in Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad dividiert durch den Verdichtungsfaktor f/c (aus Boehrer et al., 2004)

Wir lösen die Gleichung 1 nach *u* auf und erhalten die Vorrückgeschwindigkeit der Eisfront (siehe Boehrer et al. 2004):

$$u = \frac{f/c}{(f/c)-1}v \qquad (2)$$

Diese Formel gilt für $0 \le f/c < 1$ und ergibt natürlich kein Wachstum für *f/c* = 0 und eine Annäherung an Unendlich für $f/c \to 1$ (siehe Abb. 4). Interessanterweise lassen eine Eisbedeckung von 50 % (*f* = 0.5) und ein Verdichtungsfaktor von *c* = 1 (*f/c* = 0.5), d. h. Fortschreiten ohne Verdichtung, die Eisdecke mit derselben Geschwindigkeit flussaufwärts wachsen wie der Fluss abwärts strömt. Mit einer Aufschlüsselung des Verdichtungsfaktors *c* in empirische Werte kann die Formel (2) in Beltaos (1985) gefunden werden.

Beobachtungen

Vom 24. Dezember 1996 bis zur Bildung der geschlossenen Eisdecke wurden im gesamten Beobachtungsbereich von Barby bis Neu Darchau Eisschollen gemeldet (siehe Tabelle 1 und Abbildung 5). Der Bedeckungsgrad durch das Eis erhöhte sich über die ersten beiden Tage, aber vom 28. Dezember 1996 kann von einer durchgehenden Bedeckung von 40 % (f = 0.4) ausgegangen werden, wie durch visuelle Inspektion bestätigt werden konnte. Die geschlossene Eisdecke begann am Wehr in Geesthacht (km 586). Da gleich bleibende Eisbedingungen erst nach dem 28. Dezember 1996 angenommen werden können, wurden nur Daten oberhalb von Neu Darchau in die Validierung der theoretischen Betrachtungen aufgenommen, wo sich am 1. Januar 1997 eine geschlossene Eisdecke gebildet hatte (Tabelle 1). Die geschlossene Eisdecke wuchs flussaufwärts an den gelisteten Messpunkten in Tabelle 1 vorbei und hatte 6 Tage später die Messstelle Barby bei km 295.5 erreicht (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, 1999a, b). Eine Strecke von 241 km in 6 Tagen entspricht einer Geschwindigkeit von u = -0.47 m/s.

Tabelle 1: Ausschnitt der Eisbedingungen auf der Elbe im Winter 1996/97 (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch1999a,b)

Beobachtungs-Stelle	Lage	Erster Tag mit Treibeis	Erster Tag Eisdecke	Letzter Tag mit Eisdecke
Geesthacht Wehr	586 km			
Neu Darchau	536.5 km	24 Dez 1996	1 Jan 1997	17 Jan 1997
Wittenberge	454.6 km	24 Dez 1996	3 Jan 1997	26 Jan 1997
Tangermünde	388.2 km	24 Dez 1996	4 Jan 1997	30 Jan 1997
Magdeburg	326.6 km	24 Dez 1996	5 Jan 1997	28 Jan 1997
Barby	295.5 km	23 Dez 1996	7 Jan 1997	25 Jan 1997

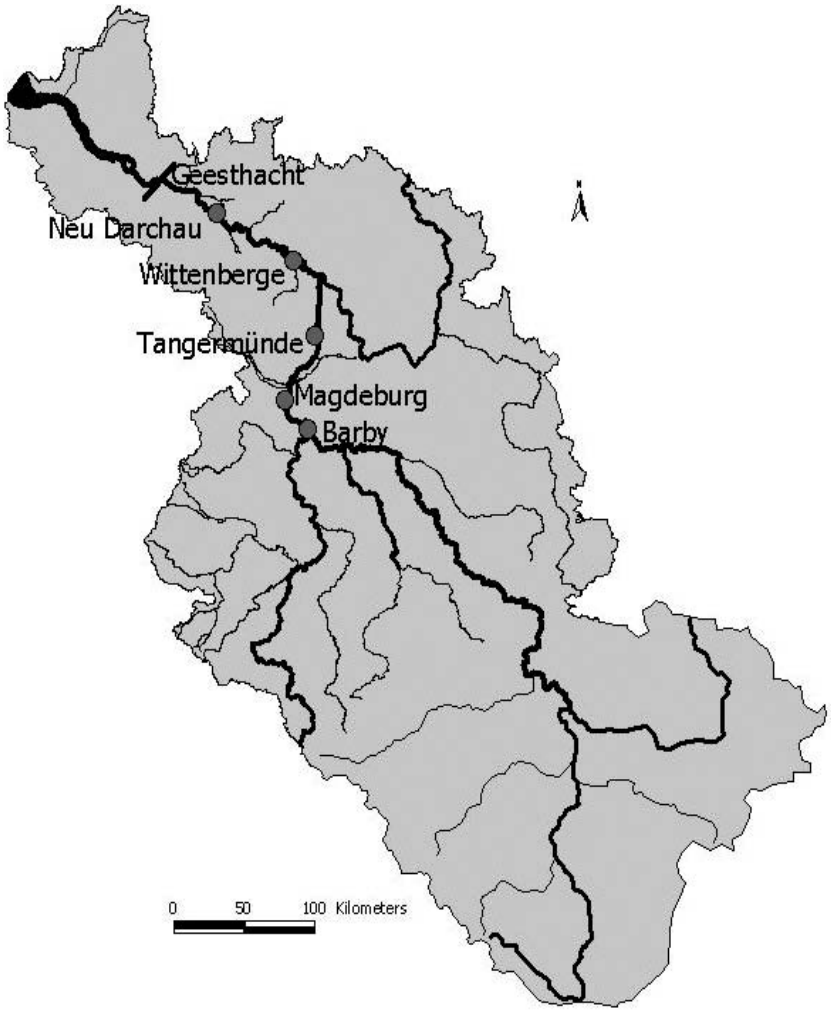


Abbildung 5: Elbe und ihr Einzugsgebiet. Links oben (Nordwest) ist die von den Gezeiten beeinflusste Trichtermündung in die Nordsee zu sehen. Entlang des Flusses ist das Wehr in Geesthacht durch einen Balken und die Beobachtungsstellen (siehe Tabelle 1) durch Kreise markiert.

Validierung und Diskussion

Durch Auflösen der Gleichung 1 nach dem Verdichtungsfaktor schließen wir:

$$c = -f\,\frac{v-u}{u} \qquad (3)$$

Die Fließgeschwindigkeit der Elbe beträgt bei Mittelwasser ungefähr 1m/s (Spott et al. 1995), im untersten Bereich des betrachteten Abschnitts vielleicht auch etwas kleiner. Das beobachtete Wachsen der Eisfront mit Geschwindigkeit u ($u < 0$) wird aus den ersten Tagen der geschlossenen Eisdecke an den Messstationen entlang der Elbe geschlossen und die Eisbedeckung f von visuellen Inspektionen in Magdeburg (siehe oben). Innerhalb des Beobachtungsgebiets zwischen Neu Darchau und Barby können die Werte für die Eisbedeckung und Fließgeschwindigkeit innerhalb der berücksichtigten Genauigkeit des Tests als konstant angenommen werden (siehe unten).

Durch Einsetzen der Beobachtungen in Gleichung 3 erhält man $c = 1.27 \pm 0.2$. Das bedeutet, dass der Fluss völlig mit Eis bedeckt war und 27 % der Oberfläche im Schnitt eine doppelte Überdeckung aufwiesen. Die Genauigkeit wird aus der relativen Genauigkeit von 15 % für u und v, und 10 % für f geschlossen. Dieses Ergebnis stimmt sehr gut mit der Beobachtung überein. Höhere Verdichtungsfaktoren, d. h. mehrfache Überdeckung durch Eisschollen, wie sie auf anderen Flüssen beobachtet werden, wurden 1996/97 auf der Elbe nicht registriert. In anderen Jahren mit Treibeis war das Vorrücken der Eisfront viel langsamer. Effekte die nicht in der theoretischen Herleitung berücksichtigt wurden, z. B. Schmelzen von Eis, spielten dann eine entscheidende Rolle. Für solche Fälle kann die hergeleitete Vorrückgeschwindigkeit (Gleichung 2) unter der Annahme $c = 1$ als obere Grenze genutzt werden.

Zitierte Literatur

Ashton, G. D., 1986, River and lake ice engineering. Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA.

Beltaos 1985, River ice jams. Water Resources Publications. Highlands Ranch, Colorado, USA.

Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 1997, (1.11.1996-31.12.1997) Elbegebiet Teil I, (1999a), Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Germany.

Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 1997, (1.11.1996-31.12.1997), Elbegebiet Teil III, (1999b), Freie und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Strom- und Hafenbau Hamburg, Germany.

Boehrer B., Tibke M. and Suhr U., 2004, Frontal progression of a juxtaposed ice cover on the Elbe river, J. Hydrology, 288, 258-263

Guhr, H., Desortova, B., Spott, D., Bormki, G., Karrasch, B. und Baborowski, M., 1998. Nährstoffangebot und Chlorophyllentwicklung in der Elbe. Vom Wasser, 91, 195-205, WILEY-VCH Verlag.

Guhr, H., Karrasch, B. and Spott, D., 2000. Shifts in the Processes of Oxigen and Nutrient Balances in the River Elbe since the Transformation of the Economic Structure. Acta hydrochim. hydrobiol. 28, 155-161.

Spott, D., Baborowski, M., Günther, G., Karrasch, B., Kopf, G., Rybaczok, P., Suhr, U. und Guhr, H., 1995. Bericht über Untersuchungen zur Tagesfließstrecke der Elbe von Hohenwarthe bis Dom Mühlenholz 1993/94. UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, Germany.

Lianwu, Liu and Hung, Tao Shen, 2000. Numerical simulation of river ice control with booms. U. S. army corps of engineers NTIS, Springfield VA, USA.

Michel, B., 1971. Winter regime of rivers and lakes. Cold regions research and engineering laboratory. Corps of engineers, U. S. Army, Hanover; New Hampshire, USA.

Michel B., 1984. Comparison of field data with theories on ice cover progression in large rivers. Can. J. Civ. Eng. 11, 798-814.

Osterkamp, T. E. and Gosink, J. P., 1983. Frazil ice formation and ice cover development in interior Alaska streams. Cold regions Science and Technology 8, 43-56.

Santeford, H. S., 1990. Formation and growth of river ice, 469-483. In: Ryan, W. L. and Crissman, R. D.: Cold regions Hydrology and Hydraulics, ASCE, New York.

FISCHEREIBIOLOGIE

DÖRNER, H., ECKMANN, R., HAERTEL-BOHRER, S. S., HÖLKER, F., SCHULZE, T. & MEHNER, T.: Habitatnutzung und Aktivität einer planktivoren Fischgemeinschaft in Reaktion auf des Auftreten eines neuen Räubertyps

SCHULZE, S. & SCHIRMER, M.: Die Wiederentdeckung der Finte in der Unterweser

SCHWAHN, J.: The fish community of a West African savannah biome during the rainy season

Habitatnutzung und Aktivität einer planktivoren Fischgemeinschaft in Reaktion auf das Auftreten eines neuen Räubertyps

Hendrik Dörner[1], Rainer Eckmann[2], Susanne S. Haertel-Bohrer[2], Franz Hölker[1], Torsten Schulze[1] & Thomas Mehner[1]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Abteilung Biologie und Ökologie der Fische, Müggelseedamm 310, D-12561 Berlin; e-mail: doerner@igb-berlin.de,

[2] Universität Konstanz, Limnologisches Institut, , D-78457 Konstanz

Keywords: Prädation, Zander, Plötze, Räuber-Beute-Interaktionen

Einleitung

Raubfische können die Dichte ihrer Beutefischpopulationen durch Fraßdruck verändern, aber auch sogenannte eigenschaftsabhängige (*trait mediated*) Effekte auslösen, wie z.B. die Induzierung von Änderungen in Habitatnutzung und Aktivität ihrer potentiellen Beutefische (Hölker & Mehner, in press). Um solche Effekte zu untersuchen, wurden im Großen Vätersee (Brandenburg) pelagische nacht-aktive Raubfische eingeführt. Der See wies vor dem Besatz hauptsächlich Barsch (*Perca fluviatilis* L.) und Hecht (*Esox lucius* L.) als Raubfische auf. Vor und nach dem Zanderbesatz (*Sander lucioperca* (L.)) wurde die Habitatwahl und Aktivität von kleinen (6 - 15 cm) Plötzen (*Rutilus rutilus* (L.)), Barschen, Ukelei (*Alburnus alburnus* (L.)) und Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)) untersucht. Durch den Vergleich von Habitatwahl und Aktivität der Fische vor (1997/98) und nach dem Zanderbesatz (2001/02), wurde die ökosystemare Reaktion untersucht. In diesem Manuskript werden erste Ergebnisse bzgl. des Einflusses des Zanderbesatzes auf die Ökologie der potentiellen Beutefischpopulationen gezeigt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Große Vätersee (12 ha, max. Tiefe 11.5 m, mittlere Tiefe 5.2 m) ist ein meso- bis eutropher See ca. 70 km nordöstlich von Berlin (53 ° 00 ’N; 13 ° 33 ’E). Eine genauere Beschreibung des Untersuchungsgewässers geben Kasprzak et al. (2000). In den Jahren 1997 und 1998 waren Plötze und Barsch die dominanten Fischarten (Haertel et al., 2002). Hechte und große Barsche waren die wichtigsten Raubfische (Haertel et al., 2002).

F*ischereiliche Probenahme*

Die Ergebnisse der Manipulationsphase seit 2001 wurden mit den Ergebnissen aus der Prämanipulationsphase 1997/98 verglichen, wobei weitgehend auf identische Untersuchungsmethoden zurückgegriffen werden konnten. Die diurnale Habitatnutzung und Aktivität von Plötze, Barsch, Rotfeder und Ukelei (6 - 16 cm Totallänge) basiert auf monatlich von Mai bis September 2001/02 gestellte Kiemennetze der Maschenweiten 8-15 mm. Da Kiemennetze passive Fanggeräte darstel-

len, können die CPUEs (*catch per unit effort*) als Maß für die Aktivität der Fische betrachtet werden. Das Litoral wurde beprobt, indem die Netze rechtwinklig zur Uferlinie gestellt wurden. Die Befischung des Pelagials erfolgte mit 6 m tiefen Schwimmnetzen. Die Netze wurden tagsüber (10 - 12 Uhr) und nach der Abenddämmerung jeweils für 2 Stunden gestellt. Im Frühjahr 2002 wurden die Abundanzen von Plötze, Barsch und Rotfeder durch multiple Markierungs-Wiederfang Aktionen bestimmt. Abundanzschätzungen für den Ukelei wurden im Jahr 2002 mittels nächtlicher Ringwadenbefischungen durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Abundanz der Plötze war 1998 um den Faktor 1,65 höher als in 2002, die der Rotfeder um den Faktor 5,85 (Abundanz Plötze: 1998 = 3566, 2002 = 2161; Rotfeder: 1998 = 199, 2002 = 34 Ind. ha-1). Dagegen nahm die Abundanz des kleinen Barsches um den Faktor 1,36 zu (1998 = 1304, 2002 = 1775 Ind. ha-1) (Abb. 1).

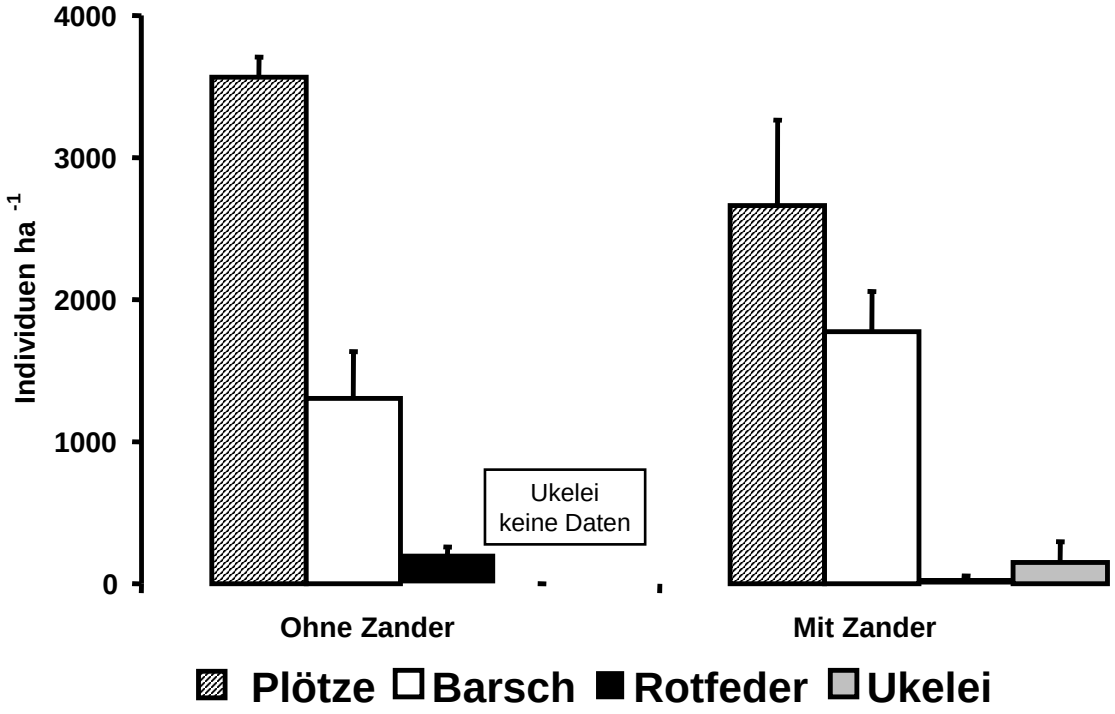


Abb. 1: Abundanzen der potentiellen Beutefischarten im Großen Vätersee vor und nach dem Besatz mit pelagischen nachtaktiven Zandern

Vor dem Zanderbesatz hielten sich die Plötzen am Tag ausschließlich im Litoral auf und nutzten während der Nacht das Pelagial. Dieses Muster änderte sich nach dem Zanderbesatz. Hier zeigten die Plötzen eine leichte Verschiebung zu einer stärkeren Nutzung des Pelagials am Tag, während nachts ein signifikant geringerer Anteil der Plötzenpopulation das Pelagial nutzte (Abb. 2). Barsche hielten sich in beiden Phasen des Experiments überwiegend tagsüber im Litoral auf. Nach dem Zanderbesatz wurden nachts nahezu keine Barsche mehr mit den Stellnetzen gefangen (n = 2). Ein signifikant höherer Anteil der Ukeleipopulation nutzte nach dem Zanderbesatz das Pelagial am Tage. Auch nachts tendierten die Ukelei zu einer verstärkten Nutzung des Pelagials. Die Rotfeder zeigte keine Veränderung in der diurnalen Habitatnutzung in Reaktion auf den Zanderbesatz.

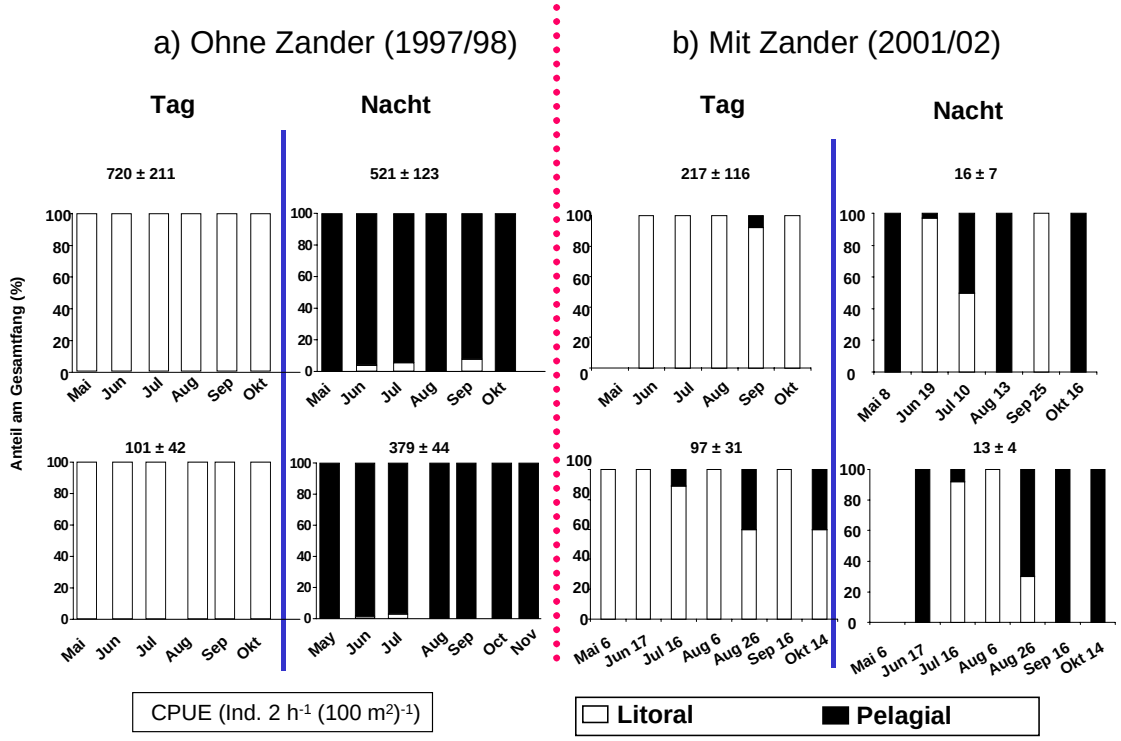


Abb. 2: Diurnale Habitatnutzung der Plötzen (6 – 16 cm TL) im Großen Vätersee vor und nach dem Besatz mit nachtaktiven pelagischen Zandern

Die Aktivität der Plötzen am Tag im Pelagial war nach dem Zanderbesatz erhöht, während nachts eine drastisch verringerte pelagische Aktivität festgestellt wurde (Tab. 1). Die Aktivität der Barsche am Tag unterschied sich nicht während der beiden Phasen. Schon vor dem Zanderbesatz waren die Barsche nachts deutlich weniger aktiv als am Tage. Dieses Muster verstärkte sich nach dem Zanderbesatz, als keine Aktivität mehr festgestellt wurde. Die Rotfedern zeigten keine Veränderung ihres diurnalen Aktivitätsmusters in Reaktion auf den Zanderbesatz. Da für die Ukelei keine Abundanzwerte aus der Phase vor dem Zanderbesatz vorliegen, war die Bestimmung von Aktivitätsunterschieden nicht möglich.

Die vier untersuchten Arten zeigten starke Unterschiede in ihrer Reaktion auf das Auftreten des neuen Typs eines nachtaktiven pelagischen Räubers. Flexible Reaktionen zeigten Plötze und Ukelei. Zwar nutzte der überwiegende Teil der nachts aktiven Plötzen nach dem Zanderbesatz nach wie vor das Pelagial, doch war die Zahl der überhaupt noch aktiven Tiere wesentlich geringer als vorher (CPUE vor dem Zanderbesatz: 436; CPUE nach dem Zanderbesatz: 8). Der Ukelei zeigte als einzige Art eine verstärkte diurnale pelagische Aktivität nach dem Zanderbesatz. Anscheinend nutzten sie als obligat auf Zooplankton und Anflug angewiesene Art die nächtliche Abwesenheit der Plötzen. Da sie in wesentlich geringerer Abundanz als Plötze und Barsch vorhanden waren, unterlagen sie sicher auch einem geringeren Prädationsrisiko durch die Zander. Die Barsche zeigten eine deutliche Verstärkung ihres schon vorher gezeigten Aktivitätsmusters (tags aktiv – nachts verringerte Aktivität) hin zu einer totalen nächtlichen Inaktivität. Die Rotfedern zeigten keine Reaktionen auf

den Zanderbesatz, was durch ihre geringe Abundanz und durch ihr morphologisch bedingtes geringes Prädationsrisiko (hohe Körperform) durch den Zander erklärt werden kann.

Tab. 1: Unterschiede in der Aktivität von kleinen (6 - 15 cm) Plötzen, Barschen und Rotfedern basierend auf normierten CPUEs, um Effekte von Abundanzunterschieden auszugleichen (0 = n. s., - = Abnahme, + = Anstieg).

	Tag		Nacht	
	Litoral	Pelagial	Litoral	Pelagial
Plötze	0	+	0	- - -
Barsch	0	0	- - -	-
Rotfeder	0	0	0	0

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In diesem Projekt sollten die Auswirkungen des Besatzes mit einem neuen Räubertyp (Zander: dämmerungsaktiv, pelagisch) auf die Fischgemeinschaft in einem kleinen mesotrophen See über zwei Jahre untersucht werden. Als Vergleich dienten weitgehend identische Untersuchungen während der zweijährigen Prämanipulationsphase. Die planktivoren Fische (Plötze, kleiner Barsch, Ukelei, Rotfeder) zeigten indirekte, verhaltensabhängige Effekte. Plötzen schränkten ihre nächtlichen Wanderungen vom Litoral ins Pelagial ein, und konsumierten daher weniger pelagisches Zooplankton. Kleine Barsche reduzierten ihre nächtliche Aktivität nahezu vollständig. Die Störung des Systems durch Zanderbesatz führte also zu einer deutlichen Veränderung der zeitlichen und räumlichen Fischartenverteilung und Aktivitätsmuster, deren weitere Auswirkungen auf die pelagische Nahrungskette und in Bezug auf die längerfristige Stabilität der Veränderungen noch zu untersuchen sind.

Danksagung

Diese Studie wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert (DFG Projekte: EC 146/2-1+2 und ME 1686/4-1+2). Wir danken den Mitgliedern der Abteilung Biologie und Ökologie der Fische, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin für ihre tatkräftige Unterstützung bei der Feldarbeit.

Literatur

Haertel, S., Baade, U., and Eckmann, R.: No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. 2002. Limnologica 32, 1-13.

Hölker, F. & Mehner, T. (2005): Simulation of trait-mediated and density-mediated indirect effects of piscivorous predators on a lake food web. Basic and Applied Ecology, in press.

Kasprzak, P. Gervais, F., Adrian, R., Weiler, W., Radke, R., Jäger, I., Riest, S., Siedel, U., Schneider, B., Böhme, M., Eckmann, R. & Walz, N. (2000): Trophic characterisation, pelagic food web structure and comparison of two mesotrophic lakes in Brandenburg (Germany). Internat. Rev. Hydrobiol. 85, 167-189.

Die Wiederentdeckung der Finte in der Unterweser

Sandra Schulze[1], *Michael Schirmer*[2]

Universität Bremen, FB2, Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Celsiusstr., D-28359 Bremen, [1] san.schu@web.de, [2] schi@uni-bremen.de

Keywords: *Alosa fallax*, Unterweser, FFH, Wanderverhalten, Laichgeschehen, Populationscharakteristik

Einleitung

Das Vorkommen der als stark gefährdet eingestuften FFH-Art Finte (*Alosa fallax*, Lacépède, 1803) gewann vor dem Hintergrund geplanter Bauvorhaben in der Unterweser und durch ihren Schutzstatus nach der FFH-Richtlinie neue Relevanz. Die in der Unterweser nahezu erloschenen Bestände scheinen sich in den letzten Jahren zu erholen, was durch Aussagen von Berufsfischern sowie durch eigene Daten gestützt wird. Demzufolge wandern die Finten seit etwa 10 Jahren vermehrt in die Weser ein. Es fehlen jedoch verlässliche Daten zur Populationsdynamik und Biologie dieser Art in der Weser. Um diese Lücke zu schließen wurden im Frühjahr und Sommer 2004 umfangreiche Untersuchungen durchgeführt.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet war die tidebeeinflusste Unterweser (Abb. 1 links). In der Zeit vom 29.04.2004 bis zum 13.08.2004 wurden 49 Fänge des Hamenkutters „Margrit“ (Fischer U. Willig, Bremerhaven) ausgewertet. Der eingesetzte Hamen ist 17 m breit und 9 m tief (153 m^2 Öffnungsfläche) und hat eine Maschenweite im Steert von 6 mm. Pro Tidephase betrug die mittlere Fangdauer ca. 3 Stunden.

Es gelangten ca. 500 adulte und 500 einjährige Finten zur Untersuchung, welche gleich an Bord ausgewertet wurden. Bei den 500 Adulten wurde jeweils Länge, Gewicht, Geschlecht, Laichzustand und Mageninhalt ermittelt. Die Längenmessung erfolgte auf 1 cm below (Totallänge). Gewogen wurden die Tiere mit Hilfe einer Küchenwaage (Feuchtgewicht). Der Laichzustand wurde anhand der Reife der Geschlechtsprodukte bestimmt und je nach Zustand in 3 verschiedene Kategorien eingeteilt: „nicht fließend“, „fließend“ und „abgelaicht“. Der Magen wurde geöffnet, der Füllungsgrad sowie der Inhalt in verschiedene Kategorien eingeteilt. Der Füllungsgrad des Magens wurde in „leer“, „gefüllt“ und „sehr voll“ gegliedert. Der Inhalt des Magens teilte sich in 6 Kategorien, welche der Tabelle 1 zu entnehmen sind. Zudem wurden zur Artabgrenzung der nah verwandten Art *Alosa alosa* (Alse, Maifisch) von etwa 400 adulten Finten die Kiemenreusendornen des ersten Kiemenbogens gezählt. Die Zählung erfolgte am herauspräparierten Kiemenbogen. Dabei wurden alle Kiemenreusenfortsätze berücksichtigt. Darüber hinaus wurden die 500 einjährigen Finten gemessen und gewogen, wovon bei ca. 60 Tieren die Kiemenreusendornen gezählt wurden.

Um die Laichaktivität festzustellen, wurden nächtliche Lauschfahrten auf der Weser unternommen. Zusätzliche Temperaturmessdaten werden von den Stahlwerken Bremen zur Verfügung gestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Jahr 2004 wurden adulte Finten auf ihrer frühjährlichen anadromen Laichwanderung sowie einjährige Finten zahlreich in der Unterweser zwischen Weser-km 46 und 20 nachgewiesen (siehe Abb. 1 links und rechts).

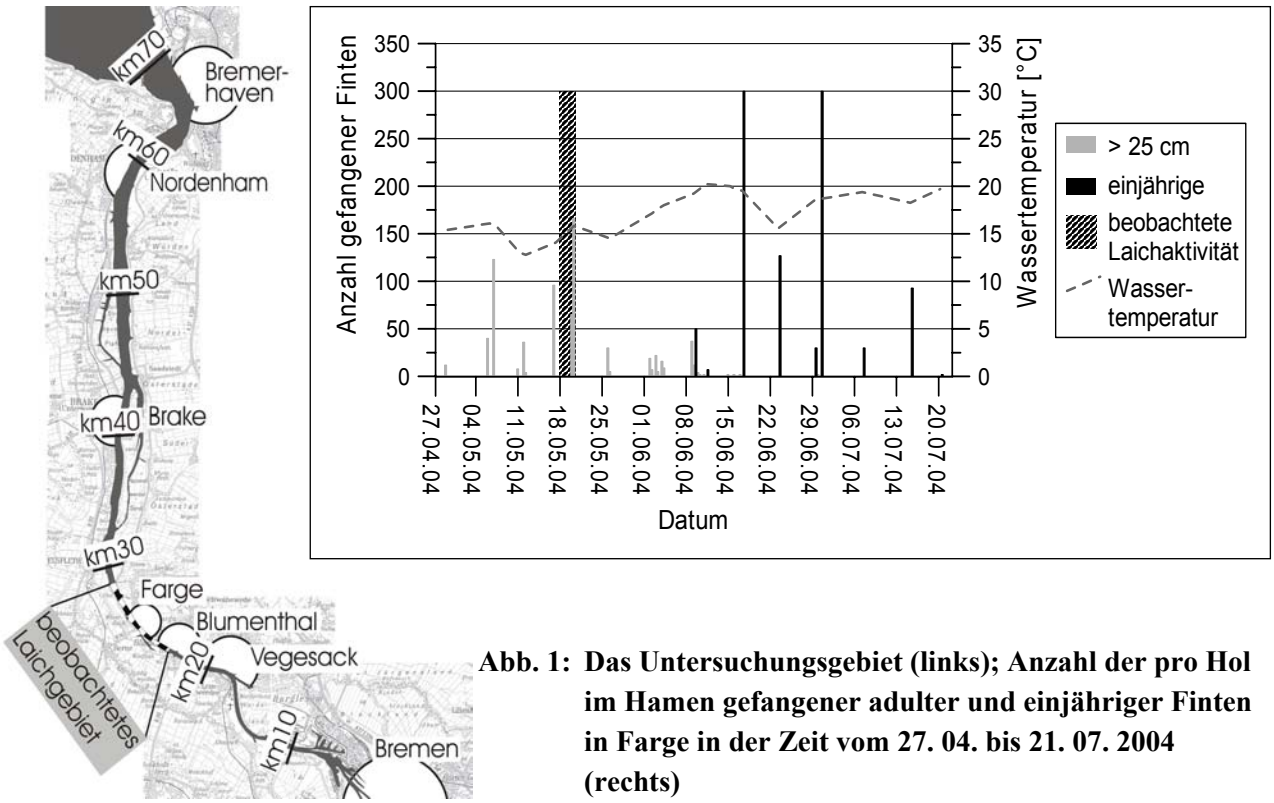


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet (links); Anzahl der pro Hol im Hamen gefangener adulter und einjähriger Finten in Farge in der Zeit vom 27. 04. bis 21. 07. 2004 (rechts)

Im Weiteren werden beispielhaft die Fangergebnisse des Fangortes Farge (km 28/29) dargestellt. Die Abbildung 1 (rechts) zeigt die Anzahl der gefangenen Laichfische vom 27. 04. - 01. 07. 2004. Nach Abwanderung der adulten Tiere traten die einjährigen Finten zahlreich in Erscheinung. Sie konnten bis zum 21. 07. 2004 in Farge nachgewiesen werden. Die **Laichtemperatur** lag bei 15°C, wie auch aus anderen Flüssen berichtet wird (Quignard & Douchement 1991; Ehrenbaum 1894). Nach Lage der Fänge und Verlauf der Temperatur scheint es möglich, dass Laichaktivitäten auch schon vorher stattgefunden haben (Anfang Mai: 15 °C). Ergänzt und bestätigt wird dies auch durch die Ergebnisse des **Laichzustandes** der einzelnen Tiere (siehe Abb. 2).

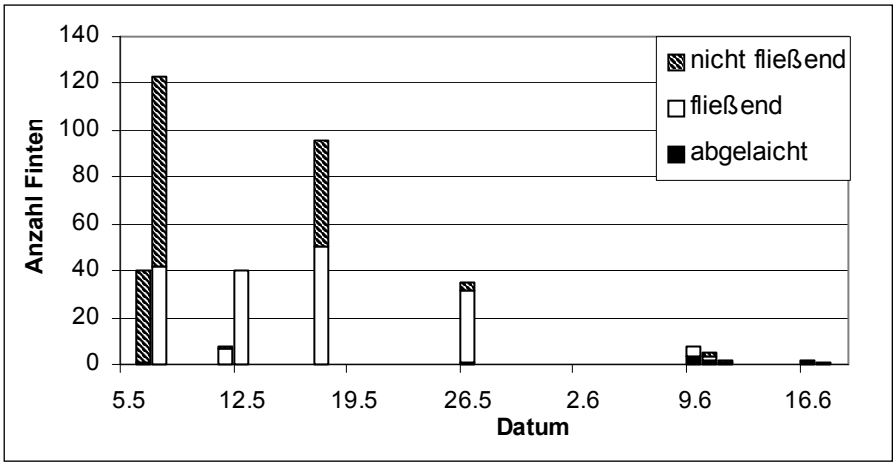


Abb. 2: Der Laichzustand der adulten Finten vom 05. 05. - 17. 06. 2004 für die Station Farge, n = 360

Durch die Reife der Geschlechtsprodukte lässt sich demnach der **Laichzeitraum** für den Ort Farge von Anfang Mai bis Anfang Juni festlegen. Ab Anfang/Mitte Juni konnten nur noch wenige Tiere in den Fängen nachgewiesen werden, wovon die meisten schon deutlich abgelaicht hatten.

Die **Hauptlaichzeit** konnte aufgrund eigener Beobachtungen auf einen Zeitraum von Mitte Mai bis Ende Mai festgelegt werden (zur Neumondphase). Die Fische laichten ausschließlich nachts im tidebeeinflussten Süßwasserbereich der Weser (Weser-km 29 - 22,5). Weitere Laichaktivitäten weiter flussauf und oder flussab der beobachteten Aktivitäten sind denkbar. Das **Laichgeschehen** fand in der Strommitte an der Wasseroberfläche statt. Es drehten sich jeweils einzelne Tiere laut plätschernd schnell im Kreis und gaben dabei ihre Laichprodukte ins Wasser ab. Anschließend konnten mit Hilfe von Keschern die befruchteten Eier gefangen, erbrütet und eindeutig als Fintenеier bestimmt werden.

Die **Laichwanderung** konnte mittels Hamenfängen nur bis Weser-km 20 (HB-Blumenthal) festgestellt werden. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass Finten noch weiter flussaufwärts gewandert sind, wie ein Reusenfang bei Vegesack (km 18) belegt (siehe Abb. 1 links).

Über die Anzahl der **Kiemenreusendornen** (Krd.) konnte eindeutig die Artzugehörigkeit (*Alosa fallax*) ermittelt werden. Zusätzlich konnte ein Zusammenhang zwischen der Länge der Fische und der Anzahl der Kiemenreusendornen gezeigt werden (Abb. 3 links). Es lässt sich erkennen, dass mit zunehmender Länge die Anzahl der Krd. ansteigt. Die Anzahl der Krd. der Tiere größer als 25 cm variierte zwischen 35 und 44, wobei der Mittelwert bei 39,9 lag. Die einjährigen Finten (Längen von 10 - 22 cm) wiesen eindeutig weniger Krd. auf (siehe Abb. 3 rechts). Damit gehörten alle untersuchten Tiere der Art *Alosa fallax* an. Weder Alsen (*Alosa alosa*) (Kiemenreusendornenanzahlen zwischen 85 und 130) noch Hybride zwischen den beiden Arten (mehr als 60 Krd.) konnten nachgewiesen werden (Quignard & Douchement 1991; Whitehead 1984).

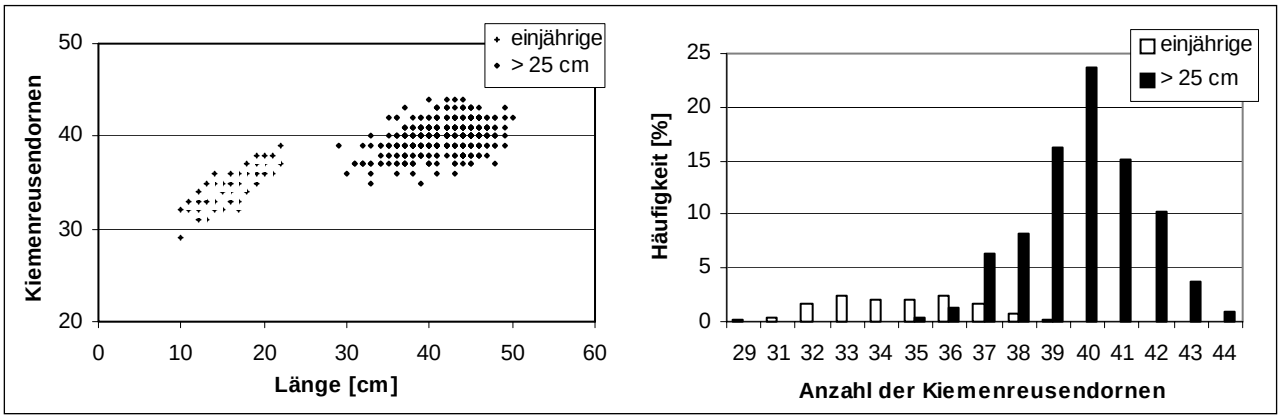


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der Länge und der Anzahl der Kiemenreusendornen bei einjährigen Finten und Tieren > 25 cm (links); Häufigkeit der Anzahl von Kiemenreusendornen bei einjährigen Finten und Tieren > als 25 cm (einjährige: Längen von 10-22 cm, n = 63, > 25 cm: Längen von 27-50 cm, n = 389) (rechts)

Für **Gewicht und Länge** der Tiere ergab sich ein hochsignifikanter Unterschied zwischen den Geschlechtern (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0{,}001$). Für die 293 gefangenen geschlechtsreifen Weibchen variierte das Gewicht zwischen 0,4 und 1,17 kg, der Mittelwert betrug 0,73 kg. Das Gewicht der 184 Männchen lag zwischen 0,17 und 0,64 kg, im Mittel waren sie 0,4 kg schwer. Die Länge der Weibchen lag zwischen 37 und 50 cm (Mittelwert: 43,7 cm). Die Männchen waren deutlich kleiner, sie erreichten Längen von 27 - 42 cm (Mittelwert: 37,5 cm) (siehe Abb. 4).

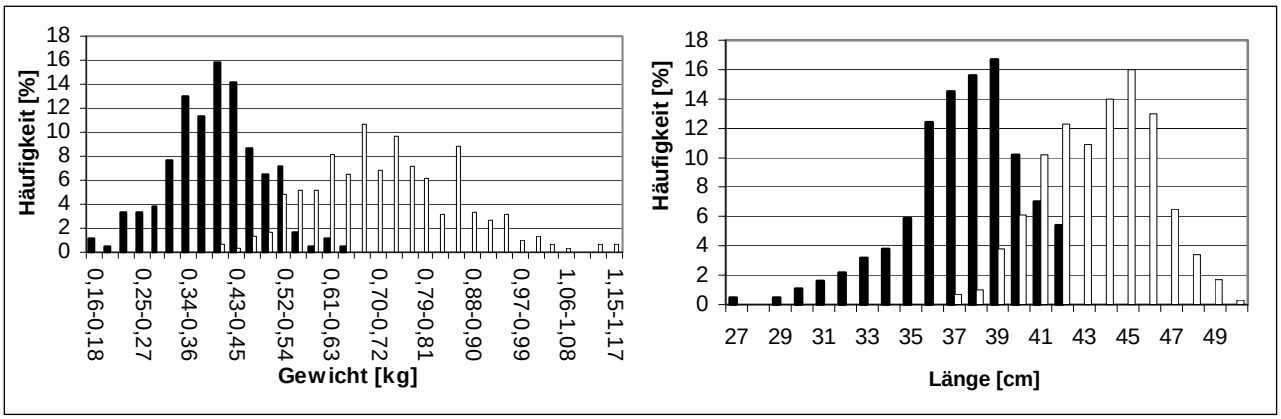


Abb. 4: Gewichtshäufigkeitsverteilung (links) und Längenhäufigkeitsverteilung (rechts) der gefangenen adulten Finten (♂♂ n = 184, schwarze Balken; ♀♀ n = 293, weiße Balken)

Die Ergebnisse der **Mageninhaltsuntersuchungen** waren sehr überraschend. Die häufig in der Literatur zu findende Behauptung, Finten würden während ihres Laichaufstieges keine Nahrung zu sich nehmen (Bracken & Kennedy, 1967; Claridge & Gardner, 1978; Wheeler, 1978), konnte nicht voll bestätigt werden. Auch die Aussage von Quignard & Douchement (1991), die Tiere würden nur bei Aufenthalt im Süßwasser nicht mehr fressen, konnte nicht belegt werden. Nur bei 18% der untersuchten Tiere (n = 443) war der Magen tatsächlich leer. 82 % der untersuchten Mägen waren gefüllt, wovon 12 % sogar sehr voll waren. Der Mageninhalt, unterteilt in die oben genannten Kategorien, wird in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Mageninhalt der untersuchten Fische, eingeteilt in 7 verschiedene Kategorien, n = 443

Kategorie	leer	frische Fischlarven	unbestimmbarer Nahrungsbrei	Nahrungsbrei aus Fischlarven	Stintlarven	Fischlarven und Crustaceen	Crustaceen
Anzahl	79	13	147	36	86	47	35
%	18	3	33	8	19	11	8

Von einigen Autoren werden Zusammenhänge zwischen den Laichzuständen der adulten Finten und ihrer Nahrungsaufnahme beschrieben. Bei Aprahamian (1989) wird zwischen „pre-spawning“, „partially-spawning“ und „post-spawning“ unterschieden. Die Individuen der Kategorie „pre-spawning“ nehmen nach Aprahamian (1989) nur wenig Nahrung auf. 48,3 % der von ihm untersuchten Tiere (n = 60) wiesen einen leeren Magen auf. Die Prozentangaben für leere Mägen an Stationen im Süßwasser lagen sogar noch höher: zwischen 60,0 % und 69,4 %. Erst die Tiere der „post-spawning“ Gruppe ernährten sich wieder aktiv. Diese Angaben lassen sich zum Teil mit denen aus dieser Untersuchung vergleichen, wenn die folgenden Zustände einander zugeordnet werden: „pre-spawning“ = „nicht fließend“, „partially-spawning“ = „fließend“ und „post-spawning“ = „abgelaicht“. Die Abbildung 5 illustriert den Zusammenhang zwischen Laichzustand und Füllungsgrad des Magens in den von uns untersuchten Tieren. Der Trend, dass während und nach dem Laichvorgang („fließend“, „abgelaicht“) die Mägen wesentlich voller sind, lässt sich in der Abbildung 5 gut erkennen. Es wurden keine abgelaichten Tiere mit leerem Magen gefunden. Bezüglich der niedrigen Prozentzahlen für leere Mägen bleibt der Widerspruch zu den genannten Literaturangaben weiterhin bestehen. Im Jahr 2004 nahmen die untersuchten Finten bei ihrer Laichwanderung in der Unterweser mehr Nahrung auf als in den oben genannten Untersuchungen beschrieben wurde. Die Prozentangaben für leere Mägen auch bei nicht fließenden (20,9 %) und fließenden (15,2 %) Tieren sind wesentlich geringer als bei Aprahamian (1989) (siehe Angaben oben).

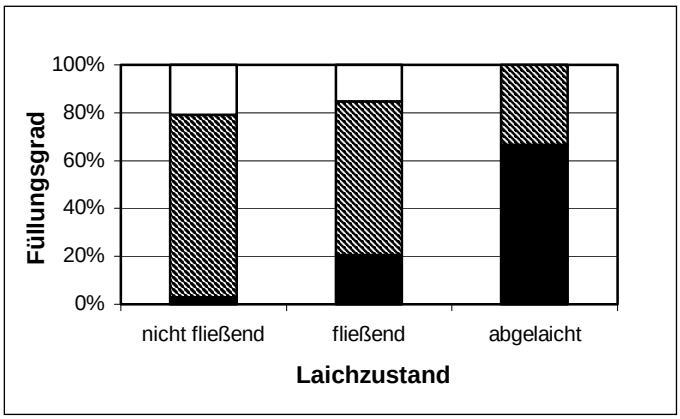


Abb. 5: Zusammenhang zwischen Laichzustand und Füllungsgrad des Magens bei adulten Finten (n=443), Legende: weiß: leerer Magen, gestreift: gefüllter Magen, schwarz: sehr voller Magen

Schlussfolgerung

Die Befunde bestätigen, dass die Unterweser einen funktionierenden und bedeutenden Teillebensraum der Finte darstellt und eine Unterschutzstellung des Weserästuars gemäß FFH-Richtlinie zwingend zu prüfen ist.

Danksagung

Diese Untersuchung fand im Rahmen des von der GPV, Bremen und dem Senator für Bau, Umwelt und Verkehr finanzierten Projektes „A 281: Weserquerung/Wesertunnel – Betroffenheit der Fintenpopulation in der Weser“ statt. Besonderer Dank gilt Ulrich Willig, der neben der Bereitstellung seines Kutters „Margrit“ sehr viel Engagement und Interesse für einen so „unwirtschaftlichen“ Fisch gezeigt hat. Wir danken weiterhin Dipl. Biol. Rüdiger Droste, den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe „Aquatische Ökologie“ und Uwe Haesloop für ihre Hilfe bei der Probenahme. Weiterer Dank geht an die Stahlwerke Bremen für die Bereitstellung von Messdaten. Diese Untersuchung ist Teil einer Diplomarbeit.

Literatur

Aprahamian, M. (1989): The diet of juvenile and adult twaite shad *Alosa fallax fallax* (lacépède) from the rivers Severn and Wye (Britain). Hydrobiologia 179: 173-182.

Bracken, J., Kennedy, M. (1967): Notes on some Irish estuarine and inshore fishes. Irish Fisheries Investigations Series B (Marine) 3: 4-8.

Claridge, P.N., Gardner, D.C. (1978): Growth and movements of the twaite shad, *Alosa fallax* (Lacépède), in the Severn Estuary. Journal of Fish Biology 12: 203-211.

Ehrenbaum, E. (1894): Beiträge zur Naturgeschichte einiger Elbfische. Wiss. Meeresunters. Abt. Helgoland Bd.1: 54-63.

Quignard, J.P., Douchement, C. (1991): *Alosa fallax fallax* (Lacepède, 1803). In: Hoechstland, H. (Ed.): The freshwater fishes of Europe Vol. 2: *Clupeidae*. Aula Verlag Wiesbaden: 225-253.

Wheeler, A. (1978): Key to the Fishes of Northern Europe. A guide to the identification of more than 350 species. Frederick Warne: 68-70.

Whitehead, P.J.P. (1984): Clupeidae. In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortonese, E. (Ed.): Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris Vol.1: 268-281.

The fish community of a West African savannah biome during the rainy season

Joachim Schwahn

Arccona – Ecological Consulting, Germany, D-24247 Rodenbek, Dorfstraße 28, js@arccona.com, www.arccona.com

Keywords: Pendjari National Park, Volta, sahelo-sudanian, fish community, temporary waters, flood pulse

Introduction

Pendjari river, which forms a tributary to the Volta, and other mostly temporary waterbodies of Pendjari National Park (PNP) were investigated with respect to their fish fauna during February 2002 (dry season) (Schwahn, 2003) and October 2003 (rainy season). Selected physico-chemical parameters were measured in order to characterise these habitats.

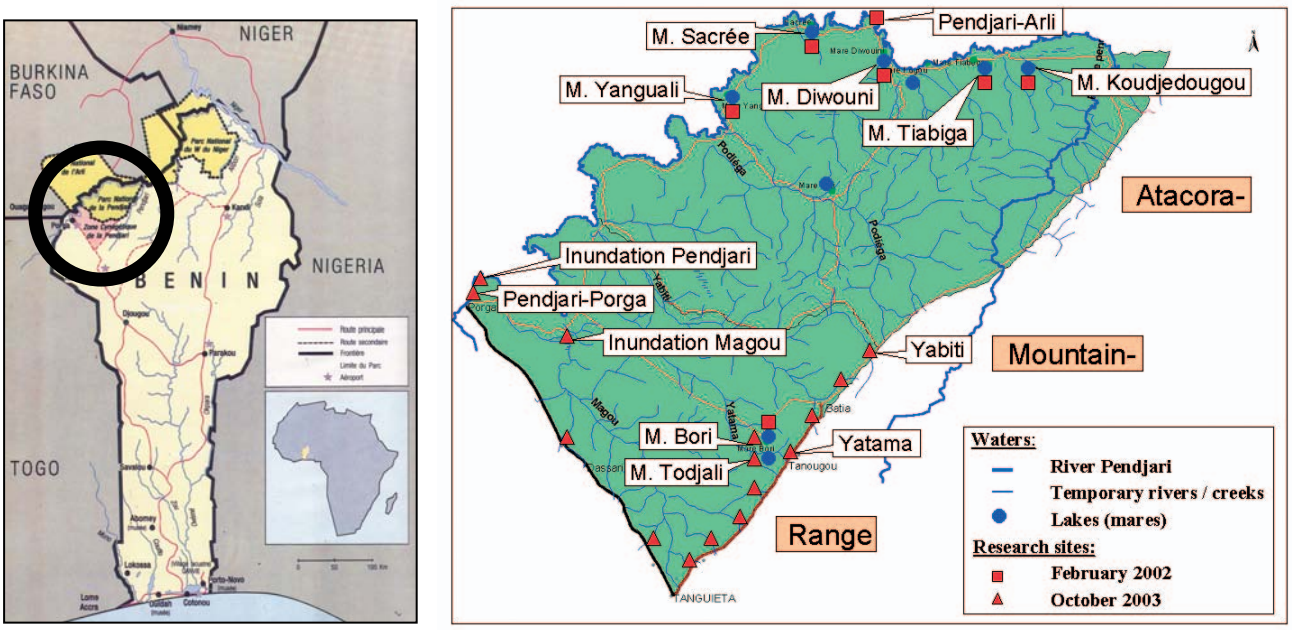


Fig. 1: Situation of the Pendjari National Park in Benin (Western Africa) with points of research

Materials and methods

In the rainy season the focus of the investigation was layed upon the small, seasonal species, which inhabit the temporary ponds, watercourses and inundations. A 15 m long gill net (mesh-size: 1,5/10 cm), two 9 m long weirs (mesh-size: 1,7/1,4/1,1 cm) and a landing net (mesh-size 0,4 cm) were used.

Results

Physico-chemical features of the waters

During the rainy season a large part of the surface of PNP is flooded. There is no sharp line seperating rivers, floodplains, mares (large flat lakes) and ponds. The transparency of the waters is much higher than in the dry season. The oxygen content of the mares rich in water vegetation (e.g. Mare Bori, Mare Todjali) is – due to the nocturnal respiration activity of the water plants – extremely low in the morning. The waters are marked in total by a low conductivity. The pH-values are close to neutral and the hardness degrees and nutrient contents are low.

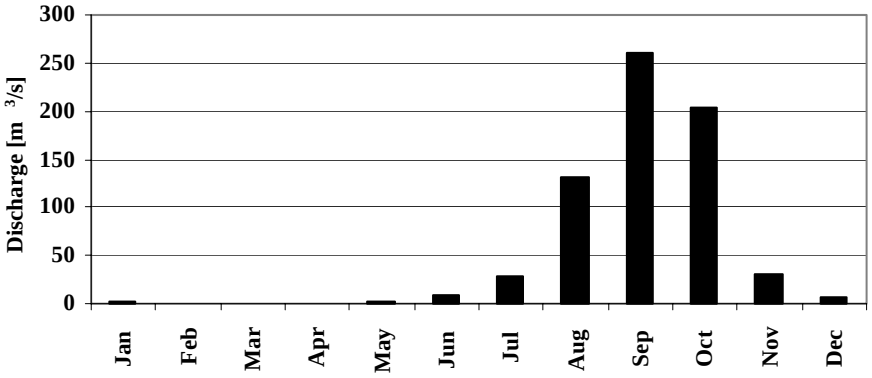


Fig. 2: Mean discharge of the Pendjari river at Porga 1978-1986 (UNESCO)

The fish community during the rainy season

In the rainy season 49 fish species were found. The *Mormyridae* are the family with the largest number of species, followed by the *Cichlidae*, the *Cyprinidae* and the *Cyprinodontidae*. A remarkebly high percentage of the fauna is omnivorous (55 % of total abundance; in the dry season only 13 %), whereas the part of the piscivores/carnivores remains at 23 % (in the dry season: 26 %). There is a strong decrease of detritivores from 17 % of the fish fauna in the dry season to 5 % in the rainy season. Vice versa there is a strong increase of insectivorous species from 5 % in the dry season to 11 % in the rainy season.

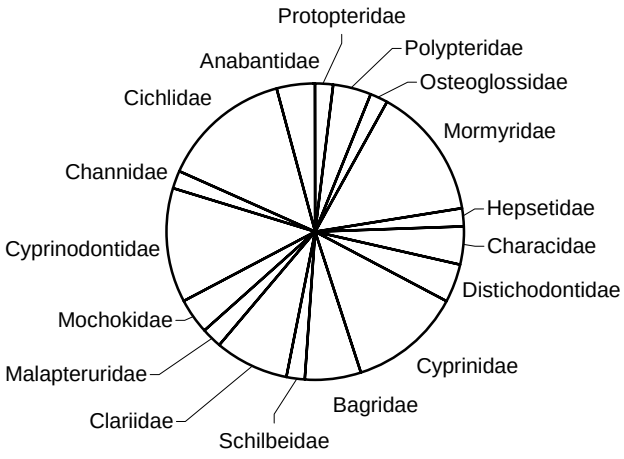


Fig. 3: Part of the fish families on the species spectrum of the whole catch (n = 49) in October 2003

The families most frequently present in the whole catch (fig. 4) are the *Mormyridae* with 27 %, followed by the *Cyprinidae* with 26 %. In each of both cases the high percentage is caused by the abundance of a single species: *Marcusenius senegalensis* for the *Mormyridae* and *Barbus macrops* for the *Cyprinidae* (fig. 5). These two species seem to play an important role in the food web during the rainy season, whereas they are almost disappearing in the dry season. R-selected fish species with short life cycle, fast growth rates and a rapid response to nutrient supply, which migrate in schools and spawn in floodplains, are typical inhabitants of highly seasonal aquatic ecosystems (Lowe-McConnell, 1987).

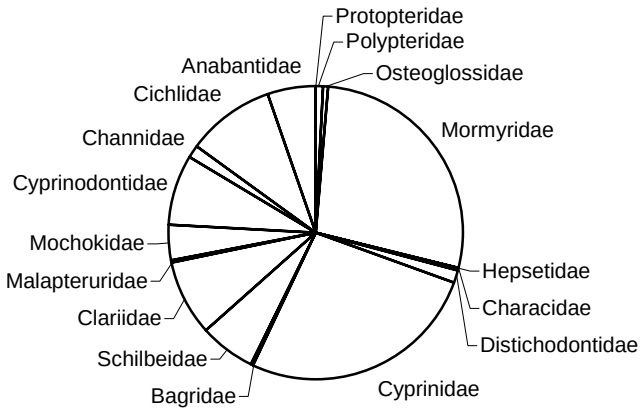


Fig. 4: Part of the fish families on the abundance of the whole catch (n = 1944) in October 2003

Fig. 5: *Barbus macrops* (*Cyprinidae*, left) and *Marcusenius senegalensis* (*Mormyridae*, right), two r-selected fish species, which seem to play an important role in the food web during the rainy season

From the examined waters the inundations are the most species rich habitats (fig. 6), followed by the mares, the temporary rivers and the river Pendjari. In the shallow, early draining creeks and ponds the species number is by far smaller. The habitats with the highest abundance are the mares, followed by the temporary rivers and the inundations. The abundance of the ponds is surprisingly high, whereas the abundance of the river Pendjari is low as well as that of the temporary creeks.

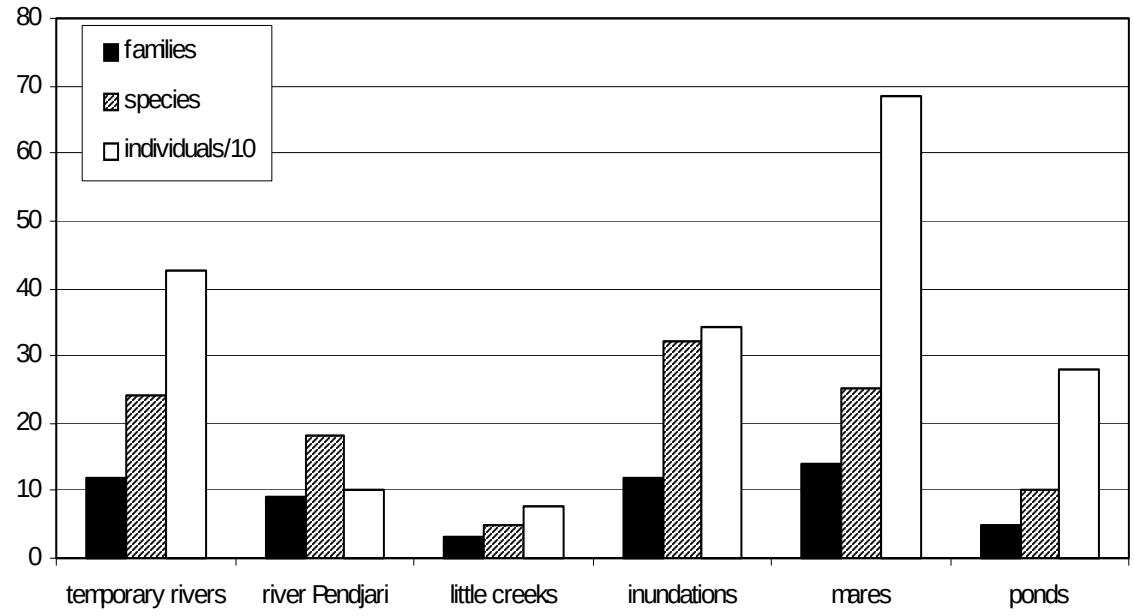


Fig. 6: Number of fish families, species and number of individuals/10 for the aquatic habitats of PNP in October 2003 (rainy season)

Fig. 7: The river Pendjari at Porga with adjacent inundations (left) and Mare Todjali with its rich water vegetation (right)

Discussion and conclusions

The findings of the presented investigation are discussed on the basis of the flood pulse concept (Junk et al., 1989). During the dry season the river channel of the Pendjari as well as the permanent mares are used as a refuge to the fish fauna with the exception of some species, which possess resilient strategies to survive the drought period (lungfish; saison fish). Some families/species show special physiological adaptations to the partially low oxygen content of the waters.

With rising water level in the rainy season the river channel serves mainly as a route for active dispersal. As soon as flooding begins, fish start mass migrations in order to feed and spawn in the floodplains, where the food offer, the spawning possibilities and the protection against predation are more diverse than in the river channel (Welcomme, 1985, 2000; Lowe-McConnell, 1987). When the small floodplain fish migrate back into the main river channel during the falling limb of the hydrograph, they are preyed upon in large quantities by riverine predators. Therefore, floodplains

contribute significantly to the river food web without strong hydrological connectivity. In consequence the management of the river floodplains (e.g. fire management) has a strong influence upon the ecosystem of the river.

Some predator species (e.g. *Lates niloticus*) occur rarer than it could be expected in a pristine river ecosystem. The individuals found in PNP were all below their mature size. According to Welcomme (2000) this is one of several signs, which indicate a fishing-down process. It looks like there is a severe need for a sustainable fishery management in the Pendjari river and its adjacent waterbodies.

Summary

Pendjari river, which forms a tributary to the Volta, and other mostly temporary waterbodies of Pendjari National Park (PNP) were investigated with respect to their fish fauna during February 2002 (dry season) and October 2003 (rainy season). Selected physico-chemical parameters were measured in order to characterise these habitats.

In the rainy season 49 fish species were found (of 78 species in total for PNP). The fish community consists of typical representatives of the sahelo-sudanian zone (Beadle 1981, Paugy et al. 1994), that are marked by specific adaptations to the extreme physico-chemical conditions of their habitats (low oxygen content, high temperature, desiccation, poor light conditions).

In the rainy season the most diverse habitats are the inundations, whereas the highest abundance is achieved in the mares. There is a seasonal change of the feeding regime from a low part of omnivores and insectivores and a high part of detritivores in the dry season to a high part of omnivores and insectivores and a low part of detrivores in the rainy season, whereas the part of the piscivores/carnivores remains almost stable. The findings are discussed on the basis of the flood pulse concept. Some features of the fish community are to be interpreted as an impact of the high fishery pressure even in the protected areas.

References

Beadle, L. C. (1981): The inland waters of tropical Africa. An introduction to tropical limnology. (2nd ed.). Longman, London, New York, 475 pp.

Junk, W. J., Bayley, P. B. and Sparks, R. E. (1989): The Flood Pulse Concept in River-Floodplain-Systems. In: Dodge, D. P. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 110-127.

Lowe-McConnell, R. H. (1987): Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, Cambridge: 382 pp.

Paugy, D., Traoré, K. and Diouf, P. S. (1994): Faune ichtyologique des eaux douces d'Afrique de l'Ouest. In: Teugels, G. et al. (Eds.) (1994): Diversité biologique des poissons des eaux douces et saumâtres d'Afrique. Synthèses géographiques. Ann. Mus. r. Afr. Centr., Zool., 275: 35-66.

Schwahn, J. (2003): Zur Fischfauna des Pendjari-Nationalparks in Benin (Westafrika). DGL-Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003: 766-771.

UNESCO: www.webworld.unesco.org/water/ihp/db/shiklomanov/ part'4/AFRICA/Burkina%20Faso/1hv%.

Welcomme, R. L. (1985): River fisheries. FAO fisheries technical paper 262, Rome: 330 pp.

Welcomme, R. L. (2000): Fish Biodiversity in Floodplains and their Associated Rivers. In: Ghopal, B., Junk, W. J. and Davies, J. A. (Eds.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation – volume 1. Backhuys, Leiden: 61-87.

MAKROZOOBENTHOS

HAYBACH, A., KÖNIG, B. & KOOP, J. H. E.: Funktionelle Aspekte der Makrozoobenthosbesiedlung des Medials großer Flüsse

METTE, N., SINSCH, U. & KOOP, J. H. E.: Die Makrozoobenthos-Biozönosen der Sedimente von Elbe und Neckar

SELLIG, M., POEPPERL, R. & MEYER, E. I.: Makroinvertebraten sandgeprägter Tieflandbäche Norddeutschlands

GERGS, R. & BECKER, G.: Quantitative Analyse der saisonalen Entwicklung von Weidegängern und Periphyton im Längsverlauf eines Mittelgebirgsbaches

SIMON, K., KASCHEK, N. & MEYER, E. I.: Die Süßwassermolluskenfauna der Sandbäche des Landschaftsraums Senne – Eine vergleichende Studie der Besiedlung in unterschiedlich stark beeinträchtigten Gewässern

KUSSEROW, R., MÄHLMANN, J. & SCHRÖTER-BOBSIN, U.: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (Dreissena polymorpha) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor: Bewertung der Projektergebnisse

WACKER, A. & ELERT, E. VON: Grenzschichtphänomene bei der Ansiedlung von Muscheln?

MEYER, E. I., KOCK, C., SPÄNHOFF, B. & MEYER, A.: Wie wichtig sind Antennen? – Experimentelle Untersuchung zur Nahrungsfindung der Larven von Melampophylax mucoreus (Trichoptera, Limnephilidae)

HENSEL, S. & KIEL, E.: Zur Habitatpräferenz aquatischer Makroinvertebraten in Hochmoorrenaturierungsflächen der Esterweger Dose (Papenburg, Niedersachsen)

MARTEN, M.: Revision der DIN 38410, Saprobienindex – Eine kritische Betrachtung aus Sicht von Theorie und Praxis

WETZEL, M. A., LEUCHS, H. & KOOP, J. H. E.: Einfluss unterschiedlicher Fixierungsmethoden auf die Biomassenbestimmung: Kein Unterschied zwischen Ethanol und Formalin

KÖNIG, B.: Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosprobenahmen nach einheitlichen Lebensgemeinschaften

RADY, T.: Vergleich verschiedener Fangmethoden für Imagines aquatischer Insektenarten zur Untersuchung der Besiedelung von Uferstrukturen

FELD, C. K. & ROLAUFFS, P.: Zur Erfordernis der taxonomischen Bereinigung (‚taxonomical adjustment') als Grundlage für den Vergleich von Taxalisten

Funktionelle Aspekte der Makrozoobenthosbesiedlung des Medials großer Flüsse

Dr. Arne Haybach, Dipl.-Phys. Bernd König & Dr. Jochen H. E. Koop

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, D-56068 Koblenz

Keywords: medial, traits, large rivers, functional aspects, substrate stability

Einleitung und Problemstellung

Bis in die Mitte der 1960er Jahre lagen in Mitteleuropa aufgrund methodischer Schwierigkeiten kaum Daten aus den tieferen Mittelzonen des Flussgrundes, dem sog. Medial (Ertlová, 1968) vor; im Unterschied zur Fauna der Uferzone der Flüsse, welche den Pegelschwankungen ausgesetzt sind, dem Ripal. Ertlová und wenig später auch Petrán & Kothé (1975, 1978) stellten dann im Medial an Donau und Rhein eine annähernd gleichartige Makrozoobenthosbesiedlung fest, welche mit zunehmendem Geschiebetransport hauptsächlich von Tubifiziden und Chironomiden dominiert wurde.

Petran (1977) entwickelte aufgrund seiner Ergebnisse einen so g. „*Index der biologischen Instabilität*" des Substrates. Dieser ermöglichte es, anhand einer Makrozoobenthosprobe Aussagen zum qualitativen Ausmaß des Geschiebetransportes zu machen. Diese Information hat auch heute nichts an ihrer Bedeutung eingebüßt, sind doch im Rahmen von Maßnahmen zum Geschiebemanagement häufig Informationen zur zeitlichen Stabilität von Sedimenten an Entnahme- und Umlagerungsstelle notwendig. Im Folgenden sollen anhand der Analyse der biologischen Eigenschaften (Traits) der Biozönosen des lageinstabilen Medials die Charakteristika dieses extremen Lebensraumes benannt werden.

Methodik

An verschiedenen Bundeswasserstraßen werden im Zuge von Makrozoobenthoserhebungen in den letzten 20 Jahren auch Querprofile mittels eines Baggerschiffes der WSV entnommen (Tittizer & Schleuter, 1986), welches quantitatives Arbeiten nahezu unabhängig vom Wasserstand und von den hydrologischen Gegebenheiten am Grund ermöglicht. Das Probenmaterial, das jeweils 1/8 m² Substrat repräsentiert, wird quantitativ entnommen, in 90 % Ethanol konserviert und anschließend im Labor determiniert. Die Probenserien aus verschiedenen Bereichen der Querprofile an Rhein und Elbe mit bekannt stark erosiven Mittellagen wurden anschließend mathematisch auf Datenhomogenität getestet (König, 2002, 2005). Jede Serie repräsentiert dabei zwischen 6 und 33 quantitative Proben eines einheitlichen Lebensraumes.

Um eine gewisse Unabhängigkeit von der in unterschiedlichen Flüssen vorkommenden Makroinvertebratenfauna zu erlangen und um allgemeinere Aussagen zu den Charakteristika des Lebensraumes des Medials zu erhalten, wurden an Proben von Rhein und Elbe entsprechende Untersuchungen mit Hilfe biologischer Artmerkmale (Traits) durchgeführt. Diese biologischen Traits repräsentieren 14 Kategorien mit 64 Merkmalen (Tab. 1), welche im Zusammenhang mit der sog. habitat-template-theory von Southwood (1977, 1988) als potenziell aussagekräftig für

ökologische Fragestellungen angenommen wurden (Townsend & Hildrew, 1994). Zwischenzeitlich durchgeführte praktische Berechnungen mit diesen Traits (z. B. Dolédec & Statzner, 1994, Gayraud et al. 2003, Haybach et al. 2004a, c) bestätigten diese Erwartungen für unterschiedliche ökologische Fragestellungen und dort sind auch weitere Einzelheiten zur Kodierung der Taxa beschrieben.

An Probenserien von Elbe und Rhein wurden nun für die lagestabilen Steine im Seitenbereich (Ripal = S1) und die starker Strömung im Bereich der Gewässermitte ausgesetzten feinkiesigen bis sandigen Substrate (Medial = S3) jeweils die prozentuale Häufigkeitsverteilung der biologischen Traits berechnet. Die Traits wurden anschliessend mit dem Algorithmus des Reziprocal Averaging (RA) von Hill (1974) geordnet (Tab. 2).

Ergebnisse

Die Abfolge der Traits in Tab. 2 entspricht ihrer relativen Lage auf der F1-Achse einer CA; der Algorithmus ist ja bekanntlich derselbe. Der berechnete Eigenwert der ersten Achse, welcher ein Maß für die Stärke der Trennung der Daten entlang dieser Achse ist, ist mit 73 % der Variabilität des gesamten Datensatzes sehr hoch. Dies bedeutet, dass die beiden Lebensräume der lagestabilen Seitenlagen (S1) und des instabilen Medials (S3) entlang der F1-Achse deutlich getrennt werden. Für die Serie S3 sind in Tab. 2 diejenigen Traits hervorgehoben, die nicht nur stark zur Trennung der Proben beitragen, sondern mit mehr als 50 % auch hinsichtlich ihrer Dominanz besonderes Gewicht haben. Die Traits „g2-isolated eggs, l3-deposit feeder, i3-burrowers, h5- high potential of distribution, m1-nutrition detritus < 1mm, k3-body form cylindrical, j3-body flexibility high (> 45°), n1- respiration by tegument“ sind charakteristisch für die Besiedler der instabilen Mittellagen und sind hier auch dominant (> 50 % der korrespondierenden Traitkategorie, vgl. Tab. 1). Für die recht lagestabilen Substrate im Seitenbereich gibt es hingegen keine wirklich typischen Traits. Zwar tragen die traits „e1-lifetime of adults <= 1 day , l4-active filter feeder, b4-number of descendents per lifecycle > 3000, g1- budding regeneration, m6-nutrition plants > 10mm, k1-body form streamlined“ stark zur Trennung der Seitenbereiche bei, mit maximal 10 % in Bezug auf die jeweils korrespondierenden Traitkategorien sind sie aber in den Seitenlagen keinesfalls dominant, werden also nicht durch einseitige Bedingungen positiv selektiert.

Anwendungen

Da es eine besonders charakteristische Kombination von dominanten Eigenschaften für die Besiedlung erodierender Substrate in Fließgewässern gibt, ist es nun möglich auch unbekannte Proben aus verschiedenen Lagen in Flüssen hinsichtlich der Stabilität des Lebensraumes zu prüfen. Proben aus lagestabilen Bereichen werden über die Traits auch dann sicher erkannt, wenn die Substratzusammensetzung ± identisch mit Proben aus instabilen, erodierenden Bereichen sind. Eine solche Kennzeichnung wäre über morphologische Methodik nur nach aufwändigen Messungen zum Geschiebetransport möglich und entsprechend Zeit- und Kostenintensiv.

Diskussion

Die Ergebnisse stehen im Einklang mit den Untersuchungen von Petran & Kothé (1978) und den Vorhersagen nach dem habitat-filter-concept von Southwood (1977, 1988). Bereits 60 Jahre zuvor formulierte Thienemann (1918) im Vorfeld seines 2. Biozönotischen Grundprinzips: „*Je größer die Einseitigkeit in den Lebensbedingungen, um so artenärmer ist die Biocönose, aber um so mehr sind auch die gemeinsamen Charakterzüge bei den Formen, die sie zusammensetzen, vorhanden, d. h. um so gleichförmiger wird sie.*“ Dieses Grundprinzip wird anhand unseres Beispiels in der Biozönose instabiler Mittelagen großer Flüsse klar bestätigt. Für instabile Mittellagen sind nur

hochflexible zur Tegumentatmung befähigte, detritivore, grabende Taxa befähigt und diese Eigenschaften werden hier positiv selektiert.

Umgekehrt gilt für lagestabile Substrate im Seitenbereich, die aus einer Vielzahl unterschiedlicher Substrate, Korngrößen in diversen Wassertiefen bestehen können, das 1. Biozönotische Grundprinzip Thienemanns: „*Je variabler die Lebensbedingungen einer Lebensstätte, um so größer die Artenzahl der zugehörigen Lebensgemeinschaft.*" Bezogen auf die Traits würden wir also a priori eine Vielzahl unterschiedlicher Eigenschaften, die jedoch nicht besonders charakteristisch (dominant) sein müssen, erwarten, da keine besonders einseitigen (harschen) Bedingungen gegeben sind. Auch diese Vorhersage findet ihre quantitative Bestätigung in unserem Datensatz, vgl. Tab. 2 (links unten).

In Erweiterung zu dem von Petran (1977) entwickelten Index der biologischen Instabilität bietet die Verwendung von Traits den Vorteil einer allgemeineren von speziellen Flussbiozönosen unabhängigen, normierten Herangehensweise.

Traits bieten in Schlussfolgerung die Möglichkeit mit Hilfe einer einheitlichen Methodik gezielt ökologische Theorien quantitativ überprüfen zu können. Die Biozönose bildet dabei sozusagen den Raum, in dem die Eigenschaften ihrer zugehörigen Arten „gefiltert" werden. Bereits aus den Thienemann'schen Grundprinzipien folgt, dass nur eine in sich einheitliche Biozönose hinsichtlich der Analyse ihrer Eigenschaften brauchbare Ergebnisse liefern kann. Eine einfache quantitative Definition einer solchen Artengemeinschaft gibt König (2005).

Literatur

Dolédec, S. & Statzner, B. (1994): Theoretical habitat templets, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhône River and its floodplain. Freshwater Biol. 31: 523-538.

Ertlová, E. (1968): Die Mengen des Zoobenthos in den Schottern des Donaumedials. – Arch. Hydrobiol./ Supplement 34 (4): 321-330, Stuttgart.

Gayraud, S., Statzner, B., Bady, P., Haybach, A., Schöll, F., Usseglio-Polatera, P. & M. Bacchi (2003): Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. Freshwater Biol. 48: 2045-2064.

Haybach, A., König, B. & Schöll, F. (2004a): Langzeitveränderungen des Makrozoobenthos am nördlichen Oberrhein im Zeitraum 1986 bis 2000, dargestellt über biologische Artmerkmale (biological traits). – DGL-Tagungsbericht 2003: 473-478.

Haybach, A., König, B., Schöll, F., Schäffer, M., Glötzner, J. & Koop, J. H. E. (2004b): Einfache Methodik zur kleinskaligen Kennzeichnung von Benthoslebensgemeinschaften aus Teillebensräumen in Flüssen mit Hilfe ökologischer Traits. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 48 (3): 126-129.

Haybach, A., Schöll, F., König, B. & Kohmann, F. (2004c): Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers. – Limnologica (Berlin) (im Druck).

Hill, M. O. (1974): Correspondence Analysis: A Neglected Multivariate Method. – Appl. Statist. 23 (3): 340-354.

König, B. (2002): Prüfung von Makrozoobenthosproben auf Einheitlichkeit der Besiedlung – ein einfaches mathematisches Homogenitätskriterium. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 47 (2): 67-70, Koblenz.

König, B. (2005): Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosprobenahmen nach einheitlichen Lebensgemeinschaften. – DGL-Tagungsbericht 2004.

Petran, M. (1977). Ökologische Untersuchungen an Fließgewässern über die Beziehungen zwischen Makrozoobenthos, Substrat und Geschiebebetrieb. – Inaugural-Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität: 158 S., Bonn.

Petran, M. & Kothé, P. (1975): Zusammenhänge zwischen Geschiebetrieb und Benthos in Fließgewässern: 153-162. In: 18. Jahresarbeitstagung der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung, Regensburg.

Petran, M. & Kothé, P. (1978): Influence of bedload transport on the macrozoobenthos of running waters. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 1867-1872, Stuttgart.

Southwood, T. R. E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies? –Journal of Animal Ecology 46: 337-365.

Southwood, T. R. E. (1988): Tactics, strategies and templets – Oikos 52: 3-18.

Thienemann, A. (1918): Lebensgemeinschaft und Lebensraum. – Naturwissenschaftliche Wochenschrift N. F. 17 (20): 282-290.
Tittizer, T. & A. Schleuter (1986): Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme. – Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 30 (5/6): 147-149, Koblenz.
Townsend, C. R. & Hildrew, A. G. (1994): Species traits in relation to a habitat templet for river systems. – Freshwater Biol. 31: 265-275.

Tab. 1: Satz biologischer Merkmale (traits)

A Size [mm]	**B Number of descendants**
a1 - <= 5	**per reproductive cycle**
a2 - > 5-10	b1 - <= 100
a3 - > 10-20	b2 - > 100-1000
a4 - > 20-40	b3 - > 1000-3000
a5 - > 40	b4 - > 3000
C Number of reproductive cycles/a	**D Number of reproductive cycles/Ind.**
c1 - < 1	d1 - 1
c2 - 1	d2 - 2
c3 - >= 2	d3 - > 2
E Life duration of adults	**F Reproductive technique**
e1 - <= 1 day	f1 - single individual
e2 - > 1-10 days	f2 - hermaphrodism
e3 - > 10-30 days	f3 - male and female
e4 - > 30-365days	
e5 - > 365 days	
G Parental care	**H Dissemination potential**
g1 - budding regeneration	**(in the water)**
g2 - isolated eggs	h1 - <= 10 m
g3 - eggs in vegetation	h2 - > 10-100 m
g4 - cemented terrestrial eggs	h3 - > 100-1000 m
g5 - cemented aquatic eggs	h4 - > 1000-10000 m
g6 - ovoviviparity	h5 - > 10000 m
I attachment to substate	**J Body flexibility**
i1 - swimmers (l+i)	j1 - none (< 10°)
i2 - crawlers (l+i)	j2 - low (> 10-45°)
i3 - burrowers (l)	j3 - high (> 45°)
i4 - temporary	
i5 - permanent	
K Body form	**L Feeding habits**
k1 - streamlined (l)	l1 - engulfers
k2 - flattened (l+i)	l2 - shredders (l+i)
k3 - cylindrical (l+i)	l3 - scrapers (l+i)
k4 - spherical (l+i)	l4 - deposit feeders (l)
	l5 - filter-feeders active
	l6 - filter-feeders passiv
	l7 - piercers (l)
M Food	**N respiration (aquatic stage)**
m1 - detritus <= 1 mm	n1 - aquatic (l) (tegument)
m2 - detritus > 1-10 mm	n2 - aquatic (l) (gills)
m3 - detritus > 10 mm	n3 - aquatic (i) (plastron)
m4 - plants <= 1 mm	n4 - aquatic (l) (spiracle)
m5 - plants > 1-10 mm	
m6 - plants > 10 mm	
m7 - animals <= 1 mm	
m8 - animals > 1-10 mm	
m9 - animals > 10 mm	

Tab. 2: Ergebnisse der Berechnungen der Traitverteilungen innerhalb der Biozönosen lagestabiler Seitenbereiche (S1) und lageinstabiler Biozönosen aus Mittellagen von Rhein und Elbe, geordnet nach dem Reziprocal Averaging Algorithmus von Hill (1974). Die charakteristischen Traits für die Serie 3 befinden sich oben rechts, die der Serien S1 unten links. Hervorgehoben sind hochdominante Traits der Serie 3. Legende der Traits siehe Tab. 1.

R1 = Rhein km 360-510 re (1991/92) n = 29; R2 = Rhein km 495,5 li (1998) n = 6; R3 = Rhein km 435-510 mi (1990) n = 8, R4 = Rhein km 495,0 mi (1998) n = 6, E1 = Elbe km 291-386 li (1992/93) n = 33, E3 = Elbe km 291-388 mi (1992/93) n = 30

	S1	S1	S1	S3	S3	S3	Hill (1974)
	R1	R2	E1	E3	R3	R4	RA
g2	15,04	11,99	25,07	52,56	50,26	55,22	100
a5	5,54	3,14	16,97	21,86	20,52	16,19	95,21139846
l3	19,32	29,14	38,36	66,13	60,77	69,56	93,55670744
i3	25,51	25,21	38,92	67,3	61,22	73,26	93,02558383
g3	1,19	0,82	1,83	3,31	2,31	2,54	91,95854613
f1	7,44	6,06	5,77	10,8	5,07	16,62	87,38465982
h5	27,08	27,96	28,16	48,71	48,99	56,16	87,0191887
b3	16,97	11,8	14,88	26,67	18,47	28,74	85,47975213
m1	34,55	37,62	35,35	61,08	59,01	68,1	85,19965449
k3	47,65	45,99	52,64	80,62	76,93	76,06	83,13069129
j3	50,76	44,15	65,98	85,52	77,25	76,06	82,15722496
n1	48,75	46,66	67,77	78,37	75,13	75,94	80,60510047
e2	18,92	18,95	19,4	31,26	24,62	25,66	80,17425137
f2	34,57	25,5	43,97	43,35	47,51	43,24	78,00867566
e5	37,25	27,14	43,48	40,3	49,49	40,71	76,19235082
c3	67,87	71,47	64,44	76,03	82,95	81,88	74,2440173
d3	49,75	39,94	44,4	45,37	62,83	51,5	74,21389093
a4	12,27	12,56	11,59	10,05	16,89	16,08	73,47019791
d1	36,13	47,12	40,65	48,61	34,62	45,53	71,68335677
b1	48,54	59,25	53,18	54,17	52,57	63,39	71,57125033
a2	22,15	21,98	19,9	23,05	18,44	24,46	70,46021637
h1	33,47	35,95	25,15	31,16	29,31	32,39	68,02899896
e3	11,41	13,08	10,36	12,78	6,16	12,47	67,649694
m4	23,93	24,15	18,28	18,38	15,42	19,17	62,22717423
a3	40,14	37,22	39,64	27,67	34,94	25,68	61,91853644
i5	16,81	13,01	9,75	10,79	11,41	9,65	61,66621454
h4	8,03	5,91	13,35	7,23	5,47	5,41	61,07993068
a1	19,91	25,13	11,92	17,38	9,23	17,6	60,85033026
m3	2,83	1,82	5,77	1,97	4,36	1,02	60,81917445
f3	58	68,45	50,28	45,87	47,44	40,15	60,62049519
c2	28,88	27,74	30,85	21,2	17,06	18,1	58,04408575
b2	25,88	23,59	29,51	19,17	23,85	7,89	57,19108937
g5	34,31	44,58	41,23	28,97	24,68	21,13	56,91327752
m8	13,87	7,84	13,07	7,87	6,16	4,51	54,36117622
e4	30,53	38,37	26,46	15,68	19,75	21,18	54,20876704
m2	4,81	6,97	8,51	3,02	5,56	1,69	53,2787709
l1	2,88	5,69	12,12	6,9	0,01	1,41	52,81579606
l5	31,81	20,21	10,1	10,69	11,29	15,86	52,66268573
l6	10,3	10,79	9,83	7,52	5,97	1,98	50,94161731
l2	17,54	22,17	21,64	6,21	16,99	7,75	50,34592087
i1	10,37	8,38	6,46	3,02	3,36	5,73	49,76597789
c1	3,27	0,8	4,73	2,78	0	0,03	49,75973171
k4	17,2	16,91	10,34	5,55	4,29	12,45	49,53263238
n2	50,8	53,35	31,84	21,64	24,88	24,07	49,47828176
j1	23,92	22,16	12,2	7,25	7,7	14,09	48,35426841
g6	43,86	42,63	30,2	14,49	21,8	21,13	48,1803408
h3	15,38	12,14	19,33	7,59	9,07	2,19	47,84335999
k2	34	35,18	36	13,84	18,8	10,69	46,52092285
m9	1,97	3,49	4,92	2,35	0	1,07	46,09297496
m7	12,6	6,27	7,92	4,04	6,52	1,19	45,72176989
i4	12,54	14,29	11,44	6,89	5,64	3,06	45,22136134
j2	25,33	33,71	21,83	7,25	15,07	9,86	42,92121658
i2	34,78	39,13	33,46	12,03	18,38	8,32	41,54953561
l7	13,6	2,37	7,22	2,35	5	1,27	40,80075122
h2	16,07	18,05	14,04	5,34	7,18	3,88	39,90949693
m5	4,54	9,82	5,37	1,32	2,99	2,57	39,78387002
d2	14,13	12,96	14,97	6,04	2,57	2,99	39,66624821
k1	1,16	1,93	1,02	0	0	0,81	35,11429184
m6	0,93	2,06	0,84	0	0	0,72	35,11429184
g1	5,62	0	1,69	0,69	0,97	0	33,33845257
b4	8,63	5,38	2,45	0,01	5,13	0,01	31,07308578
l4	4,58	9,67	0,77	0,23	0,01	2,2	16,97429521
e1	1,9	2,47	0,33	0	0	0	0

Die Makrozoobenthos-Biozönosen der Sedimentevon Elbe und Neckar

Nikolai Mette[1], Ulrich Sinsch[1] & Jochen H. E. Koop[2]

[1] Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universitätsstraße 1, D-56070 Koblenz; post@nmette.de, sinsch@uni-koblenz.de

[2] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U4 Tierökologie, Postfach 200253, D-56002 Koblenz; koop@bafg.de

Keywords: Makrozoobenthos, Meiobenthos, Potamobenthos, Sedimente, Schadstoffbelastung, Korngröße

Einleitung

Die Wechselwirkungen zwischen Sedimentbiozönosen und Substratstruktur und Schadstoffbelastung in den deutschen Bundeswasserstraßen sind bislang nur in Ansätzen bekannt (WACHS, 1967; GERHARDT, 1995; TITTIZER et al., 1991). Ziele des Projektes an ausgewählten Standorten der Elbe und des Neckars sind:

(1) die taxonomische Erfassung des Potamobenthos' (Makro- und Meiozoobenthos),

(2) die Quantifizierung der Abundanzen der einzelnen Arten und

(3) die Identifizierung möglicher Zusammenhänge mit physikalischen und chemischen Kennparametern des besiedelten Substrats.

Hier präsentieren wir erste Ergebnisse der laufenden Untersuchungen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

In den Jahren 2001, 2003 und 2004 wurden an fünf Standorten der Elbe und an drei Standorten des Neckars Sedimentproben genommen. Dabei sollen am Neckar durch wiederholte zweimonatige Beprobung eine zeitliche Varianz und an der Elbe eine Varianz durch unterschiedliche chemisch-physikalische Sedimenteigenschaften der Standorte erfaßt werden.

Die Beprobungsstellen befinden sich an der **Elbe** bei:

km 8,0: Bad Schandau (Bootssteg),

km 83,2: Meißen (Hafeneinfahrt),

km 261,5: Dessau (Einfahrt Leopoldshafen),

km 505,8: Dömitz (Pegelanlage),

km 560,3: Boizenburg (rechtes Ufer),

und am Neckar bei:

km 125,5: Lauffen (Oberwasser Staustufe, Bootssteg)

km 126,5: Lauffen (Oberwasser Staustufe, linkes Ufer)

km 127,5: Lauffen (Oberwasser Staustufe, rechtes Ufer)

Methodik

Pro Standort und Probenahme wurden von einem Boot oder Steg aus mit einem Corer (Innendurchmesser: 6 cm) jeweils drei Sedimentkerne und mit einem Bodengreifer Sediment für die Bestimmung von 36 chemischen Parametern und Kornanalysen genommen. Für die taxonomische Untersuchung wurden die oberen 4 cm der Sedimentkerne (Volumen 113,1 ml) separiert. Mit Hilfe eines Flotationsverfahrens (Zentrifugation in kolloidalem Siliziumdioxid) wurden die Organismen und Detritus von den mineralischen Bestandteilen getrennt. Die Organismen wurden bis zur Bestimmung in 4 % Formaldehyd fixiert. Die Determination der Organismen des Zoobenthos' wurde auf folgende Taxa beschränkt: (1) Crustacea, (2) Insecta, (3) Annelida, (4) Nematoda und (5) Mollusca.

Ergebnisse

1) Vorläufige Artenliste

Zu berücksichtigen ist, daß Chironomidenlarven nicht determiniert wurden und daher in dieser Liste nicht geführt werden. Sie wurden an Elbe und Neckar in teils hoher Abundanz gefunden.

Elbe:

Crustacea (14 Arten): *Alona quadrangularis, Camptocerus rectirostris, Candona candida, Canthocamptus* sp., *Eucypris virens, Gammarus roeseli, Herpetocypris reptans, Iliocryptus acutifrons, Iliocryptus sordidus, Leydigia acanthocercoides, Leydigia leydigii, Macrothrix laticornis, Paracyclops fimbriatus, Pleuroxus uncinatus*

Annelida (4 Arten): *Aulodrilus* sp., *Limnodrilus claparedeanus, Potamothrix* sp., *Tubifex tubifex*

Nematoda (4 Arten): *Ironus* sp., *Mononchus* sp., *Oionchus* sp., *Tripyla* sp.

Mollusca (1 Art): *Pisidium* sp.

Neckar:

Crustacea (7 Arten): *Alona quadrangularis, Candona candida, Chydorus sphaericus, Eucypris virens, Gammarus roeseli, Iliocryptus sordidus, Paracyclops fimbriatus*

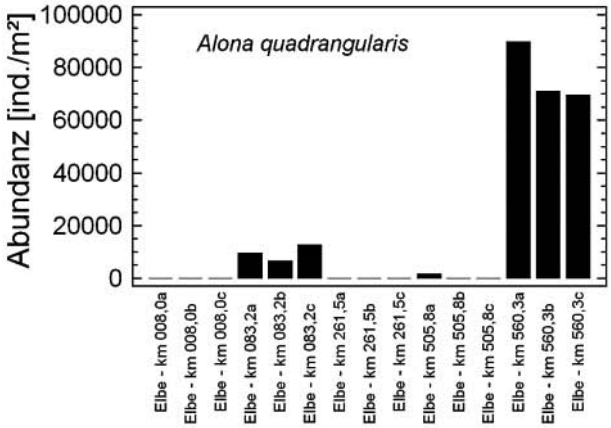
Annelida (10 Arten): *Chaetogaster* sp., *Hypania invalida, Ilyodrilus templetoni, Limnodrilus claparedeanus, Nais simplex, Specaria josinae, Tubifex ignotus, Tubifex tubifex, Uncinais uncinata, Vejdovskyella* sp.

Nematoda (11 Arten): *Bathyodontus* sp., *Dorylaimus* sp., *Ironus* sp., *Monhystera* sp., *Mononchus* sp., *Odontolaimus* sp., *Oionchus* sp., *Oncholaimus* sp., *Tobrilus* sp., *Tripyla* sp., *Tylencholaimus* sp.

Mollusca (3 Arten): *Corbicula* sp, *Pisidium* sp., *Unio pictorum*

2) Abundanz ausgewählter Arten

Bei den Crustacea der Elbestandorte hatten *Alona* und die beiden *Iliocryptus*-Arten mit 20.000 bis 90.000 Individuen pro m² die höchsten Abundanzen. Die entsprechende Zahl für die häufigste Oligochaeta-Art *Limnodrilus claparedeanus* ist ca. 50.000 ind/m² (Abb. 1 u. 2). Bezogen auf die lokale Biozönose variierte die Gesamtindividuenanzahl pro Elbestandort zwischen 10.000 ind/m² (km 8,0) und 170.000 ind/m² (km 560,3). Die entsprechenden Zahlen für die eng benachbarten Neckarstandorte sind 10.000 ind/m² (km 126,5) und 63.000 ind/m² (km 127,5).



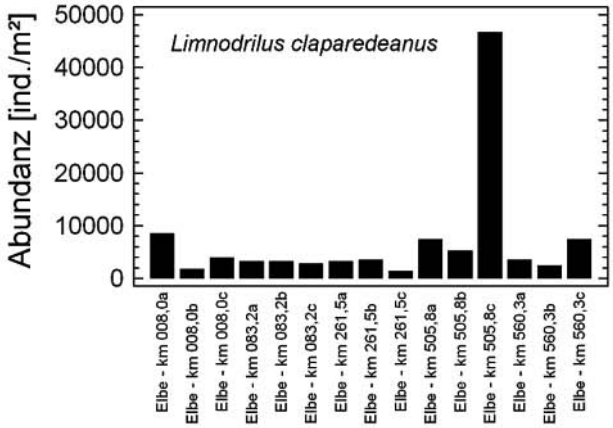
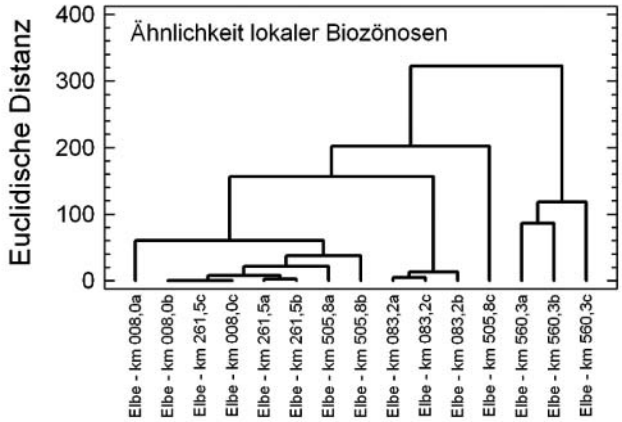


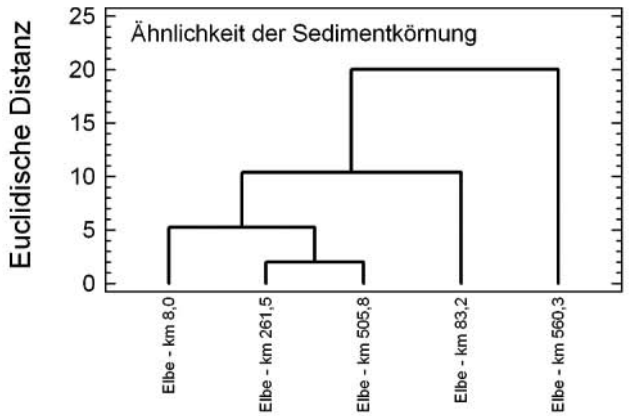
Abb. 1 und 2: Abundanzen von *Alona quadrangularis* (Cladocera) und *Limnodrilus claparedeanus* (Tubificidae) auf/in den Sedimenten der Elbe

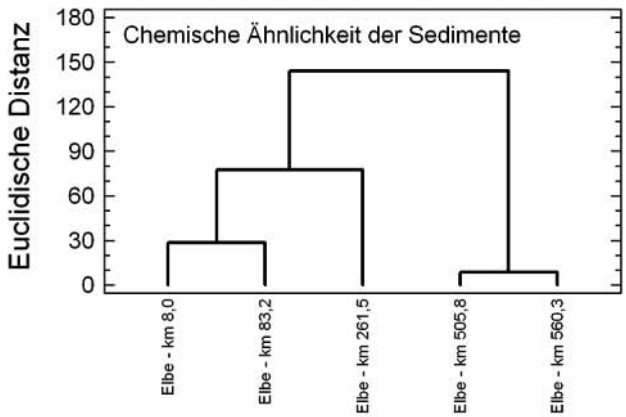
3) Biozönosen und Sedimenteigenschaften



Die starken lokalen Variationen in Artzusammensetzung und Individuenzahl scheint stärker von der physikalischen Sedimentstruktur (Korngröße) abzuhängen als von den chemischen Eigenschaften des Sediments.

Abb. 3, 4 und 5: Cluster-Analysen nach Ward (quadratische Eukl. Dist.) zur Ähnlichkeit der Sedimenteigenschaften und der Biozönosen an der Elbe. In Abb. 3 wurden die jeweiligen Einzelproben pro Standort berücksichtigt.





Ausblick

Im weiteren Verlauf des Projektes sollen detailliert die Einflüsse der verschiedenen Umweltparameter auf die Artengemeinschaften des Potamobenthos' von Neckar und Elbe analysiert werden.

Danksagung

Diese Untersuchung wird von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) finanziert; technische und logistische Unterstützung erfolgt durch die jeweiligen örtlichen Wasser- und Schiffahrtsämter (WSA) der Wasser- und Schiffahrtsverwaltung des Bundes (WSV).

Literatur

GERHARDT, A. (1995): Effects of metals on stream invertebrates. Dissertation, Lund University, Sweden.

TITTIZER, T, SCHÖLL, F., DOMMERMUTH, M., BÄTHE, J., ZIMMER, M. (1991): Zur Bestandsentwicklung des Zoobenthos des Rheins im Verlauf der letzten neun Jahrzehnte. *Wasser und Abwasser,* 35: 125-166, Wien.

WACHS, B. (1967): Die Oligochaeten-Fauna der Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Beziehung zwischen der Tubificiden-Besiedlung und dem Substrat. *Archiv für Hydrobiologie,* 63 (3): 310-386, Stuttgart.

Makroinvertebraten sandgeprägter Tieflandbäche Norddeutschlands

Martina Sellig, Rainer Poepperl & Elisabeth I. Meyer

Abteilung für Limnologie, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Universität Münster, Hüfferstr. 1, D-48149 Münster, martina.sellig@web.de

Keywords: Makroinvertebraten, sandgeprägter Tieflandbach, Norddeutsches Tiefland

Einleitung

Das sandgeprägte, jung- und altglaziale Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen wird für das gesamte Norddeutsche Tiefland beschrieben (Schmedtje et al., 2000). Sand gilt aufgrund seines geringen Porenvolumens und der zum Teil hohen Mobilität als Substrat mit geringerer Arten- und Individuendichte (Poepperl, 1996). In der vorliegenden Studie wird untersucht, inwieweit die sandgeprägten Tieflandbäche Norddeutschlands miteinander vergleichbar sind und ob es geographisch bedingte Unterschiede bezüglich abiotischer Faktoren und der Ausprägung der Lebensgemeinschaften gibt. Hierzu wird die Makrozoobenthos-Besiedlung von zehn Bächen des Norddeutschen Tieflandes unter Heranziehung abiotischer Faktoren vergleichend untersucht. Ein Schwerpunkt wurde hierbei auf die Besiedlung Sandes gelegt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die zehn untersuchten sandgeprägten Fließgewässer befinden sich im Norddeutschen Tiefland. Jeweils zwei der Gewässer liegen sich in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, jeweils drei liegen in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (s. Abb. 1). Wichtigstes Auswahlkriterium war eine von Sand dominierte Gewässersohle und eine möglichst naturnahe Gewässermorphologie. Des Weiteren wurden limnologisch bereits gut untersuchte Bäche ausgewählt, um zusätzlich auf einen größeren Datenbestand zurückgreifen zu können.

Geomorphologie des Norddeutschen Tieflandes

Das Norddeutsche Tiefland ist im Wesentlichen durch glaziale Prozesse der Saale- und Weichselkaltzeiten geprägt. Weiterhin hatten peri- und interglaziale Vorgänge Einfluss auf die heutige Gestalt des Tieflandes. Die Weichselkaltzeit drang lediglich bis Schleswig-Hostein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg vor, während die vorhergegangene Saalevereisung auch den westlichen Teil Schleswig-Holsteins, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen bedeckte. Dementsprechend grenzt man die Jungmoränenlandschaft im Nordosten von dem Altmoränengebiet im Südwesten des Norddeutschen Tieflandes ab.

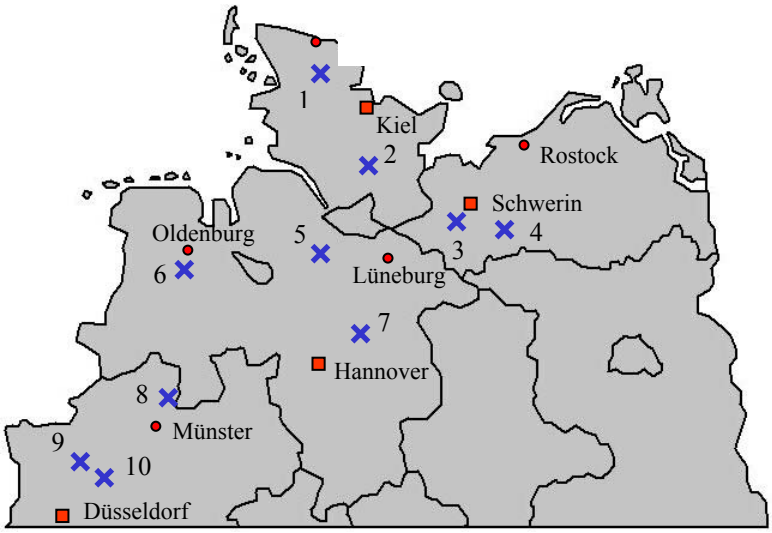


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgewässer im Norddeutschen Tiefland. 1: Treene (Tre), 2: Osterau (Ost), 3: Kraaker Mühlbach (Kra), 4: Wabeler Bach (Wab), 5: Wümme (Wüm), 6: Lethe (Let), 7: Lachte (Lac), 8: Ladberger Mühlenbach (Lad), 9: Kalter Bach (Kal), 10: Wienbach (Wie)

Methoden

Die Untersuchung der Fließgewässer fand im Sommer und Herbst 2003 statt. Das sandige Sediment wurde mit einem Stechzylinder von 7,5 cm Innendurchmesser bis zu einer Tiefe von 5 cm entnommen. Die Konservierung des Sediments erfolgte vor Ort mit absolutem Alkohol. Insgesamt wurden so an zwei Probenahmeterminen je Bach acht Substratproben entnommen. Die Proben wurden im Labor unter dem Binokular nach Organismen durchsucht. Des Weiteren wurde das Sediment einer Korngrößenanalyse sowie einer Bestimmung des Anteils der partikulären organischen Substanz unterzogen.

Neben der quantitativen Untersuchung der Makroinvertebraten des Sedimentes erfolgte eine Übersichtsbesammlung aller vorhandenen Substrate nach der Zeitsammelmethode. Zusätzlich zu den faunistischen Untersuchungen wurden physikalisch-chemische Parameter bestimmt sowie die Gewässermorphologie aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Korngrößen und POM-Gehalt

Der Einfluss der Korngröße auf die Besiedlung des Substrates wird in vielen Untersuchungen beschrieben (Tolkamp, 1980, Verdonschot, 2001). Die mittleren Korngrößen der Tieflandbäche liegen zwischen 110 und 190 µm. Die Lethe weist trotz einer hohen Fließgeschwindigkeit von 0,4 m s^{-1} ein vergleichsweise feines Sandsubstrat (mittlere Korngröße 110 µm) auf. In den Sandproben liegt der Gehalt organischer Substanz zwischen 350 und 840 g m^{-2}. Die Lethe und die Wümme sind mit Gehalten über 800 g m^{-2} die Bäche mit dem größten Anteil organischer Substanz im Sediment, wobei das Einzugsgebiet entscheidender Faktor ist. Die Wümme wird in der aktuellen Klassifikation der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2004) bezüglich des

Makrophyten- und Phytobenthos als Beispielsgewässer der organisch geprägten Bäche beschrieben, während der Bach morphologisch dem Typ der sandgeprägten Fließgewässer des Tieflandes zugeordnet wird (Rasper, 2001).

Das Absetzen von feinpartikulärem organischem Material in das Gewässersediment ist hauptsächlich vom Abfluss abhängig. Bei Sandumlagerungen wird partikuläre organische Substanz fortgespült. In den untersuchten Tieflandbächen sind zum Teil stabile Sandflächen ausgebildet, die nur selten bei Hochwasserereignissen umgewälzt werden. Der größte Teil der Fläche ist jedoch instabil und unterliegt unter Einfluss der Strömung einem ständigen Wandel.

Abundanzen der Makroinvertebraten im Sediment

Die Individuendichten der Sedimentproben (s. Abb. 2) liegen zwischen 3.070 Ind. m^{-2} (Wümme) und 19.910 Ind. m^{-2} (Wabeler Bach). Die bei den mittleren Individuenzahlen errechneten Standardabweichungen resultieren aus den unterschiedlichen Besiedlungsdichten der einzelnen Proben. Die höchste Standardabweichung weist der Kraaker Mühlbach auf, da in einer der Sedimentproben 49.300 Organismen je Quadratmeter gezählt wurden, während die Zahlen der anderen Proben zwischen 2.790 und 6.510 Ind. m^{-2} liegen. Die Organismen sind nicht zwingend gleichmäßig im Gewässer verteilt, sondern können an manchen Stellen gehäuft vorkommen. Die ansonsten geringeren Standardabweichungen lassen jedoch auf eine gewisse Gleichmäßigkeit der Verteilung schließen.

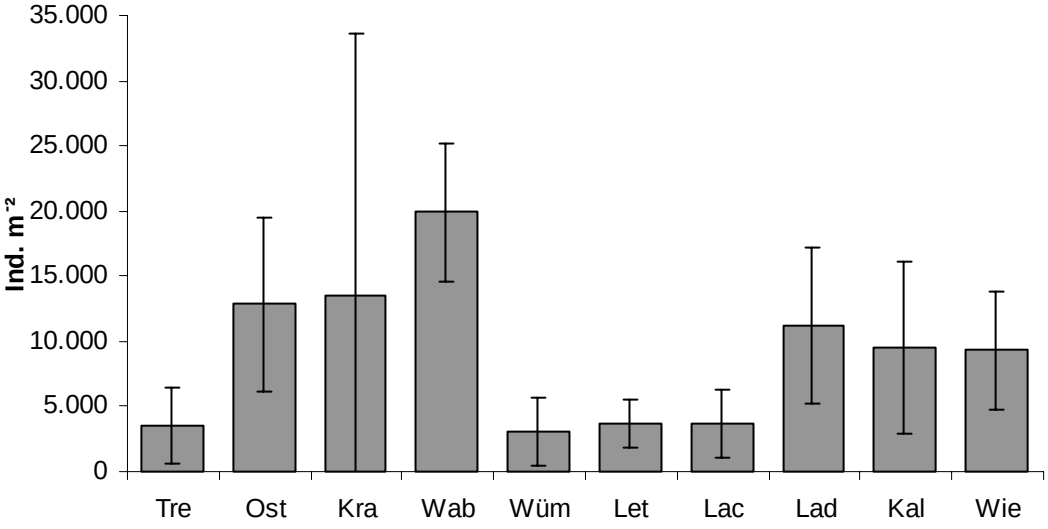


Abb. 2: Individuendichte der Makroinvertebraten in den Sedimentproben der untersuchten Tieflandbäche (Ind. m^{-2}), dargestellt als Mittelwerte mit Standardabweichung. Tre: Treene, Ost: Osterau, Kra: Kraaker Mühlbach, Wab: Wabeler Bach, Wüm: Wümme, Let: Lethe, Lac: Lachte, Lad: Ladberger Mühlenbach, Kal: Kalter Bach, Wie: Wienbach

In der vorliegenden Untersuchung konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Anteil organischer Substanz im Sediment und der Individuendichte festgestellt werden, während in anderen Studien eine positive Korrelation zwischen dem Gehalt organischer Substanz sowie der Verteilung und Abundanz der Invertebraten beschrieben wird (Williams & Hynes, 1974; Rabeni & Minshall, 1976). In sandigen Gewässersedimenten wird oftmals eine Abnahme der Individuendichte mit der Tiefe beobachtet, was auf den Sauerstoffmangel zurückgeführt wird (Strommer & Smock,

1989). Es ist anzunehmen, dass neben dem POM-Gehalt ein Gefüge verschiedener Faktoren für die Abundanz und die Verteilung der Invertebraten im Sediment verantwortlich ist.

Taxa der Sandproben

Die Individuendichten der einzelnen Taxa sind recht unterschiedlich. Der größte Anteil wird immer von den Oligochaeta oder Diptera eingenommen (s. Tab. 1), bei letzteren überwiegen die Chironomidae. In vergleichbaren Studien ist die Zusammensetzung der Zoozönose ähnlich (Mary & Marmonier, 2000; Trayler & Davis, 1998).

Neben den Oligochaeta und Chironomidae stellt die Gattung *Pisidium* (Bivalvia, Sphaeriidae) in den untersuchten Tieflandbächen ein weiteres häufiges Taxon dar. Die Individuendichten liegen zwischen 120 und 7.330 Ind. m^{-2}. Für die Gattung *Pisidium* beschreibt Poepperl (1996) höchste durchschnittliche Abundanzen von 1.500 bzw. 2.400 Ind. m^{-2}.

Tab. 1: Prozentuale Zusammensetzung der Makroinvertebraten aus zehn Untersuchungsgewässern des Norddeutschen Tieflandes. Tre: Treene, Ost: Osterau, Kra: Kraaker Mühlbach, Wab: Wabeler Bach, Wüm: Wümme, Let: Lethe, Lac: Lachte, Lad: Ladberger Mühlenbach, Kal: Kalter Bach, Wie: Wienbach

	Individuenzahl [%]									
	Tre	Ost	Kra	Wab	Wüm	Let	Lac	Lad	Kal	Wie
Bivalvia	25,6	0,7	4,0	0,8		3,3	6,8	57,8		2,4
Oligochaeta	25,6	65,4	80,8	3,3	71,5	73,3	78,0	22,9	78,5	74,1
Hydrachnidia				2,5				0,9		1,2
Crustacea						6,7		2,8	7,7	
Collembola							1,7			
Ephemeroptera			1,0	32,5				3,7		2,4
Plecoptera		0,7								1,2
Trichoptera				1,7						
Diptera	48,8	33,1	14,1	59,2	28,5	16,7	13,6	11,9	13,8	18,8

Innerhalb der Ordnung Ephemeroptera dominiert *Ephemera danica*. Im Wabeler Bach erreicht die Art eine mittlere Besiedlungsdichte von 4.420 Ind. m^{-2}, während im Kraaker Mühlbach, Ladberger Mühlenbach und Wienbach geringere Werte von 120 bzw. 230 Ind. m^{-2} gefunden werden. Nach Tolkamp (1980) besteht die größte Substratpräferenz dieser Art für Sand in Kombination mit Feindetritus.

Isoptena serricornis, eine im Sand grabende Steinfliegenlarve, wurde in den Sedimentproben von Osterau und Wienbach gefunden. *I. serricornis* ist in Deutschland nur aus Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt und Brandenburg bekannt und gilt in der Bundesrepublik als vom Aussterben bedroht (Blab et al., 1984).

Zusammenfassung

Im Sommer 2003 wurden zehn sandgeprägte Bäche des Norddeutschen Tieflandes hinsichtlich ihrer Besiedlung mit Makroinvertebraten untersucht. Neben einer quantitativen Beprobung der Sandsubstrate mittels Stechzylinder erfolgte eine Übersichtsbesammlung aller vorhandenen Habitate.

Die mittleren Korngrößen der Sandsubstrate liegen zwischen 110 µm und 190 µm, der Gehalt organischer Substanz im Sediment liegt je nach Gewässer zwischen 350 und 840 g $^{-2}$.

Die geringste mittlere Individuendichte weist das Sandsubstrat der Treene, Wümme, Lethe und Lachte mit 3.070 bis 3.720 Ind. m^{-2} auf, die höchste Dichte findet sich im Wabeler Bach mit 19.900 Ind. m^{-2}. In den Sedimentproben dominieren generell Oligochaeta und Chironomidae, im Wabeler Bach stellt *Ephemera danica* etwa ein Drittel der Organismen. *Isoptena serricornis,* eine seltene Plecopteralarve, wird in der Osterau und im Wienbach nachgewiesen.

Danksagung

Allen beteiligten Ämtern und Behörden sei für die Unterstützung gedankt.

Literatur

BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell. Greven.

MARY, N. & P. MARMONIER (2000): First survey of interstitial fauna in New Caledonian rivers: influence of geological and geomorphological characteristics. - Hydrobiologia 418: 199-208.

POEPPERL, R. (1996): The Structure of a Macroinvertebrate Community in a Northern German Lake Outlet (Lake Belau, Schleswig-Holstein) with Special Emphasis on Abundance, Biomass and Secondary Production. Int. Revue ges. Hydrobiol. 81 (2): 183-198.

POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.

RABENI, C. F. & G. W. MINSHALL (1976): Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. Oikos 29: 33-43.

RASPER, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.). Hildesheim.

SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P. & D. HERING (2000): Vorläufige Gewässertypen Deutschlands. Grundlage für die Erarbeitung der wichtigsten, biozönotisch relevanten Fließgewässertypen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (Stand 15.12.2003, bearbeitet von SOMMERHÄUSER, M. & T. POTTGIESSER).

STROMMER, J. L. & L. A. SMOCK (1989): Vertical distribution and abundance of invertebrates within the sandy substrate of a low-gradient headwater stream. Freshwater Biology 22: 263-274.

TOLKAMP, H. H. (1980): Organism-substrate relationships in lowland streams. Dissertation University Wageningen.

TRAYLER, K. M. & J. A. DAVIS (1998): Forestry impacts and the vertical distribution of stream invertebrates in south-western Australia. - Freshwater Biology 40: 331-342.

VERDONSCHOT, P. F. M. (2001): Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). Hydrobiologia 463: 249-262.

WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES (1974): The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. Freshwater Biology 4: 233-256.

Quantitative Analyse der saisonalen Entwicklung von Weidegängern und Periphyton im Längsverlauf eines Mittelgebirgsbaches

Gergs, Rene & Becker, Georg

Limnologische Fluss-Station des Max-Planck-Instituts für Limnologie, Damenweg 1, D-36110 Schlitz;
regergs@yahoo.de, gbecker@mpil-schlitz.mpg.de

Keywords: Fließgewässer, Grazer, Periphyton, Längsverteilung, Photopigmente

Einleitung

Die Verteilungsmuster von Benthosorganismen im Längsverlauf kleiner Fließgewässer werfen bis heute viele Fragen auf. Auch vom Breitenbach sind unterschiedliche Verteilungsschwerpunkte vieler Arten bekannt (u. a. ILLIES, 1982; COX, 1990a), aber die kausalen Zusammenhänge zwischen biotischen und abiotischen Faktoren und der artspezifischen Längsverteilung im Bach sind schwer zu analysieren. COX (1990b) fand eine hohe Variabilität der saisonalen Muster der Biomasse des Mikrophytobenthos im Längsverlauf des Breitenbachs. BECKER (1990) wies signifikante Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung verschiedener Weidegänger (Grazer) im Jahresverlauf und Bachlängsverlauf nach. Wachstum und Entwicklung der Baetiden im mittleren Bachabschnitt und deren Abhängigkeit von Periphytonabundanz und Wassertemperatur wurden von WERNEKE (1997) untersucht. Das Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, Wachstum, Entwicklung und die saisonalen Verteilungsmuster der dominanten Grazer und des Periphytons an verschiedenen Stellen des Breitenbachs quantitativ zu erfassen, um die räumliche und zeitliche Einnischung der verschiedenen Grazer-Arten und deren Einfluss auf das Periphyton zu untersuchen.

Methoden

Die Grazer- und Periphytonbiozönosen des Breitenbachs wurden an zwei Probestellen, einer Stelle im Oberlauf, nahe der Quelle, und einer Stelle im Unterlauf, nahe der Einmündung des Breitenbachs in die Fulda, an neun Terminen von Mai bis Oktober 2003 quantitativ beprobt. Die Abundanz der Larvenstadien oder Größenklassen der Grazer von 5 Surber-Sampler-Proben je Probentermin und Probenstelle wurde bestimmt. Die Biomasse der Baetiden des Oberlaufs wurde anhand einer Korrelation zwischen Körperlänge und Biomasse bestimmt. Die Biomasse der Baetiden des Unterlaufs wurden mit Hilfe einer Eichkurve von WERNEKE (1997), die Biomasse der Trichopteren anhand der Ergebnisse von Becker (nicht publizierte Daten) errechnet. An allen Probeterminen wurde der Aufwuchs einer definierten Fläche von 10 Steinen je Probenstelle mittels Ultraschall entfernt (nach WERNEKE, 1997) und die Chlorophyll-a-Konzentration (Chl-a) und die Biomasse (AFTG) des Aufwuchses bestimmt. Von fünf qualitativen Aufwuchsproben je Probenstelle wurden die Photopigmente mittels HPLC analysiert. Die relativen Anteile verschiedener Photopigmente lassen auf die Zusammensetzung des Mikrophytobenthos schließen.

Räumliche und zeitliche Verteilung der Grazer

In den Surber-Sampler-Proben wurden 10 Grazer-Arten identifiziert, darunter die sechs Trichopterenarten *Agapetus fuscipes, Drusus annulatus, Tinodes rostocki, Silo pallipes, Apatania fimbriata* und *Micrasema longulum,* die drei Ephemeropterenarten *Baetis rhodani, Baetis vernus* und *Ecdyonurus* spec., und die Gastropodenart *Ancylus fluviatilis*.

Die Zusammensetzung der Grazer-Gemeinschaften der beiden Probenstellen unterschied sich deutlich. Im oberen Bachabschnitt dominierten im Frühjahr und ab dem Spätsommer die koexistierenden Trichopteren *A. fuscipes* und *D. annulatus*. Nach deren Emergenz im Frühsommer dominierte *B. vernus* mit einem Biomasse-Maximum Mitte Juli. Im unteren Bachabschnitt dominierte im Frühjahr und ab dem Spätsommer die Trichoptere *T. rostocki*, während das Maximum der Biomasse von *B. rhodani* Anfang Juli gefunden wurde, zur Zeit der geringsten Abundanz von *T. rostocki*. Die Verteilungsschwerpunkte der dominanten Trichopteren des Oberlaufs, *A. fuscipes*, und des Unterlaufs, *T. rostocki*, waren somit räumlich getrennt. Zwar kamen beide Baetis-Arten in beiden Bachabschnitten vor, aber *B. vernus* dominierte im oberen und *B. rhodani* im unteren Bachabschnitt. In beiden Bachabschnitten waren die Baetiden zeitlich unterschiedlich eingenischt, *B. vernus* schlüpfte früher als *B. rhodani*. An beiden Probestellen zeigte die jeweils dominante Baetis-Art ihren stärksten Wachstumsschub erst nach der Emergenz der Trichopteren.

Einfluss der Grazer auf das Periphyton

Die Periphytonabundanz der beiden Bachabschnitte zeigte deutliche Unterschiede. Im Oberlauf war nach einem Maximum von Anfang Juni bis Anfang August ein Rückgang der Chl-a-Konzentration ab Mitte August von durchschnittlich 5 µg auf etwa 2,5 µg Chl-a/cm² zu beobachten, während sich die Chl-a-Konzentration im Unterlauf innerhalb des Probenzeitraums kaum veränderte und um durchschnittlich 5 µg Chl-a/cm² schwankte. Die geringe Periphytonabundanz im späten Frühjahr und Herbst im oberen Bachabschnitt war wahrscheinlich durch intensive Beweidung bedingt, insbesondere durch die Larven von *A. fuscipes*, da ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen der Biomasse von *A. fuscipes* und der Chl-a-Konzentration des Aufwuchses gefunden wurde. Auch bei anderen Arten dieser Gattung wurde ein deutlicher „Top-down"-Einfluss auf das Periphyton nachgewiesen (DUDLEY und D´ANTONIO, 1991; POFF und WARD, 1995). Ein signifikant positiver Zusammenhang bestand zwischen Biomasse und Abundanz von *B. vernus* und der Chl-a-Konzentration. Die Larven dieser Art schienen nicht in der Lage zu sein, die Abundanz des Periphytons im Sommer deutlich zu reduzieren. Im Unterlauf dagegen war der Einfluss der Grazer auf das Periphyton nicht so deutlich wie im Oberlauf. Aber aufgrund der hohen Biomasse und Besiedlungsdichte von *T. rostocki* ist zu vermuten, dass diese Art einen deutlichen Einfluss auf das Periphyton hatte. Obwohl die Larven den Biofilm der Steinoberflächen außerhalb der Wohnröhren nicht beweiden (BECKER, 1993), haben sie wohl einen deutlichen Einfluss auf die Struktur, die taxonomische Zusammensetzung und die Primärproduktion des Periphytons der Buntsandsteinoberflächen im Unterlauf des Breitenbachs (BECKER, 1993). Neuere Untersuchungen sprechen dafür, dass die Larven sich von den an der Gallerywand wachsenden Diatomeen ernähren (STIEF und BECKER, im Druck).

Zusammensetzung des Periphytons

Die relativen Anteile der Photopigmente Fucoxanthin (Diatomeen), Chlorophyll-b (Chlorophyceen) und Zeaxanthin (Chlorophyceen und Cyanobakterien) bezogen auf den Chlorophyll-a-Gehalt zeigten eine unterschiedliche Zusammensetzung des Mikrophytobenthos im Bachlängsverlauf auf (LUCAS und HOLLIGAN, 1999). Im oberen Bachabschnitt waren im Frühjahr, vor allem aber im Sommer, größere Anteile an Diatomeen und Cyanobakterien vorhanden als im Unterlauf. Dagegen waren Grünalgen im Unterlauf im gesamten Untersuchungszeitraum häufiger anzutreffen als im Oberlauf. Grünalgen waren im Oberlauf nur von August bis Oktober relativ häufig, aber nicht in Frühsommer und Herbst.

Fazit

Die Ergebnisse dieser Untersuchung geben einen Einblick in die Variabilität der Verteilungsmuster von Grazern und deren Nahrungsressourcen im Längsverlauf eines kleinen Mittelgebirgsbaches und zeigen deutliche Unterschiede in der räumlichen und zeitlichen Einnischung der Grazer des Breitenbachs auf. Als Faktoren, die möglicherweise für die unterschiedlichen Verbreitungsschwerpunkte der Grazer im Breitenbach verantwortlich sind, kommen beispielsweise die Änderung der Wassertemperatur mit zunehmender Fliessstrecke, die unterschiedliche taxonomische Zusammensetzung des Periphytons im Längsverlauf des Baches und die interspezifische Konkurrenz der Grazer um Nahrungsressourcen in Betracht. Kausale Zusammenhänge zwischen den genannten biotischen und abiotischen Faktoren und der Längsverteilung der Grazer sind letztendlich wohl nur mit Hilfe von Labor- und Freilandexperimenten nachzuweisen.

Literatur

BECKER, G. (1990): Comparison of the dietary composition of epilithic trichopteran species in a first-order stream. *Archiv für Hydrobiologie* 120(1): 13-40.

BECKER, G. (1993): Age structure and colonization of natural substrata by the epilithic caddisfly *Tinodes rostocki* (Trichoptera: Psychomyiidae). *Archiv für Hydrobiologie* 127(4): 423-436.

COX, E. J. (1990a): Studies on the algae of a small softwater stream I. Occurence and distribution with particular reference to the diatoms. *Archiv für Hydrobiologie / Supplement 83* 4: 525-552.

COX, E. J. (1990b): Studies on the algae of a small softwater stream II. Algal standing crop (measured by chlorophyll-a) on soft and hard substrata. *Archiv für Hydrobiologie / Supplement 83* 4: 553-566.

DUDLEY, T. L. und D´ANTONIO, C. M. (1991): The effects of substrate texture, grazing, and disturbance on macroalgal establishment in streams. *Ecology* 72(1): 297-309.

ILLIES, J. (1982): Längsprofil des Breitenbaches im Spiegel der Emergenz (Ins: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). *Archiv für Hydrobiologie* 95: 157-168.

LUCAS, C. H. und HOLLIGAN, P. M. (1999): Nature and ecological implicationsof algal pigment diversityon the Molenpaat tidal flat (Westerschelde estuary, SW Netherlands). - *Marine Ecology Progress Series* 180: 51-64.

POFF, N. L. und WARD, J. V. (1995): Herbivory under different flow regimes: a field experiment and test a model with benthic stream insects. *OIKOS* 72(2): 179-188.

STIEF, P. und BECKER, G. (im Druck): Structuring of epilithic biofilms by the caddisfly *Tinodes rostocki*: Photosynthetic activity and photopigment distribution in and beside larval retreats. *Aquatic Microbial Ecology*.

WERNEKE, U. (1997): Freilanduntersuchungen zum Einfluß von Nahrungsangebot und Temperatur auf das Wachstum von *Baetis*- und *Ephemerella*-Arten (Insecta: Ephemeroptera). *Doktorarbeit* Universität Marburg.

Die Süßwassermolluskenfauna der Sandbäche des Landschaftsraums Senne – Eine vergleichende Studie der Besiedlung in unterschiedlich stark beeinträchtigten Gewässern

Katja Simon[1], Norbert Kaschek[2] & Elisabeth I. Meyer[3]

Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, D-48149 Münster
[1] katsimon@gmx.de, [2] kaschekn@uni-muenster.de, [3] meyere@uni-muenster.de

Keywords: Mollusca, Truppenübungsplatz Senne, *Unio crassus* PHILIPPSON 1788, juvenile Najaden, Reproduktionsnachweis, Pisidien

Einleitung

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden sieben Sandbäche des Landschaftsraums Senne bei Paderborn auf ihre Süßwassermolluskenbesiedlung untersucht. Dabei sollte genauer betrachtet werden, ob sehr naturnahe Stellen, wie sie auf einem im Landschaftsraum befindlichen Truppenübungsplatz noch vorzufinden sind, und Untersuchungsstellen in der freien Kulturlandschaft Unterschiede in der Molluskenbesiedlung aufweisen und inwiefern sich die Gewässer selbst voneinander unterscheiden. Pro Fließgewässer wurden jeweils zwei Untersuchungsabschnitte ausgewählt, die im Oberlauf mit naturnahem bzw. im Unterlauf mit anthropogen überprägtem Charakter liegen. Die sieben untersuchten Fließgewässer entwässern zum größten Teil in das System der Lippe, einige in die Ems. Ein Schwerpunkt der Arbeit wurde auf die Najadenart *Unio crassus* gelegt, da sich der einzige rezente Nachweis dieser Art für Nordrhein-Westfalen in einem Lippezufluss im Kreis Paderborn befindet. Auf dem Gebiet des Truppenübungsplatzes hat bislang keine Kartierung der Süßwassermolluskenfauna stattgefunden. Aufgabe dieser Arbeit sollte somit auch sein, zu überprüfen, ob in diesen Bereichen der Sennebäche noch unentdeckte Vorkommen der Kleinen Bachmuschel vorhanden sind und welche der Sennegewässer für Wiederansiedlungsmaßnahmen von *Unio crassus*, wie sie zur Zeit schon von der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen durchgeführt werden, geeignet sind. Da es sich bei dieser Arbeit um eine noch laufende Untersuchung handelt, können hier nur Teilaspekte vorgestellt werden.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im südlichen Ostwestfalen in einem Dreieck zwischen den Städten Bielefeld, Gütersloh und Paderborn. Die östliche Begrenzung stellt die Abdachung des Mittelgebirges Teutoburger Wald dar. Der Charakter des Landschaftsraums Senne wurde v.a. während der Saaleeiszeit geprägt, als durch Gletschertätigkeiten sowohl Endmoränen und Vor- als auch Nachschüttsande im Gebiet abgelagert wurden. Auf diese Weise ist hier eine Sandlandschaft entstanden, die eine der nährstoffärmsten Regionen Nordrhein-Westfalens darstellt und Quellregion für zahlreiche mehr oder weniger parallel fließende kleine Gewässer des Typs „Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen“ (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, 1999) ist. Zusätzlich

verfügen die Gewässer, durch die Geologie des angrenzenden Teutoburger Waldes bedingt, über einen gewissen Kalkeinfluss, der sich abhängig von der Quelllage unterschiedlich stark auswirkt. Ein bereits im Jahre 1890 gegründeter Truppenübungsplatz nimmt mit 120 km² einen Großteil des Landschaftsraums Senne ein. Heute steht dieses Gebiet unter britischer Verwaltung und ist für die Öffentlichkeit gesperrt. Bereits Anfang des 20. Jahrhunderts wurde in dem Gebiet die landwirtschaftliche Nutzung eingestellt. Flurbereinigungs- und Gewässerausbaumaßnahmen wurden nicht umgesetzt, und Dünger und Pestizide kamen nie zum Einsatz. Auf diese Weise konnten sich eine über Jahrhunderte hinweg kulturhistorisch entstandene Heidelandschaft und die von Natur aus nährstoffarmen Sandbäche in ihrer ursprünglichen Form erhalten. Die Fließgewässer weisen innerhalb des Truppenübungsplatzes eine durchgehend sehr gute Wasserqualität der Güteklassen I und I-II auf und sind in der fischereilichen Zonierung der Forellenregion zuzuordnen. Auch verfügen sie über eine sehr hohe Strukturvielfalt mit ausgeprägten Mäandern und pool-/riffle-Strukturen und sind reich an Totholz. Das Gewässerbett besteht überwiegend aus Sand und ist zum Teil von dichten Makrophytenpolstern durchsetzt. Außerhalb des Übungsplatzes sind die Bäche anthropogen überprägt und zum größten Teil begradigt. Sie verlaufen durch landwirtschaftliche Nutzflächen und werden teilweise als Vorfluter genutzt.

Methoden

Innerhalb eines Zeitraums von sechs Monaten fanden zwei Übersichtsbesammlungen der Süßwassermolluskenfauna an insgesamt sieben Fließgewässern mit jeweils einer Probestelle im Oberlauf und einer im Unterlauf statt. Dabei wurden die vorhandenen Substrattypen getrennt besammelt. Für die Beprobung des Sediments wurde ein Sieb der Maschenweite 1 mm verwendet, um sicher zu stellen, auch die Gattung *Pisidium* vollständig erfassen zu können. Bei der zweiten Probenahme wurden nur noch Stellen besammelt, die in der ersten Beprobung ein hinreichendes Artenspektrum an Mollusken aufwiesen. Zusätzlich zu den Übersichtsbesammlungen wurde frisches Material im Labor halbquantitativ ausgesucht. Des weiteren wurden physikochemische Parameter im Gelände erhoben und Wasserproben im Labor auf Nitrit-, Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalt hin untersucht und der BSB_5-Wert bestimmt. Auf weitere angewandte Methoden, wie die Messung des Sestongehalts der fließenden Welle, eine Korngrößenanalyse, sowie die Bestimmung des Anteils an organischem Material aus Sedimentkernen, zu denen zu diesem Zeitpunkt noch keine Auswertung vorliegt, kann an dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden.

Ergebnisse und Diskussion

Durch unterschiedlich starke Auswirkungen der carbonatreicheren Grundmoränen auf die Fließgewässer und den Einfluss des Teutoburger Waldes mit seinem Kalkreichtum ergeben sich wesentliche Unterschiede in der Molluskenbesiedlung der einzelnen Bäche. In den carbonatarmen Bächen treten nur wenige Arten auf, während die carbonatreichen Fließgewässer viel höhere Arten- und Individuenzahlen aufweisen. Auch sind die Arten, besonders die Gruppe der Pisidien, in den kalkreichen Gewässern in ihrem Phänotyp sehr viel stärker arttypisch ausgeprägt, d. h., typische Bestimmungsmerkmale treten deutlicher hervor, und die Tiere sind in ihrem Habitus wesentlich größer. In den kalkarmen Gewässern hingegen konnten nur Kümmerformen gefunden werden. Auch zwischen Probestellen innerhalb und außerhalb des Truppenübungsplatzes wurden Unterschiede in der Besiedlung festgestellt (Tab. 1). In den Probeabschnitten innerhalb des Platzes konnten Pisidien vor allem an den Stellen nachgewiesen werden, an denen das Bachsediment mit organischem Material stark angereichert war, wogegen im reinen Sand nur sehr vereinzelt Muscheln

auftraten. An den Untersuchungsabschnitten in der freien Kulturlandschaft konnten jedoch auch im Sand Pisidien in höheren Abundanzen aufgefunden werden. Die Probeabschnitte außerhalb des Truppenübungsplatzes weisen im Vergleich zu den im Oberlauf gelegenen Stellen der Gewässer (innerhalb des militärischen Geländes) auch im Bezug auf die allgemeine Molluskenbesiedlung höhere Arten- und Individuenzahlen auf. Diese Beziehung ist unabhängig vom Kalkgehalt, d. h., auch die carbonatarmen Bäche sind in der Kulturlandschaft arten- und individuenreicher als deren Stellen im Oberlauf. Die Zunahme der Arten- und Individuenzahlen ist zum Einen auf den erhöhten Nährstoffgehalt in der fließenden Welle und im Sediment, hervorgerufen durch Einträge aus benachbarten landwirtschaftlichen Flächen, zurückzuführen, zum anderen durch den vermehrten Eintrag allochtonen Materials mit der Zunahme der Fließstrecke bedingt. Durch diese beiden Faktoren werden die Lebensbedingungen für filtrierende Arten, und auch für die das Phytal bevorzugenden Mollusken, verbessert. Eine große Rolle bei der Zunahme der Individuenzahlen spielt das Vorkommen von Neozoen, wie zum Beispiel *Potamopyrgus antipodarum*, die hier in hoher Dichte vorkommt, in den Oberläufen jedoch fehlt.

Tab. 1: Arten- und Individuenzahlen zweier sehr unterschiedlicher Probestellen; Untersuchungszeitraum Januar bis März 2004.
F = Falllaub, M = Makrophyten, S = Sand, St = Steine, T = Totholz, W = Wurzeln

	Individuenzahlen, typischer Sennesandbach-Oberlauf					Individuenzahlen, Gewässer in Kulturlandschaft/ Unterlauf mit Kalkeinfluss			
Substrattypen	T	W	ST	S	M	W	S	M	F
Gastropoda:									
Acroloxus lacustris	.	.	.	.	.	.	3	.	.
Ancylus fluviatilis	24	4	67	1	2	.	7	.	.
Anisus leucostoma	.	.	.	.	.	.	3	.	.
Anisus spirorbis	.	.	.	.	.	.	11	.	.
Anisus vortex	.	.	.	.	.	.	17	.	.
Aplexa hypnorum	.	.	.	.	.	.	4	.	.
Bathyomphalus contortus	.	.	.	.	.	.	13	.	.
Bithynia tentaculata	.	.	.	.	.	.	2	.	.
Galba truncatula	.	.	.	.	.	.	4	.	.
Gyraulus albus	.	.	.	.	.	.	8	.	.
Hippeutis complanatus	.	.	.	.	.	.	2	.	.
Lymnaea stagnalis	.	.	.	.	.	.	3	.	.
Omphiscola glabra (Schale)	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Physa fontinalis	.	.	.	.	.	.	7	.	.
Planorbarius corneus	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Potamopyrgus antipodarum	.	.	.	.	.	.	552	4	.
Radix balthica	1	.	.	.	.	.	110	.	1
Valvata cristata	.	.	.	.	.	.	4	.	.
Bivalvia:									
Pisidium amnicum	.	.	.	.	.	.	7	.	.
Pisidium casertanum	.	.	.	117	.	.	30	.	.
Pisidium henslowanum	.	.	.	.	.	.	81	15	.
Pisidium milium	.	.	.	6	.	.	1	.	.
Pisidium nitidum	.	.	.	12	.	1	15	.	.
Pisidium personatum	.	.	.	11	.	.	1	.	.
Pisidium subtruncatum	.	.	.	.	.	.	30	1	.
Pisidium supinum	.	.	.	.	.	.	23	.	.
Pisidium sp. (juvenil)	.	.	.	.	.	.	7	.	.
Sphaerium corneum	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Unio crassus	.	.	.	.	.	.	2	.	.
Individuenzahl alle Substrate	246					972			
Artenzahl alle Substrate	6					29			

Des Weiteren kommen in den Unterläufen neben ubiquitären Arten der Oberläufe, wie *Radix balthica* und vielen der Pisidienarten, Tiere hinzu, die entweder langsamer strömende Gewässer bevorzugen (wie z. B. *Bathyomphalus contortus, Lymnaea stagnalis, Physa fontinalis, Anisus vortex* und *Acroloxus lacustris*) oder aber solche, die wie *Bithynia tentaculata, Sphaerium corneum* und *Pisidium subtruncatum* toleranter gegenüber organischer Verschmutzung sind.

Großmuscheln konnten insgesamt in zwei der Untersuchungsgewässer nachgewiesen werden. Zum einen gelang ein Erstnachweis der Art *Unio crassus* für ein stärker kalkbeeinflusstes Gewässer auf dem Gelände des Truppenübungsplatzes. Leider handelt es sich bei dem Fund nur um den Einzelnachweis eine Leerschale. Auch nach mehreren großräumigen Begehungen konnten in diesem Abschnitt weder lebenden Tiere noch weitere Schalen gefunden werden, so dass man davon ausgehen kann, dass es sich bei dem Fund um eine Schale einer schon seit mehreren Jahrzehnten erloschenen Population handelt, die durch ein Hochwasserereignis aus dem Sediment freigelegt wurde.

Erfreulich hingegen ist zum anderen der Nachweis einer neuen *Unio-crassus*-Population in einem der Fließgewässer außerhalb des Truppenübungsplatzes. Zwar kommt die Kleine Bachmuschel hier lediglich in Abundanzen von ca. 30 Tieren pro 100 m Fließstrecke vor, jedoch konnte im Rahmen dieser Diplomarbeit zu ersten Mal seit der Wiederentdeckung der Art in NRW Anfang der Neunziger Jahre ein juveniles Tier nachgewiesen werden (Abb.1). Dieser Fund stellt somit bislang den einzigen Reproduktionsnachweis der Art für ganz Nordrhein-Westfalen dar. Bei der Übersichtsbesammlung wurde in den obersten 5 cm des überwiegend sandigen Sediments eine juvenile *Unio crassus* nachgewiesen, die eine Länge von nur 3,7 mm hatte. Laut Angaben in der Literatur (HENKER et al., 2003; vgl. Größenangaben für *Unio pictorum* in BAUER & WÄCHTLER, 2000) muss sich das Tier zu diesem Zeitpunkt somit in seinem ersten Lebensjahr befunden haben. Auch wurden an dieser Stelle bei einem intensiveren Absuchen des Gewässers nach Großmuscheln sehr viele Leerschalen entdeckt, sowohl von *Unio crassus* als auch von *Anodonta anatina*, von der SCHOLZ (1992) berichtet, dass sie im Regierungsbezirk Detmold häufiger mit *Unio crassus* vergesellschaftet auftritt. Die Zahl von ebenfalls ca. 30 Leerschalen pro 100 m Fließstrecke könnte auf den ersten Blick vermuten lassen, dass es sich bei den geringen Abundanzen, in denen *Unio crassus* auftritt, um eine erlöschende Population handelt. Das Jungtier jedoch gibt Grund zur Hoffnung auf ein zukünftiges Fortbestehen der Population, wenn in diesem Gewässer unmittelbar Schutzmaßnahmen zur ihrer Erhaltung ergriffen werden.

Hinsichtlich der Wiederansiedlungsmaßnahmen der Kleinen Bachmuschel im Gebiet der Senne lässt sich sagen, dass aufgrund der guten Wasserqualität alle Fließgewässer geeignet sind, der Carbonatgehalt einiger Bäche jedoch ein Hindernis darstellen könnte. Man sollte deshalb bei der Umsetzung dieser Maßnahmen darauf achten, Gewässer zu wählen, die durch die geologische Situation bedingt einen gewissen Kalkreichtum aufweisen. Ob jedoch die Oberläufe des Gebietes ein ausreichendes Nahrungsangebot für die Existenz von Großmuscheln bieten, bleibt noch zu prüfen.

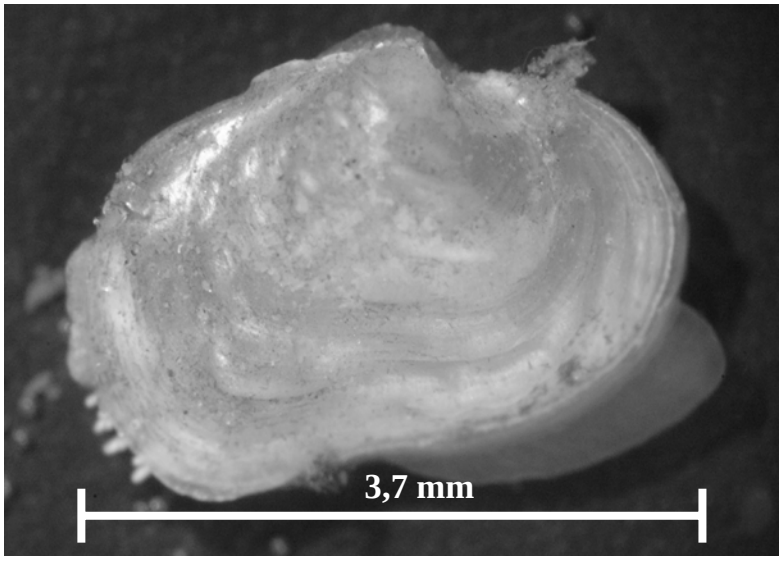


Abb. 1: Eine juvenile *Unio crassus* PHILIPPSON 1788 aus einem Lippezufluss im Kreis Paderborn. Foto: R. Mena

Zusammenfassung

Ein Vergleich der Molluskenfauna von naturnaher zu anthropogen überprägter Probestelle ergab deutliche Unterschiede sowohl hinsichtlich der Arten- und Individuenzahlen als auch der Artenzusammensetzung. Während in den nährstoff- und z. T. auch carbonatarmen Oberläufen wenige Arten und hauptsächlich Ubiquisten vorkamen, konnte in den nährstoffangereicherten Unterläufen eine größere Zahl an Arten nachgewiesen werden, die besser an eutrophe Bedingungen angepasst sind.

Aber auch limno- bis rheophile Arten, die Bereiche mit langsamer Strömung bevorzugen, kamen hier verstärkt vor. Des weiteren traten in den Unterläufen Neozoen auf, die nicht bis in die im Truppenübungslatz gelegenen Oberläufe vorgedrungen waren.

Unio crassus konnte an zwei Untersuchungsstellen nachgewiesen werden, wobei an einer der Abschnitte eine juvenile Bachmuschel gefunden wurde und somit im Rahmen dieser Arbeit der erste rezente Reproduktionsnachweis für diese Art in Nordrhein-Westfalen erbracht werden konnte.

Danksagung

An dieser Stelle sei Herrn Manfred Colling, Unterschleißheim, gedankt, der das Najadenjungtier als *Unio crassus* bestätigte und auch für weitere Fragen und Anregungen bei der Konzepterstellung und bei der Pisidienbestimmung hilfreich zur Seite stand. Des weiteren danken wir dem Kreis Paderborn, insbesondere Frau Hillebrand und Frau Pöhler, den Kreisen Gütersloh und Lippe, sowie dem Bundesvermögensamt Bielefeld für das Ausstellen der erforderlichen Genehmigungen im Vorfeld der Untersuchung. Herrn Dr. Gerhard Lakmann von der Biologischen Station Paderborner Land/ALA e.V. danken wir für die Anregung zur Bearbeitung des Themas im Rahmen dieser Diplomarbeit und die ständige Unterstützung vor Ort. Über das große Entgegenkommen für die Arbeiten innerhalb des militärischen Sperrgebietes möchten wir uns ganz herzlich bei der Range Control des britischen Truppenübungsplatzes Senne bedanken. Ein besonderer Dank gilt auch Herrn Ramon Mena und Herrn Dr. Wolfgang Riss, Münster, für die Fotografien, die von der juvenilen *Unio crassus* gemacht wurden.

Literatur

Bauer, G. und Wächtler, K. (Eds.) (2001): Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Ecological Studies 145. Springer, Berlin. 389 pp.

Henker, A., Hochwald, S., Ansteeg, O., Audorff, V., Babl, A., Krieger, B., Krödel, B., Potrykus, W., Schlumprecht, H. und Strätz, C. (2003): Zielartenorientierte Regeneration zweier Muschelbäche in Oberfranken. Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben „Maßnahmen zum Schutz der Bachmuschel Unio crassus“ des Bundesamtes für Naturschutz. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 56. Bonn–Bad Godesberg. 244 pp.

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1999): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 1: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. LUA Merkblatt Nr.16. Essen. 235 pp.

Scholz, A. (1992): Die Großmuscheln (Unionidae) im Regierungsbezirk Detmold – Verbreitung, Biologie und Ökologie der Ostwestfälischen Najaden. Naturschutz – Landschaftspflege im Regierungsbezirk Detmold, Heft 9 (Sonderheft): 1-73.

Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor: Bewertung der Projektergebnisse

Ralph Kusserow[1], Jens Mählmann[2] & Ute Schröter-Bobsin[3]

[1] Kusserow, Ralph; Röske, Isolde; TU-Dresden, Inst. f. Mikrobiologie, Mommsenstr. 13, D-01062 Dresden, Tel.: 0351/463 359 16, Fax: 0351/463 374 85; Ralph.Kusserow@mailbox.tu-dresden.de, [2] Mählmann, Jens; Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V. (STFI), PF 1325, D-09072 Chemnitz; [3] Schröter-Bobsin, Ute; TU-Dresden, Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene, Medizinische Fakultät Carl Gustav Carus, Technische Universität Dresden

Keywords: benthische Filtrierer, Schönungsteiche, Bakterienakkumulation, Virenakkumulation

Einleitung

Dreissena-Filter

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten Verbundprojektes mit dem Sächsischen Textilforschungsinstitut e.V. und dem Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene der TU Dresden wurden Untersuchungen zu Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* als Wasserhygienemonitor und als biologisches Filter durchgeführt. Es wurden drei Ziele verfolgt: Charakterisierung möglicher Einsatzgewässer für einen gebauten Benthos-Filter zur Verwendung in der weitergehenden Abwasser- und der Gewässerreinigung; Entwicklung technischer Textilien als Trägermaterialien für das Filter und Erprobung eines Hygienemonitors für Oberflächengewässer. Das Verfahrensprinzip besteht in der Schaffung eines ökologischen Vorteils für benthische Filtrierer durch Bereitstellung zusätzlicher Aufwuchsfläche sowie eines verminderten Fraßdrucks durch Räuber. Die innere aktive Oberfläche des Gewässers wird vergrößert. Das Einsatzfeld des biologischen Filters ist die Schwebstoffelimination (Phytoplankton, Bakterien, Detritus) aus Gewässern bzw. Anlagen, d.h. überall dort, wo erhöhte Frachten an organischen Schwebstoffen die Gewässer belasten. Als Beispielorganismus wurde die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* gewählt.

Anhand eines Expositionsmonitorings wurden die Grenzkonzentrationen chemisch-physikalischer Parameter ermittelt, die ein Überleben der Dreikantmuschel ermöglichen und somit Aussagen zur prinzipiellen Einsetzbarkeit eines Dreissena-Filters zulassen. Um die Leistungsfähigkeit des Filters abzuschätzen, wurden effektive Filtrationsraten sowie Sedimentationsraten ermittelt.

Technische Textilien

Zur Entwicklung der textilen Aufwuchsträger wurden vornehmlich Wirkverfahren eingesetzt. Durch Variationen von Materialien wie Filamentfäden aus Glas und verschiedenen Kunststoffen wurden optimale Besiedlungseigenschaften der Aufwuchsträger für *D. polymorpha* ermittelt (Mählmann, 2004).

Dreissena-Monitor

Der Eintrag von pathogenen Mikroorganismen aus Kläranlagen in Vorfluter stellt ein potentielles Gesundheitsrisiko dar insbesondere, wenn diese für die Trinkwasseraufbereitung oder als Bade- und Erholungsgewässer genutzt werden. Die Dreikantmuschel wurde auf ihre Eignung als Monitor mikrobieller Belastungen untersucht. Neben Batchversuchen zur Bestimmung der Akkumulationsfaktoren mikrobieller Belastung wurde ein Expositionsmonitoring durchgeführt. Es wurden die Konzentrationen von Indikatorbakterien und Bakteriophagen in der Muschel und im Umgebungswasser ermittelt. Darüber hinaus wurde mit einer 16S rDNA-Analyse untersucht, inwieweit die bakterielle Zusammensetzung des Umgebungswassers in der filtrierenden Muschel repräsentiert wird. Mit diesem kulturunabhängigen Ansatz lassen sich über die Indikatorganismen hinaus komplexe bakterielle Gemeinschaften analysieren (Schröter-Bobsin et al. 2004).

Material und Methoden

Dreissena-Filter

Für die Bestimmung der Überlebensrate wurden jeweils 100 Tiere durch Expositionskörbe geschützt in unterschiedliche Untersuchungsgewässer eingehängt. Als Einsatzgewässer wurden Kläranlagenabläufe (insbesondere mit Schönungsteichen), Badegewässer und Fischteiche ausgewählt. Als Positivkontrolle diente der Neustädter Hafen, Dresden (Elbe). Insgesamt wurden 39 Kläranlagen, 4 Schwimmteiche, 4 Fischteiche und ein Fließgewässer (Elbe, als Positivkontrolle) in das etwa monatlich durchgeführte Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Das Leistungsvermögen eines Dreissena-Filters wurde anhand der effektiven Filtrationsrate (ECR) an drei Probenahmestellen (Elbe, Kläranlage Reichenau Schönungsteich 1 und 2) untersucht. Hierbei wurden Sedimentationstrichter (Imhofftrichter, V ≈ 1,6 L) als Sedimentfallen mit und ohne Muscheln im Gewässer eingesetzt (Kusserow et al. 2004).

Technische Textilien

Für die Entwicklung textiler Aufwuchsträger kamen verschiedene Flächengewirke zum Einsatz. Durch Variation des Materials (Glas, Polypropylen, Polyethylen, Mählmann et al. 2003) und der Flächenstruktur sollten optimale Eigenschaften der Aufwuchsträger für Besiedlung und Wachstum ermittelt werden. Die Exposition der Muster erfolgte an einer Schwimmkonstruktion hängend im unteren Speicherbecken des Pumpspeicherwerks Niederwartha (bei Dresden) in der Nähe der Turbinenauslässe. Die Beprobung erfolgte nach 5, 10 und15 Monaten sowie nach 3 Monaten für die 1+ Kohorte.

In einem weiteren Versuch wurden Filtermodule aus Gitterbox-Paletten (**I**ntermediate-**B**ulk-**C**ontainer-IBC 1000, 1200 x 1000 x 1135 mm) entwickelt, in die 25 m² textiles Flächengewirke (spezifische Oberfläche: 112 m²/m³) als Besiedlungssubstrat eingehängt wurden. 10 dieser Aufwuchsträger-Module wurden im Bodensee in ca. 5 m Tiefe an der Haldenkante exponiert. Nach 8 Monaten wurden 8 Module entnommen und in den Schönungsteich einer nahegelegene Kläranlage überführt (Kusserow et al. 2002).

Dreissena-Monitor

In Laborversuchen (Batch) wurde die Akkumulation und Elimination von Bakterien (*Enterococcus faecilis*) und Bakteriophagen (ΦX174) untersucht (Schröter-Bobsin et al. 2004). Über den Zeitraum eines Jahres wurden wöchentlich Muscheln und das Wasser der jeweiligen Expositionsorte auf koloniebildende Einheiten bei 20 °C und 37 °C, coliforme Bakterien und *E. coli*, intestinale

Enterokokken und Clostridien untersucht. Neben Bakterien wurde auch der Gehalt an somatischen Coliphagen, F-spezifischen RNA Bakteriophagen und *Bacteroides fragilis* Bakteriophagen bestimmt.

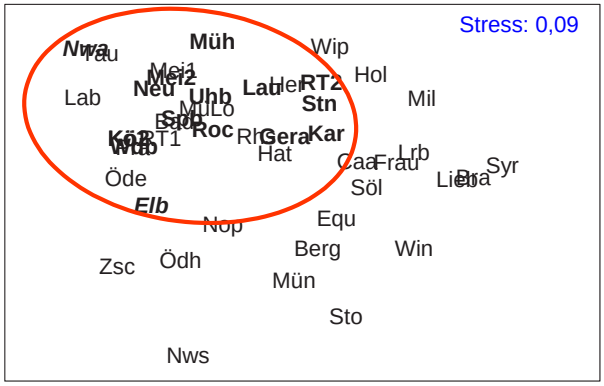
Zur Ermittlung der bakteriellen Zusammensetzung des Verdauungstraktes und des Umgebungswassers wurde eine 16S rDNA Genanalyse herangezogen. Nach einer Woche Exposition wurde zusammen mit dem Verdauungstrakt die gesamte bakterielle DNA präpariert und eine Klonierung der 16S rDNA in *E. coli* vorgenommen. Mit selektierten positiven Transformanten wurde eine PCR durchgeführt. Das PCR-Produkt wurde aufgereinigt und sequenziert. Die vergleichende Analyse der 16S rDNA Klonbank erfolgte über BLAST (Schröter-Bobsin et al. 2004).

Ergebnisse

Dreissena-Filter

In 17 von den 39 untersuchten Anlagen lagen die Überlebensraten zwischen 59 und 98 % (pro Jahr). Im Ablauf der Kläranlage Reichenau überlebten im ersten der zwei in Reihe geschalteten Schönungsteiche (Rei T1) innerhalb eines Jahres etwa 21 % der eingesetzten Tiere. Im zweiten (Rei T2) überlebten 68 %.

Unter der Verwendung der chemisch-physikalischen Parameter NH_4-N, pH, SBK, O_2 und TS wurde mit dem Analyseprogramm PRIMER5 eine Ähnlichkeitsmatrix nach Bray-Curtis berechnet. Die Visualisierung der Berechnungsmatrix ist in Abbildung 1 dargestellt. Alle Anlagen mit Überlebensraten über 50 % sammeln sich in einer Wolke, die sich mit folgenden Parametern charakterisieren lässt:



NH_4-N	< 10 mg/L
O_2	> 40 %
pH	6,9 – 8,5
SBK	> 0,6 mmol/L
TS	> 1,0 mg/L

Abbildung 1: Multidimensionale Skalierung anhand einer Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix (PRIMER5). Expositionsorte mit Überlebensraten über 50 % sind fett dargestellt.

Die effektiven Filtrationsraten (ECR) betrugen im Durchschnitt in den Schönungsteichen der KA Reichenau 1,3 ± 0,8 L/g/h (22 ± 13 mL/Ind./h). In der Elbe lagen die durchschnittlichen ECR auf einem ähnlichen Niveau (1,0 ± 0,4 L/g/h bzw. 24 ± 15 mL/h).

Technische Textilien

Alle exponierten Aufwuchsträger wurden von Biofilm, Schwämmen und Dreikantmuscheln besiedelt. Die Dreikantmuschel stellte den dominierenden Anteil der aufgewachsenen Biomasse. Die höchsten Abundanzen von bis zu 90.000 Ind./m² wurden auf einem PP-Schlingseil-Gewirke ermittelt (Mählmann et al. 2004).

Die Abundanz der Dreikantmuscheln auf den Filtermodule aus Gitterbox-Paletten betrug auf den äußeren Matten im Mittel 75.000 ± 7.000 Ind./m² und auf den inneren 27.000 ± 7.000 Ind./m². Mit 991.000 ± 66.000 Ind/Modul bildete die Dreikantmuschel die dominante Art von 38 nachweisbaren Taxa anderer Makroinvertebraten (ebenda).

Dreissena-Monitor

Batchversuche zur quantitativen Aufnahme- und zum Inaktivierungsvermögen von Bakterien- und Virenpartikel zeigten eine mittlere Reduktion der Enterokokken im Versuchsansatz um 77 % bei 20 °C und 61 % bei 6 °C. Die Aufnahme und Inaktivierung der Bakterien durch die Muschel konnte bestätigt werden. Wohingegen somatischen Phagen erwartungsgemäß nicht akkumuliert wurden.

Bei den Muscheln, die in der Elbe und den Schönungsteichen exponiert waren, lagen die Anreicherungsfaktoren der Hygieneindikatoren (Enterokokken, Clostridien, Coliforme und *E. coli*) zwischen 1 und 18. Wobei die Akkumulationsfaktoren für somatische und F^+-spezifische Coliphagen mit 7 bis 786 deutlich über den für die Bakterien ermittelten Anreicherungen lagen.

Diskussion

Dreissena-Filter

Neben dem Ammoniumgehalt des (Ab-)Wassers zeigten vor allem der pH-Wert, die Temperatur und die Karbonatalkalinität einen starken Einfluss auf das Überleben von *D. polymorpha*. Wahrscheinlich kommt es zu einer Wechselwirkung mit der Konzentration an freiem Kohlendioxid, dem Sauerstoffgehalt und der Salinität bzw. der Ionenstärke, welche die Toxizität des Ammoniums/Ammoniaks beeinflussen (Meyer 1995). Ein erhöhter Salzgehalt und eine erhöhte Sauerstoffkonzentration können die Toxizität vermindern, da neben einem osmotischen Stress beim Gasaustausch in den Kiemen auch ein verminderter Sauerstofftransport bei der Giftwirkung eine Rolle spielen (ebenda). Offensichtlich ergeben sich zwischen einigen dieser Wasserparameter komplizierte Wechselbeziehungen, welche die Angabe von Toxizitätsdaten bzw. einer Ammonium-Grenzkonzentration für den Einsatz von Dreissena-Filtern unmöglich machen. Vor dem Einbringen eines Dreissena-Filters sollte daher ein Mortalitätstest erfolgen. Er sollte eine minimale Dauer von 3 Monaten haben.

Die mittleren effektiven Filtrationsraten von etwa 1 L/g/h (23 mL/Ind./h) waren niedriger, als aus Literaturangaben zu erwarten war (etwa 50 %, vgl. Bij de Vaate et al. 1991, Reeders et al. 1992). Dennoch können sie für Leistungsabschätzungen eines Benthos- bzw. Dreissena-Filters herangezogen werden.

Technische Textilien

Die für die Aufwuchsträger ermittelten Besiedlungsdichte und -struktur ist mit Freilanddaten vergleichbar: Auf Plexiglasplatten im Heider Bergsee konnte Sprung (1992) bis zu 41.000 Dreikantmuscheln/m² nachweisen. Im Niederrhein wurden auf natürlichen Hartsubstraten zwischen 700 und 21.000 (Reeders et al. 1992) und im Ijsselmeer bis zu 10.000 Tiere/m² (Bij de Vaate 1991) nachgewiesen. Im Bodensee wurden an der Expositionsstelle der Module etwa 9.000-10.000 Muscheln/m² (Schalenlänge über 5 mm) und bis zu 90.000 Jungmuscheln/m² ermittelt (Baumgärtner 2004). Bei einer durchschnittlichen Besiedlungsdichte von 75.000 ± 7.000 ind./m^2 ergeben sich mit den ermittelten ECR Filterleistungen von etwa 11 m/d (entspricht $m^3/(m^2*d)$). Für Filtermodule mit einer Besiedlung von 991.000 ± 66.000 ind./Modul können demnach durchschnittliche Filterleistungen von 90 m^3/d angenommen werden, was einer Abwassermenge von etwa 600 EW (Einwohnerwerten) entspricht.

Dreissena-Monitor

Obwohl in Laborversuchen die Hypothese bestätigt wurde, dass Viren von *D. polymorpha* durch direkte Filtration aus dem Umgebungswasser nicht aufgenommen werden können, wurden z. T.

sehr hohe Akkumulationsfaktoren bei den exponierten Versuchstieren ermittelt. Aufgrund der anatomischen Voraussetzungen der Muschel ist nicht von einer direkten Phagenpartikelaufnahme, sondern von einer Filtration von partikelassoziierten und/oder aggregierten Phagen auszugehen (Baron et al. 1996). Zusätzlich führt Aggregation von Phagen möglicherweise zu scheinbar geringeren Konzentrationen im Wasser. Die sehr geringen Akkumulationsfaktoren von *E. coli* weisen auf eine schnelle Verwertung durch *D. polymorpha* hin. Die Dreissena ist als Hygiene-monitor geeignet, der im Gegensatz zur üblichen Stichprobe ein integrales Bild der mikrobiellen Belastung ermöglicht.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des bmb+f (FKZ 02WA0177) finanziert. Wir danken Manuela Junge und Inge Schachtschabel für ihre technische Unterstützung. Herrn Prof. Uhlmann danken wir für die intensiven Diskussionen und die vielen kritischen Hinweise.

Literatur

Baron, J., Lesavre, J., and Schwartzbrod, L. (1996): Attempts of use *Dreissena polymorpha* as a bioindicator of viral pollution in sewage treatment plant effluents. Oecologia 27 (4), 257-261.

Baumgärtner, D. (2004): Principles of macroinvertebrate community structure in the littoral of Lake Constance. Verlag Regionalkultur, Heidelberg, 197 S.

Bij de Vaate, A. (1991): Distribution and aspects of population dynamics of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), in the lake Ijsselmeer area (The Netherlands). Oecologia 86, 40-50.

Kusserow, R., Mählmann, J., Bobsin, U., Röske, I., Dumke, R., Arnold, R. and Fuchs, H. (2003): Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor I. Einschätzung der Kondition in verschiedenen Untersuchungsgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder: 688-692.

Kusserow, R. and Röske, I. (2004): Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor. II. Potentielle Einsatzgewässer und Filtrationsleistung eines Dreissena-Filters. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 523-527.

MacIsaac, H. J. and Rocha, R. (1995): Effects of suspended clay on Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) faeces and pseudofaeces production. Archiv für Hydrobiologie 135 (1), 53-64.

Mählmann, J., Arnold, R., and Mörtl, M. (2004): Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor. I. Entwicklung textiler Aufwuchsträger als Besiedlungssubstrat für benthische Organismen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 523-527, 518-522.

Meyer, E. (1995): Variabilität verschiedener Wasserqualitätsfaktoren unter besonderer Berücksichtigung des Ammoniums-Ammoniak-Systems bei intensiven Haltungsbedingungen von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss* WALBAUM). Dissertation, Fachbereich Biologie der Universität Hamburg.

Reeders, H. H. and bij de Vaate, A. B. (1992): Bioprocessing of Polluted Suspended Matter from the Water Column by the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) PALLAS. Hydrobiologia 239 (1), 53-63.

Schröter-Bobsin, U., Dumke, R. und Röske, I. (2004): Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor. III. Hygienemonitoring. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 529-534.

Grenzschichtphänomene bei der Ansiedlung von Muscheln?

Alexander Wacker[1,2] *& Eric von Elert*[2]

[1] Institut für Natur-, Landschaft- und Umweltschutz, Universität Basel, CH-4056 Basel, Schweiz, A.wacker@unibas.ch,
[2] Limnologisches Institut, Universität Konstanz, D-78457 Konstanz, Eric.vonelert@uni-konstanz.de

Keywords: *Dreissena polymorpha*, Larven, Strömung, Temperatur, Wandermuschel

Einleitung

Die als Wander-, Dreikant- oder auch Zebramuschel bekannte *Dreissena polymorpha* spielt eine wichtige Rolle in litoralen Lebensgemeinschaften von Süßwasserseen. Geeignetes Siedlungssubstrat und vorteilhafte Umweltbedingungen sind ein wichtiger Faktor für die erfolgreiche Rekrutierung von *D. polymorpha*. Dabei ist über die Dynamik von groß–skaligen Interaktionen, die die Ausbreitung der Larven und neu angesiedelten Jungmuscheln beeinflussen wenig bekannt. Tragen durch Wind ausgelöste Wasserbewegungen, interne Seiches und Grenzschichtphänomene zum Transport der Muschellarven in Seen bei?

Material und Methoden

Während einer Saison wurden physikalische Größen und das Siedlungsmuster von *D. polymorpha* im Bodensee in verschiedenen Wassertiefen untersucht. In 4, 15 und 30 m Wassertiefe wurden künstliche Substrate ausgebracht (2 Tage) und jeweils 1 m über der Sedimentoberfläche Planktonproben entnommen. Die Temperatur wurde mittels Datenloggern in 60-minütigem Intervall aufgenommen. Neu angesiedelte Muscheln wurden im Labor von den künstlichen Substraten abgewaschen, sowie wie im Plankton enthaltene Larven gezählt und Größe bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die größten Dichten von planktischen Larven und neu angesiedelten Jungmuscheln wurden in einer Tiefe von 4 m beobachtet. Aber auch in größeren Wassertiefen (15 und 30 m) fand eine Neuansiedlung von Muschellarven auf künstlichen Substraten statt.

Die zwei Ansiedlungsepisoden in 15 m und 30 m Wassertiefe stimmen mit der Beobachtung eines drastischen Anstiegs mit nachfolgendem Abfall der Temperatur in 4 m überein. Die Beziehung zwischen der Abundanz der Siedler, der Larven und eventueller Wasserbewegungen wurde mit einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) näher untersucht. Die Temperaturänderung während eines Zeitintervalls von 5 Tagen (~interne Schwingung) vor Ende der Exposition der künstlichen Substrate wurden als Surrogat–Parameter für interne Wasserbewegungen benützt. Die Größe der Larven wurde als weiterer Parameter in die Analyse aufgenommen, da größere Larven kompetenter sind sich anzusiedeln.

Die PCA extrahierte zwei Faktoren mit Eigenwerten >1, die 73 % der Datenvarianz erklärten (Tab. 1). Faktor 1 wurde hauptsächlich durch die Abundanz der Larven, Siedler und der Temperatur repräsentiert, Faktor 2 durch die Größe der Larven.

Tab. 1: Zusammenfassung der Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Abundanz der Larven, Abundanz der Neuansiedler, Größe der Larven und Temperaturfluktuation. Es sind nur Faktoren dargestellt, deren Eigenwerte >1 waren.

	Faktor 1	Faktor 2
Eigenwert	1.8	1.1
Kumulative Varianz erklärt (%)	45	73
Komponenten Loadings		
Abundanz der Neuansiedler	–0.9	0.2
Abundanz der Larven	–0.7	0.3
Größe der Larven	0.1	0.9
Temperatur Fluktuation	–0.7	–0.4

Schlussfolgerung

Da es einen engen Zusammenhang zwischen Wasserbewegungen (Temperaturänderung, etc.), Abundanz der Larven und der Ansiedlung von *Dreissena polymorpha* gibt, sollten physikalische Faktoren verstärkt zur Erklärung von Siedlungsmustern von Muscheln herangezogen werden.

Literatur

Bäuerle, E., Ollinger, D. & Illmberger, J. (1998): Some meteorological, hydrological, and hydrodynamical aspects of Upper Lake Constance. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues. Advanc. Limnol. 53: 31-83.

Lehn, H. (1965): Isothermenschwankungen im Bodensee. Umschau Jahrgang 1965: 644-648.

Martel, A. L., Baldwin, B. S., Dermott, R. M. & Lutz, R. A. (2001): Species and epilimnion/hypolimnion-related differences in size at larval settlement and metamorphosis in *Dreissena* (Bivalvia).Limnol. Oceanogr. 46: 707-713.

Gaedke, U. & Schimmele, M. (1991): Internal seiches in Lake Constance: influence on plankton abundance at a fixed sampling site. J. Plankton Res. 13: 743-754.

Sprung, M. (1993): The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*. In: Nalepa, T. F. & Schloesser, D. W. (ed.), Zebra mussels: biology, impacts and control. Lewis Publishers, Boca Raton: 39-53.

Wainman, B. C., Hincks, S. S., Kaushik, N. K. & Mackie, G. L. (1996): Biofilm and substrate preference in the dreissenid larvae of Lake Erie. Can. J. Fish. aquat. Sci. 53: 134-140.

Wie wichtig sind Antennen? Experimentelle Untersuchung zur Nahrungsfindung der Larven von *Melampophylax mucoreus* (Trichoptera, Limnephilidae)

Elisabeth I. Meyer[1], Christian Kock[1], Bernd Spänhoff [2] & Alexander Meyer[1]

[1]Westfälische Wilhlems-Universität Münster, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, meyere@uni-muenster.de, kockc@uni-muenster.de, almeyer@uni-muenster.de, [2]Universität Jena, Institut für Ökologie, Arbeitsgruppe für Limnologie, bernd.spaenhoff@uni-jena.de

Keywords: *Melampophylax*, temporäre Gewässer, Nahrungsfindung, Antennen, Kontaktchemorezeption, Langdistanz-Chemorezeption

Einleitung

Die Antennen spielen bei der Aufnahme chemischer Reize durch Insekten eine außerordentlich große Rolle. Während adulte Insekten die Antennen sowohl zur Nahrungs- als auch zur Partnerfindung und Feindvermeidung nutzen, sind die Hauptfunktionen bei Insektenlarven die Nahrungsfindung und Feindvermeidung. Larven von *Melampophylax mucoreus* (Limnephilidae) sind typische Weidegänger, die sich in Fließgewässern von epilithischen Biofilmen ernähren. In dieser experimentellen Labor-Studie wurde das Nahrungsfindungs-Verhalten von Larven untersucht. Hauptfragestellungen waren: (1) wie die Larven Nahrungsquellen identifizieren und (2) ob sie diese über größere Entfernungen anhand ihrer Antennen detektieren können.

Material und Methoden

Versuchstiere

Melampophylax mucoreus (HAGEN, 1861) ist ein Vertreter der in Mitteleuropa sehr artenreichen Unterfamilie Limnephilinae innerhalb der Limnephilidae. Diese Köcherfliegenguppe besiedelt Gewässer unterschiedlichster Art, von sommertrockenen Tümpeln bis zu Gebirgsbächen und ernährt sich überwiegend als Weidegänger von Aufwuchsalgen. Larven des fünften Stadiums sind ab Anfang Mai zu finden, die Flugzeit der Imagines beginnt im September und reicht bis in den Dezember hinein. Nach Braukmann (1987) ist *M. mucoreus* ein typischer Vertreter für Karbonatgewässer mit oft intermittierendem Abfluss. Dies deckt sich mit der Verbreitung der Art in Nordrhein-Westfalen, wo sie bislang nur in der Paderborner Hochfläche nachgewiesen wurde und - vornehmlich in den temporären Bachabschnitten - in hohen Abundanzen auftritt (Meyer & Meyer 2000).

Herkunftsgewässer: Talgosse

Das Herkunftsgewässer der Versuchstiere ist die Talgosse. Sie liegt im Südosten des Kreises Paderborn und fließt durch die sog. „Paderborner Hochfläche“, welche sich im Südosten des Naturraumes „Westfälische Tieflandsbucht“ befindet. Die Gesteinsschichten der Paderborner Hochfläche bestehen aus verkarsteten, klüftigen Kalksteinen und darin eingelagerten Tonmergeln. Die Talgosse

entspringt in ca. 315 m NN auf der Paderborner Hochfläche und mündet in ca. 175 m NN nach einer Fließstrecke von etwa 8 Kilometern in die Alme, die über die Lippe in den Rhein fließt. Ihr Gefälle beträgt somit 2 %. Das Einzugsgebiet der Talgossse hat eine Fläche von 7,8 km².

Probenahme

Im Mai 2003 wurden mehrere Hundert Larven der Art *M. mucoreus* in der Talgosse nahe der Tuffquelle gesammelt und zur Hälterung in eine Kühlkammer überführt. Mit Gaze abgedeckte Hälterungsbecken (120 x 40 x 40 cm) wurde mit einer mehrere Zentimeter dicken Sedimentschicht, Bachsteinen, Laub und Bachwasser aufgefüllt. Zur Belüftung und Zirkulation des Wassers wurden handelsübliche Ausströmer verwendet.

Experimente in der Fließwasserrinne

Mittels verschiedener Versuchsansätze in einer 3 m langen Fließrinne (Höhe: 0,2 m, Breite; 0,15 m) sollte geklärt werden, ob die Larven Nahrungsquellen entlang einer vermeintlichen Duftspur schneller und zielsicherer aufspüren können als ausschließlich durch direkten Kontakt. Das Fließrinnensystem besteht aus einem geschlossenen Wasserkreislauf, der mit Leitungswasser gespeist wird. Am Zu- und Ablauf wurde die Versuchstrecke durch zwei Netze der Maschenweite 1 mm begrenzt. Licht- und Temperaturverhältnisse waren stets konstant. Die Wassertemperatur in der Fließrinne lag - wie auch im Hälterungsaquarium - bei 14,5 °C, die sohlnahe Strömungsgeschwindigkeit wie im Herkunftsgewässer bei ca. 0,2 m/s, und der Wasserstand betrug 12 cm. Alle Experimente wurden in einem 1,5 m langen, durch ein Gazegitter abgetrennten Abschnitt der Fließrinne durchgeführt. Ein Gemisch aus feinem Sand (mittlerer Korndurchmesser 0,2 mm) und Kies (Korndurchmesser 2 bis 4 mm) im Verhältnis 1 : 1 diente als Substrat. An den beiden Enden der Versuchsstrecke wurden ca. 8x8 cm großen Steine aus der Talgosse eingesetzt (je nach Versuchsansatz mit oder ohne Aufwuchs). Vor jedem Versuchsdurchgang wurden die Larven 10 Minuten in einem kleinen Käfig in der Mitte der exponierten Steine akklimatisiert. Die Entfernung zwischen dem Startpunkt der Larven und den in beiden Richtungen exponierten Steinen betrug somit ca. 75 cm. Jeder der nachfolgend beschriebenen Versuchsansätze wurde mit 10 mal mit je 20 Larven durchgeführt, Versuchsansatz 4 mit 14 Wiederholungen.

Versuchsansatz 1: Steine ohne Aufwuchs
An beiden Enden der Versuchsstrecke wurden Steine ohne Aufwuchs eingesetzt. Bei dieser „Nullprobe“ wurde also keine Duftspur erzeugt, sondern überprüft, ob sich die Larven positiv oder negativ rheotaktisch verhalten.

Versuchsansatz 2: Stein mit Aufwuchs stromabwärts
Bei diesem Versuchsansatz wurde stromabwärts ein Stein mit Aufwuchs eingesetzt. Der Wasserkreislauf wurde unterbrochen, indem das die Rinne verlassende Wasser am Auffangbecken vorbei in die Kanalisation geleitet wurde. Der Verlust wurde durch Leitungswassereinspeisung wieder ausgeglichen. Auf diese Weise sollte vermieden werden, dass sich eine mögliche „Duftspur“ - bedingt durch das Wasser-Kreislaufsystem - durch die gesamte Versuchsstrecke zieht.

Versuchsansatz 3: Stein mit Aufwuchs stromaufwärts
Der Stein mit Aufwuchs wurde oberhalb der Aussatzstelle der Larven plaziert. Im Unterschied zum Versuchsansatz 2 zog sich hier die Duftspur vom stromaufwärtigen Ende in Fließrichtung stromabwärts. Daher war hier der Wasserkreislauf geschlossen.

Versuchsansatz 4: Antennenversuch
Für diesen Versuch wurden 10 „normale“ Larven zusammen mit 10 Larven, denen die Antennen abpräpariert worden waren, in die Rinne eingesetzt und beobachtet. Die Antennen wurden mit einer Rasierklinge entfernt, und die Larven erst bei nachweislicher Vitalität nach 24 Stunden Einzelhälte-

rung für die Versuche verwendet. In der Fließrinne befand sich der Stein mit Aufwuchs wie im Versuchansatz 3 stromaufwärts,.

Ergebnisse und Diskussion

Am Kopf der Larven lassen sich die Mundwerkzeuge und die Antennen gut erkennen (Abb. 1a). Die glatten Schneidkanten der kräftigen Mandibeln sind ein wichtiges Bestimmungsmerkmal für diese Art (Waringer & Graf 1997). Die Larven von *M. mucoreus* besitzen ein für Limnephilidae typisches Paar seitlich am Kopf sitzender, kurzer, einstieliger Antennen (Abb. 1b; Denis 1984, Wallace et al. 2003). Am apikalen Ende der Antennen (Abb. 1c) ist eine feinstrukturierte Platte zu erkennen, die eine unregelmäßige Oberflächenstruktur aufweist. Hierbei könnte es sich um eine Multiporen-Platte handeln, die von Zacharuk (1980) als eine mögliche Erscheinungsform eines Chemorezeptors beschrieben wird. Mittels dieser Antennen könnten die Larven durch Langdistanz-Detektion in der Lage sein, ähnlich wie Raupen eine attraktive Nahrungsquelle gerichteter und schneller als mittels reiner Kontaktchemorezeption zu ausfindig machen.

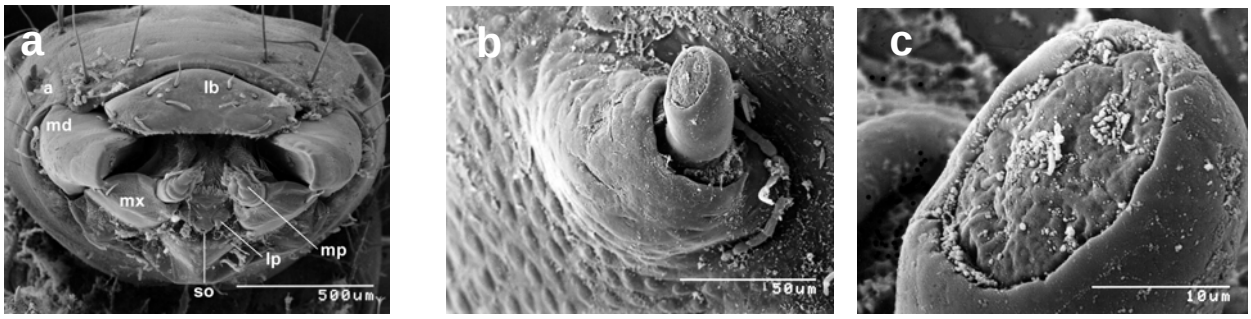


Abb. 1: (a) REM-Aufnahme der larvalen Kopfkapsel von *Melampophylax mucoreus* (a=Antennen, md=Mandibel, lb=Labrum, mx= Maxille, mp=Maxillarpalpus, lp = Labialpalpus, so = Spinnöffnung), Detailaufnahmen (b) der Antenne und (c) der Antennenspitze.

Das Ergebnis der Fließrinnenversuche zeigt, dass sich die Larven ohne eine Nahrungsquelle in der Fließrinne in beide Richtungen (stromauf- und stromabwärts) gleich verteilen (Abb. 2a), sich somit weder positiv noch ein negativ rheotaktisch verhalten und die Steine ohne Aufwuchs kaum berücksichtigt werden.

Wird ein Stein mit Aufwuchs stromaufwärts eingebracht, erreicht die mutmaßliche Duftspur den Einsetzpunkt der Larven in der Mitte der Rinne, von wo aus die Larven mittels ihrer Antennen - entlang der Duftspur und gegen die Strömung orientiert - den Stein ausfindig machen können (Abb. 2b). Schon nach 15 min hatten rund 35 Prozent aller eingesetzten Larven den Stein mit Aufwuchs aufgespürt. Zu Ende des Versuchs befanden sich knapp 70 Prozent auf dem Stein mit Aufwuchs - deutlich mehr als bei einer reinen Kurzstrecken-Detektion.

Wird ein Stein mit Aufwuchs unterhalb der Einsatzstelle der Larven exponiert – d.h., Nahrungsquelle bachabwärts -, kann diese nur mittels der Kurzdistanz-Detektion bzw. Kontaktchemorezeption gefunden werden, denn die Duftspur erreicht die Larven nicht. Insgesamt befanden sich nach 60 min rund 2/3 der Larven stromabwärts. Im Vergleich dazu blieb der Stein ohne Aufwuchs (wie erwartet) unbeachtet, da er keine attraktive Nahrungsquelle darstellt.

Die deutlich zurückgebildeten Antennen haben offensichtlich keine Bedeutung für die Nahrungsfindung der Larven (Abb. 3). Es wäre andernfalls zu erwarten gewesen, dass sich die Larvengruppe mit Antennen gezielter auf die Nahrungsquelle zu bewegen, was durch eine höhere Anzahl dieser Larven auf dem Stein mit Aufwuchs im Vergleich zu den Larven ohne Antennen in der ersten Hälfte der Versuchdauer zum Ausdruck gekommen wäre. Beide Gruppen unterschieden sich aber nicht in ihrer Verteilung in der Rinne. Vielmehr konnte beobachtet werden, dass sie in ihrem Habitat scheinbar ungerichtet umherlaufen und Partikel auf dem Substrat offensichtlich mittels Kontaktchemorezeptoren auf ihren Geschmack hin überprüfen. Der Partikel wird dann entweder ingestiert oder ausgespuckt. In letzterem Fall kriecht die Larve kriecht weiter, nimmt einen neuen Partikel zur Überprüfung auf (bite-pull-forward-Bewegung; Arsuffi & Subberkropp 1985). Die hohe Mobilität der Larven, von Hart (1981) auch für andere Limnephilidae-Larven beschrieben, ist hierbei von Vorteil.

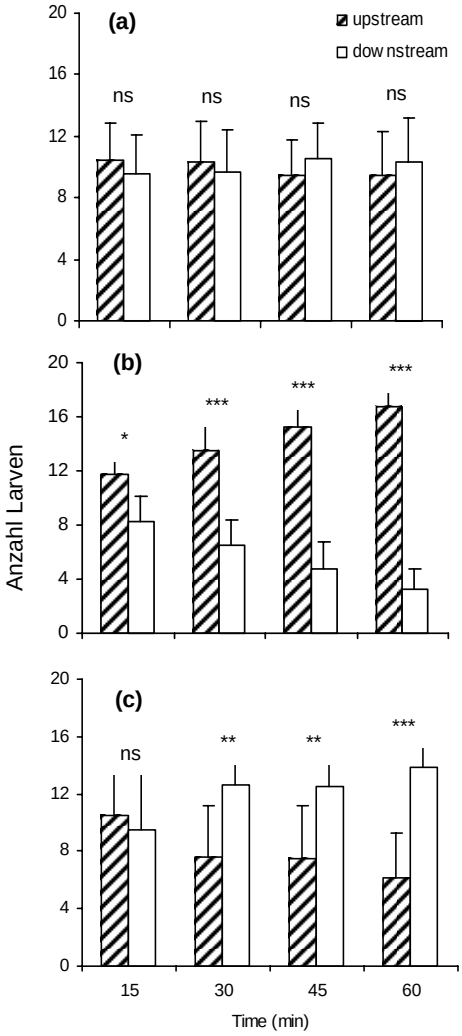


Abb. 2 (rechts): Erfolg in der Nahrungssuche der Larven (n = 20) bei (a) Steinen ohne Aufwuchs in beide Richtungen, (b) Steine mit Aufwuchs oberhalb, und (c) unterhalb des Startpunktes der Larven. (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)

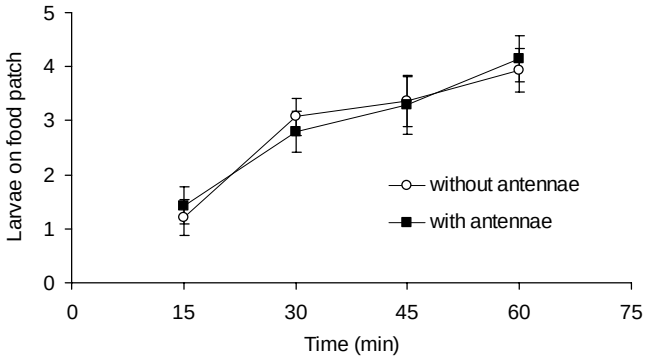


Abb. 3: Nahrungsfindungs-Erfolg der Larven mit Antennen (n = 10) und ohne Antennen (n = 10). Angegeben sind die Mittelwerte ± SA aus 14 Versuchen.

Schlussfolgerungen

Die offensichtliche Zurückbildung der Antennen von *Melampophylax mucoreus*-Larven kann im Kontext der evolutionsökologischen Notwendigkeit der Aufnahme chemischer Reize durch Fließgewässer-Invertebraten erklärt werden. Die Larven sind durch ihren Köcher gegenüber Fressfeinden wirkungsvoller geschützt als durch die Aufnahme von feindspezifischen Kairomonen, die nur in Fließrichtung transportiert werden. Zudem würden lange Antennen das schnelle Zurückziehen der Larven in den Köcher behindern. Das Fehlen der Antennen zur Nahrungsquellen-Detektion wird durch die hohe Mobilität der Larven kompensiert.

Literatur

Arsuffi, T. L. Suberkropp, K. (1985): Selective feeeding by stream caddisfly (Trichoptera) detrivores on leaves with fungal-colonized patches. Oikos 45: 50 –58.

Braukmann, U. (1987): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Arch. Hydrobiol. Beih. 26: 1-355.

Denis, C. (1984): Fine structure of case-making larvae (Trichoptera). Proceedings of the 4th International Symposium on Trichoptera: 105-114.

Hart, D.D. (1981): Foraging and resource patchiness: field experiments with a grazing stream insect. Oikos 37: 46-52.

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.

Wallace, I.D., Wallace, B. & Philipson, G.N. (2003): Keys to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. FBA Scientific Publication No. 61.

Waringer, J., Graf, W. (1997): Atlas der östereichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas, Wien, 286 S.

Zacharuk, R.Y., Shields, V.D. (1991): Sensilla of immature insects. Annu. Rev. Entomol. 36: 331-354.

Zur Habitatpräferenz aquatischer Makroinvertebraten in Hochmoorrenaturierungsflächen der Esterweger Dose (Papenburg, Niedersachsen)

Sonja Hensel & Ellen Kiel

Institut für Naturschutz und Umweltbildung der Hochschule Vechta, Driverstraße 22, D-49377 Vechta, sonja.hensel@uni-vechta.de, ellen.kiel@uni-vechta.de

Keywords: Hochmoorrenaturierung, Erfolgskontrolle, Strukturkartierung, aquatische Makroinvertebraten, Habitatpräferenz

Einleitung

Natürliche Hochmoorflächen im Norddeutschen Tiefland sind vollständig verschwunden. Die heutige Forschung gilt abgetorften Moorflächen, deren Wiedervernässung einer Regeneration von hochmoortypischen Lebensräumen dienen soll. Dort durchgeführte Forschungsarbeiten zielen u.a. darauf ab, die Entwicklung und den Erfolg der Renaturierung zu dokumentieren und zu optimieren. Regenerationsbegleitende Untersuchungen konzentrierten sich bisher mehrheitlich auf hydrologische und vegetationskundliche Aspekte. Sofern faunistische Arbeiten durchgeführt wurden, beschränkten sich diese überwiegend auf terrestrische Tiergruppen oder einzelne Rote-Liste-Taxa (i. d. R. Odonata). Obwohl die zur Regeneration von Mooren notwendige Wiedervernässung z. T. auf großer Fläche aquatische Biotope entstehen lässt, wurde deren Besiedlung und Entwicklung bisher kaum untersucht. Dieser Beitrag liefert erste Ergebnisse einer vergleichenden Untersuchung der aquatischen Makroinvertebratenfauna in Hochmoorrenaturierungsflächen Niedersachsens. Die Arbeiten sind Teil, eines Projektes zur „Regeneration von Hochmooren“, das an der Hochschule Vechta durchgeführt wurde. Die Studie bietet erste grundlegende Aussagen zu Besiedlungsdichten aquatischer Makroinvertebraten in unterschiedlichen, für Hochmoorrenaturierungsflächen typischen Struktur- bzw. Vegetationstypen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Verglichen wurden zwei Wiedervernässungsflächen (Gesamtgröße ca. 80 ha) in der Esterweger Dose (Raum Papenburg, Niedersachsen). Mit ca. 3.800 ha bildete dieses Gebiet ursprünglich den größten Hochmoorkomplex Deutschlands. Heute sind die gesamten Flächen abgetorft oder zur zukünftigen Abtorfung (1.700 ha) frei gegeben. Etwa 640 ha ehemals abgetorfter Flächen sind als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Darin befinden sich die zwei benachbarten Untersuchungsflächen.

Strukturkartierung

Der Erfassung aquatischer Makroinvertebraten ging die Entwicklung eines Strukturkartierungsverfahrens voraus. Dieses Verfahren sollte, im Vergleich zur Vegetationskartierung weniger aufwendig aber dennoch aussagekräftig sein. Als Grundlage für die Strukturkartierung wurden 9 Kategorien (Grundstrukturen) festgelegt (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Grundstrukturen

Strukturnr.	Struktur
1	Freie Wasserfläche
2	Flutende Moose locker (submers)
3	Flutende Moose dicht (submers)
4	Moosdecke (submers-emers)
5	Wollgras
6	Moospolster (emers)
7	Pflanzenpolster mit Moosen
8	Pflanzenpolster ohne Moose
9	Anstehender Torf (mit Glockenheide)

Dieser Einteilung lag ein Nässegradient zugrunde. Die Strukturkategorien umfassten größere aquatische Flächen (z. B. Struktur 1: „freie Wasserfläche“) bis hin zu weitgehend trockenen Strukturen (z. B. Struktur 9: „anstehender, trockener Torf, ggf. mit Glockenheide“) und schlossen unterschiedlich dichte und nasse Vegetationsstrukturen ein (z. B. Struktur 6: „emerse Moospolster“). Diese Grundstrukturen treten selten als homogene Einheiten auf. Darin subdominante Strukturen wurden entsprechend kategorisiert und durch nachgeordnete Ziffern gekennzeichnet (z. B. Struktur 4/5: „Moosdecke, emers-submers *mit* Wollgras“). Die Strukturkartierung erfolgte auf 3 Transekten je Untersuchungsfläche. Dabei wurden die Flächengrößen der Struktureinheiten festgestellt und in ein GIS (Geographisches Informationssystem) übertragen.

Strukturbezogene Erfassung der Fauna

Die Zahl der faunistischen Proben je Gebiet wurde proportional zur Flächengröße der homogenen Struktureinheiten festgelegt (vgl. Abb. 1). Jede faunistische Beprobung umfasste einerseits die Entnahme definierter Moosmengen mit einem Moosgreifer (modifizierter van Veen-Greifer, 456 ml), andererseits die Entnahme von Wasserproben (Standardschöpfeinheiten, 50 l), die vor Ort gesiebt wurden (Maschenweite 1,75 mm).

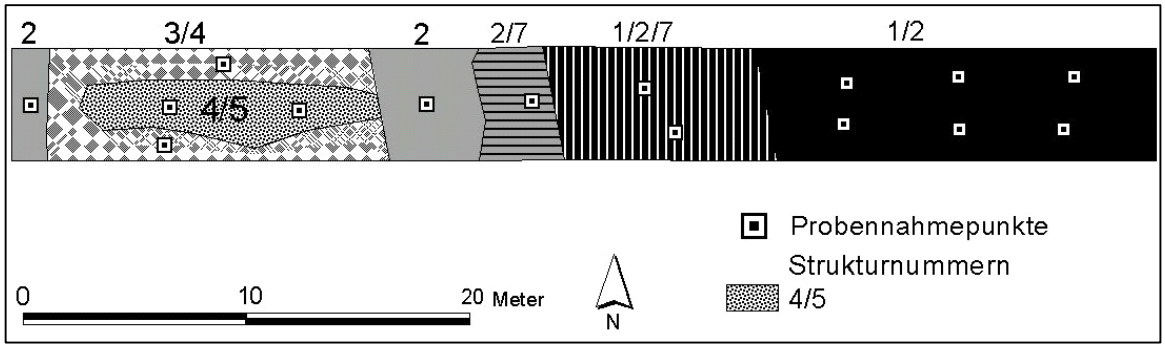


Abb. 1: Beispiel – Strukturkartierung und Probennahmepunkte der Schöpf- und Moosbeprobung

Strukturkartierung und faunistische Beprobung wurden im Winter 2003 durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der **Strukturkartierung** spiegeln die anthropogen bedingten Unterschiede in der Hydrologie und Morphologie der Untersuchungsflächen insbesondere im Hinblick auf den Anteil trockener bzw. nasser moosreicher Strukturen wider. Nachfolgend werden die in diesen Strukturen erfassten Besiedlungsdichten für ausgewählte Makroinvertebratengruppen dargestellt.

Die einzige dort vorkommende **Ephemeroptera** ist *Leptophlebia vespertina*. Sie scheint eine der wenigen Arten zu sein, die in Nordeuropa saure dystrophe Stillgewässer dauerhaft zu besiedeln vermag (Kiel, 2003). Nach Fontaine et al. (1990) entwickelt sie sich nie dort, wo starke Wasserstandsschwankungen auftreten. Frühere Forschungen in der Esterweger Dose zeigen, dass die Populationsentwicklung dieses Phytalbesiedlers (Schedtje & Colling, 1996) möglicherweise wesentlich von der Flächengröße und den Strukturen beeinflusst wird. Mit der Entwicklung des Phytals (z. B.

flutende *Sphagnum*-Rasen) scheinen in den Renaturierungsflächen zunehmend bessere Bedingungen für die Larven zu entstehen (Kiel, 2003; Kiel & Matzke, 2002). Larven von *L. vespertina* traten in dieser Untersuchung in den größeren, teilweise durch submerse *Sphagnen* strukturierten Wasserflächen auf. Es bestanden deutlich positive Korrelationen zwischen Individuendichte und Nässegradient (Spearman-Rank-Koeffizient = 0,5) und ein signifikanter Unterschied der Individuendichteverteilung in nassen und trockeneren Strukturen (Mann-Whitney-U-Signifikanztest, asymptotische Signifikanz = 0,00). Diese Präferenz der nassen Strukturen lag in den Moos- (Abb. 2) und Schöpfproben vor.

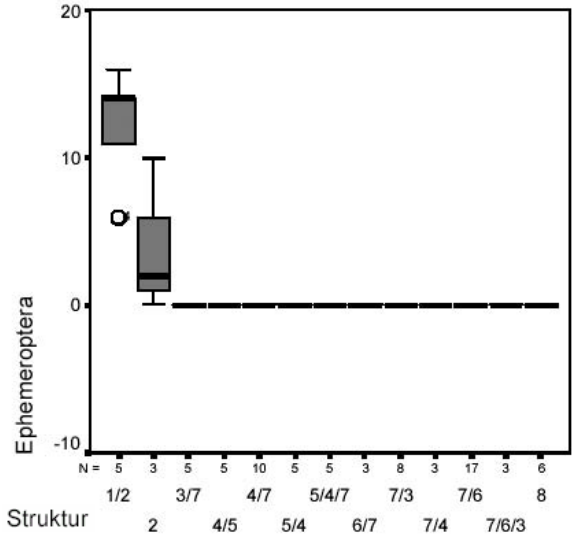


Abb. 2: Box&Whisker-Plot der Ephemeroptera in Moosproben

Odonata wurden ausschließlich durch Moosgreiferproben nachgewiesen. Hier zeigten sie parallel zu den Ephemeroptera eine Bevorzugung der nassen Strukturen (Spearman-Rank-Koeffizient = 0,41) (vgl. auch Abb. 3). Einige Forschungen über Libellen und ihrer Habitatpräferenz in Mooren zeigen, dass Imagines die bevorzugten fischfreien Gewässer erkennen. Von Wasser- und niedrigwüchsigen Sumpfpflanzen sowie teilweise von emersen hellgrünen *Sphagnum*polstern locker durchsetzte Wasseroberflächen gelten als Signale (Buchwald & Schiel, 2002; Benken, 1989). Dabei bieten größere und tiefere Kolke anscheinend günstigere Faktoren für eine größere Artendiversität. Eine der hier vorgefundenen Arten (*Aeshna juncea*) zeigt laut Wildermuth (1996) Präferenz für Uferbereiche, die dicht mit emersen Wasserpflanzen durchsetzt sind und an offene Weiherflächen grenzen. Diese, in der Literatur vermerkte Vorliebe für die Kombination von freien tieferen Wasserflächen mit stark submers und emers bewachsenen Uferstrukturen (Benken, 1989) deckt sich mit den vorliegenden Ergebnissen.

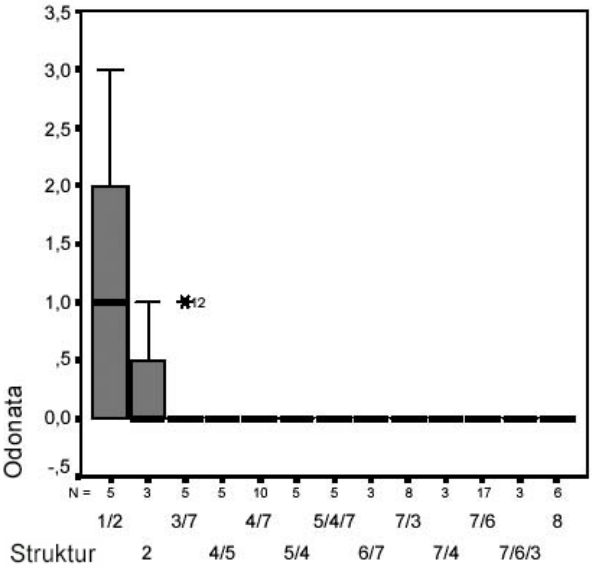


Abb. 3: Box&Whisker-Plot der Odonata in Moosproben

Die Larven der **Tipulidae** wiesen in den hier untersuchten Flächen einen deutlichen Schwerpunkt im Bereich trockenerer, moosreicherer Strukturen auf. Dies wird sowohl durch die Schöpf- als auch die Moosproben bestätigt (Abb. 4). Die dominante Art *Prionocera turcica* zählt zu den typischen Moosbewohnern (Illies, 1978), die lt. Literatur aquatisch oder semiaquatisch, am Rand von Kleingewässern in *Sphagnum* lebt (Brinkmann, 1991). Nach diesen Ergebnissen (Schwerpunkt im Bereich emerser und submerser Moose) scheint die Art häufiger in semiaquatischen Bereichen aufzutreten.

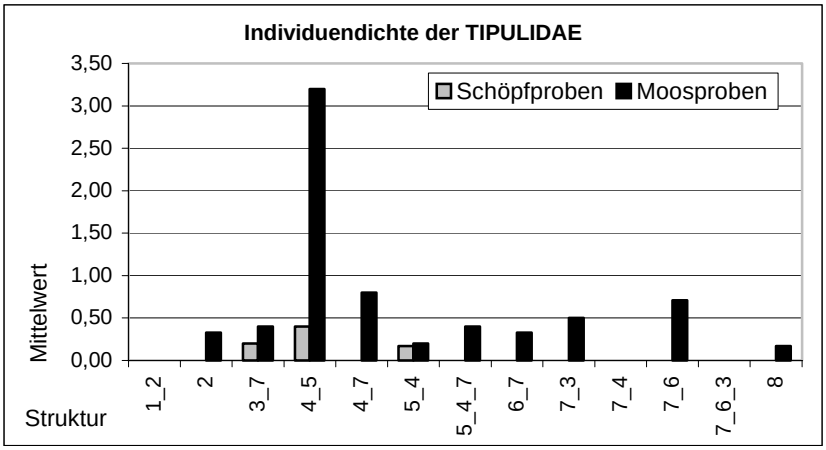


Abb. 4: Mittlere Individuendichten der Tipulidae in Moos- und Schöpfproben

Für **Trichopteren** konnten keine signifikanten Verteilungsunterschiede festgestellt werden. Die vorliegenden Trends sind allerdings Hinweis darauf, dass die in den Renaturierungsgebieten vorkommende Gattung Holocentropus ausschließlich in den nassen Flächen (mit oder ohne flutendem *Sphagnum*) anzutreffen sind. Demgegenüber traten die beiden hier nachgewiesenen Limnephilidae (*Limnepilus elegans, L. luridus*) deutlich häufiger in Moosdecken oder Moospolstern auf. Diese Präferenz wird sowohl in den Schöpf- (Abb. 5) als auch den Moosproben deutlich.

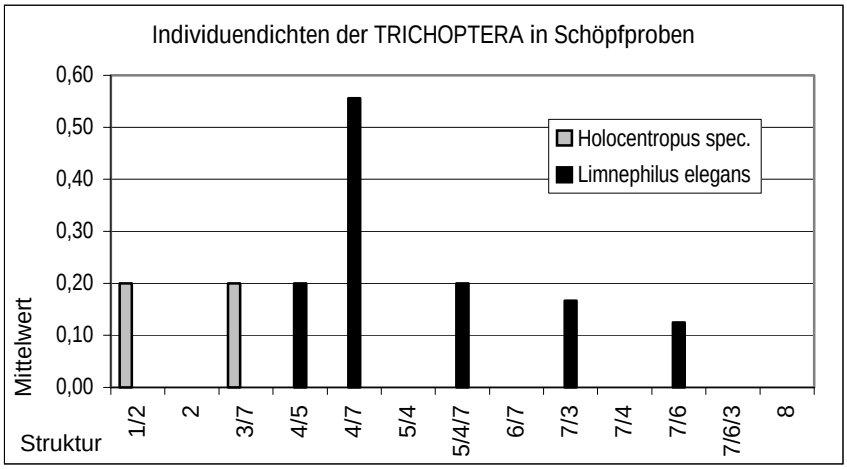


Abb. 5: Mittlere Individuendichten der Trichoptera in Schöpfproben

Resümee und Ausblick

Die hier dargestellten Untersuchungsergebnisse liefern erste Hinweise auf unterschiedliche Verteilungsmuster und Strukturbindungen der aquatischen Fauna in Hochmoorrenaturierungsflächen. Inwieweit diese Erkenntnisse auf andere Flächen übertragbar und für die Bewertung einer Hochmoorrenaturierung generell geeignet sind, muss zukünftig durch vergleichende Untersuchungen in anderen Mooren gezeigt werden. Die Herangehensweise erwies sich grundsätzlich als sehr gut geeignet. Die Probennahmetechniken zur Erfassung der Makroinvertebraten in den kleinräumigen Strukturen war praktikabel und lieferte reproduzierbare, quantitative Daten. Die Strukturkartierung ist zeiteffektiver als eine konventionelle Vegetationskartierung und aussagekräftig im Hinblick auf die beabsichtigte Charakterisierung der Strukturdiversität und der Habitattypen. Die Strukturkartierung und strukturbezogene Probenahme erlaubt den Vergleich mit analog gewonnen Daten späterer

Aufnahmen oder entsprechend bearbeiteten Gebieten. Im Rahmen von Effektstudien über längere Zeiträume könnten darauf aufbauend präzisere Managementempfehlungen geliefert und gebietsspezifische Prognosen formuliert werden. Zusätzlich wäre ein Ausbau der Kartierung durch eine Luftbildkartierung über längere Zeiträume denkbar, durch welche eine zeiteffiziente automatisierte Bearbeitung möglich wird.

Literatur

Benken, T. (1989): Der Einfluss der Renaturierungsmaßnahmen auf die Libellenfauna des NSG Rotes Moor, in: TELMA, Beiheft 2, S. 121-147, Hannover.

Brinkmann, R. (1991): Zur Habitatpräferenz und Phänologie der Limoniidae, Tipulidae und Cylindrotomidae (Diptera) im Bereich eines norddeutschen Tieflandbaches, in: Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Supplement 11, S. 1-156, im Auftrage der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft, Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.

Buchwald, R., Schiel, F.-J. (2002): Möglichkeiten und Grenzen gezielter Artenschutzmaßnahmen in Mooren – dargestellt am Beispiel ausgewählter Libellenarten in Südwestdeutschland, in: TELMA, Bd. 32, S. 161-174, Hannover.

Fontaine, J., Castella, E., Nelva, A. (1990): Some aspects of the ecology of Leptophlebia vespertina, in: Campbell, I.C.: Mayflies and Stoneflies: Life histories an biology, S. 275-280, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

Illies, J. (Hrsg.) (1978): Limnofauna Europaea: Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angabe über Verbreitung und Ökologie, 2. überarb. Und ergänzte Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

Kiel, E. (2003): Untersuchungen zum Vorkommen von Leptophlebia vespertina (L., 1767) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) in Hochmoorregenerationsflächen, in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002, Werder.

Kiel, E., Matzke, D. (2002): Vergleichende Untersuchungen zur Entwicklung von Leptophlebia vespertina (L., 1767) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) in Hochmoorregenrationsflächen, in: TELMA, Bd. 32, S. 127-139, Hannover.

Schedtje & Colling, (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.), München.

Wildermuth, H., Knapp, E. (1996): Räumliche Trennung dreier Anisopterenarten an einem subalpinen Moorweiher, in: Libellula, Bd. 15, S. 57-73.

Revision der DIN 38410, Saprobienindex – Eine kritische Betrachtung aus Sicht von Theorie und Praxis

Michael Marten

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Griesbachstr. 1, D-76185 Karlsruhe,
e-mail: michael.marten@lfuka.lfu.bwl.de

Keywords: Saprobienindex, DIN, Makrozoobenthos, Gewässergüte, Kritik, Makrozoa, Mikrozoa

Historie

Die erste DIN Saprobienindex und der Stand der Entwicklung der neuen DIN Saprobienindex

Die erste Fassung der DIN Saprobienindex (DIN 38 410 Teil 2: 1990-10) versucht die Abwandlungen und Weiterentwicklungen des von Kolkwitz & Marsson (1908, 1909) aufgestellten Saprobiensystems mit einer deutschlandweit gültigen Überarbeitung zu standardisieren. Die drei wesentlichen Merkmale gegenüber bisherigen in der bundesdeutschen Gewässerüberwachung eingesetzten Verfahrensbeschreibungen sind:

• Die Reduktion des Indikatorarten-Kataloges gegenüber den umfangreichen Katalogen verschiedener Autoren auf 90 Mikrozoa und 159 Makrozoa. Dafür wurden wiederum drei Ausschluss-Kriterien gesetzt (Friedrich, 1990): 1. photoautotrophe Organismen 2. wenig verbreitete und seltene Arten 3. nicht sicher bestimmbare Arten.

• Die Aufnahme der Berechnungsformel nach Zelinka & Marvan (1961) mit Abundanzziffer und Indikationsgewicht.

• Die Einführung von Streuungsmaß und Mindest-Abundanzsumme.

Die erste DIN Saprobienindex hat in der Folgezeit kritische Stellungnahmen ausgelöst (Marten & Reusch, 1992; Krieg, 1997; Gründler & Michels, 1996).

Der Norm-Entwurf DIN 38410-1 vom Juni 2003 soll die DIN 38 410 Teil 1: 1987-12 und Teil 2: 1990-10 sowie DIN 38 410 Teil 2 Bbl. 1: 1990-10 ablösen. Alle drei alten Normen werden zu einer neuen Norm DIN 38410-1 vereinigt. Das Gelbdruckverfahren zum Normentwurf ist abgeschlossen. Zum Gelbdruck sind verschiedene Einwände fristgemäß eingegangen, die vom zuständigen DIN-AK behandelt wurden. Andere, nachträglich eingegangene Einwände, wurden zwar vom Deutschen Institut für Normung entgegengenommen, vom zuständigen AK aber nicht mehr behandelt. Die nicht behandelten Einwände sollten vom Validierungsdokument aufgegriffen werden.

Das Validierungsdokument zum neuen DIN-Entwurf ist inzwischen erschienen (Friedrich & Herbst, 2004), wie auch die Norm selbst. Beides wird auch Gegenstand einer weiteren ausführlicheren Behandlung des Themas sein (Marten & Reusch, in Vorb.).

Veränderungen in der neuen DIN Saprobienindex

Konfiguration der Taxaliste

Die Indikatorenliste wurde von 90 auf 227 Mikrozoa bzw. von 159 auf 606 Makrozoa aufgeweitet, die Auswahlkriterien wurden aber nicht verändert. Mit der Aufweitung ist lediglich das erste der damaligen Ziele, Ausschluss der photoautotrophen Organismen, noch gewährleistet.

Die neue Liste enthält hingegen:

- viele seltene Arten, z. B. *Baetis tricolor*, *Ecdyonurus aurantiacus*, *Ephemerella notata*,

- nur regional verbreitete Arten, z. B. *Ecdyonurus submontanus*, *Rhabdiopteryx spp.*, *Rhyacophila aurata*,

- Biotopspezialisten, z. B. 5 *Bythinella*-Arten, *Hydroporus ferrugineus* sowie

- zahlreiche Arten mit spezifischem Aufwand für die Differentialdiagnose (Genitalpräparation, Quetschpräparate), womit es für den einzelnen „ausgebildeten aber nicht weiter spezialisierten Biologen“ in der Praxis allein aufgrund der großen Zahl der in Frae kommenden Taxa kaum noch möglich sein wird, alle Tiergruppen mit der geforderten Trennschärfe (in der Regel Artbestimmung) zu bedienen.

D. h., die für die alte DIN gesetzten Ziele 2. und 3. wurden bereits von dieser nicht durchgehend erfüllt und sind von der neuen Norm noch weniger zu erreichen.

Veränderung der Einstufungen

Von 151 Makrozoobenthosarten DIN-alt bekamen 67 Arten (44 %) einen anderen Saprobienindex (8 Arten wurden ganz herausgelassen). Von diesen 67 Arten wurden 35 mit einem niedrigeren Index ausgestattet (bis zu -0.4 bei 4 Arten), 32 Arten haben einen höheren Index erhalten (maximal +0.5, *Simulium ornatum*). Das Indikationsgewicht wurde in 45 Fällen (30 %) verschoben, 28-mal nach unten (in 3 Fällen um 8), 17-mal nach oben (um bis zu 12, *Leuctra braueri* von 4 auf 16). Während sich die Abweichungen nach oben und unten beim Saprobienindex in der Summe genau die Waage halten, hat sich dass Indikationsgewicht im Durchschnitt verringert (in der Summe um 40), die Indikationsschärfe der betrachteten Taxa müsste demnach abgenommen haben.

Bei den Mikrosaprobier-Arten sind die Veränderungen z. T. noch drastischer: Von den 90 Arten der alten DIN sind 46 Arten (51 %) nicht mehr in der neuen DIN. 6 dieser herausgelassenen Arten haben sich zwischenzeitlich doch noch als photoautotrophe Organismen herausgestellt (2 dieser 6 Arten waren allerdings nach ihrer DV-Nr. schon damals als Algen ausgewiesen!). Für die Anderen ist kein Grund für die Nichtberücksichtigung erkennbar. 183 Arten wurden neu aufgenommen.

Von den 44 gleich gebliebenen Mikrosaprobier-Arten haben nur 16 Arten (36 %) den alten Saprobienindex behalten. Bei 10 Arten wurde der Saprobienindex angehoben (um maximal 0.4 bei 3 Arten), bei 18 Arten wurde abgesenkt (ebenso um maximal 0.4 bei 3 Arten). Die Saprobienindexsumme dieser 28 Arten hat sich in der Summe um 1,5 Einheiten verringert, d. h. das Indikationsspektrum wurde durch die vorgenommenen Änderungen der Einstufungen leicht (in diesem Falle marginal) zum besseren Saprobiebereich hin verschoben.

Die Änderungen im Indikationsgewicht der Mikrozoa fallen geringer aus: In 6 Fällen wurde abgesenkt (maximal um 4) bei 5 Arten wurde angehoben, in zwei Fällen um 8! Bei 33 Arten (75 %) ist das Indikationsgewicht in der alten und der neuen DIN gleich. Tendenziell wurde die Indikationsschärfe mit den vorgenommenen Änderungen leicht verbessert.

Noch verwunderlicher ist die Veränderung der Saprobieindikation einzelner Arten über längere Zeiträume. Zieht man z. B. die Zusammenstellung der Saprobien von Kolkwitz (1950) heran, so ist dort die strikt hypopneustisch lebende Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* noch unter den Oligosaprobien aufgeführt, eine Einstufung, die allein aufgrund der von hohen Sauerstoffgehalten abhängigen in ihrer Gesamtkapazität eng limitierten Plastronatmung dieser Tiere nachvollziehbar ist. Aufgrund der spezifischen Biologie dieser Tiere ist die Art als guter Anzeiger der mittleren Sauerstoffverhältnisse durchaus plausibel. So waren die Bestände auch in den Zeiten der starken organischen Belastung unserer Gewässer (60er bis 80er Jahre) erheblich zurückgegangen. Erst in den letzten Jahren hat sich diese hyporhithrale bis potamale Art wieder gut erholt. In die neue DIN wurde die Wanzenart mit einem Saprobienindex von 2.0 als betamesosaprob und einem verblüffend geringen Indikationsgewicht von 4 eingestuft!

Nach der Revision der DIN SI weiterhin ungelöste Fragen

Auch nach der Revision des Saprobiensystems bleibt die Beweislage für Einstufung einer Art hinsichtlich Saprobiewert oder Indikationsgewicht völlig ungeklärt. Weitere von Marten & Reusch (1992) angeführte Kritikpunkte wurden bei der Neubearbeitung nicht berücksichtigt:

- Offen ist das Verfahren der Ergebnisbewertung von Mikro- und Makroindex. Es ist lediglich untersagt ein einfaches arithmetisches Mittel zu bilden.

- Den sieben Gütestufen sind unterschiedlich weite Saprobiebereiche zugeordnet (I, II, III, IV je 0,5 Einheiten, I-II, II-III 0,3 und III-IV 0,4 Einheiten). Vorteil gleicher Schrittweite der Saprobiebereiche wäre einerseits, die Entsprechung der kontinuierlich verlaufenden biologischen Selbstreinigungsprozesse in Fließgewässern, andererseits eine Verteilung mindestens eines Teils des Überhangs an Güteklasse II-Arten auf angrenzende Klassen.

- Die Bestimmbarkeit der Arten des Makrozoobenthos hat sich in den letzten 13 Jahren seit Erscheinen der ersten Norm nicht wesentlich verbessert. Problematisch für die Bestimmbarkeit der Arten ist vor allem die Einschränkung der Probenahme auf den aquatischen Bereich. Gerade für die Bestimmung der zahlreichen zusätzlich aufgenommenen Arten sind oftmals die terrestrischen Imagines erforderlich.

- Von den Stillwasserarten der alten DIN wurde lediglich *Aeshna cyanea* aus der neuen Liste herausgelassen. Infolge der Erweiterung der Liste sind andererseits viele Stillwasserarten hinzugekommen (z. B. Vertreter der Planorbidae). Das Verfahren bezieht sich aber auf Fließgewässer.

- Die Beschränkung der Untersuchungsmethode auf nur aquatische Stadien führt zum Ausschluss bestimmter Entwicklungsstadien, d. h. zu ungleich starker Berücksichtigung einzelner Tiergruppen.

- Die alte DIN wies ein deutliches Indikatorenmaximum in GK II bei den Makrozoa auf. Folge war, dass bei Bildung eines Mittelwertes aus den Artindices ein Zentripetaleffekt zur Güteklasse II auftrat. Das Übergewicht an Güteklasse II Arten gegenüber der alten DIN wurde mit Neukomposition der Liste bei den Makrozoa nur teilweise abgebaut. Bei den Mikrozoa wurde das Übergewicht an Arten der Güteklassen II, II-III und III deutlich ausgebaut, so dass der Zentripetaleffekt bei Berechnung des Mikroindex verstärkt wird. GK III-IV wird deutlich schwächer als bisher von Mikrozoa repräsentiert, auch ist die Indikatorenzahl der GK IV nun relativ gesehen erheblich geringer als in der alten DIN. Mit dem Mikro-Index nach DIN-neu wird es bei den wenigen Indikatoren der GK I, I-II und dem nun sehr reduzierten Spektrum in GK III-IV und IV also kaum gelingen diese Saprobiebereiche auszuweisen; GK III-IV bestenfalls durch Mischindikation von Vertretern der GK III

und solchen der GK IV. Diese Einschränkung muss im Verfahren ausgewiesen werden, wenn sie nicht durch geschickte Auswahl der Indikatoren zu beheben ist.

Weitere Verschlechterung der Indikationsschärfe des Saprobiensystems im belasteten Bereich

Nach den Einstufungen in der alten DIN aber auch in der neuen DIN ist bei den Makrosaprobien eine deutliche Abnahme des Indikationsgewichtes G mit zunehmenden Sabrobienindex festzustellen. Das bedeutet eine abnehmende Indikationsschärfe des Systems bei schlechteren Güteklassen. Das Saprobiensystem lebt bezogen auf die Makrosaprobien ganz offensichtlich nicht nur betreffs der Artenzahl sondern auch hinsichtlich der Anzeigeschärfe von den Arten, die eher geringe Saprobie anzeigen. Die zwei in der neuen DIN im Bereich Güteklasse IV hoch indikativen Taxa der Eristalinae (G = 16), sind mit ihrem Atemsiphon zwar optimal an das Leben in Sauerstoff freiem Wasser angepasst (Schnorchelprinzip) für die meisten Fließgewässer aber eher untypisch, da dieses Prinzip nur in sehr ruhigen Wasserzonen geringer Tiefe eingesetzt werden kann.

Anders bei den Mikrosaprobien: Passend zu der Beobachtung, dass in übermäßig belasteten Gewässern die Makroorganismen keine Überlebenschance haben und heterotrophe Mikroorganismen das Feld mit Massenaufkommen beherrschen, wurden in der alten DIN noch 18 Arten, d. h. 20 % sämtlicher in die Liste aufgenommener Mikro-Arten (90) im Gütebereich der Güteklasse 4 mit dem höchsten Indikationsgewicht (G = 16) geführt. Die Indikationsschärfe der Mikroorganismen der alten DIN nahm also eher mit steigendem Saprobienindex zu. In der neuen DIN nehmen nur noch 9 Arten, dass sind aufgrund der sonst erheblich angewachsenen Liste der Indikatoren nur noch 4 % der Gesamtzahl (227), diese Position ein. Eine Tendenz zur Zunahme der Indikationschärfe im Bereich stärkerer Belastung ist nach der aktuellen Einstufung nicht mehr auszumachen, eher wird deutlich, dass im Bereich Güteklasse II-III – derjenigen Klasse mit den meisten ausgewiesenen Mikroorganismen – die Indikationsschärfe ein Minimum beträgt (G überwiegend 4).

War aufgrund dieser gegensätzlichen Verteilungsverhältnisse der Indikationsoptionen für die alte DIN eine strikte Verknüpfung der Indikation von Mikro- und Makroorganismen zu fordern, da sich beide Gruppen im Indikationsbereich sinnvoll ergänzten, so ist nach der grundlegender Neukonfiguration der Liste der Mikroorganismen in der neuen DIN keine allzu große Erfordernis dazu gegeben, da sich beide Systeme hinsichtlich Indikatorenverteilung und Indikationsschärfe angenähert haben.

Konsequenzen der Neufassung der DIN Saprobienindex für die Bewertung der Fließgewässer

Nach ersten Berechnungen in Baden-Württemberg, wirken sich die beschriebenen Abänderungen des Saprobiensystems z. T. erheblich auf das indizierte Gütebild der Gewässer aus. So bleibt bei strikter Anwendung der neuen DIN auf die biologischen Befunde an 2112 Untersuchungsstellen in Baden-Württemberg in 1534 Fällen, d. h. 73 %, die errechnete Güteklasse zwar gleich. In 14 % d. h. 293 Fällen wird aber um einen Güteklasse schlechter bewertet. In 13 % (280 UP's) wird um eine Güteklasse besser bewertet. An 2 Untersuchungsstellen erfolgte eine Abwertung um 2 Güteklassen, an 3 Stellen eine Aufwertung um 2 Güteklassen. Regional und Güteklassen differenziert können die Verschiebungen noch drastischer ausfallen. So werden beispielsweise nach der neuen DIN im Gebiet Neckar und Nordschwarzwald 41 % der Untersuchungsstellen um einen Güteklasse schlechter bewertet als bisher. 8 % der Untersuchungsstellen werden mit einer Güteklasse besser bewertet. Diese Neubewertung kann zu erheblichen Irritationen im wasserwirtschaftlichen Vollzug führen, da die mittels Gewässergütekarten vermittelten Sanierungserfordernisse nun je nach Lokalität deutlich anders dargestellt werden.

Zusammenfassende Bewertung der neuen DIN und Ausblick

Für die vergleichende Betrachtung der Ergebnisse verschiedener Zeiträume macht es sicher wenig Sinn, die Beurteilungsbasis in so rascher Folge immer wieder zu ändern. Die Änderungen am Verfahren, hauptsächlich hinsichtlich des Indikatorenspektrums sind gewaltig. Bei den Makrosaprobiern sind von den insgesamt von der alten und der neuen DIN behandelten 614 Taxa lediglich 60 Taxa (9,8 %!) durchgehend, d. h. auch hinsichtlich der Einstufung ihres Saprobiewertes und ihres Indikationsgewichtes, gleich geblieben. Bei den Mikrosaprobiern ist die Änderung noch größer. Lediglich 15 der insgesamt behandelten 273 Taxa, d. h. nur 5,5 %, sind auch hinsichtlich ihrer Einstufung gleich geblieben. Die vorgenommene Veränderung des Bewertungssystems hat deutliche Auswirkung auf die Einstufung der Fließgewässer für die amtlichen Gewässergütekarten. In 27 % der Fälle wird mit der neuen DIN eine andere Gewässergüteklasse indiziert.

Da allerdings an der ersten Fassung der DIN erhebliche Kritik zu üben war und auch von verschiedener Seite geübt wurde, war eine Neuauflage längst überfällig. Mit der neuen DIN Saprobienindex ist eine Verbesserung nur teilweise geglückt. Diese betrifft in erster Linie die Bereicherung des Artenspektrums zur Indikation mit dem Effekt, dass grundsätzlich die Bewertung auf eine stabilere Grundlage (Anteil der Indikatorarten an der Lebensgemeinschaft) gestellt wird. In Anbetracht der ohnehin im Umbruch befindlichen Gewässerbeurteilung ist aber ein radikaler Schnitt unter Ausmerzung aller Fehler des bisherigen Saprobiensystems nebst Neudefinition der Zuordnung zu Gewässergüteklassen wünschenswert. Angesichts der noch bevorstehenden endgültigen Festlegung und methodischen Ausweisung der ökologischen Qualitätsstufen im Sinne der EG-WRRL scheint eine erneute Überarbeitung aufgrund der aufgezeigten Mängel schon jetzt dringend geboten.

Literatur

DIN 38 410 Teil 2 (1990-10): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Bestimmung des Saprobienindex (M2), Berlin.

DIN 38410-1 (10/2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1), Berlin.

Gründler, B. & Michels, U. (1996): Möglichkeiten und Grenzen einer saprobiellen Bewertung von Fließgewässern im Flachland am Beispiel ausgewählter Gewässer in Brandenburg. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1996 (Schwedt), Krefeld 1997: 655-659.

Friedrich, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 23, Weinheim: 141-152.

Friedrich, G. & Herbst, V. (2004): Eine erneute Revision des Saprobiensystems – weshalb und wozu? Acta hydrochim. hydrobiol. 32, 1, Weinheim: 61-74

Kolkwitz, R. (1950): Oekologie der Saprobien – Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. Schriftenreihe des Vereins für Wasser- Boden- und Lufthygiene Berlin Dahlem (4), Piscator, Stuttgart: 64 S.

Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Dt. Botan. Ges. 26a, Berlin: 505-519.

Kolkwitz, R. & Marsson, M.(1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Revue ges. Hydrobiol. 2, Berlin: 126-152.

Krieg, H. J. (1997): Die Revision des Saprobiensystems – Kritische Bemerkungen zur DIN 38410 – Teil 2 (M") im Allgemeinen sowie zur Liste der Makroorganismen im Besonderen. – gwf Wasser Abwasser 138 (1), Krefeld: 22-27

Marten, M. & Reusch, H. (1992): Anmerkungen zur DIN „Saprobienindex“ (38410 Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren. – Natur und Landschaft 67 (11), Kohlhammer GmbH, Köln: 544-547.

Marten, M. & Reusch, H. (in Vorb.): Die erneute Revision des Saprobiensystems – wieso, weshalb, warum?

Zelinka M. & Marvan, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57, 3, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 389-407.

Einfluss unterschiedlicher Fixierungsmethoden auf die Biomassenbestimmung: Kein Unterschied zwischen Ethanol und Formalin

Markus A. Wetzel[1]*, Heiko Leuchs & Jochen H. E. Koop*

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, Postfach 20 02 53, D-56002 Koblenz
[1]markus.wetzel@bafg.de

Keywords: Formalinfixierung, Alkoholfixierung, Polychaeten, Weser Ästuar

Einleitung

Die Bestimmung der Biomasse wird in aquatischen Studien meist an fixierten Tieren durchgeführt. In marinen Arbeiten wird meist Formol (4 bis 10 % Endkonzentration) verwendet, während in limnologischen Arbeiten überwiegend Ethanol (70 bis 80 % Endkonzentration) verwendet wird. Bei der weiteren Analyse der fixierten Tiere muss aber beachtet werden, dass beide Fixierungsmethoden zu einem substantiellen Gewichtsverlust der Proben führen. Frühere Arbeiten haben berichtet, dass dieser Gewichtsverlust bei Ethanol deutlich höher ausfällt und vor allem mit der Dauer der Fixierung zunimmt. Hieraus wurde geschlossen, dass eine vernünftige Biomassenbestimmung bei Ethanol fixierten Tieren unmöglich ist. In der vorliegenden Arbeit haben wir anhand von zwei Polychaetenarten, wie sie häufig in den Ästuaren der Deutschen Bucht anzutreffen sind (*Heteromastus filiformis,* Capitellidae und *Hediste diversicolor,* Nereididae) untersucht, ob es tatsächlich zu einem deutlichen Unterschied in der Biomasse (Frischgewicht, Trockengewicht und aschefreies Trockengewicht) zwischen Formol fixierten und Ethanol fixierten Tieren kommt.

Material und Methoden

Die Basis für alle Zeitreihen war das Ausgangsfrischgewicht der Tiere. Je Art wurden 21 Proben einem von 7 Versuchsansätzen zugeordnet. In einem Versuchsansatz wurden das Nassgewicht der fixierten Probe, das Trockengewicht, sowie das aschefreie Trockengewicht bestimmt. In den übrigen 6 Ansätzen wurde zu Beginn der Untersuchung das Nassgewicht der fixierten Proben bestimmt und dann die Proben für 7, 21, oder 90 Tage in Formalin (4 %) oder Ethanol (70 %) aufbewahrt. Das Nassgewicht wurde als Prozent des ursprünglichen Frischgewichts berechnet, während Trockengewicht und aschefreies Trockengewicht in Prozent der unfixierten Proben angegeben sind. Um signifikante Unterschiede zu identifizieren wurden die 95% Vertrauensintervalle berechnet (Sokal and Rohlf 1998, Tukey's honestly significant difference method). Überschneiden sich Vertrauensbereiche nicht, so korrespondiert dies mit einem signifikanten Unterschied mit $\alpha = 0{,}05$ zwischen den Proben.

Ergebnisse und Diskussion

In der vorliegenden Studie konnten wir demonstrieren, dass die Wahl der Fixierung – Formalin oder Ethanol – für die spätere Biomassenbestimmung irrelevant ist. Mit anderen Worten: Ethanol fixierte Tiere zeigten keinen signifikant größeren Verlust an Biomasse als die in Formol fixierten Tiere (Abb. 1).

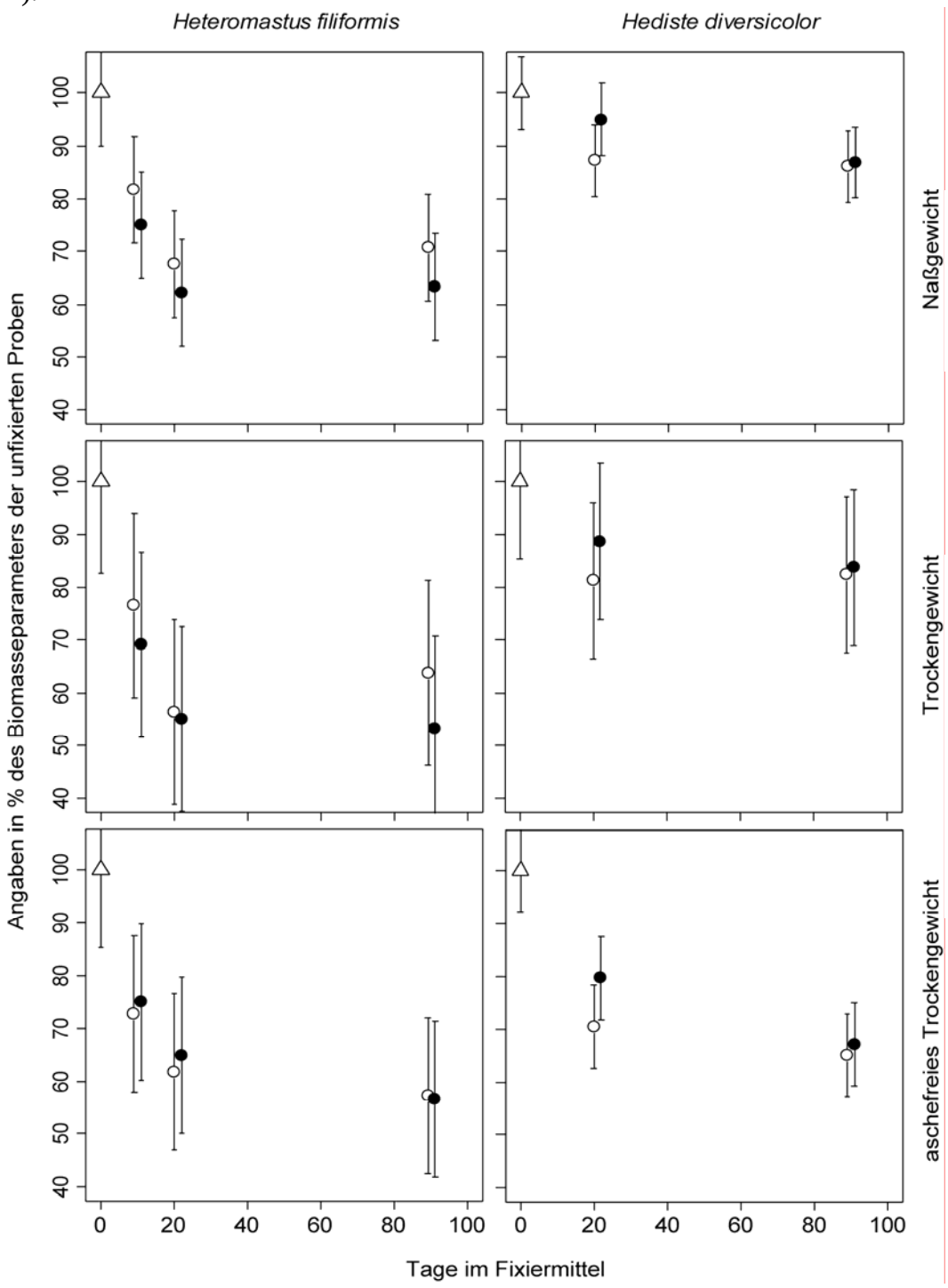


Abb. 1. Vergleich von Nassgewicht, Trockengewicht und aschefreiem Trockengewicht zweier Polychaetenarten fixiert in 70 % Ethanol (weiße Kreise) oder 4 % Formalin (schwarze Kreise) über den Zeitraum von 90 Tagen. Die Fehlerbalken repräsentieren den 95 % Vertrauensbereich.

Unabhängig von der Fixiermethode zeigten alle Biomassenparameter (Nassgewicht, Trockengewicht und aschefreies Trockengewicht) eine deutliche Gewichtsabnahme bis zu 21 Tagen nach der Fixierung. Danach kam es nur noch zu sehr geringen Gewichtsverlusten. Allgemein konnten wir feststellen, dass die kleinere Art stärker an Gewicht verlor als die größere. Keine signifikanten Unterschiede konnten hingegen zwischen beiden Fixiermethoden festgestellt werden. Unabhängig von der jeweils untersuchten Art. Der Vergleich unserer Daten mit Angaben aus der Literatur (Ruhmor et al., 1987 enthält eine Zusammenfassung vieler Angaben für den marinen Bereich) zeigte eine gute Übereinstimmung. Vergleichbare Ergebnisse (keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Fixierungsarten) konnten wir auch für benthische Crustaceen feststellen (Wetzel et al., im Druck).

Vergleiche beider Fixierungsmethoden an limnischen Tieren (hauptsächlich Chironomiden) haben, im Gegensatz zu unserer Untersuchung, deutlich höhere Verluste bei Ethanolfixierung im Vergleich zu Formolfixierung ergeben (z. B. Howmiller, 1972; Dermott & Paterson, 1973; Landahl & Nagell, 1978; Leuwen et al., 1985). Allerdings sind auch z. T. höhere Werte berichtet worden (e.g. Wiederholm & Eriksson, 1977). Unsere Untersuchung an marinen Tieren kann diese Beobachtungen nicht unterstützen. Wir konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen Formol- und Ethanolfixierung feststellen. Ähnliche Ergebnisse sind auch von zwei anderen Untersuchungen an marinen Tieren bekannt (Mason et al., 1983; Gaston et al., 1996). Eine Erklärungsmöglichkeit für diesen Unterschied zwischen limnischem und marinem Benthos könnte daran liegen, dass Insektenlarven besonders hohe Konzentrationen von Lipiden kurz vor ihrer Metamorphose einlagern (z. B. Cavaletto et al., 2003), eine Substanz, die sehr gut alkohollöslich ist. Marine Invertebraten hingegen lagern weit weniger Proteine ein und nur sehr selten die stark alkohollöslichen Lipide (Gaston et al., 1996). Zusätzlich haben wir beobachten können, dass bei Ethanolfixierung von limnischen Tieren es zu einer Quellung des Körperinhalts kommen kann. In einigen Fällen kann dies zu einem Aufplatzen des Körpers an Nahtstellen (z. B. Kopfkapsel) führen, so dass Körperflüssigkeit ausläuft. Es ist klar, dass ein solcher Verlust auch zu verfälschten Biomassenwerten führt.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie haben wir zeigen können, dass es keine Rolle spielt, ob für die Fixierung von marinen Makrozoobenthos-Organismen Ethanol oder Formalin verwendet wird. Beide Fixierungen führen zu einem substantiellen Verlust an Biomasse, welcher sich nach etwa drei Wochen stabilisiert. Hiermit stehen unsere Ergebnisse im Widerspruch zu vielen bisher veröffentlichten Untersuchungen und internationalen Empfehlungen. Wir folgern, das für die von uns untersuchten Meeres- und Brackwasser Organismen die Verwendung des giftigen Formols nicht nötig ist, um verlässliche Biomassewerte zu erhalten und dass dies wahrscheinlich auch für andere Arten aus dem Seewasser oder Brackwasser gilt. Anders könnte es sich aber bei limnischen Tieren verhalten. So lagern z. B. Insekten kurz vor ihrer Emergenz häufig alkohollösliche Lipide ein, die dann bei einer Alkoholfixierung zu einem deutlich stärkeren Verlust in den Biomasseparametern führen würden. Für den limnischen Bereich besteht also durchaus noch Untersuchungsbedarf.

Danksagung

Wir bedanken uns für die gute Zusammenarbeit mit Bioconsult Schuchardt & Scholle GbR Consulting Firma. Diese Firma sammelt für uns Tiere und führte den praktischen Teil der Biomassenbestimmung für die BfG durch.

Literatur

Cavaletto, J., Nalepa, T., Fanslow, D., Schlosser, D. (2003): Temporal variation of energy reserves in mayfly nymphs (Hexagenia spp.) from Lake St Clair and western Lake Erie. Freshwater Biology 48: 1726-1738.

Dermott, R. M., Paterson, C. G. (1973): Determing dry weight and percentage dry matter of chironomid larvae. Can. J. Zool. 52: 1243-1250.

Gaston, G. R., Bartlett, J. H. W., Mcallister, A. P., Heard, R. W. (1996): Biomass variations of estuarine macrobenthos preserved in ethanol and formalin. Estuaries 19: 674-679.

Howmiller, R. P. (1972): Effects of preservatives on weights of some common macrobenthic invertebrates. Transactions of the American Fisheries Society 101: 743-746.

Landahl, C.-C., Nagell, B. (1978): Influence of the season and the preservation methods on wet- and dry weights of larvae of Chironomus plumosus L. Int. Revue ges. Hydrobiol. 63: 405-410.

Leuwen, S. E. W., Brock, C. M., Druten, H. A. M. (1985): Effects of preservation on dry- and ash-free dry weight biomass of some common aquatic macro-invertebrates. Hydrobiologica 127: 151-159.

Mason, W. T., Lewis, P. A., Weber, C. I. (1983): An evaluation of benthic macroinverbrate biomass methology. Environmental monitoring and assessment: an international journal to progress 3: 29-44.

Ruhmor, H., Brey, T., Ankar, S. (1987): A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the baltic sea. Baltic Marine Biologists 9: 1-56.

Sokal, R. R., Rohlf, F. J. (1998): Biometry: The principles and practice of statistics in biological research. W. H. Freeman and Company, New York.

Wetzel, M. A., Leuchs, H., Koop, J. H. E. (im Druck): Preservation effects on wet-, dry-, and ash-free dry weight biomass estimates of four common estuarine macro-invertebrates. No difference between ethanol and formalin.

Wiederholm, T., Eriksson, L. (1977): Effects of alcohol-preservation on the weight of some benthic invertebrates. Zoon 5: 29-31.

Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosprobenahmen nach einheitlichen Lebensgemeinschaften

Bernd König

Referat U4, Tierökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, koenig@bafg.de

Keywords: Heterogenitätskriterium, Benthos-Lebensgemeinschaft, Große Flüsse, Strukturmerkmal, Clusteranalyse

Zielstellung, Grundlagen

Ziel der Untersuchung war die Ableitung eines biologisch begründeten quantitativen Kriteriums, das die Einheitlichkeit einer Lebensgemeinschaft beschreibt. Mit Hilfe eines solchen Heterogenitäts- bzw. Homogenitätskriteriums sind dann Benthos-Probenahmen im Rahmen einer Clusteranalyse nach einheitlichen Lebensgemeinschaften zu gruppieren. Für die Ableitung eines solchen Heterogenitätsmaßes wurde die Konstanzstruktur und nicht die Dominanzstruktur der Benthos-Lebensgemeinschaften zugrunde gelegt. Die Konstanzstruktur erfasst die Präsenz, die Regelmäßigkeit, die Frequenz der Arten im Raum. Entsprechend wurde die Arten-Frequenzverteilung und nicht die Arten-Individuenverteilung betrachtet. Diese Vorgehensweise begründet sich darin, dass die Dominanzstruktur einer Lebensgemeinschaft wesentlich stärkeren Veränderungen unterworfen ist als die Konstanzstruktur. Die Lebensgemeinschaft puffert quasi die abiotischen und/oder biotischen Einflüsse über ihre Individuenzahlen und erst bei einer erheblichen Einflussnahme erfolgt eine Veränderung der Faunenzusammensetzung, die sich entsprechend in einer Veränderung der Konstanzstruktur äußert. Es wird davon ausgegangen, dass bei einheitlichen Habitat-Bedingungen sich eine einheitliche Lebensgemeinschaft ausbildet, die durch eine charakteristische Artenzusammensetzung (Arten mit einer hohen Präsenz) gekennzeichnet ist. Solche einheitlichen Habitatbedingungen sind oft nur in kleinräumigen Bereichen realisiert. Bei Diversitätsmessungen in solchen Bereichen spricht man auch von der sogenannten α-Diversität (siehe auch Mühlenberg, 1993). Im Gegensatz zur β-Diversität, die die Änderung der Diversität zwischen verschiedenen einheitlichen Standorten bzw. entlang eines ökologischen Gradienten erfaßt. In Analogie zur α-Diversität möchte ich eine solche einheitliche Lebensgemeinschaft als α-Biozönose bezeichnen. Wobei die α-Biozönose hier lediglich als Organismengemeinschaft und nicht im Sinne von Möbius (1877) verstanden wird. Bei der quantitativen Gruppierung solcher α-Biozönosen wird nicht der schwer überschaubare Komplex der Milieufaktoren betrachtet, sondern ausschließlich die leichter erfassbare Artenzusammensetzung (Konstanzstruktur).

Strukturmerkmale der α-Biozönose

Ausgangspunkt der Strukturbeschreibung bilden zwei biologische Erfahrungen über die Artenzusammensetzung in diskreten Probenahmen an Standorten eines einheitlichen Habitats.

1. Die einzelnen Probenahmen mit einheitlich gewählter Fläche sind weitgehend durch identische Artenzahlen charakterisiert, d. h. die Probenahmen aus einer α-Biozönose lassen sich durch eine mittlere Artenzahl je Probenfläche charakterisieren. Abweichungen von diesem Mittelwert sind zufällig. Da hier die Artenzusammensetzung unberücksichtigt bleibt, wird diese Bedingung als notwendige aber nicht als hinreichende Bedingung für eine α-Biozönose betrachtet. Die mittlere Artenzahl $S_{c,}$ wird als **charakteristische Artenzahl** bezeichnet. Die Zuverlässigkeit des Mittelwertes wird mit Hilfe des χ^2-Wertes geprüft (Abweichungen von der Poisson-Verteilung). Er gilt als zuverlässig, wenn der berechnete χ^2-Wert den theoretischen bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 2,5 % nicht übersteigt.
2. Die Artenzusammensetzung bleibt in allen Probenahmen weitgehend erhalten. Ist p_i die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der i'ten Art in einer Probe, dann muss es eine bestimmte Anzahl Arten geben deren Wahrscheinlichkeitssumme ($\sum p_i$) größer ist als die Summe der Wahrscheinlichkeiten aller übrigen Arten. Nur dann würde die Artenzusammensetzung in den Proben weitgehend identisch sein. Bereits 1950 nutzte Raabe diesen Sachverhalt im Rahmen von vegetationskundlichen Untersuchungen.

Für die weitere Qualifizierung werden folgende vereinfachende Annahmen gemacht:

- Näherungsweise wird davon ausgegangen, dass die Wahrscheinlichkeit p_i für das Auftreten der i'ten Art in allen Probenahmen aus einer α-Biozönose konstant ist, d. h. jede Art ist im Raum zufällig verteilt.
- Die Wahrscheinlichkeit p_i ist unabhängig von den Wahrscheinlichkeiten der anderen Arten. In erster Näherung wird keine Wechselwirkung zwischen den Arten betrachtet, d. h. mögliche Wechselwirkungen zwischen den Arten haben näherungsweise keinen Einfluss auf deren Präsenz. Hiervon nicht betroffen sind mögliche Änderungen der Individuenzahlen.

Mit diesen Annahmen lassen sich die Kenngrößen (Bernoulli-Verteilung) wie charakteristische Artenzahl S_c, deren Varianz Var (S_c) und der Dispersionsindex D wie folgt angeben:

$$S_c = \sum_{i=1}^{S} p_i \quad = \quad \frac{N}{n} \quad , \qquad \mathrm{var}(S_c) = \sum_{i=1}^{S} p_i (1 - p_i) \quad , \qquad p_i = \frac{N_i}{n}$$

$$D = \frac{\mathrm{var}(S_c)}{S_c} = 1 - E \quad , \qquad E = \frac{\sum_{i=1}^{S} p_i * p_i}{\sum_{i=1}^{S} p_i} \quad , \qquad \mathrm{var}(E) = \frac{\sum_{i=1}^{S} p_i \cdot (p_i - E)^2}{(S-1) \cdot \sum_{i=1}^{S} p_i}$$

S - Gesamtartenzahl in den Proben

n - Anzahl Proben

N_i - Anzahl Fundorte der i'ten Art

N - Summe über alle Fundorte der Arten ($N = \sum N_i$)

p_i - Schätzwert für die Wahrscheinlichkeit die i'te Art in einer Probe anzutreffen (Konstanzwert – beschreibt die Regelmäßigkeit im Vorkommen der i'ten Art innerhalb der Probenahmen)

Der Dispersionsindex D beschreibt die räumliche Verteilung der Arten untereinander. Entsprechend möchte ich E in Analogie zur Arten-Individuen-Verteilung als Eveness bezeichnen, als ein Maß für Ausgeglichenheit bzw. Steigung der Arten-Frequenz-Verteilung. Der Eveness-Wert E ist das gesuchte Homogenitätskriterium. Je größer E ist, umso uniformer ist die Besiedlung und umso einheitlicher ist die Artenzusammensetzung in den einzelnen Proben. Ist E = 1 haben alle Proben eine identische Artenzusammensetzung. Statistisch gibt E eine mittlere Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer beliebigen Art an (gewichtetes Mittel, gewichtet mit p_i). Wenn die Artenzusammensetzung in allen Proben weitestgehend erhalten bleibt, so muss die Wahrscheinlichkeitssumme der charakteristischen Arten (Anzahl mal mittlere Wahrscheinlichkeit E) größer sein als die Wahrscheinlichkeitssumme über alle übrigen Arten.

$$S_c * E \;>\; S_c - S_c * E \quad bzw. \quad 2 * S_c * E \;>\; S_c$$

Diese Bedingung ist nur für einen Eveness-Wert E > 0,5 erfüllt. Damit ergibt sich für eine α-Biozönose ein Eveness-Wert mit 0,5 < E ≤ 1. Beide Bedingungen, der Nachweis einer mittleren Artenzahl mit zuverlässigen Vertrauensgrenzen und ein Eveness-Wert > 0,5 gewährleisten, dass die Stichprobe eine einheitliche Biozönose, eine α-Biozönose, repräsentiert. Ist eine dieser Bedingungen nicht erfüllt, so stammen die Proben aus unterschiedlichen Biozönosen oder die Umweltgradienten sind so stark, dass sich keine einheitliche Biozönose einstellt. Damit liegt eine einfache quantitative strukturelle Definition einer Organismengemeinschaft vor.

Clusteranalyse zur Gruppierung von Benthosproben

Gegenstand der Clusteranalyse (multivariaten Analyseverfahren) ist bekanntlich die Zusammenfassung einzelner Objekte (hier Probenahmen) zu Gruppen (Cluster), so dass die Probenahmen innerhalb der Gruppen möglichst ähnlich sind aber die Unterschiede zwischen den Gruppen möglichst groß. Der vorgestellte Clusteralgorithmus ist am ehesten vergleichbar mit dem Ward-Algorithmus (siehe auch Bortz, 1999). Nur wird hier als Homogenitätskriterium ein maximaler Eveness-Wert E gefordert und die Fusionsberechnungen erfolgen nicht anhand einer zuvor gebildeten Ähnlichkeitsmatrix sondern direkt aus der Faunenliste. Hierdurch entfallen verschiedene sonst übliche Voraussetzungen beim Einsatz einer Clusteranalyse. Besonders die Forderungen nach einer Normalverteilung der Individuenzahlen und einer 5- bis 10-mal größeren Anzahl an Proben gegenüber den Artenzahlen entfallen. Der eigentliche Vorteil ist aber, dass die einzelnen Cluster nach den Strukturmerkmalen charakteristische Artenzahl S_c und Eveness E biologisch interpretierbar sind. An Daten des Weser-Ästuars mit jeweils 6 Probenahmen an 6 Probestellen (W0 bis W5) soll der Einsatz dieser Klassifizierung demonstriert werden. Zwei Probestellen (W4 und W5) sind vorrangig marin beeinflusst und vier (W0 bis W3) vorrangig limnisch. Die Substratzusammensetzung der Proben W0 und W2 sind Sand-Kies bzw. Sand-Grobstein geprägt, während die Proben W1 und W3 stärker Sand-Feinsand geprägt sind. Das Klassifikationsergebnis ist in Abb. 1 angegeben. Danach werden die eher marin-geprägten deutlich von den eher limnischen Proben getrennt (Fusionsknoten 70 und 67). Innerhalb der limnisch geprägten Proben sind einheitliche Lebensgemeinschaften auf die einzelnen Probestellen begrenzt (Fusionsknoten 59, 63, 64 und 65). Der vorhandene Salinitätsgradient in den Proben W0 bis W5 ist für deren Faunenzusammensetzungen nicht primär prägend, sondern sie wird eher durch die Substratabhängigkeit der Besiedlung bestimmt (Fusionsknoten 69 und 68).

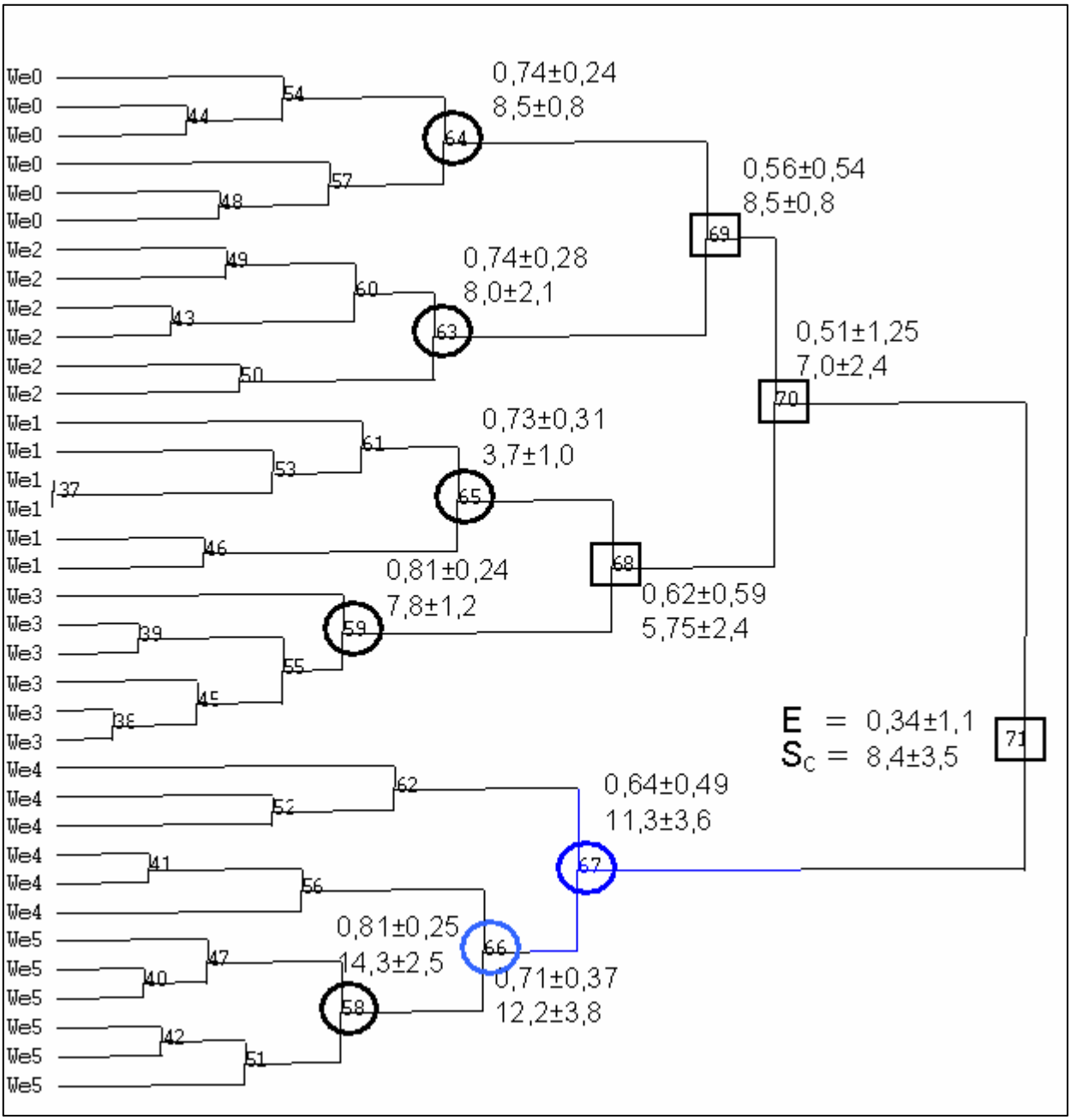


Abb. 1: Klassifikation der Weser-Ästuardaten

Zusammenfassung

Auf der Grundlage der Konstanzstruktur einer Benthos-Biozönose wird ein Strukturparameter abgeleitet. Dieser Eveness-Wert beschreibt die Einheitlichkeit einer Lebensgemeinschaft und erlaubt ebenso die Ausgliederung von α-Biozönosen. Im Rahmen einer Clusteranalyse wird der Einsatz dieses Kriteriums demonstriert. Weitere Anwendungen erfolgten im Rahmen von Langzeitmonitoring an Flüssen, Ableitung funktioneller Charakteristika von Flussbiozönosen oder zur Ausgrenzung charakteristischer Lebensgemeinschaften in einheitlichen Wasserkörpern bzw. extremer Standorte in Haybach et al. (2004a, b, 2005) und Schöll et al. (2004).

Literatur

Bortz, J. (1999): Statistik für Sozialwissenschaftler, 5. Auflage, Berlin u. a.: Springer.

Haybach, A., König, B. & Schöll, F. (2004a): Langzeitveränderungen des Makrozoobenthos am nördlichen Oberrhein im Zeitraum 1986 bis 2000, dargestellt über biologische Artmerkmale (biological traits). – DGL-Tagungsbericht 2003: 473-478.

Haybach, A., Schöll, F., König, B. & Kohmann, F. (2004b): Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers. – Limnologica (Berlin), im Druck.

Haybach, A., König, B. & Koop, J. H. E. (2005): Funktionelle Aspekte der Makrozoobenthosbesiedlung des Medials großer Flüsse. – DGL-Tagungsbericht 2004.

Möbius, K. (1877): Die Auster und die Austernwirtschaft. – Wiegandt, Hempel & Parey, Berlin.

Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie: 3. Aufl., Heidelberg, Wiesbaden UTB, 595 S.

Raabe, E.-W. (1950): Über die „Charakteristische Arten-Kombination“ in der Pflanzensoziologie. – Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein, Band XXIV, Heft 2, S. 8-14, Kiel 1950, Verlag Lipsius & Tischer.

Schöll, F., Haybach A. & König, B. (2004): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Koblenz, im Druck.

Vergleich verschiedener Fangmethoden für Imagines aquatischer Insektenarten zur Untersuchung der Besiedelung von Uferstrukturen

Thorsten Rady

Universität Duisburg Essen, Institut für Ökologie, Abt. Hydrobiologie, D-45117 Essen

Keywords: Fangmethoden, Uferstrukturen, Artenspektrum, Bestandsaufnahme, Autökologie

Einleitung

Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*), Steinfliegen (*Plecoptera*), Köcherfliegen (*Trichoptera*), Libellen (Odonata) und zahlreiche weitere merolimnische Insektenordnungen bzw. ihre Arten, sind auf spezielle Habitate bzw. Ökosysteme mit bestimmten Strukturen angewiesen, um ihre Entwicklungszyklen von der Eiablage über das Larven- und Puppenstadium, bis hin zur Metamorphose zum Imaginalstadium vollziehen zu können. Meist sind diese Ökosysteme ufernahe Strukturen, die zusammen mit dem Fließgewässer den Lebens- und Entwicklungsraum dieser aquatisch orientierten Tiere bilden. Um Untersuchungen der Besiedlung von Uferstrukturen durch Insekten durchführen zu können, müssen Kenntnisse sowohl über autochthone Insektenarten, als auch deren Autökologie vorhanden sein. Erst das Wissen über das Artenspektrum erlaubt es, Kausalzusammenhänge zwischen den Uferstrukturen und der Biozönose (Zoozönose) des Gewässers darzustellen. Kenntnisse über das existierende Artenspektrum werden über eine Bestandsaufnahme erlangt. Ziel dieser Arbeit war es, die Effizienz unterschiedlicher Fangmethoden darzustellen. Dabei sollte festgestellt werden, mit welcher Fangmethode welches Ergebnis erzielt wird und inwiefern diese Auffälligkeiten und Besonderheiten in der Artenzahl bzw. Diversität zeigen.

PÖPPERL (1994) stellt in der erweiterten Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie fest, dass vergleichende Darstellungen verschiedener Fangmethoden nur vereinzelt vorliegen.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Fallen an den Ufern eines anthropogen stark beeinflussten und stadtnahen Fließgewässers (Brücke, Kanalisation, Beton-Sohlschwelle, Straßennähe) mit kleiner Aue exponiert. Das Fließgewässer gehört zum Bergisch-Märkischen Erholungsgebiet. Dieses liegt am Nordrand des Bergischen Landes, genauer des namengebenden Niederbergisch-Märkischen Hügellandes. Das Gebiet wird im Norden von der Ruhr zwischen Essen und Hattingen begrenzt, im Süden von der Stadt Wuppertal. Zum Bergisch-Märkischen Hügelland zählt auch das Hardenberger Hügelland, welches sich zwischen dem Hardenberger Bach und dem Deilbach befindet. Die Ufer des Hardenberger Bachs sind mit Steinschüttungen aus groben Blöcken verbaut und es verläuft eine Sohlschwelle quer durch den Bach.

Untersuchungsgebiet

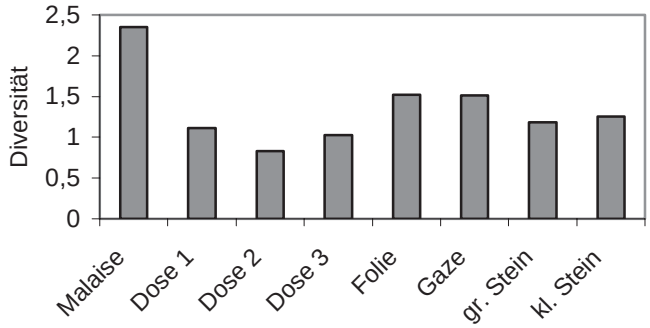
Als Untersuchungsfläche diente eine Steinschüttung des Hardenberger Baches. Bei der untersuchten Uferstruktur handelt es sich um lose Steinschüttungen aus groben Blöcken, welche ein unregelmä-

ßiges Ufer von etwa 1,5 m Höhe bilden, mit beidseitiger Randstreifenvegetation und einer schwach ausgeprägten Aue. Die Randstreifenvegetation besteht aus typischen Ufergehölzen, z. B. *Alnus glutinosa, Quercus spec., Acer spec.* und einer Strauch-, Kraut- und Moosschicht.

Methodik

Angewandt wurden eine Malaise-Falle, zwei- und dreidimensionale Klebefallen, wobei es sich um mit Gaze oder Folie bespannte Rahmen handelte, die flach auf der Uferstruktur exponiert wurden und um mit Frischhaltefolie überzogene Natursteine und Dosen. Die mit Folie bzw. Gaze bespannten Holzrahmen wurden vor jeder Exposition mit langsam trocknendem Leim besprüht. Das Exponieren wurde von der jeweiligen Wetterlage abhängig gemacht, d. h. bei trockenen, möglichst sonnigen und konstanten Witterungsverhältnissen.

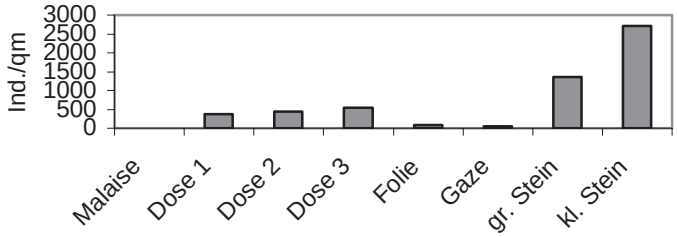
Abb. 1: Diversitätsvergleich aller Fangtage - Mittelwerte



Ergebnisse und Diskussion

Der kleine Stein, der sehr nah am Gewässerrand exponiert war, wies die insgesamt höchsten Fangergebnisse pro m² (siehe Abbildung 2) auf und zeigte gleichzeitig die höchste Streuung innerhalb der Standardabweichungen. Dies ist zurückzuführen auf die Hochrechnung des Fangergebnisses bezogen auf die Fläche in m² der Fallen, denn der kleine Stein hatte die geringste Fangfläche. Die Diversität lag bis auf den Monat Mai stets unter dem Durchschnitt. Der Boden unterhalb des Steins war von lehmiger Beschaffenheit und grenzte unmittelbar an die Ufervegetation. Somit waren günstige Voraussetzungen gegeben, die sich zusätzlich positiv auf das Fangergebnis dieser Methode ausgewirkt haben könnten. Eine möglichst naturnahe und unregelmäßige Beschaffenheit der jeweils exponierten Falle wirkte sich stets begünstigend auf das Fangergebnis aus, d. h. die dreidimensionalen Klebefallen lieferten gegenüber der Folien- bzw. Gazefalle deutlich höhere Individuenzahlen. Im Vergleich zu den anderen Fallentypen fällt die Folien-Falle allerdings durch ihre größere Diversität auf.

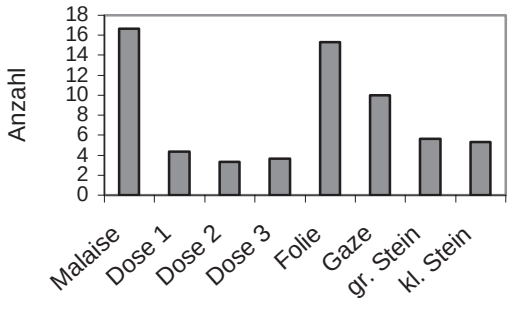
Abb. 2: Vergleich Ind./qm aller Fangtage - Mittelwerte



Die Resultate der Gazefalle sind vergleichbar mit denen der Folienfalle. Die mit Gaze bzw. Folie bespannten Holzrahmenfallen zeigen regelmäßige Konturen, die mit Folie bespannten Steine zeichnen sich durch unregelmäßige Konturen aus. Der kleine Stein hat an allen Fangtagen das wesentlich höhere Ergebnis erzielt, wobei es sich möglicherweise um Emergenzfänge handelte, da die Steine günstig zur Wassernähe positioniert waren. Die Ergebnisse des großen Steins fluktuieren stark und sind somit nicht vergleichbar mit denen des kleinen Steins oder anderer Fallentypen. Die Dosenfallen zeichneten sich durch kontinuierliche Resultate aus. Sie unterschieden sich farblich kaum von ihrer Umgebung, da sie mit grüner Farbe bestrichen waren. Sie fügten sich somit naturnah in ihre Umgebung ein.

Die Ergebnisse der Malaise-Falle können nicht in die Diskussion einbezogen werden. Aufgrund ihrer Struktur ist eine genaue Umrechnung auf Flächenverhältnisse in m² nicht möglich. Die jeweils errechnete Diversität der Malaise-Falle im Vergleich zu den anderen Fallen wies stets die höchsten Werte auf (siehe Abbildung 1). Malaise-Fänge können Imagines enthalten, die nicht unmittelbar aus dem jeweiligen Einzugs- bzw. Untersuchungsgebiet stammen und somit nicht für die hier bearbeitete Fragestellung relevant sind. Somit sind die in dieser Untersuchung erzielten Resultate mit Stein-Fallen in Bezug auf die „autochthone" Diversität als qualitativ höher zu bewerten. Bei den gefangenen Tieren muss es sich nicht unbedingt um autochthone Organismen handeln. Spezielle Verbreitungsmechanismen, wie Drift und Kompensationsflug erlauben den Organismen entferntere Gewässer und deren Uferstrukturen zu besiedeln.

Abb. 3: Vergleich Anzahl Taxa aller Fangtage - Mittelwerte



Resümee

Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass die richtige Wahl der jeweiligen Fangmethode ausschlaggebend für die Qualität bzw. Quantität des Ergebnisses sein kann. So eignet sich beispielsweise die Anwendung ufernaher dreidimensionaler Fangmethoden besonders, wenn vor allem frisch emergierte Tiere in ihrem Artenspektrum erfasst werden sollen. Bereits LAUTENSCHLÄGER (1999) hat festgestellt, dass dreidimensionale Fangmethoden aufgrund ihrer naturnäheren Struktur durch höhere Fangeffizienz auffallen. Je nach Untersuchungsziel kann es auch sinnvoll sein, mehrere Fangmethoden zu kombinieren. Wird z. B. eine dreidimensionale Falle mit einer Malaisefalle kombiniert eingesetzt, können durch einen Vergleich der Artenspektren autochthone Imagines von weiter zugeflogenen Arten unterschieden werden. Dies kann das Wissen zu der Autökologie der Imaginalstadien aquatischer Insektenarten durch indirekten Nachweis noch erweitern.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Projektarbeit.
Hiermit möchte ich mich herzlichst bedanken bei Fr. Dr. Petra Podraza, die mich stets mit ihrem wissenschaftlichen Sachverstand in Theorie und Praxis unterstützt hat. Jederzeit konnte ich mich mit meinen Fragen an sie wenden. Auch für ihre Anregungen und Diskussionen bin ich ihr dankbar.
Mein Dank gilt auch Frau Melanie Lautenschläger für die gute Betreuung und Hilfe bei der Bestimmung schwieriger Taxa.
Meinen Freunden und Kommilitonen, die mir jederzeit mit Ratschlägen und Literaturangaben zur Seite standen, danke ich auch an dieser Stelle, ebenfalls meiner Mutter, Fr. Heide Rady, die mir ihren geräumigen Pkw für den Transport der Fallen zur Verfügung stellte.
Zuletzt danke ich meiner Ehefrau Astrid für ihre Geduld, die sie mir oftmals in dieser Zeit entgegenbringen musste.

Literatur

BICK, H. (1998): Grundzüge der Ökologie – G. Fischer Verlag, Stuttgart.
BORNKAMM (1995): Autökologie – in: Kuttler, W. (Hrsg.): Handbuch zur Ökologie (2. revidierte Auflage), Analytica Verlagsgesellschaft, Berlin, 53-54.
BRACKENBURRY (1995): in: Lautenschläger (1999): Diplomarbeit – Bedeutung von Uferstrukturen für die Imaginalstadien aquatischer Insekten an naturnahen und naturfernen Fließgewässern.
CHINERY (1984): Insekten Mitteleuropas – Parey Verlag, Hamburg.

HAUPT (1998): Fliegen und Mücken – Naturbuch-Verlag, Augsburg.
HERING, D., REICH, M. & PLACHTER, H. (1993): Auswirkungen von gleichaltrigen Fichten-Monokulturen auf die Fauna von Mittelgebirgsbächen – Z. für Ökologie u. Naturschutz 2, 31 – 42.
ILLIES (1972): in: Schönborn, W.: Fließgewässerbiologie – Gustav Fischer Verlag, Jena.
KUHLMANN (1994): Rundbrief für alle Freunde der akuleaten Hymenopteren.
LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1999): Limnoökologie – Thieme Verlag, Stuttgart, 207.
LAUTENSCHLÄGER (1999): Diplomarbeit im integrierten Studiengang Ökologie an der Universität-GH Essen, FB 9, Abteilung Hydrobiologie – Bedeutung von Uferstrukturen für die Imaginalstadien aquatischer Insekten an naturnahen und naturfernen Fließgewässern.
MÜHLENBERG (1989). In: Kuhlmann (1994). In: Rundbrief für alle Freunde der akuleaten Hymenopteren.
MÜHLENBERG (1993): Freilandökologie (3., überarbeitete Auflage) – Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.
PÖPPERL, R. & KLUGE, W. (1996): Einfluss der Naturnähe von Uferzonen auf die Stoffretention und die aquatische Biozönose – DGL e.V. (Hrsg.) – Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1996 in Schwedt.
SCHUHMACHER (1998): Stadtgewässer – in Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie, G. Fischer Verlag, Stuttgart, 202-218.
SCHWOERBEL (1999): Einführung in die Limnologie, G. Fischer Verlag, Stuttgart.
TIMM, T. (1993): Die Verteilungsmuster der Larven von Fließgewässern und ihre Abhängigkeit von Ufer- und Auenstrukturen – DGL e.V. (Hrsg.).
Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1993 in Coburg, S.348-352.

Bestimmungsliteratur

AUBERT, J. (1959): Plecoptera – Insecta Helvetica (Fauna1); Lausanne.
BÄHRMANN, R. (1995): Bestimmung wirbelloser Tiere – Bildtafeln für zoologische Bestimmungsübungen und Exkursionen; begründet von Müller, H. J.; G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
BAUERNFEIND, E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegen (Teil 1 und 2) – Wasser und Abwasser Supplement Band 4; Bundesanstalt für Wassergüte; Wien-Kaisermühlen.
BROHMER, P. (1984): Fauna von Deutschland – Quelle & Meyer; Heidelberg.
CHINERY (1984): Insekten Mitteleuropas – Parey Verlag, Hamburg.
DIERL, W. (1997): Insekten – BLV.
HARDE & SEVERA (1988): Der Kosmos-Käferführer – Kosmos.
HAUPT (1998): Fliegen und Mücken – Naturbuch-Verlag, Augsburg.
ILLIES, J. (1955): Eintagsfliegen oder Ephemeoptera. In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, 43.
LOHMANN, M. (1995): Käfer, Libellen und andere Insekten – BLV.
MALICKY, H. (1981): Atlas der europäischen Köcherfliegen – Series Entomologicia, 24.
MÜLLER, H. J. (Hrsg.) (1990): Bestimmung wirbelloser Tiere im Gelände (2. Auflage) – Gustav Fischer Verlag, Jena.
REICHHOLF-RIEHM, H. (1984): Steinbachs Naturführer Insekten – Mosaik.
SCHAEFER, M. (1994): Brohmer, Fauna von Deutschland – Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.
SCHMEDTJE, U. (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-Din-Arten (Makroorganismen) – Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
SCHMEIL & FITSCHEN (1996): Flora von Deutschland – Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden.
STRESEMANN, E. (Hrsg.): Exkursionsafauna
(1989a): Bd. 2/1 (Wirbellose/Insekten)
(1989b): Vd 2/2 (Wirbellose/Insekten).
TOBIAS, W. & TOBIAS, D. (1981): Trichoptera Germanica 1 – Imagines – Cour. Forsch. – Inst. Senckenberg, 49.
ZEITLER, K.-H. (1990): Insekten am Gewässer – Parey Verlag, Hamburg.

Zur Erfordernis der taxonomischen Bereinigung (‚taxonomical adjustment') als Grundlage für den Vergleich von Taxalisten

Christian K. Feld & Peter Rolauffs

Universität Duisburg-Essen, Inst. für Ökologie, Abt. Hydrobiologie, D-45117 Essen, christian.feld@uni-essen.de

Keywords: Makrozoobenthos, Bewertung, Variabilität, Vergleich von Taxalisten

Einleitung

Nach den Anforderungen der EG-WRRL findet die biologische Bewertung eines Wasserkörpers zukünftig über einen Vergleich einer dort erhobenen Organismenprobe mit einer dem Gewässertyp zugehörigen Referenz statt. Der Vergleich von Taxalisten, sei es direkt über die Taxa oder indirekt über biozönotische Kenngrößen (‚Metrics'), die mit den Taxalisten berechnet werden, spielt folglich eine zentrale Rolle bei der organismischen Bewertung. Damit stellt sich aber auch die Frage nach der Vergleichbarkeit der Daten. Diese kann beispielsweise dann erheblich eingeschränkt sein, wenn unterschiedliche Erhebungsmethoden zum Einsatz kamen: Makrozoobenthoserhebungen mit einer zeitbasierten Methode führen z. B. – abhängig vom jeweiligen Zeitaufwand – zwangsläufig zu mehr oder weniger großen Unterschieden in der Anzahl und Abundanz der gefundenen Taxa. Diese Unterschiede werden noch durch weitere Variabilitätsquellen überlagert, insbesondere durch unterschiedliche Kenntnisse bei der Bestimmung der Organismen. Je nach Spezialkenntnissen eines Bearbeiters können z. B. Taxalisten von Trichoptera (Köcherfliegen) oder Chironomidae (Zuckmücken) erhebliche Unterschiede aufweisen.

Die Auswertung solcher Daten, insbesondere ihr Vergleich untereinander, kann daher nach der Bestimmung zunächst eine entsprechende Aufbereitung der Taxalisten erforderlich machen. Diese ist umso wichtiger, je heterogener der gesamte Datensatz im Hinblick auf die Erhebungsmethodik und Anzahl der Bearbeiter ist. Das Vorgehen der Aufbereitung wird als ‚taxonomische Bereinigung' (taxonomical adjustment) bezeichnet und dient der Harmonisierung von Artenlisten unterschiedlicher Bestimmungstiefe zum Zwecke einer vergleichenden Analyse. Es wurde in Bezug auf die aquatische Wirbellosenfauna bereits vom AQEM consortium (2002) eingehend beschreiben. Nachfolgend wird die Bedeutung der taxonomischen Bereinigung bei der organismischen Bewertung anhand zweier Beispiele gezeigt, hier ebenfalls für das Makrozoobenthos.

Beipiel 1: Vergleich zweier Taxalisten unterschiedlicher Bearbeiter

Das erste Beispiel ist konstruiert und soll die Auswirkung der unterschiedlichen Bestimmungstiefe veranschaulichen. Angenommen, zwei Personen A und B bestimmen dieselbe Makrozoobenthosprobe nacheinander nach identischer Bestimmungsliteratur. Beide Bearbeiter streben, sofern möglich, das Artniveau an; aber Person A ist wesentlich erfahrener in der Bestimmung aquatischer Wirbelloser. Tabelle 1 zeigt einen Ausschnitt der Taxaliste, um die Problematik zu verdeutlichen. In den ersten vier Spalten werden die ursprünglichen Abundanzen bzw. Taxavorkommen aufgelistet

(„roh“). So hat die erfahrenere Person A beispielsweise die Individuen der Gattungen *Pisidium* (Bivalvia) und *Gammarus* (Crustacea) bis zum Artniveau bestimmt, wenn dies aufgrund der Größe der Tiere möglich war.

Tabelle 1: Beispieltaxaliste zur Veranschaulichung der bearbeiterabhängigen Unterschiede in der Bestimmungstiefe. Die durchgestrichenen Zahlen in den Spalten „bereinigt“ kennzeichnen durch die Bereinigung weggefallene Taxa.

	roh quantitativ Ind./m²		roh qualitativ		bereinigt quantitativ Ind./m²	
Taxonname	Person A	Person B	Person A	Person B	Person A	Person B
Bithynia tentaculata	1	1	1	1	**1**	**1**
Potamopyrgus antipodarum	2	2	1	1	**2**	**2**
Pisidium sp.	7	17	1	1	**17**	**17**
Pisidium amnicum	3		1		~~**0**~~	~~**0**~~
Pisidium supinum	7		1		~~**0**~~	~~**0**~~
Gammarus fossarum	11		1		~~**0**~~	~~**0**~~
Gammarus pulex	339		1		~~**0**~~	~~**0**~~
Gammarus roeselii	1	1	1	1	~~**0**~~	~~**0**~~
Gammarus sp.	388	730	1	1	**730**	**730**
Gammaridae Gen. sp.		5		1	~~**0**~~	~~**0**~~
Amphipoda Gen. sp.		3		1	~~**0**~~	~~**0**~~
Baetidae Gen. sp.		1		1	~~**0**~~	~~**0**~~
Baetis rhodani	4	4	1	1	**4**	**4**
Baetis sp.	3	2	1	1	**3**	**2**
Caenis sp.	1	1	1	1	**1**	**1**
Serratella ignita	7	7	1	1	**7**	**7**
Ephemera danica	6		1		~~**0**~~	~~**0**~~
Ephemera sp.	9	15	1	1	**15**	**15**
Heptagenia sp.	17		1		~~**0**~~	~~**0**~~
Heptageniidae Gen. sp.	4	21	1	1	**21**	**21**
Taxazahl			**17**	**14**		
Artenzahl			**10**	**5**		
Individuenzahl	**810**	**810**			**810**	**810**

Person A bestimmt in beiden Gattungen zusammen sieben Taxa: fünf Arten und zwei Gattungen (Tabelle 1). Dem gegenüber stehen die Bestimmungsergebnisse von Person B mit einer Art, zwei Gattungen und zwei höheren Taxa, also insgesamt fünf Taxa. Hier sind die höheren Taxa aber keinesfalls im Sinne „echter“ Taxa zu werten. Sowohl „Gammaridae Gen sp.“ als auch „Amphipoda Gen. sp.“ werden auch durch die Taxaliste von Person A abgedeckt, dies alleine mit dem Vorkommen der Gattung *Gammarus*. Somit ergeben sich bei Betrachtung der Taxaliste große Unterschiede in den Ergebnissen beider Bestimmer, die in der Summe zu sehr unterschiedlichen Artenzahlen aber nur wenig abweichenden Taxazahlen führen. Die Unterschiede werden jedoch gravierend, wenn man beispielsweise Ähnlichkeitsindizes berechnet (Tabelle 2). Bei Betrachtung der Abundanzwerte ist die Ähnlichkeit der Bestimmungsergebnisse beider Bearbeiter nahezu Null! Werden die Taxalisten auf qualitativem Niveau miteinander verglichen, so sind sie immerhin zu 55 % ähnlich. Bedenkt man, dass Ähnlichkeitsindizes fast allen multivariaten Auswertungsmethoden (z. B. Ordination, Klassifikation) zugrunde liegen, wird die Auswirkung der dargelegten Unterschiede auf solche Analysen deutlich.

Werden nun die taxonomischen Niveaus beider Bearbeiter angeglichen („bereinigt“ in Tabelle 1), so sind die Ergebnisse vergleichbar; die Taxalisten sind identisch (Tabelle 2 „bereinigt“). Im Beispiel wurde die Bereinigung mit dem Ziel durchgeführt, möglichst alle Individuen in der Liste von

Person B zu berücksichtigen. Dadurch wurden mehrere Arten in der Liste von Person A in das Gattungsniveau umgestuft. Die Taxa „Gammaridae Gen. sp.“ und „Amphipoda Gen. sp.“ entfallen durch die Bereinigung.

Tabelle 2: Ähnlichkeitsindizes für die Taxalisten in Tabelle 1

Person A vs. Person B	roh	bereinigt
SPEARMAN Rangkorrelation	-0,034	1,000
JACCARD Koeffizient	0,550	1,000

Beispiel 2: Reale Datensätze zu Tieflandflüssen

Für das zweite Beispiel wurden 69 Taxalisten herangezogen, die im Zeitraum von 2000 bis 2002 an Tieflandflüssen erhoben wurden. Alle Arbeitsschritte von der Probennahme bis zur Bestimmung erfolgten nach einem standardisierten Verfahren. Alle Probennahmen wurden von einer Person durchgeführt, während die Bestimmung durch mehrere Personen erfolgte. Mit Ausnahme der Oligochaeta und Diptera wurde das Artniveau angestrebt; Oligochaeta und Diptera (exkl. Chironomidae) wurden bis zur Familie, Chironomidae bis zur Gattung bestimmt. Die Taxalisten wurden dann bereinigt, indem offensichtlich redundante Taxa nach Möglichkeit gestrichen wurden und gleichzeitige Vorkommen einer Gattung und einer oder mehrerer Art(en) der betreffenden Gattung nach Möglichkeit bereinigt wurden. Die taxonomische Bereinigung wird dabei mit dem Ziel durchgeführt, einerseits die Taxazahl der unterschiedlichen Proben „realer“ zu machen und dabei andererseits so viele Individuen wie möglich beizubehalten, wenn es zum Wegfall einzelner Taxa kommt. Das erfordert gute taxonomische Kenntnisse des Bearbeiters, der dabei unter Umständen im Einzelfall abwägen muss, ob der positive Effekt der taxonomischen Bereinigung eine möglicherweise zu gravierende negative Auswirkung auf die Individuenzahl aufwiegt. Dies ist ferner ein Grund dafür, dass keine generellen Regeln definiert werden können; entscheidend ist primär die Art der geplanten Auswertung.

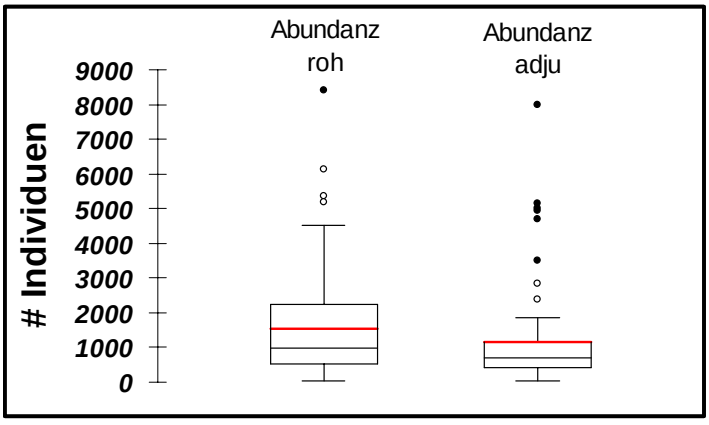


Abbildung 1: Mittlere Individuenzahl der 69 Wirbellosenproben auf Grundlage der rohen und bereinigten (‚adju’) Taxalisten

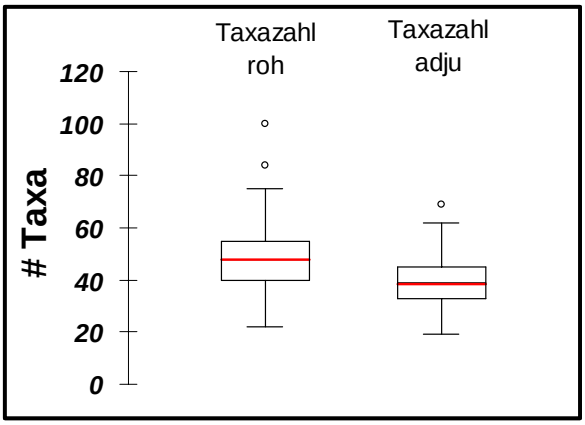


Abbildung 2: Mittlere Taxazahl der 69 Wirbellosenproben auf Grundlage der rohen und bereinigten (‚adju’) Taxalisten

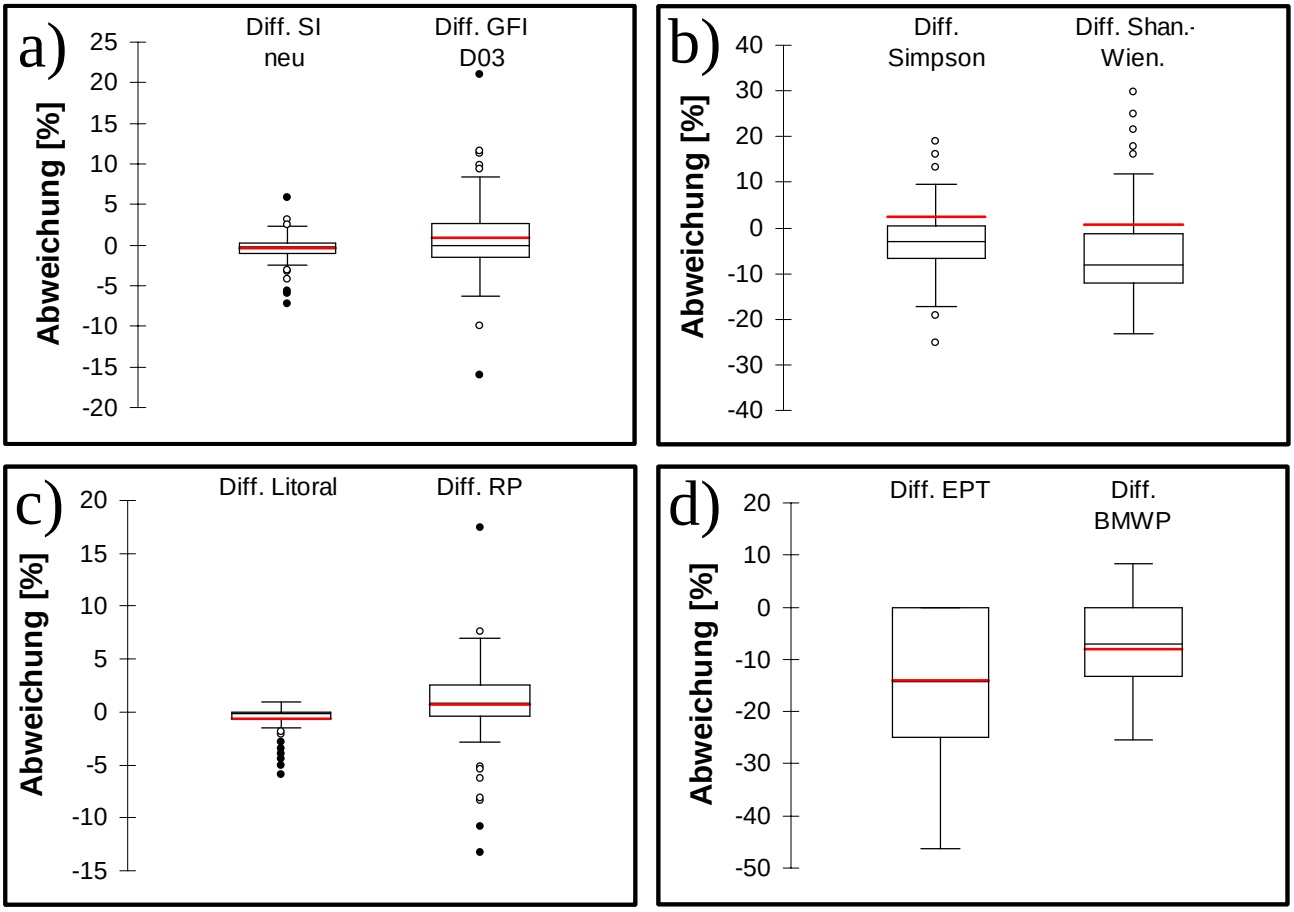


Abbildung 3: Prozentuale Abweichungen der Metricwerte auf Grundlage der bereinigten Taxalisten von den Werten auf Grundlage der Rohlisten für a) den revidierten Saprobienindex (Rolauffs et al. 2004) und den Deutschen Faunaindex (Lorenz et al., 2004), b) die Diversitätsindizes nach Simpson (1949) und Shannon-Wiener (1949), c) die Individuen mit Litoralpräferenz und rheophile Individuen (Moog 1995) und d) die Anzahl der Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera-Taxa und den British-Monitoring-Working-Party-Index (Armitage et al., 1983); N = 69

Auf Grundlage der Roh-Taxalisten und der bereinigten Version wurden biozönotische Kenngrößen (Metrics) berechnet, wie sie für die multimetrische Bewertung des entsprechenden Fließgewässertypes in Deutschland vorgesehen sind (Hering et al., 2004). Durch die taxonomische Bereinigung kam es in der Rohliste mit 448 Taxa zur Streichung von insgesamt 78 Taxa (17,4 %).

Die mittlere Individuenzahl sank von etwa 1550 auf 1150 Ind. (Median: 980 bzw. 710 Ind.), die mittlere Taxazahl von 48 auf 39 (Median: 48 bzw. 39 Taxa) (Abbildungen 1 und 2). Betrachtet man nun weitere Metrics, so wird deutlich, dass sich die taxonomische Bereinigung, je nach Metric-Typ, unterschiedlich stark auswirkt (Abbildung 3 a-d). Summenindizes auf Grundlage sensitiver und toleranter Taxa, wie der revidierte Saprobienindex nach DIN 38410 oder der Deutsche Faunaindex, zeigten sich mit maximal fünf bzw. zehn Prozent Abweichung sehr robust gegenüber der Bereinigung. Ähnlich robust schnitten nur die funktionalen Gruppen ab (Abbildung 3 c). Im Falle der Diversitätsindizes (Abbildung 3 b) stieg der Betrag der Abweichungen gegenüber der Berechnung auf Grundlage der Rohlisten bereits auf zehn bis 20 %, und für Taxazahl der Insektenordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) wurden sogar Abweichungen von bis zu 45 % ermittelt (Abbildung 3 d).

Diskussion

Die taxonomische Bereinigung führte zu teilweise sehr hohen Verlusten von Taxa und Individuen. Vor dem Hintergrund, dass die organismische Bewertung in Deutschland zukünftig auf Grundlage multimetrischer Indizes erfolgen wird, stellt sich jedoch die Frage nach der Anfälligkeit der Metrics als Ausgangsgrößen der Bewertung gegenüber der Bereinigung. Prinzipiell erscheinen demnach solche Metrics vorteilhaft, die sich robust gegenüber einer taxonomischen Harmonisierung von Taxalisten verhalten. Neben den dargestellten Beispielen waren dies insbesondere die funktionalen Gruppen, wie zum Beispiel Ernährungstypen, längszonale -, Habitat- oder Strömungspräferenzen. Des Weiteren zeigten sich Summenindizes auf Grundlage sensitiver und toleranter Taxa sehr robust, zu denen beispielsweise der Saprobienindex, aber auch der Deutsche Faunaindex gehört. Nachteilig verhielten sich generell Metrics, die sich auf Taxazahlen bezogen. Hier wurden sogar Abweichungen von bis zu 80 % ermittelt.

Die Frage nach der Notwendigkeit der taxonomischen Bereinigung angesichts der dargestellten Auswirkungen kann mit Blick auf das erste Beispiel beantwortet werden. Die dort auf Grundlage einer fiktiven Taxaliste dargestellten Ergebnisse gelten in gleicher Weise auch für die reale Datengrundlage des zweiten Beispiels. Werden Taxalisten zum Zwecke der Bewertung miteinander oder mit Referenzlisten verglichen, dann wird die taxonomische Bereinigung notwendig. Dabei spielt aber der Grad der artifiziell bedingten Unterschiede (Bestimmungstiefe) eine Rolle; ist er aufgrund identischer Bearbeiter vernachlässigbar, so entfällt die Notwendigkeit einer umfassenden Harmonisierung. Dies gilt auch für den Fall, dass zukünftig mit weitestgehend standardisierten und damit vergleichbaren Erhebungsmethoden gearbeitet wird. Die im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erarbeiteten Methoden (Haase & Sundermann, 2003) stellen hier einen wichtiger Schritt in Richtung einer Standardisierung der Erfassung, Aufbereitung und Bestimmung von Makrozoobenthosproben dar. Eine vergleichbare Bestimmungstiefe wird dabei über eine so genannte ‚operationale Taxaliste' erreicht, die für jedes Taxon Aussagen zur Bestimmbarkeit der aquatischen Stadien macht. Die angegebenen taxonomischen Niveaus können und sollen von einem erfahrenen Bestimmer erreicht werden und bilden die Grundlage für die Bewertung. Die ‚operationale Taxaliste' eignete sich damit auch für eine weitestgehend automatische Harmonisierung von Taxalisten in Deutschland. Werden hingegen Taxalisten unterschiedlicher Staaten mit unterschiedlichen taxonomischen Zielniveaus verglichen, wie dies im Rahmen der europäischen Interkalibrierung nach den Vorgaben der EG-WRRL geplant ist, so wird eine Harmonisierung als Grundlage für die Vergleichbarkeit zwingend erforderlich.

Literatur

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water Research 17: 333-347.

Haase, P. & Sundermann, A. (2003): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Unveröffentlichter Bericht zum Projekt O 4.02 der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Zenker, A., Sundermann, A., Lohse, S. & Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34(4): 398-415.

Moog, O. (ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Rolauffs, P., Stubauer I., Zahrádkova Z., Brabec K. & Moog O. (2004): Integration of the Saprobic System into the Water Framework Directive approach. Hydrobiologia 516: 285-298.

Shannon, C. E. & Wiener W. (1949): The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana.

Simpson, E. H. (1949): Measurement of diversity. Nature 163: 688.

ZOOPLANKTON, POPULATIONSDYNAMIK UND NAHRUNGSNETZE

HÜLSMANN, S., HORN, H., HORN, W., KAHL, U., PAUL, L., RADKE, R. J. & BENNDORF, J.: Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf den Phosphorhaushalt: Erste Ergebnisse aus einem Freilandexperiment in der Talsperre Saidenbach

HORN, W.: Die vertikale Schichtung des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Verteilungsmuster und Hintergründe

JÄSCHKE, K., MATTHES, M. & BENNDORF, J.: Der Einfluss von Daphnia auf die Tiefe des Chlorophyllmaximums in einem eutrophen geschichteten See

MARTIN-CREUZBURG, D., BEC, A. & ELERT, E. VON: Biochemische Aspekte der Futterqualität von Protozoen für Daphnien: "Trophic upgrading" von autotrophem Picoplankton durch Ciliaten?

RINKE, K. & PETZOLDT, T.: Wenn man seine Ressource übernutzt …: Muster in der Populationsdynamik von Daphnien

Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf den Phosphorhaushalt: Erste Ergebnisse aus einem Freilandexperiment in der Talsperre Saidenbach

Stephan Hülsmann[1], Heidemarie Horn[2], Wolfgang Horn[2], Uwe Kahl[1], Lothar Paul[3], Robert J. Radke[1] & Jürgen Benndorf[1]

[1] Institut für Hydrobiologie, TU Dresden, D-01062 Dresden, stephan.huelsmann@mailbox.tu-dresden.de; [2] Sächsische Akademie der Wissenschaften, AG „Limnologie von Talsperren", Neunzehnhain; [3] Ökologische Station Neunzehnhain, TU Dresden

Keywords: Nahrungsnetz, top-down Steuerung, Sedimentation, Biomanipulation

Einleitung

Nach dem Konzept der „cascading trophic interactions" (Carpenter et al., 1985) sollte eine top-down Manipulation des pelagischen Nahrungsnetzes (Biomanipulation) in Standgewässern zu einer Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse führen. Dies konnte jedoch in vielen Biomanipulationsexperimenten nicht bestätigt werden (vgl. Reynolds, 1994) und es wurde vorgeschlagen, dass eine top-down Kontrolle des Phytoplanktons nur innerhalb bestimmter Randbedingungen hinsichtlich der Gewässertiefe und der Trophie möglich ist (Benndorf et al., 2002). Während der direkte (Kaskaden-)Effekt einer top-down Manipulation oftmals nur kurzfristiger Natur war, könnte eine nachhaltige Verringerung des Phytoplanktons eher durch indirekte Effekte auf den Nährstoffhaushalt erklärbar sein. In tiefen geschichteten Gewässern kann durch Biomanipulation eine bottom-up Kontrolle des Phytoplanktons induziert werden indem 1. die P-Sedimentation aus dem Epilimnion in Form von Fäkalmaterial des Zooplanktons sowie Exuvien und abgestorbenen Zooplanktern erhöht (Uehlinger & Bloesch, 1987) und 2. ein beträchtlicher Teil des partikulären P in der Biomasse von Daphnien festgelegt wird (Lyche et al., 1996). Wir postulieren, dass diese Effekte jedoch erst unterhalb einer bestimmten Schwelle der P-Belastung (als Fracht) wirksam werden (Benndorf 1987). Diese Vorhersagen werden derzeit im Rahmen eines Ganz-See-Experiments in der dimiktischen, mesotrophen Talsperre Saidenbach geprüft. Das experimentelle Design sieht den Vergleich eines unmanipulierten Zustandes des Nahrungsnetzes (Phase I, 1998-1999) mit dem manipulierten Zustand (Phase III) unter Berücksichtigung einer Übergangsphase (Phase II, beginnend mit dem Raubfischbesatz ab 2000) vor.

Material und Methoden

Die mesotrophe Trinkwasser-Talsperre Saidenbach liegt im mittleren Erzgebirge (Sachsen). Sie besitzt bei Vollstau eine Fläche von 146 ha, eine mittlere Tiefe von 15,3 m und eine maximale Tiefe von 45 m. Die Untersuchungen der Nährstoffe und der Planktongemeinschaft fanden während der Schichtungsperiode vierzehntägig an einer Standardprobenahmestelle im tiefsten Bereich der Talsperre in definierten Tiefenhorizonten statt (Horn, 2000; Horn, 2001; Horn, 2003a; Horn, 2003b). An gleicher Stelle und im gleichen Rhythmus wurde die Sedimentation mit einer Falle bestehend

aus 4 Röhren, die hypolimnisch ca. 3 m über Grund installiert war, ermittelt (Horn et al., 2004a). Die Fischgemeinschaft wurde monatlich mit Kiemennetzen gestaffelter Maschenweiten untersucht (Kahl et al., 2002). Als Instrument zur Nahrungsnetz-Steuerung erfolgte ab dem Jahr 2000 ein jährlicher Besatz mit adulten Seeforellen (*Salmo trutta* f. *lacustris*) (Radke et al., 2003), kombiniert mit Fangbeschränkungen für Angler.

Ergebnisse und Diskussion

Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft zu Beginn der Untersuchungen ist dokumentiert in Kahl et al. (2002) und Radke et al. (2003) und zeigte eine deutliche Dominanz der Plötzen, deren Anteil an der Gesamt-Fischbiomasse nach dem Besatz mit Seeforellen von > 50 % auf ca. 45 % zurückging. Insgesamt war die Fischgemeinschaft der Talsperre auch 2003 noch von Cypriniden dominiert und der Anteil der potentiell piscivoren Fische stieg seit Beginn der Besatzmaßnahmen mit Seeforellen nur geringfügig (Hülsmann et al., in press). Der Grund hierfür lag einerseits in einem teilweise sehr starken Plötzen-Aufkommen während der Übergangsphase, andererseits in einem verzögerten Übergang der Seeforellen zur überwiegend piscivoren Ernährung. Ausschlaggebend hierfür ist das Erreichen einer Gesamtlänge der Seeforellen von ca. 45 cm (Kahl, 2003; Radke et al., 2003). Ein deutlich erhöhter Grad der Piscivorie konnte jedoch ab 2003 beobachtet werden. Dieser Befund sowie ein seit 2002 geringer Rekrutierungserfolg der Plötzen zeigen, dass die gewünschte Umstrukturierung des Fischbestandes nach anfänglichen Verzögerungen in Gang gekommen ist.

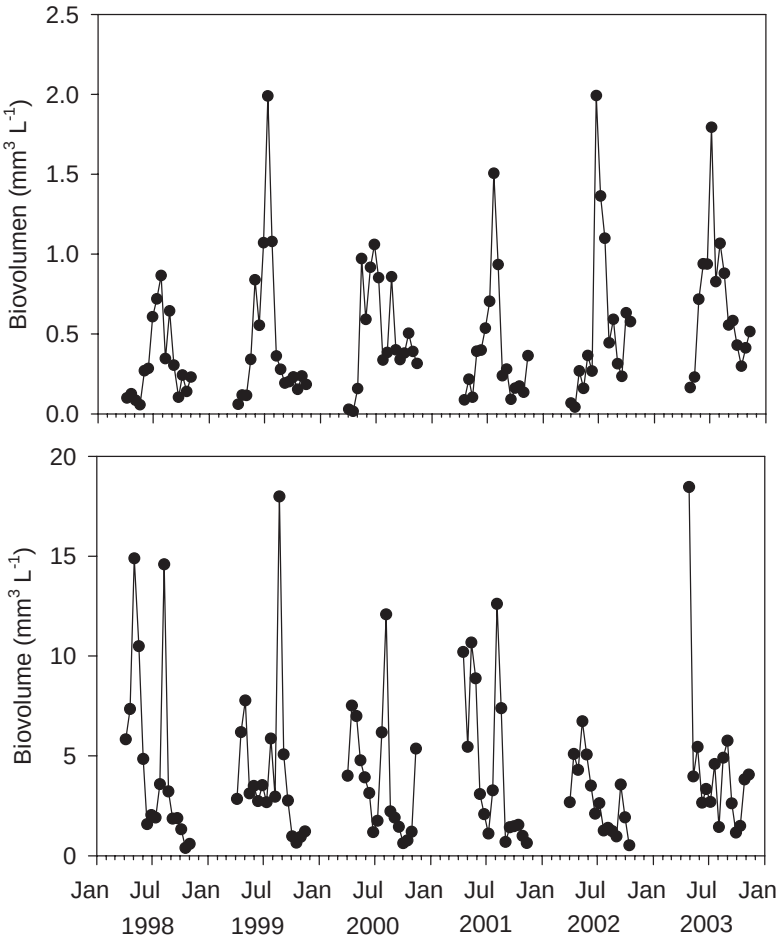


Abb. 1: Saisonale Entwicklung der Biomasse des herbivoren Zooplanktons (oben) und des gesamten Phytoplanktons (unten) im Epilimnion der Talsperre Saidenbach

Auf der Ebene des Zooplanktons betrachteten wir die herbivoren Crustaceen, also Cladoceren (hauptsächlich *Daphnia galeata*) und calanoide Copepoden (*Eudiaptomus gracilis*) ohne Berücksichtigung der omnivoren cyclopoiden Copepoden (Abb. 1 oben). Das Biomasse-Maximum wurde jeweils Anfang Juli erreicht und von Daphnien dominiert. Seit 2001 ist ein leichter Anstieg der Zooplanktonbiomasse zu verzeichnen, wobei die Daphnien jedoch keine Änderungen von der Langzeitentwicklung seit 1991 erkennen ließen (Horn, 2003b).

Die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons zeigte in jedem Jahr eine deutlich Abnahme nach dem Einsetzen der Schichtung infolge der Sedimentation der Frühjahrsblüte der Diatomeen (Abb. 1 unten). Bis

2001 folgte auf eine Klarwasserphase im Juni/Juli ein deutliches Sommermaximum der Cyanobakterien, welches jedoch 2002 nahezu völlig fehlte.

Ein Faktor, der die Entwicklung des Phytoplanktons im Sommer 2002 maßgeblich beeinflusste, war die Jahrhunderflut im August, die einen fast vollständigen Austausch des Epilimnions der Talsperre zur Folge hatte. Durch das trübe und nährstoffreiche Wasser kam es zu oberflächennahen Maxima nanoplanktischer Algen, die später von großen Diatomeen abgelöst wurden (Horn et al., 2004b). Ausgeprägte Massenentwicklungen infolge der Flut gab es jedoch nicht, so dass die mittlere epilimnische Phytoplankton-Biomasse während der Schichtungsperiode 2002 geringer war als in den Vorjahren. Im Sommer 2003 war das Phytoplankton wieder von Cyanobakterien dominiert, ohne jedoch ein so ausgeprägtes Maximum aufzuweisen wie in den Jahren vor 2002. Insgesamt zeigten sich noch keine Änderungen der Phytoplanktongemeinschaft, die auf die Nahrungsnetzmanipulation zurückgeführt werden könnten. Vielmehr scheinen interannuelle Unterschiede (mit Ausnahme der Auswirkungen der Flut) durch die Dauer der Frühjahrszirkulation beeinflusst zu sein (Horn, 2003a).

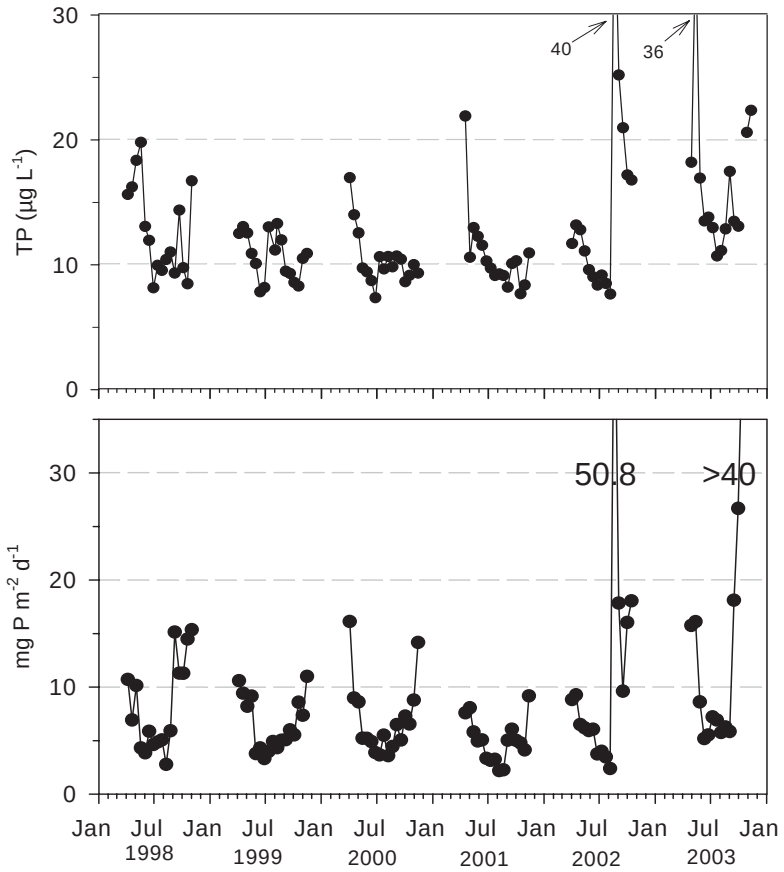


Abb. 2: Saisonale Entwicklung des Gesamt-Phosphors (TP) im Epilimnion (oben) sowie der Phosphorsedimentation (unten) in der Talsperre Saidenbach

Die Entwicklung der Gesamt-Phosphorkonzentration (TP) zeigte in jedem Jahr einen deutlichen Rückgang zu Beginn der Schichtungsperiode (Abb. 2 oben). Durch die Flut im August 2002 wurden große Mengen an Phosphor in die Talsperre eingetragen. Wir vermuten, dass die relativ hohen TP-Werte im Sommer 2003 einerseits dem deutlich erhöhten Ausgangsniveau (als Folge der Flut 2002) als auch einer erhöhten Sediment-Resuspension geschuldet waren. Letzteres wurde durch die extrem abgesunkenen Wasserstände vor allem im Spätsommer und Herbst des niederschlagsarmen Jahres 2003 verursacht.

Die P-Sedimentation wurde weitgehend durch die epilimnische P-Dynamik bestimmt (vgl. Horn et al., 2004a): Hohe Werte waren zu Beginn und am Ende der Schichtungsperiode zu beobachten, während die P-Sedimentation im Sommer jeweils gering war (Abb. 2 unten). Die Auswirkungen der Flut im August 2002 zeigten sich natürlich auch in einer extrem hohen P-Sedimentation. Für die erhöhten Werte im Sommer 2003 gilt das für die epilimnischen TP-Werte gesagte. Ziel unserer Nahrungsnetzmanipulation war es, ein kontinuierliches Sinken des TP, wie es sich z. B. 2001 andeutete, durch eine Erhöhung der P-Sedimentation und/oder der P-Festlegung in Daphnien-Biomasse zu verstärken. Offensichtlich wurden die entscheidenden Perioden zur Überprüfung dieser postulierten Effekte in den Jahren

2002 und 2003 durch die extremen meteorologischen Bedingungen (Flut und Trockenheit) vollständig überformt. Erste Ergebnisse des Jahres 2004 deuten an, dass das System hinsichtlich des P-Haushaltes immer noch nicht zu den Verhältnissen vor der Flut 2002 zurückgekehrt ist und dass die Sedimentation nach wie vor primär an die Phytoplanktonentwicklung gekoppelt ist (vgl. Horn & Horn, 2000).

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In einem Freilandexperiment in der dimiktischen, mesotrophen Talsperre Saidenbach sollte die Hypothese geprüft werden, dass die epilimnische TP-Konzentration durch indirekte Effekte einer Biomanipulation reduziert wird und es folglich zu einer top-down induzierten bottom-up Limitierung des Phytoplanktons kommt. Auf der Ebene der Fische zeichneten sich nach anfänglichen Verzögerungen erste Erfolge der Besatzmaßnahmen mit adulten Seeforellen ab. Nicht beeinflusst werden konnte eine nicht quantifizierte (und nicht quantifizierbare) Population von Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*), die sich nicht reproduziert und während des Untersuchungszeitraumes als weitgehend konstanter Faktor angesehen werden kann. Die herbivoren Crustaceen zeigten gegen Ende der Untersuchungsperiode eine zunehmende Tendenz. Hinsichtlich der Entwicklung des Phytoplanktons sowie der epilimnischen TP-Gehalte und der P-Sedimentation konnten keine Effekte der Biomanipulation gezeigt werden. Allerdings waren diese Variablen durch meteorologische Extremereignisse (Flut 2002, Trockenheit 2003) geprägt. Unsere vorläufigen Untersuchungen bestätigen einmal mehr die Erkenntnis, dass Freilandexperimente, die zur abschließenden Bewertung potentiell relevanter Mechanismen im Nahrungsnetz unerlässlich sind, nur als Langzeitexperiment durchgeführt werden können. Nur so können Übergangsperioden bis zur Etablierung eines neuen Gleichgewichts und stochastische Umweltvariablen ausreichend berücksichtigt werden.

Danksagung

Wir danken F. Wieland und den Kollegen von der Ökologischen Station Neunzehnhain der TU Dresden für technische sowie der Staumeisterei Saidenbach für logistische Unterstützung. Die Arbeiten wurden gefördert durch die Landestalsperrenverwaltung Sachsen, die Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V., die Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. und die Deutsche Forschungsgemeinschaft (Be 1671/8-1).

Literatur

Benndorf, J. (1987): Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration? Schweiz. Z. Hydrol., 49: 237-248.

Benndorf, J., Boing, W., Koop, J. & Neubauer, I. (2002): Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. Freshwat. Biol., 47: 2282-2295.

Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. & Hodgson, J. R. (1985): Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience, 35: 634-639.

Horn, H. (2000): Langzeitentwicklung des Phytoplanktons in der Talsperre Saidenbach: Welche Auswirkungen hatte die politische Wende? DGL Tagungsbericht 1999, I: 286-290.

Horn, H. (2003a): The relative importance of climate and nutrients in controlling phytoplankton growth in Saidenbach Reservoir. Hydrobiologia, 504: 159-166.

Horn, H. & Horn, W. (2000): Sedimentation – the main loss factor in waters dominated by diatoms. Results of long-term investigations. Int. Rev. Hydrobiol., 85: 191-208.

Horn, H., Paul, L. & Horn, W. (2004a): Die Phosphor-Sedimentation in der Talsperre Saidenbach: Saisonalität, Steuerfaktoren und Auswirkungen auf den P-Haushalt. DGL Tagungsbericht 2003, II: 662-667.

Horn, W. (2001): Die Entwicklung planktischer Crustaceen in der Talsperre Saidenbach über 25 Jahre – Trends und ihre Hintergründe. DGL Tagungsbericht 2000, I: 603-607.
Horn, W. (2003b): Long-term development of the crustacean plankton in the Saidenbach Reservoir (Germany) – changes, causes, consequences. Hydrobiologia, 504: 185-192.
Horn, W., Horn, H., Geißler, D. & Paul, L. (2004b): Auswirkungen des Hochwassers im August 2002 auf die Wasserbeschaffenheit der Talsperre Saidenbach. DGL Tagungsbericht 2003, II: 684-689.
Hülsmann, S., Horn, H., Horn, W., Kahl, U., Paul, L., Radke, R. J. & Benndorf, J. (in press): Relations between food web structure and nutrient budget in a stratified lake: results from a whole-lake experiment in Saidenbach Reservoir, Germany. Verh. Internat. Verein. Limnol.
Kahl, U. (2003): Dominanzverhältnisse, Interaktionen und räumliche Verteilung von Barsch, Plötze und Seeforelle in der mesotrophen Talsperre Saidenbach. Diss., TU Dresden, Institut für Hydrobiologie.
Kahl, U., Radke, R. J. & Benndorf, J. (2002): Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil. DGL Tagungsbericht 2001: 324-329.
Lyche, A., Andersen, T., Christoffersen, K., Hessen, D. O., Berger Hansen, P. H. & Klysner, A. (1996): Mesocosm tracer studies. 1. Zooplankton as sources and sinks in the pelagic phosphorus cycle of a mesotrophic lake. Limnol. Oceanogr., 41: 460-474.
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.
Reynolds, C. S. (1994): The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. Arch. Hydrobiol., 130: 1-33.
Uehlinger, U. & Bloesch, J. (1987): The influence of crustacean zooplankton on the size-structure of algal biomass and suspended and settling seston (Biomanipulation in Limnocorrals II). Int. Revue ges. Hydrobiol., 72: 473-486.

Die vertikale Schichtung des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Verteilungsmuster und Hintergründe

Wolfgang Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Biotische Struktur von Stauseen“, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld; horn@saw-leipzig.de

Keywords: Talsperre Saidenbach, Crustaceenplankton, Vertikalverteilung, Halbwertstiefe

Einleitung

Die Talsperre Saidenbach wird seit 1975 regelmäßig und intensiv untersucht (s. DGL-Berichte der Vorjahre, z. B. Horn, H. 2000 und Horn, W. 2001). Hauptschwerpunkte der Untersuchungen sind die Phyto- und Zooplanktondynamik, die Nährstoffe und die hydrophysikalischen Bedingungen. Von großem Interesse ist auch der Fischbestand, zu dem umfangreiche aktuelle Informationen vorliegen (Kahl et al., 2002).

Ziel der Zooplankton-Untersuchungen ist es, die Biomassedynamik der wichtigsten planktischen Crustaceengruppen längerfristig zu beschreiben, die kausalen Hintergründe der Veränderungen zu erkennen und ihren Einfluß auf den Stoffhaushalt abzuschätzen. Um auch Informationen über die in tiefen thermisch geschichteten Gewässern wichtige vertikale Verteilung zu erhalten, wird das Crustaceenplankton der Talsperre mit Hilfe von Schließnetzfängen aus unterschiedlicher Tiefen entnommen. Insgesamt wird die gesamte Wassersäule erfaßt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Talsperre Saidenbach liegt im Mittleren Erzgebirge im Flußgebiet der Flöha. Das relativ dicht besiedelte Einzugsgebiet wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt und reicht bis in Höhenlagen von knapp über 700 m, während sich der Wasserspiegel dieses Rinnenstausees voll gestaut bei etwa 439 m üNN befindet. Die Wasserbeschaffenheit im vorgestellten Untersuchungszeitraum ist als mesotroph zu charakterisieren.

Methoden

Die Erfassung des Zooplanktons erfolgte mittels Schließnetzen im Hauptbecken an der tiefsten Stelle. In der Regel wurden folgende 5 Tiefenstufen beprobt: 0 - 5 Meter, 5 - 10 m, 10 - 15 m, 15 - 25 m und 25 m bis über Grund (meist etwa 40 m). Das Netz mit einer Maschenweite von 175 µm hatte einen Durchmesser von 30 cm. Die Probenentnahme erfolgte stets am Vormittag zwischen 8 und 10 Uhr. Aus der Abundanz und dem mittlerem Biovolumen der Individuen wurde die Biomasse ermittelt. Zur Feststellung der Sprungschicht wurde die Temperatur im Meter-Abstand gemessen. Die berechneten Halbwertstiefen beschreiben die Tiefe, in der sich die aufsummierten Biomassen oberhalb und unterhalb gleichen. Den Berechnungsergebnissen liegen die Bestandsaufnahmen von

reichlich 10 Jahren zu Grunde, obwohl die vertikalen Verteilungsmuster nur am Beispiel der Jahre 2002 und 2003 exemplarisch abgebildet wurden.

Ergebnisse und Diskussion

In der Abbildung 1 werden die vertikalen Biomassenverteilungen der in der Talsperre Saidenbach dominierenden Crustaceen-Arten *Daphnia galeata*, *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops abyssorum* und *Diaphanosoma brachyurum* sowie der Eier und Embryonen von *Daphnia galeata* zusammen mit der Lage der Sprungschicht im Jahresverlauf am Beispiel der letzten zwei Jahre dargestellt.

Diese Tiefenverteilungsbilder stellen streng genommen eigentlich nur Momentaufnahmen dar, denn die vertikalen Schichtungen können durch diurnale vertikale und horizontale Wanderungen oder advektorische Effekte kurzfristig beeinflusst werden. Derartige Erscheinungen sind für die vorgelegten Befunde jedoch größtenteils von geringerer Bedeutung, wie die ziemlich kontinuierliche Entwicklung der Tiefenverteilung im Jahresverlauf von *D. galeata* erkennen lässt und das Wachstum der Populationen zeigt. Für die Spanne der Sommerstagnation, die im untersuchten Gewässer etwa den Zeitraum von Ende April bis Mitte November umfasst, und während der Vollzirkulationsperioden sind schon allein wegen der unterschiedlichen thermischen und biologischen Struktur des Wasserkörpers verschiedene Verteilungsbilder zu erwarten. Eine große Bedeutung besitzt aber auch die betrachtete Art, da artspezifische Ansprüche an den Lebensraum (Nahrung, Sauerstoffbedürftigkeit etc.), ihre unterschiedlichen Lebensweisen und Interaktionen (z. B. mit Nahrungskonkurrenten und Räubern) maßgeblichen Einfluß ausüben.

Vertikalverteilung der Arten

Vertikalverteilung von *Daphnia galeata* (Abb. 1, Reihe 1):

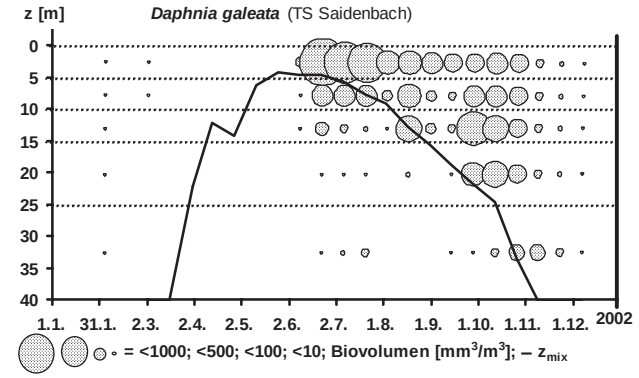
Die Art tritt besonders zwischen Juni und November in Erscheinung. Vom Sommer bis zum Frühherbst (Juni bis Anfang September) halten sich die Tiere, von wenigen Ausnahmen abgesehen, oberflächennah, d. h. oberhalb der Sprungschicht auf, die bei etwa 5 bis 15 m Wassertiefe liegt. Ab Mitte August sinkt die Sprungschicht merklich ab und die Tiere sind dann nicht mehr so deutlich im Oberflächenbereich zu finden (die Halbwertstiefe fällt von 4,70 auf 7,30 m; der Wert über die gesamte Schichtungszeit beträgt 5,90 m). Teilweise tritt *D. galeata* im Herbst auch in größeren Tiefen verstärkt auf, z. B. 2003.

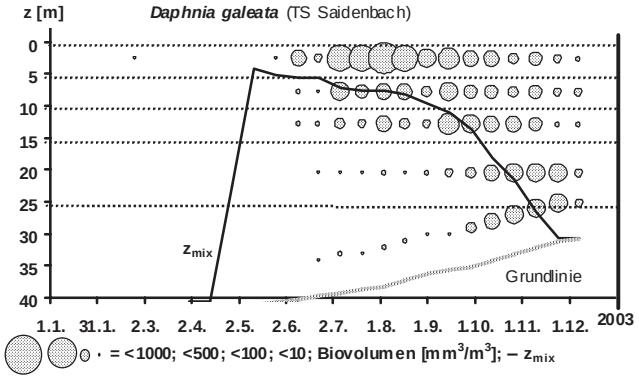
Die Eier bzw. Embryonen von *D. galeata* (Abb. 1, Reihe 2) haben ihre höchsten Dichten in der Regel nicht an der Oberfläche (0 - 5 m), sondern darunter. Die größten Konzentrationen liegen zwischen 5 und 15 m Wassertiefe. Besonders auffallend ist das im Jahr 2002 (Abb. 1). Die Halbwertstiefe der Eier und Embryonen beträgt etwa 9,50 m, ist also deutlich tiefer als der Populationsschwerpunkt der Gesamtpopulation der Tiere selbst. Mit absinkender Sprungschicht können auch in größeren Tiefen hohe Konzentrationen erreicht werden.

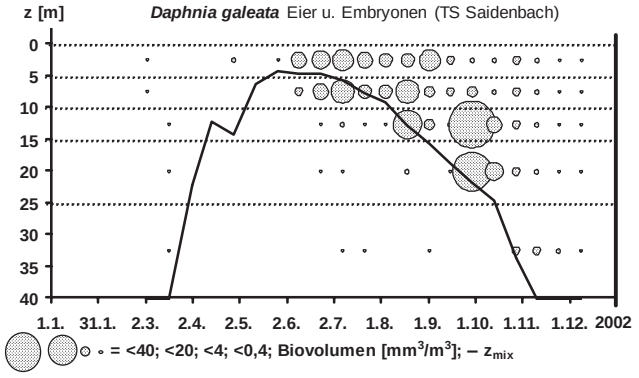
Vertikalverteilung von *Eudiaptomus gracilis* (Abb. 1, Reihe 3):

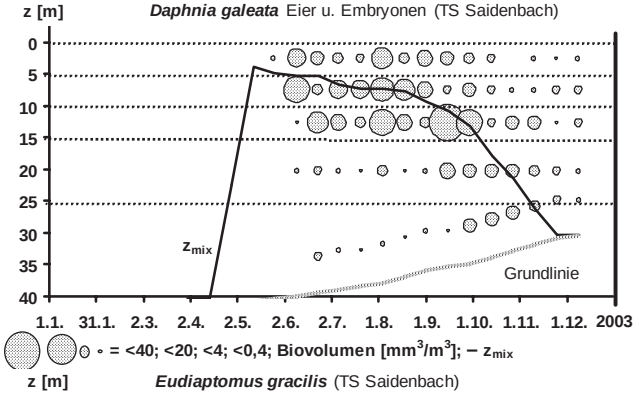
Bevorzugt sind die Tiere in der Wasserschicht von 0 bis 15 m zu finden, teilweise auch etwas tiefer. Die Halbwertstiefe liegt während der sommerlichen Schichtung bei etwa 8,10 m. Im Winter unter Eis wird die Oberflächenschicht bevorzugt (s. Februar 2003 in Abb. 1).

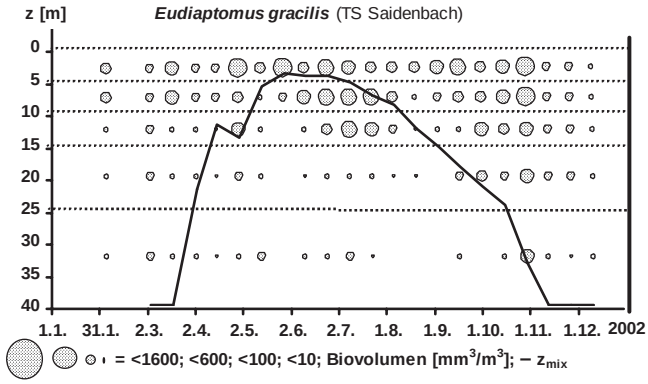
Abb. 1: Die vertikale Verteilung der dominanten planktischen Crustaceen in der Talsperre Saidenbach in den Jahren 2002 und 2003 auf Grundlage der Biomasse

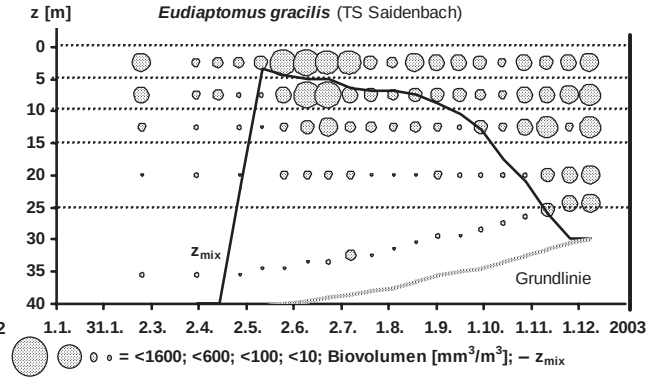

z [m]
Daphnia galeata (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2002
= <1000; <500; <100; <10; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix

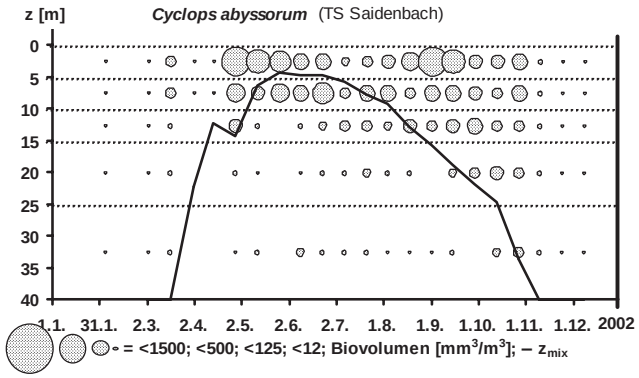

z [m]
Daphnia galeata (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
zmix
Grundlinie
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2003
= <1000; <500; <100; <10; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix

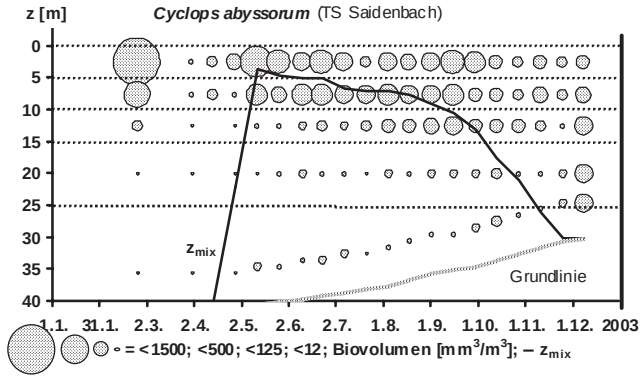

z [m]
Daphnia galeata Eier u. Embryonen (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2002
= <40; <20; <4; <0,4; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix

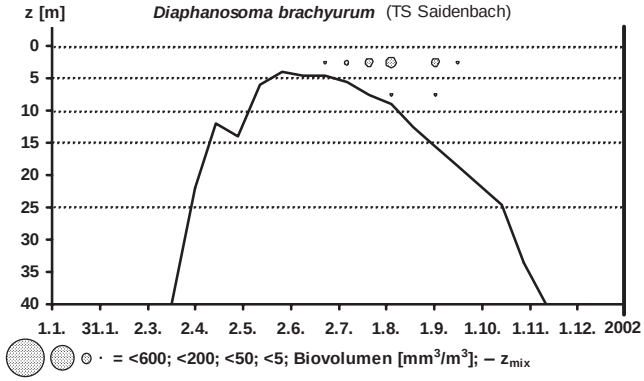

z [m]
Daphnia galeata Eier u. Embryonen (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
zmix
Grundlinie
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2003
= <40; <20; <4; <0,4; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix

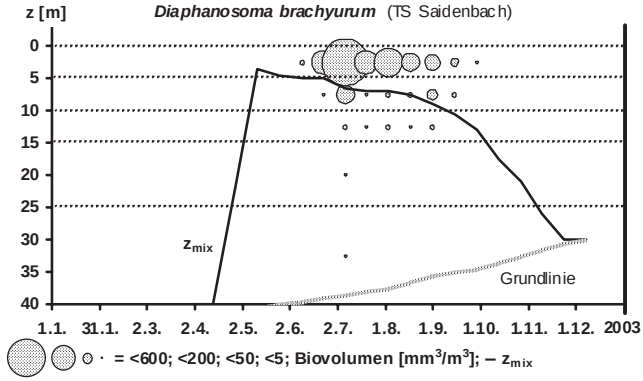

z [m]
Eudiaptomus gracilis (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2002
= <1600; <600; <100; <10; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix


z [m]
Eudiaptomus gracilis (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
zmix
Grundlinie
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2003
= <1600; <600; <100; <10; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix


z [m]
Cyclops abyssorum (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2002
= <1500; <500; <125; <12; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix


z [m]
Cyclops abyssorum (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
zmix
Grundlinie
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2003
= <1500; <500; <125; <12; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix


z [m]
Diaphanosoma brachyurum (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2002
= <600; <200; <50; <5; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix


z [m]
Diaphanosoma brachyurum (TS Saidenbach)
0
5
10
15
20
25
30
35
40
zmix
Grundlinie
1.1. 31.1. 2.3. 2.4. 2.5. 2.6. 2.7. 1.8. 1.9. 1.10. 1.11. 1.12. 2003
= <600; <200; <50; <5; Biovolumen [mm³/m³]; – zmix

Vertikalverteilung von *Cyclops abyssorum* (Abb. 1, Reihe 4):

Der Populationsschwerpunkt von *C. abyssorum* liegt ebenfalls im epilimnischen Bereich (0 - 15 m). Für diesen Copepoden ergibt sich mit 8,70 m die größte Halbwertstiefe aller vorgestellten Arten. Im Winter bei Eisbedeckung wird die Oberflächenschicht z. T. deutlich bevorzugt (beispielsweise im Februar 2003, s. Abb. 1). Während der Vollzirkulationsperioden und in den Übergangszeiten fällt die Verteilung dagegen relativ homogen aus.

Vertikalverteilung von *Diaphanosoma brachyurum* (Abb. 1, Reihe 5):

Diese Cladocere tritt vor allem im Hochsommer auf, schwerpunktmäßig im August (das starke Vorkommen im Juli 2003 ist weniger typisch). *D. brachyurum* besitzt mit 4,40 m die geringste Halbwertstiefe aller untersuchten planktischen Crustaceen und bevorzugt ganz deutlich die obersten 5 m im Untersuchungsgewässer. Unterhalb von 15 m tritt die Art praktisch nicht mehr auf; 90 % der Biomasse sind im Sommer oberhalb von 9,60 m zu finden.

Ursachen der verschiedenen Vertikalverteilungen

Die abgebildeten Tiefenverteilungen der planktischen Crustaceen und die Lage der Sprungschicht lassen sowohl den Einfluß der thermischen als auch der biologischen Struktur gut erkennen: Alle vorgestellten Arten bevorzugen die warmen, nahrungsreichen epi- und metalimnischen Wasserschichten. Dies bestätigen die aus den Vertikalverteilungen mehrerer Jahre berechneten mittleren Halbwertstiefen, die alle annähernd im Bereich des Metalimnions liegen oder sogar oberhalb davon (die entsprechende mittlere Sprungschichttiefe beträgt ca. 9,80 m).

Das Epi- und das Metalimnion sind aber für das Crustaceen-Plankton nicht nur warm und nahrungsreich und damit wachstumsfördernd, in diesen Wasserschichten leben auch viele der Fraßfeinde dieser Tiere.

In der Talsperre Saidenbach handelt es sich dabei vorrangig um zooplanktivore Fische. Es sind vor allem Plötze und Barsch, von denen große Mengen vorhanden sind (2001 ca. 200 bzw. 60 kg/ha; Radke et al., 2003b). Im oberen Epilimnion, d. h. bis etwa 5 Meter unter der Oberfläche, befinden sich im Sommer 70 % des Bestandes der Plötzen (Radke et al., 2003a). Die Barsche bevorzugen mit 5 bis 10 m Wassertiefe eine etwas tiefere Wasserschicht. In ihr halten sich 69 % der Barsch-Population auf. Von Bedeutung sind ebenso die zahlreichen alten Silberkarpfen (geschätzt ca. 350 kg/ha). Diese Tiere wurden häufig direkt unter der Oberfläche beobachtet. Eine Folge des starken Fischfraßdruckes ist die vergleichsweise geringe Besiedlung der obersten 5-Meterschicht mit nachwuchstragenden, und damit besser sichtbaren, *Daphnia*-Muttertieren. Ihre vertikale Verteilung ist hier nicht gesondert abgebildet, aber die Biomassen der Eier und Embryonen dienen als Indikatoren und verweisen auf eine Bevorzugung tieferer Schichten (Abb. 1, zweite Reihe). So liegt auch die mittlere Halbwertstiefe der Eier bzw. Embryonen im Sommer (Mai bis Oktober) in den untersuchten Jahren mit etwa 9,50 m annähernd 3,60 m unter der der Biomasse der Daphnien von ca. 5,90 m. Dabei wird das Hypolimnion gemieden (z_{mix} im Mittel bei 9,80 m), was sich vor allem mit den dort vorherrschenden, das Wachstum und die Entwicklung verzögernden niedrigeren Temperaturen erklären lässt. Der vorrangige Aufenthalt der Muttertiere in den „mittleren“ Bereichen (nicht unmittelbar an der Oberfläche, aber auch nicht unterhalb der Sprungschicht) ist sicher das Ergebnis sowohl einer aktiven Migration (Ausweichverhalten) dieser Crustaceen als auch Resultat des direkten Fraßdruckes (vorrangige Entnahme größerer und/oder durch die Eier gut sichtbarer Tiere). Eine selektive Bevorzugung der eiertragender Daphnien durch die Fische wird durch verschiedene Untersuchungen nachgewiesen (z. B. Janßen et al., 2000).

Keine schlüssige Erklärung kann dafür gegeben werden, warum die für die Fische leichter fangbaren Cladoceren in den besser durchlichteten Wasserschichten leben, wo sie relativ gut sichtbar

sind, während sich die Copepoden, die über ein viel stärkeres Fluchtvermögen verfügen, tiefer aufhalten. So bleibt gegenwärtig nur festzustellen, dass die Vertikalverteilung das Resultat sehr komplexer Einflüsse ist und wie zu erwarten stark artspezifisch geprägt wird.

Zusammenfassung

Zwar bevorzugen alle untersuchten Arten – *D. galeata*, *E. gracilis*, *C. abyssorum* und *D. brachyurum* – im Sommer den epilimnischen Bereich, ihre spezifischen Halbwertstiefen lassen jedoch eine deutliche artspezifische Differenzierung erkennen. Am nächsten der Oberfläche hält sich *D. brachyurum* auf, gefolgt von *D. galeata*. Die Copepoden *E. gracilis* und *C. abyssorum* dagegen besiedeln merklich tiefere Schichten. Die Halbwertstiefen aller 4 Arten befinden sich aber immer noch oberhalb der mittleren Sprungschichttiefe, wo sich bessere Nahrungs- und wegen der höheren Temperaturen auch günstigere Wachstumsbedingungen vorfinden. Der stärkere Fischfraßdruck in diesen Schichten scheint dabei eine nur schlecht oder wenig vermeidbare Begleiterscheinung zu sein.

Darauf verweisen auch die Ei- bzw. Embryo-Halbwertstiefen von *D. galeata*, die meist tiefer als die der Gesamtpopulation liegen. Es wird dies als Anpassung an den Fischfraßdruck verstanden, denn die besser sichtbaren nachwuchstragenden Muttertiere sind durch die zooplanktivoren Fische besonders starken Verlusten ausgesetzt (z. B. Janßen et al., 2000). Dies wird auch durch die vertikalen Verteilungen der Fischdichten belegt, die ebenfalls am größten in den oberen 10 m sind, wobei die Plötze die mehr oberflächennahen Bereiche, der Barsch eher die tieferen Zonen bevorzugt (Radke et al., 2003a).

Danksagung

Der Autor dankt R. Medler und A. Schwalbe für die Mithilfe bei der Probenahme sowie A. Börner, H. Horn und U. Möckel für die Unterstützung bei der Auswertung.

Literatur

Horn, H. (2000): Langzeitentwicklung des Phytoplanktons der Talsperre Saidenbach: Welche Auswirkungen hatte die politische Wende? Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DLG), Tagungsbericht 1999 (Rostock), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 286-290.

Horn, W. (2001): Die Entwicklung planktischer Crustaceen in der Talsperre Saidenbach über 25 Jahre – Trends und ihre Hintergründe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Eigenverlag der DGL, Tutzing 2001: 603-607.

Janßen, M., Hülsmann, S., Wagner, A. (2000): Fische sind findiger: Extreme Nahrungsselektivität bei 0+Barschen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DLG), Tagungsbericht 1999 (Rostock), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 676-680.

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. (2003a): Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predators. Limnologica 33: 92-98.

Radke, R. J., Kahl, U., Wieland, F., Benndorf, J. (2003b): Steigerung der Biofiltration durch Optimierung der Fischbesiedlung mit dem Ziel der Verbesserung der Rohwassergüte in Trinkwassertalsperren. Abschlußbericht F & E Vorhaben W 02/00, DVGW. TU Dresden, Inst. Hydrobiol. 22 S.

Der Einfluss von *Daphnia* auf die Tiefe des Chlorophyllmaximums in einem eutrophen geschichteten See

Kathrin Jäschke, Marco Matthes & Jürgen Benndorf

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, D-01062 Dresden,
kathrin_jaeschke@web.de

Keywords: DCM, *Daphnia*, Enclosures

Einleitung

Tiefenchlorophyllmaxima (deep chlorophyll maximum = DCM) bezeichnen ein Maximum der Phytoplanktonkonzentration in bzw. unterhalb der Thermokline (Fee, 1976; Moll & Stoermer, 1982; Lindholm, 1992). Nach gängiger Vorstellung befinden sie sich in Wasserhorizonten, in denen Nährstoffe und Licht gleichzeitig limitierend sind (Klausmeier & Litchman, 2001). Für die Enstehung eines DCM gibt es mehrere Hypothesen. Hauptsächlich werden dabei bottom-up Faktoren betrachtet. So sind zum Beispiel Fee (1976), Moll & Stoermer (1982) und Lindholm (1992) der Meinung, dass DCM nur in oligotrophen bis mesotrophen Seen entstehen können. Da die Nährstoffe im Epilimnion nach Beginn der Schichtungsperiode schnell aufgebraucht sind, kann das Phytoplankton nur in Horizonten überleben, in denen genügend Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) vorhanden sind und ausreichend Licht für ihre autotrophe Ernährungsweise zur Verfügung steht. Das Phytoplankton profitiert dabei von den Nährstoffen des Meta- bzw. Hypolimnions (Moll et al., 1984). Andererseits wachsen die Phytoplankter bei ausreichend Nährstoffen im Epilimnion direkt unter der Oberfläche, da sie dort die besten Lichtbedingungen vorfinden. Die Eindringtiefe des Lichts wird verringert und ein Wachstum von autotrophen Organismen in tieferen Schichten ist dann unter diesen eutrophen Bedingungen nicht möglich. Einige Autoren betrachten im Zusammenhang mit Tiefenchlorophyllmaxima auch top-down Faktoren. Richerson et al. (1978), Fahnenstiel & Scavia (1987) und Pilati & Wurtsbaugh (2003) sprechen von einer enormen Bedeutung des Zooplanktons für die Persistenz eines DCM, da das Zooplankton durch Grazing die Lichtdurchlässigkeit im Epilimnion erhöht und damit ein Wachstum von Phytoplankton in tieferen Schichten ermöglicht.

In einem biomanipulierten Steinbruchrestsee in Gräfenhain (Sachsen) wurde trotz hoher Trophie seit einigen Jahren die Ausbildung eines DCM während der Schichtungsperiode beobachtet. Das widerspricht den gängigen Hypothesen zur Entstehung eines DCM. In diesem Gewässer existieren durch eine erfolgreiche Biomanipulation in den letzten Jahren (Benndorf et al., 2000) hohe Daphnienbiomassen. Daher liegt die Vermutung nahe, dass der verstärkte Fraßdruck der Daphnien in den oberen Wasserschichten die Transparenz des Epilimnions erhöht. Das Licht ist auch in tieferen Wasserhorizonten verfügbar und macht die Ausbildung eines DCM in den Tiefen möglich, in welchen sich die Daphnien aufgrund anoxischer Verhältnisse nicht ständig aufhalten können. Ein nichtmanipuliertes Nachbargewässer wies bei gleicher Morphometrie, gleichen meteorologischen Bedingungen und ähnlicher Nährstoffkonzentration kein DCM auf. Aufgrund einer hohen Dichte von planktivoren Fischen existierten dort nur sehr geringe Daphnienbiomassen.

Material und Methoden

Die Untersuchungsgewässer liegen ca. 35 km nordöstlich von Dresden in Gräfenhain (Sachsen). Es handelt sich um zwei Steinbruchrestseen, die ca. 100 m voneinander entfernt liegen. Beide Gewässer wurden von April 2003 bis Oktober 2003 im 2-wöchigen Rhythmus beprobt. Im August 2003 fand im Daphnien-Gewässer ein Enclosureexperiment statt. Es wurden acht Enclosures (Durchmesser 1 m, Länge 6 m) so in dem Gewässer installiert, dass jeden Enclosure annähernd die gleiche Menge Licht erreichte. Das untere Ende der Enclosures wurde mit einer Gaze von 75 µm Maschenweite verschlossen, um Fische, invertebrate Räuber und Zooplankton aus den Enclosures fernzuhalten. Vier zufällig ausgewählte Enclosures wurden mit Daphnien besetzt. Über einen Zeitraum von fünf Wochen wurden in allen acht Enclosures die Sichttiefe, die Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, Temperatur, Unterwasserlicht und die Nährstoffkonzentration (SRP, TP) ermittelt. An biologischen Faktoren wurde die Chlorophyll *a* Konzentration mittels einer bb-Fluoroprobe-Sonde bestimmt. Das Zooplankton wurde qualitativ und quantitativ in DCM-Tiefe mittels Schöpfer und 50 cm oberhalb des DCM bis zur Oberfläche mittels Netzzügen beprobt. Das Phytoplankton wurde ebenfalls qualitativ und quantitativ in 2 m und DCM-Tiefe entnommen.

Ergebnisse

Chlorophyll a – Verteilung in den Gewässern

Im Experimentalgewässer (Gewässer mit Daphnien) konnte im Jahr 2003 die Ausbildung eines DCM über den gesamten Zeitraum der Schichtung beobachtet werden (Abb. 1). Das Referenzgewässer (Gewässer ohne Daphnien) wies bei gleicher Nährstoffkonzentration (SRP < 5 µg L^{-1}) ein oberflächennahes Chlorophyllmaximum auf (Abb. 2, zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der y-Achse).

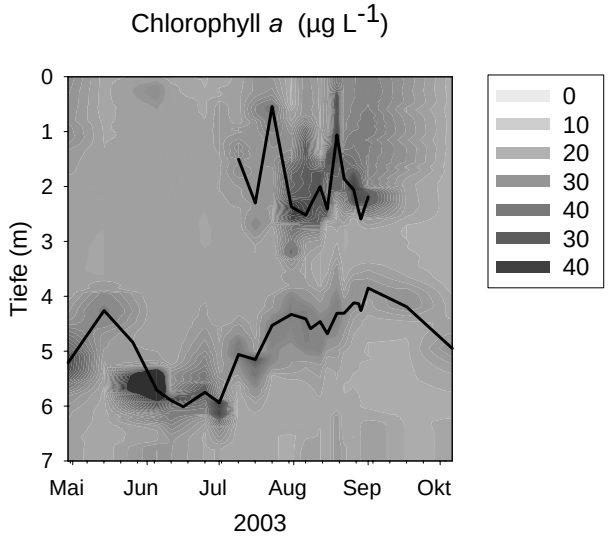


Abb. 1: Vertikale Verteilung des Chlorophyll *a* im „Daphnien"-Gewässer

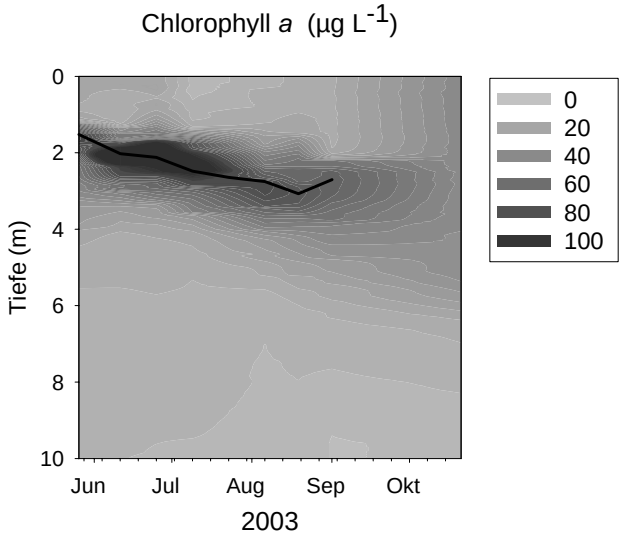


Abb. 2: Vertikale Verteilung des Chlorophyll *a* im Gewässer ohne Daphnien

Enclosureexperiment

Die physikalischen wie auch chemischen Variablen waren in allen Enclosures zu Anfang des Experimentes ähnlich (Abb. 3 + 4, Tab. 1 + 2). Auffällig sind die sehr geringen SRP-Konzentrationen von weniger als 5 µg L^{-1} in den oberen Metern bis in DCM-Tiefe (Tab 1).

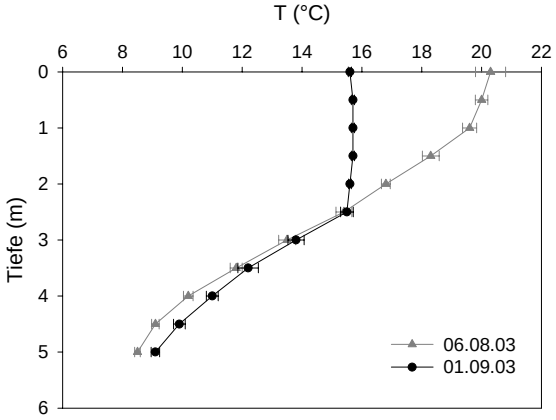


Abb. 3: Temperaturprofile am Anfang und Ende des Experimentes, dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung für alle acht Enclosures

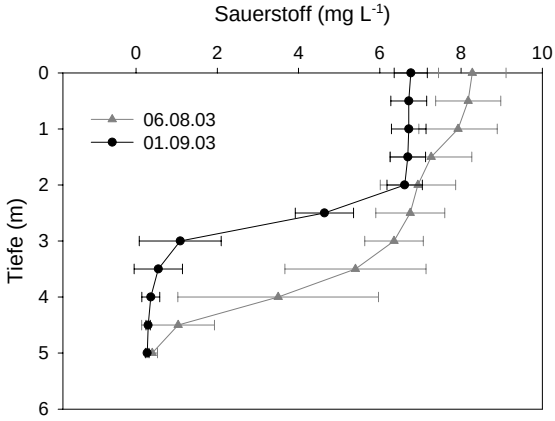


Abb. 4: Sauerstoffprofile am Anfang und Ende des Experimentes, dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung für alle acht Enclosure

Tab. 1: SRP Konzentrationen in µg L^{-1} am 12. 08. und 26. 08. 03, (Mittelwerte und Standardabweichung jeweils für die Enclosures ohne und mit Daphnien)

	SRP (µg L^{-1})			
	12.08.03		26.08.03	
	ohne Daphnien	mit Daphnien	ohne Daphnien	mit Daphnien
2 m	< 5	< 5	< 5	< 5
DCM		< 5		< 5
5,5 m	11,2 ± 12,4	7,3 ± 7,1	< 5	4,9 ± 4,4

Tab. 2: TP Konzentrationen in µg L^{-1} am 12. 08. und 26. 08. 03, (Mittelwerte und Standardabweichung jeweils für die Enclosures ohne und mit Daphnien)

	TP (µg L^{-1})			
	12.08.03		26.08.03	
	ohne Daphnien	mit Daphnien	ohne Daphnien	mit Daphnien
2 m	48,6 ± 6,1	44,4 ± 4,0	23,5 ± 7,9	27,0 ± 15,0
DCM		85,1 ± 44,4		69,8 ± 23,9
5,5 m	155,6 ± 42,0	110,6 ± 48,1	197,4 ± 99,4	221,3 ± 72,7

Die Daphnienbiomasse in allen Enclosures mit Daphnien nahm in beiden Probenahmetiefen innerhalb einer Woche stark zu (Abb. 5). Im DCM waren die Daphnien stärker vertreten als im oberen Bereich.

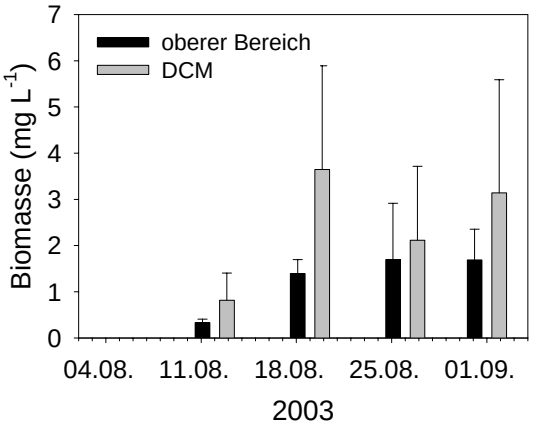


Abb. 5: Zooplanktonbiomasse in den Enclosures, (Mittelwert und Standardabweichung)

Die Sichttiefenentwicklung in den zwei Enclosuretypen war sehr verschieden (Abb. 6). In den Enclosures ohne Daphnien konnte bis zum Ende des Experimentes eine Sichttiefe von ca. 2,50 m festgestellt werden. In den Enclosures mit Daphnien kam es dagegen zu einer enormen Erhöhung der Sichttiefe von anfänglich 2,90 m auf 4,50 m. Nach dem 2 Stichproben t-Test konnte ein hochsignifikanter Unterschied der Sichttiefe in den verschiedenen Enclosuretypen festgestellt werden.

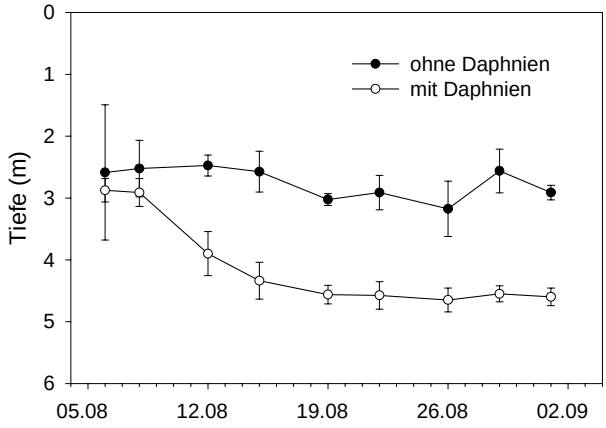


Abb. 6: Sichttiefenentwicklung in den Enclosures, dargestellt sind die Mittelwerte mit Standardabweichung jeweils für die Enclosures ohne und mit Daphnien, Test auf Signifikanz 19.08.03 – 01.09.03, n = 40, p < 0,001 (2 Stichproben t-Test)

In Abb. 7 sind die jeweils gemittelten Chlorophyll *a* Profile beider Enclosuretypen für drei ausgewählte Termine dargestellt. In allen Enclosures etablierte sich ein DCM, ähnlich dem im Gewässer. Am 7. Tag des Experimentes waren weder in der vertikalen Verteilung noch in der Chlorophyll a Konzentration bedeutende Unterschiede zu erkennen. In allen Enclosures befand sich ein DCM in ca. 4,50 m Tiefe. Am 20. Tag hatte sich in den Enclosures ohne Daphnien unter der Wasseroberfläche ein schwaches Chlorophyllmaximum ausgebildet, während in den Enclosures mit Daphnien die Chlorophyll *a* Konzentration unter 5 µg L^{-1} betrug. Das DCM in den Enclosures ohne Daphnien zeigte eine zweigipfelige Verteilung. Über dem DCM in 4,20 m Tiefe bildete sich ein zweites Maximum in 3 m Tiefe aus. Das DCM in den Enclosures mit Daphnien lag bei 4,50 m. Am 33. Tag zeigte sich im Vergleich beider Enclosuretypen ein drastischer Unterschied in der Tiefe der maximalen Chlorophyll *a* Konzentration. In den Enclosures ohne Daphnien lag das Chlorophyllmaximum in 2,80 m Tiefe. In den Enclosures mit Daphnien konnte bis ca. 4,00 m Tiefe kaum Phytoplankton nachgewiesen werden. Erst in einer Tiefe von 4,50 m bildete sich das DCM aus. In Abb. 7

sind die Chlorophyllmaximum-Tiefen für alle Probenahmetermine dargestellt. Ab dem 18. Tag entwickeln sich die DCM-Tiefen in entgegengesetzte Richtungen. Am 1.9.03 (33. Tag) betrug der Unterschied der Chlorophyllmaximum-Tiefen zwischen beiden Enclosuretypen 1,80 m. Wie auch bei den Sichttiefen ergibt sich ein hochsignifikanter Unterschied der Chlorophyllmaximum-Tiefen beider Enclosuretypen (Abb. 8).

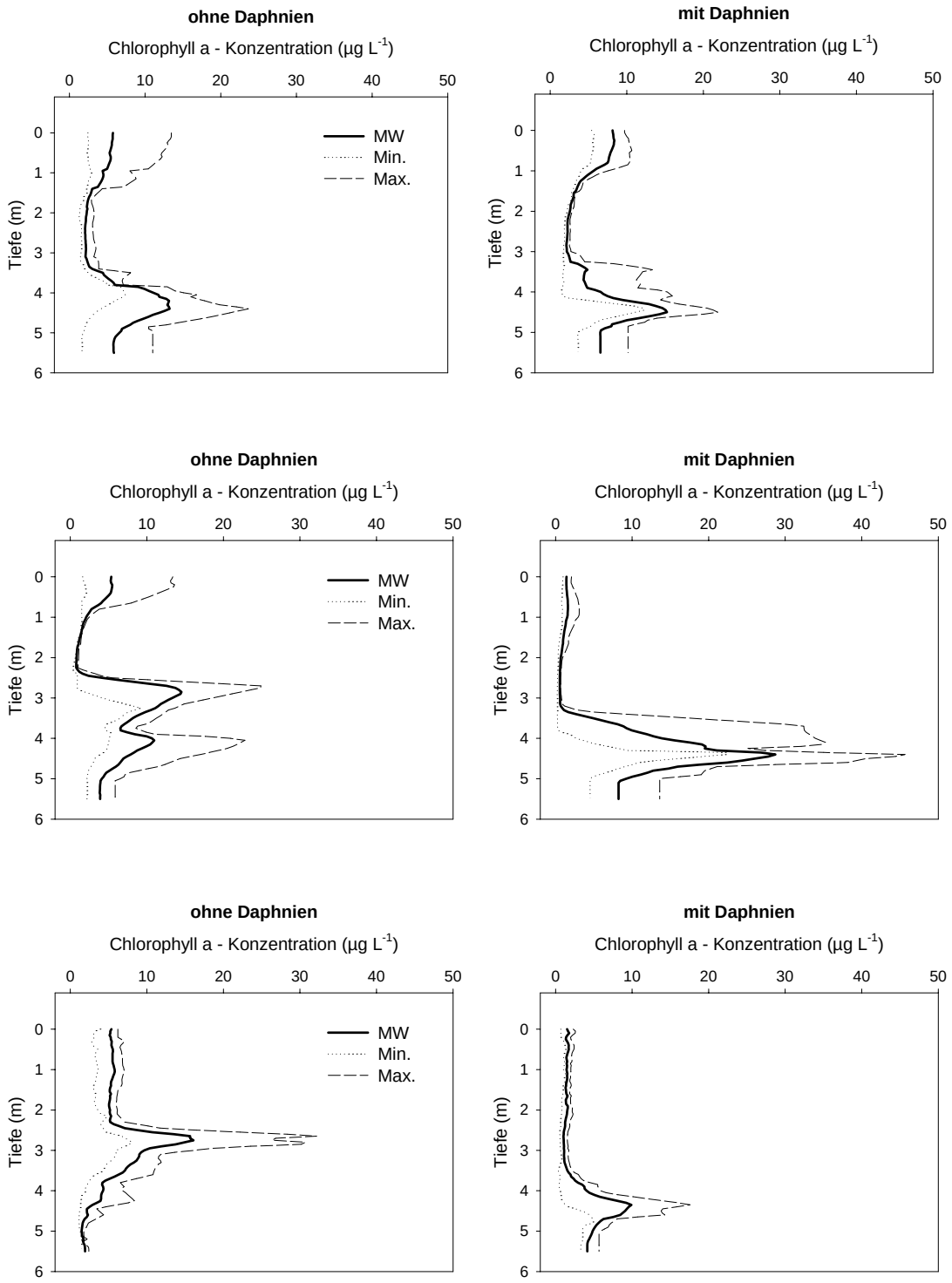


Abb. 7: Chlorophyll a Profile am 06. 08. 03 (7. Tag), 19. 08. 03 (20. Tag) und 01. 09. 03 (33. Tag) für die Enclosure ohne und mit Daphnien. Dargestellt sind die Mittelwerte, das Minimum und das Maximum.

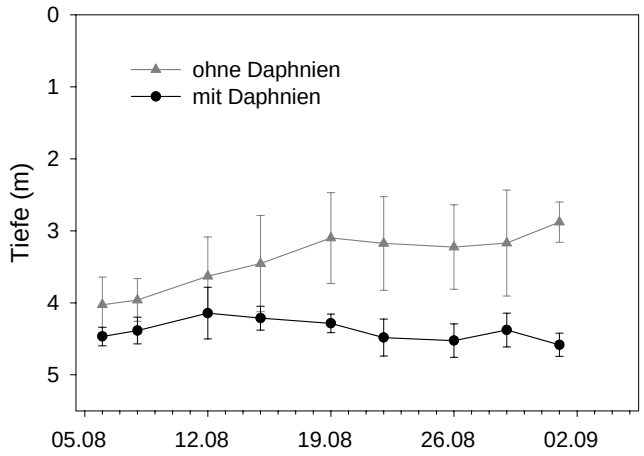


Abb. 8: DCM – Tiefenentwicklung in den Enclosures, Mittelwerte und Standardabweichung jeweils für die Enclosure ohne und mit Daphnien, Test auf Signifikanz 19. 08. 03 – 01.09.03 n = 40, p < 0,001 (2 Stichproben t-Test)

Diskussion

Im „Daphnien"-Gewässer bildete sich ein DCM im Frühjahr bei 5 bis 6 m und im Sommer bei 4 bis 5 m aus. Im Gewässer ohne Daphnien stellte sich das Chlorophyllmaximum in 2 m Tiefe ein. Ähnliches beschrieb Christensen (1995) für einen mit piscivoren Fischen und einen mit planktivoren Fischen dominierten See. Während im ersteren hohe Grazingverluste der epilimnischen Algen zu einem Anstieg des metalimnischen Phytoplanktons führten (Anstieg Lichtverfügbarkeit), gab es im durch planktivore Fische dominierten See nur einen geringen Fraßdruck des Zooplanktons, welcher sich in hohen epilimnischen Phytoplanktonbiovolumina wiederspiegelte.

Bei den Enclosureversuchen konnte ein hochsignifikanter Unterschied bezüglich der Sicht- und DCM-Tiefe zwischen den Enclosuretypen festgestellt werden. Bei den Enclosures mit Daphnien war die Sicht- und DCM-Tiefe weitaus höher als in den Enclosures ohne Daphnien. Dieses Ergebnis konnte nur durch die Daphnien induziert sein, da alle anderen Faktoren (physikalische und chemische) in den Enclosures ähnlich waren. Die Erwartung, dass sich das DCM in den Enclosures ohne Daphnien vollständig auflöst und ein epilimnisches Chlorophyllmaximum entsteht, wurde nicht bestätigt. Ursache für das Ausbleiben eines oberflächennahen Chlorophyllmaximum könnte die geringe SRP-Konzentration sein, die in allen Enclosures in 2 m Tiefe unterhalb der Nachweisgrenze von 5 µg L^{-1} lag. Die Neueinmischung hypolimnischen Wassers wurde durch die herabgesetzte Turbulenz in den Enclosures und den starken Dichtegradienten im Bereich der Thermokline unterdrückt. Die Tiefe der Thermokline von ca. 2,7 m konnte in den Enclosures ohne Daphnien als Obergrenze des DCM identifiziert werden. Es lässt sich schlussfolgern, dass das Ausbleiben verstärkten Phytoplanktonwachstums im Epilimnion vornehmlich auf Nährstofflimitation zurückzuführen war. Die Ergebnisse unterstützen die Hypothese, dass Daphnien durch ihre Dichte und vertikale Verteilung einen Einfluss auf die Ausbildung eines DCM in einem eutrophen Gewässer besitzen. Die Daphnien sind jedoch nicht der einzige Einflussfaktor. Vielmehr ist es ein Zusammenspiel von physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren. So hat z. B. die Oxikline eine wichtige Funktion, indem sie in den Enclosures mit Daphnien die unterste Aufenthaltsgrenze für die Zooplankter bildete und damit gleichzeitig die oberste Grenze für das DCM.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit (Kathrin Jäschke) und einer Dissertation (Marco Matthes), welche von der DFG gefördert wurde. Die Autoren danken Frau Gabriele Egerer für die Hilfe bei zahlreichen Probenahmen und für die Bestimmung der Phosphatproben.

Literatur

Benndorf, J., Wissel, B., Sell, A. F., Hornig, U., Ritter, P. & Böing, W. (2000): Food web manipulation be extreme enhancement of piscivory: an invertebrate predator compensates for the effects of planktivorous fish on a plankton community. *Limnologica* 30: 235-245.

Christensen, D. L., Carpenter, S. R. & Cottingham, K. L. (1995): Predicting chlorophyll vertical distribution in response to epilimnetic nutrient enrichment in small stratified lakes. *Journal of Plankton Research* 17: 1461-1477.

Fahnenstiel, G. L. & Scavia, D. (1987): Dynamics of Lake Michigan Phytoplankton: the deep chlorophyll layer. *J. Great Lakes Res.* 13: 285-295.

Fee, E. J. (1976): The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: Implications for primary production estimates. *Limnology and Oceanography* 21: 767-783.

Klausmeier, C. A. & Litchman, E. (2001): Algal games: The vertical distribution of phytoplankton in poorly mixed water columns. *Limnology and Oceanography* 46: 1998-2007.

Lindholm, T. 1992. Ecological role of depht maxima of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 35: 33-45.

Moll, R. A. & Stoermer, E. F. (1982): A hypothesis relating trophic status and subsurface chlorophyll maxima of lakes. *Arch. f. Hydrobiol.* 94: 425-440.

Moll, R. A., Brahce, M. Z. & Peterson, T. P. (1984): Phytoplankton dynamics within the subsurface chlorophyll maximum of Lake Michigan. *Journal of Plankton Research* 6: 751-766.

Pilati, A. & Wurtsbaugh, W. A. (2003): Importance of zooplankton for the persistence of a deep chlorophyll layer: A limnocorral experiment. *Limnology and Oceanography* 48: 249-260.

Richerson, P. J., Lopez, M. & Coon, T. (1978): The deep chlorophyll maximum layer of Lake Tahoe. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 426-433.

Biochemische Aspekte der Futterqualität von Protozoen für Daphnien: „Trophic upgrading“ von autotrophem Picoplankton durch Ciliaten?

Dominik Martin-Creuzburg[1], Alexandre Bec[2] & Eric von Elert[1]

[1] Limnologisches Institut, Universität Konstanz, D-78457 Konstanz, Dominik.Martin-Creuzburg@uni-konstanz.de

[2] Laboratoire de Biologie des Protistes, Université Blaise Pascal, F-63177 Aubiere cedex, France

Keywords: *Daphnia*, Ciliaten, Fettsäuren, Sterole

Einleitung

In vielen oligo- bis mesotrophen Gewässern wird das Phytoplankton von autotrophen Picoplanktern (APP) dominiert. Cyanobakterien der Gattung *Synechococcus* sind dabei häufig als bedeutende Primärproduzenten vertreten (Weiße, 1993). Aus Untersuchungen von eutrophen Gewässern ist bekannt, dass Stoff- und Energieflüsse innerhalb der Nahrungskette häufig durch einen erhöhten Anteil an cyanobakteriellem Kohlenstoff unterbunden werden. Cyanobakterien sind von geringem Nahrungswert für Zooplankter, was zu einer Entkopplung von Primär- und Sekundärproduktion führen kann. Der Mangel an biochemischen Komponenten (Fettsäuren, Sterolen) ist dabei ein Grund für die geringe Transfereffizienz von cyanobakteriellem Kohlenstoff zu höheren trophischen Ebenen (Ahlgren et al., 1990; Müller-Navarra, 1995; von Elert et al., 2003; Martin-Creuzburg & von Elert, 2004). Da auch das APP in der Regel von Cyanobakterien dominiert wird, ist auch in oligo- bis mesotrophen Gewässern eine Limitierung des Zooplanktons durch biochemische Komponenten denkbar. Allerdings werden autotrophe Picoplankter wie *Synechococcus* häufig von Protozoen konsumiert, die dann wiederum dem Zooplankton als Nahrung dienen. Der cyanobakterielle Kohlenstoff steht damit indirekt über den ‚Microbial Loop’ der nächst höheren trophischen Ebene zur Verfügung (Stoecker & McDowell Capuzzo, 1990; Gifford, 1991). Weitgehend unklar ist, ob es sich dabei lediglich um eine Überführung bakteriellen Kohlenstoffs handelt, oder ob damit gleichzeitig eine qualitative Aufwertung der Nahrungssituation verbunden ist (‚trophic upgrading’). In der vorliegenden Arbeit wurde daher in einem tritrophischen System (*Synechococcus*—Ciliaten—*Daphnia*) die Futterqualität von Ciliaten und ihrer Nahrung für Daphnien unter biochemischen Gesichtspunkten untersucht.

Material und Methoden

Die beiden *Synechococcus* Stämme *Synechococcus elongatus* (SAG 89.79) und *Synechococcus* sp. BO8809 (Bodenseeisolat, Ernst 1991) sowie die Cryptophycee *Cryptomonas* sp. (SAG 26.80) wurden als semikontinuierliche Batch-Kulturen unter konstanten Licht- und Temperaturbedingungen kultiviert. Die Kulturen wurden mit einer Verdünnungsrate von 0,25 d^{-1} bei einer Temperatur von 20°C und einer Lichtintensität von 50 $\mu E*s^{-1}*m^{-2}$ betrieben, wobei für die Cyanobakterien ein Cyano-Medium (Jüttner et al., 1983) und für *Cryptomonas* sp. ein modifiziertes WC Medium

(Guillard, 1975) verwendet wurde. Die beiden Ciliaten *Colpidium campylum* (Laboratoire de Biologie des Protistes, Université Blaise Pascal, France) und *Cyclidium* sp. (Limnologisches Institut, Universität Konstanz) wurden ebenfalls semikontinuierlich bei 20 °C in Mineralwasser (Volvic®) kultiviert, wobei 20 - 40 % des Mediums jeden zweiten Tag ausgetauscht wurden. Für die Wachstumsversuche wurden die Ciliaten von ihrem Futter getrennt: 1. Durch wiederholtes Zentrifugieren und Resuspendieren in frischem Medium unter Zuhilfenahme der negativen Geotaxis. 2. Durch druckfreies Filtrieren durch 12 µm (*Colpidium*, Zellgröße ~ 44×20µm) bzw. 5 µm (*Cyclidium*, ~ 18×8µm) Membranfilter und vorsichtiges Resuspendieren der Ciliaten von den Filtern in frisches Medium. Zellzahlen wurden mit Hilfe einer Sedgewick-Rafter Zählkammer, partikulärer organische Kohlenstoff mit einem NCS-2500 analyzer (ThermoQuest GmbH, Egelsbach) bestimmt. Die Kontamination der Futtersuspensionen mit Bakterien und *Synechococcus* wurde aus DAPI-gefärbten Stichproben ermittelt, die mittels Epifluoreszenz- Mikroskopie ausgezählt wurden.

Die Wachstumsversuche wurden mit einem Laborklon von *Daphnia magna* durchgeführt. Dabei wurden Neonate des dritten Geleges verwendet, die in einem möglichst engen Zeitfenster (± 6 h) geboren wurden. Die Tiere wurden 6 Tage in 200ml filtriertem Bodenseewasser (0,45 µm) gehältert, wobei den Treatments entsprechend 1,5 mg C/L *Synechococcus*, *Cryptomonas* bzw. ca. 1 mg C/L Ciliaten zugegeben wurden. Die Wachstumsversuche wurden in einem Klimaraum bei 20 °C und Dauerlicht (ca. 20 $\mu E*s^{-1}*m^{-2}$) durchgeführt, die Versuchstiere wurden täglich in neue Gläser umgesetzt. Für jeden Ansatz waren drei Replikate vorgesehen, wobei jedes Glas mit 7 Tieren besetzt wurde. Als Maß für das somatische Wachstum der Tiere wurde aus der Differenz der Trockengewichte zu Beginn und am Ende eines Versuchs die Wachstumsrate g (d^{-1}) errechnet.

Der Fettsäure- bzw. Sterolgehalt der Cyanobakterien bzw. Ciliaten wurde mittels Gaschromatographie (GC) und Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS) bestimmt (vgl. von Elert, 2002; Martin-Creuzburg & von Elert, 2004).

Ergebnisse und Diskussion

Cyanobakterien der Gattung *Synechococcus* sind bekannt für ihren geringen Nahrungswert für das herbivore Zooplankton (z. B. Lampert, 1977; DeMott & Müller-Navarra, 1997; von Elert & Wolffrom, 2001; von Elert et al., 2003; Martin-Creuzburg & von Elert, 2004). Auch in dieser Studie wurden nur sehr gering Wachstumsraten der Daphnien auf *Synechococcus* erzielt (Abb.1). Im Gegensatz dazu, wurden auf den Ciliaten deutlich höhere Wachstumsraten erreicht. Als Cyanobakterium enthält *Synechococcus* keine langkettigen PUFAs (von Elert & Wolffrom, 2001), was die Vermutung nahe legt, dass Daphnien bei Wachstum auf *Synechococcus* durch langkettige PUFAs limitiert sind. Tatsächlich wurden auch hier keine langkettigen PUFAs in den beiden *Synechococcus*-Stämmen gefunden (Tab. 1). In den Ciliaten wurden dagegen verschiedene n-6 (*Colpidium*) bzw. n-3 (*Cyclidium*) PUFAs nachgewiesen (Tab.1), so dass Ciliaten als zwischengeschaltete trophische Ebene, durch die Bereitstellung von langkettigen PUFAs, zu einer Aufwertung der Nahrungssituation für die Daphnien beitragen könnten. Für Daphnien essentielle n-3 PUFAs wie 18:3n-3 oder 20:5n-3 (EPA) werden von Daphnien zwar nicht de novo synthetisiert, können aber durchaus aus kurzkettigeren, gesättigteren Fettsäuren, die mit der Nahrung aufgenommen werden, hervorgehen. Beispielsweise kann die in *Colpidium* gefundene Fettsäure 18:2n-6 von *Daphnia galeata* in EPA umgewandelt werden (Weers, 1997). Obwohl dieser Umwandlungsprozess ineffizient zu sein scheint (Weers, 1997), könnten die Daphnien auf diese Weise ihren EPA-Bedarf decken. Weiterhin können die Fettsäuren 18:3n-3 und 18:4n-3, die in *Cyclidium* detektiert wurden, von Cladoceren, wenn auch in geringem Masse, in 20:4n-3 und

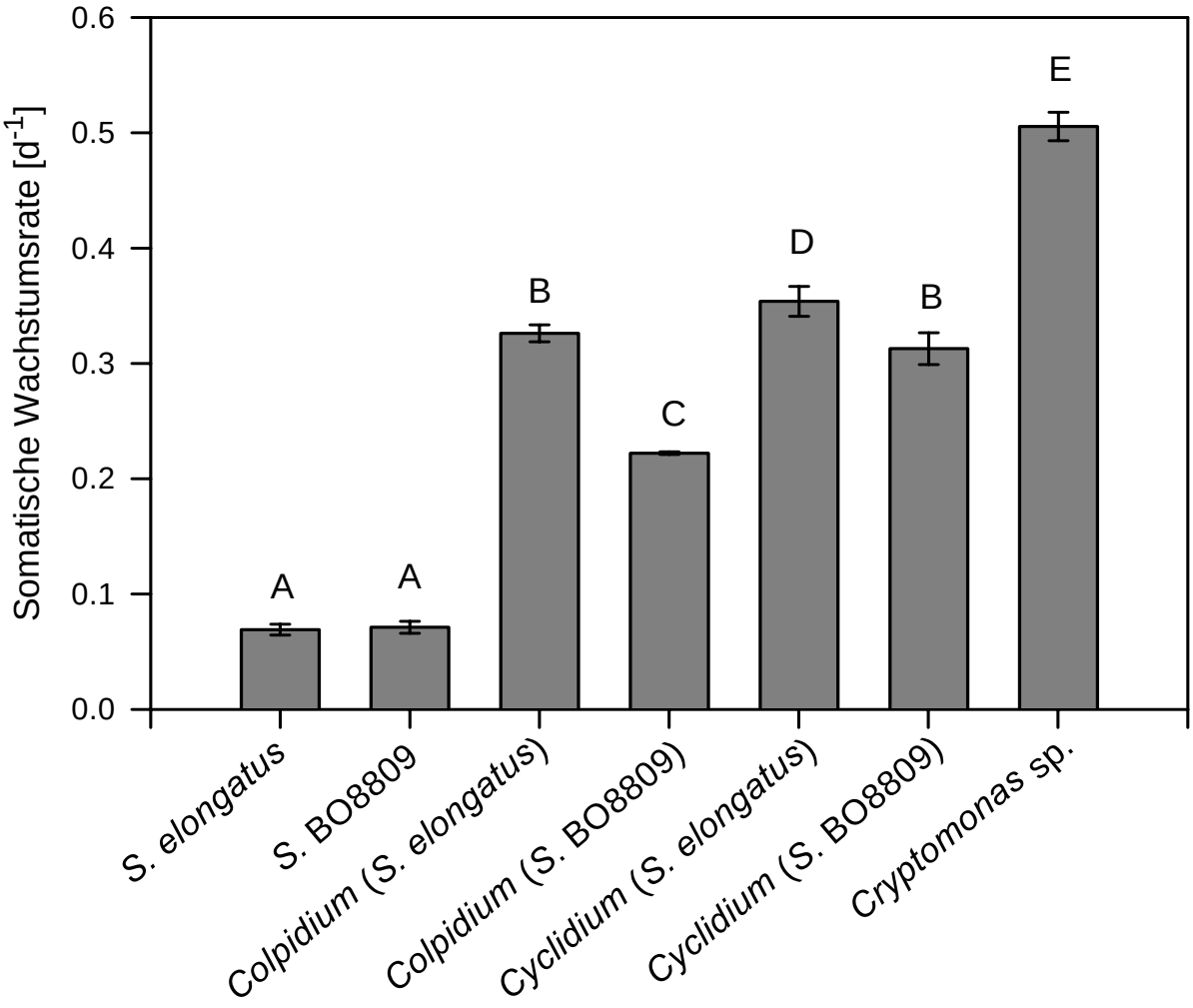


Abb. 1: Juvenile somatische Wachstumsraten von *Daphnia magna*, gehältert auf *Synechococcus elongatus, Synechococcus* sp. BO8809, *Cryptomonas* bzw. auf den Ciliaten (*Colpidium, Cyclidium*) (n=3). Fehlerbalken geben die einfache Standardabweichung an. Balken die mit gleichen Buchstaben versehen sind, sind nicht signifikant voneinander verschieden (Tukey's HSD, $p < 0.05$ nach ANOVA).

letztlich in 20:5n-3 umgewandelt werden (von Elert, 2002; Bec et al., 2003). Es ist also denkbar, dass die auf PUFAs bezogene biochemische Aufwertung durch die zwischengeschaltete Ciliatenstufe zu der beobachteten Verbesserung der Nahrungssituation (‚trophic upgrading') führt. Von Elert & Wolffrom (2001) konnten allerdings keinen Zusammenhang zwischen einer möglichen PUFA-Limitierung von *D. galeata* und dem Mangel an langkettigen PUFAs in *S. elongatus* feststellen und es hat sich gezeigt, dass Daphnien bei Wachstum auf Cyanobakterien eher durch den Mangel an Sterolen limitiert sind (von Elert et al., 2003; Martin-Creuzburg & von Elert, 2004). In der vorliegenden Arbeit konnten weder in den beiden *Synechococcus*-Stämmen noch in den Ciliaten Sterole nachgewiesen werden. Demnach ist davon auszugehen, dass der in diesem System beobachtete ‚trophic upgrading' Effekt nicht auf einer Sterollimitierung beruht. Untersuchungen an dem Modellorganismus *Tetrahymena* haben gezeigt, dass Ciliaten nicht zur de novo Synthese von Sterolen befähigt sind, diese aber durchaus aus der Nahrung oder dem Medium aufnehmen und einlagern können. Sind keine Sterole verfügbar wird dagegen die sterolähnliche Substanz Tetrahymanol synthetisiert, die funktionell die Rolle von Sterolen als Membrankomponente in den Ciliaten übernimmt (Harvey and McManus, 1991). Weitere Untersuchungen müssen zeigen, ob Tetrahymanol auch für Daphnien von Bedeutung sein kann.

Tab. 1: Fettsäuregehalt der beiden *Synechococcus*-Stämme und der Ciliaten [µg / mg C ± SD; n= 3]. Das Futter der Ciliaten ist in Klammern angegeben.

Fatty acids	*S.* BO8809	*S. elongatus*	*Colpidium* (BO8809)	*Colpidium* (*S. elongatus*)	*Cyclidium* (BO8809)	*Cyclidium* (*S. elongatus*)
14:0	21.00 ± 2.61	14.11 ± 1.73	13.94 ± 0.90	8.80 ± 0.97	15.55 ± 1.90	12.44 ± 0.82
15:0	0.72 ± 0.04	0.62 ± 0.01	1.16 ± 0.03	0.91 ± 0.04	1.53 ± 0.11	1.27 ± 0.08
16:0	12.26 ± 0.38	24.01 ± 0.76	7.79 ± 0.10	11.73 ± 0.45	12.71 ± 0.99	22.58 ± 2.57
18:0	1.71 ± 0.04	1.47 ± 0.01	1.83 ± 0.03	1.42 ± 0.06	3.98 ± 0.27	3.61 ± 0.36
14:1n-5	0.85 ± 0.09	0.66 ± 0.06	–	–	–	–
15:1n-5	0.36 ± 0.00	0.33 ± 0.01	–	–	–	–
16:1n-7	34.35 ± 1.57	46.90 ± 1.91	16.81 ± 0.34	22.80 ± 1.11	34.61 ± 3.22	35.88 ± 4.12
17:1n-7	0.60 ± 0.01	0.49 ± 0.01	–	–	6.16 ± 0.65	4.55 ± 0.58
18:1n-12/n-9	0.76 ± 0.02	0.67 ± 0.05	2.49 ± 0.01	6.51 ± 0.15	2.63 ± 0.36	5.47 ± 0.72
18:1n-7	1.58 ± 0.03	1.77 ± 0.04	3.61 ± 0.02	7.44 ± 0.17	7.40 ± 0.54	18.39 ± 2.44
16:2n-6	3.17 ± 0.04	6.01 ± 0.16	11.31 ± 0.23	16.57 ± 0.86	8.20 ± 0.87	7.79 ± 0.90
16:2n-4	0.79 ± 0.02	–	4.12 ± 0.12	2.54 ± 0.11	1.55 ± 0.24	3.16 ± 0.43
16:3n-4	–	–	2.59 ± 0.02	2.70 ± 0.12	1.70 ± 0.17	1.74 ± 0.11
18:2n-7	–	–	4.75 ± 0.08	3.10 ± 0.09	0.84 ± 0.06	1.16 ± 0.12
18:2n-6	–	–	11.14 ± 0.07	4.47 ± 0.10	2.53 ± 0.27	3.15 ± 0.37
18:3n-6	–	–	40.14 ± 0.43	22.97 ± 0.59	0.96 ± 0.09	2.28 ± 0.24
18:3n-3	–	–	–	–	10.02 ± 1.05	11.10 ± 1.43
18:4n-3	–	–	–	–	19.33 ± 2.13	25.26 ± 3.28
Total	79.31 ± 4.91	98.82 ± 4.56	121.70 ± 2.25	111.97 ± 4.68	131.68 ± 13.03	161.41± 18.43

Literatur

Ahlgren, G.; Lundstedt, L.; Brett, M. T., Forsberg, C. (1990): Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. J. Plankton Res. 12: 809-818.

Bec, A., Desvilettes, C., Véra, A., Fontvieille, D., Bourdier, G. (2003): Nutritional value of different food sources for the benthic Daphnidae *Simocephalus vetulus*: role of fatty acids. Arch. Hydrobiol. 156: 145-163.

DeMott, W. R., Müller-Navarra, D. C. (1997): The importance of highly unsaturatted fatty acids in zooplankton nutrition: evidence from experiments with *Daphnia*, a cyanobacterium and lipid emulsions. Freshw. Biol. 38: 649-664.

Ernst, A., Sandmann, G., Postius, C., Brass, S., Kenter, U., Böger, P. (1991): Cyanobacterial picoplankton from Lake Constance II. Classification of isolates by cell morphology and pigment composition. Bot. Acta 105: 161-167.

Gifford, D. J. (1991): The protozoan-metazoan trophic link in pelagic ecosystems. J. Protozool. 38: 81-86.

Guillard, R. R. (1975): Cultures of phytoplankton for feeding of marine invertebrates. In: Culture of marine invertebrate animals, eds W. L. Smith and M. H. Chanley, pp. 29-60. Plenum, New York.

Harvey, R. H., McManus, G. B. (1991): Marine ciliates as a widespread source of tetrahymanol and hopan-3ß-ol in sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 55: 3387-3390.

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 Microbiol. 129: 407-412.

Lampert, W. (1977): Studies on the carbon balance of *Daphnia pulex* as related to environmental conditions. I. Methodological problems of the use of ^{14}C for the measurement of carbon assimilation. Archiv Hydrobiol., Supplement 48: 287-309.

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.

Müller-Navarra, D. C. (1995): Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. Limnol. Oceanogr. 40: 1209-1214

Stoecker, D. K., McDowell Capuzzo, J. (1990): Predation on Protozoa: its importance to zooplankton. J. Plankton Res. 12: 891-908.

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., Wolffrom, T. (2001): Supplementation of cyanobacterial food with polyunsaturated fatty acids does not improve growth of *Daphnia*. Limnol. Oceanogr. 46: 1552-1558.
Von Elert, E., Martin-Creuzburg, D., Le Coz, J. R. (2003): Absence of sterols constrains carbon transfer between cyanobacteria and a freshwater herbivore (*Daphnia galeata*). P. Roy. Soc. Lond. B Bio. 270: 1209-1214.
Weisse, T. (1993): Dynamics of autotrophic picoplankton in marine and freshwater ecosystems. In: J. G. Jones (ed.), Advances in Microbial Ecology, Volume 13, Plenum Press, New York, pp. 327-370.

Wenn man seine Ressource übernutzt ...: Muster in der Populationsdynamik von Daphnien

Karsten Rinke & Thomas Petzoldt

Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, D-01062 Dresden.
email:karsten.rinke@mailbox.tu-dresden.de

Keywords: Daphnia, Model, Ressourcenübernutzung, Räuber-Beute Zyklen, paradoxon of enrichment

Einleitung

Von einer Ressourcenübernutzung wird gesprochen, wenn pro Zeiteinheit mehr Ressourcen verbraucht als produziert werden, d. h. die Verfügbarkeit der Ressource im System abnimmt. Anhaltende Ressourcenübernutzung hat unweigerlich negative Auswirkungen auf die Population der Ressourcennutzer: Obwohl Ressourcenübernutzung somit über längere Zeiträume negative Auswirkungen für den jeweiligen Organismus hat, sind in der Evolution bei einigen Organismen keine Mechanismen entstanden, diese Ressourcenübernutzung zu unterbinden. Insbesondere solche Organismen, die zur Ausbildung von Dauerstadien befähigt sind, haben langfristig keine oder nur geringe Nachteile durch eine Ressourcenübernutzung. Ein exemplarischer Vertreter für derartige Lebensstrategien ist die Gattung *Daphnia*, die im Zuge der alljährlichen Sukzession in Standgewässern durch rasantes Populationswachstum eine Klarwasserphase induziert (Sommer et al., 1986), die als Folge einer Ressourcenübernutzung angesehen werden muss. In vielen Fällen führt diese Ressourcenübernutzung zu einem Zusammenbruch der Daphnienpopulation, der sogenannten Sommerdepression (Hülsmann, 2003).

In diesem Artikel möchten wir mit einem einfachen biologischen Modellsystem von Alge (entspricht Ressource) und *Daphnia* (entspricht Ressourcennutzer) die Entstehung der Ressourcenübernutzung und der daran beteiligten Prozesse studieren. Faktoren und Prozesse, die zu einer Verstärkung der Ressourcenübernutzung führen, sollen hierbei identifiziert werden. Ferner wollen wir mittels der Anwendung eines komplexeren Modellsystems (physiologisch strukturiertes Populationsmodell) aufzeigen, welche Wirkung demographische Effekte und Charakteristika des Lebenszyklus auf die Ressourcenübernutzung haben können.

Material und Methoden

Wir verwenden für unsere Modellstudie ein Räuber-Beute-Populationsmodell mit den Zustandsgrößen Alge (F) und *Daphnia* (Z). Die Berechnung der Wachstumsrate der Algen erfolgt nach einem logistischen Wachstumsmodell. Das Grazing der Daphnien ist die einzige Verlustgröße der Algen. Die ingestierten Algen werden mit einer gewissen Effizienz assimiliert. Die spezifische Wachstumsrate der Daphnien ergibt sich aus der Assimilationsrate nach Abzug von Metabolismus/Respiration. Eine Zusammenstellung der verwendeten Parameterisierung ist in Tabelle 1 gegeben. Folgende Differenzialgleichungen wurden verwendet:

$$\frac{dF}{dt} = \mu F - I_{spez}\frac{F}{F_h + F}Z \qquad \text{mit:} \qquad \mu = \mu_{\max}\left(1 - \frac{F}{K}\right)$$

$$\frac{dZ}{dt} = \left(I_{spez}E_A\frac{F}{F_h + F} - R\right)Z$$

Tab. 1: Parameterisierung des verwendeten Räuber-Beute-Populationsmodells.

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
μ_{max}	Max. Wachstumsrate	d^{-1}	1.2
K	Kapazitätsgrenze	mgC L^{-1}	variabel
I_{spez}	Spezifische Ingestionsrate	mgC mgC^{-1}	1.8
E_A	Assimilationseffizienz	dimensionslos	0.6
F_h	Halbsättigungskonstante	mgC L^{-1}	0.164
R	Respirationsrate	d^{-1}	0.35

Aus der Modellspezifikation ergibt sich eine kritische Futterkonzentration (F_{crit}) bei deren Unterschreitung die Wachstumsrate der Daphnien negativ wird. Eine graphische Darstellung der physiologischen Raten von *Daphnia* über einen breiten Futterbereich verdeutlicht diesen Zustand (Abbildung 1). Bei Umstellung der Differenzialgleichung für das Wachstum der Daphnien nach der Futterkonzentration und Einsetzen von dZ/dt = 0, ergibt sich für die Berechung der kritischen Futterkonzentration folgende Formel:

$$F_{crit} = \frac{F_h}{I_{spez}E_A R_{spez}^{-1} - 1}$$

Ergebnisse und Diskussion

Eine dynamische Simulation des Räuber-Beute-Modells zeigt sehr unterschiedliche Simulationsergebnisse in Abhängigkeit von der verwendeten Kapazitätsgrenze der Algen (Abbildung 2). Bei hohen Werten für die Kapazitätsgrenze zeigen sich ausgeprägte Räuber-Beute-Zyklen mit einhergehender zeitweiser Ressourcenübernutzung, während das System bei geringen Werten in einen Gleichgewichtszustand übergeht. Eine Ressourcenübernutzung ist somit nur bei hoher Kapazitätsgrenze, bzw. genereller formuliert bei einer hohen Trophie des Systems, zu beobachten. Diese bemerkenswerte Eigenschaft von Räuber-Beute-Systemen wird als „paradoxon of enrichment“ bezeichnet (Rosenzweig, 1971). Es bringt zum Ausdruck, dass eine Erhöhung der Kapazitätsgrenze nicht den Produzenten begünstigt, wie man es aus naiver Sicht vielleicht annehmen könnte, sondern das Gesamtsystem in einen zunehmend instabilen Zustand bringt, der dazu führt, dass beide Populationen zeitweise nahe dem Aussterben sind. Bemerkenswert an dieser Eigenschaft ist, dass nicht die Wachstumsphysiologie der beteiligten Arten für die entstehende Ressourcenübernutzung verantwortlich ist, sondern mit der Kapazitätsgrenze eine externe Systemgröße.

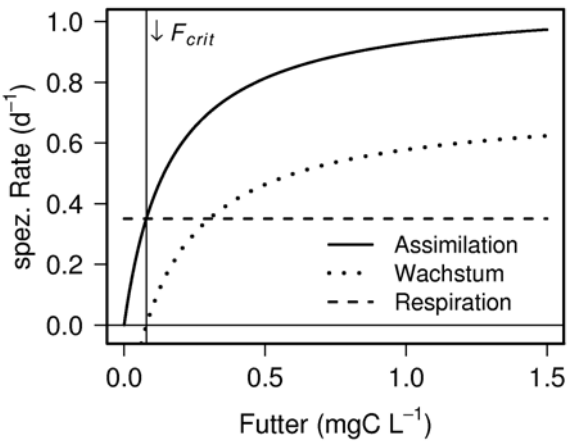


Abb. 1: Physiologische Raten von *Daphnia* in Abhängigkeit von der Futterkonzentration gemäß der Modellspezifikation. Es ergibt sich eine kritische Futterkonzentration, bei deren Unterschreitung die Wachstumsrate der Daphnien negativ wird.

Bei Auftreten von Räuber-Beute-Zyklen sind die Zeitpunkte, an denen die Änderung der Zustandsgrößen Null beträgt, von großer Bedeutung, um die Ursache des Paradoxons besser zu verstehen. Bei $dF/dt = 0$ ist das Grazing der Daphnien gleich dem Algenzuwachs und kennzeichnet somit den Beginn der Ressourcenübernutzung. Nach einer gewissen Zeit ist die Algenkonzentration so weit reduziert, dass die kritische Futterkonzentration erreicht wird ($dZ/dt = 0$), wodurch eine Rückkopplung der Ressourcenübernutzung auf die Daphnien entsteht und die Änderungsrate der Daphnien negativ wird. In der Zeitlücke zwischen dem Einsetzen der Ressourcenübernutzung. ($dF/dt = 0$) und dem Eintritt der Rückkopplung ($dZ/dt = 0$) wachsen die Daphnien weiter. Dies wirkt verstärkend auf die Ressourcenübernutzung. Mit zunehmender Kapazitätsgrenze nimmt die Algenbiomasse, bei der die Ressourcenübernutzung beginnt, immer weiter zu. Somit verlängert sich die Zeitverzögerung zwischen Beginn der Ressourcenübernutzung und dem Eintreten der Rückkopplung auf die Daphnien (Abbildung 2). Diese zunehmende Zeitverzögerung verstärkt die Ressourcenübernutzung im System und erklärt die zunehmende Instabilität mit zunehmender Trophie.

Generalisierend kann die Hypothese formuliert werden, dass alle Prozesse, die zu einer Vergrößerung der Zeitlücke zwischen Einsetzen der Ressourcenübernutzung ($dF/dt = 0$) und dem Beginn des Zusammenbruchs der Daphnienpopulation ($dZ/dt = 0$) führen, eine Verstärkung der Ressourcenübernutzung und somit der Instabilität des Systems bewirken. Man kann hier gewissermaßen von einer Zeitverzögerung zwischen Ursache und Wirkung sprechen, welche die Instabilität des Systems hervorruft. Wie oben erläutert, führt eine Erhöhung der Kapazitätsgrenze zu einer Steigerung der Zeitverzögerung bzw. der Instabilität. Gemäß der eingangs formulierten Hypothese sollten alle Mechanismen, die zu einer Verminderung der kritischen Futterkonzentration (F_{crit}) führen, gleichermaßen wirken. So kann durch Simulation gezeigt werden, dass eine Verringerung der Halbsättigungskonstante (F_h) oder eine Erhöhung der spezifischen Ingestionsrate (I_{spez}) ebenfalls die Ressourcenübernutzung verstärkt und somit die Instabilität des Systems steigert

Ein weiterer Prozess, der eine generelle Zeitverzögerung in der Populationsdynamik von Daphnien hervorruft, liegt in dem Lebenszyklus von *Daphnia* begründet und kann üblicherweise in klassischen Populationsmodellen nicht berücksichtigt werden. Zum einen benötigen frisch geschlüpfte Daphnien eine gewisse Zeit, um die Geschlechtsreife zu erreichen, andererseits benötigen frisch gelegte Eier eine gewisse Zeit, bis sie als neonate Tiere von dem Muttertier entlassen werden. Diese Eientwicklungszeit entspricht in etwa dem Häutungszyklus von *Daphnia* (Bottrell et al., 1976). Die aktuellen Futterbedingungen spiegeln sich somit in der realisierten Gelegeröße nach der nächsten Häutung wider, die wiederum in der darauf folgenden Häutung als Neonate entlassen werden.

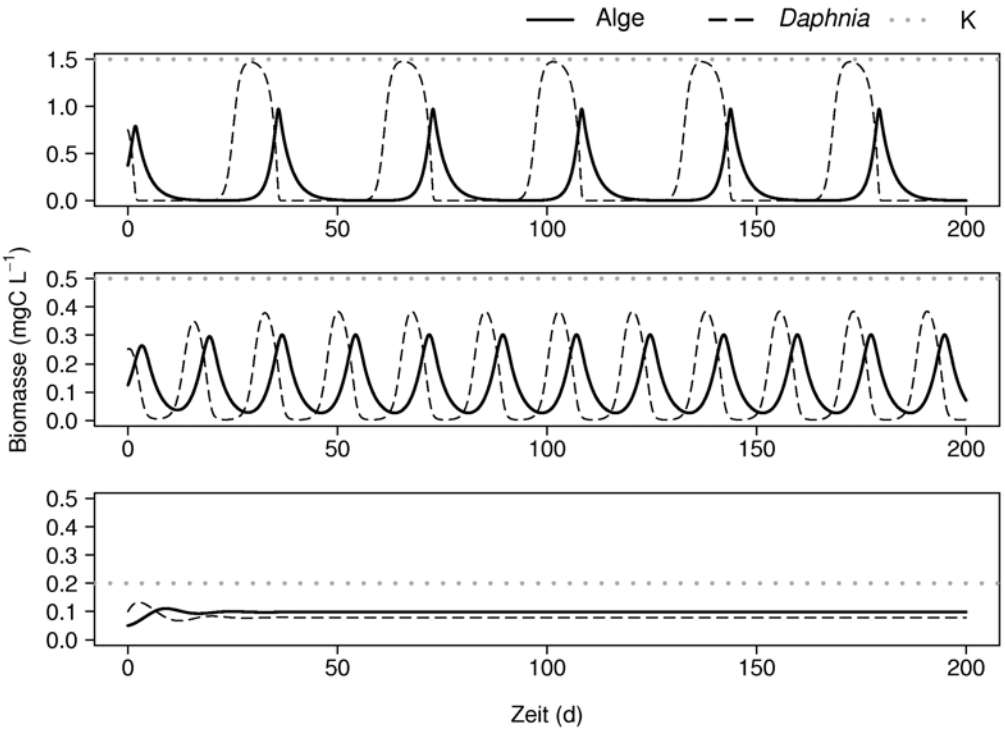


Abb. 2: Simulation des Räuber-Beute-Populationsmodells bei verschiedenen Kapazitätsgrenzen der Algen (oben: 1.5 mgC L^{-1}, mitte: 0.5 mgC L^{-1}, unten: 0.2 mgC L^{-1})

Hierbei kommt es zu einer beträchtlichen Zeitverzögerung der quantitativen Antwort der Population, die gemäß der oben formulierten Hypothese zu einer verstärkten Ressourcenübernutzung führen sollte. Aufgrund der Modellstruktur können derartige Prozesse im vorliegenden Modell nicht ohne weiteres integriert werden. Wir haben deshalb eine Simulation mit einem komplexeren, physiologisch strukturierten Populationsmodell (De Roos et al., 1992) benutzt, um die Auswirkungen dieser Besonderheiten des Lebenszyklus von *Daphnia* auf die Ressourcenübernutzung zu studieren. Derartige Modelle vereinen Charakteristika der Ebene des Individuums (z. B. Lebenszyklus, somatisches Wachstum) mit Charakteristika der Population (z. B. Abundanz, Demographie) und stellen ein effizientes Instrumentarium zur Verfügung, um Besonderheiten des Lebenszyklus, demographische Effekte oder größenabhängige Prozesse zu simulieren. Eine detaillierte Modellbeschreibung würde den Rahmen dieses Artikels sprengen, weshalb wir an dieser Stelle auf die Dokumentation des Modells von Rinke & Vijverberg (accepted) verweisen möchten.

In Abbildung 3 sind die Simulationen mit dem klassischen Räuber-Beute-Modell bei einer Kapazitätsgrenze von 0.5 mgC L^{-1} mit einer Simulation des physiologisch strukturierten Modells (PSM) verglichen. In der Tat zeigt das PSM eine ausgeprägtere Ressourcenübernutzung, welches die oben formulierte Hypothese unterstützt. Die komplexere Modellstruktur des PSM bietet im Gegensatz zum klassischen Populationsmodell sowohl Informationen über die Biomasse, als auch die Individuenabundanz der Daphnienpopulation. Hierbei sind die durch den Lebenszyklus hervorgerufenen Zeitverzögerungen gut zu erkennen. Zu dem Zeitpunkt, zu dem die kritische Futterkonzentration der Daphnien im PSM unterschritten wird, nimmt die Biomasse der Population ab (Hungersituation), obwohl die Individuenabundanz weiterhin zunimmt. Dies wird durch fortwährendes Schlüpfen von Neonaten aus vorhandenen Eiern hervorgerufen, deren Produktion eine gewisse Zeit zurückliegt, als die Futterbedingungen im Habitat noch günstiger waren. Die Zeitverzögerung verstärkt die Ressourcenübernutzung derart, dass sogar bei sehr geringer Kapazitätsgrenze im PSM Räuber-Beute-

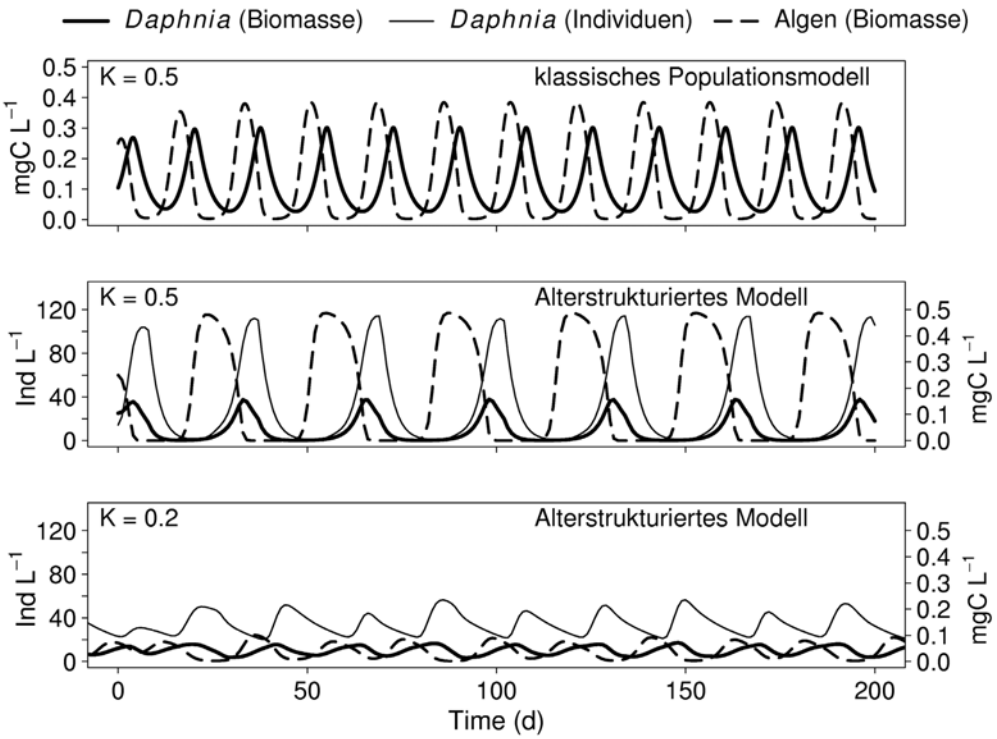


Abb. 3: Simulation des Räuber-Beute-Populationsmodells bei einer Kapazitätsgrenze von 0.5 mgC L^{-1} (oben) im Vergleich zu Simulationen mit dem physiologisch strukturierten Modell bei zwei verschiedenen Kapazitätsgrenzen (mitte: 0.5 mgC L^{-1}, unten: 0.2 mgC L^{-1})

Zyklen zu beobachten sind (K = 0.2 mgC L^{-1}). Das klassische Populationsmodell zeigte bei diesen geringen Kapazitätsgrenzen bereits ein stabiles Gleichgewicht von Räuber und Beute. Neben dem Einfluss der Kapazitätsgrenze und der kritischen Futterkonzentration haben somit auch Lebenszyklus und demographische Effekte einen erheblichen Einfluss auf die Ressourcenübernutzung.

Danksagung

Susanne Rolinski, Wolf Mooij, Jakobus Vijverberg und Marie König sei gedankt für vielfältige Unterstützung. Diese Arbeit wird im Rahmen des Projektverbundes GETAS (BMBF 02 WT 0233) vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unterstützt.

Literatur

Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. and Weglenska, T. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool, 24: 419-456.

De Roos, A. M., Diekmann, O. and Metz, J. A. J. (1992): Studying the dynamics of structured population models: A versatile technique and its application to Daphnia. Am. Nat., 139: 123-147.

Hülsmann, S. (2003): Recruitment patterns of Daphnia: a key for understanding midsummer declines? Hydrobiologia, 491: 35-46.

Rosenzweig, M. L. (1971): Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. Science, 171: 385-387.

Rinke, K. & Vijverberg, J. (accepted): A model approach to evaluate the effect of temperature and food concentration on individual life-history and population dynamics of *Daphnia*. Ecol. Model.

Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. and Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Arch. Hydrobiol., 106: 433-471.

PHYTOPLANKTON

KUSBER, W.-H., GLÜCK, K. & JAHN, R.: Das AlgaTerra Informationssystem, Stand und Perspektiven der Internet-Datenbank für Mikroalgen

GEISSLER, U., KUSBER, W.-H. & JAHN, R.: Die Algenflora Berlins: Datenlage und Praxisrelevanz

JUNGBAUER, B., & STICH, H. B.: Phytoplankton im Bodensee. Erfassung der räumlichen Verteilung durch Fluoreszenzmessungen

ARP, W. & KOPPELMEYER, B.: Untersuchungen zum ganzjährigen Vorkommen der Burgunderblutalge Planktothrix rubescens in drei geschichteten Seen in Schleswig-Holstein

HORN, H.: Leben in der Tiefe: Schicksal, Nische oder Überlebensstrategie? Vertikalverteilungsmuster der Diatomeen der Talsperre Saidenbach

KÖNIG, M., KAMPE; H. & PETZOLDT, T.: Charakterisierung und Bedeutung der kolonialen gallertigen Chlorophyceen am Beispiel von Sphaerocystis schroeteri (Chlorococcales)

NICKLISCH, A.: Interaktionen abiotischer Faktoren in der Steuerung des Populationswachstums und der Stöchiometrie von Phytoplanktern

Das *AlgaTerra*-Informationssystem, Stand und Perspektiven der Internet-Datenbank für Mikroalgen

Wolf-Henning Kusber[1], *Karl Glück*[1] & *Regine Jahn*[1]

[1] Freie Universität Berlin, Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Königin-Luise-Straße 6-8, D-14191 Berlin, w.h.kusber@bgbm.org, k.glueck@bgbm.org, r.jahn@bgbm.org

Keywords: Biodiversitätsinformatik, Datenbank, Dokumentation, Mikroalgen, Typusinformation, Identifikation

Einleitung

AlgaTerra [http://www.algaterra.org/] ist ein Verbundprojekt im BMBF-finanzierten BIOLOG-Programm. In einer dreijährigen Pilotphase (Oktober 2001 bis Dezember 2004) wurden taxonomische, molekularbiologische und ökologische Daten zu Mikroalgen erhoben und evaluiert, die ab Ende 2004 kostenfrei im Internet zugänglich sind. Die fünf beteiligten Institutionen sind: 1. BGBM, FU-Berlin; 2. Ehrenberg-Sammlung, Humboldt-Universität zu Berlin; 3. Alfred-Wegener-Institut, Bremerhaven; 4. SAG, Universität Göttingen und 5. Universität Leipzig.
Der inhaltliche Ansatz des Projekts war es, normalerweise getrennt vorgehaltene Daten zu verknüpfen. Ausgehend von Stammsammlungen lebender Algen, Beleg- und Typussammlungen aus Museen und Naturkundlichen Einrichtungen, Feld- und Beobachtungsdaten sowie Literaturstudien ergaben sich folgende Schwerpunkte in der Datenerhebung:

A. Diatomeen (Kieselalgen) mit Namens-, Bild-, Typus-, Autökologie- und Molekulardaten, hauptsächlich von C. G. Ehrenberg, F. Hustedt und H. Lange-Bertalot und überwiegend aus Deutschland beschrieben (Jahn et al., 2004a);

B. Grünalgen und Blaualgen der Böden und feuchter Standorte aus Lebendsammlungen mit Namens-, Bild-, Literatur- und Molekulardaten;

C. wichtige Plankton-Taxa weiterer eukaryotischer Gruppen (u. a. Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae) mit Namens-, Bild- und Typusdaten;

D. Videoclips und Standfotos von ausgewählten Algen-Taxa aus Freilandfunden als Hilfen für die limnologische Praxis.

Das Modell der *AlgaTerra*-Datenbank besteht aus einem zentralen Teil, welcher botanische Namen, taxonomische Konzepte und deren Referenzen verwaltet. Er ist Bestandteil des „Berlin Taxonomic Information Model“ [http://www.bgbm.org/biodivinf/docs/bgbm-model/]. Module zur Verwaltung von Typus-Information, Beleg-Information, morphologischen und molekularen sowie autökologischen Angaben zu Mikroalgen wurden im *AlgaTerra*-Projekt entwickelt und implementiert (Kusber et al., 2004). Am Ende des Pilotprojekts steht eine leistungsfähige Datenbank zur Verfügung, die es ermöglicht, große Datenmengen zu Algen-Taxa zu verwalten. Im Folgenden soll die Bereitstellung von Bilddaten anhand ausgewählter evaluierter Beispiele erläutert werden.

Ergebnisse und Diskussion

Im September 2004 enthielt die *AlgaTerra*-Datenbank [http://www.algaterra.org/] (Abb. 1) 16 816 Algen-Namen. 4190 Namen von Genera wurden aus der NCU-Datenbank importiert. Für 2184 Algen-Namen (einige davon sind ausschließlich über die *AlgaTerra*-Datenbank zugänglich) wurden 3281 nomenklatorische Typen eingegeben, viele in den 1980er Jahren erhobene Daten aus der Hustedt-Sammlung (BRM) wurden im Rahmen des *AlgaTerra*-Projektes digitalisiert. 586 Typus Exemplare wurden abgebildet. Am BGBM wurden mehr als 200 Typusbelege von Mikroalgen, im Wesentlichen Ehrenberg-Taxa, für die Publikation vorbereitet. Faktendaten zu Grünalgen und Diatomeen wurden erhoben, digitalisiert und suchbar gemacht; die Diatomeen-Daten sind nach dem Valven-Umriss suchbar.

Abb. 1: *AlgaTerra*-Informationssystem, Eingangsseite der Datenbank

Originalmaterial und Typus-Information in AlgaTerra

Im Folgenden wird anhand eines Beispiels aus den Euglenophyceae dargestellt, wie Informationen zu Typus-Belegen und Originalmaterial im *AlgaTerra*-Informationssystem behandelt werden. Weitere Beispiele aus den Chlorophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae und Raphidophyceae wurden u. a. in Kusber (2003) und Kusber et al. (2004) publiziert, der Großteil der Typusbelege entfällt auf Diatomeen (u. a. Crawford et al., 2003; Jahn, 2004; Jahn et al., 2004a).

Astasia Dujard., Hist. Nat. Zoophyt.: 353, 356. 1841. (nom. cons.).

Astasia acus Ehrenb. in Ber. Bekanntm. Verh. Königl. Preuss. Akad. Wiss. Berlin 1840: 199. 1840.

Lectotypus (hic designatus!): Exemplar, hier wiedergegeben als Abb. 2 aus Präparation 540018-1 „*Astasia acus* Berlin“ in BHUPM.

Weiteres Originalmaterial: Zeichenblatt Nr. 148 „*Astasia acus* 5 April 1840“ in BHUPM, Ausschnitt hier wiedergegeben als Abb. 3.

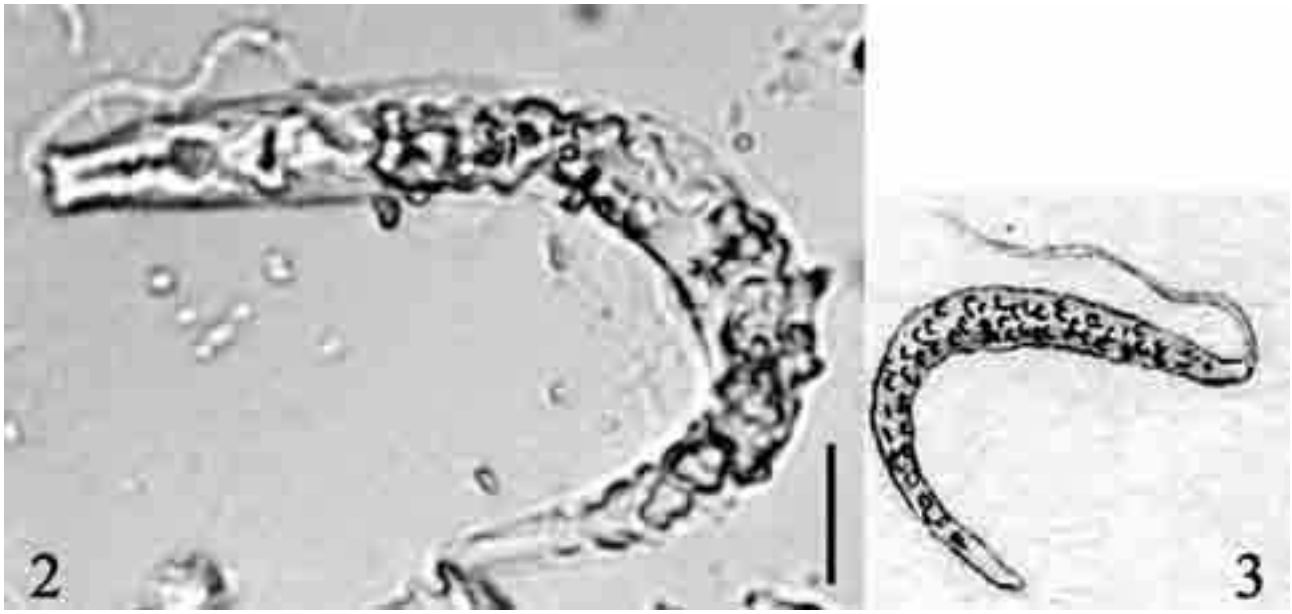


Abb. 2: *Astasia acus* Ehrenb., Lectotypus, Geissel und Ampulle der getrockneten Zelle vom 5. April 1840 sind noch gut erhalten, Balken = 10 µm. Abb. 3: *Astasia acus* Ehrenb., Zeichnung von Ehrenberg, Originalmaterial in der Ehrenberg-Sammlung: Die in Abb. 2 wiedergegebenen Details waren für Ehrenberg aufgrund der einfachen mikroskopischen Ausstattung noch nicht sichtbar.

Kommentar: Obwohl Ehrenberg (1840) keine Abbildung publizierte, war anhand der Datierung seines Zeichenblattes Nr. 148 das Auffinden des dort abgebildeten Exemplars auf seinem Präparat möglich. Die Daten der an dieser Stelle formal vollzogenen Designierung eines Typus (Typifizierung war zu Ehrenbergs Zeit noch nicht üblich) werden im Typus-Modul der *AlgaTerra*-Datenbank durch zwei Datensätze repräsentiert. Der erste Datensatz enthält die Information des Lectotypus inkl. Abb. 2, der zweite die des Originalmaterials inkl. Abb. 3. Mit dieser Lectotypifikation wird erstmals die Identität von *Astasia acus* Ehrenb. geklärt und über das *AlgaTerra*-Informationssystem weltweit verfügbar gemacht.

Die in *AlgaTerra* angebotenen namensbasierten Daten enthalten auch ausgewählte Sammlungsinformationen aus der Ehrenberg-Sammlung. Die vollständigen Sammlungsdaten wurden ebenfalls im Rahmen von *AlgaTerra* digitalisiert und über D. Lazarus in der Ehrenberg-Sammlung (Humboldt-Universität zu Berlin) bereitgestellt [http://www.museum.hu-berlin.de:55080/Ehrenberg/] (vgl. Jahn et al., 2004b).

Referenzierte Abbildungen und Faktendaten von Algen in AlgaTerra

Weit häufiger als mit den eben besprochenen Typusbelegen sind die Praktiker der limnologischen Forschung jedoch mit der Identifikation von Organismen beschäftigt. Hier können, neben den einschlägigen Bestimmungsbüchern und Abbildungen in Zeitschriften, besonders Datenbanken im Internet wertvolle Informationen liefern. In *AlgaTerra* wurde das Daten-Modell der dokumentierten Belege entwickelt und publiziert („Voucher-Modul“, vgl. Kusber et al., 2004). Beispiele für solche Belege werden anhand von historischen Berliner Belegen in Geissler et al. (2005) genannt, diskutiert und abgebildet. Hier werden drei Beispiele aus der Gruppe der Chrysophyceae und Synurophyceae vorgestellt.

Mallomonas acaroides Perty „forma” sec. Hartmann & Steinberg (1989: 141, Fig. 17)

Hartmann & Steinberg (1989) beschrieben in einer ökologisch ausgerichteten Arbeit zwei im REM von *M. acaroides* morphologisch und durch starke Silifizierung unterschiedene Populationen aus dem Chiemsee und Hartsee. Diese abweichende Form (Abb. 4), deren taxonomischer Wert im Rahmen dieser Arbeit nicht aufgeklärt werden konnte, wird im *AlgaTerra*-Informationssystem abgebildet. Bei der Literaturauswertung werden alle Faktendaten, die sich auf die Art beziehen (inkl. diskutierter Literaturangaben) von dem hier genannten Konzept getrennt. Die verfügbaren Daten sind: Chiemsee, 11. 11. 1986, pH 8,1; Hartsee, 9. 10. 1987, 14,0 °C, pH 8,0, 300 µS cm^{-1}.

Mallomonas transsylvanica Péterfi & Momeu sec. Hartmann & Steinberg (1989: 136, Fig. 8)

Hartmann & Steinberg (1989) dokumentierten diese wenig bekannte Art mit dem REM (vgl. Abb. 5). Die verfügbaren Daten zu diesem Konzept sind: Kainzmühlspeicher, 3. 10. 1983, 11,4 °C, pH 7,3, 122 µS cm^{-1}; Mathisleweiher, 2. 4. 1986, 0,5 °C, pH 5,2, 22 µS cm^{-1}, jeweils in huminsäurereichen Gewässern.

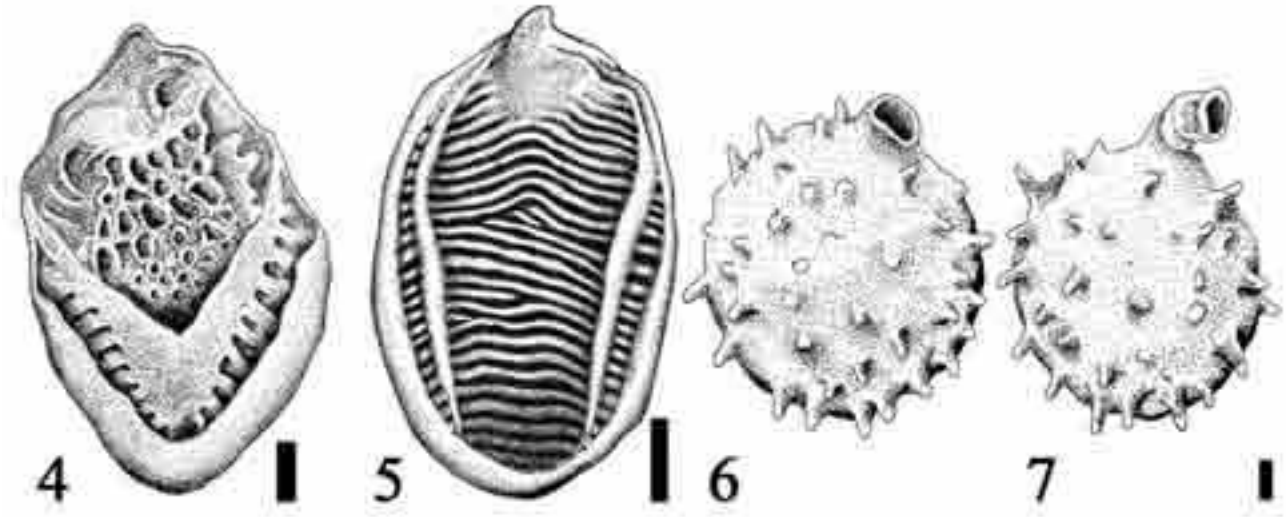


Abb. 4: *Mallomonas acaroides* Perty „forma“ sec. Hartmann & Steinberg (1989), Schuppe. Abb. 5: *Mallomonas transsylvanica* Péterfi & Momeu sec. Hartmann & Steinberg (1989), Schuppe. Abb. 6-7: *Dinobryon cylindricum* Imhof sec. Sandgren (1989), Zystenentwicklung. (Abb. 4-5 nach Fig. 17 und Fig. 8 in Hartmann & Steinberg (1989); Abb. 6-7 nach Fig. 5-6 in Sandgren (1989), alle Zeichnungen: A. Ehler). Balken = 1 µm.

Dinobryon cylindricum Imhof sec. Sandgren (1989: 48-51, Fig. 1-12)

Sandgren (1989) untersuchte anhand von Klonen die Zystenentwicklung von *D. cylindricum.* Abbildungen 6 und 7 zeigen späte Entwicklungsstadien der Sekundärwand. Solche Befunde aus Kulturexperimenten sind wichtig, da Zysten in Sedimentuntersuchungen immer nur eine „Momentaufnahme“ zeigen. Die Einbindung von Entwicklungsstadien wichtiger Taxa in *AlgaTerra* ist ein Beispiel, wie Grundlagenforschung für angewandte Fragen nutzbar gemacht werden soll.

Zusammenfassung

Innerhalb eines dreijährigen Pilotprojekts wurde am BGBM-Berlin eine leistungsfähige Datenbank entwickelt und zur Verfügung gestellt, die es ermöglicht, große Datenmengen zu Algen-Taxa zu verwalten. *AlgaTerra* ist für die Bereiche Gebietsfloren, autökologische Datensammlungen, naturschutzrelevante Datensammlungen, evaluierte Bildsammlungen und Indexierung neu beschriebener Arten systematisch ausbaubar.

Danksagung

Das *AlgaTerra*-Projekt (01 LC 0026) wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des BIOLOG Programms (Unterprogramm Biodiversitätsinformatik) gefördert. Herrn A. Ehler danken wir für die Anfertigung der Zeichnungen.

Literatur

Crawford, R. M., Likoshway, Y. V., Jahn, R. (2003): Morphology and Identity of *Aulacoseira italica* and typification of *Aulacoseira* (Bacillariophyta). – Diatom Research 18: 1-19.

Ehrenberg, C. G. (1840): Characteristik von 274 neuen Arten von Infusorien. – Ber. Bekanntm. Verh. Königl. Preuss. Akad. Wiss. Berlin 1840: 197-219.

Geissler, U., Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2005): Die Algenflora Berlins: Datenlage und Praxisrelevanz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag: in diesem Band.

Hartmann, H. & Steinberg, C. (1989): The occurrence of silica-scaled chrysophytes in some central European lakes and their relation to pH. – Beih. Nova Hedwigia 95: 131-158.

Jahn, R. (2004): Discovery of the type specimen of *Pinnularia gastrum* Ehrenberg, the type species of the genus *Placoneis* Mereschkowsky. – Diatom Research 19: 229-234.

Jahn, R., Kusber, W.-H., Medlin, L. K., Crawford, R. M., Lazarus, D., Friedl, T., Hepperle, D., Beszteri, B., Hamann, K., Hinz, F., Strieben, S., Huck, V., Kasten, J., Jobst, A. & Glück, K. (2004a): Taxonomic, molecular and ecological information on diatoms: The Information System AlgaTerra. In: Poulin M. (ed.): Proceedings of the 17th International Diatom Symposium, Ottawa, 25th - 31st August 2002. Bristol: 121-128.

Jahn, R., Lazarus, D., Glück, K., Jobst, A. & Kusber, W.-H. (2004b): The *AlgaTerra* project: safeguarding of historical information for biodiversity research. In: Zippel, E., Greuter, W. & Stevens, A.-D. (ed.) Botanic Gardens: Awareness for Biodiversity. Berlin: 55-56.

Kusber, W.-H. (2003): Typification of the four European species of *Gonyostomum (Raphidophyceae)* and first records of *G. depressum* from NE Germany. – Willdenowia 33: 467-475.

Kusber, W.-H., Glück, K. & Jahn, R. (2004): *AlgaTerra* Informationssystem für Mikroalgen: Inhalte und Stand der Modellierung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 394-399.

Sandgren, C. D. (1989): SEM investigations of statospore (stomatocyst) development in diverse members of the Chrysophyceae and Synurophyceae. – Beih. Nova Hedwigia 95: 45-69.s

Die Algenflora Berlins: Datenlage und Praxisrelevanz

Ursula Geissler[1], Wolf-Henning Kusber[2] & Regine Jahn[2]

[1] Freie Universität Berlin, Institut für Biologie – Systematische Botanik und Pflanzengeographie, Altensteinstr. 6, D-14195 Berlin, [2] Freie Universität Berlin, Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Königin-Luise-Straße 6-8, D-14191 Berlin, w.h.kusber@bgbm.org, r.jahn@bgbm.org

Keywords: Characeae, Cyanobacteria, Biodiversität, Makrophyten, Mikroalgen, Phytoplankton

Einleitung

Alle verfügbaren Daten zur Berliner Algenflora wurden zusammengetragen und im Rahmen einer vergleichenden Studie publiziert (Geissler & Kies, 2003). Veränderungen in Vielfalt und Zusammensetzung der Algenflora werden für alle Algengruppen diskutiert und im Detail an den Characeae und den Desmidiales (Zieralgen) eingeschätzt. Dabei sind es in städtischen Ballungsgebieten vor allem anthropogene Einflüsse, die auf Vorkommen und Bestände von Algen einwirken.

Die Checkliste der Algen Berlins enthält 383 Gattungen mit 1638 Arten plus infraspezifische Taxa (zum Vergleich: die Checkliste der Algen Hamburgs enthält 337 Gattungen mit 1378 Arten). Die Berliner Algenliste gibt Auskunft, wann ein bestimmtes Taxon für Berlin angegeben wurde, für welche Gewässer es Nachweise gibt und ob unter älteren oder neueren Synonymen weitere Funddaten vorliegen. Des Weiteren kann die Checkliste als Index einer umfangreichen Algen-Bibliographie genutzt werden, die weit über floristische Fragestellungen hinausgeht und auch limnologische Arbeiten abdeckt. Die Checkliste umfasst Funde von 1787 bis 1997. Neuere Funddaten werden am BGBM Berlin-Dahlem weiter gesammelt. In dieser Arbeit werden Daten zur historischen Biodiversität vorgestellt, und die Dokumentation der Veränderung des Vorkommens einzelner Arten soll beispielhaft diskutiert werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet ist Berlin in den Grenzen nach 1990, Grundlage für Fundnachweise und Synonymie ist Geissler & Kies (2003). Zusätzlich wurden unpublizierte Fundmeldungen eingearbeitet und historische Proben und Zeichenblätter aus der Ehrenberg-Sammlung in der Humboldt-Universität zu Berlin (BHUPM) ausgewertet und dokumentiert (Olympus DP 50 and BX 51 mit Olympus 80x: IC 80/0.75).

Ergebnisse

Für acht Algenarten werden im Folgenden die Verteilungen von dokumentierten Fundnachweisen vorgestellt (Abbildung 1). Beispielhaft wird die Datenlage für zwei Characeen (Abb. 1a-b), zwei chlorococcale Grünalgen (Abb. 1c-d) und vier Blaualgen-Taxa (Abb. 1e-h) dargestellt.

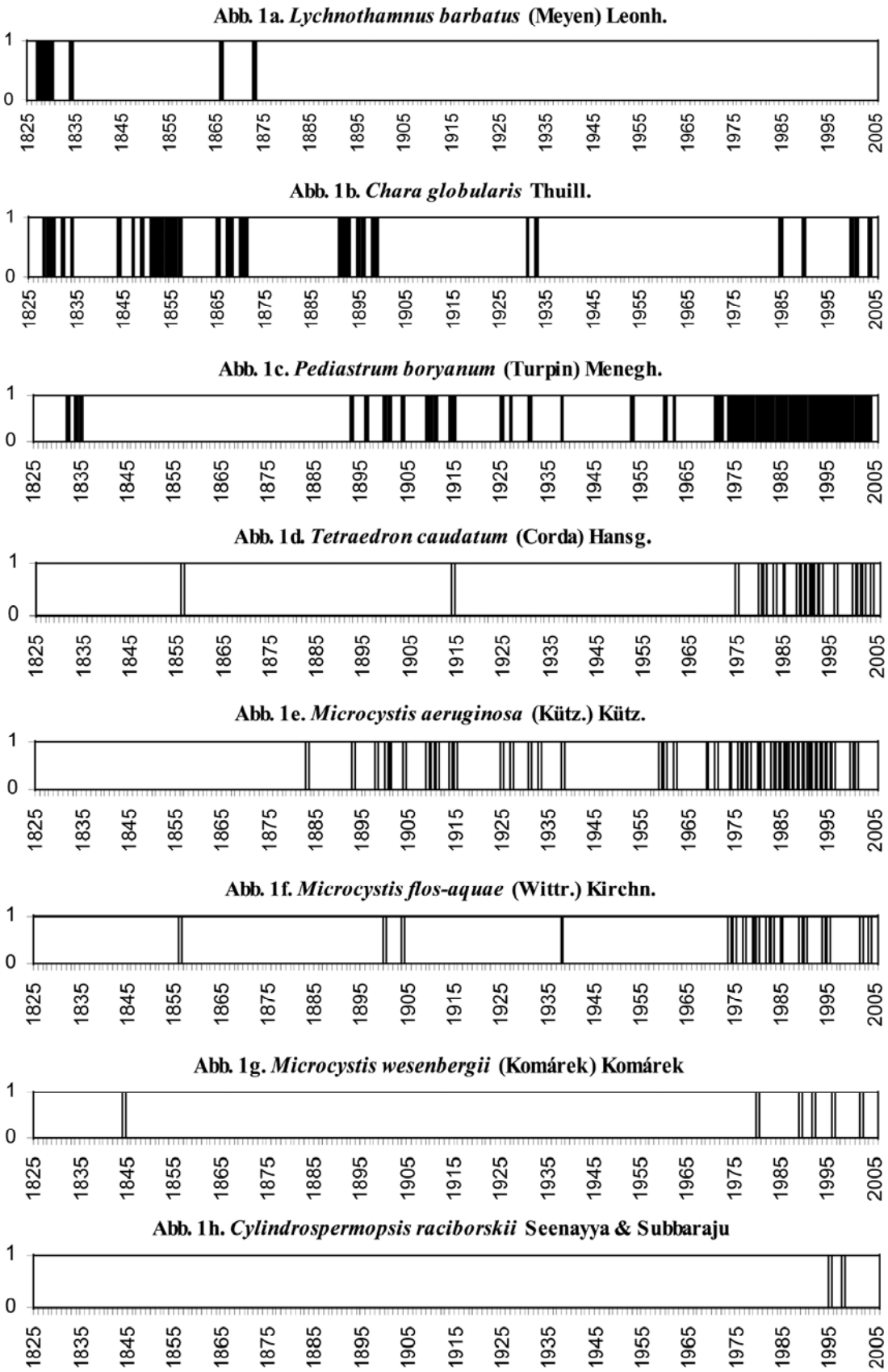


Abb. 1: Dokumentierte Fundnachweise aus Berlin (1827-2004) für acht ausgewählte Algentaxa auf der Grundlage von Geissler & Kies (2003) mit zusätzlichen Nachweisen vor 1860 und nach 1997

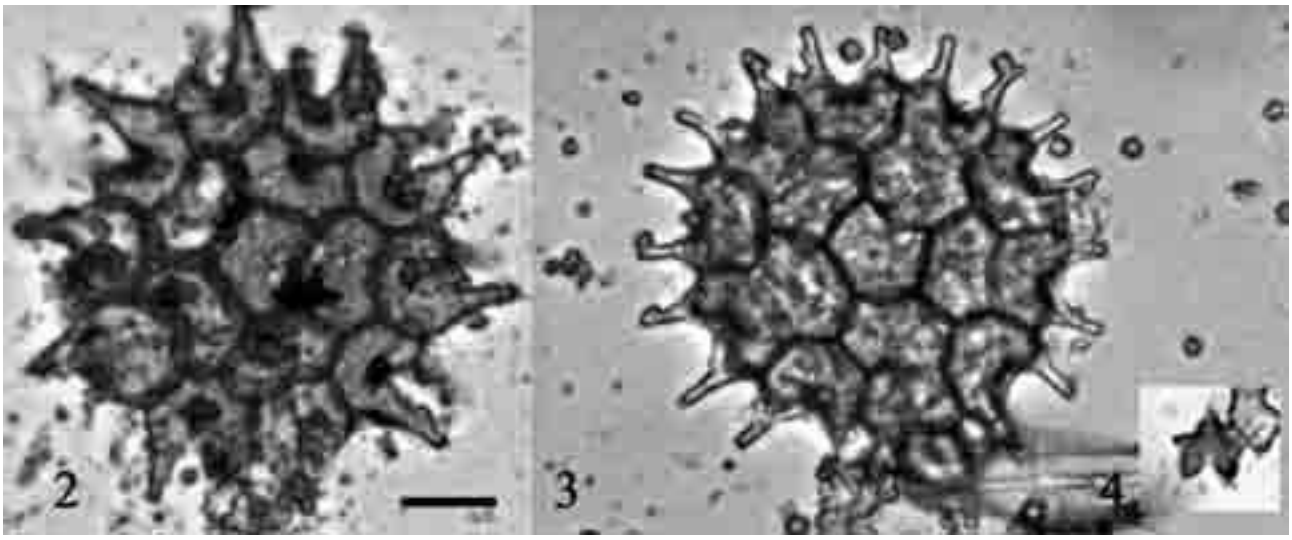


Abb. 2-4: Chlorococcales: Historische Proben aus der Ehrenberg-Sammlung, Abb. 2: *Pediastrum boryanum,* Spree in Berlin, November 1844, Abb. 3: *Pediastrum boryanum,* Berlin, August 1834, Abb. 4: *Tetraedron caudatum,* Schlachtensee in Berlin, August 1856, Balken = 10 µm

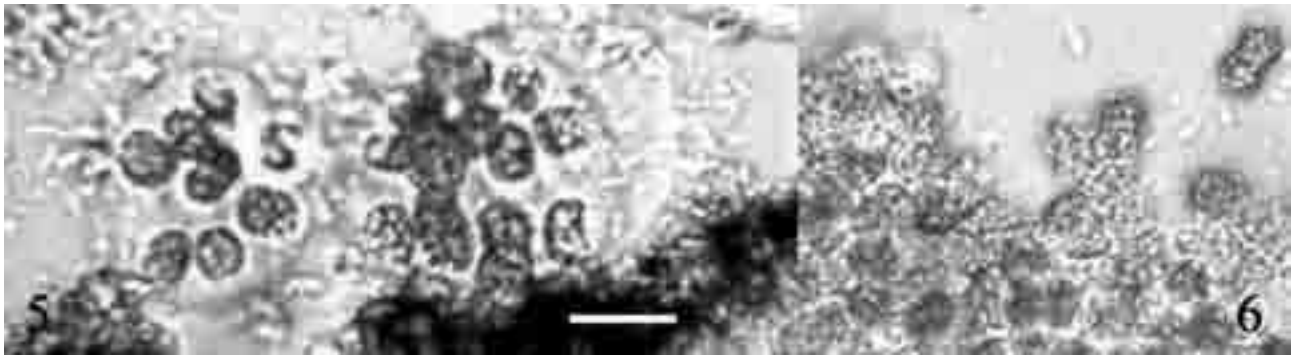


Abb. 5-6: Cyanobacteria: Historische Proben aus der Ehrenberg-Sammlung, Abb. 5: *Microcystis wesenbergii,* Spree in Berlin, November 1844, Abb. 6: *Microcystis aeruginosa,* Wannsee in Berlin, 1856, Balken = 10 µm

Diskussion

Die grafische Darstellung dokumentierter Fundnachweise über einen Zeitraum von 177 Jahren in Abbildung 1 enthält eine Positivliste in Berlin gefundener Taxa. Aus der Nichtdokumentation eines Taxons kann nicht auf das Fehlen des Taxons geschlossen werden. Bevor die einzelnen Arten besprochen werden, soll der die Datenlage bedingende methodische und phykologiegeschichtliche Hintergrund diskutiert werden. Berlin war im frühen 19. Jahrhundert das Zentrum der Deutschen Characeen-Forschung. Umfangreiche Characeen-Aufsammlungen verschiedener Sammler wurden in Herbarien hinterlegt; mit dem Tode von Alexander Karl Heinrich Braun (1805-1877) brach die Tradition der Characeenforschung allerdings ab. Christian Gottfried Ehrenberg (1795-1876) baute ab ca. 1835 eine Präparatesammlung für mikroskopische wasserlebende Organismen auf. Sein Forschungsschwerpunkt waren die „Infusionsthierchen“, zu denen er u. a. einige coccale Grünalgen

zählte, nicht jedoch Cyanobakterien, die er als Objekte der botanischen Forschung weitgehend außer Acht ließ. Nach Ehrenbergs Tod dauerte es bis etwa zur Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert, bis in Berlin durch Autoren wie Richard Kolkwitz (1873-1956) und Karl Maximilian Marsson (1845-1909) wieder vermehrt über Mikroalgen publiziert wurde. Die Publikationstätigkeit kam im 2. Weltkrieg und in der unmittelbaren Nachkriegszeit fast vollständig zum Erliegen; erst ab den 1970er Jahren mit dem Aufbau mehrerer hydobiologisch und limnologisch ausgerichteter Arbeitsgruppen nahm die Dokumentation der Algenvorkommen sowie deren Diversität wieder zu.

Lychnothamnus barbatus, die Bart-Glanzleuchteralge, durch Meyen (1827) aus Berlin beschrieben, wurde vermutlich im Zuge der Urbanisierung der Stadt zunächst zurückgedrängt und starb dann noch im 19. Jahrhundert aus (Abb. 1a). *Chara globularis,* die Zerbrechliche Armleuchteralge (Abb. 1b), wurde nicht so schnell zurückgedrängt wie *L. barbatus,* wie die Funde in den 1890er Jahren zeigen. Nach der flächendeckenden Eutrophierung der Gewässer war die Alge zwischenzeitlich so selten, dass sie als ausgestorben oder zumindest verschollen galt (Geissler & Gerloff, 1982). Inzwischen wurde die Art wieder mehrfach nachgewiesen. Für detailliertere Angaben zu Characeen siehe Hilt (2004) und Kusber et al. (2004; im Druck).

Das Verteilungsmuster der Dokumentation von *Pediastrum boryanum* (Abb. 1c) ist mit der Person Ehrenbergs verbunden. Nach einer intensiven Bearbeitung des Formenkreises in den 1830er Jahren (Abb. 2-3; Ehrenberg 1838, vgl. Kusber, 2004) dokumentierte Ehrenberg das Taxon nicht mehr für Berlin, da ihm der Nachweis des Taxons in anderen Weltteilen wichtiger war als ein „Monitoring" in Berlin. Das Taxon ist seit den 1970er Jahren eine der häufigsten coccalen Grünalgen verschiedener Gewässertypen mit eindeutigem Schwerpunkt in nährstoffreichen Gewässern. Häufig wird *P. boryanum* von dem sehr kleinen *Tetraedron caudatum* (Abb. 1d) begleitet. Vor 1914 gibt es keine Literaturhinweise, allerdings konnte das Taxon, das Ehrenberg weder kannte noch mit seiner beschränkten mikroskopischen Einrichtung hätte eindeutig identifizieren können, in einer Schlachtensee-Probe von 1856 nachgewiesen werden (Abb. 4). Wir gehen davon aus, dass das Taxon vor allem deswegen übersehen wurde, weil viele ältere Arbeiten auf Netzfängen beruhen, in denen sehr kleine Plankter fehlen oder zumindest stark unterrepräsentiert sind.

Sehr bedauerlich ist die schlechte Datenlage für Cyanobakterien (Blaualgen), da Blaualgen durch ihre Fähigkeit zur Massenentwicklung bzw. Toxinbildung eine erhebliche Praxisrelevanz haben. So genannte Blaualgenblüten sind lange dokumentiert. Das Phänomen war zu Ehrenbergs Zeit bereits so verbreitet, dass es nur global angesprochen wurde (Ehrenberg, 1838; Kusber, 2004). In Geissler & Kies (2003: 248-251) werden dokumentierte Massenentwicklungen in Berlin bis in die 1880er Jahre zurückverfolgt. Die Daten für einzelne *Microcystis*-Taxa sind ungleichmäßig verteilt und unterschiedlich lückenhaft (aktuelle Daten aus Monitoringprogrammen wurden hier noch nicht einbezogen). *Microcystis aeruginosa* (Abb. 1e) wurde am häufigsten angegeben, die Lücken dürften eher ein Dokumentationsproblem sein. Wesentlich schlechter ist die Datenlage für *Microcystis flos-aquae* (Abb. 1f). Dieses Taxon wurde aufgrund zeitweise üblicher taxonomischer Praxis nicht von *Microcystis aeruginosa* unterschieden. Nachweise in historischen Proben sind aufgrund des schlechten Erhaltungszustandes oft schwierig. Im Rahmen dieser Studie wurde das Taxon in einem Trockenpräparat von Ehrenberg im Wannsee 1856 „Havel bei Wannensee" gefunden (Abb. 6). *Microcystis wesenbergii* (Abb. 1g.) wurde erst 1958 als Art beschrieben. Frühere Funde wurden wahrscheinlich nicht von anderen *Microcystis*-Arten getrennt und sind daher heute nicht mehr identifizierbar. Der erste Nachweis für Berlin stammt aus Ehrenbergs Präparat aus der Spree von 1844 (siehe Abb. 5). *Cylindrospermopsis raciborskii* gilt als invasive Spezies und ist als Neueinwanderer unter besonderer Beobachtung. Abb. 1h gibt die ersten in Geissler & Kies (2003) zitierten Zufallsfunde in Berlin wieder, bisher ist das Taxon, unseres Wissens, in keiner früheren Berliner Probe nachgewiesen worden.

Anhand ausgewählter Daten konnten Tendenzen des Vorkommens einzelner Algen-Arten dargestellt und diskutiert werden, allerdings werden auch die großen Lücken der Kenntnisse über Verbreitung, Verteilung und Bestandsentwicklung der Algen Berlins deutlich, obwohl die Datenlage für Berlin durch mehrere Forschergruppen (vgl. Geissler & Kies, 2003) und die Aktivität verschiedener Institutionen im Bundesvergleich und im weltweiten Vergleich deutlich überdurchschnittlich ist.

Zusammenfassung und Ausblick

In dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass die Datenerfassung von Funddaten, hier vorgestellt am Beispiel Berlins, einen Beitrag zur Kenntnis der Umweltentwicklung eines Gebietes leisten kann. Unsere Daten zeigen Tendenzen von Umweltveränderungen, sowohl Verschlechterungen als auch Verbesserungen auf. Allerdings ist die Aussagekraft von kompilierten Daten, die nicht auf einem geplanten Langzeitvorhaben mit einheitlicher Methodik der Probennahme und -auswertung und übergreifendem Erkenntnisinteresse beruhen, immer im Hinblick auf alle Rahmenbedingungen (Fragestellung, Datenerhebung und -auswertung) zu überprüfen.

Neben einer Auswahl von Fotos und Videos von Algen aus Berliner Gewässern, die im *AlgaTerra*-Informationssystem [http://www.algaterra.org/] zugänglich gemacht werden, wird eine Ergänzungsliste erarbeitet, die ebenfalls über das Internet veröffentlicht wird.

Danksagung

Die Arbeit in der Ehrenberg-Sammlung (BHUPM) wurde im Rahmen *AlgaTerra*-Projekts (BMBF, BIOLOG Programm 01 LC 0026) gefördert. Unpublizierte Funddaten wurden freundlicherweise von Dr. M. Feibicke, Dr. E. Hegewald und Prof. W. Ripl bereitgestellt.

Literatur

Ehrenberg, C. G. (1838): Die Infusionsthierchen als vollkommene Organismen. – Leipzig.

Geissler, U. & Gerloff, J. (1982): Veränderung in der Algenflora Berlins. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin 11: 141-149.

Geissler, U. & Kies, L. (2003): Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. – Beih. Nova Hedwigia 126: 1-777.

Hilt, S. (2004): Kehren unsere Unterwasser- und Schwimmblattpflanzen in unsere Gewässer zurück? – Verh. des Bot. Vereins Berlin Brandenburg 136: 111-119.

Kusber, W.-H. (2004): C. G. Ehrenberg und die Anfänge der Berlin-Brandenburger Phykologie. – Verh. Bot. Vereins Berlin-Brandenburg 136: 59-71.

Kusber, W.-H., Raabe, U., Blümel, C., Geissler, U. & Jahn, R. (2004): Mittel- und langfristige Trends der Characeen-Vorkommen in Berlin. – Rostocker Meereskundliche Berichte 13: 127-138.

Kusber, W.-H., Geissler, U. & Jahn, R. (im Druck): Rote Liste und Gesamtartenliste der Rotalgen (Rhodophyceae), Armleuchteralgen (Charophyceae) und Braunalgen (Phaeophyceae) von Berlin. – Berlin.

Meyen, F. J. F. (1827): Beobachtungen und Bemerkungen über die Gattung *Chara*. – Linnaea 2: 55-81.

Phytoplankton im Bodensee – Erfassung der räumlichen Verteilung durch Fluoreszenzmessungen

Boris Jungbauer[1], *H. B. Stich*[2]

[1] FH Weihenstephan, Abt. Triesdorf, D-91746 Weidenbach, boris.wh@gmx.de

[2] Institut f. Seenforschung der LFU-BW, Argenweg 50/1, D-88085 Langenargen, hb.stich@lfula.lfu.bwl.de

Keywords: Phytoplankton, Patchiness, Biomasse, Fluoreszenz, Pelagial, Bodensee

1 Einleitung

Einer der am häufigsten gemessenen Parameter bei limnologischen Untersuchungen ist das Chlorophyll-a (Chl-a). Die Messungen erfolgen in der Regel an der tiefsten Stelle im See. Bisher gelten die Ergebnisse aus Einzelmessungen als repräsentativ für den ganzen See.

Dabei wurden bisher nur Vertikalprofile aufgenommen und die horizontalen Änderungen blieben in der Regel unberücksichtigt.

Am Institut für Seenforschung wurden deshalb im Rahmen einer Diplomarbeit im Frühjahr 2004 Fluoreszenzmessungen durchgeführt, um Hinweise auf die Plankton-Patchiness im Bodensee zu erhalten.

Das im Phytoplankton enthaltene Chlorophyll-a dient als wichtiger Phytoplanktonbiomasseparameter und wird bei diesen Untersuchungen mit Hilfe einer Multiparametersonde ermittelt.

2 Methodik

2.1 Versuchsbeschreibung

Das Untersuchungsgebiet befindet sich am östlichen Teil des Bodensees, zwischen dem Obersee und der so genannten Bregenzer Bucht. Im Streckenmessplan (Abb. 1) sind die Untersuchungsstrecken und die zwei Messraster eingezeichnet. Die horizontalen Messungen sind in vier Teilstrecken aufgeteilt (S1- S4).

Bei der horizontalen Messung wird während der Fahrt kontinuierlich gemessen, wobei die Sonde in einer speziellen Halterung an der Seite des Schiffs in einer Wassertiefe von 1m fixiert ist.

Eine gleichmäßige und drucklose Anströmung der Sensoren wird durch eine konstante Fahrgeschwindigkeit von 10 km/h gewährleistet.

Vertikale Messungen fanden am Messraster Obersee mit den Messstellen O1-O9 und am Messraster Bregenzer Bucht mit den Messstellen B1-B9 statt.

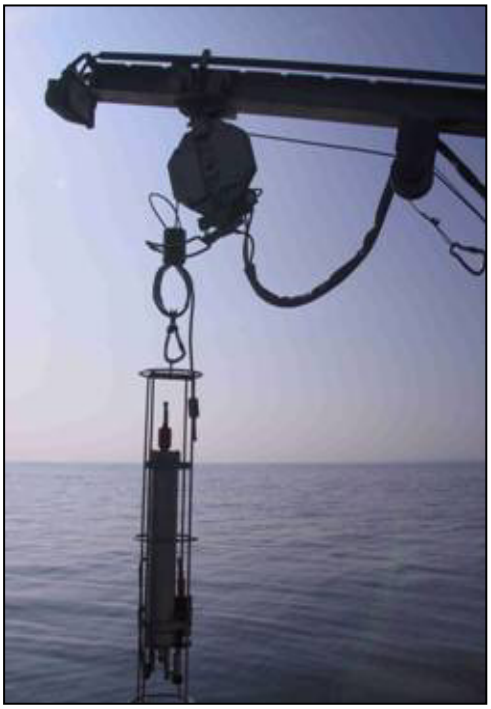
Dabei wurde ein Messraster im Obersee mit dem Einfluss des Rheins und ein weiteres Messraster in der geschützten und flachen Bregenzer Bucht positioniert.

Jedes Messraster besteht aus 9 Messpunkten, die im Abstand von 500 m zueinander stehen.

2.2 Untersuchungsgebiet – Streckenmessplan

Die Messungen wurden im östlichen Teil des Bodensees, überwiegend in der Bregenzer Bucht durchgeführt. Mit Hilfe von GPS konnten die einzelnen Messstellen bzw. Untersuchungsstrecken anhand des Streckenmessplans zielgenau mit dem Forschungsschiff angefahren werden.

Abb. 1: Untersuchungsgebiet – Streckenmessplan



2.3 Multiparametersonde

Bei den Untersuchungen wurde eine Multiparametersonde (CTD-Sonde, Sea & Sun) verwendet.

Mit dieser wurden folgende Parameter erfasst: Druck, Temperatur, pH, Sauerstoff, Leitfähigkeit und über einen externen Fluoreszenzsensor (Chelsea Instruments, Minitracka, Emission 470 nm, Extinktion 685 nm) Chlorophyll-a.

Mit parallel durchgeführten HPLC-Bestimmungen der Chlorophyll-a-Konzentration wurden die Fluoreszenz-Messwerte geeicht.

Abb. 2: Multiparametersonde

3 Ergebnisse

3.1 Räumliche Struktur der Messergebnisse

Durch die Aufbereitung und anschließende Auswertung der vertikalen Messdaten mit speziellen Analyse- und Interpolationsverfahren konnten die räumlichen Strukturen der Chl-a bzw. der Temperatur mit den jeweiligen Schwankungsbreiten sichtbar gemacht werden.

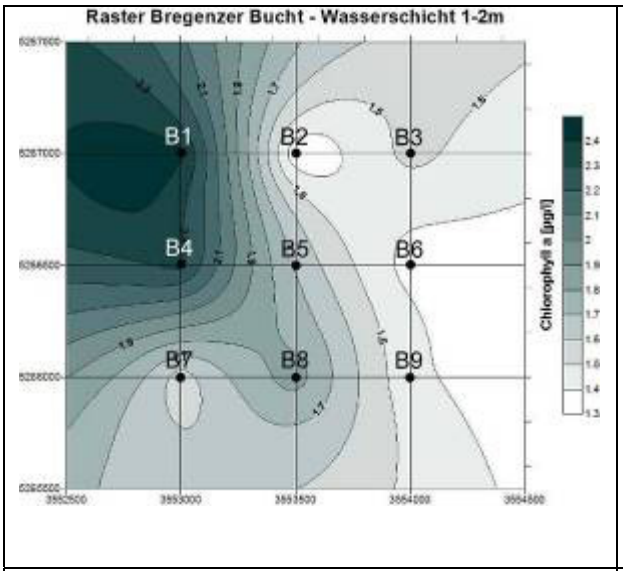
Im nachfolgenden Beispiel liegen die Schwankungsbreiten beim Chl-a zw. 1,3 – 2,5 µg/l und bei der Temperatur zw. 17,06 – 17,4 °C.

Auffällig hierbei ist eine vergleichbar ähnliche Struktur der Chl-a und Temperaturwerte, jedoch umgekehrt proportional zueinander. Wie man in den nachfolgenden Diagrammen sieht, sind bei hohen Temperaturen nur geringe Chl-a-Konzentrationen vorzufinden.

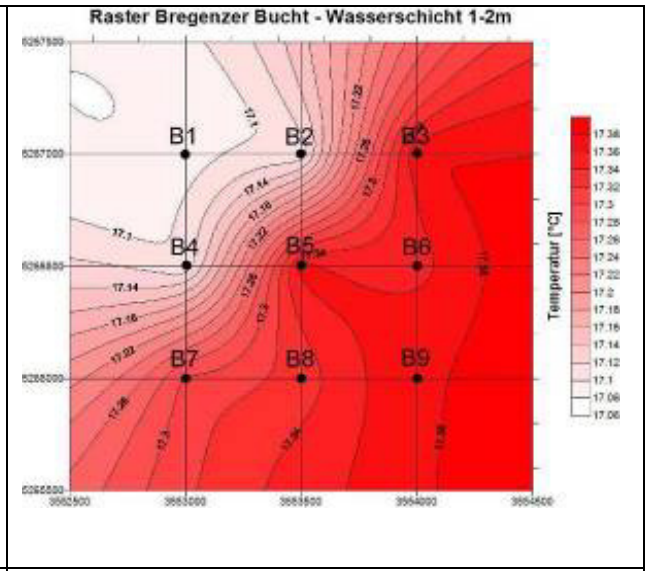
Eine physikalische Erklärung hierfür könnte der Dichteunterschied sein. Wobei eine hohe Temperatur eine geringe Wasserdichte zur Folge hat, was wiederum bedeutet, dass dort höhere Sinkgeschwindigkeiten vorherrschen.

Deshalb ist in Bereichen mit höherer Temperatur eine geringere Phytoplanktonbiomasse zu erwarten aufgrund der höheren Sinkgeschwindigkeit als in Bereichen mit kälterem Wasser. An dieser Stelle sollte noch hinzugefügt werden, dass diese Beobachtungen verstärkt im Frühjahr gemacht wurden. Im späteren Verlauf sind diese Korrelationen nur noch minimal zu beobachten.

Bei der jahreszeitlichen Sukzession dominieren im Frühjahr Arten mit hoher Sinkgeschwindigkeit und hoher Reproduktionsrate. Abgelöst werden diese von Arten mit niedrigen Sinkgeschwindigkeiten und niedrigen Reproduktionsraten (Sommerformen).



Interpolation der Chl-a-Werte



Interpolation der Temperatur-Werte

3.2 Messergebnisse aus den Vertikalprofilen

In der Abb. 3 sind deutliche Maxima der Chl-a-Werte im Tiefenbereich zw. 3 m und 7 m zu erkennen. Die Sprungschicht befindet sich ebenfalls in diesem Bereich. Durch den Temperaturabfall nimmt auch die Dichte des Wassers zu, was wiederum heißt, dass dort geringere Sinkgeschwindigkeiten und somit höhere Werte an Chl-a vorzufinden sind.

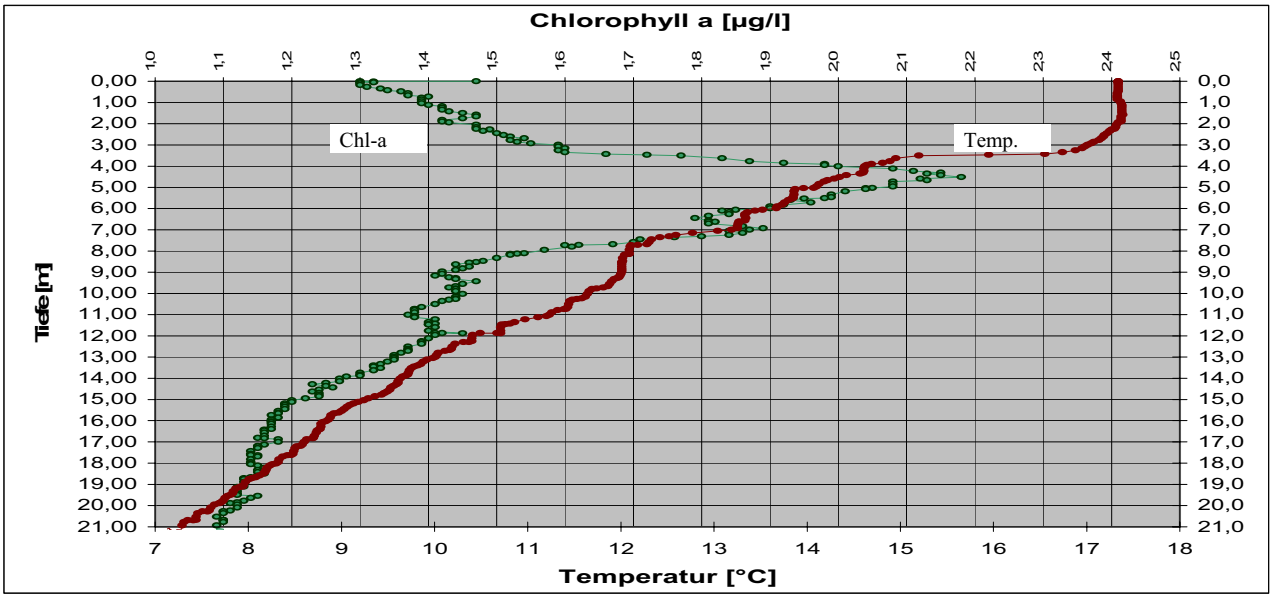


Abb. 3: Vertikalprofil – Messpunkt B9 – 15. 06. 04

3.3 Horizontale Messergebnisse aus den Streckenprofilen

Im nachfolgenden Diagramm (Abb. 4) sind die natürlichen Konzentrations- bzw. Temperaturunterschiede dargestellt. Auffällig hierbei ist die festgestellte Korrelation zwischen Chlorophyll-a und der Temperatur. Diese Korrelation ist, wie schon bei den Vertikalprofilen erläutert, zu erklären.

Die Schwankungsbreite ist abhängig von zahlreichen Faktoren, die in Gänze nie alle gleichzeitig erfasst werden können. Dabei spielen biologische, chemische und physikalische Faktoren eine wichtige Rolle. Der Ursprung der Heterogenitäten ist vielfältig und kommt häufig auch kombiniert vor.

So wurden zum Beispiel nach Schlechtwetterphasen mit Sturmereignissen nur geringe Schwankungsbreiten erfasst (Chl-a: 1,3 - 2,3 µg/l; 15. 06. 04, Strecke 1) und nach lang anhaltenden Schönwetterphasen mit geringer Durchmischung große räumliche Unterschiede festgestellt (Chl-a: 1,4 - 3,5 µg/l; 28. 06. 04, Strecke 1).

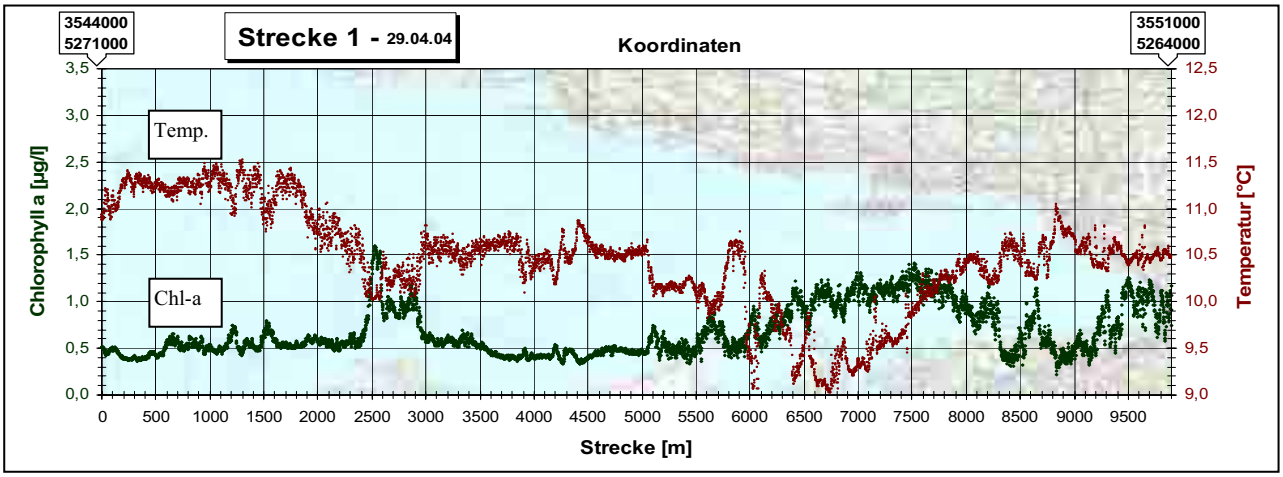


Abb. 4: Horizontales Streckenprofil

4 Diskussion

Die durchgeführten Messungen zeigen neben vertikalen auch deutliche horizontale Änderungen von Temperatur und Fluoreszenz. Die erfassten Verteilungsmuster machen deutlich, mit welcher Struktur und Schwankungsbreite diese an den entsprechenden Koordinaten im Untersuchungsgebiet vorkommen.

Räumliche Strukturen werden durch abiotische und biotische Faktoren, die sich überlagern, beeinflusst. Der jeweilige Anteil der Prozesse hängt vom Betrachtungsmaßstab ab. Generell steigt mit zunehmendem Betrachtungsmaßstab der Anteil an abiotischen Prozessen, die zur räumlichen Heterogenität beitragen (Pinel-Alloul, 1988, 1990, 1991, 1995). Die Art und die Anzahl von abiotischen Prozessen, die auf das Süßwassersystem wirken, hängen auch von der Größe des Sees ab. In sehr großen Seen kommen als abiotische Prozesse z. B. die Beckenmorphologie der Seen, die Geomorpholgie des Einzugsgebietes sowie der Einfluss von großen Zuflüssen bezüglich physikalischer und chemischer Vorgänge in Frage (Patalas & Salki, 1992).

Des Weiteren ist auch die Größe von Plankton entscheidend für die Heterogenität der Ausbreitung einer räumlichen Struktur. Große Plankter sind oftmals weniger heterogen verteilt als kleinere Arten.

5 Fazit

Weder abiotische noch biotische Prozesse für sich betrachtet können die Komplexität der Heterogenität eines Ökosystems erklären. Die Kopplung zwischen physikalischen und biotischen Prozessen sowie Rückkopplungseffekte gelten in terrestrischen wie auch in limnischen Systemen.

Gekoppelte Faktoren können in der Regel nur auf einer bestimmten Breite an räumlichen Skalen beobachtet und beschrieben werden. Dies ist wiederum abhängig von den Grenzen des Ökosystems, vom Untersuchungsgebiet sowie vom untersuchten Ausschnitt des Systems (Kumke, 2003).

Mit den vorliegenden Messungen konnte zumindest für den Ostteil des Bodensees eine inhomogene Verteilung der Temperatur- und Fluoreszenz-Messwerte nachgewiesen werden.

Um das tatsächliche Ausmaß dieser Patchiness zu ermitteln und um eventuelle zeitliche und räumliche Muster aufzuzeigen, müssen weitere Messungen durchgeführt werden. Dadurch soll auch die Frage geklärt werden, ob die anhaltenden Oligotrophierung des Bodensees die Patchiness des Planktons verstärkt und welche Auswirkungen Patchiness auf seeweite Produktionsberechnungen haben kann.

6 Literatur

Kumke, T. (2003): Räumliche Analyseverfahren in der Ökologie.

Patalas, K., Salki, A. (1992): Crustacean plankton in Lake Winnipeg: variation in space and time as a function of lake morphology, geology, and climate. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49, 1035-1059.

Pinel-Alloul, B., Downing, J. A., Perusse, M., Codin-Blumer, G. (1988): Spatial heterogeneity in freshwater zooplankton: variation with body size, depth, and scale. Ecology, 69, 1393-1400.

Pinel-Alloul, B., Pont, D. (1991): Spatial distribution patterns in freshwater macrozooplankton: variation with scale. Canadian Journal of Zoology, 69, 1557-1570.

Pinel-Alloul, B. (1995): Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of zooplankton community. Hydrobiologia, 301, 17-42.

Untersuchungen zum ganzjährigen Vorkommen der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* in drei geschichteten Seen in Schleswig-Holstein

Wolfgang Arp[1] *& Bernd Koppelmeyer*[2]

[1] LimPlan, Otawistr. 19, D-13351 Berlin, w.arp@limplan.de

[2] *Aqua*Plan, Dorfstr. 15, D-14823 Buchholz Rabenstein/Fl., aquaplan@envinet.de

Keywords: Phytoplankton, Fluoreszenzmessung, Tiefenchlorophyllmaximum, Massenblüte, Cyanotoxine

Einleitung

In drei Seen in Schleswig-Holstein (Schmarksee, Krummsee, Behlendorfer See) wurden seit 1998 in verschiedenen Wintern, einhergehend mit einer deutlichen Rotfärbung des gesamten Wasserkörpers, Massenvorkommen der planktischen Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) beobachtet. Nach Auskunft von vor Ort ansässigen Personen wurde die Alge in den Jahrzehnten zuvor als Massenvorkommen mit Rotfärbung nie beobachtet.

P. rubescens findet sich gehäuft in Gewässern verschiedenster Größe, Tiefe und Trophie, sowohl eingeschichtet in tieferen Wasserschichten während der Sommerstagnation, als auch im gesamten Wasserkörper von Herbst bis Frühjahr (Literaturzusammenstellung siehe Arp & Koppelmeyer 2004). Vor dem Hintergrund der besonderen Bedeutung eines Massenvorkommens der toxischen Burgunderblutalge und des gleichzeitigen Auftretens dieses Phänomens in mehreren Seen Schleswig-Holsteins wurden im Jahr 2002 im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt (LANU) in Schleswig Holstein limnologische Untersuchungen an den drei oben genannten Seen durchgeführt. Ziel war es u.a., mögliche Gründe zum Massenvorkommen von *Planktothrix rubescens* zu beschreiben (detaillierter Bericht siehe Arp & Koppelmeyer 2004).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Alle drei Seen sind dem östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins zuzurechnen. Insbesondere der Krummsee und Schmarksee sind durch ihre Lage sehr windgeschützt. Die wichtigsten morphometrischen Kenngrößen sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Feldmethoden

Von Januar bis November 2002 wurden auf den drei Seen an acht Terminen (Ende Jan., Ende Feb., Ende März, Ende April, Ende Mai, Mitte Juli, Ende Aug. und Anf. Nov.) nahe der tiefsten Stelle durchgeführt. Dabei wurden Proben zur Beschreibung des limnologischen Grundcharakters, des Nährstoffstatus und des Phytoplanktons entnommen. Die Proben für die limnochemischen Analysen wurden während der Durchmischungsphase (Januar bis März sowie November) aus einer Tiefe (0 –

1,5 m) und während der Schichtungsphase (April bis August) aus zwei Wassertiefen (0,5 m und ca. 1 m über Grund) entnommen.

Unter anderem wurden Messungen zum Lichtdargebot in den einzelnen Tiefenschichten durchgeführt. Die Strahlungswerte wurden in Prozent der direkt unter der Wasseroberfläche gemessenen Strahlung umgerechnet. Von Juli bis September 2002 wurden Messungen zum Chlorophyllgehalt im Vertikalprofil mit einer Fluoreszenzsonde durchgeführt, die freundlicher Weise vom MPI für Limnologie in Plön, Arbeitsgruppe Dr. Martin Beutler, zur Verfügung gestellt wurde. Unterschieden wurde neben dem Äquivalent für das gesamte Chlorophyll a das Äquivalent für das Chlorophyll a von vier spektralen Gruppen (Chlorophyceen + Euglenophyceen, Cyanophyceen ohne rotpigmentierte Arten, Heterocontophyta, Cryptophyceen und rotpigmentierte Cyanophyceen).

Für die Phytoplanktonanalyse wurde aus dem Tiefenbereich 0 – 1,5 m eine integrierte Schöpfprobe entnommen, zusätzlich im Juli und August Proben aus ausgewählten Tiefen.

Parameter	**Schmarksee**	**Krummsee**	**Behlendorfer See**
Seefläche (ha)	6,8	12	64
Maximale Tiefe (m)	6,3	11,5	15,4
Mittlere Tiefe (m)	3,7	5,5	6,2
Seevolumen (Mio. m^3)	0,25	0,65	3,92
Oberirdisches Einzugsgebiet ohne Seefläche (ha)	13,2	46	726
Umgebungsfaktor [1)]	1,9	3,9	11,4

Tab. 1: Morphometrische und topographische Daten zum Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See. [1)] Umgebungsfaktor = Einzugsgebietsfläche/Seefläche

Ergebnisse und Diskussion

Schichtung, Sauerstoff- und Lichtverhältnisse im Wasserkörper

Die drei Untersuchungsgewässer sind sommerlich geschichtete Seen, wobei im Schmarksee durch seine geringe Tiefe, einen schwächer ausgeprägten Temperaturgradienten und das zeitweise fehlende Hypolimnion eine geringere vertikale Stabilität als in den zwei anderen Seen vorhanden ist. Die Wasserkörper der 3 Seen haben Lichtdurchlässigkeiten, die im Sommer meist größer sind als die Durchmischungstiefe (ausgenommen der Behlendorfer See, wo die euphotische Zone und die Grenze zwischen Epi- und Metalimnion nahezu zusammenfallen). Die untersuchten Seen weisen ein relativ großes Epilimnion und ein sehr kleines bzw. beim Schmarksee fehlendes Hypolimnion auf. Die Folge sind starke Sauerstoffdefizite bereits in der oberen Sprungschicht.

Stoffhaushalt, Trophie

Die Analysen der Haupt-Salzkomponenten weisen den Schmarksee und Behlendorfer See als sehr gut gepufferte und den Krummsee als mäßig gepuffert, durch Kalzium und Hydrogenkarbonat geprägte Seen aus. Alle drei Seen sind nach der LAWA-Richtlinie für die Erstbewertung von Seen als mesotroph einzustufen. Die mäßig hohen Phosphorkonzentrationen, im Jahresmittel 49 – 100 µg l^{-1}, wurden mit sehr geringer Effizienz in Phytoplanktonbiomasse umgesetzt, insbesondere im

Krummsee (Quotient Chlorophyll a/Gesamtphosphor im Mittel: Krummsee 0,07; Behlendorfer See 0,10; Schmarksee 0,31).

Parameter	Schmarksee	Krummsee	Behlendorfer See
TP Frühjahr (µg l^{-1})	47	86	133
TP Sommer (µg l^{-1})	24	88	41
TN/TP molar Frühjahr	74,4	43,6	36,6
TN/TP molar Sommer	107,4	38,2	73,4
Chlorophyll a SP [1)] Frühjahr (µg l^{-1})	28,9	10,9	8,5
Chlorophyll a SP [1)] Sommer (µg l^{-1})	7,13	0,86	4,49
Biovol. Phytoplankt. Frühjahr (mm^3 l^{-1})	13,11	1,26	1,71
Biovol. Phytoplankt. Sommer (mm^3 l^{-1})	2,65	0,57	1,48
Sichttiefe Frühjahr (m)	0,88	2,20	2,38
Sichttiefe Sommer (m)	1,75	4,05	1,20

Tab. 2: Kenngrößen und Gewässerparameter aus dem Jahr 2002 der 3 Seen im Vergleich (Frühj.: Ende Feb./Ende März; Sommer: Mitte Juli/Ende August; die Proben sind aus 0 – 1,5 m T. entnommen). [1)] Chlorophyll a-Werte unkorrigiert nach Strickland und Parsons (1972)

Vorkommen von Planktothrix rubescens in den Untersuchungsgewässern

Planktothrix rubescens war eine der häufigsten Phytoplanktonarten in den letzten Jahren im Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See. Die Auswertung eigener Daten und Fremddaten zeigt dies insbesondere für den kleinsten der drei Seen, den Schmarksee. Seit den ersten eigenen Untersuchungen vom Frühjahr 2001 wurde *Planktothrix rubescens* in jedem Jahr in großer Dichte im Schmarksee gefunden, sowohl während der Sommerstagnation im Metalimnion als auch im Winterhalbjahr im gesamten Wasserkörper (Tab. 3).

Im Krummsee dominierte die Burgunderblutalge drei Winter nacheinander den See mit deutlicher Rotfärbung, ebenso in der Sprungschicht in 7 bis 7,5 m Tiefe mit hoher Dichte (Tab. 3).

Im Behlendorfer See wurde nur im Winter 2000/01 eine Massenentwicklung von *P. rubescens* mit Rotfärbung des Sees beobachtet, ansonsten in den Wintern danach in geringer Dichte bzw. als Einzelfund. Im Metalimnion des Behlendorfer Sees wurde im Sommer 2002 kein Fund entdeckt

Mögliche Gründe für das (Nicht)-Vorkommen von Planktothrix rubescens im Jahr 2002

In zwei der drei Untersuchungsgewässer (Schmarksee und Krummsee) wurden hohe Dichten von *P. rubescens* sowohl im Sommer im Metalimnion als auch im Herbst bis Frühjahr im gesamten Wasserkörper beobachtet. Für die Einschichtung von *P. rubescens* im Sommer im Metalimnion ist es von Vorteil, wenn ein möglichst großes Inokulum im Frühjahr im gesamten Wasserkörper vorhanden ist. Ebenso ist ein herbstliches Wachstum im gesamten Wasserkörper umso wahrscheinlicher, je größer das Inokulum des metalimnischen Vorkommens vom Sommer ist.

Jahr	Schmarksee		Krummsee		Behlendorfer See	
	Sommer Metalimnion	Herbst-Frühjahr gesamt.Wasserkörper	Sommer Metalimnion	Herbst-Frühjahr gesamt.Wasserkörper	Sommer Metalimnion	Herbst-Frühjahr gesamt.Wasserkörper
1922	+++ [1)]					
1923	+++ [1)]					
1993	+ [2)]					
1995	+ [2)]					
1998				+++ [3)]		
1999				+++ [3)]		
2000		+++		+++ [3, 4)]		+++ [5)]
2001	+++	+++		+		++
2002	+++	++	+++	+	-	+
2003		++		+		+
2004	+++		+++			

- = kein Vorkommen, + = Einzelfund, ++ = Dominanz, +++ = Massenentwicklung, leer = keine Angaben

Tab. 3: Vorkommen von *Planktothrix rubescens* im Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See. Die Befunde für die Winter 2002 und 2003 beruhen auf der Untersuchung jeweils nur 1 Uferprobe. [1)] Utermöhl 1925, Angaben zur Probentiefe fehlen, [2)] archivierte Proben (Epilimnion) des Max-Planck-Institutes für Limnologie in Plön, [3)] Beobachtungen von Anwohnern, [4)] pers. Mitt. B. Meyer, [5)] Kreisverwaltung Herzogtum-Lauenburg

Im **Schmarksee** war nach dem Massenvorkommen vom Spätherbst 2001 bis Frühjahr 2002 das Inokulum der Burgunderblutalge sehr groß für eine Einschichtung im Metalimnion im Sommer 2002. Ende April wurde in 2,5 m Tiefe ein 6fach höheres Vorkommen als im Epilimnion gefunden. Dies war förderlich für ein frühes ausgeprägtes DCM mit Dominanz von *P. rubescens* Mitte Juli 2002.

Im Schmarksee herrschen meist günstige Bedingungen während der sommerlichen Stagnation für die Herausbildung eines DCM mit Dominanz von *P. rubescens.* Die geringe Seefläche und die Kessellage des Sees bedeuten zum einen im Sommer trotz eines nicht sehr steilen Temperaturgradienten eine meist stabile Schichtung. Die Lichtverhältnisse waren 2002 günstig für die Etablierung eines DCM mit P. *rubescens*. Ebenso war die relativ hohe Temperatur in der jeweiligen Tiefe der Sprungschicht günstig für ein Wachstum. Mitte Juli wurden im Bereich des DCM in 4 m Tiefe 16,1° C gemessen.

Aufgrund des geringen Temperaturgradienten und geringen Tiefe des Schmarksees haben äußere Ereignisse wie Unwetter oder stärkere Temperaturschwankungen während des Sommers deutlichen Einfluß auf die Planktondynamik in der euphotischen Zone. Am 18. Juli 2002 gab es schwere Unwetter im Untersuchungsgebiet, danach bis etwa 9. August weiterhin starke Niederschläge und deutlich tiefere Lufttemperaturen. Die Wetterschwankungen führten im Schmarksee zur Umwälzung des größten Teils des gesamten Wasserkörpers. Die Folge war eine drastische Veränderung der Vertikalverteilung der Algengruppen. Danach ab Mitte August bis zum Beginn der Herbstzirkulation war die Zeit zu kurz, erneut ein ausgeprägtes DCM zu bilden. Durch das dezimierte spät-

sommerliche Inokulum von *P. rubescens* im August waren im Herbst 2002 die Voraussetzungen für ein Wachstum im gesamten Wasserkörper des Schmarksees nicht optimal. Im Spätherbst/Winter 2002 fand keine Massenblüte statt. Ein Jahr zuvor zu Beginn der Massenblüte wurden Mitte November mit 12,2 $mm^3 l^{-1}$ 20fach höhere Werte für *P. rubescens* ermittelt.

Im **Krummsee** gab es im Herbst 2001 bis Frühjahr 2002 trotz der Massenblüten in den drei Wintern zuvor nahezu kein Vorkommen von *P. rubescens.* Trotzdem bildete die Alge im Sommer im unteren Metalimnion in 7 – 7,5 m Tiefe ein DCM, im Juli in noch geringer Ausprägung und Ende August und Mitte September in hoher Dichte aus. Wahrscheinlich ist es, dass im Frühjahr bei beginnender Schichtung, steigender Lichteinstrahlung und höheren Temperaturen der Auftrieb der Fäden initiiert wurde, welche in geringeren Wassertiefen auf dem Sedimentboden lagern. Wichtige Voraussetzung dafür sind höhere Wassertemperaturen, weil es möglicherweise einer bestimmten minimalen Respiration bedarf, um Gasvakuolen zu produzieren. Doch selbst dieses große Inokulum, Mitte September mit einem Anteil des Biovolumens von *P. rubescens* am Gesamtbiovolumen in der euphotischen Zone von ca. 50 %, konnte im Herbst 2002 für kein weiteres Wachstum der Burgunderblutalge sorgen. Im Krummsee ist die Zeitspanne für ein herbstliches Wachstum von *P. rubescens* im durchmischten Wasserkörper aufgrund der späteren Auflösung des DCM kürzer als im Schmarksee, bei zudem kälteren Temperaturen. Somit ist die Möglichkeit für die Entwicklung einer winterlichen Massenblüte im Hinblick auf die klimatischen Faktoren eingeschränkter.

Im **Behlendorfer See** gab es zu Beginn der Untersuchungen im Winter 2001/02 ein erhöhtes Vorkommen der Burgunderblutalge, jedoch ohne Rotfärbung des Sees, mit Werten für *P. rubescens* bis 1,8 $mm^3 l^{-1}$ (die Rotfärbung im Schmarksee wurde bei deutlich höheren Biomassen beobachtet). Dieses Vorkommen verringerte sich kontinuierlich bis in den Frühling 2002 hinein. Ab Mai 2002 war die Alge aus dem Wasserkörper verschwunden. Anders als im Krummsee und Schmarksee bildete sich im Behlendorfer See 2002 kein metalimnisches Vorkommen der Burgunderblutalge heraus. Trotz der vermutlich an der Sedimentoberfläche liegenden Fäden vom zurückliegenden Winter und von der Massenblüte ein Jahr zuvor waren die Bedingungen während der Sommerstagnation im Wasserkörper ungünstig für eine Etablierung in der Sprungschicht. Bei geringen sommerlichen Sichttiefen um 1,0 bis 1,4 m lag die euphotische Zone bei ca. 3,4 bis 4 m Tiefe. Dieser Bereich war im windexponiertesten der drei Seen die Grenzzone zwischen Epi- und Metalimnnion, somit ein Bereich mit zu geringer räumlicher Stabilität, um bei wechselnden Bedingungen die langsamwachsende *P. rubescens* zu etablieren (Literatur zur Disk. siehe Arp & Koppelmeyer 2004).

Danksagung

Einen großen Dank an das Landesamt für Natur und Umwelt in Schleswig-Holstein für die Bereitstellung der Mittel des Gesamtprojektes und die Freigabe der erhobenen Daten. Ebenfalls einen besonderen Dank an Dr. Martin Beutler, ehemals MPI für Limnologie in Plön, für die Bereitstellung von Geräten und Daten. Einen herzlichen Dank an die Familie Arp in Prasdorf im Kreis Plön für die logistische Unterstützung während des Projektes, insbesondere an meine Eltern.

Literatur

Arp, W. & Koppelmeyer, B. (2004): Die Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* in Schleswig-Holstein. Erste Untersuchungen an drei ausgewählten Gewässern. – BTUC-AR 2004 (im Druck).

Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. (1972): Pigment analysis. In: A Practical Handbook of Seawater Analysis. 2. Ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada (= Bulletin 167): 185 - 192.

Utermöhl, H. (1925): Limnologische Phytoplanktonstudien: Die Besiedlung ostholsteinischer Seen mit Schwebpflanzen. – Arch. f. Hydrobiol., Suppl. Bd. 5: 1-527.

Leben in der Tiefe: Schicksal, Nische oder Überlebensstrategie? Vertikalverteilungsmuster der Diatomeen der Talsperre Saidenbach

Heidemarie Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Biotische Struktur von Stauseen“, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, e-mail: horn.hw@t-online.de

Keywords: Talsperre Saidenbach, Diatomeen, Vertikalverteilung, *Aulacoseira italica*

Einleitung

Diatomeen besitzen auf Grund ihrer verkieselten, schweren Zellwand mit Abstand die höchste Sinkgeschwindigkeit unter den nicht eigenbeweglichen Algen. Sie sinken sehr viel schneller ab als alle anderen Phytoplankter und sind deshalb auf eine mehr oder weniger kontinuierliche Durchmischung im Gewässer angewiesen. Diese verhindert zwar nicht die Sedimentationsverluste, gewährleistet aber durch ständige Neuanimpfung der euphotischen Schicht das Fortbestehen und Wachsen der Population.

Trotz dieser Notwendigkeit, ihre ständigen Sedimentationsverluste durch hohe Wachstumsraten ausgleichen zu müssen, sind die Diatomeen in vielen Gewässern die Hauptvertreter des Phytoplanktons. Auch in der Talsperre Saidenbach (TS SB) dominieren sie mit fast 80 % Biovolumenanteil im Jahr (Abb. 1).

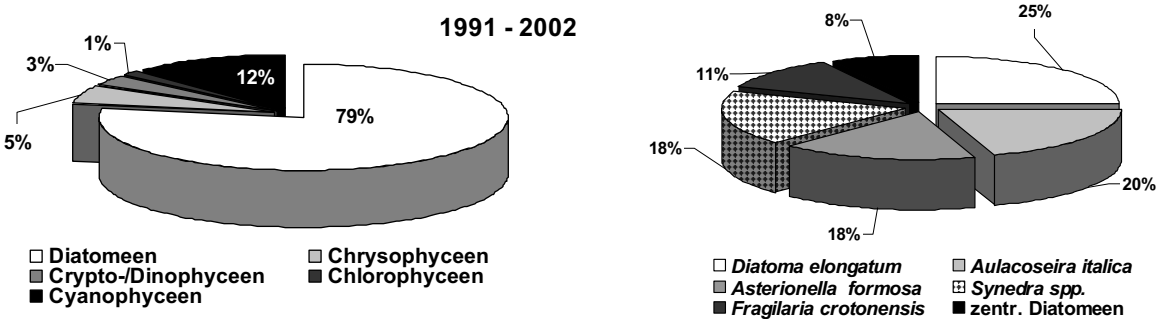


Abb. 1: Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung des Gesamt-Phytoplanktons und der Diatomeen in der TS Saidenbach

Gewässer und Methoden

Die Talsperre Saidenbach, ein (seit 1991) mesotropher Rinnenstausee mit einem vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, liegt im Mittleren Erzgebirge und wird seit 1975 regelmäßig und intensiv untersucht (s. DGL-Beiträge 1997 - 2001, 2003). Hauptschwerpunkte der Untersuchungen sind die Phyto- und Zooplanktondynamik, die Nährstoffe und die hydrophysikalischen

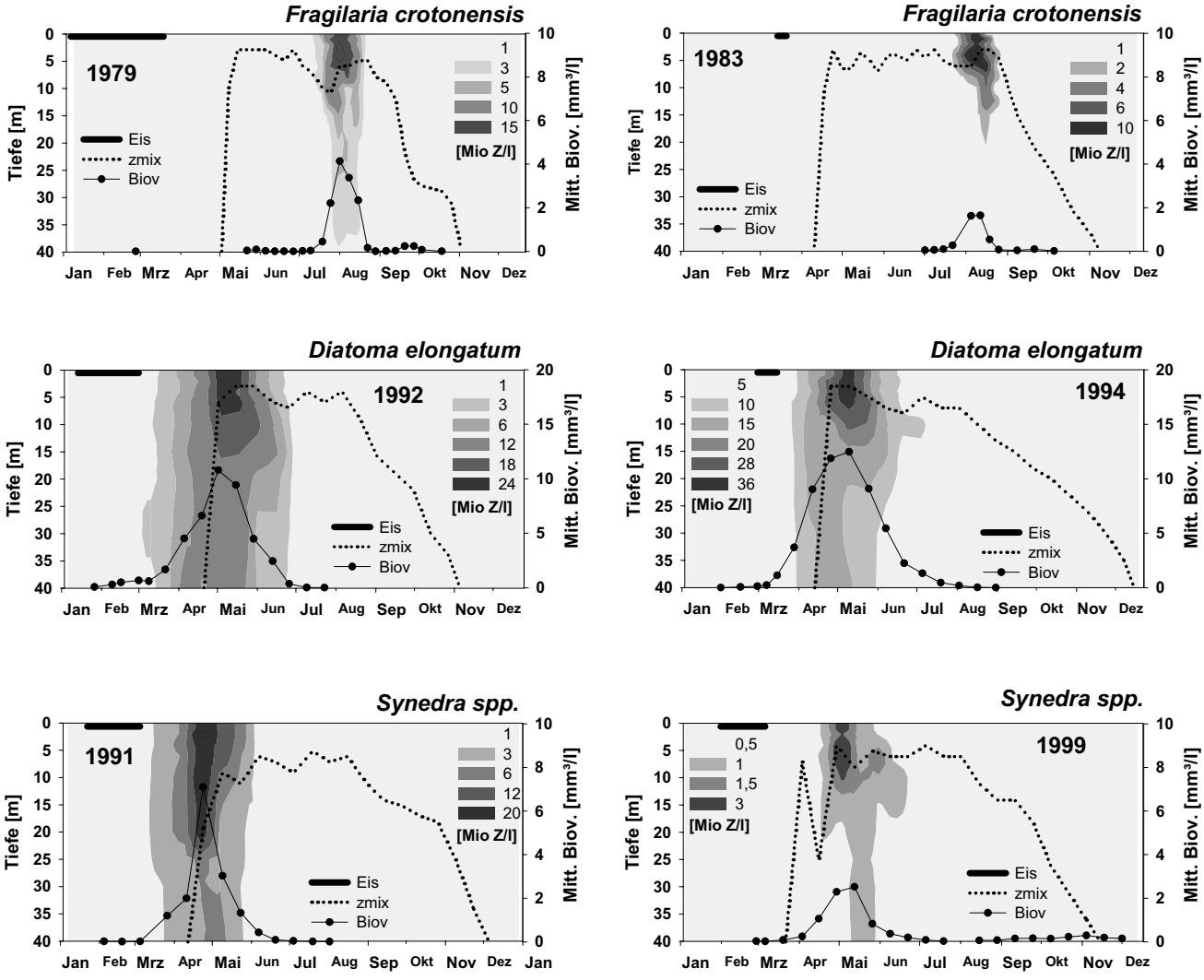
Bedingungen. Die Probenahmen erfolgten bis 1985 in wöchentlichen, danach in 14-tägigen Abständen zwischen 8 und 10 Uhr morgens an der tiefsten Stelle im Hauptbecken. Die Meßschrittweite der Temperaturmessung war ein Meter und die Abstände der mit dem Ruttnerschöpfer entnommenen Wasserproben für das Phytoplankton lagen je nach thermischer Struktur des Gewässers und Probenahmetiefe zwischen 1 und 10 m. Insgesamt wurden 6 bis maximal 14 Tiefenproben je Vertikalserie entnommen. Das Wasser für die Phytoplanktonanalysen wurde sofort mit Lugol'scher Lösung fixiert und möglichst noch in der gleichen Woche untersucht. Die Zählung erfolgte im Umgekehrten Mikroskop nach der Methode von Utermöhl.

Ergebnisse

Die seit 1975 aufgenommenen mehr als 1000 Vertikalprofile haben deutliche Unterschiede in der vertikalen Verteilung der Diatomeen sichtbar gemacht. Drei grundsätzliche Verteilungsmuster können unterschieden werden:

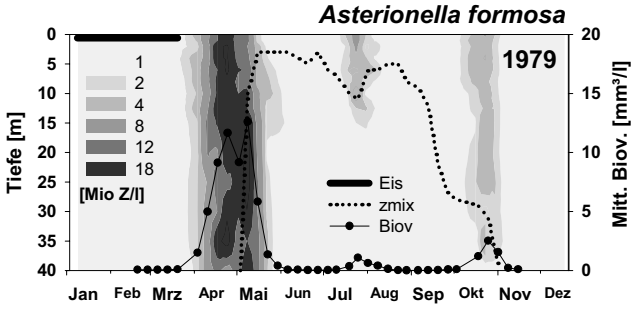
I Maximum im Epilimnion

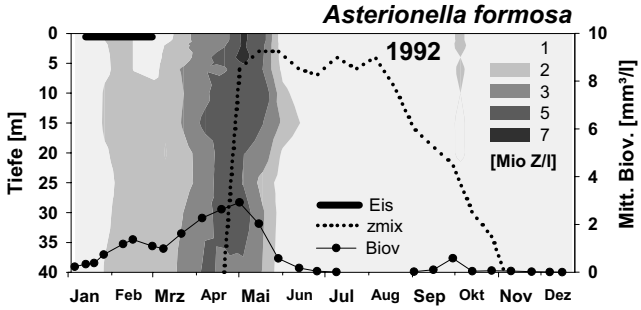
Maximale Konzentrationen im Epilimnion bzw. in den oberen Schichten zeigten vor allem *Diatoma elongatum*, *Fragilaria crotonensis* und *Synedra spp*.



II Nahezu gleichmäßige Verteilung über die gesamte Wassertiefe

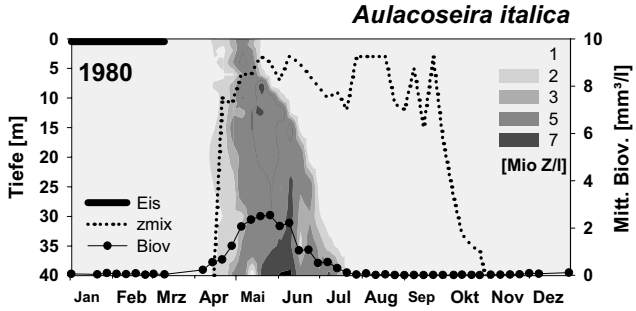
Dieses Verteilungsmuster wurde hauptsächlich durch *Asterionella formosa* repräsentiert.

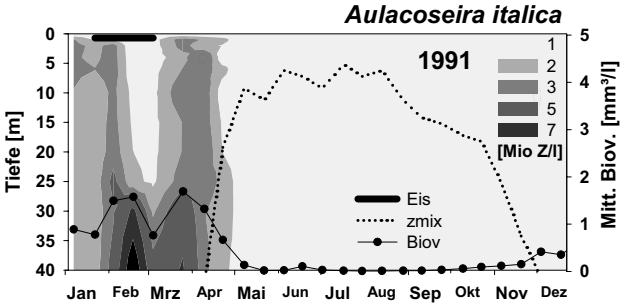


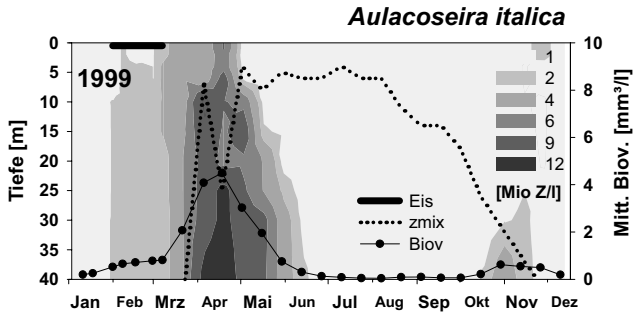


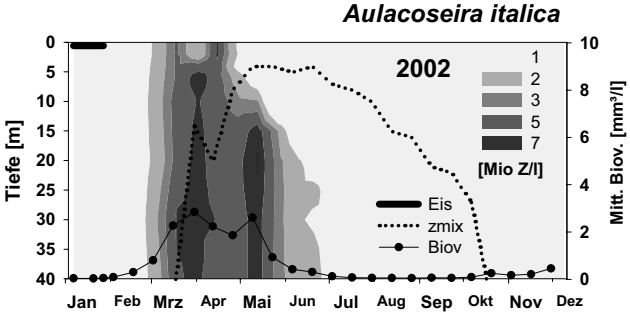
III Meta- und hypolimnische Maxima

Sie wurden nur bei *Aulacoseira italica* beobachtet. Ihre Entwicklung begann zwar häufig (aber nicht grundsätzlich) ebenfalls in den oberen Metern, aber diese Kieselalge sank immer schnell aus und hatte ihren Schwerpunkt stets im unteren Wasserkörper bzw. im Hypolimnion.









Die Vertikalverteilung unbeweglicher Plankter wird hauptsächlich durch folgende Faktoren bestimmt:

- Je intensiver und tief greifender die Durchmischung, desto effektiver die „Resuspension“ schon abgesunkener Zellen aus tieferen Schichten zurück in die euphotische Schicht und desto gleichmäßiger die Verteilung über die gesamte oder durchmischte Tiefe.
- Je schwerer und größer die Zellen, desto höher die Sinkgeschwindigkeit.
- Je größer die Wachstumsgeschwindigkeit, desto schneller und ausgeprägter der Aufbau eines Vertikalgradienten.

➢ Je wärmer das Wasser, desto geringer dessen Dichte und desto größer die Sinkgeschwindigkeit der Algen.

Damit hängt die Vertikalverteilung der Diatomeen zum einen wesentlich vom **Zeitpunkt ihres Auftretens** ab (der über die vorherrschenden hydrophysikalischen Bedingungen entscheidet) sowie von den **spezifischen Eigenschaften** der Arten. Unterschiede im vertikalen Verteilungsmuster gleichzeitig auftretender Diatomeen sind meist eine Folge unterschiedlicher Sink- und Wachstumsgeschwindigkeiten.

Die Sinkgeschwindigkeit kann mit Hilfe des Sedimentationsfluxes, der seit 1990 in der TS SB erfaßt wird, berechnet werden. Nach den dabei ermittelten Werten (Berechnungen für zwei Jahre) lassen sich die Diatomeen, geordnet nach abnehmender Sinkgeschwindigkeit, wie folgt gruppieren:

Tab. 1: Mittlere und maximale Sinkgeschwindigkeit [in m/d] der dominanten Diatomeen in der TS SB

Fragilaria crotonensis	3,2 – 4,3	7,1 – 10,3
Diatoma elongatum	2,0 – 3,0	6,8 – 9,2
Synedra spp.	1,2 – 2,5	2,9 – 6,8
Asterionella formosa	1,7 – 1,8	4,1 – 5,8
Aulacoseira italica	1,4 – 2,0	2,0 – 4,0

Mit den **Turbulenzverhältnissen** und den **spezifischen Sinkgeschwindigkeiten** lassen sich die verschiedenen Vertikalprofile zu einem großen Teil erklären:

- Die meist im Frühjahr auftretende Diatomee *A. formosa* ist in der Regel gleichmäßig über die gesamte Wassersäule verteilt, während „Sommerformen", wie *F. crotonensis* und *D. elongatum*, ihren Schwerpunkt im Epilimnion haben.

- Diatomeen mit hoher Sinkgeschwindigkeit sedimentieren besonders schnell aus. Das ist vor allem eine Frage des spezifischen Gewichtes. So zeigt *F. crotonensis* im Hochsommer die höchsten „Netto"-Sinkgeschwindigkeiten im Gewässer. Nicht ganz so hoch sind sie bei *D. elongatum* und *Synedra spp.* Im Epilimnion können die Sedimentationsverluste durch hohe Wachstumsraten und Turbulenzen zwar ausgeglichen werden. Im Hypolimnion aber sind die Sedimentationsverluste trotz niedriger Temperaturen so hoch, dass die Diatomeen schnell aussinken und nicht mehr bei den ein- bis zweiwöchigen Probenahmen erfasst werden.

Das Hypolimnion: Überlebens-Stätte oder ökologische Nische für *Aulacoseira italica*?

Nicht befriedigend erklärbar sind dagegen die hohen hypolimnischen Abundanzen von *A. italica* im Frühsommer oder im Winter unter Eis. Selbst bei einer mittleren Sinkgeschwindigkeit von nur 1,5 m/d müsste sie bei fehlender Turbulenz nach ca. einer Woche aus den oberen 10 m und spätestens nach weiteren drei Wochen völlig aus dem Freiwasser verschwunden sein. In manchen Jahren wurde sie aber viel länger nachgewiesen (z. B. 1980) und auch anhaltend hohe Konzentrationen im dunklen Tiefenwasser unter Eis (z. B. 1991) lassen einen Netto-Zuwachs im nahezu lichtlosen Hypolimnion vermuten.

Voraussetzungen für meta- und hypolimnische Maxima von *A. italica* sind:

➢ geringe Sedimentationsverluste (unter den geprüften Diatomeen in der TS Saidenbach besitzt *A. italica* tatsächlich die niedrigste Sinkgeschwindigkeit),

➢ Adaptation an niedrigste Lichtintensitäten und/oder Fähigkeit zur mixotrophen Ernährung, so dass sie auch im dunklen Tiefenwasser zu überleben vermag (wurde nachgewiesen durch CIMBLERIS and CACERES, 1991) sowie

➢ das Vorhandensein hypolimnischer Turbulenzen; dass im Hypolimnion tatsächlich größere Turbulenzen auftreten können und diese intensiver sind als im Metalimnion, konnte mit der „Erfassung" der Thorpe-Scale (ein Maß für die Intensität der vertikalen Durchmischung) im Mai 2002 in der TS Saidenbach nachgewiesen werden (KÖNIG et al., 2004).

Fazit

Alles spricht dafür, dass das Vorkommen von *A. italica* im Tiefenwasser nicht nur unvermeidliches Schicksal oder bloße Überlebensstrategie ist, sondern in manchen Jahren auch die erfolgreiche Ausnutzung einer realen Nische für die an solche Verhältnisse außergewöhnlich gut angepasste Kieselalge darstellt.

Denn trotz der „Widrigkeiten", die ein Leben im nahezu dunklen Tiefenwasser mit sich bringt, gibt es hier auch deutliche Vorteile im Vergleich zur euphotischen Schicht, vor allem:

- die ungestörte und konkurrenzlose Entwicklungsmöglichkeit,
- das sehr viel höhere Angebot an Phosphor und Silizium und
- die deutlich geringeren Respirationsverluste.

Ähnliche Beschreibungen von anderen Gewässern gibt es nur wenige. LUND (1954) z. B. beobachtete viele Jahre im Lake Windermere, dass sich *Melosira italica* mehrere Wochen lang in hohen Abundanzen in dunklen (und sogar anaeroben) Schichten aufhalten kann. Ihre Massenentwicklungen fanden stets im Winter und Frühjahr statt. Auch im Lake Erken wurde schon unter Eis eine deutliche Entwicklung von *M. islandica* registriert, während das Wachstum von *Stephanodiscus hantzschii*, der im Frühjahr dominierenden Diatomee, erst nach dem Eisaufbruch begann (PECHLANER, 1970). VINCENT (1983) zeigt am Vergleich oligotropher, warm-monomiktischer Seen in Neuseeland, dass in einem der Seen offenbar das erhöhte Nährstoffangebot in der winterlichen Zirkulationsphase ein Massenwachstum von *Melosira baikalensis* trotz „ungenügender" Lichtintensität ermöglichte, während im See „nebenan" bei gleichen Licht- und Temperaturverhältnissen nichts passierte, weil hier die Zirkulation zu keinen besseren Nährstoffbedingungen führte.

Literatur:

CIMBLERIS, A. C. P. and CACERES, O. (1991): Kinetics of urea uptake by *Melosira italica* (Ehr.) Kütz at different luminosity conditions. Hydrobiologia 220: 211-216.

KÖNIG, M., HORN, H., GOLDMANN, D. and ROLINSKI, S. (2004): Der Einfluss hydrophysikalischer Prozesse auf die vertikale Verteilung des Phytoplanktons in der Talsperre Saidenbach. DGL – Tagungsbericht 2003 (Köln).

LUND, J. W. G. (1954): The seasonal cycle of the planktonic diatom *Melosira italica* (Ehr.) Kütz subsp. *subarctica* o. Müll. J. Ecology 42: 151-179.

PECHLANER, R. (1970): The phytoplankton spring outburst and its conditions in Lake Erken (Sweden). Limnol. Oceanogr. 15: 113-130.

VINCENT, W. F. (1983): Phytoplankton production and winter mixing: Contrasting effects in two oligotrophic lakes. Journal of Ecology 71: 1-20.

Danksagung: Für die ständige Unterstützung bei der Probenahme, Zählung und Dateneingabe danke ich ganz herzlich meinem Mann, Frau A. Börner, Herrn R. Medler und A. Schwalbe.

Charakterisierung und Bedeutung der kolonialen gallertigen Chlorophyceen am Beispiel von *Sphaerocystis schroeteri* (Chlorococcales)

Marie König, Heike Kampe & Thomas Petzoldt

Institut für Hydrobiologie, Zellescher Weg 40, D-01217 Dresden, e-mail: marie.koenig@mailbox.tu-dresden.de

Keywords: Phytoplankton, Bautzen Reservoir, *Daphnia galeata × hyalina*, *Sphaerocystis schroeteri*

Einleitung

Das am Institut für Hydrobiologie entwickelte Standgewässergütemodell SALMO, das in seinen Grundzügen bis in die 70er Jahre zurückreicht, wird derzeit einer umfassenden Überarbeitung und Erweiterung unterzogen. Um das Gesamt-Phytoplankton in Talsperren und Seen besser nachbilden zu können, werden die vorhandenen funktionalen Phytoplanktontypgruppen (*Cyclotella/Scenedesmus*-Typ*, Asterionella formosa*-Typ *und Limnothrix*-Typ) durch weitere wichtige Typgruppen ergänzt werden. Zur Zeit wird an der Etablierung der Gruppe der kolonialen gallertigen Chlorophyceen in das Submodell Phytoplankton gearbeitet. Sie stellt eine schlecht fressbare Phytoplanktongruppe dar, die häufig bei hohen Zooplankton-Biomassen vorkommt (Porter, 1976; Crumpton & Wetzel, 1982; Sommer et al., 2001; Kagami et al., 2002). Als Modellalge dient *Sphaerocystis schroeteri*, die für Gewässer unterschiedlicher Trophie beschrieben wurde (Komárek & Fott, 1983; Sommer et al., 1986; Reynolds, 1988). Ziel unserer Untersuchungen ist es, anhand von *S. schroeteri* die ökologische Nische dieser Typgruppe genauer zu charakterisieren. Von April bis Oktober 2003 wurden diesbezüglich an der TS Bautzen Freilanduntersuchungen durchgeführt. Im Labor wurde das lichtabhängige Wachstum von *S. schroeteri* näher untersucht, um Wachstumsparameter für das Modell zu erheben. Ein weiterer Schwerpunkt ist die Interaktion zwischen *Daphnia* und *S. schroeteri*. Hier wurde die Art *D. galeata × hyalina* ausgewählt, welche in der TS Bautzen dominiert. Insbesondere der Einfluss von *D. galeata × hyalina* auf die Wachstumsrate und die Größenstruktur von *S. schroeteri* wurde untersucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Die Talsperre Bautzen befindet sich in der Lausitz (Ostsachsen, 51° 13’ N, 14° 27’ O). Durch ihre geringe mittlere Tiefe (7,4 m) und ihre vergleichsweise große Oberfläche (533 ha) stellt sie ein relativ flaches Gewässer dar. Die windexponierte Lage führt zu häufiger Zirkulation des Wasserkörpers (instabil dimiktisch). Das Volumen der Talsperre beträgt 39,2 Mio. m^3 und die mittlere Verweilzeit 0,45 a. Die Spree, der einzige Zufluss der Talsperre, durchfließt vor ihrer Mündung in die TS Bautzen die Vorsperre Öhna. Durch externe und interne Nährstoffbelastungen ist der Trophiezustand als hypertroph zu bezeichnen. Seit 1977 wird durch das Institut für Hydrobiologie der TU Dresden eine Biomanipulation mit Raubfischbesatz durchgeführt.

Freilandstudien

Von April bis Oktober 2003 wurde im Abstand von 14 d die Chlorophyll a-Konzentration mit einer Fluoreszenzsonde (Firma Moldaenke) in situ bestimmt. Gleichzeitig wurden Wasserproben zur Bestimmung von Chlorophyll a (kalte ethanolische Extraktion nach Nusch & Palme, 1975; fluorometrische Messung nach Wetzel & Likens, 1991), zur Messung von TP (*total phosphorus*, Aufschluss nach Vogler und Nachweis in Legler et al., 1986), SRP (*soluble reactive phosphorus*, nach Legler et al., 1986) und anorganischem Stickstoff (Nitrat nach Legler et al., 1986), Nitrit nach Jones (1984), Ammonium nach DIN 38406 Teil 5 entnommen. Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoff und Druck wurden mit der CTD-Sonde (Multiparametersonde Typ CTD 60, SEA & SUN TECHNOLOGY) bestimmt. Zooplankton wurde 14-tägig mit einem Friedinger-Schöpfer beprobt (Anreicherung über 250 µm Netz). Die Sichttiefe wurde mit einer Secchi-Scheibe und Unterwasserlicht mit einem PAR-Sensor (LICOR) gemessen.

Wachstumsversuche mit S. schroeteri

Die Versuche wurden als Batch-Ansätze bei 20 °C, 12/12 h Hell-Dunkel-Rhythmus und verschiedenen Lichtintensitäten in Nährmedium – nach Borns et al. (1973) modifiziert – nach König durchgeführt. Die Algen wurden über 7 d an die Lichtintensitäten adaptiert. Die Wachstumsrate wurde über die Extinktionsänderung bei 436 nm in der 5 cm Küvette am Photometer bestimmt (lineare Regression). Die Proben wurden zuvor mit Ultraschall behandelt (20 sec, Cycle 70 %, Power bis K-Stop, Bandelin Sonopuls GM70). Weiterhin wurden Photosyntheseparameter mit dem Phyto-PAM erhoben (Walz, Puls-Amplituden-Modulation).

Fraßversuch mit D. galeata × hyalina und S. schroeteri

Der Versuch wurde bei 120 µmol m^{-2} s^{-1}, 12/12 h Hell-Dunkel-Rhythmus, Temperatur??? in filtriertem Wasser von der Talsperre Saidenbach durchgeführt (< 5 µg P L^{-1}). Es wurde eine P-Konzentration von 100 µg P L^{-1} eingestellt. Es gab 5 Parallelen, wobei die Kontrollen ohne Daphnien und die Versuchsansätze mit 100 Daphnien L^{-1} besetzt waren (hoher Fraßdruck). Das Algeninokulum entsprach einer Zellzahl von 2550 ml^{-1}. Die Wachstumsrate wurde in Abständen von 24 h bestimmt (Fluoreszenz, lineare Regression). Nach Beendigung des Versuches (4 d) wurde *S. schroeteri* unter dem Umkehrmikroskop in Größenklassen eingeteilt.

Ergebnisse

Das Jahr 2003 war ein sehr niederschlagsarmes Jahr, so dass die TS Bautzen stark abgesenkt wurde (Abb. 1). Die Phytoplanktonsukzession in Bautzen 2003 sah wie folgt aus: Im Frühjahr herrschten die Bacillariophyceen vor (v. a. *Asterionella formosa*). Sie erreichten ihr Maximum im April. Im Mai sank der Chlorophyll a-Gehalt stark ab (siehe Abb.1). Ende Mai kamen fast ausschließlich bewegliche und unbewegliche koloniale gallertige Chlorophyceen mit geringer Gesamt-Biomasse vor (*Pandorina morum*, *Sphaerocystis schroeteri*/*Coenochloris polycocca*, *Oocystis lacustris*, *Volvox*). Ob es sich um die Gattung *Sphaerocystis* oder *Coenochloris* handelt, kann nur anhand von Zoosporen sicher gesagt werden (Kultivierung). Im Juni bildeten sich epilimnisch große Biomassen von *Fragilaria crotonensis* (langkettige Kolonien). Im darauffolgenden Monat entwickelten sich Cyanophyceen (*Microcystis sp.*) und Dinoflagellaten (*Ceratium sp.*), die sich durch die Absenkung der Sprungschicht immer mehr im Wasserkörper verteilten. Anfang September konnten die höchsten Chlorophyll a-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum beobachtet werden (hauptsächlich *Microcystis sp.*, Abb. 1). Zu diesem Zeitpunkt gab es keine thermische Schichtung mehr. Die kolonialen gallertigen Chlorophyceen konnten erstmalig ca. 14 d nach dem Auftreten der höchsten

Zooplanktonbiomassen (Hübner, pers. Mitt.) und dem Maximum der Sichttiefe (Klarwasserstadium) beobachtet werden (Abb. 2). Während des Klarwasserstadiums konnte die höchste SRP-Konzentration (MW 33,3 µg P L^{-1}), der niedrigste TP-Gehalt (MW 52 µg P L^{-1}) und die höchste Konzentration an anorganischem Stickstoff im Untersuchungszeitraum verzeichnet werden (MW 3,78 mg N L^{-1}).

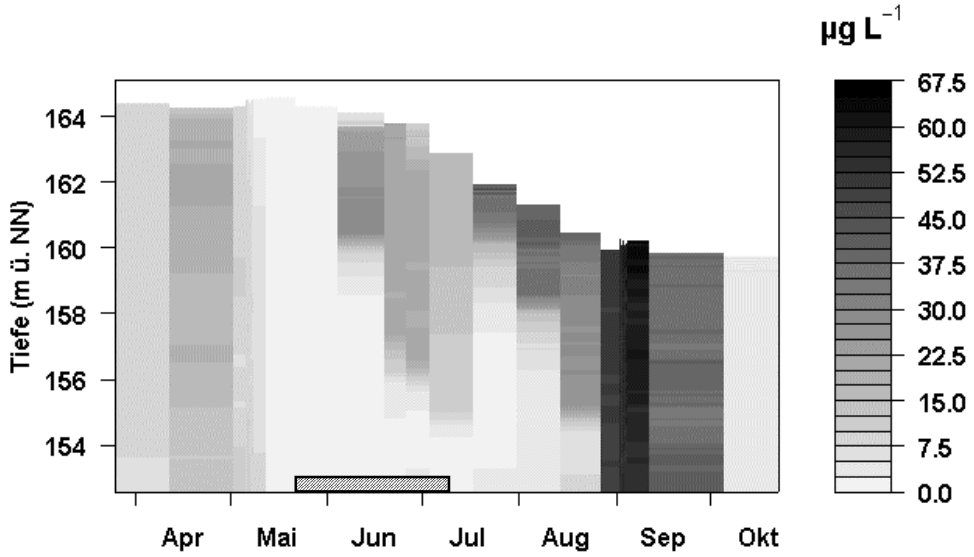


Abb. 1: Gesamt-Chlorophyll a in der TS Bautzen (2003), Sondenmessung, schraffierter horizontaler Balken = Auftreten der kolonialen gallertigen Chlorophyceen

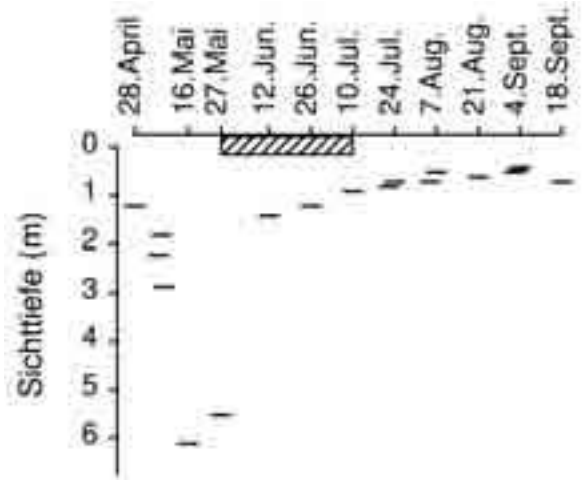


Abb. 2: Sichttiefen an der TS Bautzen (2003), schraffierter horizontaler Balken = Auftreten der kolonialen gallertigen Chlorophyceen

Messungen mit dem Lichtsensor ergaben am 16. Mai in 1 m Tiefe eine Lichtintensität von 800 µmol PAR m^{-2} s^{-1} und in 3 m Tiefe 340 µmol PAR m^{-2} s^{-1} (Maximalwerte). Bei der Betrachtung der lichtabhängigen Wachstumsrate von *S. schroeteri* fällt auf, dass diese Art viel Licht zum Wachstum benötigt (Abb. 3). Auch die Lichtsättigungswerte, Übergang vom lichtlimitierten zum nicht lichtlimitierten Bereich der P-I-Kurve, sind ausgesprochen hoch (Abb. 4). Bei Lampert & Sommer (1993) wurden Lichtsättigungsintensitäten von 20-300 µmol PAR m^{-2} s^{-1} angegeben. Die Lichtsättigungswerte nehmen mit der Lichtintensität, bei der die Algen kultiviert wurden, zu. Das bedeutet, *S. schroeteri* kann sich an sehr hohe Lichtintensitäten adaptieren (Abb. 4). Der Anfangsanstieg α der

P-I-Kurve ändert sich hingegen kaum. Dies deutet darauf hin, dass sich *S. schroeteri* über den Chlorophyll-Gehalt in der Zelle an die Lichtbedingungen anpasst.

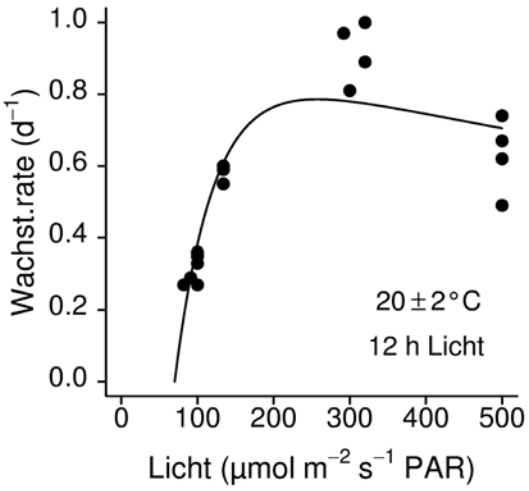


Abb. 3: Lichtabhängiges Wachstum von *S. schroeteri*, P-I-Kurve nach Baumert (1996)

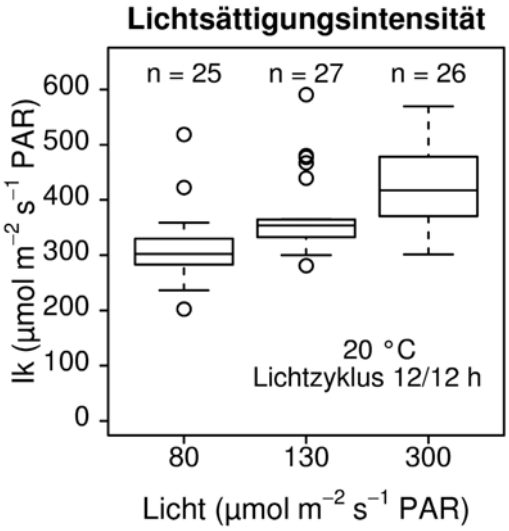


Abb. 4: Lichtsättigungsintensität I_k bestimmt für Kulturen von *S. schroeteri*, die an verschiedenes Licht adaptiert wurden

In Abb. 5 sind die Ergebnisse aus dem Fraßversuch mit *Daphnia* und *S. schroeteri* dargestellt. Nach 4 Tagen Versuchsdauer hat sich in den Ansätzen mit Daphnien der Anteil großer Kolonien erhöht, während in den Kontrollansätzen überwiegend Einzelzellen (Größenklasse 8 < 20 µm) und kleine Kolonien vorkommen (exakter Wilcoxon-Test p = 0,016). Interessanterweise unterscheiden sich die Wachstumsraten von *S. schroeteri* in den Ansätzen mit und ohne Daphnien nach 4 d nicht signifikant voneinander (Welch-Test p = 0,22).

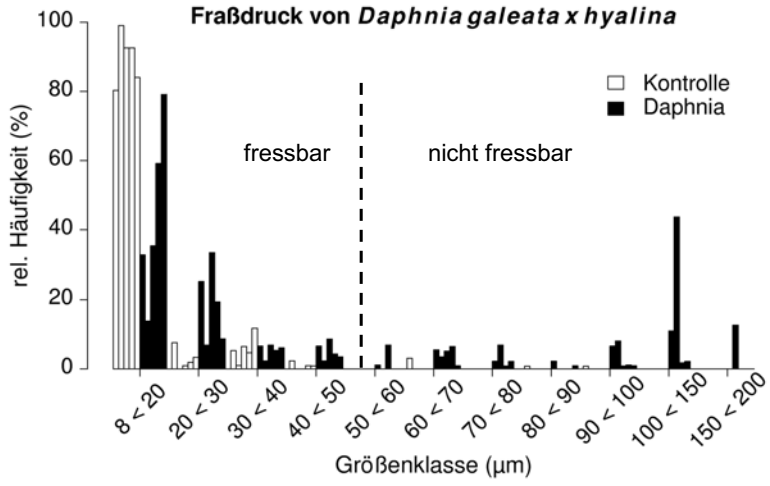


Abb. 5: Größenverteilung von *S. schroeteri* nach 4 d mit und ohne *Daphnia*

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die kolonialen gallertigen Chlorophyceen konnten in der eutrophen Talsperre Bautzen am Ende der Klarwasserphase beobachtet werden, so wie es im PEG-Modell vorhergesagt wird (Sommer et al., 1986). Das hohe Zooplanktonaufkommen bewirkte eine Verbesserung der Licht- und Nährstoffbedingungen. Das förderte das Wachstum der schlecht fressbaren Chlorophyceen. Durch die Erhöhung der Koloniegröße (Selektion) bei Anwesenheit von *Daphnia galeata × hyalina* besitzt *S. schroeteri* einen effektiven Fraßschutz, der es ihr ermöglicht, die frei werdenden Ressourcen bei hohem Zooplanktonfraßdruck zu nutzen. Da *S. schroeteri* eine ausgesprochene Starklichtart ist, muss das Licht für diese Alge in eutrophen Gewässern die limitierende Ressource sein. Oligo- bis mesotrophe Gewässer stellen aufgrund ihres geringeren Nährstoffangebotes suboptimale Voraussetzungen für das Vorkommen von *S. schroeteri*. Bei hohem größenselektivem Zooplanktonfraßdruck oder externem Nährstoffimport verbessern sich jedoch die Umweltbedingungen zugunsten von kolonialen gallertigen Chlorophyceen.

Danksagung

Diese Arbeit wird im Rahmen des Projektverbundes GETAS (BMBF 02 WT 0233) vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unterstützt. Ich möchte mich weiterhin bei Prof. J. Benndorf für die fachliche Unterstützung bedanken.

Literatur

Baumert, H. (1996): On the theory of photosynthesis and growth in phytoplankton. Part 1: Light limitation and constant temperature. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 81: 109-139.

Borns, E., Böhm, H. & Schulze, D. (1973): Untersuchungen zum Einfluss verschiedener Nährlösungskombinationen auf das Wachstum synchroner Kulturen von Chlorella vulgaris. Wissenschaftliche Hefte des Pädagogischen Institutes Köthen: 55-61.

Crumpton, W. G. & Wetzel, R. G. (1982): Effects of differential growth and mortality in the seasonal succession of phytoplankton populations in Lawrence Lake, Michigan. Ecology, 63: 1729-1739.

Jones, M. N. (1984): Nitrate reduction by shaking with cadmium. Water Research, 18: 643-646.

Kagami, M., Yoshida, T., Gurung, T. B. & Urabe, J. (2002): Direct and indirect effects of zooplankton on algal composition in in situ grazing experiments. Oecologia, 133: 356-363.

Komárek, J. & Fott, B. (1983): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: Pestalozzi, G. H. (ed.): Die Binnengewässer, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Nägele und Obermiller, Stuttgart: pp. 1044.

Lampert, W. & Sommer, U. (1993): Limnoökologie.

Legler, C., Breitig, G., Steppuhn, G. & Vobach, V. (1986): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Band 1: Chemische, physikalisch-chemische und physikalische Methoden.

Nusch, E. A. & Palme, G. (1975): Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung: Bestimmung des Chlorophyll-a- und Phaeopigmentgehaltes in Oberflächenwasser. Das Gas- und Wasserfach: Ausgabe Wasser, Abwasser, 116: 562-565.

Porter, K. G. (1976): Enhancement of algal growth and productivity by grazing zooplankton. Science, 192: 1332-1334.

Reynolds, C. S. (1988): The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. Verhandlungen/ Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 23: 683-691.

Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. & Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv für Hydrobiologie, 106: 433-471.

Sommer, U., Sommer, F., Santer, B., Jamieson, C., Boersma, M., Becker, C. & Hansen, T. (2001): Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. Ecology Letters, 4: 545-550.

Wetzel, R. G. & Likens, G. E. (1991): Limnological Analyses. Springer-Verlag: 391.

Interaktionen abiotischer Faktoren in der Steuerung des Populationswachstums und der Stöchiometrie von Phytoplanktern

Andreas Nicklisch[1]

[1] Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Biologie/Ökologie, Luisenstr. 53, D-10099 Berlin,
e-mail: Andreas.Nicklisch@rz.hu-berlin.de

Keywords: Phytoplankton, spezifische Wachstumsraten, abiotische Faktoren, Faktoreninteraktion

Einleitung

Die jahreszeitliche Veränderung von Temperatur, Taglänge, Strahlungsangebot und windbedingter Durchmischung sowie Limitationen durch das Nährstoffangebot (P, N, Si) sind die wesentlichen abiotischen Steuergrößen des Populationswachstums und der Biomassezusammensetzung der Phytoplankter. Das Zusammenwirken von jeweils zwei dieser Faktoren folgt nicht einem einheitlichen Muster, sondern ist weitgehend spezifisch. Z. B. unterscheiden sich die Interaktion von Nährstoff – Nährstoff deutlich von der zwischen Temperatur – Nährstoff oder Temperatur – Strahlung.

Da die funktionellen Beziehungen zwischen einzelnen Faktoren und spezifischer Wachstumsrate der Arten nichtlinear sind, d. h. Wertebereiche mit proportionalem Zusammenhang und solche ohne Zusammenhang existieren, ist bei einer Verallgemeinerung Vorsicht geboten. Es müssen auch die absoluten Größenwerte der Faktoren berücksichtigt werden, die vom Gewässertyp und der Jahreszeit abhängen. Es soll deshalb eine Analyse vorgestellt werden, die sich auf die Frühjahrsperiode in einem eutrophen polymiktischen Gewässer (Müggelsee, Berlin) bezieht.

Grundlagen

Die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons verläuft unter erheblicher Veränderung der abiotischen Faktoren Temperatur, Länge der Photoperiode (Taglänge) sowie Stärke der Globalstrahlung und wird oft verglichen mit dem Wachstum in einer batch-Kultur. Die Konzentration der freien Nährstoffe ist zu Beginn hoch und die Biomassekonzentration der Phytoplankter niedrig. Die Nährstoffkonzentrationen nehmen jedoch mit dem Wachstum der Phytoplankter ab und Phosphat wird in der Regel zu einem limitierenden Nährstoff. Die gegenseitige Beschattung der Phytoplankter nimmt zu, wodurch der Anstieg der Globalstrahlung kompensiert wird, aber mitunter auch der Anstieg in der Länge der Photoperiode. Zumindest in der Startphase ist der Grazingdruck gering, nimmt aber ständig zu und führt schließlich zur Klarwasserphase. Wichtige Interaktionen in dieser Phase sind die zwischen Temperatur – Taglänge, Temperatur – Strahlungsstärke, Temperatur – Phosphatangebot, Taglänge – Strahlungsangebot, Taglänge – Phosphatangebot und Strahlungsstärke – Phosphatangebot. Der Charakter der einzelnen Faktoren ist unterschiedlich, da Strahlungsstärke und Phosphatangebot teilbare Ressourcen sind und Temperatur und Taglänge unteilbare Steuerfaktoren. Sind die Interaktionen vom Charakter der Ressourcen abhängig?

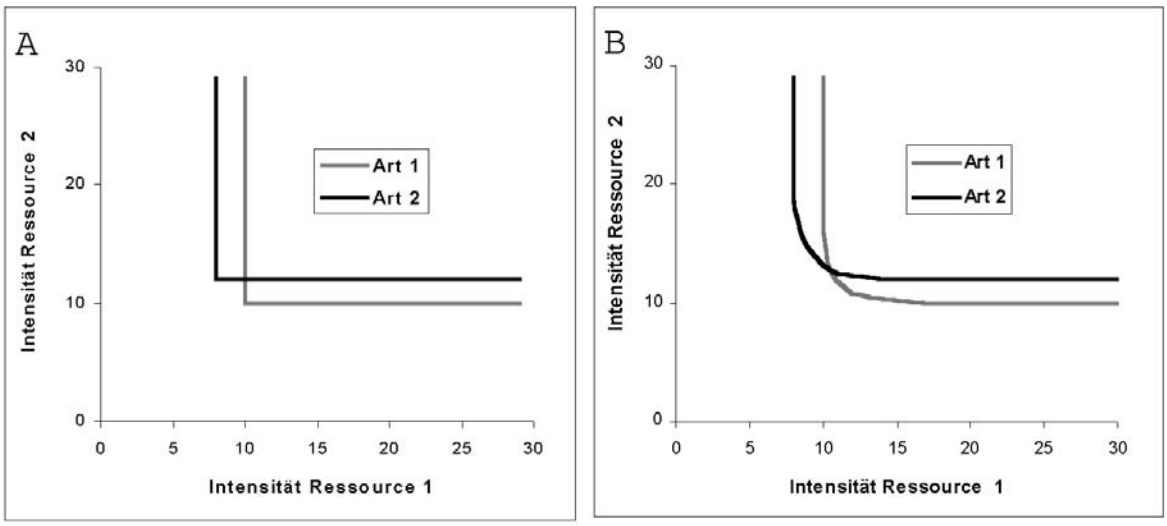


Abb. 1: Isolinien der spezifischen Wachstumsrate im Intensitätsfeld zweier Umweltfaktoren. A) Minimumgesetz, B) Faktoren-Interaktion

Typ und Ausmaß der Interaktionen lassen sich besonders gut durch eine grafische Darstellung der Linien gleicher Wachstumsraten verdeutlichen. Erfolgt der Übergang von der Limitation durch einen Faktor abrupt zur Limitation durch den zweiten Faktor, ergeben sich zwei Geraden, die rechtwinklig verbunden sind (Abb. 1 A). Es gilt das Liebig'sche Minimumgesetz und es gibt keine Interaktion zwischen den Faktoren, wie es für die Wirkung von zwei Nährstoffen typisch ist. Ist bei einer niedrigen Intensität eines Faktors eine höhere Intensität eines zweiten Faktors erforderlich, liegt eine Interaktion vor und die Linien gleicher Wachstumsrate zeigen einen mehr oder weniger gleitenden Übergang von der Limitation durch einen zur Limitation durch den zweiten Faktor (Abb. 1 B).

Ergebnisse und Diskussion

Die Interaktion Temperatur – Phosphat (Abb. 2) zeigt einen solchen gleitenden Übergang, d. h einen weiten Bereich, in dem beide Faktoren gemeinsam das Wachstum beeinflussen. Dabei kann man für die Betrachtung der Phosphatlimitation davon ausgehen, dass unter limitierenden Bedingungen, die externe Konzentration vernachlässigbar ist und man die Abhängigkeit der spezifischen Wachstumsrate vom Phosphatgehalt der Phytoplankter betrachten kann. Die Relation Wachstumsrate versus Phosphatgehalt bei unterschiedlichen Temperaturen zeigt einen Einfluss der Temperatur sowohl auf die maximale Wachstumsrate als auch auf den Anfangsanstieg der Sättigungskurven (Wernicke & Nicklisch 1986). Dieser Typ der Interaktion soll als starke Interaktion bezeichnet werden. Es ist bei einer niedrigeren Temperatur ein höherer Phosphatgehalt erforderlich, um die gleiche Wachstumsrate zu erreichen (veränderte Stöchiometrie). Physiologisch bedeutet das z.B., dass mehr P-reiche Ribosomen erforderlich sind, um eine gleiche Proteinsyntheserate zu realisieren (vgl. Sterner & Elser, 2002). Dieser Zusammenhang liefert auch eine Erklärung dafür, dass unter oligotrophen Bedingungen, bei niedrigem P-Gehalt der Biomasse, der Frühjahrspeak des Phytoplanktons verzögert auftritt.

Für den wechselseitigen Einfluss von Temperatur und Strahlungsstärke wird oft zitiert, dass lichtlimitiertes Wachstum temperaturunabhängig ist (Gibson & Foy, 1989). Dies gilt aber nur bei einer

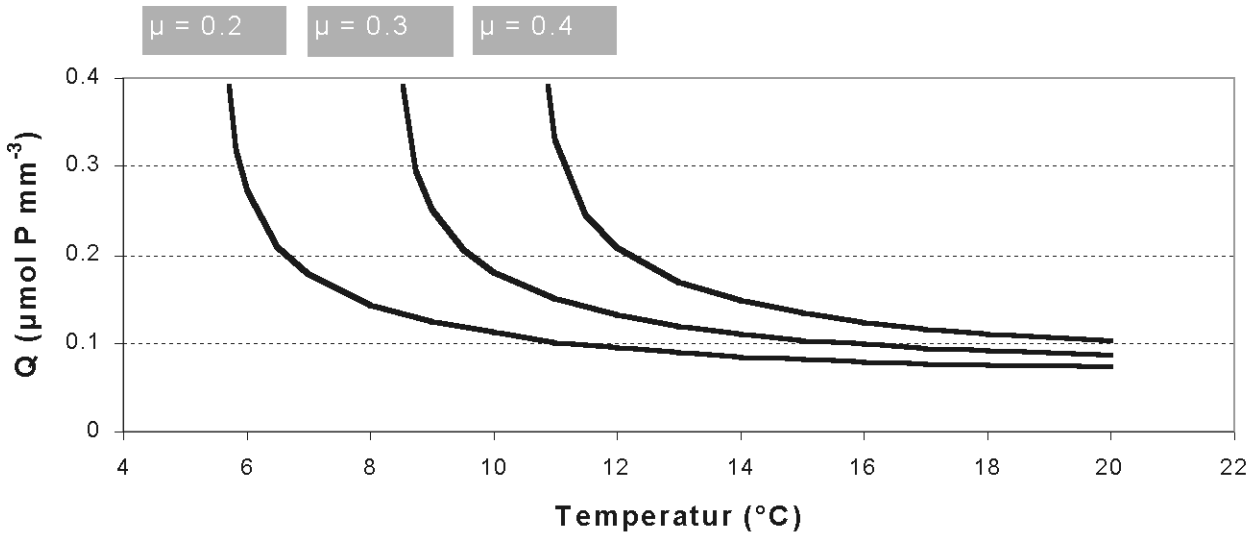


Abb. 2: Isolinien der spezifischen Wachstumsrate (μ = 0,2; 0,3; 0,4 d^{-1}) in Abhängigkeit vom P-Gehalt (Q, Biomassequote) und der Temperatur für *Limnothrix redekei* (nach Daten aus Wernicke und Nicklisch 1986)

Verminderung der Wachstumsrate ab etwa 70 % durch die Lichtlimitation (Gibson & Foy, 1989). Auch diese Faktoren beeinflussen ansonsten des Wachstum interaktiv. Allerdings zeigt die Darstellung der Relation zwischen Wachstumsrate und Lichtangebot bei unterschiedlichen Temperaturen (Abb. 3), dass die maximale Wachstumsrate von der Temperatur abhängt, dass aber der Anfangsanstieg der Sättigungskurven temperaturunabhängig ist. Dies soll als mäßig starke Wechselwirkung bezeichnet werden. Die Basis dafür ist die sehr geringe Temperaturabhängigkeit der photosynthetischen Primärprozesse, die es den Phytoplanktern ermöglicht, bei niedrigen Temperaturen den Pigmentapparat der Photosynthese abzubauen und dafür den enzymatischen Apparat der C-Assimilation auszubauen. Das ist verbunden mit entsprechenden Veränderungen in der Stöchiometrie (Chlorophyll : Kohlenstoff).

Hinsichtlich der Interaktion Strahlungsstärke – Taglänge liegt ein gleicher Typ vor, wie für Strahlungsstärke – Temperatur, da eine Verkürzung der Taglänge zu einer Erniedrigung der maximalen Wachstumsrate führt, ohne den Anfangsanstieg der Sättigungskurven Wachstum vs. Strahlungsangebot zu beeinflussen (Nicklisch & Kohl 1989). Der spezifische Effekt der Taglänge wird oft vernachlässigt, indem allgemein von einer Lichtlimitation gesprochen wird.

Für die Interaktionen Taglänge - Phosphat und Strahlungsstärke – Phosphat ist ein ähnlicher Interaktionstyp wie für die Interaktion Temperatur – Phosphat anzunehmen, die verfügbaren Daten sind aber sehr fragmentarisch.

Ein wichtiger Faktor für das Populationswachstum der Phytoplankter ist darüber hinaus das stark fluktuierende Strahlungsangebot, dem diese durch die windbedingte Wasserdurchmischung ausgesetzt sind. Dies führt zu erheblichen Verminderungen der maximalen Wachstumsrate besonders bei Cyanobakterien aber auch bei Chlorophyceen und Diatomeen (Nicklisch, 1997). Es wird dabei aber auch der Anfangsanstieg der Sättigungskurven Wachstumsrate vs. Strahlungsangebot signifikant erniedrigt (Nicklisch und Fietz, 2001). Zur Wechselwirkung mit der Temperatur oder der Taglänge liegen bisher keine Ergebnisse vor.

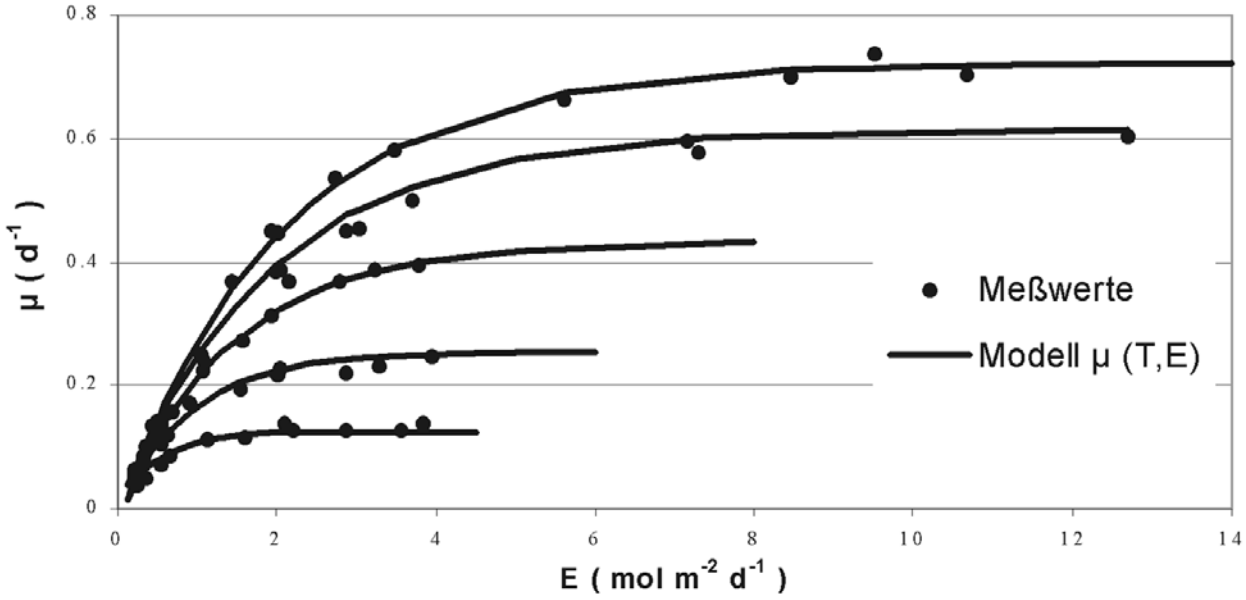


Abb. 3: Sättigungskurven der spezifischen Wachstumsrate vs. täglichem Strahlungsangebot bei 14 h Taglänge und unterschiedlichen Temperaturen (8, 12, 16, 20 und 24 °C) für *Planktothrix agardhii* (unveröff. Daten)

Für eine gut charakterisierte Art (*Limnothrix redekei*) wurden für die gemessenen abiotischen Bedingungen im Müggelsee in einer Frühjahrsperiode Modellrechnungen durchgeführt, welche die

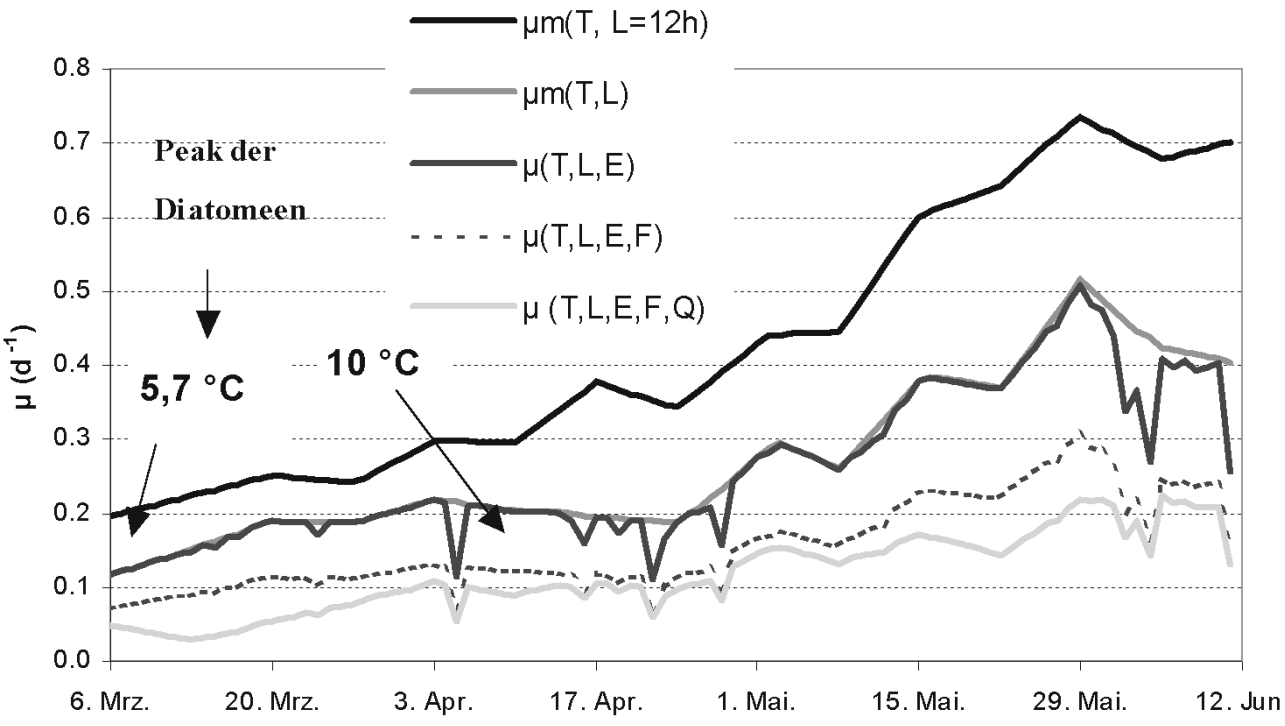


Abb. 4: Modellberechnungen für maximale Wachstumsraten (μm) unter Berücksichtigung der Temperatur (T) und der Taglänge (L) sowie der Wachstumsraten (μ) unter zusätzlicher Berücksichtigung des Lichtangebots (E), der durchmischungsbedingten Lichtfluktuationen (F) und der Zell-Quote für Phosphat (Q) für *Limnothrix redekei* über eine Frühjahrsperiode im Müggelsee

Bedeutung der einzelnen Faktoren und ihrer Interaktionen verdeutlichen (Abb. 4). Dabei wurde die Wirkung von mischungsbedingten Lichtfluktuationen linear auf den niedrigen Temperaturbereich übertragen (gleiche prozentuale Verminderung der Wachstumsrate wie bei 20 °C). Beim Start der Frühjahrentwicklung ist das Wachstum demnach stark durch die Temperatur limitiert, aber gleichzeitig durch die Taglänge, das fluktuierende Lichtangebot und durch Phosphat, aufgrund der Wechselwirkungen mit der Temperatur. Die Strahlungsstärke hat nur an Tagen mit starker Bewölkung einen limitierenden Einfluss. Die modellbasierte Kalkulation der Wachstumsraten unter Betrachtung aller aufgeführten Faktoren führt zu Abschätzungen, die den Nettowachstumsraten sehr gut entsprechen. Dies gilt insbesondere für den ersten Teil der Frühjahrsentwicklung, während sich später Grazingverluste bemerkbar machen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die für die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons wichtigen abiotischen Faktoren Temperatur, Taglänge, Strahlungsstärke, Lichtfluktuationen und Phosphat folgen in ihren Interaktionen nicht dem Liebig'schen Minimumgesetz. Es sind zwei unterschiedliche Typen nachzuweisen: Für die Ressourcen-abhängigen Sättigungskurven der Wachstumsrate kann ein zweiter Faktor die maximale Rate beeinflussen (mäßig starke Interaktion) oder die maximale Rate und den Anfangsanstieg (starke Wechselwirkung). Eine Kennzeichnung der Startphase als temperatur- oder lichtlimitiert, die dann in eine nährstofflimitierte Endphase übergeht ist eine Vereinfachung, welche die Wechselwirkungen vernachlässigt. Es besteht jedoch noch ein erhebliches Kenntnisdefizit und ein ebensolcher Forschungsbedarf, um ein umfassendere Typisierung der Faktoreninteraktionen zu erreichen. Dies ist aber dringend erforderlich, um z.B. Auswirkungen von Temperaturerhöhungen (global change) auf die Phytoplanktondynamik prognostizieren zu können.

Danksagung

Den Studenten, Mitarbeitern und Kollegen, die durch experimentelle Arbeiten und kritische Diskussionen diese Arbeit befördert haben, möchte ich herzlich danken.

Literatur

Gibson, C. E., Foy, R. H. (1989): On temperature-independent growth of phytoplankton. J. Plankton Res. 11: 605-607.

Nicklisch, A., Kohl, J.-G. (1989): The influence of light on primary production of two planktic blue-green algae. Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol. 33: 451 - 455.

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. (1997): Growth and light absorption of some planktonic cyanobacteria, diatoms and Chlorophyceae under simulated natural light fluctuations. J. Plankton Res. 20: 105-119.

Nicklisch, A., Fietz, S. (2001): The influence of light fluctuations on growth and photosynthesis of *Stephanodiscus neoastreae* (diatoms) and *Planktothrix agardhii* (cyanobacteria). Arch. Hydrobiol. 151: 141-156.

Sterner , R. W., Elser, J. J. (2002) Ecological stoichiometry. Princeton Univ. Press, Princeton and Oxford: 439 S.

Wernicke, P., Nicklisch, A. (1986): Light/dark cycle and temperature – Their impact on phosphate-limited growth of *Oscillatoria redekei* van GOOR in semicontinuous culture. Int. Revue ges. Hydrobiol. 71: 297-313.

MAKROPHYTEN

VEIT, U. & KOHLER, A.: Beurteilung und Vergleich der Makrophyten-Diversität in Fließgewässern

KÜSTER, A., SCHAIBLE, R. & SCHUBERT, H.: Lichtakklimation von Chara baltica, Chara canescens und Lamprothamnium papulosum (Charophyceae)

VOGEL, K., & DUDEL, G. E.: Zum Einfluss der wasserchemischen Verhältnisse auf die Immobilisierung von Uran und Arsen in submersen Makrophyten (Chara spec., Microspora spec., Cladophora spec.)

ROSS, J.-H., BRACKHAGE, C., WEISKE, A. & DUDEL, G. E.: Mesokosmosanlage zur Identifizierung von Festlegungsprozessen von Uran in Feuchtgebieten

ROTT, T.: Gewässerbelastung durch Cyanobakterien. Ergebnisbericht über den Einsatz von Makrophyten in der Restaurierung eines Flachsees

MORSCHEID, H., MATTUKAT, F. & KUCKLENTZ, V.: Biomanipulation in bayerischen „Flachseen“: Vorstellung des Forschungsvorhabens zum Praxistest an fünf ausgewählten eutrophen Gewässern

MÄHLMANN, J., KUCKLENTZ, V., MATTUKAT, F., MORSCHEID, H., HERRMANN, L. & HOESCH, A.: Entwicklung eines textilen Vegetationstragsystems zur Kultivierung und Ausbringung submerser Makrophyten für die Gewässersanierung

SCHULZ, M.: Measuring and Modelling Phosphorus Retention in Lowland Rivers

KOZERSKI, H.-P., HINTZE, T. & SCHWARTZ, R.: Tracerversuche in Flüssen zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten und anderen ökologisch relevanten Größen

Beurteilung und Vergleich der Makrophyten-Diversität 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, Biodiversität, Fließgewässer, Bewertung, Indices

Einleitung

In der 1992 in Rio ausgehandelten Biodiversitäts-Konvention (CBD, 1992) haben sich u. a. die Staaten der Europäischen Union zum „Erhalt der biologischen Diversität“ verpflichtet (CBD, 1992: Artikel 2). Dazu wird gefordert, die Bestandteile der biologischen Diversität, die zu deren Schutz und nachhaltigen Nutzung von Bedeutung sind, zu ermitteln und diese zu überwachen (CBD, 1992: Artikel 7).

Die Erfassung der Biodiversität, der Variabilität unter den lebenden Organismen (CBD 1992: Artikel 2), ist indessen keine einfache Aufgabe, obwohl in den vergangenen Jahrzehnten verschiedene Indices entwickelt wurden, mit denen die Diversität – die Vielfalt bzw. Verschiedenheit – von Ökosystemen, Habitaten oder einzelnen Untersuchungsbereichen, beschrieben und bewertet werden kann. Die Bewertung der Diversität kann sich dabei auf die Artenzusammensetzung, die Arten-Diversität, oder auf die standörtliche Heterogenität, die Habitat-Diversität beziehen (vgl. Hobohm, 2000).

Ermittlung der Artenzahl

Grundlage aller Diversitätsindices ist die Anzahl der Arten und deren Abundanz bezogen auf eine Untersuchungsfläche oder einen Untersuchungsabschnitt. Allerdings sind die bei Kartierungen ermittelten Artenzahlen z. T. stark vom jeweiligen Bearbeiter abhängig, je nachdem wie exakt dieser Arten, Unterarten und Varietäten erfasst bzw. schwer differenzierbare Arten zu einem Aggregat zusammengefasst. Auch die Erfassung und Unterscheidung von Hybriden führt schnell zu deutlich differierenden Artenzahlen. Bei Kartierungen der Makrophyten-Vegetation in Gewässern können zudem die Artenzahlen der emers wachsenden Uferpflanzen große Unterschiede aufweisen, je nachdem wie weit der Uferbereich miterhoben wird.

Abhilfe schafft eine einheitliche Taxaliste, die alle für Gewässeruntersuchungen relevanten Gattungen, Arten und Hybriden auflistet. Seit 2003 liegt die „Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands“ (BLW, 2003) als ein solcher Standard vor, womit die Genauigkeit der taxonomischen Bestimmung von Makrophyten standardisiert und die Güte der Ausgangsdaten für die Berechnung von Indices deutlich erhöht werden kann. Außerdem wurden für fast alle Makrophyten Angaben zur Lebensform gemacht, womit sich die Arten problemlos in Gruppen, wie z. B. Amphiphyten, Hydrophyten und Helophyten, einteilen lassen.

Berücksichtigung unterschiedlicher Abschnittslängen

Ein weiteres Problem ergibt sich bei Kartierungen der Makrophyten-Vegetation mit der häufig angewandten Methode nach Kohler (1978). Dabei wird das zu untersuchende Gewässer in unterschiedlich lange, aber ökologisch einheitliche Abschnitte unterteilt. Für die Berechnung der meisten bekannten Diversitätsindices werden dagegen einheitlich große Untersuchungsflächen bzw. ein gleich großer Stichprobenumfang vorausgesetzt. Somit ist es zwingend notwendig, die Abschnittslänge als zusätzlichen Faktor für die Berechnung von Diversitätsindices einzubeziehen. Wie die Auswertung der im Rahmen eines Langzeit-Monitorings an den Fließgewässern der Friedberger Au erhobenen Vegetationsdaten ergab, nimmt die Artenzahl mit steigender Abschnittslänge logarithmisch zu (Abb. 1).

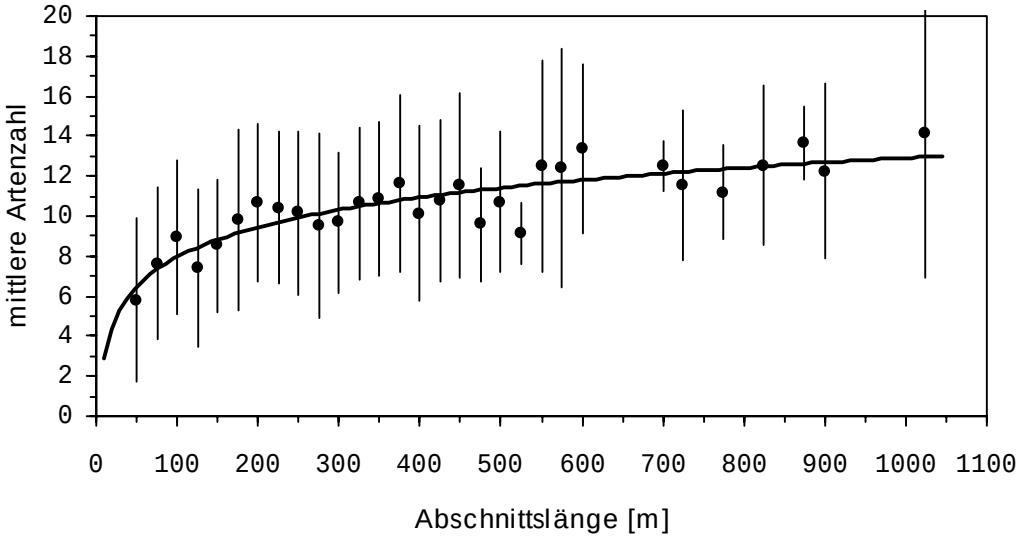


Abb. 1: Mittlere Anzahl ± Standardabweichung der Gefäß-Hydrophyten und -Amphiphyten in Abhängigkeit von der Abschnittslänge. Der Auswertung liegen die Daten von 7 Kartierungen in der Friedberger Au zwischen 1972 und 2001 zu Grunde (ca. 900 Datensätze).

Diversitätsindices

Auf der Grundlage dieser Vorgaben wurde ein Index zur Erfassung der α-Diversität entwickelt sowie ein Index zur Ermittlung der Habitatdiversität.

α-Diversität

Die α-Diversität ist ein Maß für den Artenreichtum eines Bestands bzw. einer Lebensgemeinschaft (Whittaker 1972). Unter Einbeziehung der „Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands“ und der Abschnittslänge lässt sich die Artendiversität *A* wie folgt berechnen:

$$A_i = \frac{n_i \cdot 100}{N \cdot ln(l_i)}$$

A_i Artendiversität in Abschnitt *i*
n_i Artenzahl nach der Taxaliste in Abschnitt *i*
l_i Länge des Abschnitts *i*
N Gesamtartenzahl der betrachteten Organismengruppe (und Lebensform(en)) in der „Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands“

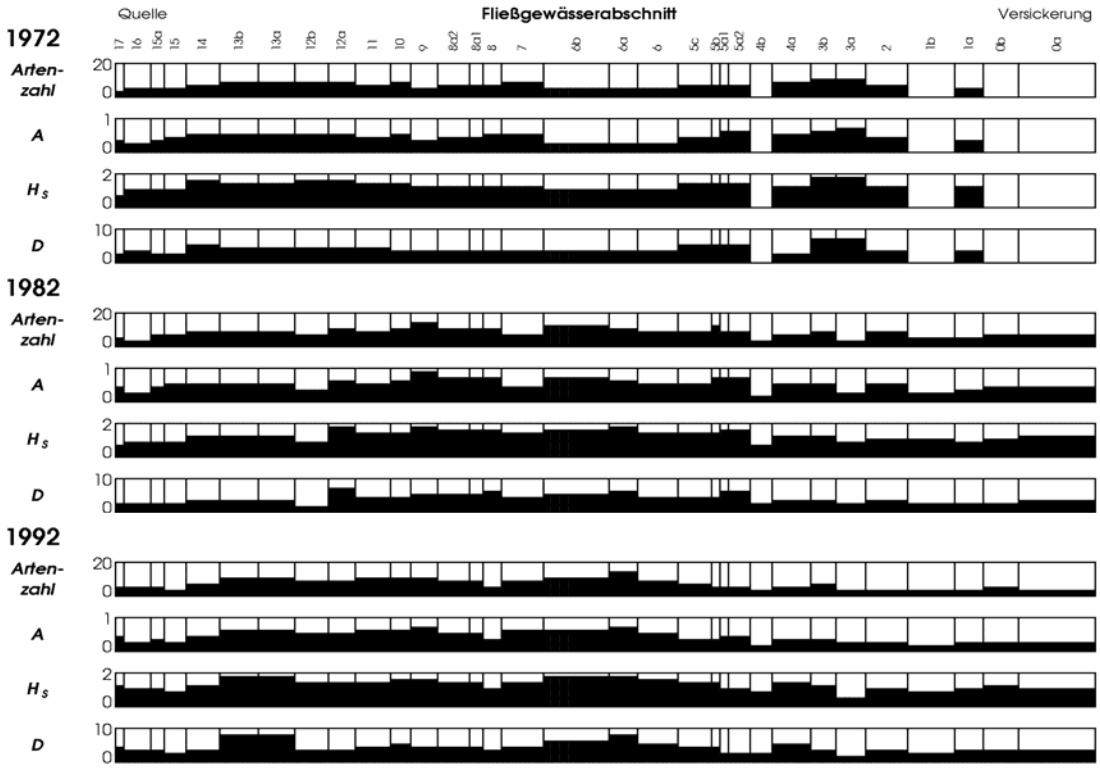


Abb. 2: Vergleich zwischen der Artenzahl, der Artendiversität *A*, dem Shannon-Index H_S und dem Simpson-Index *D* am Beispiel des Grundwasser-dominierten Hörgelaugrabens in der Friedberger Au für die Jahre 1972, 1982 und 1992. Für die Berechnung wurden nur Gefäß-Hydro- und -Amphiphyten sowie Characeen berücksichtigt. Die Spaltenbreite entspricht der Abschnittslänge.

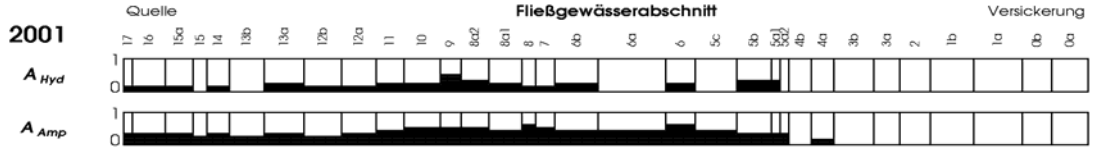


Abb. 3: Artendiversität A für den Hörgelaugraben in der Friedberger Au im Jahr 2001 getrennt für Hydrophyten und Amphiphyten. Als Hydrophyten wurden die Lebensformen „submers", „Pleusteon" und „Schwimmblattpflanze" der Taxaliste zusammengefasst (insgesamt 147 Taxa), die Lebensform „submers/emers" wird als Amphiphyten bezeichnet (insgesamt 273 Taxa).

In Abb. 2 wurde für ein kalkreiches, Grundwasser-dominiertes Gewässer (vgl. Veit & Kohler, 2003) die Artendiversität *A* mit der Artenzahl und zwei weit verbreiteten Indices zur Ermittlung der α-Diversität, dem Shannon- und dem Simpson-Index (Shannon & Weaver, 1949; Simpson, 1949), verglichen. Dabei ist zu sehen, dass die Artendiversität *A* die Artenvielfalt ähnlich differenziert beschreibt wie die reinen Artenzahlen. Im Vergleich zum Shannon- und Simpson-Index werden die Unterschiede in der Artenzahl tendenziell feiner aufgelöst. Die Einbeziehung der Abschnittslänge zeigt sich daran, dass bei gleicher Artenzahl die Artendiversität *A* in kurzen Abschnitten höher bewertet wird als in längeren.

Wird die Artendiversität *A* getrennt für verschiedene Lebensformen berechnet (Abb. 3), lässt sich die Biodiversität verschiedener Lebensräume innerhalb eines Gewässerabschnitts vergleichen. Im dargestellten Beispiel zeigt sich, dass die Amphiphyten trotz der größeren Anzahl möglicher Taxa in nahezu allen Abschnitten artenreicher sind.

β-Diversität

Häufig besteht auch ein Interesse daran, die Unterschiede zwischen zwei Habitaten zur ermitteln, d. h. in welchem Maß sie sich in ihrer Artenzusammensetzung voneinander unterscheiden (Mühlenberg 1993). Unter der Annahme, dass unterschiedliche Habitate durch unterschiedliche Pflanzengemeinschaften besiedelt werden, lässt sich aus den Artenzahlen der einzelnen Fließgewässerabschnitte in Bezug zur Artenzahl des gesamten Gewässersystems die Habitatdiversität *H* als Maß für die β-Diversität ableiten:

$$H = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{i}\left(n_i \cdot \frac{l_i}{l_{ges}}\right)}{n_{ges}}$$

H	Habitatdiversität
n_i	Artenzahl nach der Taxaliste in Abschnitt i
n_{ges}	Artenzahl nach der Taxaliste im gesamten Fließgewässersystem
l_i	Länge des Abschnitts i
l_{ges}	Länge des gesamten Fließgewässersystems

Der Habitatdiversitätsindex *H* gibt Auskunft, wie groß die Artenvielfalt in einem ganzen Gewässersystem mit seinen unterschiedlichen Habitaten ist. In Abb. 4 ist anhand von *H* beispielsweise zu sehen, dass mehrere, eher wenig biodiverse Abschnitte in ihrer Gesamtheit einen Lebensraum mit verschiedenartigen Habitaten darstellen können.

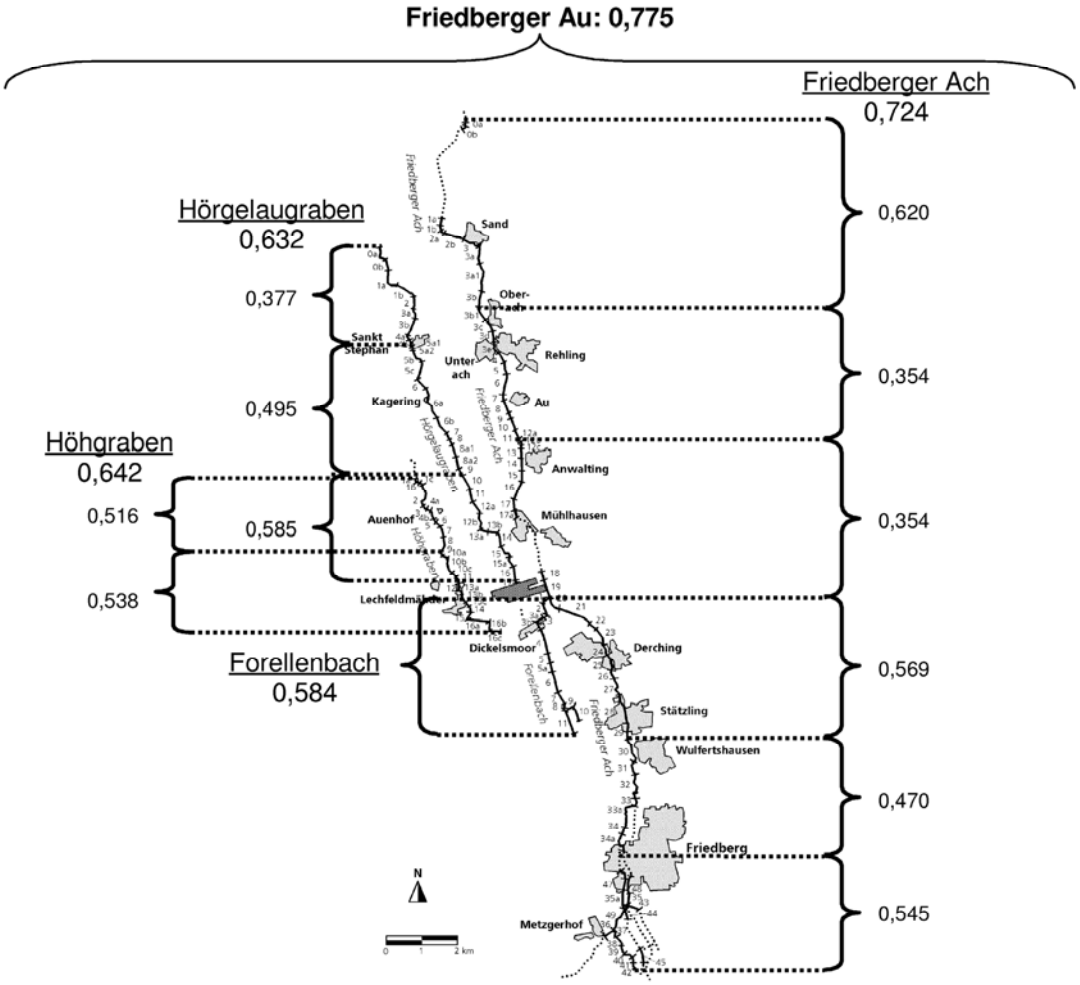


Abb. 4: Habitatsdiversitätsindex *H* für einzelne Gewässer und Gewässerbereiche sowie das gesamte untersuchte Gewässersystem in der Friedberger Au für das Jahr 2001. Für die Berechnung wurden nur die Gefäß-Amphiphyten und –Hydrophyten berücksichtigt.

Diskussion

Der α-Diversitätsindex *A* beschreibt die Artenvielfalt ähnlich differenziert wie die Artenzahlen, da bei dessen Berechnung lediglich die Anzahl der Arten und nicht deren Abundanz wie beim Shannon- oder Simpson-Index eingeht. Im Gegensatz zur Artenzahl sind die Werte des Artendiversitätsindexes aufgrund der normierten Basis über die Taxaliste problemlos miteinander vergleichbar.

Bei der Berechnung des Shannon- und des Simpson-Indexes werden auch die Verteilung der Pflanzenmengen zwischen den Arten und damit die Dominanzverhältnisse berücksichtigt, wobei maximale Diversität erreicht wird, wenn möglichst viele Arten mit gleichen Abundanzen vorkommen. Bei Untersuchungen der Makrophyten-Vegetation steht allerdings mit der „Relativen Pflanzenmenge“ (Pall & Janauer, 1995) eine eigene Kenngröße zur Verfügung, die die Ermittlung der Dominanzverhältnisse innerhalb der Makrophyten-Vegetation ermöglicht.

Sowohl der Shannon- als auch der Simpson-Index wurden entwickelt, um aus einer erfassten Stichprobe auf die tatsächliche Artenzahl eines Habitats zu schließen. Bei Kartierungen der Makrophyten-Vegetation besteht dieses Problem allerdings nicht, da im Gegensatz zu vielen anderen Kartierungsverfahren bei der Methode nach Kohler (1978) die Grundgesamtheit der Makrophyten-Vegetation erfasst wird. Daher muss lediglich die Abschnittslänge berücksichtigt werden, da die Zahl an Makrophyten-Arten mit zunehmender Länge eines Abschnitts ansteigt.

Die Habitatdiversität *H* stellt eine Ergänzung zur Artendiversität dar, wodurch die Werte der Artendiversität *A* besser interpretiert werden können. So werden oligotrophe Gewässerbereiche häufig nur durch wenige, stenöke Arten besiedelt, die somit eine geringe Artendiversität aufweisen. Solche Habitate sind aber für ein Gewässersystem in seiner Gesamtheit als Refugien und als Basis für Wiederbesiedlungsprozesse unverzichtbar. Der Habitatdiversitätsindex steigt mit der Anzahl unterschiedlicher Habitate und deren speziellen Lebensgemeinschaften. Die Habitatdiversität ist damit auch ein Maß für das Artenpotential, das in einem Gewässersystem vorhanden ist.

Schlussfolgerung

Die beiden vorgestellten Indices eröffnen durch den Bezug auf eine einheitliche taxonomische Basis in Form der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands die Möglichkeit, die Vielfalt der Makrophyten-Vegetation insbesondere bei Vergleichen zwischen verschiedenen Gewässerökosystemen und im Rahmen von Langzeituntersuchungen besser beurteilen zu können. Damit kann die Biodiversität als zusätzliches Kriterium zur Beurteilung des ökologischen Zustand eines Gewässerökosystems herangezogen werden.

Literatur

BLW (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. Stand März 2003. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

CBD (1992): Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro 5. 6. 1992.

Hobohm, C. (2000): Biodiversität. Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim, UTB 2162: 214 S.

Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10: 73-85.

Mühlenberg, M (1993): Freilandökologie. Quelle & Mayer Verlag Heidelberg, UTB 595: 512 S.

Shannon, C. E., Weaver, W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press.

Simpson, E. H. (1949): Measurement of diversity. Nature 163: 688.

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.

Whittaker, R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21: 213-251.

Lichtakklimation von *Chara baltica*, *Chara canescens* und *Lamprothamnium papulosum* (Charophyceae)

Anette Küster[1], *Ralf Schaible*[1] & *Hendrik Schubert*[1]

[1] Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie, Albert-Einstein-Straße 3, D-18051 Rostock,

e-mail: anettekuester@web.de

Keywords: Charophyceae, Lichtakklimation, Photosynthese, Pigmentation

Einleitung

Die Characeenarten *Chara baltica* (Bruzelius), *Chara canescens* (Desv. et Loisel., in Loisel.) und *Lamprothamnium papulosum* (Wallr., J. Groves) bevorzugen ähnliche Habitate der Flachwasserbuchten mit schlammig bis sandigem Untergrund (Corillion, 1957; Krause, 1997). Meist sind ihre Vorkommen auf flache Brackgewässer (0,1 - 2 m Tiefe) mit einer Salinität von 0 - 20 PSU beschränkt. Zu Anfang des letzten Jahrhunderts traten Mischbestände von *C. baltica*, *C. canescens* und *L. papulosum* in den östlichen Bereichen der Ostsee auf (Holtz, 1903; Fraude, 1907). Diese Mischbestände sind heute auf einige Gebiete der westlichen Ostsee beschränkt (Hamann & Garniel, 2000). Während *L. papulosum* und *C. canescens* vermehrt die flachen Bereiche dieser Mischbestände besiedeln, wird *C. baltica* oft in den tiefen Bestandsbereichen vorgefunden. Ziel der Arbeit war daher zu klären, ob die Characeenarten *C. baltica*, *C. canescens* und *L. p*apulosum eine spezifische Lichtakklimation aufweisen, die eine Tiefenzuordnung der Arten in Mischbestände ermöglichen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden in zwei Teilen Europas statt. Exemplare der Characeenarten wurden jeweils aus ca. 0,30 m Tiefe entnommen. Als *C. baltica*-Population wurde ein Bestand in der Darß-Zingster Boddenkette an der Ostseeküste Deutschlands (54 - 55 ^{o}N, 12 - 13 ^{o}E, 4 PSU) ausgewählt. Weibliche Exemplare der diözischen *C. canescens* wurden ebenfalls aus einem Boddengewässer der Insel Rügen an der Ostseeküste Deutschlands (54 - 55 ^{o} N, 13 ^{o} 30´ E, 6 PSU) entnommen. Weiterhin wurden weibliche *C. canescens* aus einem flachen Randgewässer des Golf von Korinth (Griechenland, 37 ^{o} 9´ N, 22 ^{o} 8´ E, 16 PSU) untersucht. Exemplare der Armleuchteralge *L. papulosum* wurden in einem flachen Lagunensystem in der Gegend von Strofilia (Griechenland, 39 ^{o} 20´ N, 22 ^{o} 20´ E, 21 PSU) beprobt.

Methoden

Im Labor wurden die Characeenarten an sechs definierte Lichtbedingungen (35 – 500 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}) akklimatisiert. Täglich wurde eine Wachstumsmessung durchgeführt (genaue Versuchsbeschreibung in Küster et al., 2004). Am Versuchsende wurde das Frischgewicht der Exemplare bestimmt und die relativen Wachstumsraten berechnet. Mittels einer Lichtpipette (MK2, ILLUMI-

NOVA, Schweden) kombiniert mit einem UW-PAM (Versuchsbeschreibung siehe Hartig et al,. 1998) konnten daraufhin die Photosyntheseraten der Characeen bestimmt und die Photosyntheseparameter P_{max}, α und Respiration ermittelt werden. Als Fluoreszenzparameter wurde die Quantenausbeute des Photosystems II ($\Delta F/F_m' = (Fm'/F)-F_m'$) und das nicht-photochemische Quenching ($NPQ = F_m-F_m'/F_m'$) nach Kromkamp & Forster (2003) berechnet. Die Pigmentzusammensetzung der Characeen wurde mittels HPLC nach einer leicht veränderten Methode von Barlow et al. (1997) untersucht.

Ergebnisse/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse aller Versuche zeigten, dass die Characeenart *C. baltica*, im Gegensatz zu *C. canescens* und *L. papulosum*, nur zu einer eingeschränkten Akklimation an verschiedene Lichtintensitäten fähig ist. Diese Tatsache widerspiegelte sich bereits in den Ergebnissen der Wachstumsraten, die bis 70 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} anstiegen und ab 140 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} die Sättigung erreichten. Auf Pigmentebene wiesen weder die Chl *a*-/Chl *b*-Verhältnisse noch die Chl *a*-/Carotenoid-Verhältnisse eine Akklimation an die verschiedenen Lichtintensitäten auf (Tab. 1). Die nicht-photochemischen Quenching-Prozesse der Characeenart *C. baltica* zeigten, im Gegensatz zum NPQ von *L. papulosum* und *C. canescens*, keine Abhängigkeit von den angewandten Wachstumslichtintensitäten. Aufgrund dieser Ergebnisse kann geschlussfolgert werden, dass *C. baltica* nicht zu einer Akklimation an hohe Lichtintensitäten fähig ist.

Tab. 1: Akklimation der Pigmentverhältnisse an definierte Lichtbedingungen (35 - 500 µmol m^{-2} s^{-1})

	L. papulosum	*C. baltica*	*C. canescens* (Ostsee)	*C. canescens* (Griechenland)
Chl *a*/Chl *b*	⇔	⇔	⇔	⇔
Chl *a*/Carotenoide	⇩ 250 µmol m^{-2} s^{-1}	⇔	⇩70µmol m^{-2} s^{-1}	⇩

Die Wachstumsraten der Characeenart *C. canescens* hingegen stiegen mit zunehmenden Lichtintensitäten bis 380 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} an. Das Chl *a*-/Chl *b*-Verhältnis blieb bei *C. canescens* konstant, während das Chl *a*-/Carotenoid Verhältnis ab 70 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} sank (Tab.1). Die Akklimation des Chl *a*-/Carotenoid-Verhältnisses war bei *C. canescens* hauptsächlich durch die Erhöhung der Pigmente Lutein und der Carotene gegeben (Tab. 2). Eine NPQ-Sättigung wurde erst bei Lichtintensitäten > 250 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} (Ostseepopulation) erreicht bzw. nicht erreicht (griechische Population). Infolgedessen stützen die Ergebnisse die Hypothese, *C. canescens* als Characeenart mit hohem Lichtbedürfnis einzustufen. Exemplare der Characeenart *L. papulosum* wiesen steigende Wachstumsraten unter allen angewandten Lichtintensitäten auf. Auch die Gesamtheit der photosynthetischen Schutzprozesse (NPQ) erfuhr unter der höchsten angewandten Lichtintensität (500 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}) keine Sättigung. *L. papulosum* zeigte wie *C. canescens* konstante Chl *a*-/Chl *b*-Verhältnisse während die Chl *a*-/Carotenoid-Verhältnisse ab 250 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} abnahmen. Die Akklimation der Carotenoide war hier sowohl durch die Erhöhung der Xanthophylle Violaxanthin, Antheraxanthin, Zeaxanthin (XCP) und Lutein als auch der Carotene α- und β-Caroten gegeben. Auf Grundlage dieser Ergebnisse kann *L. papulosum* als Characeenart eingestuft werden, die fähig ist, sehr hohe Lichtintensitäten zu tolerieren.

Tab. 2: Akklimation der Carotenoide an definierte Lichtbedingungen (35 - 500 µmol m^{-2} s^{-1})

	L. papulosum	*C. canescens* (Ostsee)	*C. canescens* (Griechenland)
XCP	⇧ 380 µmol m^{-2} s^{-1}	⇔	⇔
Lutein	⇧ 140 µmol m^{-2} s^{-1}	⇧ 250 µmol m^{-2} s^{-1}	⇧ 250 µmol m^{-2} s^{-1} ⇩380 - 500 µmol m^{-2} s^{-1}
Carotenoide (α-, β-)	⇧ 250 µmol m^{-2} s^{-1}	⇧ 250µmol m^{-2} s^{-1}	⇧ 250µmol m^{-2} s^{-1} ⇩380 - 500 µmol m^{-2} s^{-1}

Zusammenfassend kann daher gesagt werden, dass artspezifische Akklimationskapazitäten der untersuchten Characeenarten an den Faktor Licht existieren. Diese können auf die Tiefenverteilung der Characeenarten Einfluss nehmen. Weiterführende Untersuchungen zur exakten Funktion der einzelnen Xanthophylle im Lichtschutz der Characeen sollten folgen.

Danksagung

Diese Studie wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (FKZ Schu983/3-1), ein Stipendium des Landes Mecklenburg-Vorpommern und der FAZIT Stiftung (Frankfurt a. M.) unterstützt. Die Untersuchungen fanden im Rahmen einer Doktorarbeit an der Universität Rostock statt.

Literatur

Barlow, R. G., Cummings, D. G., Gibb, S. W. (1997): Improved resolution of mono-and divinylchlorophylls *a* and *b* and zeaxanthin and lutein in phytoplankton extracts using reversed phase C-8 HPLC. Mar. Ecol. Prog. Ser. 161, 303-307.

Corillion, R. (1957): Les charophycees de France et dÉurope Occidentale. Otto Koeltz Verlag, Koenigstein-Taunus, 499 S.

Fraude, H. (190): Grund- und Plankton-Algen der Ostsee. X. Jahresber. Geogr. Ges. Greifswald 10, 223-350.

Hartig, P., Lippemeier, S., Forster, R. M. (1998): Results of ^{14}C- and O_2-measurements in relation to PAM-fluorescence measurements. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 6, 101-106.

Holtz, L. (1891): Die Characeen Neuvorpommerns mit der Insel Rügen und Usedom. Mittheilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Neuvorpommern und Rügen 23, 99-156.

Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18. Gustav Fischer Verlag, 202 S.

Kromkamp, J. C., Forster, R. M. (2003): The use of variable fluorescence measurements in aquatic ecosystems: differneces between multiple and single turnover measuring protocols and suggested terminology. Eur. J. Phycol. 38, 103-112.

Küster, A., Schaible, R., Schubert, H. (2004): Light acclimation of photosynthesis in three charophyte species. Aquat Bot 79, 111-124.

Lindner , A. (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darss und des Zingst. Ph.D. Thesis, Universität Rostock, 174 S.

Zum Einfluss der wasserchemischen Verhältnisse auf die Immobilisierung von Uran und Arsen in submersen Makrophyten (*Chara* spec., *Microspora* spec., *Cladophora* spec.)

Kerstin Vogel, Gert E. Dudel

Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Pienner Str. 19, D-01737 Tharandt

Keywords: Uran, Sorption, Akkumulation, *Chara* spec., *Microspora* spec., *Cladophora* spec.

Problemstellung

Aus Halden und Tailings des Altbergbaus (Uran- und weitere Erze) sowie aus gefluteten Gruben werden bedeutsame Schadstofffrachten (besonders Arsen und Uran) in die Oberflächenwässer freigesetzt. Sie müssen an den Quellen eliminiert werden. Technische Reinigungsanlagen sind aufwendig und nur begrenzt einsetzbar (Dudel et al., 2004). Algen (Characeae) wurden als effiziente Akkumulatoren von Uran und Radium identifiziert (Kalin et al., 2002). Diese Gattung kommt aber in den belasteten Oberflächenwässern natürlicherweise nicht vor. Ziel war es, die natürlich vorkommenden Arten in Bezug auf ihre Akkumulationsleistung von Uran und Arsen zu quantifizieren und mit *Chara* spec. zu vergleichen. Zusätzlich wurden die wasserchemischen Bedingungen den Ansprüchen von Characeen angepasst.

Material und Methoden

Akkumulationsleistung von Uran und Arsen durch Chara spec. *in einem natürlichen Fließgewässer im Vergleich zu den natürlich vorkommenden Microspora* spec. *und Cladophora* spec.

Das Untersuchungsgebiet Neuensalz-Mechelgrün befindet sich im Vogtland (Südwest-Sachsen).

In dem Tailing sowie in einem Umflutkanal, der sowohl Sickerwässer aus Halden, kontaminierte Wässer aus dem Spülteich (Freisetzung aus Sedimenten) als auch aus gefluteten Gruben (Quellen) vereint, wurden Körbe mit *Chara* spec. inkubiert (Abb. 1). An den jeweiligen Standorten wurde im Versuchszeitraum von Juli bis September 2003 wöchentlich eine *Chara*-Probe geerntet. Zusätzlich wurde zur gleichen Zeit und an den gleichen Stellen die dort natürlich vorkommende *Microspora* spec. bzw. *Cladophora* spec. beprobt.

An denselben Probenahmeorten und zur selben Probenahmezeit wurden die Temperatur, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und der Sauerstoffgehalt des Wassers bestimmt. Es wurde jeweils eine Wasserprobe entnommen und bezüglich der Nährelemente, Schwermetalle, Arsen und Härtekomponenten analysiert.

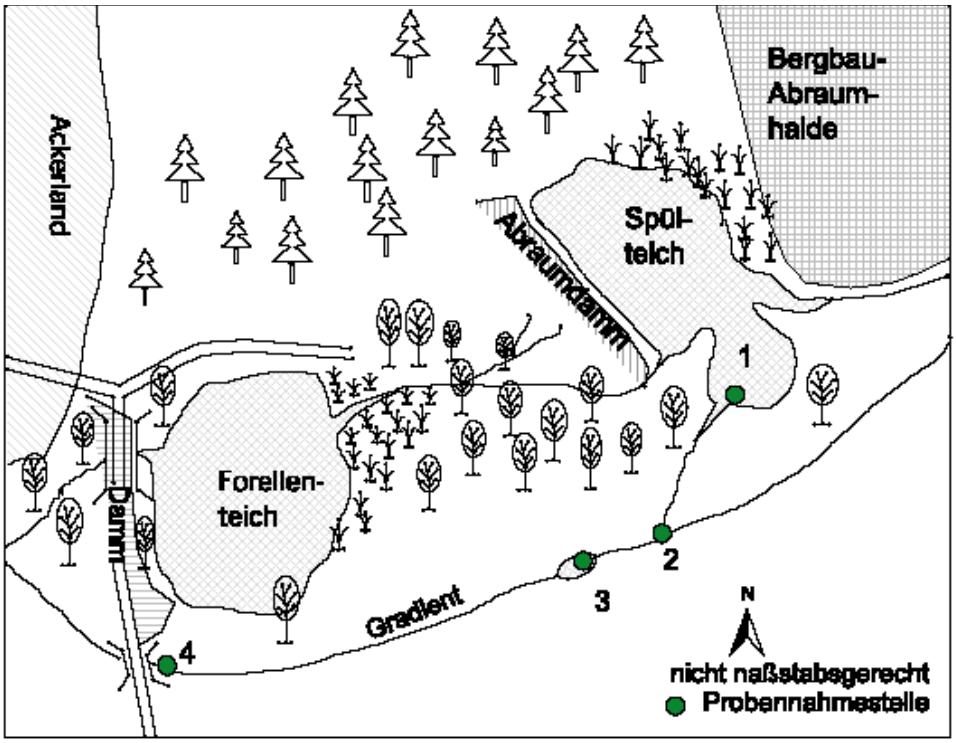


Abb. 1: Probennahmestandorte in Neuensalz-Mechelgrün (verändert nach Mkandawire et al., 2004)

Akkumulationsleistung von Uran und Arsen durch Chara spec. *im Tailingwasser ohne Konkurrenzdruck*

In der Nähe des Tailings wurden 20-Liter-PE-Gefäße aufgestellt, in denen *Chara* spec. isoliert in verschiedenen Wasserqualitäten über einen Zeitraum von vier Wochen inkubiert wurde:

- Kontrolle (Wasser aus dem Ursprungsort = Teich in der UBA-Fließgewässersimulationsanlage Berlin Marienfelde von *Chara* spec.),
- Tailingwasser,
- Tailingwasser mit Calciumzusatz (2 mM $NaHCO_3$; 0,1 mM $CaCl_2$) sowie
- Tailingwasser mit Calcium- und Phosphatzusatz (2 mM $NaHCO_3$; 0,1 mM $CaCl_2$; 0,01 mM K_2HPO_4).

Die wasserchemischen Parameter (Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt) wurden wöchentlich bestimmt und eine Wasserprobe entnommen.

Aufarbeitung im Labor

Innerhalb von 24 Stunden nach der Probennahme wurde das Wasser gefiltert (Cellulose-Acetat-Filter, 0,45 Porengröße) und für die Uranbestimmung angesäuert (2 % mit HNO_3). Uran und Arsen werden in µg/l angegeben.

Die Algen wurden bei 70 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, gemahlen und anschließend in Königswasser aufgeschlossen. Uran und Arsen werden in mg/kg Trockengewicht (TG) der Algen angegeben.

Die Trockengewichte der eingesetzten *Chara*-Proben lagen zwischen 1,5 und 3,5 g.

Die chemischen Analysen wurden mittels ICP-OES (P, S, Ca, Mg, K), ICP-MS (P, U, Pb), AAS (Fe, As, Ca, K, Mg) und Elementanalyse (C, N) sowie Titration (Carbonathärte) ausgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Akkumulationsleistung von Uran und Arsen durch Chara spec. *in einem natürlichen Fließgewässer im Vergleich zu der natürlich vorkommenden Microspora* spec. *und Cladophora* spec.

Unter den in Mechelgrün vorkommenden natürlichen Bedingungen wurde *Chara* spec. durch die dort natürlich vorkommenden *Microspora* spec. und *Cladophora* spec. auskonkurriert. Innerhalb weniger Tage waren *Chara* spec. in den Körben teilweise abgestorben, sie wurden mit Fadenalgen überwachsen. Diese Biomasse in den Körben konnte demnach als frisch gewachsene Biomasse behandelt werden.

In Abhängigkeit von der Inkubationszeit konnte eine Zunahme von Uran (von 0,32 auf 12,5 mg/kg TG), Arsen (von 3,5 auf 310 mg/kg TG) und Blei (von 5,5 auf 24,5 mg/kg TG) in den Fadenalgen nachgewiesen werden, während die Phosphorkonzentration nahezu unverändert war. Eine Sättigung der Akkumulation von Uran und Arsen wurde nach zirka drei Wochen erreicht.

Entlang des Gradienten nehmen die Konzentrationen an Blei (von 2 auf 4 µg/l) und Uran (von 37 auf 45 µg/l) im Wasser zu, die von Phosphor (von 189 auf 149 µg/l) und Arsen (von 66 auf 40 µg/l) ab. Es muss also mit der Fließrichtung zu einer Anreicherung von Uran und Blei kommen. Dies könnte durch seitliche Zuflüsse von uran- und bleihaltigen Wässern aus den Quellen (Wässer aus gefluteter Grube) seitlich des Gerinnes unterhalb des Tailingdammes oder durch Rücklösung von Uran und Blei aus dem Tailing oberhalb des Gerinnes verursacht worden sein. Arsen und Phosphor fließen mit dem Wasser aus dem Tailing ab und werden verdünnt.

In den Fadenalgen nehmen die Konzentrationen von Uran (von 10,5 auf 6,5 mg/kg TG), Arsen (von 220 auf 70 mg/kg TG) und Phosphor (von 2700 auf 1700 mg/kg TG) entlang des Gerinnes ab, die von Blei (von 15 auf 16 mg/kg TG) leicht zu.

Akkumulationsleistung von Uran und Arsen durch Chara spec. *im Tailingwasser ohne Konkurrenzdruck*

Ohne Konkurrenz konnte sich *Chara* spec. im Tailingwasser behaupten.

Die erhöhten Uran- und Arsenwerte in der Kontrollprobe (Inkubation der *Chara* spec. in Neuensalz-Mechelgrün im Wasser aus Berlin Marienfelde) im Vergleich zur Referenz (keine Inkubation in Mechelgrün) können durch eine Kontamination durch Stäube des umherliegenden Materials ins Wasser entstanden sein.

Der Elementgehalt in *Chara* spec. nach 29 Tagen Inkubation zeigt niedrigere Phosphorwerte als in der Referenzprobe. Das deutet auf ein Wachstum unter Phosphorlimitation im Tailing hin. Phosphatzugaben zum Tailingwasser erhöhen die Phosphorkonzentrationen in den Algen geringfügig.

Durch Calciumzusatz wird die Akkumlationsleistung von Arsen verringert, Phosphor hemmt die Akkumulation noch weiter (Abb. 2). Das ist auf einen Antagonismus bei der Stoffaufnahme zwischen Phosphor und Arsen zurückzuführen (Mkandawire et al., 2004) Durch Zusätze von Calcium bzw. Calcium und Phosphat wird die Akkumulationsleistung von Uran verringert (Abb. 2). Das ist wahrscheinlich auf die vorrangige Besetzung der Austauscherplätze durch Calcium bzw. eine Verminderung der Uransorptionskapazität, z. B. der Polygalakturonsäure zurückzuführen (Garnham 1997).

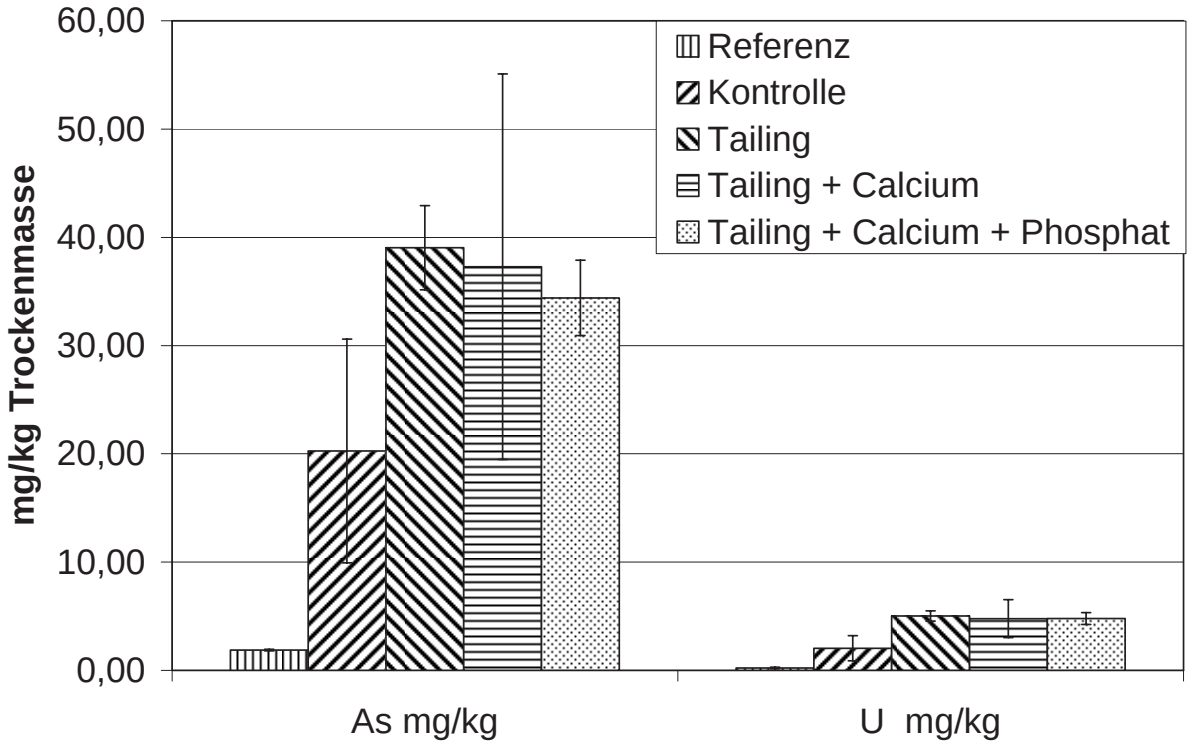


Abb. 2: Uran- und Arsengehalt in *Chara* spec. nach vierwöchiger Inkubation im Tailingwasser mit Zusätzen (n = 4)

Eine statistisch gesicherte Abnahme des Uran- und Arsengehaltes im Wasser über den Versuchszeitraum hinweg konnte nicht beobachtet werden. Hervorzuheben ist aber, dass die Anreicherung von Uran und Arsen in den Armleuchteralgen um eine Zehnerpotenz höher ist als die Konzentrationen, die im Wasser vorliegen. Dieser Aufkonzentrationsfaktor (Algen/Wasser) ist mit demjenigen, der an makrophytischen und mikrophytischen Algen unter vergleichbaren Belastungsbedingungen bestimmt wurde, vergleichbar (Dienemann et al., 2002).

Schlussfolgerung

Die Algen in Mechelgrün wachsen unter phosphorlimitierten Bedingungen. Die relativ hohe Akkumulation von Uran und Arsen durch submerse und emerse Makrophyten (Dienemann, 2002; Mkandawire, 2004) konnte auch für diese Gattung bestätigt werden, obwohl die prognostizierte außergewöhnlich hohe Leistung zumindest unter diesen Standortbedingungen nicht bestätigt werden konnte. Die Fadenalgen der Gattungen *Microspora* spec. und *Cladophora* spec. akkumulieren bis zu 300 mg/kg TG Arsen und 12 mg/kg TG Uran. *Chara* spec. kann bis 39 mg/kg TG Arsen und 5 mg/kg TG Uran erreichen bei einer Konzentration von 80 µg/l Arsen und 50 µg/l Uran im Wasser. Phosphatzugabe verringert die Arsenakkumulation. Die Uransorption und die chemische Spezieierung werden ebenfalls durch Calcium- und Phosphatzusatz verändert (Mkandawire et al., 2004).

Danksagung

Besonderer Dank gilt K. Klinzmann, A. Jost und A. Weiske sowie BMBF für die finanzielle Förderung (FZK: 02WBO222). Dr. M Feibicke (UBA Berlin Marienfelde) danken wir für die Unterstützung bei der Beschaffung der Algen.

Literatur

Dienemann, C., Dudel, G. E., Dienemnn, 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., Uranium in the Aquatic Environment, Springer Verlag.

Dudel, G. E., Brackhage, C., Dienemann, H., Mkandawire, M., Weiske, A. (2004): Capacity of natural attenuation of trace contaminants from uranium mine tailing waters by nature-like constructed wetlands. In: H. McGrath et al., Mining Waters, Springer Verlag, Berlin.

Garnham, G. W. (1997): The use of algae as metal biosorbents. In: Wase, J., Forster, C., Biosorbents for metal ions, Taylor & Francis, London, Bristol.

Mkandawire, M., Dudel, G. E., 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: McGrath, H. et al., Mining Waters, Springer Verlag, Berlin,

Kalin, M., Kießig, G., Küchler, A. (2002): Ecological water treatment proess for underground uranium mine water: Progress after three years of operating a constructed wetland. In: Merkel, B. J., Planer-Friedrich, B., Wolkersdorfer, C., Uranium in the Aquatic Environment, Springer Verlag.

Mesokosmosanlage zur Identifizierung von Festlegungsprozessen von Uran in Feuchtgebieten

Jan-Henning Ross, Carsten Brackhage, Arndt Weiske & Gert E. Dudel

TU Dresden, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Pienner Straße 19, D-01737 Tharandt
e-mail: ross@forst.tu-dresden.de, brack@forst.tu-dresden.de, weiske@forst.tu-dresden.de, dudel@forst.tu-dresden.de

Keywords: Mesokosmos, Uran, *Phragmites australis*, Schadstoffretention, Tracer, constructed wetland

Einleitung

Der ehemalige Uranerzbergbau im sächsischen Erzgebirge führt zu erheblicher Umweltbelastung durch Uran, Radium, Arsen u. a. Stoffe über den Wasserpfad. So wurden beispielsweise im Wasser des Abstrombereichs eines Bergwerkes bei Neuensalz-Zobes (Vogtland) Konzentrationen von 100-300 µg/l Uran gemessen (Ross & Dudel, 2004). Das entspricht Frachten von 0,1-1 kg/Tag. Die LAWA diskutiert für Uran gegenwärtig einen Trinkwassergrenzwert von 10 µg/l, in den USA gilt ein Trinkwassergrenzwert von 20 µg/l (ATSDR, 1999). Uran ist aufgrund seiner Radioaktivität und aufgrund seiner chemisch-toxischen Eigenschaften ein Gefahrstoff (DVWK, 1998). Die europäische Wasserrahmenrichtlinie fordert bis 2015 (EU, 1999) einen guten ökologischen und chemischen Zustand für die Gewässer. Feuchtgebiete und „constructed wetlands“ sind potenzielle Senken für Metalle und Radionuklide. „Constructed wetlands“ (Kadlec & Knight, 1996) werden bereits seit einigen Jahren erfolgreich und kostengünstig unter anderem auch zur Reinigung von Grubenwässern eingesetzt (Kießig & Hermann, 2000). In natürliche Feuchtgebiete und „constructed wetlands“ ist es schwierig, einzelne Festlegungsprozesse und zugehörige Randbedingungen zu identifizieren. Für diese Fragestellung bieten sich Mesokosmen mit folgenden Vorteilen an:

- abgegrenzte, teilweise geschlossene Freiluftexperimentalanlage zur Simulation der natürlichen Umwelt (Odum 1984),
- Eignung zur experimentellen Variation einzelner Einflussgrößen bei Kontrolle sonstiger Umweltfaktoren (Objektivierbarkeit),
- Randbedingungen teilweise steuerbar,
- Mehrfachversuche, Versuchswiederholungen,
- Einsatz umweltgefährdender Stoffe möglich Skalierung (Komplexitätsniveau) zwischen Labor und Freiland.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, in einer Mesokosmenanlage Prozesse zur Festlegung von Uran in Feuchtgebieten unter besonderer Berücksichtigung von *Phragmites australis L (TRIN)* zu untersuchen. *Phragmites australis* ist die dominierende Art in Pflanzenkläranlagen und „constructed wetlands“ (Hörner & Geller, 2003).

Material und Methoden

Mesokosmenanlage

Für Experimente zur Uranfestlegung wurden sechs rechteckige Mesokosmenbehälter aus GFK mit jeweils 2 m³ Volumen und 2,8 m² Fläche im Boden eingesenkt und mit Kies (2-5 mm) befüllt, so dass jeder Mesokosmos ein hydraulisch nutzbares Porenvolumen von 0,68 m³ (34 %) hatte. Fünf der Behälter wurden mit im Vorjahr des Experiments mit im Freiland gewonnenem *Phragmites australis* bepflanzt, ein Behälter blieb unbepflanzt. Die klimatischen Standortverhältnisse der Herkunft von *Phragmites australis* aus einem Bergbaugebiet im mittleren Erzgebirge (Lengefeld) sind mit dem Umfeld der Mesokosmenanlage ähnlich. Die Mesokosmen entsprechen dem Typ der „sub surface flow wetlands“ (Kadlec & Knight, 1996) Wasser wird im Umlauf gepumpt und die Pumpraten sind von 0,1-1,5 l/min regelbar. Das entspricht theoretischen Verweilzeiten von 0,3-4,7 d. Die Durchströmung der Mesokosmenbehälter wurde mit Tracertests überprüft.

Urandotierungexperimente

Im Sommer und Herbst 2003 wurde mehrfach 0,68 g Uran in gelöster Form als Uranylnitrat in vier Mesokosmen zugegeben (insgesamt jeweils 4,08 g Uran). Zur Kontrolle wurde als unsorptiver Referenztracer Lithiumchlorid eingesetzt. Die Wasserprobennahmen erfolgten im Umlauf und über Saugkerzen aus dem Kiessubstrat. Wasser- und Pflanzenanalysen erfolgten mit ICP-MS (Methodik in Brackhage & Dudel 2002). Physiko-chemische Parameter und Klimaparameter wurden sowohl mit Handmessgeräten als auch über Systeme mit Datenlogger erfasst (Meinsberg, WTW, van Essen). In allen Behältern der Zuwachs für Schilf bestimmt und im Spätherbst kompartimentbezogen beprobt. Um den Einfluss des Kieses aus den Mesokosmenbehältern auf die Urandotierungsexperimente zu erfassen, wurden sogenannte Batchversuche im Labor durchgeführt. Hierfür wurde Kies vor Versuchsbeginn in verschiedenen Lösungen konditioniert (1) Leitungswasser, (2) modifizierte Nährlösung nach Huttner1/10 verdünnt - entspricht nach Mkandawire et al. 2004 näherungsweise wasserchemischen Verhältnissen in bereits untersuchten Referenzgebieten mit Uranbelastung, (3) Originalnährlösung nach Huttner (in Landolt & Kandeler 1987) und anschließend für 48 h bei pH 7 unter ständigem Rühren in Uranlösungen von 100 µg/l und 1000 µg/l inkubiert.

Ergebnisse und Diskussion

Abiotische Verhältnisse der Mesokosmenanlage

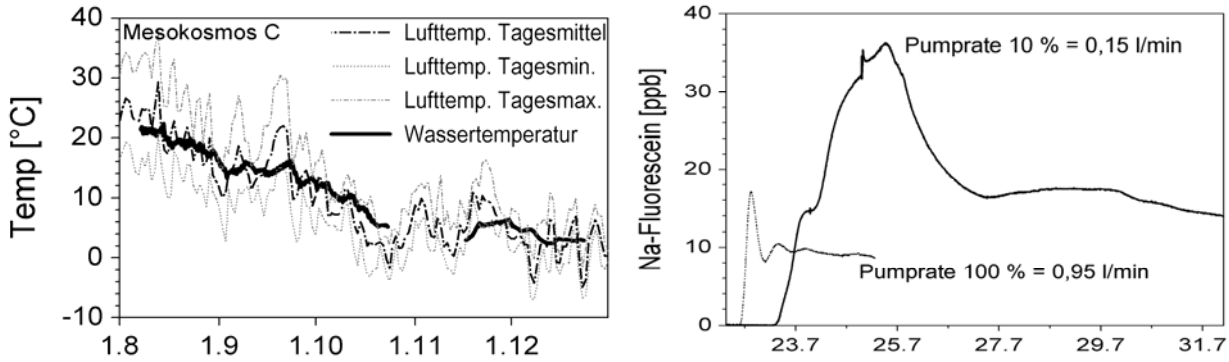


Abb. 1a (links): Temperaturverhältnisse in den Mesokosmen und Lufttemperaturen

Abb. 1b (rechts): Tracertest zur Prüfung von Durchmischung und Verweilzeiten

Die Mesokosmen zeigten im Betrieb naturnahe Umweltbedingungen. Mit *Phragmites australis* bepflanzte Mesokosmen hatten gegenüber Lufttemperaturen deutlich gedämpfte und mit natürlichen Beständen vergleichbare Wassertemperaturen (Abb. 1a). Tracerversuche belegen eine gute Durchmischung in den Behältern ohne Kurzschlussströmung (Abb. 1b). Bei einer Pumprate von 0,15 l/min beträgt die mittlere Verweilzeit etwa 80 h und bei 0,95 l/min 12 h.

Primärproduktion

Die Schilfbestände zeigten ein mit natürlichen Beständen vergleichbares Wachstum (Dudel et al. 2004). Der Zuwachs war in allen Mesokosmen ähnlich und ohne erkennbaren Einfluss der Urankontamination auf die Biomassenentwicklung. Der überwiegende Anteil der unterirdischen Pflanzenkompartimente, insbesondere der Rhizome, ist typisch für *Phragmites australis* in nährstoffarmen Freilandbeständen (Ondok 1970)

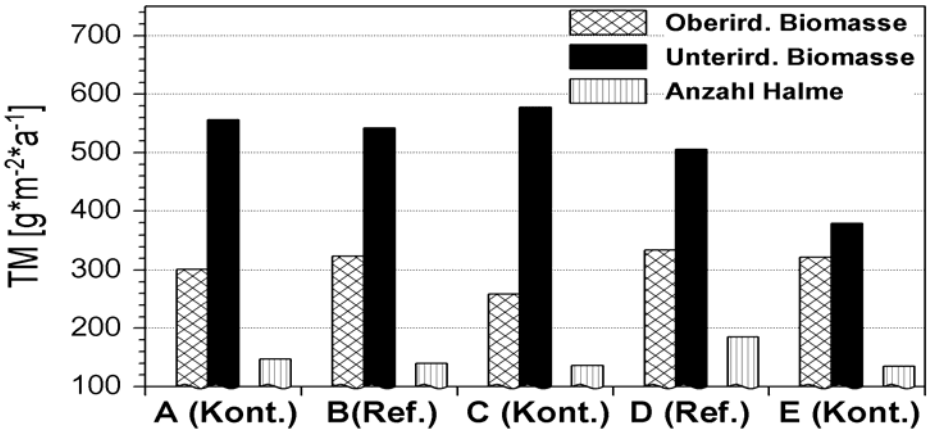
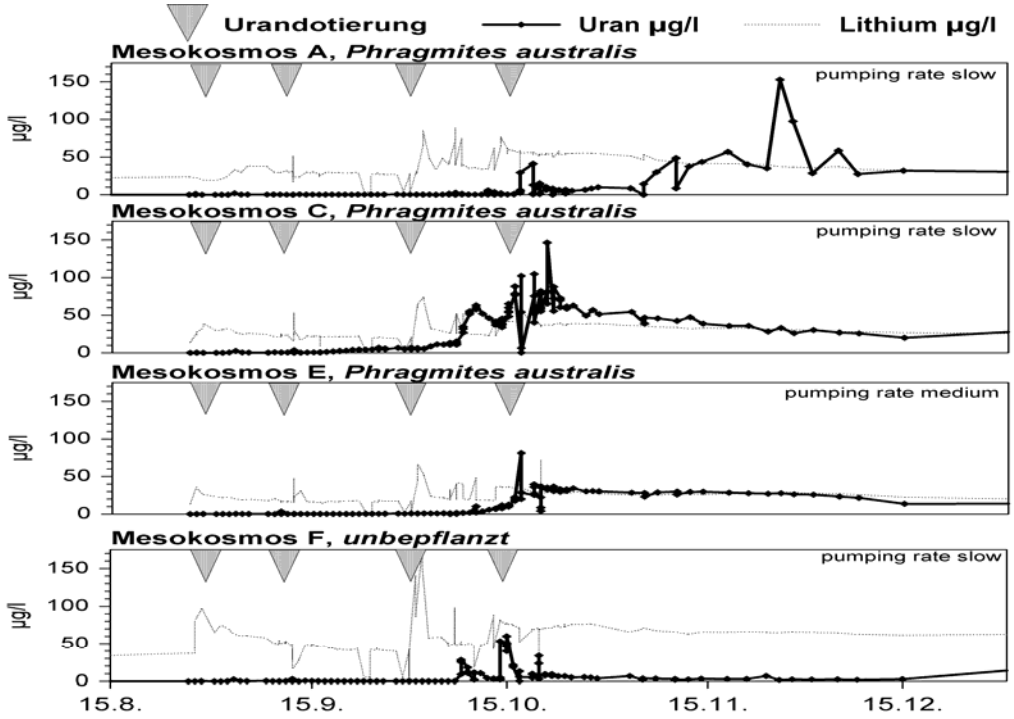


Abb. 2: Schilfzuwachs bei Uran kontamination (A, C, E) und in nicht kontaminierten Referenzmesokosmen (B, D)

Uranelimination aus dem Wasserpfad



Das in den beiden ersten Dotierungen zugegebene Uran wurde in allen Behältern fast vollständig sorbiert (Abb. 3), während das unsorptive Lithium im Wasserpfad schnell nachgewiesen werden konnte. Dies ist vorrangig auf Sorption an Kies und untergeordnet auch an der Oberfläche der Behälter zurückzuführen.

Abb. 3: Uran und Lithium im Interstitialwasser der Mesokosmen nach Urandotierungen

Die indirekte Prüfung der Sorption von Uran an Kies durch die Batchversuche ergab eine extreme Sorptionsleistung von mehr als 90 % des eingegebenen Urans (Daten nicht dargestellt). Der Sorptionsgrad steigt deutlich mit dem Phosphatgehalt Konditionierungslösung (stärkste Sorption bei Vorbehandlung mit Original-Huttnerlösung).

Schwache Uran-Durchbrüche traten nach der dritten und vierten Dotierung auf (Abb. 3). Auffällig sind ein später Konzentrationsanstieg in Behälter A im November. Hierbei kann es sich um Rücklösung handeln. Bemerkenswert ist die höhere Sorptionsleistung im schilffreien Behälter F, welche Gegenstand weiterer Untersuchungen sind. Im Wasserpfad ist Uran überwiegend partikulär gebunden. Das Konzentrationsverhältnis von Uran in unfiltrierten und filtrierten Proben (0,45 µm) lag etwa bei Faktor 2. Bei den Partikeln handelt es sich überwiegend um Detritus.

Uranfestlegung durch Phragmites australis

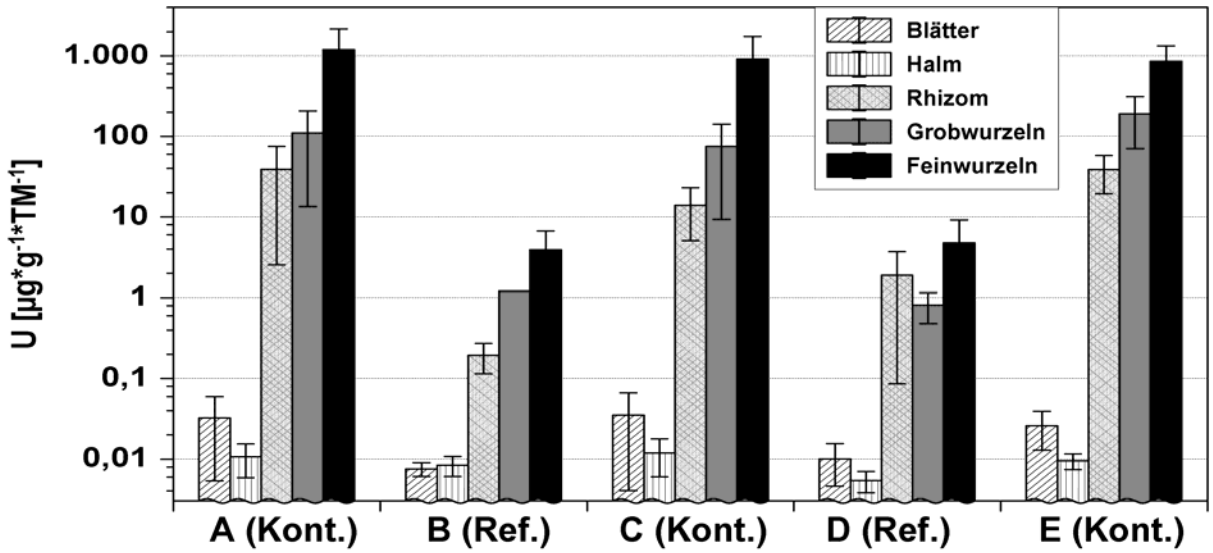


Abb. 4: Mittlere Urankonzentrationen in verschiedenen Kompartimenten von *Phragmites australis* für die einzelnen Mesokosmen (logarithmische Skalierung)

Die Uranfestlegung erfolgt hauptsächlich in/an den unterirdischen Kompartimenten Wurzel und Rhizom (Abb. 4). Urangehalte der Blätter und Halme in den mit Uran dotierten Behältern sind gering und nur unwesentlich höher als in den Referenzmesokosmen. Die Werte in den Referenzmesokosmen B und D entsprechen Hintergrundwerten an nicht belasteten Standorten des Erzgebirges. Für die Urananreicherung kann für die Konzentrationen in Pflanzenkompartimenten für *Phragmites australis* folgende Reihenfolge festgestellt werden:

Feinwurzel > Grobwurzel > Rhizom >> Blatt > Halm

Schlussfolgerungen

Es lassen sich in der Mesokosmosanlage mit *Phragmites australis* mit Referenzflächen im Erzgebirge vergleichbare Standortverhältnisse simulieren. Uran im Interstitialwasser der Mesokosmen ist Uran überwiegend partikulär gebunden. Dieses Phänomen ist bereits allgemein für Radionuklide bekannt (LAWA, 1996) und tritt auch in den untersuchten Mesokosmen auf. In zweijährigen Beständen wird nach Dotierung Uran schnell und vorherrschend am Kiessubstrat sorbiert. Für das Gesamtsystem hatte die Festlegung in/an *Phragmites australis* im Versuchszeitraum nur eine unter-

geordnete Bedeutung, obwohl in den unterirdischen Kompartimenten eine relevante anteilige Uranfestlegung stattfand. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse muss beachtet werden, dass durch ein Experiment innerhalb einer Vegetationsperiode noch keine Aussagen für die Festlegung über mehrjährige Zeiträume gemacht werden können. Das durchgeführte Experiment kann nur die Initialphase eines „constructed wetland" repräsentieren. Bei einer längerfristigen Kontamination mit Uran ist zu erwarten, dass die Sorptionsleistung des Substrates durch Sättigungsgleichgewichte begrenzt wird. Für die Festlegung von Uran durch *Phragmites australis* ist auch zu berücksichtigen, dass Schilfbiomasse jährlich erneuert wird. Der Bestandesabfall wird teilweise bei einer statt findenden Substrat- oder Torfbildung immobilisiert oder auch mineralisiert. In welchem Umfang dabei Uran wieder mobilisiert wird bzw. unter welchen Bedingungen bzw. in welchen Kompartimenten (z. B. mikro-anaeroben Räumen) dauerhaft festgelegt wird, erfordert längere Untersuchungszeiträume. Darüber hinaus beeinflusst *Phragmites australis* die Wasserbeschaffenheit und die Struktur der Porenhohlräume im Substrat und damit auch die Festlegungsprozesse im Substrat bzw. durch assoziierte Mikroben. Diesbezügliche Aussagen sind erst unter Berücksichtigung zumindest einer vollständigen Vegetationsperiode möglich.

Danksagung

Dank für Probennahme und Laborarbeiten an D. Bartels, H. Dienemann, S. Förster, A. Jost, L. Keydel, K. Klinzmann, M. Mkandawire, Ch. Müller und K. Vogel sowie an R. Fehlhaber. Die Studie wurde im Rahmen des BMBF-Projektes „Umweltentlastungspotentiale von natürlichen und naturadäquat konstruierten Feuchtgebieten für kontaminierte Wässer des Uran-Erzbergbaus" (Förderkennzeichen 02WBO222) durchgeführt.

Literatur

ATSDR (1999): U. S. Agency for toxic substances and disease registry: toxicological profile of uranium.

Dudel G. E., Brackhage C., Mkandawire M., Weiske A (2004): Capacity of natural attenuation of trace contaminants from uranium mine tailing waters in nature-like constructed wetlands. Proc. Mine Water 2004 Process, Policy and Progress, 19-23 Sep. 2004 Newcastle upon Tyne, UK, 25-33.

DVWK (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil II, DVWK Schriften 117.

EU (1999): Gemeinsamer Standpunkt (EG) des Rates vom 11. März 1999 im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Interinstitutionelles Dossier, 97/0067 (COD), 9085/99, Brüssel, 30. Juli 1999.

Hörner G., Geller G. (2003): Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Springer-Verlag, Berlin. 221 s.

Kadlec R. H., Bastiaens, W., Urban, D. T. (1993): Hydrological design of free water surface treatment wetlands. In: Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Moshiri, G.A. (Ed.), Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 77-86.

Kadlec, R. H., Knight, R. L. (1996). Treatment Wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton.

Kießig, G., Hermann, E. (2000): Nachfolgelösungen für die konventionelle Wasserbehandlung, Proc. „Wismut 2000 – Bergbausanierung, Schlema.

LAWA (1999): Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland, Schwebstoffuntersuchungen, Bestandsaufnahme 1996, Empfehlungen. Herausgegeben von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

Landolt E., Kandeler R. (1986): The Family of Lemnacea: A monographic study Vol. 2 Phytochemistry, physiology, application, bibliography. Veröff. Geobot. Inst. ETH Stif.

Mkandawire, M., Dudel, G. E., Taubert, B. (2004): Accumulation of uranium in Lemna gibba L. in relation to milieu conditions of tailing waters in abandonend uranium mines inGermany. Proc. Mine Water 2004 Process, Policy and Progress, 19-23 Sep. 2004 Newcastle upon Tyne, UK, 9-17.

Odum, E. P. (1984): The mesocosm. Bioscience 34, 558-562.

Ondok, J. P. (1970): The horizontal structure of reed stands *Phragmites communis* and its relation to productivity. Predlia (Prague) 42:256-261.

Ross, J.-H., Dudel G. E. (2004): Beprobungskonzept zum Monitoring vom Uranaustrag über den Wasserpfad. Posterabstract im Proc. „Repräsentative Grundwasserprobennahme" unter Leitung der Sächs. Akademie für Natur und Umwelt 28.-30.10.2004 in Leipzig.

Gewässerbelastung durch Cyanobakterien – Ergebnisbericht über den Einsatz von Makrophyten in der Restaurierung eines Flachsees

Tilman Rott

Büro für angewandte Ökologie – terre nouvelle; e-mail: terre.nouvelle@t-online.de

Keywords: Makrophyten, Cyanobakterien, Restaurierung, Wuchsinselkonzept, Konkurrenz, Sukzession

1 Einleitung

Seit 1996 traten in einem anthropogenen, schwach alkalischen, grundwassergespeisten Flachgewässer (25 ha, 9 m) „Blüten“ benthischer und pelagischer Cyanobakterien auf, welche die Wasserqualität und die Nutzung stark beeinträchtigten. Das Büro für angewandte Ökologie wurde ab 1999 mit limnologischen Untersuchungen beauftragt, die zeigten, dass die Oberflächenschicht mesotroph, das Tiefenwasser jedoch eutroph war und benthische Cyanobakterien (v. a. *Phormidium retzii* Gomont und *Lyngbya stagnina* Kützing) die submersen Makrophyten unterdrückten. Am Ende der Vegetationsperiode verwandelten sich die schleimigen Schichten der Cyanobakterien in 2 - 5 m Tiefe, in elastische, bis zu 2 cm mächtige „gummiartige“ Beläge, die zu reduzierenden Bedingungen im Sediment führten. Als Ursachen machten wir die Licht-/Resuspensionsbedingungen, die hohe Wachstumsgeschwindigkeit der Cyanobakterien und den Porenwasser-/Sediment-Komplex aus, der hohe TP-Konzentrationen (400 $\mu gTPl^{-1}$) und ein enges N:P-Verhältnis (< 10:1) aufwies. Aufgrund der Ergebnisse stellten wir die **Hypothese** auf, dass durch die Wiederansiedlung von Makrophyten die Cyanobakterien zurückzudrängen seien. Dazu erfolgten biologische und chemische Enclosure-Experimente, welche die Besiedlungs- und Konkurrenzfähigkeit der Makrophyten bestätigten, sofern Resuspension und P-Rücklösung verringert werden. So entwickelten wir das **Wuchsinsel-Konzept**, das Erkenntnisse aus der Sukzessionslehre (Gray et al., 1987; Schachtschabel et al.,1992; Frey, 1998) zur **Regeneration** der Unterwasservegetation nutzte.

2 Material/Methodik

2.1 Materialanforderung

Als Wuchsinseln werden Module aus unterschiedlichen Materialien verstanden, die bepflanzt werden und als Initialfläche zur Besiedlung dienen. Die Wuchsinseln mussten biologisch abbaubar, aber mehrjährig nutzbar und pflanzenverträglich sein. Das Ausgangsmaterial sollte gut zu durchwurzeln sein und kaum Makronährstoffe enthalten. Die so geförderte biologische Aktivität sollte eine artspezifische Humusqualität (Steinberg, 2001; Hupfer, 2001) fördern und der momentanen Entwicklung des Sedimentes entgegenwirken. Eine weitere Anforderung war, dass die Wuchsinsel die Resuspension unterdrückt, ohne das Sediment vollständig abzudichten. Außerdem sollte die Wuchsinsel Schutz gegenüber benthischen Cyanobakterien sowie grundelnden Fischen bieten.

2.2 Arbeitstechnik

Die Arbeitstechnik ist wesentlich, da sie die Kosten-Nutzen-Relation bestimmt. So reduziert eine effiziente Zucht und Vorhaltung die Kosten sowohl für die Ausbringung als auch für die Nachpflanzungen. Die Initialflächen wurden nach bodenökologischen Kriterien, einschließlich der Lage zum Licht und zur Strömung, ausgesucht und unter Wasser gekennzeichnet. Die Ausbringung der Inseln sollte zeitlich flexibel, zügig und eventuell großflächig sein können. Nach Vorversuchen wurden 10 m² große Module verwendet, die sich für Taucherarbeiten als geeignet herausgestellt hatten. Die Mächtigkeit und Dichte der Wuchsinsel wurde dem Sediment bzw. der Pflanzenart angepasst. Zur Bepflanzung dienten *Myriophyllum*-Mischungen und *Chara contraria* A. Braun mit unterschiedlichen Wuchsdichten. Um Randeffekte zu nutzen (Van der Laan, 1996), wurden die Wuchsinseln so angeordnet, dass die Raumbeeinflussung maximiert wurde. So entstand bis Anfang 2003 eine Initialfläche von 200 m² (mit Randeffekt: ca. 400 m²).

2.3 Makrophytenkartierung

Grundsätzlich erfolgte die Tauchkartierung der Makrophyten parallel zum Ufer. Dabei sind zwei unterschiedliche Bereiche abzugrenzen: der unmittelbare steile Uferbereich (Steigung: 1:1 - 4:1), der i. a. bis auf ca. 5 m Tiefe abfällt, und der langsam an Tiefe zunehmende Tiefenbereich (> 5 m). Die Ausdehnung der Cyanobakterien wurde über die maximale Wuchstiefe der Makrophyten hinaus durch linienhafte Aufnahmen pro Abschnitt senkrecht zur Uferlinie erkundet. Bei der Kartierung wurden Deckungsgrad, maximale Wuchstiefe, Vitalität, Kornfraktion etc. festgehalten. Es entstanden 66 Abschnitte, die zu Abschnitten gleicher Vegetation zusammengefasst wurden. Die Makrophyten wurden vor Ort bestimmt oder, z. B. bei Characeaen, mit beschrifteten, Wasser gefüllten Behältern entnommen und unter dem Binokular/Lichtmikroskop bestimmt.

3 Ergebnisse

3.1 Makrophyten: Entwicklung von 2002 bis 2003

Die erste Pflanzung erfolgte im April 2002 in 2 bis 4 m Tiefe im Süden des Gewässers. Trotz sich verschlechternder Sichttiefen nahmen die Makrophyten auf den Wuchsinseln bis zum Juli erheblich an Wuchs und Dichte zu, wobei sich die Anzahl der Pflanzen um 30 % verringerte.

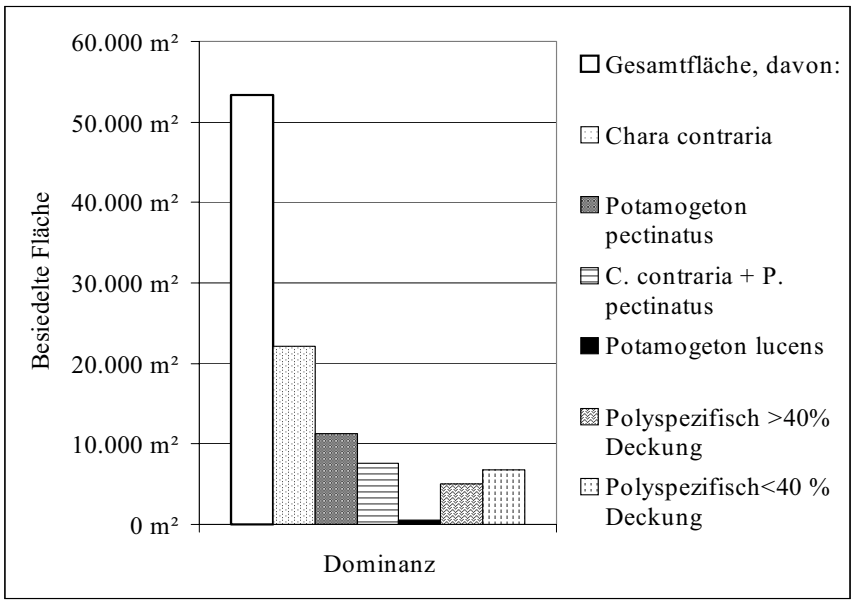


Abb. 1: Flächenausdehnung der dominanten Makrophyten bis September 2003

(Insgesamt besiedelten die Makrophyten innerhalb von 2 Jahren die Uferbereiche bis in 6 m Tiefe und in einer Breite von bis zu 120 m, weshalb der Großteil des Litorals durch die Cyanobakterien kaum mehr genutzt werden konnte.)

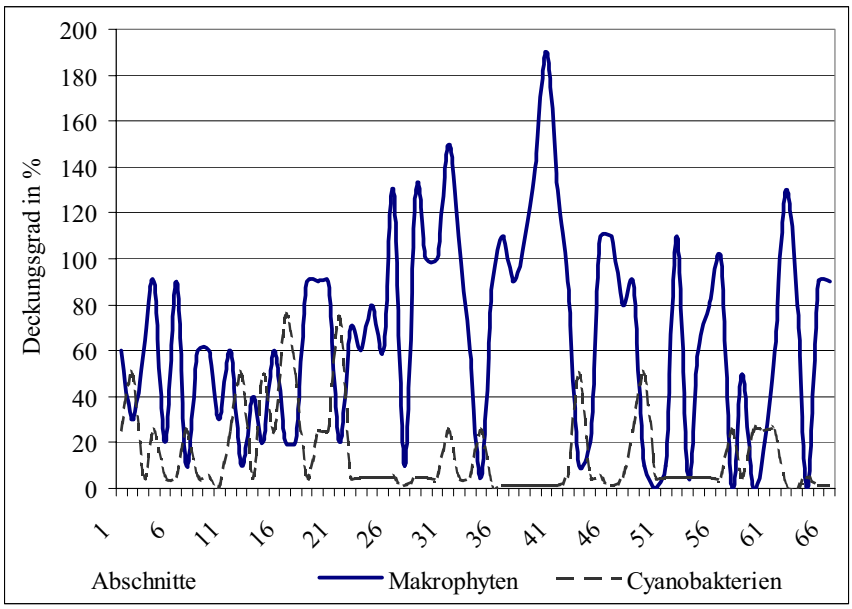
Gleichzeitig waren vier autochthone Arten in die Initialflächen „eingewandert“. Besonders erfolgreich waren *M. spicatum* L. und *Potamogeton lucens* L. (nicht gepflanzt), die bereits im Juni blühte. Sie trat ab dem Spätsommer 2002 juvenil an anderen Probestellen in 1,5 m Tiefe auf, als bereits keine Characeaen mehr festzustellen waren. Am Ende der Vegetationsperiode nahmen die Makrophyten (Wuchshöhe - 3 m) eine Fläche von ca. 4000 m² um die Wuchsinseln ein. Die entstandene Struktur hatte zur Besiedlung eines individuenreiches Makrozoobenthos (z. B. *Anabolia nervosa* (Juni), *Stagnicola palustris*, *Lymnaea stagnalis*) und Massen von Jungfischen geführt. Die benthischen Cyanobakterien fassten erst im Herbst inselartig auf den Wuchsinseln Fuß. Im März 2003 wurde die Maßnahme im Norden wiederholt. Im Gegensatz zu 2002 besiedelte *C. contraria* erfolgreich den südlichen Seebereich bis in 6 m Tiefe. Gleichzeitig breiteten sich andere Makrophyten um die nördlichen Wuchsinseln, gefördert durch ein günstiges Lichtregime, aus. Bis Ende 2003 waren *C. contraria* im Süden und *P. pectinatus* im Norden am erfolgreichsten, wogegen *M. spicatum* und *P. lucens* an Bedeutung verloren (s. Abbildung 1).

Tab. 1: Restaurierungsergebnis – Veränderungen zwischen 1999 und 2003

	1999	2003
Pflanzenarten	3	15
Bestandsflächen	wenige m²	53.000 m²
Dominanz Litoral	Cyanobacteria	Potamogeton pectinatus; Chara contraria
Dominanz Pelagial	Cyanobacteria	Chrysophyceae

3.2 Cyanobacteria: Entwicklung von 2002 bis 2003

Im Jahr 2002 war nur im Umfeld der Wuchsinseln eine Verminderung der benthischen Cyanobakterien festzustellen. Erst im Jahr 2003 lösten die Makrophyten die benthischen Cyanobakterien großflächig ab (s. Abbildung 2), wobei die Chara-Bestände auf sandigem Sediment besonders erfolgreich waren. An stark geneigten Flächen und im Norden waren *P. pectinatus*, *Najas marina*, vereinzelt auch *M. spicatum* und *P. lucens*, erfolgreicher. I. a. konnten die Makrophyten ab einem Deckungsgrad von 60 % die benthischen Cyanobakterien deutlich zurückdrängen (s. Abbildung 2).



Noch 1999 hatten Cyanobakterien das Plankton des Pelagials geprägt, wohingegen 2003 ganzjährig Chrysophyceae und Diatomeae im Sommer (Biovolumen: < 100.000 $\mu m^3 ml^{-1}$) dominierten.

Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad der Makrophyten und der benthischen Cyanobakterien

3.3 Weitere limnologische Veränderungen im Überblick

Die dramatische Entwicklung der Makrophyten ist auch anhand anderer Parameter nachzuvollziehen. Im Laufe der Besiedlung verbesserte sich die Sichttiefe (Median-Wert) von 2 m (1999) auf 4 m (2003). Entsprechend nahmen die Konzentrationen von Chlorophyll a, v. a. die Maximalwerte in der Tiefe, ab (s. Abbildung 3).

Die TP-Konzentration, die im Sommer 1999 bei 50 µgPl^{-1} lag, unterschritt im Jahr 2003 die Nachweisgrenze. Hingegen nahm die Stickstoff-Konzentration zu, wodurch sich das N:P-Verhältnis zugunsten der Makrophyten veränderte.

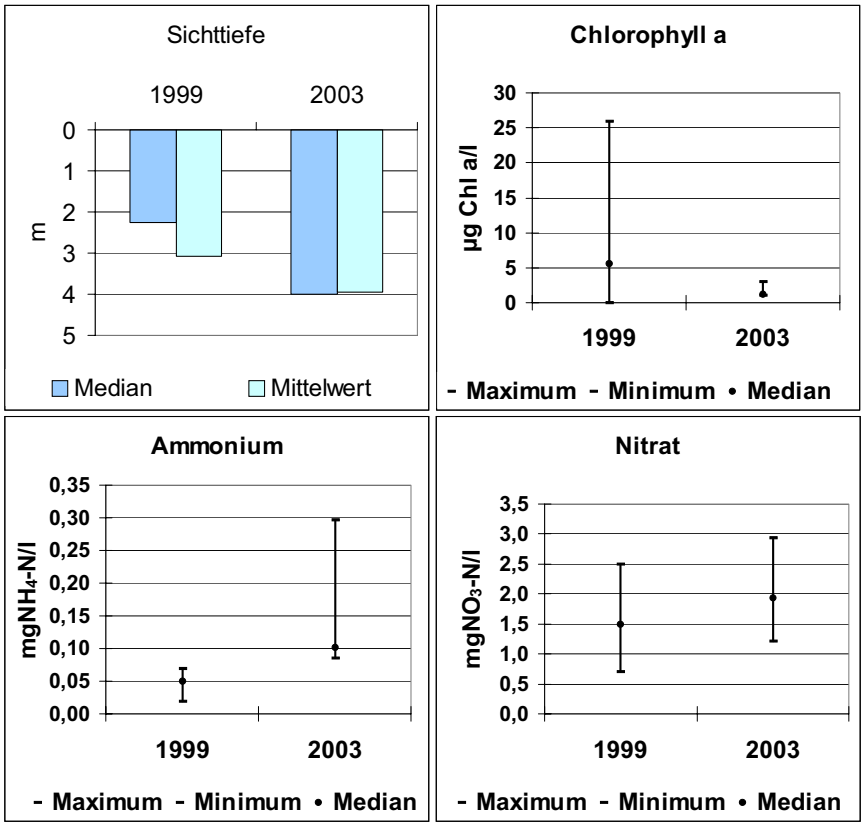


Abb. 3: Chemo-physikalische Veränderungen zwischen 1999 und 2003

4 Diskussion/Schlussfolgerung

Die dargestellte Entwicklung verlief aus trophischer Sicht wie vermutet, da mesotrophe/schwach eutrophe Gewässer als instabil (Kalbe, 1996) bzw. unelastischer einzustufen und somit beeinflussbarer sind. Denn aufgrund der Nährstoffkonzentration im Pelagial war die Konkurrenzfähigkeit der Makrophyten als hoch einzuschätzen. Schnelles Wachstum und Ausdehnung der Makrophyten verringerte die Resuspension und erhöhte die Durchlichtung (Körner, 2002b). Im Initialstadium kam auch die Schutzfunktion des Moduls, das durch Cyanobakterien erst spät besiedelt wurde, zum Tragen. Auch entfalten fast alle eingesetzten und neu auftretenden Arten nach Gross et al. (2002) und Ivanyi et al. (2002) allelopathische Wirkungen, wodurch sich die Konkurrenzbedingungen für die Cyanobakterien zusätzlich verschärft haben dürften. Die schnelle Flächenausdehnung der Makrophyten dürfte auch durch die Verbesserung des N:P-Verhältnisses begünstigt worden sein, wobei der Anstieg des Stickstoffs der biologischen Aktivität und die Abnahme der Phosphorkonzentration den verbesserten Sedimentbedingungen zuzuschreiben ist.

Die Geschwindigkeit der Flächenausdehnung ist auch aus anderen Fachdisziplinen bekannt geworden, wobei häufig von Zyklen (Begon, 1998) gesprochen wird. Möglicherweise wird an diesem Beispiel sichtbar, dass in Flachgewässern, analog zur Bistabilität zwischen Phytoplankton und submersen Makrophyten (Scheffer, 1998; Körner, 2002a), auch eine bodenökologisch bedingte Bistabilität zwischen benthischen Cyanobakterien und submersen Makrophyten bestehen könnte.

Die einleitend aufgestellte Arbeitshypothese, dass die benthischen Cyanobakterien „künstlich" durch Makrophyten zurückgedrängt werden können, wurde bestätigt. Auch das Wuchsinselkonzept, also die Besiedlung kleiner Initialflächen zur Förderung autochthoner Potenziale, scheint zielführend zu sein und kann somit als eine adäquate Methode zur Restaurierung von belasteten, anthropogenen Flachseen betrachtet werden. Zusätzliche Erkenntnisse werden hoffentlich aus der weiteren Sukzession zu gewinnen sein.

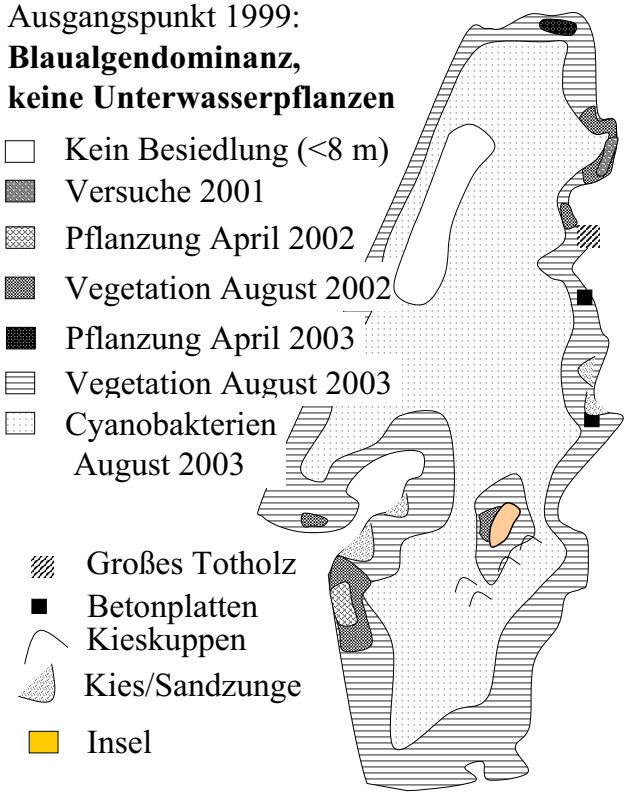


Abb. 4: Verlauf der Besiedlung durch Makrophyten

Danksagung

Da alle Projektpartner Argumenten zugänglich waren und pragmatisch gehandelt haben, konnte gemeinsam eine kostengünstige Problemlösung erreicht werden. Für die konstruktive Zusammenarbeit sei meinen Auftraggebern, der Gemeinde Baar-Ebenhausen, dem WWA Ingolstadt und der Fa. GSAN (Berlin) herzlichst gedankt.

Literatur

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. (1990): Ecology – Individuals, Populations, Communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Frey, W., Lösch, R. (1998): Lehrbuch der Geobotanik. Verlag Gustav Fischer.

Gray, A. J., Crawley, M. J., Edwards, P. J. (eds.) (1987): Colonization Succession and Stability. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Gross, E., Erhard, E., Leu, E. (2002): Allelopathic activity of submersed macrophytes. Int. Conference of Limnology of Shallow Lakes, Hungary May 2002.

Hupfer, M. (2001): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. Handbuch Angewandte Limnologie. IV-3.2; 1-22, Ecomed Verlag.

Ivanyi, E., Erhard, E., Gross, E. (2002): Allelopathic activity of Ceratophyllum demersum and Najas marina. Int. Conference of Limnology of Shallow Lakes, Hungary May 2002.

Kalbe, L. (1996): Zur Stabilität von limnischen Ökosystemen. Limnologica 26 (1), 281-291.

Körner, S. (2002 a): Bistabilität – ein Phänomen auch in tieferen Flachseen? DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), 254-259, Tutzing 2002.

Körner, S. (2002 b): Submerse Makrophyten – wichtig für die Seentherapie in Deutschland. Wasser & Boden. Jhrg. 54, 9, 38-41.

Schachtschabel, P., Blume, H. P., Brümmer, G., Hartge, K. H., Schwertmann, U. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart.

Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London.

Steinberg, Ch. E. W. (2001): Biogeochemische Regulation in limnischen Ökosystemen: Zur ökologischen Bedeutung von Huminstoffen. Handbuch Angewandte Limnologie. IV-4.1, 1-198. Ecomed Verlag.

Van der Laan, J. D. (1996): The importance of space in ecology – a story about patterns, scale and modelling. Senckenbergiana maritima, Bd. 27 (3/6), 97-108, Frankfurt a. M.

Biomanipulation in bayerischen „Flachseen“: Vorstellung des Forschungsvorhabens zum Praxistest an fünf ausgewählten eutrophen Gewässern

Harald Morscheid, Frank Mattukat & Veronika Kucklentz

Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Abt. Gewässerökologische Forschung, Demollstr. 31, 82407 Wielenbach, harald.morscheid@lfw.bayern.de

Keywords: Flachseen, Sanierung, Biomanipulation, Makrophyten

Einleitung

Gewässerprobleme durch Eutrophierung bestehen trotz vorzuweisender Erfolge an den großen Voralpenseen auch in Bayern. Hiervon sind vor allem Klein- und Flachgewässer sowie Stauhaltungen betroffen, die einem stetig wachsenden Nutzungsdruck unterliegen. Eine Möglichkeit, diese Gewässer in einen besonders bezüglich der Wassertransparenz für die Freizeitnutzung attraktiven Zustand zu überführen, bietet die Seenrestaurierung durch Nahrungskettensteuerung (Biomanipulation). Die Methode ist in Bayern bisher nicht etabliert und soll deshalb im Rahmen eines Forschungsvorhabens des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft auf ihre Eignung geprüft und an die lokalen Verhältnisse angepasst werden. Das Projekt wird vom Bayerischen Umweltministerium (StMUGV) über eine Laufzeit von fünf Jahren finanziert und soll u.a. folgende Fragen klären:

- Welche bayerischen Gewässer eignen sich besonders für eine erfolgreiche Biomanipulation?
- Bei welcher P-Belastung (Trophie) ist eine Biomanipulation erfolgversprechend?
- Wie muss die Fischgemeinschaft gestaltet werden?
- Wie lassen sich Zooplankton und Makrophyten initiieren und fördern?
- Wie stabil sind die restaurierten Gewässer und wie lassen sie sich dauerhaft stabilisieren?

Dazu wird die Methode konkret, unter Berücksichtigung der vielfach publizierten Vorgaben und Ergebnisse, an fünf ausgewählten Gewässern getestet. Vor, während und nach den Maßnahmen werden die physikalisch-chemischen Parameter, Phytoplankton, Zooplankton, Makrophyten und Fische erfasst und beurteilt.

Material und Methoden

Projektablauf

Das Projekt gliedert sich in die Phasen

– Voruntersuchungen: mögl. einjährige Erfassung des Ausgangszustandes in Frage kommender Gewässer (phys.-chem. Parameter, Phytoplankton und Zooplankton im saisonalen Verlauf, Ma-

krophytenkartierung, Fischbestandserhebung mit Multimaschennetzen und E-Fischerei oder durch ablassen des Gewässers)
– Gewässerauswahl
– Maßnahmen
– Beobachtung
– Auswertung, Erstellen von Bericht und Handlungsanweisung

Ausgewählte Gewässer, Untersuchungen und Maßnahmen

a) natürliche Gewässer (Seen)
- Sulzberger See (Kempten), 36 ha
- Unterer Inselsee (Kempten), 16 ha

b) künstliche Gewässer (Teiche)
- Bachtelweiher (Kempten), 5ha
- Herrenwieser Weiher (Kempten), 6ha
- Weißenstädter See (Weißenstadt) 50 ha

Da die meisten Ergebnisse bereits für die künstlichen Gewässer aus Kempten vorliegen beschränkt sich die weitere Darstellung auf den Bachtelweiher und den Herrenwieser Weiher

Im Bachtelweiher werden durchgehend in vierzehntägigem Rhythmus phys.-chem. Parameter, Phytoplankton und Zooplankton erfasst, im Herrenwieser Weiher monatlich. Bei beiden Gewässern wird zweimal pro Saison eine überblicksmäßige Einschätzung des Fischbestandes (E-Fischerei) und des Makrophytenbestandes vorgenommen. Beide Weiher sind eutroph (Ges. P-Gehalt um 75 µg/l), 2 und 3 m tief und waren vor den Maßnahmen algentrüb, wiesen einen benthivor dominierten Fischbestand auf und waren makrophytenfrei.

Der Bachtelweiher wurde planmäßig nach einer einjährigen Voruntersuchung abgelassen, gewintert und nach dem Bespannen im Frühjahr 2003 mit Hechten (H1, H2, H3) und „Futterfischen“ (einsömmrige Rotfedern) sowie im Herbst 2004 mit weiteren Hechten besetzt. Der Herrenwieser Weiher wurde bereits zu Projektbeginn nach Winterung in neu bespannten Zustand übernommen, jährlich mit Zandern (Zv, Z1, z.T. Z2) und im ersten Jahr mit geringen Mengen an „Futterfischen“ besetzt. In Abweichung zum Konzept von MEHNER et al. 2004 (s.u.) wurden hier als Versuch Zander gesetzt, zumal vorhandene kiesige Untergrundbereiche eine natürliche Reproduktion fördern. Die geschätzten Gesamtfischdichten im ersten Jahr nach der Maßnahme unterschreiten in beiden Gewässern den von MEHNER et al. (2004) geforderten Grenzwert von 50 – 100 kg/ha.

Ergebnisse

Bachtelweiher

In Abb. 1 sind der saisonale Verlauf von Chlorophyll a und die Sichttiefe als die wichtigsten Parameter vor (2002) und nach der Biomanipulation (ab 2003) dargestellt. Der zu erkennende starke Anstieg der Sichttiefe 2003 ging mit einem deutlichen Rückgang der Chlorophyll-a Konzentrationen einher. Des weiteren entwickelte sich ein kräftiger, artenreicher Makrophytenbestand, mit höheren Anteilen an *Potamogeton pectinatus* und *P. crispus*., der 2003 etwa 50 %, 2004 bis zu 90 % des Gewässergrundes bedeckte. Dazu trat im Jahr 2004 eine starke Entwicklung fädiger Grünalgen (*Spirogyra* sp.) auf, deren Algenmatten oft große Teile der Wasseroberfläche abdeckten. In der Zooplanktonentwicklung konnte ein deutlicher Anstieg der Biomassen und Anteile von Daphnien vorwiegend im Frühjahr/Frühsommer belegt werden. Dabei veränderte sich die durchschnittliche Körpergröße des gesamten Zooplanktons nur unwesentlich. Die Elektrobefischungen zur Abschätzung des Fischbestandes zeigten ein gutes Aufkommen von

Hechten im Bachtelweiher, wobei ein schwacher H1 Jahrgang durch weitere gezielte Besatzmaßnahmen über den fortlaufenden Besatzplan hinaus gestärkt werden muss.

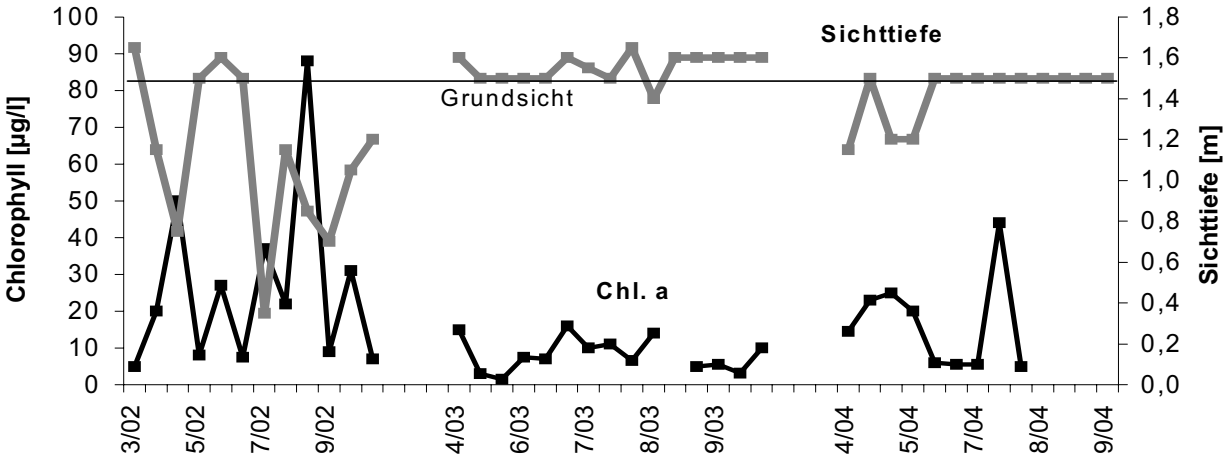


Abb. 1: Saisonaler Verlauf von Sichttiefe [m] (oben) und Chlorophyll-a Gehalt [µg/l] (unten) im Bachtelweiher vor (2002) und nach (2003 – 2004) Abstau und Neubesatz

Herrenwieser Weiher

Abb. 2 zeigt den Verlauf von Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe vor (1995) und nach dem ersten Fischbesatz (ab 2003). Eine Dokumentation des Ausgangszustandes beschränkt sich auf einen Datensatz von 1995 und der Auskunft, dass sich der algentrübe Zustand bis 2001 nicht verändert hat, was zum Ablassen des Weihers geführt hat. Die Grafik zeigt einen deutlichen Anstieg der Sichttiefe 2002 und in der ersten Hälfte 2003. Anschließend verschlechterte sich die Sichttiefe drastisch und verbesserte sich auch 2004 nicht wesentlich. Korrespondierend dazu zeigen die Chlo-

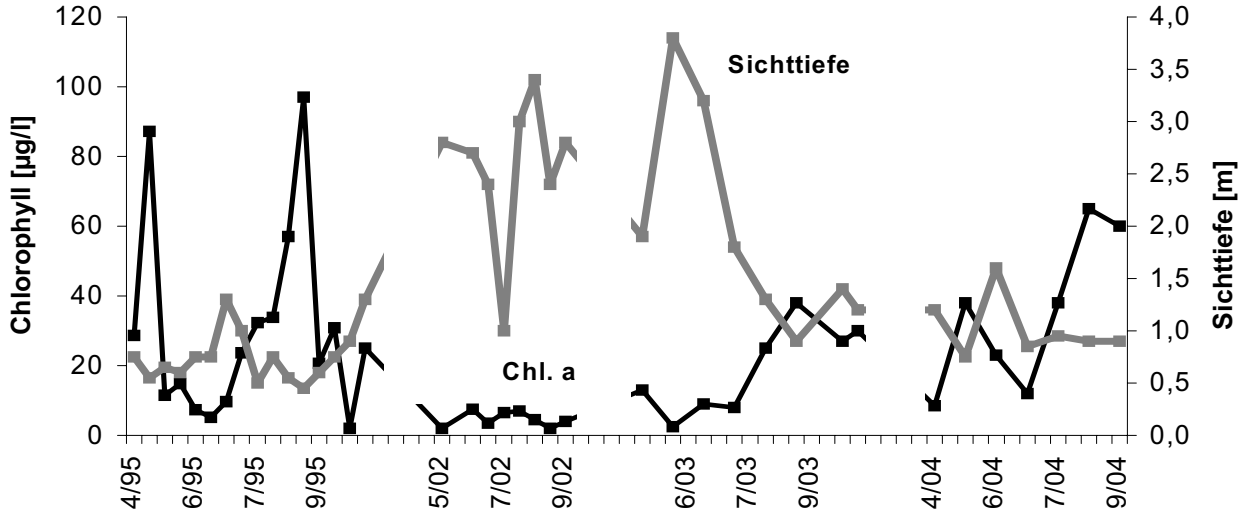


Abb. 2: Saisonaler Verlauf von Sichttiefe [m] (grau) und Chlorophyll-a Gehalt [µg/l] (schwarz) im Herrenwieser Weiher vor (1995) und nach (2002 – 2004) Abstau und Neubesatz

rophyll a-Werte einen starken Anstieg. Der Weiher wies in den Jahren 2002 und 2003 einen dichten, artenreichen Makrophytenbestand auf, der sich im Sommer 2003 jedoch schon in einen schlechten Zustand präsentierte. 2004 konnten keine submerse Makrophyten mehr nachgewiesen werden. Die Zooplanktonzählungen zeigten im Jahr 2002 und bis Mitte 2003 eine hohe Biomasse und weitgehende Dominanz von Daphnien. Die Zusammensetzung veränderte sich 2004 drastisch zu Gunsten kleiner Copepoden und Rotatorien. Dies ist auch in einem deutlichen Rückgang der durchschnittlichen Körperlängen des Zooplanktons nachzuvollziehen. Die Elektrobefischungen konnten einen guten Zanderbestand mit einem lückenlosen Altersklassenaufbau belegen. Jedoch wurden im Herbst 2003 auch Karpfen, Giebel und Karauschen mit einer Gesamtdichte der benthivoren Fische über 25 kg/ha nachgewiesen. Die Karpfen wurden vom zuständigen Fischereiverein im Herbst 2003 gesetzt, um dem wachsenden Druck der Mitglieder für eine Beanglung gerecht zu werden. Die Herkunft der anderen benthivoren Fische ist ungeklärt..

Diskussion

Die Eignung der Gewässer für eine erfolgreiche Biomanipulation wurde mit den vorhandenen Daten aus einer Literaturzusammenstellung mit einem Entscheidungsschema von MEHNER et al. 2004 überprüft. Es berüksichtigt vor allem auch den Trophiegrad und die P-Last des Gewässers, die jedoch nur grob abgeschätzt werden konnte. Beide Gewässer erwiesen sich nach den vorliegenden Daten als geeignet (s. Abb. 3).

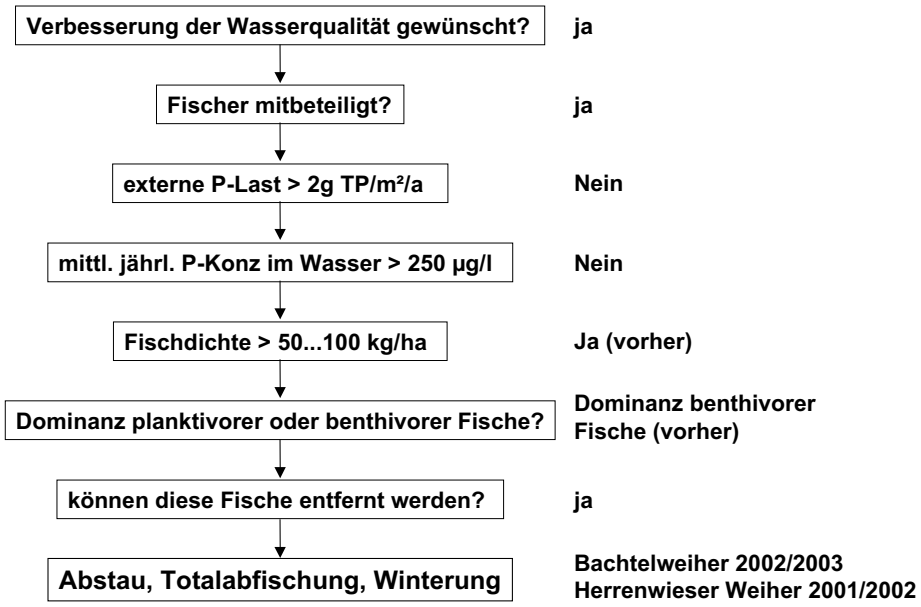


Abb. 3: Entscheidungsablauf ungeschichtete Gewässer: Eignungsprüfung, verändert nach MEHNER et al. 2004

Abb. 4 zeigt im weiteren Verlauf des Entscheidungsschemas die in MEHNER et al. 2004 zusammengetragenen Maßnahmen bzw. Bedingungen, die für einen größtmöglichen Erfolg nach dem Wiederanstau erfüllt werden sollten. Diese Bedingungen sind im Bachtelweiher in beiden Jahren nach der Manipulation durchweg gegeben. Im Herrenwieser Weiher wurde die für eine erfolgreiche Biomanipulation angegebene Maximaldichte benthivorer Fische im Jahr 2004 überschritten.

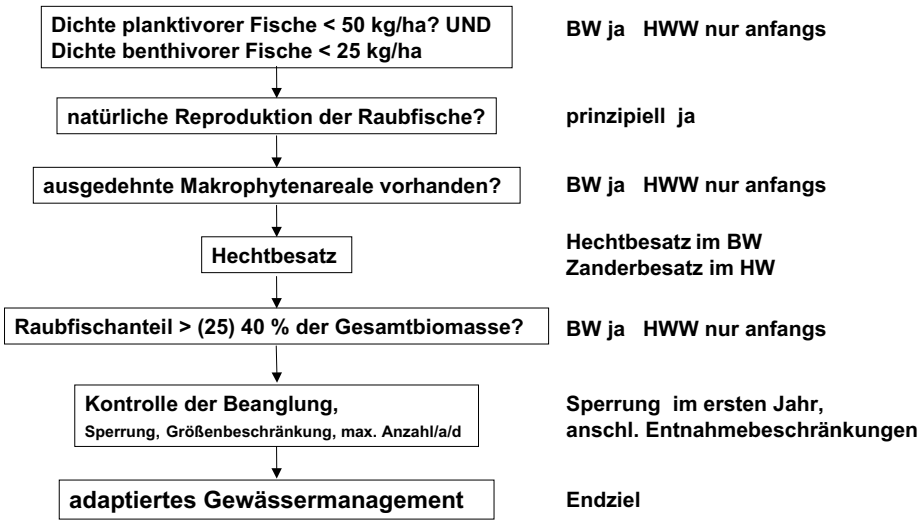


Abb. 4: Entscheidungsablauf ungeschichtete Gewässer: Ziel, verändert nach MEHNER et al. 2004

Erfolg und trotzdem Probleme
Was ist im Bachtelweiher passiert?

Die Umstellung des Ökosystems vom planktondominierten zum makrophytendominierten Zustand im Sinne der Theorie der alternativ stabilen Zustände (IRVINE et al. 1989) hat im Bachtelweiher erfolgreich stattgefunden. Dennoch sind die Probleme dort groß. Im Jahr 2004 sorgten im Gegensatz zu 2003 eine Vielzahl von Niederschlagsereignissen für eine hohe Einschwemmung von Nährstoffen aus dem landwirtschaftlich stark genutzten Einzugsgebiet. Diese kurzfristigen Nährstoffschübe werden offensichtlich unter den Bedingungen der erfolgreichen Biomanipulation vor allem von fädigen Grünalgen genutzt, die diese Nährstoffschübe schneller zum Wachstum nutzen können. Diesem Problem wird in der Forschung bisher nur wenig Beachtung geschenkt.

Dennoch konnten sich die submersen Makrophyten sehr stark entwickeln, so dass bereits im zweiten Jahr nach dem Wiederaufstau (2004) ein Managementkonzept entwickelt werden musste. In viel genutzten Bereichen des Gewässers (bevorzugte Angelstellen, Badebereiche) wurde eine Mahd durchgeführt. In diesen Bereichen wird im weiteren Projektverlauf z.T. erst im Versuchsmaßstab versucht den Anteil an hochwüchsigen Potamogeten durch kurzwüchsige Characeen zu ersetzen (s. Beiträge von MÄHLMANN et al. und HOESCH).

Was ist im Herrenwieser Weiher passiert?

Im Herrenwieser Weiher konnte sich im zweiten Halbjahr 2003 der makrophytendominierte Zustand nicht mehr halten. Die größte Änderung zum Vorjahr bestand sicherlich im Einbringen von benthivoren Fischen in einer Menge die den von MEHNER et al. 2004 postulierten Grenzwert von 25 kg/ha deutlich überstieg. Durch die Wühltätigkeit verschlechtert sich das Lichtklima vor allem in solchen Weihern mit lockerem Sediment sehr schnell, so dass Makrophyten nur noch schwer auf-

kommen können. Die deutliche Verringerung der Daphniendichten und der Rückgang der durchschnittlichen Körperlängen im Zooplankton zeigen jedoch auch einen Anstieg des planktivoren Fraßdrucks ab dem Sommer 2003. Dies änderte sich auch im Frühjahr 2004 nicht grundlegend. Offenbar konnte die natürliche Rekrutierung der Weißfische nicht bis zum nächsten Frühjahr durch die Zander kontrolliert werden. Gerade in diesem Zeitraum sind jedoch gute Sichttiefen für das Aufkommen der Makrophyten entscheidend.

Schlussfolgerungen, Ausblick

Die beiden im Forschungsvorhaben untersuchten Weiher konnten unter Einhaltung der Vorgaben aus MEHNER et al. 2004 zumindest zeitweise in einen makrophytendominierten Zustand mit klarem Wasser überführt werden. Entscheidend für die Entwicklung der Makrophyten scheint vor allem das Aufkommen von Daphnien im Frühjahr und das Fehlen von benthivoren Fischen zu sein. Im Sommer sorgt der angewachsene Makrophytenbestand selbstständig für klares Wasser, so dass sich ein Fehlen von Daphnien kaum mehr negativ auswirkt.

Im kommenden Jahr werden die Besatzmaßnahmen mit Hechten im Bachtelweiher weiter fortgeführt, um einen kontinuierlichen Raubdruck zu gewährleisten. Ein weiterer Schwerpunkt bildet das Makrophytenmanagement. Im Herrenwieser Weiher erscheinen weitere Maßnahmen vor dem erneuten Entfernen der benthivoren Fische nicht sinnvoll.

Literatur

Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C. & Wysujack, K. (2004): How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. - Fisheries Management and Ecology 11: 261-275.

IRVINE, K., MOSS, B. & BALLS, H. 1989: The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationship between fish and Zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. – Freshwat. Biol. 22: 89-107

Entwicklung eines textilen Vegetationstragsystems zur Kultivierung und Ausbringung submerser Makrophyten für die Gewässersanierung

Jens Mählmann[1], Veronika Kucklentz, Frank Mattukat[2], Harald Morscheid[2], Lutz Herrmann[3] & Alexandra Hoesch[4]

[1] Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V. (STFI), PF 1325, D-09072 Chemnitz, maehlmann@stfi.de,
[2] Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Abt. Gewässerökologische Forschung, Demollstr. 31,D- 82407 Wielenbach, harald.morscheid@lfw.bayern.de, [3] Ökon Vegetationstechnik GmbH, Rabener Weg 10d, D-14823 Mützdorf, oekon-muetzdorf@t-online.de, [4] Aquarius, Königinstr. 37, D-80539 München, XHoesch@aol.com

Keywords: Flachseen, Sanierung, Makrophyten, Biomanipulation

Einleitung

Ursachen für den hohen Trübstoffanteil (anorganische und organische suspendierte Partikel) sind häufig neben einer starken Algenproduktion durch hohe Nährstoffkonzentration fehlende Bestände submerser Makrophyten. Diese:

- stabilisieren das Gewässersediment mechanisch,
- führen zu einer erhöhten Sedimentation der suspendierten Partikel,
- legen Nährstoffe in ihrer Biomasse fest,
- erhöhen die innere Oberfläche eines Gewässers,
- erhöhen die Habitatsdiversität des Gewässers,
- bieten Laichmöglichkeiten und Rückzugsgebiet für Jungfische und
- sind Refugium für große Planktonorganismen (v. a. Wasserflöhe), die durch ihre Filtration das Wasser zusätzlich reinigen.

Auf Grund der geringen mittleren Tiefe der algentrüben Gewässer (häufig < 2 m) und ihrer oftmals windexponierten Lage wird der mechanisch instabile schlammige Grund aufgewühlt und das Wasser dadurch getrübt. Im Sediment festgelegte Nährstoffe werden dabei freigesetzt und so die Produktion von Algen verstärkt. Damit sinkt die Eindringtiefe des Lichtes, so dass sich die vom Lichteinfall bis zum Grund abhängigen submersen Makrophyten nicht entwickeln können. Es entsteht ein Kreislauf: Die durch fehlende Makrophytenbestände bedingte Trübung des Wasserkörpers führt zu einer geringen Eindringtiefe des Lichtes, wodurch eine Etablierung von Makrophytenbeständen verhindert wird (Abb. 1).

Externen Maßnahmen, die im Wesentlichen auf eine Reduktion der Nährstoffzufuhr (Phosphat) ins Gewässer abzielen (nur möglich bei Punktquellen!), wie z. B. durch den Bau von Kläranlagen, Ringleitungen etc., zeigen auf Grund der hohen Phosphor-Speicherkapazität von Sedimenten bei Flachseen häufig keine oder nur über einen sehr langen Zeitraum (> 9 Jahre) sichtbare Effekte (Chorus, 1996; Petterson, 1998).

Unter den internen Maßnahmen wird zwar die Erhöhung der Klarheit des Wassers durch eine erhöhte Bestandsdichte der Unterwasserpflanzen (Nährstoffkonkurrenten des Phytoplankton, Filtrie-

rer, Verhinderung des Aufwühlens des Sediments durch Windeinwirkung, offenbar oft auch als Schutz gegen interne Phosphat-Belastung durch Phosphat-Remobilisierung aus dem Sediment) explizit genannt (Van Donk und Otte, 1996; Uhlmann und Horn, 2001). Für eine Umsetzung fehlt es jedoch nach dem Stand der Technik an einer entsprechend geeigneten Technologie.

Im Rahmen des hier vorgestellten FuE-Vorhabens soll auf der Grundlage eines **verrottbaren** (ca. 5 Jahre) textilen Vegetationstragsystems eine Möglichkeit geschaffen werden, diesen Kreislauf durch den gezielten Einsatz von Initialbeständen mit (z. T. vorkultivierten) fixierten submersen Makrophyten (aus den Familien Characeae, Potamogetonaceae, Cyperaceae, Hydrocharitaceae, Haloragaceae) zu durchbrechen.

Ein weiteres Ziel des FuE-Vorhabens ist die Entwicklung eines dauerhaft **nicht verrottbaren** Trägersystems mit einer zusätzlichen Funktion als Substratersatz beim Einsatz in künstlichen Gewässern. Neben der Strukturerhöhung in künstlichen Gewässern, um ein möglichst hohes ökologisches Potential zu erreichen, bietet ein Vegetationstragsystem bei ungeeigneten oder nicht vorhandenen Substraten, wie Beton- oder Folien-Grund bei Schwimm- und Badeteichen die Möglichkeit submerse Makrophyten anzusiedeln. Ein ausgeprägter submerser Makrophytenbestand ist Voraussetzung für ein artenreiches (künstliches) Ökosystem mit hohen Anforderungen an die Sichttiefe.

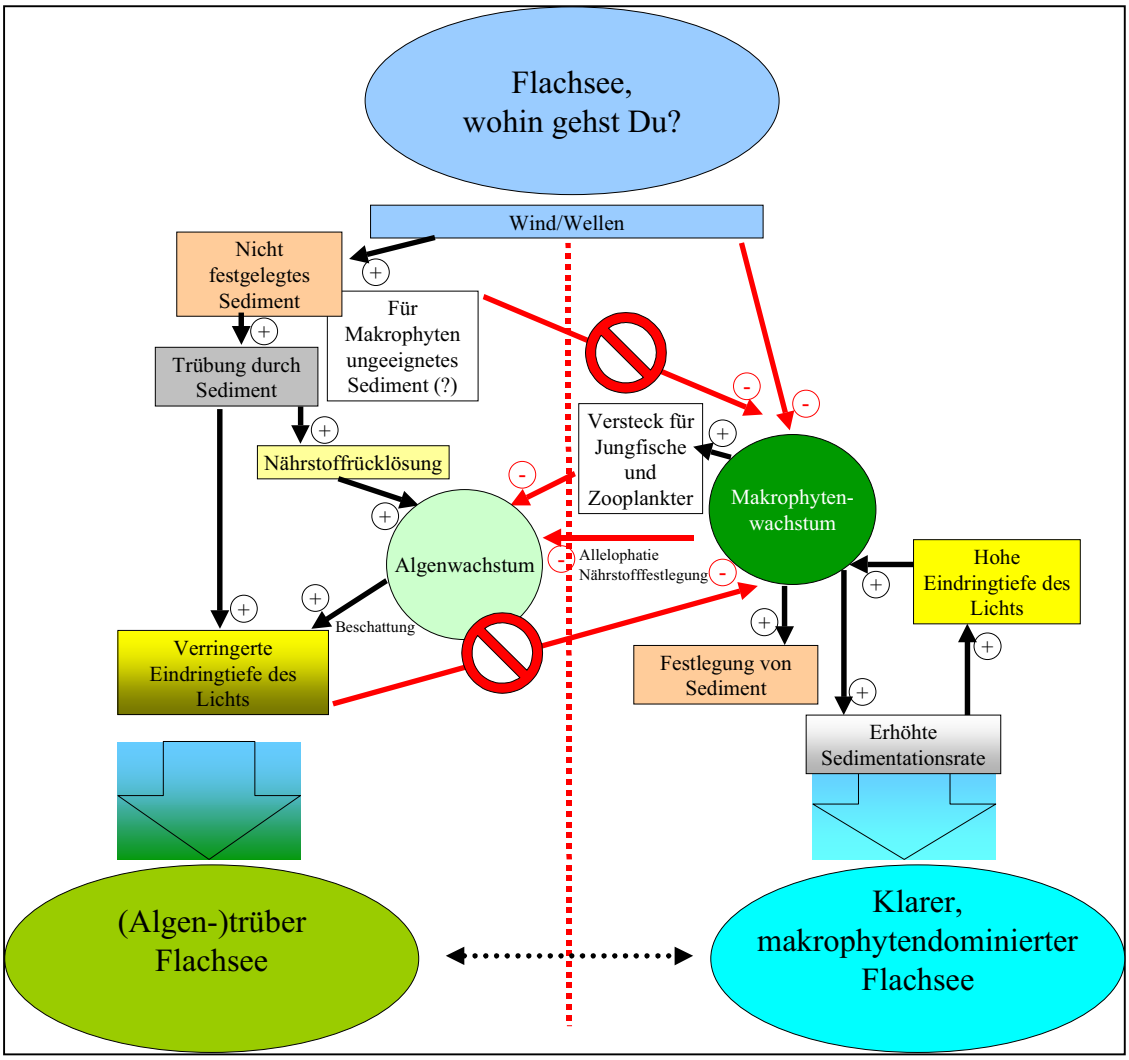


Abbildung 1: Konzept für eine Steuerung der Gewässergüte von Flachgewässern über den Einsatz von submersen Makrophyten

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgewässer wurde der „Untere Inselsee“ bei Kempten ausgewählt. Hierbei handelt es sich um einen eutrophen, (mittl. Ges.P-Gehalt 60 µg/l) kalkreichen Voralpensee mit einer Fläche von 16 ha und einer maximalen Tiefe von 8 m. Der See ist auf Grund einer sommerlichen Schichtung kein Flachsee, weist jedoch z. T. ausgedehnte Flachzonen auf. Es konnten meist lichte, aber ausgedehnte Bestände submerser Makrophyten (vorwiegend Potamogeton-Arten) nachgewiesen werden. An einigen Stellen kommt es auch in Flachbereichen zu einem unerklärbaren Fehlen von Pflanzen trotz Sichttiefen, die bisweilen sogar 4 m erreichen.

Versuchsansatz 1

Im **Versuchsansatz 1** wurden im Unteren Inselsee zwei charakteristische Sedimente ermittelt, die keinen Makrophytenbewuchs aufwiesen. Homogenisierte Sedimentproben dieser zwei unbewachsenen und eines bewachsenen Areals (Positivkontrolle) wurden in Substratkästen (50 x 50 cm²) mit und ohne textilem Vegetationsträger gefüllt. Die Füllhöhe betrug 4 cm (Abb. 2).

Abbildung 2: Substratkästen (hier Typ „organisches unbewachsenes Substrat“) mit und ohne textilem Vegetationsträger

Die Substrate wurden charakterisiert als Typ „organisch unbewachsen mit Algenschicht“, Typ „kalkreich unbewachsen“ und Typ „organisch unbewachsen“ sowie Typ „organisch bewachsen“.

Die Substratkästen wurden anschließend mit aus dem Gewässer entnommenen *Potamogeton perfoliatus* (46 Pflanzen/m²), *Potamogeton lucens* (36 Pflanzen/m²), und einer Mischung aus *Chara contraria* und *Chara fragilis* (108 Pflanzen/m²) bepflanzt.

Als verrottbarer Vegetationsträger wurde ein grobes Kettengewirke mit doppeltem Holzwolle-Seil als Schussmaterial eingesetzt. Auf Grund technischer Probleme musste das Grundfadensystem zunächst noch in Polyethylenfolie ausgeführt werden, konnte aber nach Versuchsbeginn bereits durch ein vollständig verrottbares Grundfadensystem aus Papierschnur ersetzt werden (Abb. 3).

Abbildung 3: Struktur des Vegetationsträgers: grobes Kettengewirke mit doppeltem Holzwolle-Seil als Schussmaterial, Grundfadensystem Polyethylenfolie

Die beschwerten Substratkästen wurden durch Taucher in 1,5 bis 2 m Tiefe an einem makrophytenfreien Standort im See exponiert.

Versuchsansatz 2

In einem **zweiten Versuchsansatz** wurde ein weiteres makrophytenfreies Areal mit organischem, unbewachsenen Sediment und einer vorgefundenen Auflage von kugeligen Blaualgen (Typ „organisch unbewachsen mit Algenauflage") in 2 bis 2,5 m Tiefe unter Wasser mit Pflanzen direkt bepflanzt oder mithilfe vorbepflanzter textiler Vegetationsträger bedeckt. Die Pflanzdichte und Pflanzenauswahl entsprach dem Versuchansatz 1 in den Substratkästen.

Biologische Beständigkeit von Werkstoffen

Um eine Abschätzung der biologischen Beständigkeit der eingesetzten Werkstoffe (Ziel: „kontrollierter" Festigkeitsverlust und Verrottung) unter aquatischen Bedingungen vornehmen zu können, wurden Werkstoffproben (Fäden und Halbzeuge aus natürlichen und synthetischen Polymeren, z. B. Holzwolle, Hanf, Kokos, Jute, Polypropylen, Polyethylen) in Belebtschlammbecken, Schlammstapelteichen und Fischteichen exponiert. Die Beständigkeit wird über textilphysikalische Messgrößen (Masseänderung, Reißkraft, Bruchkraft, Stempeldurchdrückkraft) ermittelt.

Ergebnisse

Die Ausbringung der Pflanzkästen sowie der Vegetationsträger auf den drei ausgewählten Substrattypen durch Taucher war gut durchführbar. Eine In-situ-Bepflanzung erwies sich auf Grund der geringen Bewurzelung der eingesetzten Pflanzen und der Konsistenz der Substrate als schwierig. Vielfach lösten sich schon unmittelbar nach der In-Situ-Bepflanzung Pflanzen vom Untergrund. Die Konstruktion des Holzwolle-Trägersubstrats erwies sich als zweckmäßig und gut handhabbar.

Bei einer ersten Kontrolle nach einem Monat Expositionsdauer wurde bei den eingesetzten Pflanzen ein Überzug mit einer fädigen Grünalge festgestellt. Die Pflanzen selbst erschienen jedoch noch vital.

Zur biologischen Beständigkeit der exponierten Werkstoffe liegen noch keine Ergebnisse vor.

Diskussion

Selbstverständlich kann eine solche Maßnahme nur erfolgreich sein, wenn das Gewässer einen für die Entwicklung von submersen Wasserpflanzen geeigneten Trophiegrad aufweist. Daher kann die Maßnahme oft erst nach einer vorhergehenden weitgehenden Senkung der externen Belastungsquellen erfolgreich sein.

Ein erheblicher Forschungsbedarf besteht noch in der Beständigkeit der eingesetzten Materialien. Zum einen müssen die Vegetationsträger nach 1 bis 2 Jahren Vorkultur hinreichende Stabilität für Transport und Ausbringung aufweisen und sollen bis zur Etablierung des Makrophytenbestands noch weitere 2 Jahre eine (Sediment-)stabilisierende und strukturbildende Funktion übernehmen. Zum anderen sollen die Materialien nach etwa 5 Jahren vollständig verrotten.

Mit der direkten Kultivierung von submersen Makrophyten aus anderen Seen ergibt sich das Problem einer möglichen Übertragung von (Fisch-)Krankheitserregern in das Zielgewässer.

Darüber hinaus stellt sich (bei natürlichen Gewässern) das Problem, in wie weit für Sanierungszwecke das Einbringen von (standorttypischen aber kultivierten) Pflanzen zulässig ist. Hier könnte man auch an eine gezielte Einflussnahme denken, um durch eine Auswahl von ggf. sogar nichtstandorttypischen Pflanzen, die aber einen „guten Index“ aufweisen, den ökologischen Wert eines Gewässers zu steigern.

Danksagung

Dieses Projekt (Reg.-Nr. 165/04) wird aus Haushaltsmitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit finanziert und wird durch das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft über das Vorhaben „Seenrestaurierung durch Nahrungskettensteuerung (Biomanipulation)“ unterstützt.

Literatur

Chorus, I., 1996: Seensanierung in Berlin – Beispiele. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsband 1995 (Berlin), Krefeld: 177-181.

Petterson, K., 1998: Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. Hydrobiologia, 373/374: 21-25.

Uhlmann, D. und Horn, W., 2001: Hydrobiologie der Binnengewässer, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Van Donk, E. and Otte, A., 1996: Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. Hydrobiologia, 340: 285-290.

Measuring and Modelling Phosphorus Retention in Lowland Rivers

Marcus Schulz

IGB Berlin, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, dr.marcus.schulz@gmx.de

Keywords: Submerged macrophytes, transient storage, water level, phosphorus retention

Introduction

Stocks of aquatic macrophytes inhibit the mixing of the water body and increase the mean water residence time (Wilcock et al., 1999). Therefore, they are considered to be important transient storage sites. 'Transient storage' describes the dead zones in running waters and the water exchange between dead zones and regions of unhampered flow (Runkel, 2002).

Nutrient retention in streams is partly dependent on physical parameters, such as water residence time and transient storage, which in turn are determined by the riverbed morphology (Valett et al., 1996). On the other hand, benthic biota, such as macrophytes, mosses, mussels and other seston filterers, as well as periphytic biofilms, evoke intense nutrient dynamics in running waters (Meals et al., 1999). Although the processes of nutrient retention are well known, there is still a considerable lack of knowledge surrounding the temporal variability of retention processes caused by aquatic macrophytes. Therefore, I aimed to determine the influence of aquatic macrophytes on phosphorus retention and release in lowland rivers by creating a simple black-box model with monthly resolution.

Materials and Methods

Water level was monitored daily at a gauging station of the Müggelspree, 10 km east of Berlin. Discharge was measured by determining the flow velocity at a cross-section at the same place, in intervals of two to six weeks, over 12 years. The Regional Office of Environmental Protection Brandenburg in Cottbus, Department W10/2 LUA Brandenburg, provided the data. Two significant time periods were identified: i.e. (1) the period with vegetation (May to September) and (2) the period with no vegetation (October to April). Water level was correlated to discharge for the latter non-vegetated period, and subsequently a theoretical water level was calculated for the vegetation period based on the derived empirical relationship. The theoretical water levels were then subtracted from the actual water levels during the vegetation period. The resulting differences were assumed to be caused by macrophyte growth within the reach.

In June 2002, tracer experiments were performed using spike additions of Uranin solution, a fluorescing soluble dye, at two reaches of the Brook Demnitzer Mühlenfliess and at one reach of River Gjern. Uranin concentrations were continually and automatically measured at three or four locations downstream of the injection point using a fluorometer (Moldaenke, Germany). The mean percentages of transient storage zones in the entire investigated river sections of 600 m to 6000 m length

were calculated using a dispersion model and a one-dimensional dead-zone model, which were provided by Sukhodolov et al. (1997) and Czernuszenko et al. (1998).

Macrophytes were mapped at River Gjern two days before the tracer experiment estimating the degree of volume fill for each 20 m reach. Accordingly, at the Brook Demnitzer Mühlenfliess the abundance of macrophytes was estimated during the tracer experiments. Finally, at the Müggelspree, the abundance of aquatic macrophytes in July 2001 was taken from (Schulz et al. (2003b). Earlier estimates were provided by Feld (1996) and Grünert (IGB, unpublished). The macrophytes' abundance of these surveys between 1995 and 2001 were used for a linear correlation with the increase of water level by macrophytes measured in the same time.

Finally, total phosphorus (TP) mass balances based on the monitoring of TP concentrations and discharge were calculated for the lower River Spree and a section of River Gjern.

Results

The difference between theoretical and actual water stage showed a steady increase of approximately 40 cm in the German lowland River Müggelspree during the period 1991 and 1999 (Fig. 1). The increase in water level was caused by a simultaneous observed increase in the maximum abundance of aquatic macrophytes which increased from a coverage of the river bed of 1 % in 1991 to 59 % in 1999 (Fig. 2). The apparent decrease in the difference between the theoretical and actual water stage after 1999 coincided with an observed decline of macrophyte abundance measured as plant coverage to 38 % in 2001 (Fig. 1 and 2). Thus, a significant relationship ($p < 0.05$) was established between annual maximum plant coverage of the river bed and the calculated difference between the theoretical and actual water stage.

The monthly variations between the theoretical and actual water levels showed a sinusoidal behaviour over the vegetation period which were in good agreement with the theoretical seasonal development of the biomass of macrophytes in the River Müggelspree between 1997 and 2002.

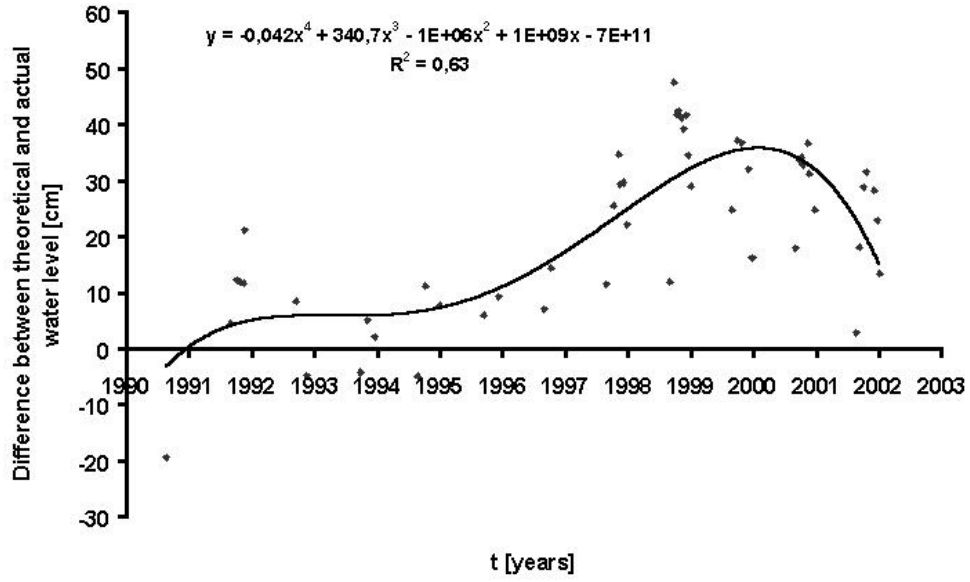


Figure 1: Differences between the actual and theoretical water levels between 1990 and 2003 plotted against the entire period of water level and discharge detection in the Müggelspree

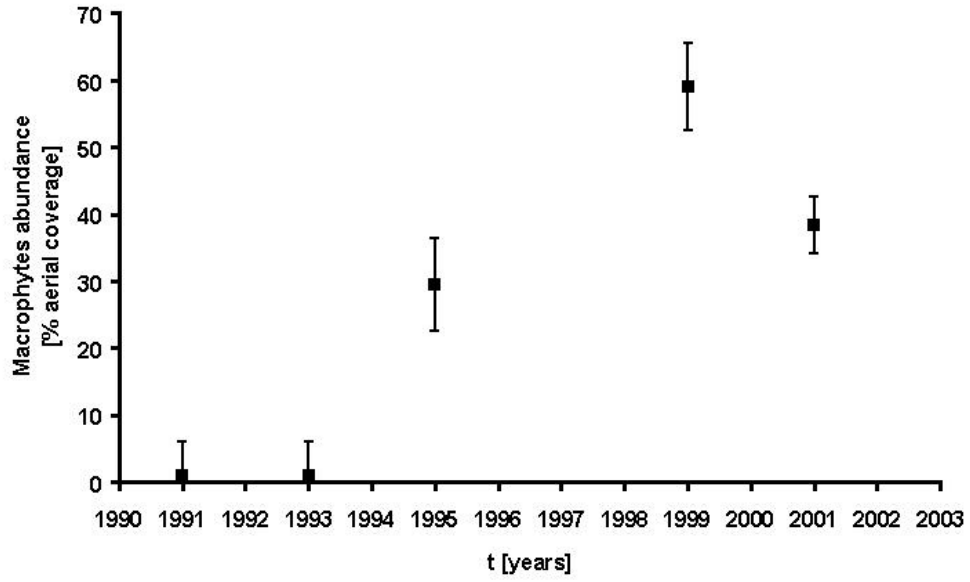


Figure 2: Macrophytes abundance [% river bottom coverage] and estimated percentage error between 1990 and 2003, in the Müggelspree according to the surveys

Macrophyte stands were found to be the dominant transient storage zones in two of three investigated river sections. Transient storage zones were minimal where macrophytes were not present. However, the small database limits the significance of explanation.

Mass balance calculated phosphorus retention rates in the Müggelspree from 1994 to 1999 displayed a sinusoidal annual pattern (Fig. 3), and therefore paralleled the development of macrophyte biomass and their effect on the water level. Contrary to the period from 1994 - 1999, the annual pattern of phosphorus retention in the Müggelspree revealed no positive mean monthly TP retention in the summer months before the resettlement of angiosperm vegetation.

Macrophytes changed the river hydraulics and phosphorus retention, a phenomenon that inspired me to create a simple black-box model on in-stream phosphorus retention driven by the growth of macrophytes. I distinguished between phosphorus retention by sedimentation and by biomass fixation in accordance to Schulz et al. (2003a and b). Those authors found sedimentation of organic seston in macrophyte stands to cause a mean monthly TP retention of 12.2 % of monthly TP load during the vegetation period of 2001. Mean load-weighted TP retention by P fixation in above river bottom biomass amounted to 1.9 % of TP load during the vegetation period of 2001. The central equations of the model include a sinus function and are given below:

$$R_{sed} = \frac{x}{30} \cdot c \cdot \frac{B}{25} \cdot 39.2 \cdot \sin((Month + 6.1) \cdot 30) \quad (1)$$

$$R_{bio} = \frac{x}{30} \cdot c \cdot \frac{B}{25} \cdot 4.35 \cdot \sin((Month + 6.1) \cdot 30) \quad (2)$$

where R_{sed} is the load-weighted TP retention by sedimentation, R_{bio} is the load-weighted TP retention by biomass fixation, x is the river length [km], B is the mean width [m] of the river section and c is the maximum degree of macrophyte abundance in July, given as the dimensionless percentage of water volume fill related to unity.

The abundance of macrophytes can be estimated by the increase in water level caused by the aquatic vegetation. However, I only derived a formula valid for the lower River Spree because river size and morphology have a major influence on the water level:

$$c = 0.0156 \cdot d_l \qquad (3)$$

where d_l is the maximum increase in water level during vegetation period [cm].

A statistical analysis revealed that modelled and measured TP retention rates in the River Gjern were significantly correlated ($r^2 = 0.54$, $p < 0.05$).

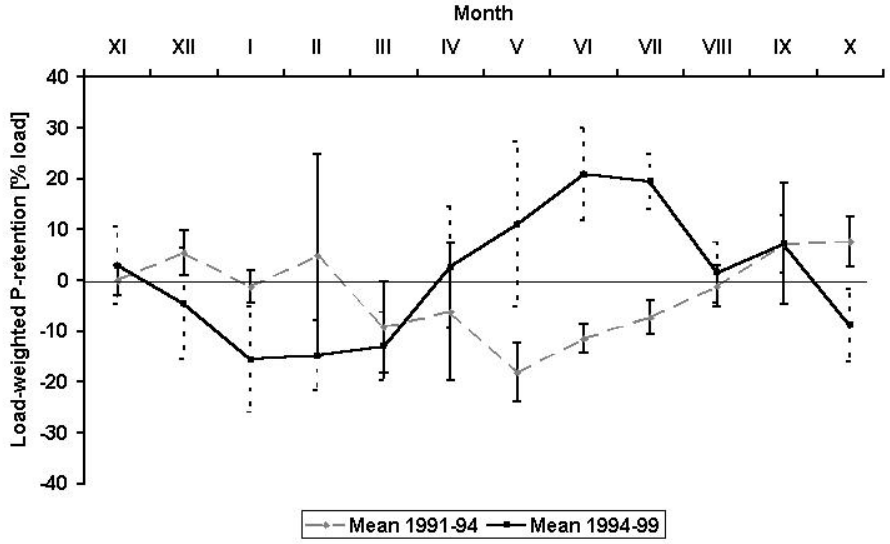


Figure 3: Mean monthly load-weighted TP retention and standard deviation in the lower River Spree for the periods 1991-1994 and 1995-1999

Discussion

Previous studies have shown that hyporheic flow is a major transient storage structure in streams (Hall et al., 2002; Paul & Hall, 2002); however, those studies were carried out in mountain streams with coarse or rocky riverbeds and few biotic structures. In contrast, sediments in lowland rivers are usually less coarse, and therefore less permeable than sediments in elevated regions. Thus, Valett et al. (1997) related transient storage due to hyporheic zone exchange to the grain size of the river substrate and found a positive correlation. Brussock et al. (1985) classified streams into three types according to the grain size of the river substrate, and revealed parent lithology and geomorphology to be the two factors determining the stream type. In conclusion, there might be a transition in the dominant stream transient storage structures from the hyporheal in coarser grained mountain streams to macrophyte stands, backwaters or wood debris in lowland streams.

The results presented here demonstrate the importance of macrophytes for the retention of water: Aquatic macrophytes not only caused a considerable increase in water level, they also increased transient storage and therefore decreased the flow velocity. Consequently, nutrient retention was augmented due to the increased nutrient turnover by biofilms (Newbold et al., 1981), biomass fixation (Schulz et al., 2003b) and the settling of particulate matter (Schulz et al., 2003a). Biotic structures, such as mussel beds and other seston filterers, may additionally contribute to phosphorus retention.

In autumn and winter, sediment-associated nutrients are released again due to resuspension of organic-rich riverbed sediments and abrasion of macrophytes. As a consequence, phosphorus retention follows a sinusoidal temporal pattern as documented for the lower River Spree.

Conclusions

The presented data demonstrate that macrophytes considerably increase the retention of water and therefore provide favourable conditions for the settling of organic seston. Thus, macrophytes evoke a considerable retention of phosphorus during the vegetation period, a positive effect amending the potential flooding of lowland terrestrial areas and associated phosphorus export.

Acknowledgements

The Regional Office of Environmental Protection Brandenburg in Cottbus, Department W10/2, provided discharge and water level data. M. Schulz was funded by the EU project EVK1-1999 - 00094 BUFFER.

Literature

Brussock PP., Brown AW., Dixon JC. Channel form and stream ecosystem models. Water Resources Bulletin 1985; 21: 859-866.

Czernuszenko W., Rowinski PM., Sukhodolov A. Experimental and numerical validation of the dead-zone model for longitudinal dispersion in rivers. J Hydraul Res 1998; 36: 269-280.

Feld C. Bericht zur statistischen Auswertung und visuellen Darstellung der Ergebnisse zur Sedimentkartierung “Müggelspree” mit dem GIS Arcview. 1996.

Hall Jr. RO., Bernhardt ES., Likens GE. Relating nutrient uptake with transient storage in forested mountain streams. Limnol Oceanogr 2002; 47: 255-265.

Meals DW., Levine SN., Wang D., Hoffmann JP., Cassell EA., Drake JC., Pelton DK., Galarneau HM., Brown AB. Retention of spike additions of soluble phosphorus in a northern eutrophic stream. J N Am Benthol Soc 1999; 18: 185-198.

Newbold JD., Elwood JW., O’Neill RV., Van Winkle W. Measuring nutrient spiralling in streams. Can J Fish Aquat Sci 1981; 38: 860-863.

Paul MJ., Hall Jr. RO. Particle transport and transient storage along a stream-size gradient in the Hubbard Brook experimental forest. J N Am Benthol Soc 2002; 21: 195-205.

Runkel RL. A new metric for determining the importance of transient storage. J N Am Benthol Soc 2002; 21: 529-543.

Schulz M., Kozerski HP., Pluntke T., Rinke K. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree. Water Res 2003a; 37: 569-578.

Schulz M., Rinke K., Köhler J. A combined approach of photogrammetrical methods and field studies to determine nutrient retention by submersed macrophytes in running waters. Aquat Bot 2003b; 76: 17-29.

Sukhodolov AN., Nikora VI., Rowinski PM., Czernuszenko W. A case study of longitudinal dispersion in small lowland rivers. Water Environ Res 1997; 69: 1246-1253.

Valett HM., Dahm CN., Campana ME., Morrice JA., Baker MA., Fellows CS. Hydrologic influences on groundwater-surface water ecotones: heterogeneity in nutrient composition and retention. J N Am Benthol Soc 1997; 16: 239-247.

Valett HM., Morrice JA., Dahm CN., Campana ME. Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. Limnol Oceanogr 1996; 41: 333-345.

Wilcock RJ., Champion PD., Nagels JW., Croker GF. The influence of aquatic macrophytes on the hydraulic and physico-chemical properties of a New Zealand lowland stream. Hydrobiologia 1999; 416: 203-214.

Tracerversuche in Flüssen zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten und anderen ökologisch relevanten Größen

Hans-Peter Kozerski, Thomas Hintze & René Schwartz

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

D-12587 Berlin, Müggelseedamm 301, kozerski@igb-berlin.de

Keywords: river, tracer, macrophytes, residence time

Einleitung

Tracerversuche sind in der Hydrologie seit langem ein bewährtes Instrument, Fließwege, Aufenthaltszeiten sowie Austausch- Strömungs- und Vermischungsphänomene zu erkennen und zu quantifizieren. Hier soll gezeigt werden, wie an den Flüssen Spree und Elbe ökologisch wichtige Informationen gewonnen werden und wie man sich den Fragen, die mit der Wirkung submerser Makrophyten zusammenhängen, nähern kann.

Abb. 1: Tracerwolke Spree Brücke Mönchwinkel

Die Hauptfragen lauten:

- Welche Kennwerte liefern Tracerversuche in der Spree und in der Elbe?
- Wie bilden sich Makrophyten in den Tracerversuchen ab?
- Wozu braucht man Modelle von Totzonen und Rührkesseln?

Untersuchungsgebiete

Die Spree ist ein 400 km langer Fluss, der in Berlin-Spandau in die Havel mündet (Köhler et al., 2003). Zuvor durchfließt sie eine Reihe Plankton reicher Seen. Die hier gezeigten Tracerversuche fanden ca. 15 km oberhalb der Berliner Stadtgrenze zwischen den Orten Mönchwinkel und Freienbrink (nahe der Gemeinde Spreeau) statt, wo die Spree in einem nur streckenweise begradigten Bett und von Staubauwerken unbeeinflusst fließt. Die mittlere Tiefe liegt zwischen ca. 0,5 und 1,5 m. Der Abfluss schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 2 und 25 m^3/s.

Die Elbe ist bei Havelberg ebenfalls ein typischer Flachlandfluss. Sie ist gekennzeichnet durch einen fast lückenlosen Verbau mit Buhnen (Schwartz & Kozerski, 2002) zur Niedrigwasseraufhöhung für den Schiffsverkehr. Die dabei entstandenen Buhnenfelder haben sehr variable Abmessungen. Sehr häufig sind Längen um 80 m, Breiten um 50 m und Tiefen bis zu 3 m bei Niedrigwasser.

Die Tracerwolke

Injiziert man gelöste Farbtracer (hier Uranin) punktförmig in das Gewässer, dann erhält man eine gut sichtbare Wolke. Mit bloßem Auge kann man erkennen, wie schnell sie sich in eine bestimmte Richtung bewegt, wie sich die Tracerlösung durch turbulente Vermischungsprozesse in alle drei Richtungen ausbreitet und langsam mit vorhandenen Totzonen austauscht. In Abb.1 ist zu erkennen, dass sich wenige Liter angefärbten Wassers bereits nach zwei Minuten auf etliche Kubikmeter verteilt haben. Ein kleiner, aber in späteren (hier nicht gezeigten) Fotos gut erkennbarer Teil ist in eine Totzone geraten, die sich hinter einem Makrophytenbestand (Abb. 2) gebildet hat. Erkennbar ist auch in Abb. 1, dass sich der linke Teil der Tracerwolke in einem relativ schmalen Bereich schnell fließenden Wassers befindet. Hier ist das angefärbte Wasser deutlich weiter stromab vorangekommen und klares Wasser strömt hinterher. Die horizontale Verteilung der Fließgeschwindigkeiten (und damit der Aufenthaltszeiten) ist in diesem Makrophyten reichen Fluss lokal sehr verschieden. Je nach der Menge des injizierten Farbstoffes ist die Wolke nach einigen weiteren hundert Metern nicht mehr mit dem Auge erkennbar, sondern nur noch mit einem Fluorometer (z. B. bbe Moldaenke, Kiel) zu detektieren. Aufgabe der Bearbeitung ist es, die Informationen aus den Tracerdurchgangskurven (TDK) herauszufiltern, die aus ökologischer Sicht von Interesse sind.

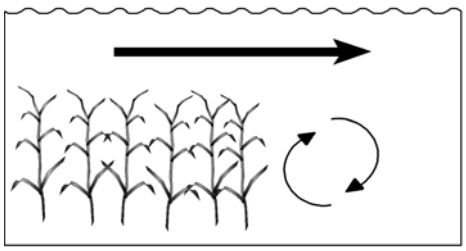


Abb. 2: Totzonenbildung

Einige ökologisch bedeutsame Fragestellungen

Gehen wir zum Beispiel von dem Phänomen aus, dass flache Seen und Flüsse zwei relativ stabile Zustände, den Makrophyten dominierten Klarwasserzustand und den Plankton dominierten trüben Zustand einnehmen, und fragen nach den Wirkungen, die von beiden Primärproduzenten ausgehen, um ihre Dominanz zu stabilisieren, d. h. ihr Wachstum zu stärken und die Verluste zu vermindern (Abb. 3): Beschattung ist dabei die Hauptwirkung des Planktons, das selbst durch die sehr intensive turbulente Vertikalvermischung im Fluss dieser negativen Rückkopplung weitestgehend entzogen ist. Die von der Flusssohle aus wachsenden Unterwasserpflanze werden aber in ihrer Entwicklung gehemmt. Über die Kausalkette ‚hydraulischer Widerstand der Pflanzen → Erhöhung der Wassertiefe' verstärken die schnell wüchsigen großen Makrophyten die Beschattung für die kleinen Pflanzen sogar noch weiter. Durch ihren hydraulischen Widerstand nehmen die Pflanzen auch Einfluss auf das Plankton. Sie vermindern die Fließgeschwindigkeit und steigern damit die Sedimentationsverluste des suspendierten Materials. Außerdem vergrößern sie durch ihre Blätter und Stängel die Flächen, auf denen Sedimentation und Adhäsion von Partikeln stattfinden. Andererseits bedeuten verringerte Fließgeschwindigkei-

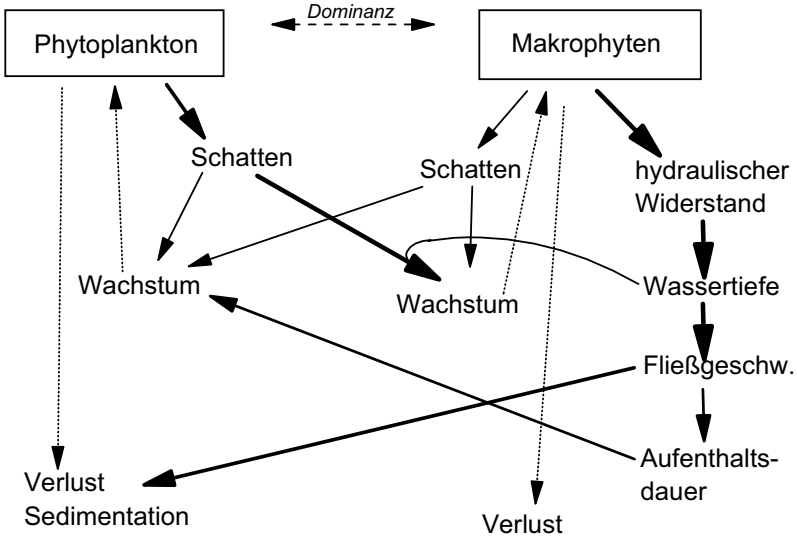


Abb. 3: Elemente und Wirkungen in einem Flussökosystem

ten auch längere Aufenthaltszeiten für das Plankton im Fluss und damit günstigere Wachstumsbedingungen. Um diese Auswirkungen auf die Existenzbedingungen der ortsfesten und der driftenden Primärproduzenten abschätzen zu können, braucht man Quantitäten solcher Größen wie Fließgeschwindigkeiten, Aufenthaltszeiten, Wasserspiegelerhöhungen und Mischungsintensitäten.

Anzumerken ist aber, dass die hier genannten Wirkungen längst nicht die einzigen in den Ökosystemen sind, die mit Hilfe von Tracern einer Quantifizierung zugänglich gemacht werden können. Zu nennen sind z. B. die Austauschvorgänge zwischen Wasser und Sediment oder Organismen.

Die Auswertung von Tracerkurven

Misst man die Tracerkonzentration im Hauptstrom, dann erhält man mehr oder weniger schlanke, hohe und symmetrische TDK (Abb. 4). Aus der Division der Steckenlänge durch die Zeitdauer bis zum Erreichen des Scheitels, erhält man die so g. Intensive (häufigste) Fließgeschwindigkeit. Bedeutsamer ist die mittlere Fließgeschwindigkeit, für die man die Lage des Flächenschwerpunktes der TDK auf der Zeitachse berechnen muss. Die TDK gibt gleichzeitig die Verteilung der Aufenthaltszeiten des injizierten Wassers im betrachteten Flussabschnitt wieder. Von der Summenkurve kann man die Unterschreitungswahrscheinlichkeit für eine bestimmte Aufenthaltszeit direkt ablesen, z. B. dass 90 % des Wassers weniger als einen Tag für die 8,9 km lange Strecke benötigten (siehe Abb. 4).

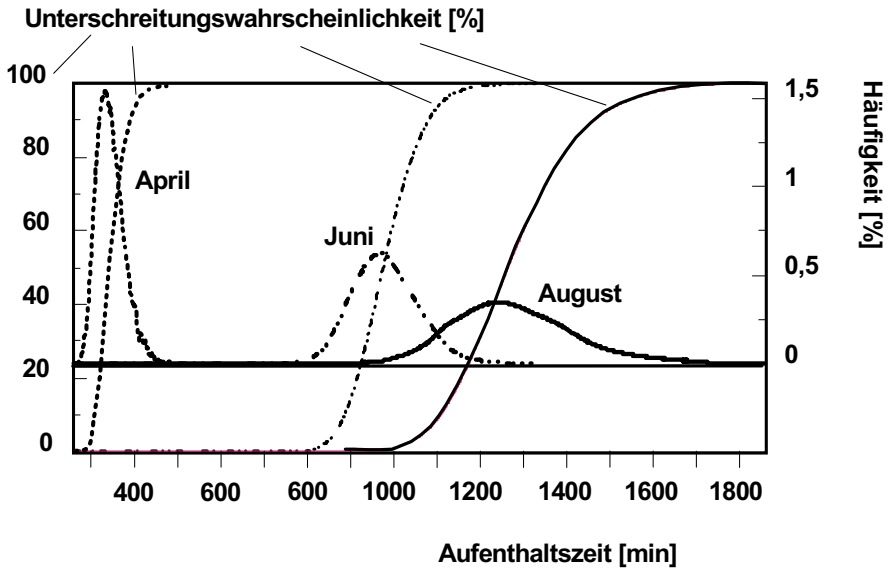


Abb. 4: Tracerversuche in der Spree 2004. Die Tracerkurven sind als Häufigkeitsverteilung und Summenkurve der im Minutenabstand gemessenen Aufenthaltszeiten im Abschnitt Mönchwinkel – Freienbrink aufgetragen.

Der Einfluss der Makrophyten zeigt sich in der Spree ab Mai deutlich. Im August braucht das Wasser für die gleiche Strecke viermal so viel Zeit wie im April. Trägt man die entsprechenden Fließgeschwindigkeiten zusammen mit den Pegelständen gegen die von der Wasserstraßenverwaltung gemessenen Abflüsse für die Messserien von 2002/04 und aus den 1990er Jahren auf (Abb. 5), dann wird die Wirkung der Makrophyten offensichtlich. Die Pegelstände sind jetzt um etwa 40 cm

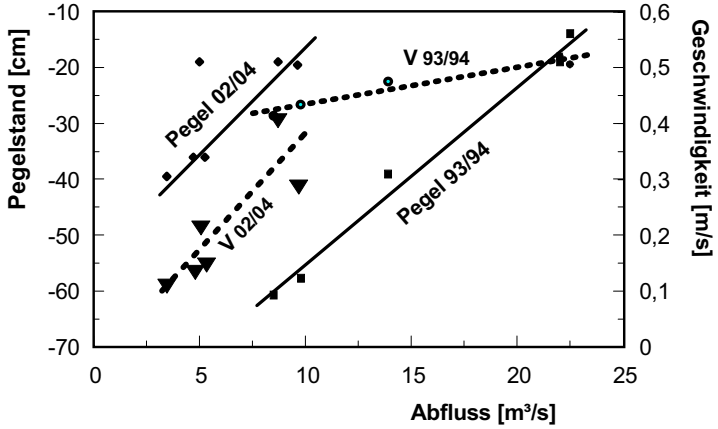


Abb. 5: Pegelstände und mediane Fließgeschwindigkeiten in der Spree jetzt und in den 1990er Jahren

erhöht und die Fließgeschwindigkeiten sind insbesondere in der sommerlichen Niedrigwasserperiode extrem gering. Ohne Makrophyten wäre die Spree in diesen Zeiten ein sehr flaches Rinnsal. Aus den gefundenen Abhängigkeiten der Partikelsedimentation von der Fließgeschwindigkeit (Kozerski, 2003) ist zu folgern, dass das Wasser auf der Fließstrecke dann nicht so durchsichtig wie in diesem Jahr geworden wäre. Der Einfluss der Makrophyten wird also deutlich in den Ergebnissen der Tracerversuche reflektiert.

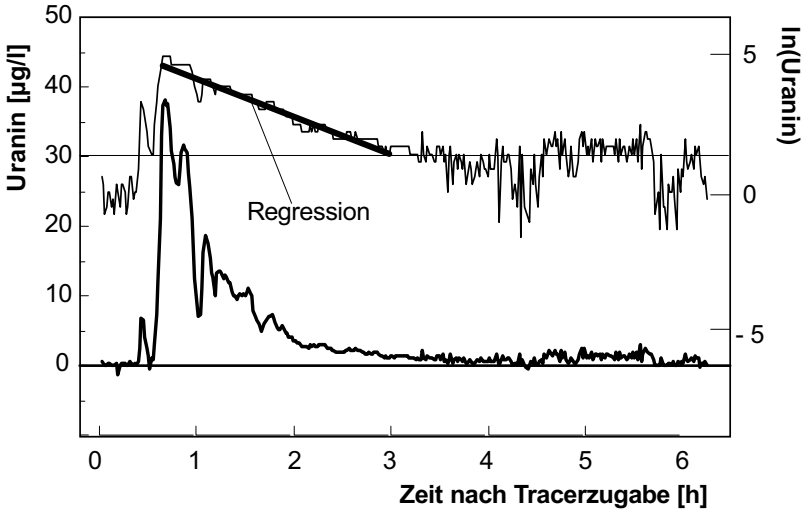


Abb. 6: Tracerkurve aus Buhnenfeld beim Elbe-Kilometer 425,1 links am 27. 7. 2002 in normaler und logarithmischer Darstellung

In der Elbe hat das IGB im Zusammenhang mit Untersuchungen zur Partikelsedimentation (Kozerski et al., 2002, Schwartz & Kozerski, 2005) spezielle Experimente in den Buhnenfeldern durchgeführt. Auch hier hatte sich herausgestellt (Kozerski & Schwartz 2002), dass mit einer punktförmigen Tracerinjektion und Messungen an einzelnen Punkten gute Ergebnisse erreicht werden können. Man erhält, nachdem die initiale Tracerwolke an der Messstelle angekommen ist, eine im Prinzip exponentielle Abklingkurve, deren Neigung im logarithmischen Maßstab ein Maß für den Austausch mit dem Hauptstrom ist (Abb. 6). Der Kehrwert gibt die mittlere Aufenthaltszeit an. Auch hier kann das Spektrum der Aufenthaltszeiten aus der TDK abgelesen werden. In den Jahren 2000 und 2001 wurden an 5 Buhnenfeldern insgesamt 23 Tracer-Messungen durchgeführt. Dabei ergaben sich mittlere Aufenthaltszeiten zwischen 19 und 44 Minuten für die linken Buhnenfelder an den Elbe-Kilometern 420,5, 420,9 und 421,0 sowie 38 und 69 Minuten am E-km 426,1.

Modellbildung

Bei den Buhnenfeldern ist es seit langem klar (Westrich, 1977), dass die Abklingkurve exponentiell verläuft, die Totzone demzufolge als Rührkessel aufgefasst werden kann (Abb. 7). Komplexere Totzonen können durch parallel oder hintereinander geschaltete Rührkessel modelliert werden.

Mit einer Kaskade von Rührkesseln, die durch ideale Rohrleitungen verbunden sind, kann man das Verhalten einer Tracerwolke in einem Flusslauf simulieren. Modellparameter sind hier die Anzahl und die Größe der Kessel sowie die Länge und Querschnitte der Verbindungsrohre.

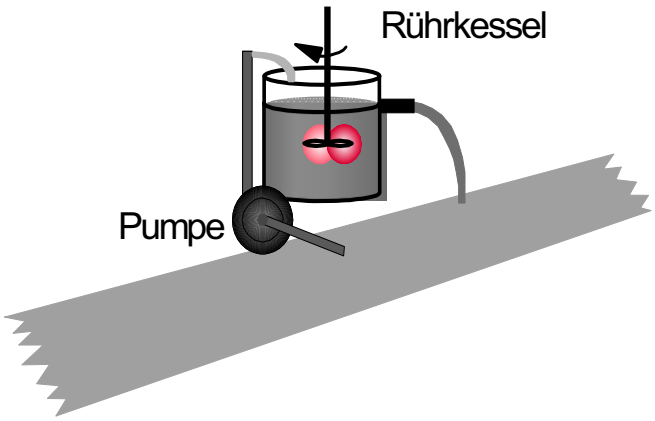


Abb. 7: Rührkessel als Totzonen-Modell

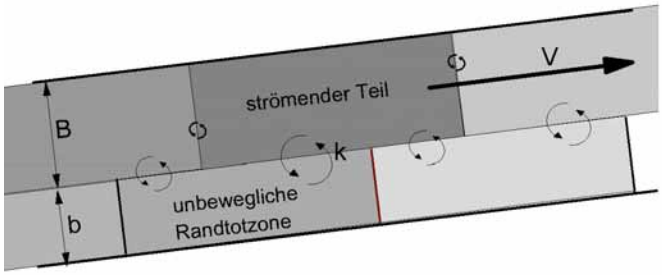


Abb. 8: Das Flussschlauch-Totzonen-Modell

Erfolg versprechend ist es auch, den Fluss als eine Schlange von Wasserkörpern zu modellieren, die sich bergab bewegt und mit randlichen Totzonen im intensiven Austausch steht (Abb. 8). Hier sind der Austauschkoeffizient sowie die Breite der Totzone und des Hauptstroms die Modellparameter, mit denen es gelingen könnte, die Eigenschaften des Flussbettes und der darin wirksamen Makrophytenbestände summarisch zu beschreiben.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

- Tracerversuche liefern wichtige Kennwerte, wie Aufenthaltszeiten, Fließgeschwindigkeiten und Austauschraten zwischen Totzonen und Hauptstrom.
- Makrophyten bilden sich signifikant bei Tracerversuchen ab.
- Es muss eine Aufgabe der näheren Zukunft sein, die Modelle und Parameter zu finden, die die Wirkung verschiedenen flussmorphologischer Strukturen, zu denen auch die Makrophyten gehören, genügend genau beschreiben.
- Entsprechende Tracerversuche in Flüssen und ggf. auch in einer Fließrinne sind fortzuführen.

Danksagung

Wir danken allen Mitarbeitern, die innerhalb verschiedener Projekte an den Experimenten beteiligt waren, und den Institutionen, wie z. B. der WSD Ost, für die Unterstützung.

Literatur

Kozerski, H. P., Kuhn, T., Totsche, O. (2001): In situ Messungen der Sedimentationsraten partikulären Materials in Buhnenfeldern der Elbe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), 121-126.

Kozerski, H. P., Schwartz, R. (2001): Tracerversuche in Buhnenfeldern. In: van Mazijk A. & Weitbrecht, V. (eds.): New insights in the physical and ecological processes in groyne fields, Workshop, Magdeburg 22-23 Oct. 2001, 39-49.

Kozerski, H. P. (2003): Seston Sedimentation in a lowland river (River, Germany): Their spatial and temperal variation and controlling factors. In: Kronvang, B. (ed.): The interactions between sediments and water. DH 169, Kluwer Academc Publisher, p. 51-55.

Schwartz, R., Kozerski, H. P. (2005): Geochemische Charakterisierung feinkörniger Buhnenfeldsedimente der Mittelelbe und deren Erosionsstabilität, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag: in diesem Band.

Schwartz, R. & Kozerski, H. P. (2002): Die Buhnenfelder der mittleren Elbe – Geschichte, Bedeutung, Zukunft. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), 417-422.

Westrich, B. (1977): Massenaustausch in Strömungen mit Totwasserzonen unter stationären Fließbedingungen. Studie, Sonderforschungsbereich 60, Karlsruhe, 81 Seiten.

SEDIMENTE

MAAßEN S., RÖSKE, I. & UHLMANN, D.: Sediment- und Porenwasserparameter als Grundlage für die Trophiebewertung von Standgewässern

HOFFMANN, A. & GUNKEL, G.: Untersuchungen zur räumlichen Struktur und biologischen Funktionsfähigkeit des Interstitials der sandigen Litoralzone – ein Überblick

SCHULTZE, M., VEEN, A. VAN DER & JUNGE, F. W.: Auswirkungen des Hochwassers 2002 auf die Spurenelementgehalte der Sedimente im Goitschesee und im Muldestausee – ein Vergleich

WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, T. & KOSCHEL, R.: Einsatz von Aluminiumverbindungen in der Seenrestaurierung am Beispiel des Tiefwarensees

WETZEL, M. A., LEUCHS, H., BÜTTNER, H. & KOOP, J. H. E.: Einfluss der Baggergutumlagerung auf die Makrofauna in den Ästuaren der Deutschen Bucht

Sediment- und Porenwasserparameter als Grundlage für die Trophiebewertung von Standgewässern

Sebastian Maaßen[1], Isolde Röske[2] & Dietrich Uhlmann[3]

[1] Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), Institut für Primärproduktion und mikrobielle Ökologie, Eberswalder Str. 84, D-15517 Müncheberg, Tel.: 033432/82371, maassen@zalf.de,

[2] Institut für Mikrobiologie der TU Dresden, i_roeske@rcs.urz.tu-dresden.de'

[3] Arbeitsstelle Limnologie d. Sächs. Akad. d. Wissensch., c/o Institut für Hydrobiologie der TU Dresden, uhlmannd@rcs.urz.tu-dresden.de

Keywords: Trophiebewertung, Sediment, Porenwasser, Talsperren, Phosphat

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie wurden 4 Talsperren in Sachsen beprobt, welche ein breites Trophiespektrum repräsentieren (Neunzehnhain I – oligotroph; Muldenberg – oligotroph, dystroph; Saidenbach – mesotroph; Quitzdorf – polytroph). Eine Reihe verschiedener Sediment- und Porenwasserparameter wurde analysiert, um ihre Abhängigkeit vom Trophiegrad zu untersuchen im Hinblick auf die Möglichkeit, diese Parameter für die Trophiebewertung von Standgewässern zu nutzen.

Der stärkste Einfluss des Trophiegrades wurde für die Parameter SRP, Alkalinität und Ammonium im Porenwasser gefunden. Als wichtigste Einflussgrößen für die Trophie im Trockensediment zeigten sich die Al:P- und Fe:P-Quotienten, welche zu einem Metall:Phosphor-Summenquotienten (MPS) zusammengefasst wurden. Die Metall:Phosphor-Quotienten wiesen allesamt einen eindeutigen Schwellenwert auf, bei dessen Unterschreitung es zu einer verstärkten P-Freisetzung aus dem Sediment kommen kann. Zudem waren deutliche Unterschiede zwischen den Trophieniveaus bei den P-Fraktionen (nach Psenner et al., 1984) erkennbar. So konnten erhöhte Anteile der reduktiv löslichen, eisengebundenen Fraktion in den Talsperren mit höherem Trophiegrad nachgewiesen werden, wogegen relativ hohe Anteile der stabilen aluminiumgebundenen P-Fraktion in den Talsperren mit niedrigem Trophiegrad gefunden wurden. Die in dieser Kurzfassung dargestellten Ergebnisse bilden eine Grundlage zur Einbeziehung von Sediment- und Porenwasserparametern in gängige Trophiebewertungskriterien und wurden in detaillierter Form in einem Manuskript zusammengefasst und veröffentlicht (Maassen et al., im Druck).

Literatur

Maassen, S., Uhlmann, D. Röske, I. (2005): Sediment and pore water composition as a basis for the trophic evaluation of standing waters. Hyrobiologia, im Druck.

Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Archiv für Hydrobiologie/Beiheft 70: 111-155.

Untersuchungen zur räumlichen Struktur und biologischen Funktionsfähigkeit des Interstitials der sandigen Litoralzone – ein Überblick

Anja Hoffmann & Günter Gunkel

Technische Universität Berlin, Institut für technischen Umweltschutz, Fachgebiet Wasserreinhaltung, Straße des 17. Juni 135, D-10623 Berlin, Tel.: (030) 314 25658, e-mail: anja.hoffmann@tu-berlin.de, guenter.gunkel@tu-berlin.de

Keywords: Uferfiltration, Porenwasser, partikuläres organisches Material, Meiofauna

Einleitung

Ca. 75 % des geförderten Grundwassers in Berlin (220 Mio. m³/a) wird aktuell durch induzierte Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung gewonnen (B. Fritz, NASRI-Workshop 2003). Ziel der Studie ist die Aufklärung der räumlichen Struktur und biologischen Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials im limnisch-lenitischen Bereich am Beispiel des Tegeler Sees, dem eine entscheidende Bedeutung bei der Grundwasserneubildung und Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration im Berliner Raum zukommt. Von besonderem Interesse sind hierbei die biologisch-chemischen und reinigungswirksamen Prozesse in den oberen Sedimentschichten der sandigen Litoralzone, die differenzierte Erfassung der Kolmationsausdehnung und ihrer -ursachen sowie die Erfassung der durch die Biozönose vermittelten Stoffumsätze unter den Bedingungen der induzierten Uferfiltration. Als natürliche Reinigungsmechanismen des Oberflächenwassers bei der Bodenpassage gelten die Filtration von partikulärem Material, Kolloiden und pathogenen Keimen, die Entfernung von Ionen und hydrophoben organischen Stoffen durch Adsorption, Ionenaustausch und Fällungen, die biologische Oxidation von Wasserinhaltsstoffen, die Dentrifikation und Kohlenstoff-Metabolisierung (Ziegler, 2001). Die biologische Funktionsfähigkeit basiert dabei auf der Sauerstoffversorgung der Sedimente durch Primärproduzenten, dem Kohlenstoff-Transfer und Kohlenstoff-Turnover durch die Meiofauna, die Mikroflora und den microbial loop, der Denitrifikation und Methanogenese sowie auf der Regulierung der Kolmation und Sedimentbelüftung durch die Meiofauna.

Für die Kolmation sind sowohl mechanische als auch biologische Faktoren verantwortlich. Die biologische Kolmation wird dabei durch die Bildung von exopolymeren Substanzen und Detritusaggregaten und die Biomasse der Interstitialbiozönose verursacht. Andererseits wirkt die Fraß- und Wühltätigkeit der Meiofauna einer solchen Kolmation entgegen. Diese Interaktionen sind also von zentraler Bedeutung für die Infiltrationsleistung. Die Aufklärung der Vernetzung von Meiofauna, Mikroflora, Bakterien und Biofilm bilden zusammen mit der Quantifizierung des Kohlenstoff-Umsatzes (inklusive Gasfreisetzung) auch zukünftig den Schwerpunkt der Untersuchungen.

In diesem Beitrag werden zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit des Interstitials kleinräumige, vertikale Unterschiede ausgewählter physikochemischer Parameter des Porenwassers herangezogen und im Kontext der biozönotischen Entwicklungsdynamik beschrieben. Diese wird anhand der Tiefenverteilung von der Meiofauna und Mikroflora im Untersuchungszeitraum März bis August 2004

dargestellt. Die räumlich-zeitliche Erfassung des partikulären organischen Materials (POM) sowie das C/N-Verhältnis liefern erste Ergebnisse zur Erfassung des Kohlenstoffumsatzes.

Untersuchungsgebiet

Der Tegeler See ist im Nordwesten Berlins gelegen und stellt eine seitliche Erweiterung der Oberhavel dar. Das Seevolumen beträgt 15,42 Mio. m³, die Fläche 2,82 km² und die mittlere Tiefe 5,5 m. Die Trophiebewertung nach LAWA-Richtlinie 1998 ergibt einen eutrophen (e1) Ist-Zustand des Sees für das Jahr 2002 (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin in Nixdorf et al., 2004). Das Untersuchungsgebiet liegt im Einzugsgebiet der Tegeler Wasserwerke nahe der Brunnengalerie Tegel West (130 Vertikalfilterbrunnen mit einer Tiefe von 30 - 62 m). Die im Litoral gemessenen Infiltrationsraten schwanken je nach Standort und Jahreszeit zwischen 3 und 27 L/m² h. Die Grundwasserneubildung und Uferfiltration im Tegeler See unterliegt einer anthropogenen Überformung durch stellenweise massive Schädigung der Litoralvegetation (Vertritt durch Badegäste und Hunde) und der vorausgegangenen Eutrophierung des Sees. In der Uferzone, die aus einem schmalen, ca. 3 m breiten Röhrichtsaum besteht, sind *Phragmites*, *Typha* und *Carex* miteinander vergesellschaftet.

Material und Methoden

Porenwasseranalysen: Zur Porenwasserentnahme werden Mikrofiltersaugwurzeln (UMS GmbH München) mit einem Durchmesser von 2,5 mm und einer Länge von 5 cm verwendet. Es erfolgt eine dauerhafte horizontale Exposition (5 cm-Abstände) in den Sedimenttiefen 1 - 26 cm. Eine Plexiglassäule, die Lochbohrungen in den entsprechenden Tiefen besitzt, dient dabei als Halterung der Saugwurzeln, die vom Säuleninnern aus nach außen weisend im weitgehend ungestörten Sedimentkörper exponiert wurden. Die Beprobung erfolgt in 3-wöchentlichem Abstand innerhalb eines einjährigen Untersuchungszeitraumes. Die vorfiltrierten Proben werden nochmals über Membranfilter (0,45 µm) filtriert und die chemischen Parameter mittels Flow Injection Analysis (FIAstar 5000 Analyzer, Foss Tecator) und Atom-Absorptions-Spektrometrie erfasst.

Freezing Cores: Die Freezing Core-Entnahme erfolgt alle 6 Wochen innerhalb eines einjährigen Untersuchungszeitraumes. Die ca. 50 cm langen Kerne werden in 5 cm-Abschnitte geteilt und das Frischvolumen ermittelt. Die Trennung von Sand und organischem Material sowie dessen Größenfraktionierung wird im Zuge eines Schlämmverfahrens unter Verwendung der Siebgrößen 1 mm, 500 µm, 300 µm und 100 µm erreicht. Die Siebrückstände werden mit 4%igem Formaldehyd konserviert, die Meiofauna unter dem Binokular aussortiert und auf hoher taxonomischer Ebene bestimmt. Das (fein-)partikuläre Material (ohne tierische Biomasse) wird einer Trocknung bis zur Gewichtskonstanz und Veraschung (4 h, 550 °C) unterzogen. Das Trockengewicht und aschfreie Trockengewicht (AFTG) der Fraktion < 100 µm und > 0,45 µm wird an einem Aliquot nach gesonderter Siebung (100 µm Maschenweite) und anschließender Filtration über Glasfaserfilter bestimmt; hierbei erfolgt keine Trennung in Vertreter der Fauna < 100 µm und Detritus.

Als Maß für die photoautotrophe Biomasse werden die Chlorophyll a-Konzentrationen (DIN 38412, L16, modifiziert nach Beulker, 2000) in den Sedimenttiefen 1 - 20 cm bestimmt; an dem gleichen Probenmaterial werden auch die C/N-Analysen (Carlo Erba Instruments) durchgeführt. Hierzu wird parallel zur Freezing Core-Entnahme jeweils ein Sedimentkern gezogen.

Ergebnisse

Partikuläres organisches Material (z. B. Blattreste, Holz, Pflanzenwurzeln) ist im gesamten Tiefenbereich bis 50 cm vorhanden, wobei der prozentuale Anteil des AFTG am gesamten Trockengewicht bei maximal 1,6 % liegt und mit der Tiefe abnimmt (Abb. 1). Auffallend ist ein relativ großer Anteil der feinpartikulären Fraktionen < 1 mm und > 100 µm bis 20 cm Sedimenttiefe. Unterhalb von 20 cm überwiegen hingegen die Größenfraktionen > 1 mm sowie < 100 µm und > 0,45 µm.

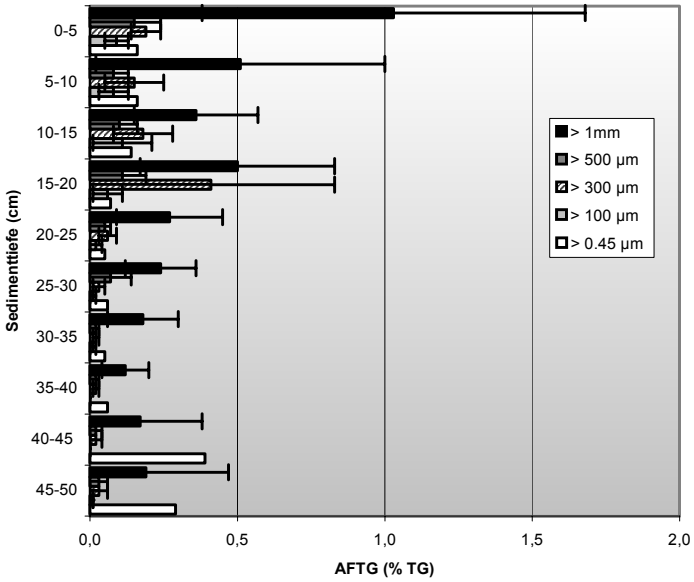


Abb. 1: Aschfreies Trockengewicht in % des Sediment-Trockengewichts in verschiedenen Sedimenttiefen. Dargestellt sind die Mittelwerte ± STABW (n = 5) von März – August 2004 bzw. Einzelwerte für die Fraktion < 0,45 µm (Juli 2004).

Eine detaillierte Verteilung des prozentualen Kohlenstoffanteils im obersten Sedimenthorizont zeigt Abb. 2. Der Anteil des organischen Kohlenstoffs liegt bis in 10 cm Tiefe bei ca. 1,5 %, lediglich in den Tiefen 2 - 4 cm und unterhalb von 10 cm ist er kleiner 1 %. Die hohen C/N-Verhältnisse schwanken im dargestellten Sedimentbereich meist zwischen 15 und 20, ein geringeres Verhältnis von 12 bzw. 13 wurde in den Tiefen 1 - 2 cm und 3 - 4 cm ermittelt. Die entsprechend geringen prozentualen Stickstoffanteile sind dabei stets ≤ 0,1 %.

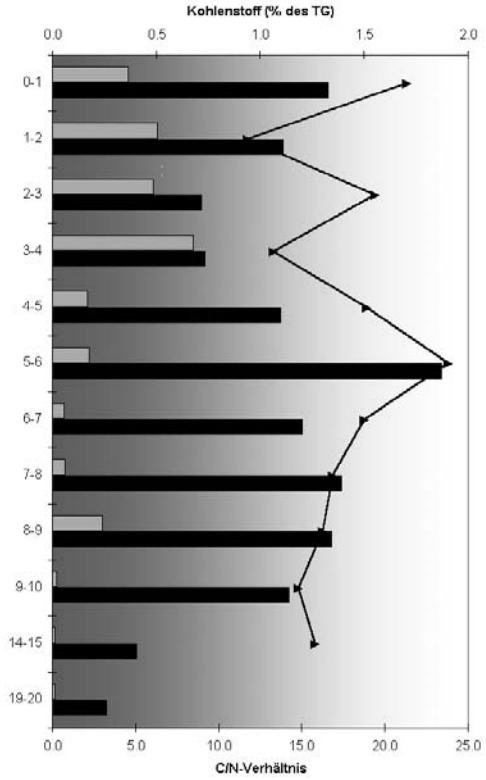


Abb. 2: Prozentualer Anteil des anorganischen (graue Balken) und organischen Kohlenstoffs (schwarze Balken) sowie des C/N-Verhältnisses in unterschiedlichen Sedimenttiefen. Dargestellt sind die Mittelwerte (3 Messungen, März – Juli).

Tab. 1: Beispielhaft ausgewählte physikochemische Parameter des Porenwassers und Darstellung der Redoxspannung UH des Sedimentes (Messergebnisse von Juni 2004); K. N. = Werte unterhalb der Nachweisgrenze.

	PO_4-P (µg/L)	NO_3-N (mg/L)	NH_4-N (mg/L)	NO_2-N (µg/L)	DOC (mg/L)	SO_4 (mg/L)	Fe (µg/L)	pH	Leitfähigkeit (µS/cm)	U_H (mV)
Seewasser	83	1,4	k. N.	12	7,6	117	59	8,2	773	
1 cm	36	1,3	0,1	6	6,4	117	144	7,7	739	40
6 cm	29	1,0	k. N.	150	6,1	117	56	7,7	843	40
11 cm	5	0,7	0,1	100	6,3	117	120	7,7	747	-10
16 cm	18	0,9	k. N.	75	6,4	120	463	7,7	749	-30
21 cm	18	0,9	0,2	100	6,1	120	88	7,7	750	-100
26 cm	11	0,6	k. N.	40	6,2	124	445	7,6	749	-60

Mit zunehmender Sedimenttiefe bzw. auch im Vergleich zum Seewasser nahmen im Juni die Konzentrationen für die Porenwasserparameter Orthophosphat, Nitratstickstoff und gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) sowie der pH-Wert ab (Tab.1). Parallel zur Abnahme der Nitratkonzentrationen wurden starke Erhöhungen der Nitritkonzentrationen unterhalb von 1 cm sowie eine kleinräumig auftretende starke Zunahme der gelösten Eisenionen nachgewiesen. Die Ammonium- und Sulfatkonzentrationen zeigten keinen Tiefengradienten. Die Redoxspannung erreichte im Juni minimale Werte, so dass zu diesem Zeitpunkt offensichtlich weite Sedimentbereiche anaerob waren.

Die zeitliche und räumliche Verteilung der Meiofauna im Zeitraum März - Juli 2004 ist in Abb. 3 dargestellt. Zwischen März und April erfolgte ausgehend von 1.164 Gesamtindividuen/dm³ Sediment eine deutliche Zunahme der Individuenzahl, so dass im April in den oberen 5 cm Sediment maximale Gesamtabundanzen von 15.740/dm³ ermittelt wurden. Unterhalb von 10 cm gingen die Abundanzen an allen Untersuchungsterminen deutlich zurück und waren unterhalb von 20 cm vernachlässigbar gering. Es zeigt sich bis Mai 2004 eine geringfügige Zunahme der Tiefenausdehnung der Meiofauna unterhalb von 10 cm, gefolgt von einem rückläufigen Trend während des Hochsommers. Das Taxon mit der höchsten Abundanz (maximal 20.160 Ind./dm³ in den oberen 20 cm, April 2004) waren in quasi allen Tiefen und zu allen Zeitpunkten die Nematoda.

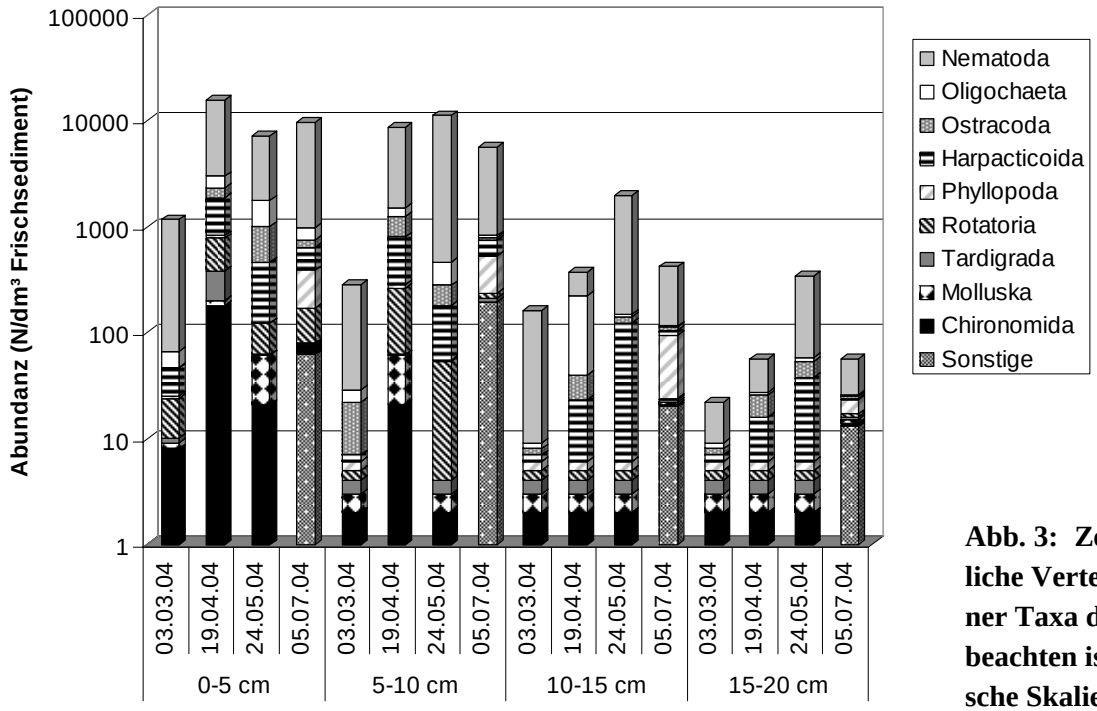


Abb. 3: Zeitliche und räumliche Verteilung verschiedener Taxa der Meiofauna. Zu beachten ist die logarithmische Skalierung der y-Achse

Die räumliche und zeitliche Verteilung der photoautotrophen Biomasse zeigt, gemessen an der Chlorophyll a-Konzentration im Sediment, zwischen März und August 2004 eine Dynamik, die sich insbesondere im Mai in einer Zunahme der Konzentrationen um stellenweise bis zu ≥ 100 % v. a. in den oberen 5 cm Sediment äußert, gefolgt von einem Rückgang im Hochsommer auf vergleichbare Konzentrationen wie im März. Die Chlorophyll a-Konzentrationen erreichten dabei maximal 50 mg/L und sind damit ca. 1000-fach höher als im Seewasser. Die Besiedlung mit photoautotropher Biomasse reicht bis in maximale Tiefen von 7 cm und ist eindeutig von Diatomeen dominiert.

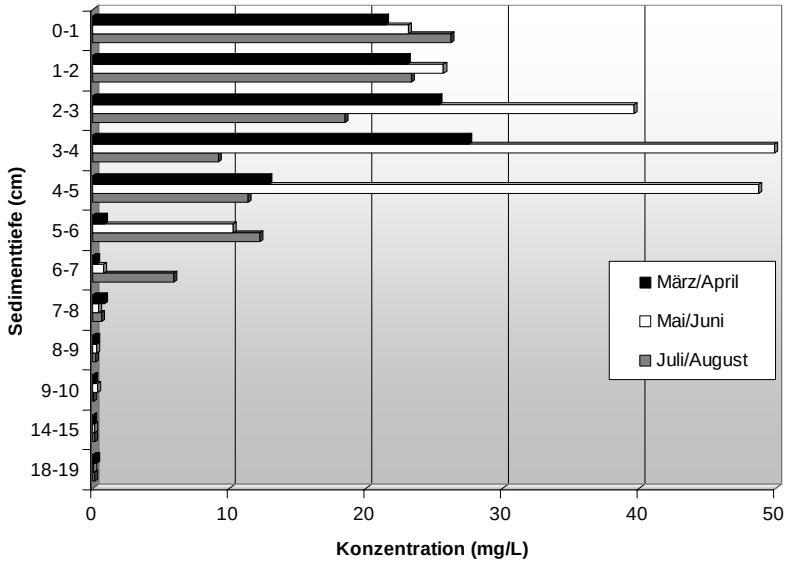


Abb. 4: Zeitliche und räumliche Verteilung der Chlorophyll a-Konzentrationen im oberen Sedimenthorizont. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte von 2 Monaten.

Diskussion

Ein Eintrag von partikulärem organischem Material bzw. eine anschließende Verlagerung desselben erfolgt mindestens bis in 50 cm Sedimenttiefe. Auffallend ist ein relativ hoher Anteil des grobpartikulären Materials > 1 mm auch in großen Tiefen. Hierbei kommen v. a. Rhizome des Röhrichts im mittleren hier ausgewählten Sedimentbereich in Betracht, wahrscheinlich ist aber auch die Verlagerung von allochthonem Material durch Vertritt und Sedimentumlagerung, da es sich offensichtlich nicht um fossiles/eingebettetes Material handelt. Die Zone der Fragmentierung, die durch einen hohen Anteil mittelgroßer FPOM-Fraktionen gekennzeichnet ist, scheint sich dagegen in guter Übereinstimmung mit dem Vorkommen der Meiofauna vorwiegend auf die oberen 20 cm zu beschränken, ohne dass eine anschließende Tiefenverlagerung deutlich wird, lediglich die Größenfraktion < 100 µm zeigt ein Vorkommen bis in 50 cm Tiefe. Insgesamt ist der Anteil des organischen Materials bzw. Kohlenstoffs am gesamten Sedimenttrockengewicht mit ca. 1,5 % gering. Eine Abnahme des prozentualen organischen Kohlenstoffanteils zwischen 2 und 4 cm kann auf einen beschleunigten Abbau partikulären organischen Kohlenstoffs hindeuten, bei dem freigesetztes DOC im Zuge des microbial loop entweder in mikrobielle Biomasse umgesetzt wird bzw. aufgrund der hohen Infiltrationsraten ein rascher Konzentrationsausgleich und Abtransport erfolgt. Hierfür spricht, dass sich Konzentrationsunterschiede im DOC im Juni 2004 nur im Vergleich zum Seewasser, nicht jedoch im Sediment ergeben. Das auffallend hohe C/N-Verhältnis ist zum einen durch äußerst geringe Stickstoff-Anteile bedingt, könnte aber in diesem Fall auch auf einen hohen Anteil von Polysacchariden als Hauptbestandteil der exopolymeren Substanzen in Biofilmen zurückzuführen sein (Decho, 2000). Shepard & Minshall (1981) geben für Detritus ein ähnliches C/N-Verhältnis von 23 an. Die heterotrophen Abbauprozesse führen insbesondere während der Sommermonate zu

massiver O_2-Zehrung, die im Juni – verglichen mit weiteren, hier nicht dargestellten Messergebnissen – ihre maximale Ausdehnung (bis 20 cm Tiefe) erreichte. Die geringen Redoxspannungen wurden zu dieser Zeit weder durch Bioturbation der Meiofauna noch durch die Primärproduktion bei dennoch extrem hoher photoautotropher Biomasse ausgeglichen. Es resultiert eine Nutzung weiterer Elektronen-Akzeptoren wie Nitrat und Eisen (III), in deren Folge es zur Rücklösung von Schwermetallionen, der Ausbildung von sulfidischen Zonen sowie einer Erhöhung der Nitritkonzentrationen kommt. Das geringe Redoxpotential ist somit als eine bedeutende steuernde Größe der physikochemischen Parameter anzusehen; eine anschließende Zunahme der Redoxspannung (Ergebnisse nicht dargestellt) scheint weniger über biologische Prozesse als viel eher über die Verlagerung bzw. Ausdehnung der ungesättigten Zone zu erfolgen. Nach den bisherigen Daten ist der Beitrag der Meiofauna zur biologischen Funktionsfähigkeit v. a. in der Zerkleinerung organischen Materials als Initiierung des Kohlenstoffumsatzes zu sehen sowie in der Regulierung der Kolmation.

Ausblick

Für die Zukunft geplant sind:

- eine weitgehende Bilanzierung des Kohlenstoff-Umsatzes (inkl. Gasfreisetzung),
- eine differenzierte Erfassung der Kolmationsursachen und ihre -regulierung sowie
- die Aufklärung der Vernetzung von Meiofauna, Mikroflora, Bakterien und Biofilm.

Danksagung

Es handelt sich um ein seit November 2003 von der DFG gefördertes Projekt. Für ihre Mitwirkung bei der Erstellung dieser und weiterer Ergebnisse sei den studentischen Hilfskräften der TU Berlin gedankt.

Literatur

Beulker, C., 2000: Untersuchungen zu Vorkommen und Ökologie der Meiofauna und benthischen Algen in litoralen Seesedimenten. Dissertation am Fachbereich 6 der Technischen Universität Berlin, 106 S.

Decho, A. W., 2000: Microbial biofilms in intertidal systems: an overview. Continental Shelf Research 20: 1257-1273.

Nixdorf, B., Hemm, M., Hoffmann, A., Richter, P., 2004: Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. Forschungsbericht 299 24 274, Texte 0504 des Umweltbundesamtes (Hrsg.).

Shepard, R. B. & Minshall, G. W., 1981: Nutritional value of lotic insect feces compared with allochthonous materials. Archiv für Hydrobiologie 90: 467-488.

Ziegler, D., 2001: Untersuchungen zur Nachhaltigkeit der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin. Dissertation, Fak. III (Prozesswissenschaften) der Technischen Universität Berlin, 128 S.

Auswirkungen des Hochwassers 2002 auf die Spurenelementgehalte der Sedimente im Goitschesee und im Muldestausee – ein Vergleich

Martin Schultze[1], Andrea van der Veen[1,2] & Frank W. Junge[3]

[1] UFZ-Department Seenforschung, Brückstraße 3a, D-39114 Magdeburg, martin.schultze@ufz.de,

[2] Wageningen UR, Agrotechnology and Food Sciences, Sub-Department of Environmental Technology, Bomenweg 2, NL-6703 HD Wageningen, andrea.vanderveen@wur.nl

[3] Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, K.-Tauchnitz-Straße 1, D-04107 Leipzig, junge@saw-leipzig.de

Keywords: Seesediment, Schwermetalle, Arsen, Hochwasser, Hydrologie

Einleitung

Eine ganze Reihe von Faktoren bestimmt die Verteilung von Spurenelementen in Sedimenten von durchflossenen Seen. Unter anderem spielen die Befrachtung der einmündenden Fließgewässer in Abhängigkeit von der hydrologischen Situation, die Beckenmorphologie der Seen und die elementspezifische Verteilung gelöst-partikelgebunden eine wichtige Rolle. Die Seen wirken in der Regel als Stofffalle, da in ihnen die Fließgeschwindigkeit stark abfällt und die Partikelfracht, oft klassiert nach ihrer Größe, teilweise oder sogar ganz durch Sedimentation aus dem Wasser abgeschieden wird. Eine besondere Rolle spielen in diesem Zusammenhang Hochwässer, da sie sowohl im Einzugsgebiet als auch in den Flüssen selbst zu einer außergewöhnlichen Mobilisierung von Stoffen führen. Im Verlaufe eines Hochwassers kommt es oft zu erheblichen Änderungen der Stoffkonzentrationen im Flusswasser und auch der Bindungsformen (Spott & Guhr, 1996; Baborowski et al., 2004).

Das Muldehochwasser vom August 2002 betraf sowohl den Muldestausee als auch den Goitschesee, die beide in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander liegen. Dennoch sind die hochwasserbedingten Elementgehalte und -verteilungen in den Sedimenten der beiden Seen sehr verschieden. Anhand eines Vergleiches sollen die Ursachen für diese Unterschiede diskutiert werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Muldestausee und der Goitschesee sind Bergbauseen, die aus Braunkohletagebauen hervorgingen. Der Muldestausee entstand aus dem ehemaligen Tagebau Muldenstein durch Muldewassereinleitung ab Mai 1975 und wird permanent von der Mulde durchflossen. Er wirkt seit seiner Inbetriebnahme als wichtige Schadstoffsenke mit erheblichen Auswirkungen auch auf die Elbe, insbesondere hinsichtlich der Belastung mit Spurenelementen aus jahrhundertelangem Bergbau, Verhüttung und Metallverarbeitung im Erzgebirge (Born, 1996; Zerling et al., 2001).

Der Goitschesee entstand aus dem Tagebau Goitsche und wurde von Mai 1999 bis April 2002 ebenfalls mit Muldewasser bis zu einem vorläufigen Wasserstand von 71,5 m ü. NN gefüllt. Das

Wasser wurde einige hundert Meter unterhalb des Muldestausees aus der Mulde abgeleitet. Zu späterer Zeit sollte die Restfüllung bis 75 m ü. NN erfolgen. Eine Muldewasserzuführung über die primäre Seefüllung hinaus war nicht vorgesehen.

Beide Seen weisen eine deutliche morphologische Gliederung in Teilbecken (TB) auf. Abbildung 1 zeigt die Lage der Seen unmittelbar östlich von Bitterfeld.

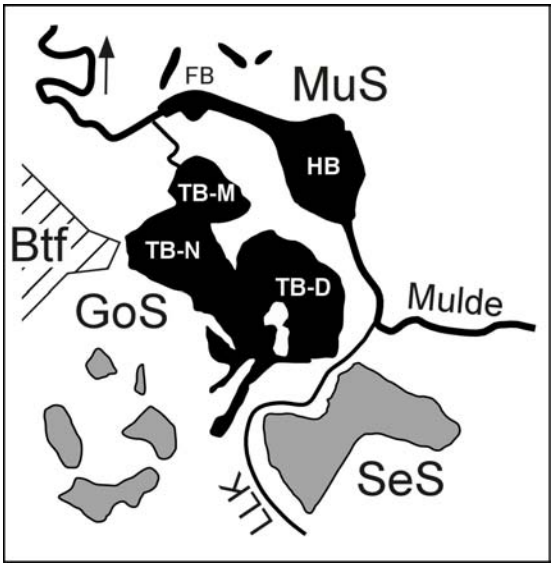


Abb. 1: Lage des Muldestausees und des Goitschesees mit ihren Teilbecken (MuS-Muldestausee mit den Teilbecken HB-Hauptbecken und FB-Friedersdorfer Becken, GoS-Goitschesee mit den Teilbecken TB-M-Mühlbeck, TB-N-Niemegk, TB-D-Döbern, SeS-Seelhäuser See, LLK-Lober-Leine-Kanal, Btf-Bitterfeld, schwarz-gefüllte Bergbauseen, grau-Bergbauseen in Füllung)

In diesem Beitrag wird auf Ergebnisse aus den beiden TB des Muldestausees und den TB Döbern und Mühlbeck des Goitschesees eingegangen. Auf die Darstellung von Ergebnissen aus dem TB Niemegk des Goitschesees wird hier verzichtet, da sie wegen des gewählten Probenahmepunktes nur die speziellen Bedingungen unter einem Monimolimnion geringer Ausdehnung (< 1 % der Seefläche) repräsentieren.

Untersuchungsmethoden

Nach dem Hochwasser 2002 wurden in beiden Seen in den Tiefbereichen der einzelnen TB Sedimentkerne entnommen (Muldestausee: September 2002, Goitschesee: April, August und Oktober 2003). Sie wurden in Schichten von 1-2 cm Dicke geteilt. Aus den gewonnenen Teilproben wurde die Fraktion < 20 µm durch Nasssiebung abgetrennt. Von dieser Fraktion wurde der Königswasserauszug hergestellt und auf seine Elementgehalte untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 2 zeigt den Verlauf des Hochwassers anhand der Wasserstände im Muldestausee und im Goitschesee. Zunächst floss das Hochwasser ausschließlich über den Muldestausee ab (Abschnitt A in Abb. 2). Nach einem Deichbruch bei Wellaune oberhalb von Bad Düben floss ein Teil des Wassers hinter den Muldedeichen weiter nach Norden und ergoss sich in den Seelhäuser See (Abschnitt B in Abb. 2). Nachdem das andrängende Wasser auch die Verwallung des Lober-Leine-Kanals (LLK) zerstört hatte, kam es zum Hochwassereinbruch in den Goitschesee (Abschnitt C in Abb. 2). Das Hochwasser schuf sich innerhalb eines halben Tages zwischen der Mulde und dem Südostufer des Goitschesees ein völlig neues Flussbett von ca. 1 km Länge, ca. 100 m Breite und bis zu 5 m Tiefe.

Im Muldestausee führte das Hochwasser zur Zerstörung der thermischen Schichtung und zur Ausbildung einer 5-6 cm mächtigen hellen Sedimentschicht, die zahlreichen früher abgelagerten hochwasserbürtigen Sedimentlagen äußerlich sehr ähnlich ist (Junge et al., 2003).

Im Goitschesee hingegen wurde die thermische Schichtung nur im TB Döbern zerstört. Das Hochwasser war bei seinem Eintritt in den Goitschesee durch die Erosion im Vorfeld so sehr mit partikulären Stoffen beladen, dass seine Dichte für die Überwindung des Dichteunterschiedes zwischen Epi- und Hypolimnion im TB Döbern groß genug war. In den beiden anderen TB blieb die Schichtung erhalten. Das Hochwasser drang dort nur das Epilimnion ein. Durch die Sedimentation im TB Döbern verlor das Wasser sehr schnell an Dichte. In den beiden anderen TB des Goitschesees war es dann schon wieder zu leicht, um in das Hypolimnion einzudringen (Boehrer et al., 2005).

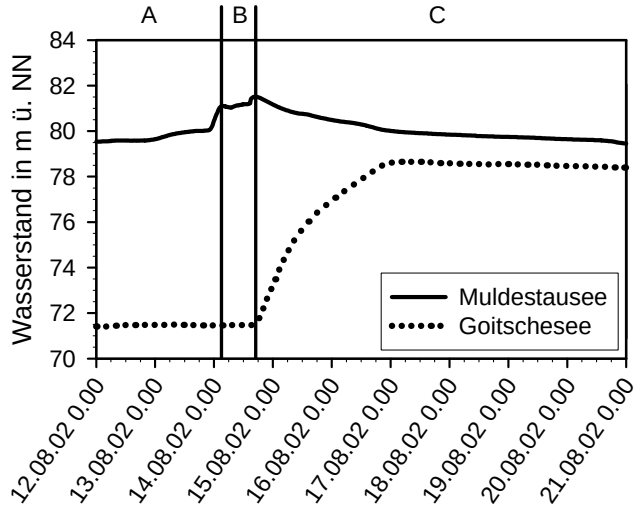


Abb. 2: Wasserstände im Muldestausee und im Goitschesee während des Augusthochwassers 2002 (Datenquellen: Muldestausee – LHW-Sachsen-Anhalt, Goitschesee: eigene Messungen des UFZ)

Die Mächtigkeit der Sedimentablagerungen unterschied sich ebenfalls zwischen den Teilbecken des Goitschesees. Am 4. 9. 2002 wurden bei einer ersten Prospektion der Sedimente nach dem Hochwasser im TB Döbern mittels Echolotung und visueller Sedimentkernansprache bis zu 5 m mächtige braune Ablagerungen festgestellt. In den TB Niemegk und Mühlbeck wurden nur 1-2 cm mächtige helle Ablagerungen beobachtet, die den im Muldestausee angetroffenen Ablagerungen recht ähnlich sehen. Nach dem September 2002 kam es dann zur Ablagerung weiterer 2-4 cm Sediment. Als Quelle dafür werden sehr langsam sedimentierende, Anfang September 2002 noch in der Schwebe befindliche Partikel sowie Sedimentumlagerungen im See im Sinne eines „focusing“ der Sedimente im Tiefsten der Seen angesehen, wie sie z. B. von Bloesch (1995) beschrieben werden.

Abbildung 3 zeigt beispielhaft für Cadmium, Blei und Arsen die Konzentrationen in den Sedimenten der TB der beiden Seen. Eine ausführliche Darstellung auch für andere Elemente findet sich in Geller et al. (2004). Folgende Effekte sind zu beobachten:

Die Elementkonzentrationen in den Hochwassersedimenten sind generell im Muldestausee höher als im Goitschesee. Dies kann einerseits auf die bei Hochwässern wiederholt beobachtete zeitliche Entwicklung der Stoffkonzentrationen zurückgeführt werden. Häufig steigt die Stoffkonzentration mit ansteigendem Hochwasser stark an, fällt aber noch vor Erreichen des Hochwasserscheitels wieder ab (Spott & Guhr, 1996). Wie Auswertungen der Messreihen der Pegel Bad Düben und Golzern zeigen, fiel der Hochwassereinbruch in den Goitschesee zeitlich ziemlich genau mit dem Scheitel des Hochwassers zusammen. Die Schwebstoffwelle mit erhöhten Stoffkonzentrationen hatte zu dieser Zeit den Muldestausee schon passiert. Andererseits ist zu vermuten, dass das zwischen Mulde und Goitschesee erodierte Auenmaterial geringer mit den untersuchten Spurenelementen belastet war als die Schwebstofffracht in der Mulde, die vor allem aus dem Erzgebirge stammte. Das Auenmaterial wirkte daher „verdünnend“ in den Ablagerungen im Goitschesee.

Die Konzentrationen in den Hochwassersedimenten der beiden TB des Muldestausees unterscheiden sich, zeigen jedoch keinen einheitlichen Trend: z. T. sind sie im Hauptbecken höher, z. T. im

Friedersdorfer Becken. Für diese Unterschiede sind einerseits Klassierungsprozesse innerhalb des Muldestausees entsprechend Größe und Dichte der Partikel, mit denen die verschiedenen Elemente transportiert wurden, verantwortlich. Andererseits spielen wahrscheinlich auch Unterschiede im Strömungsverhalten innerhalb des Muldestausees zu den Zeiten der Passage der Schwebstoffwelle und des Hochwasserscheitels eine Rolle.

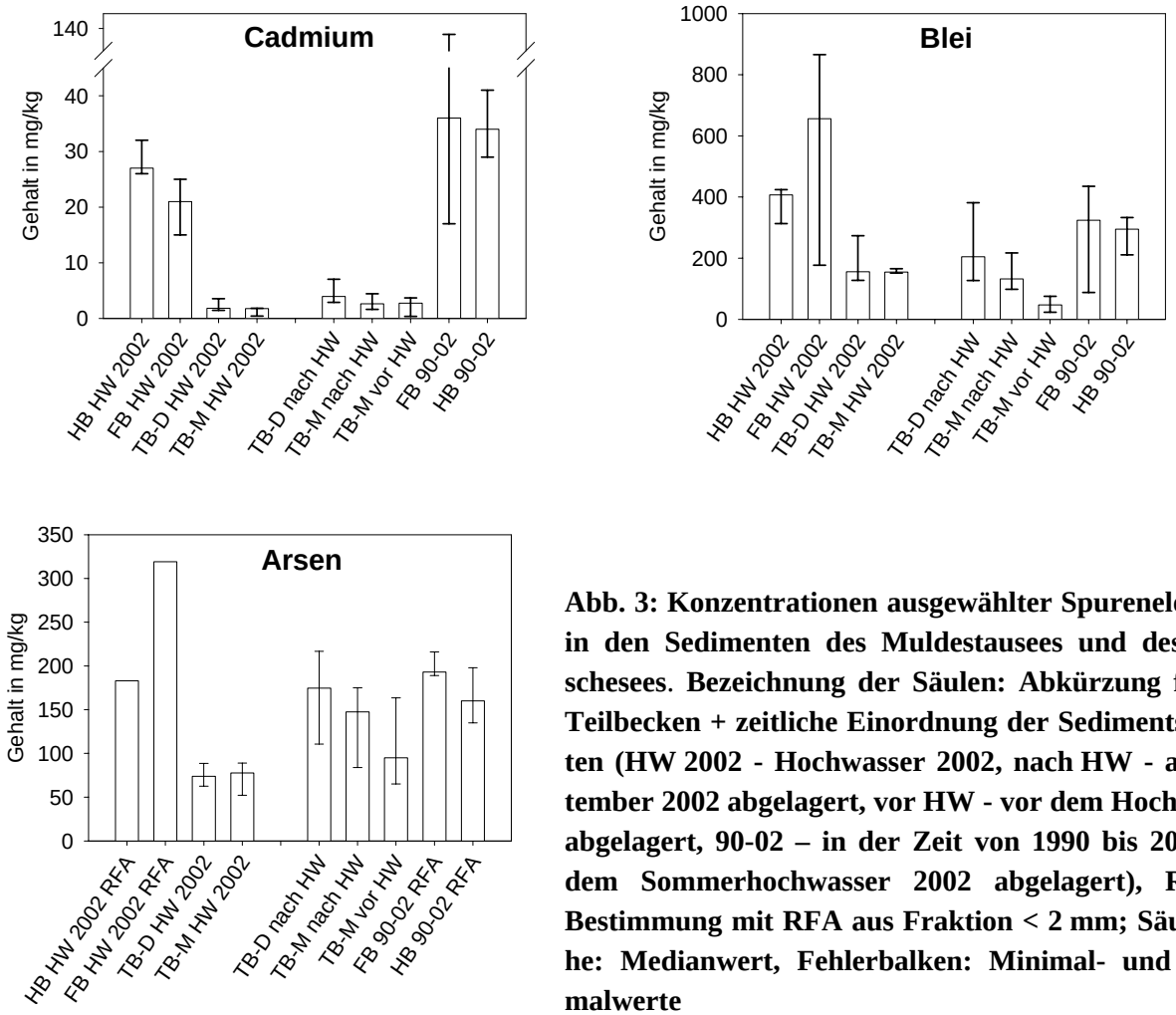


Abb. 3: Konzentrationen ausgewählter Spurenelemente in den Sedimenten des Muldestausees und des Goitschesees. Bezeichnung der Säulen: Abkürzung für die Teilbecken + zeitliche Einordnung der Sedimentschichten (HW 2002 - Hochwasser 2002, nach HW - ab September 2002 abgelagert, vor HW - vor dem Hochwasser abgelagert, 90-02 – in der Zeit von 1990 bis 2002 vor dem Sommerhochwasser 2002 abgelagert), RFA – Bestimmung mit RFA aus Fraktion < 2 mm; Säulenhöhe: Medianwert, Fehlerbalken: Minimal- und Maximalwerte

Im Vergleich zu den Ablagerungen aus der Zeit von 1990 bis zum Hochwasser 2002 erweisen sich die Konzentrationen in den Hochwassersedimenten z. T. als die höheren, z. T. als die niedrigeren. Die Verschiedenheit der Quellen für die einzelnen Elemente ist hier als die entscheidende Ursache anzusehen. So kam es im Zuge des Sommerhochwassers 2002 zu einer außergewöhnlichen Erosion des Bodens auf Bergbau- und Schlackehalden im Erzgebirge, es wurden Haldenfüße außergewöhnlich hoch überflutet und im Bereich Muldenhütten kam es zum Abrutschen von mehreren tausend Kubikmetern Haldenmaterial in die Mulde. In diesen Materialien waren z. B. Blei und Arsen besonders stark angereichert.

Die Konzentrationen in den Hochwassersedimenten der TB des Goitschesees unterscheiden sich nur wenig. Dies überrascht zunächst, da die Hauptmenge des als „Verdünnung“ wirkenden Auenmaterials im TB Döbern abgelagert wurde. Es ist zu vermuten, dass sich hier auch der Rückgang der Stoffkonzentration im Muldewasser mit dem abschwellenden Hochwasser bemerkbar macht. Die TB Niemegk und Mühlbeck wurden erst einen Tag nach dem TB Döbern von den hochwasserbürtigen Trübstoffen erreicht (Boehrer et al., 2005).

Die Konzentrationen in den Sedimenten des Goitschesees, die nach dem Hochwasser entstanden sind, sind z. T. höher als in den Hochwassersedimenten. Dies ist auf die Anreicherung der betreffenden Elemente an besonders langsam sedimentierenden, d. h. kleinen und/oder organogenen Partikeln zurückzuführen. Diese Partikel sind auch besonders vom „sediment-focusing“ betroffen (Bloesch, 1995).

Die vor dem Hochwasser im TB Mühlbeck abgelagerten Sedimente haben z. T. niedrigere Konzentrationen als die Hochwassersedimente, z. T. etwa gleiche. Hier macht sich die unterschiedliche Retention der verschiedenen Elemente im Muldestausee bei Normalabfluss der Mulde (Zerling 2001) bemerkbar. Sie war für die Konzentrationen der in der Zeit der planmäßigen Flutung entstandenen Sedimente im TB Mühlbeck prägend (1999 bis April 2002).

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, welch bestimmenden Einfluss die Details des hydrologischen Geschehens auf die Verteilung der Sedimente und auch der Elementgehalte in den Hochwassersedimenten des Muldestausees und des Goitschesees haben. Als weiterer sehr wichtiger Faktor erweist sich die Morphologie der Seen mit ihrer starken Gliederung in Teilbecken. Der Einfluss biogeochemischer Prozesse in den Sedimenten tritt für viele Elemente dahinter zurück.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse entstanden mit Förderung durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF-FKZ: 02 WB 9984/3 und 0330492) und durch die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) und dem Staatlichen Umweltfachamt Leipzig wird für die Bereitstellung von Wasserstands- und Durchflussdaten gedankt. Außerdem ist den KollegInnen zu danken, die an den Sedimentuntersuchungen mitgewirkt haben.

Literatur

Baborowski, M., von Tümpling,W., Friese,K. (2004): Behaviour of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. Hydrology & Earth System Sciences 8, 135-150.

Bloesch, J. (1995): Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes. Mar. Freshwater Res. 46, 295-304.

Boehrer, B., Schultze, M., Ockenfeld, K., Geller, W: Path of the Mulde flood 2002 through Lake Goitsche. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29 (2005) (in press).

Born, J. (1996): Sedimentgeochemie des Muldestausees bei Bitterfeld. Heidelberger Beiträge zur Umweltgeochemie, Bd. 9, 218 S..

Geller, W., Ockenfeld, K, Böhme, M., Knöchel, A. (Hrsg.) (2004): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. http://www.ufz.de/data/HWEnd1333.pdf

Junge, F.W., Jendryschik, K., Scharf, B., Arnold, A. (2003): Untersuchungen am Bitterfelder Muldestausee - Vergleich von Sedimentkernen aus dem Muldestausee vor und nach dem Jahrhunderthochwasser der Mulde vom August 2002. In: Penzlin, H. (Hrsg.): Jahrbuch 2001-2002 der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Verlag der Sächsichen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig - In Kommission bei S. Hirzel, Stuttgart/Leipzig, 257-259.

Spott, D., Guhr, H. (1996): The dynamics of suspended solids in the tidally unaffected area of the river Elbe as a function of flow and shipping. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47, 127-133.

Zerling, L., Müller, A., Jendryschik, K., Hanisch, C., Arnold, A. (2001): Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffsenke. Verlag der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig – In Kommission bei S. Hinzel, Stuttgart/Leipzig: 69 S.

Einsatz von Aluminiumverbindungen in der Seenrestaurierung am Beispiel des Tiefwarensees

Gerlinde Wauer, Peter Casper, Thomas Gonsiorczyk & Rainer Koschel

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin/Neuglobsow, Tel: 033082-69970, Fax: 033082-69917, e-mail: gerlinde@igb-berlin.de

Keywords: Aluminium, Calcitfällung, P-Fällung, Seenrestaurierung, Sediment, Tiefwarensee

Einleitung

Al-haltige Fällmittel werden seit den 1960er Jahren erfolgreich zur Restaurierung eutrophierter Seen eingesetzt (Cooke et al., 1993). Aluminium besitzt eine außerordentlich hohe P-Bindungs-Effizienz (Welch & Cooke, 1999), bei seiner Dosierung und Applikationsart muss jedoch berücksichtigt werden, dass Aluminium unter bestimmten Bedingungen toxische Wirkungen hat (Dobbs et al., 1989). Eine weitere Möglichkeit zur Phosphatbindung besteht in der Applikation von Calciumcarbonat bzw. Kalkmilch (Koschel et al., 1998). So wurde z. B. im Schmalen Luzin, einem dimiktischen Hartwassersee in Mecklenburg-Vorpommern die Calcitfällung künstlich induziert und als Restaurierungsmethode in dem eutrophierten See genutzt (Koschel et al., 2001). Dabei führte eine Kalkzugabe ins Hypolimnion zu verstärkten Calcitfällungen im Hypolimnion und im darauf folgenden Jahr auch im Epilimnion sowie zur Calcitanreicherung im Sediment und zur Verminderung der P-Rücklösung aus den Sedimenten. Die Kombination beider Methoden bietet den Vorteil, die hohe Phosphorbindungskapazität der Al-haltigen Fällmittel mit einer verstärkten Calcitsedimentation und damit mit einer Stabilisierung der Al-Flocken im Sediment zu verbinden. Die Sedimentkonditionierung mit basischen Al-salzen hat darüber hinaus den Vorteil, Kalkübersättigungen zu erzeugen und die Calcitfällung zu stimulieren. Diese neuartige Fällmittelkombination wurde erstmalig am Tiefwarensee in Mecklenburg-Vorpommern eingesetzt (Koschel et al., 2004).

Der Tiefwarensee ist ein dimiktischer See (Seefläche 139 ha, max. Tiefe 23 m, mittl. Tiefe 8,2 m). Er wurde bis in die 1980er Jahre stark mit Nährstoffen überlastet. Die danach eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen konnten den externen Lasteintrag um 90 % senken, so dass die SRP-Konzentrationen im Pelagial während der Frühjahrszirkulation am Ende der 90er Jahre sich auf ca. 170 µg/l einpegelten. Zu diesem Zeitpunkt durchgeführte Untersuchungen zur P-Bilanz ergaben, dass die P-Rücklösung aus den Sedimenten den P-Haushalt des Sees dominierte (Abarchaline et al., 2000; Gonsiorczyk et al., 2000).

Fällmittelapplikation und Untersuchungsmethoden

Die Fällmittelzugabe begann im Jahre 2001 und erfolgte mit Hilfe einer an der tiefsten Stelle des Sees installierten Tiefenwasserbelüftungsanlage (TIBEAN) direkt ins Hypolimnion (Gonsiorczyk et al., 2003; Koschel et al., 2004). Die Applikation wurde während der Sommerstagnation in mehreren Zyklen durchgeführt. Nach 2 Wochen Fällmitteladdition folgten jeweils 2 Wochen Belüftung (Anlagenbetrieb ohne Fällmittelzugabe). Der Zyklus wurde mit einer 2-wöchigen Sedimentationsphase ohne Anlagenbetrieb abgeschlossen (Tabelle 1).

Tab. 1: Zugabezyklen und -mengen der Fällmittel NaAl(OH)4-Lösung und Ca(OH)2 bis zum Jahr 2003. Die relativen Mengenangaben beziehen sich auf die Sedimentfläche unterhalb von 10 m (61 ha).

	2001		2002			2003		
	Juli	September	Mai/Juni	Juli	September	Juni	Juli/August	September
$NaAl(OH)_4$-Lösung	114 t		122 t		116 t	118 t		118 t
Al^{3+}/m^2	19 g		20 g		19 g	20 g		20 g
$Ca(OH)_2$		45 t		44 t			42 t	
Ca^{2+}/m^2		40 g		40 g			38 g	

Der See wurde monatlich, während der Sommerstagnationsperioden jeweils 14-tägig, beprobt. Die Probenahmestelle P1 befindet sich 50 m in nördlicher Richtung von der TIBEAN entfernt. Leitfähigkeit, pH-Wert und O_2-Konzentration wurden mittels Sonden gemessen sowie Wasserproben mit einem Limnos-Wasserschöpfer aus verschiedenen Tiefen entnommen. Jeweils vor Beginn eines Fällzyklus wurden 2 Sedimentkerne mit einem Jenkin-Sedimentstecher gestochen, in Zentimeter-Schichten geschnitten und schichtweise homogenisiert. Ein Teil des Feuchtsediments wurde zur Bestimmung der P-Bindungsformen einer Fraktionierung unterzogen (Hupfer et al., 1995). Der Gehalt an Trockenmasse wurde nach Trocknung bei 105 °C, die organischen Bestandteile als Glühverlust bei 550 °C (2 h) und der Gehalt an $CaCO_3$ aus dem Glühverlust bei 900 °C (2 h) ermittelt. Das Interstitialwasser wurde durch Zentrifugation (5 min, 13000 g, 4 °C) und anschließende Filtration (Cellulosenitratfilter, 0,45 µm) gewonnen.

Die Bestimmung der Al-Konzentrationen erfolgte photometrisch mit Pyrocatecholviolett (PCV) via FIA (MLE) (Wauer et al., 2004), die von SRP nach der Molybdänblau-Methode ebenfalls mittels FIA (Foss Tecator, Wasserproben) bzw. am Photometer (Nanocolor, Macherey-Nagel) (Interstitialwasser und Extrakte). TP wurde nach Aufschluss mit $K_2S_2O_8$ (0,5 h, 134 °C) als SRP gemessen, ebenso der TP-Gehalt im Sediment nach Aufschluss des geglühten (550 °C, 2 h) Sediments.

Die P-Freisetzungsraten aus dem Sediment wurden als diffusiver Flux des Phosphats aus den SRP-Konzentrationsgradienten an der Sediment-Wasser-Kontaktzone gemäß dem 1. Fick'schen Gesetz berechnet (Gonsiorczyk et al., 1997).

Ergebnisse und Diskussion

Aluminium

In Zusammenhang mit dem Problem der Versauerung von Grund- und Oberflächenwasser sind vielfältige Giftwirkungen des Aluminiums beschrieben (Driscoll et al., 1980). Für seine Anwendung in der Seenrestaurierung werden daraus resultierende Bedenken häufig übertragen, exakte Untersuchungen zum Gefährdungspotenzial liegen jedoch bisher nicht vor. Als bioverfügbar gelten vor allem die monomeren Al-Hydroxide (Al^{3+}, $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH_2)^{+}$) (Exley et al., 1991). Deshalb wurde zur Überwachung der Al-Konzentrationen am Tiefwarensee eine Methode gewählt, die selektiv diese potenziell toxischen Al-Spezies, auch als $Al_{säurereaktiv}$ bezeichnet, erfasst (Wauer et al., 2004).

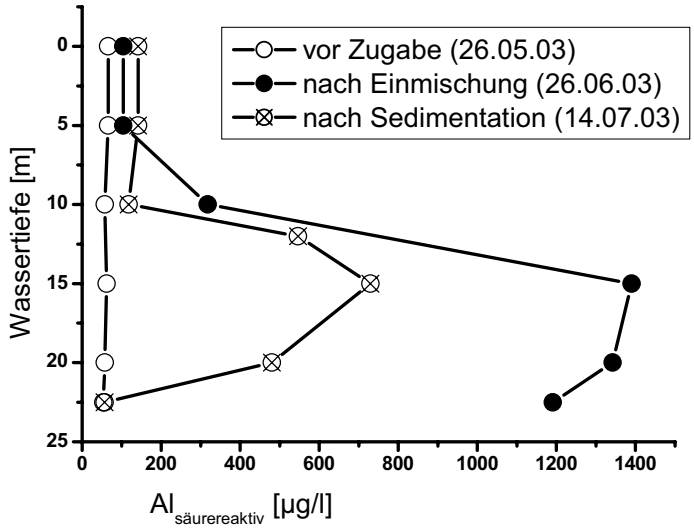


Abb. 1: Profile der Al-Konzentration im Tiefwarensee (P1) während des ersten Aluminat-Zugabezyklus 2003 (03. - 20. 06. 03)

Die Al-Profile in Abbildung 1 zeigen, dass die Konzentrationen im euphotischen Bereich von der Fällmittelzugabe nicht beeinflusst wurden (Koschel et al., 2005). Sie lagen generell unter dem mit 0,2 mg/l von der WHO festgelegten Grenzwert für Al im Trinkwasser. Das Maximum der Al-Konzentration wurde während und kurz nach der Aluminatzugabe mit 1,39 mg/l im aphotischen, hypolimnischen Bereich in einer Tiefe von 15 m beobachtet. Das ist eine Region, die während der Sommerstagnation regelmäßig anoxisch wird und dadurch als Lebensraum für die meisten höheren Organismen ausscheidet. Die schnelle Abnahme der Konzentrationen des gelösten Al in tieferen Wasserschichten ist Indiz für die rasche Bildung und Sedimentation der Flocken. Der Jahresgang (Abb. 2) verdeutlicht die enge zeitliche Kopplung der Maxima der Al-Konzentration mit den Zugabezyklen.

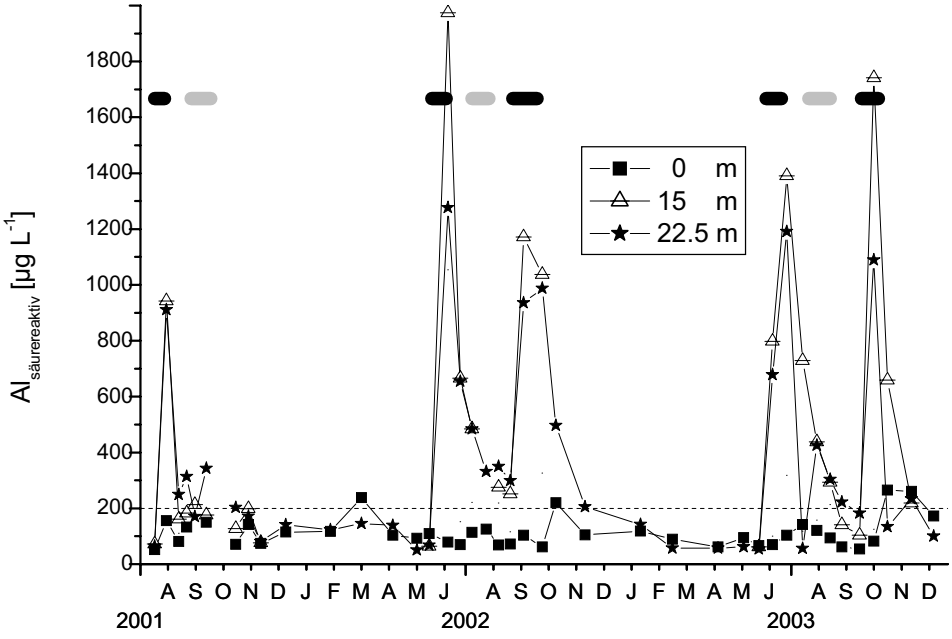


Abb. 2: Al-Konzentrationen in unterschiedlichen Wassertiefen des Tiefwarensees (P1) im Jahresgang; Zugabezyklen: ▬ $NaAl(OH)_4$, ▬ $Ca(OH)_2$

Die Konzentrationen an gelöstem Al im Interstitialwasser lagen unbeeinflusst bei Werten zwischen 50 und 100 µg/l, der Al-Gehalt in der Festmasse der oberen Sedimentschichten stieg jedoch stark

an. In ersten Untersuchungen wurde der Al-Gehalt in NaOH-Extrakten der P-Fraktionierung bestimmt und unter Bezug auf die Sedimentfläche unterhalb von 12 m kalkuliert. Dabei wurde vereinfachend angenommen, dass die aluminiumhaltigen Feststoffe sich in der NaOH-Fraktion lösen. Die Zunahme in den oberen 4 cm von 70 mg Al/kg Feuchtsediment (FS) vor auf 730 mg Al/kg FS nach der ersten Fällmittel-Addition im Jahr 2001 entspricht der zugegebenen Menge von 12 t Al.

P-Bilanz

Die Zunahme der TP-Gehalte in den oberen Sedimentschichten dokumentiert die verstärkte P-Retention im Sediment (Abb. 3).

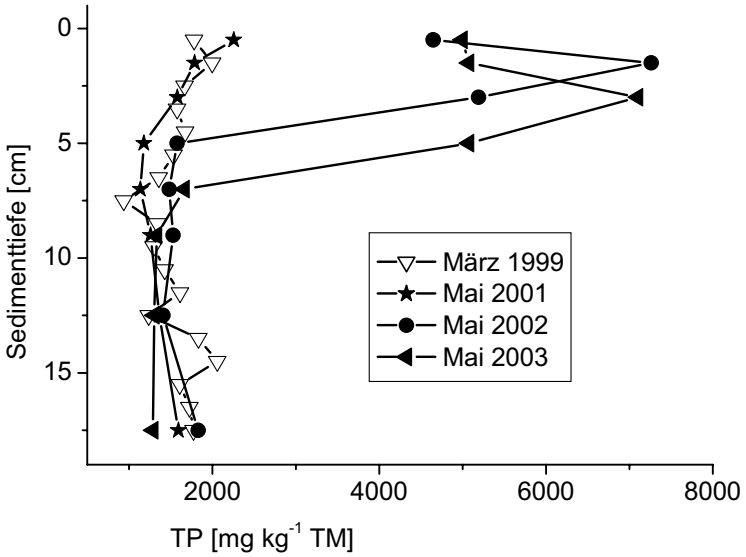


Abb. 3: TP-Gehalt im Sediment des Tiefwarensees (P 1) in unterschiedlichen Jahren

Mit der Erhöhung des TP-Gehalts ging eine Verschiebung der P-Bindungsformen einher: Die Hauptfraktion bildete 2004 mit 5 g P/kg Trockenmasse (TM), also über 80 %, der an Metalloxide gebundene P, der vor der Maßnahme 35 % (0,5 g P/kg TM) ausmachte. Die Anteile an labil adsorbiertem bzw. an reduktiv löslichem P (Fe-gebundenen) waren am Ende des gleichen Zeitraumes kaum messbar. Die Fraktion des Ca-gebundenen P blieb konstant bei etwa 10 %, verdoppelte ihren Absolutwert jedoch von 0,2 auf 0,4 g P/kg TM. Das bedeutet eine Zunahme der Bindungsstabilität des Phosphors im Sediment.

Übereinstimmend waren die SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser im Jahr 2004 bis in eine Tiefe von etwa 7 cm äußerst gering, d. h. die P-absorbierende Sedimentauflage ist momentan etwa 7 cm dick. Folglich ist die P-Rücklösung aus den Sedimenten nahezu unterbunden. Die SRP-Diffusionsraten sanken von 9,0 ± 9,9 mg/m^2*d (n = 11) vor der Restaurierung auf 0,01 ± 0,05 mg/m^2*d (n = 2) im Jahr 2004.

Diese drastisch veränderten Bedingungen im Sediment wirkten sich stark auf die jährliche Dynamik der P-Werte im Tiefwarensee aus. Seit dem Jahr 2002 unterblieb die vor der Restaurierung alljährlich während der Sommerstagnation auftretende SRP-Akkumulation im Hypolimnion (Gonsiorczyk et al., 2003; Koschel et al., 2005). Verglichen mit der mittleren SRP-Konzentration der Frühjahrszirkulationen von 1998-2001 sank die SRP-Konzentration im Frühjahr 2004 auf 1 % des Ausgangswertes (0,002 mg/l). Bemerkenswert war, dass die SRP-Konzentrationen zwischen Herbst- und Frühjahrszirkulation 2002/03 und auch 2003/04, also in einem Zeitraum ohne Fällmittelzugabe, jeweils weiter absanken. Das belegt, dass die Auflage auf den Sedimenten nicht nur die P-Diffusion aus den älteren Sedimentschichten unterbindet, sondern auch aktiv P aus dem Wasserkörper und der Sediment-Neuauflage absorbiert. Die TP-Konzentrationen im gesamten Pelagial stagnierten 2004 ganzjährig zwischen 0,01 und 0,02 mg/l.

Schlussfolgerungen

Die Zugabe der Fällmittelkombination Aluminat/Kalk am Tiefwarensee führte in 4-jährigem Anlagenbetrieb zu einer starken Anreicherung von Al und permanent gebundenem P im Sediment. Die Beeinflussung aquatischer Organismen durch während der Aluminat-Addition zeitlich und lokal begrenzt auftretende hohe Konzentrationen an freiem Al ($Al_{säurereaktiv}$) wurde durch die Fällmitteladdition ins Hypolimnion so gering wie möglich gehalten. Die im Jahr 2004 ganzjährig extrem niedrigen TP-Konzentrationen im Pelagial belegen, dass das Ziel, der potentielle natürliche Zustand im leicht eutrophen bis mesotrophen Bereich, damit erreicht ist. Die langfristige Wirkung der Restaurierungsmaßnahme wird von der Mächtigkeit und der Aktivität der P-absorbierenden Sedimentauflage bestimmt und ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

Danksagung

Die Arbeiten wurden durch die EU, das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und die Stadt Waren gefördert.

Literatur

Abarchaline, M., Gonsiorczyk, T., Casper, P., Beliakova, G. (2000): Studies of Phosphorus Precipitation and Lake Restoration Techniques in Globsowsee and Tiefwarensee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 609-614.

Cooke, G. D., Welch E. B., Peterson, S. A., Newroth, P. R. (1993): Phosphorus inactivation and sediment oxidation. In: Cooke, G. D. (Ed.): Restoration and management of lakes and reservoirs, Lewis publishers, 161-209.

Dobbs, A. J., French, P., Gunn, A. M., Hunt, D. T. E., Winnard, D. A. (1989): Aluminum Speciation and Toxicity in Upland Waters. Lewis, Chelsea Michigan, 209-228.

Driscoll, C. T., Baker, J. P., Bisogni, J. J., Schofield, C. L. (1980): Effect of Aluminium Speciation on Fish in Dilute Acidified Waters, Nature 284, 161-164.

Exley, C., Chappell, J. S., Birchall, J. D. (1991): A Mechanism for Acute Aluminium Toxicity in Fish. J. Theor. Biol.151, 417-428.

Gonsiorczyk, T., Casper, P., Koschel, R. (1997): Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes. Water Air and Soil Pollution 99: 427-434.

Gonsiorczyk, T., Casper, P., Koschel, R. (2000): Untersuchungen des Nährstoffhaushaltes zur Sanierung und Restaurierung eines polymiktischen und eines dimiktischen Sees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 615-620.

Gonsiorczyk, T., Wauer, G., Casper, P., Koschel, R. (2003): Restaurierung des Tiefwarensees (Mecklenburg-Vorpommern), Erste Ergebnisse einer hypolimnischen Al- und $CaCO_3$-Fällung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder: 723-728.

Hupfer, M., Gächter, R., Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early diagenesis. Aquatic Sciences 57: 305-324.

Koschel, R., Dittrich, M., Casper, P., Gonsiorczyk, T., Heiser, A., Rossberg, R. (1998): Induced hypolimnetic calcite precipitation for restoration of stratified eutrophic lakes. In: Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen. Abschlussbericht 1998 des vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie geförderten Verbundvorhabens „Stehende Gewässer“: 55-97.

Koschel, R., Dittrich, M., Kasprzak, P., Mehner Th., Rossberg, R., Scheffler, W. (2001): Seerestaurierung Schmaler Luzin (Mecklenburg Vorpommern): Vier Jahre Kombination von künstlicher Calcitfällung und Belüftung im Hypolimnion eines eutrophen Sees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing: 543-548.

Koschel, R., Casper, P., Gonsiorczyk, T., Rossberg, R., Wauer, G. (2005): Hypolimnetic Al- and $CaCO_3$-treatments and aeration for restoration of a stratified eutrophic hardwater lake (Lake Tiefwarensee, Mecklenburg-Vorpommern, Germany). Verh. Internat. Verein. Limnol. 29 (accepted).

Wauer, G., Heckemann, H.-J., Koschel, R. (2004): Analysis of Toxic Aluminium Species in Natural Waters. Microchim. Acta 146: 149-154.

Welch, E. B., Cooke, G. D (1999): Effectiveness and Longevity of Phosphorus Inactivation with Alum, Lake and Reserv. Manage., 15, 5-27.

Einfluss der Baggergutumlagerung auf die Makrofauna in den Ästuaren der Deutschen Bucht

Markus A. Wetzel[1]*, Heiko Leuchs, Heike Büttner & Jochen H. E. Koop*

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, Postfach 20 02 53, D-56002 Koblenz
[1] markus.wetzel@bafg.de

Keywords: Ästuare, Makrofauna, Sediment

Einleitung

In der Zufahrt zu den Deutschen Seehäfen befinden sich mehr als 30 Klappstellen, die von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung betrieben und für das Umlagern von Sedimenten benötigt werden, die durch die kontinuierliche Freihaltung der Fahrrinnen anfallen. Aufgrund einer Reihe von internationalen Verträgen und Abkommen (z. B. OSPAR 1992 und 1998) sind die Vertragsstaaten, unter ihnen auch Deutschland, verpflichtet, den Einfluss solcher Sedimentumlagerungsmaßnahmen auf die Umwelt im Bereich der Klappstellen so gering wie möglich zu halten.

In der vorliegenden Arbeit präsentieren wir erste vorläufige Ergebnisse einer ausgedehnten Untersuchung mit dem Ziel den Einfluss der Baggergutumlagerung auf die Makrofauna in den Ästuaren der Deutschen Bucht zu untersuchen.

Material und Methoden

Seit 1992 haben wir 18 dieser Klappstellen in den Ästuaren der Ems, Elbe und Weser auf Veränderungen der Artengemeinschaften hin untersucht und mit Referenzstationen verglichen. Hierbei wurde der Einfluss einer Reihe von Faktoren, wie z. B. die Veränderung der Trübung, die Verklappungsmenge, die Frequenz und die Korngrößenzusammensetzung, aber auch die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die mögliche Freisetzung toxischer Substanzen, und die Sauerstoffkonzentration auf die Benthosgemeinschaften untersucht. Die Beprobung der Klappstellen erfolgte entlang der Strömungsrichtung, wobei die Klappstelle selbst, der Verdriftungsbereich (Fahne) sowie die unbeeinflusste Referenz beprobt wurden.

In dieser Arbeit präsentieren wir erste vorläufige Resultate unserer Untersuchung von möglichen Einflüssen des Verbringens von Baggergut auf die benthische Makrofauna. Diese Zusammenfassung basiert auf Daten und statistischen Analysen aus unseren Berichten (BfG 1995, 1999a, 1999b, 2001, 2003; BioConsult 2001a, 2001b, 2002; BioConsult & Universität Bremen 1998; Kröncke et al.,1994).

Die erhobenen Daten wurden mit Hilfe einer Reihe von unterschiedlichen Verfahren (z. B. PCA, MDS) ausgewertet und die so erhaltenen Ergebnisse in einer Bewertungsmatrix zusammengefasst. Um eine zusammenfassende Bewertung des Verklappungseinflusses für jede Klappstellen zu erstellen wurden die Ergebnisse aus der Bewertungsmatrix zusammengefasst (nicht beeinflusst, mögli-

cherweise beeinflusst, beeinflusst, stark beeinflusst). Die so klassifizierten Daten wurden dann in einer Grafik dargestellt (Abbildung 1).

Ergebnisse und Diskussion

Trägt man die Menge des Verklappten Materials gegen die Größe der Klappstelle auf (Abbildung 1) und markiert die einzelnen Klappstellen entsprechend der Bewertung des Verklappungseinflusses so ist zu erkennen, dass erst ab einer jährlichen Sedimentmenge von 0,5 Mio. m^3 pro Jahr eine Beeinflussung der Fauna festgestellt werden kann.

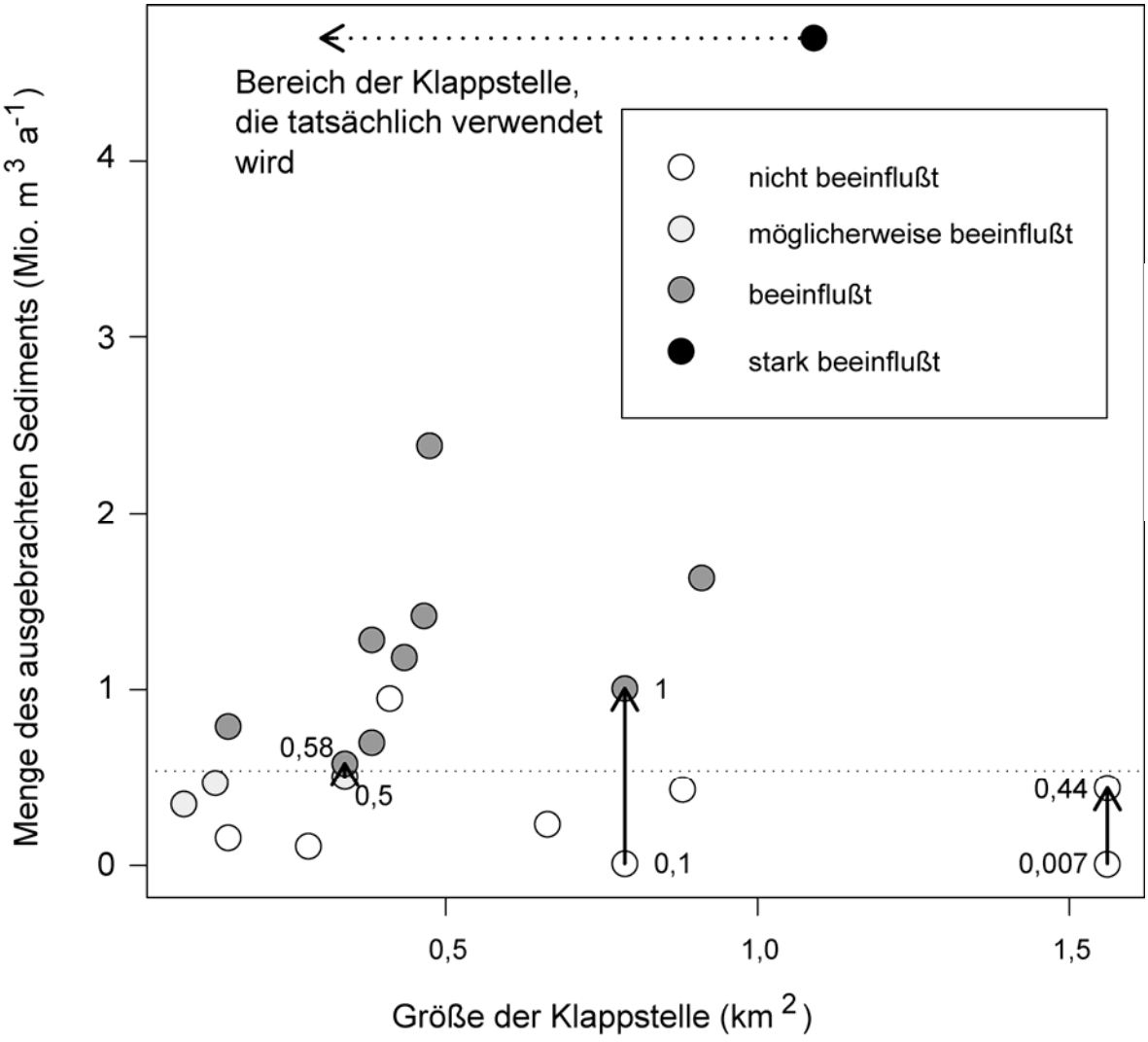


Abb. 1: Darstellung der ausgebrachten Sedimentmengen (in Mio. m^3) versus die Größe der Klappstellen (in km^2)

Die Umgebung, in der sich die Klappstellen befinden, ist generell gekennzeichnet durch eine hohe Dynamik der Wasserströmung (Tide) und der damit verbundenen ständigen Veränderung der Salinität, der im Wasser enthaltenen Trübungsstoffe und der Sedimentmorphologie am Grund. Die benthischen Bewohner dieser Umgebungen sind naturgemäß gut an entsprechende Störungen angepasst. Das Ausbringen von Baggergut scheint in diesem Zusammenhang nur eine weitere Störung unter vielen zu sein, mit der die Organismen bis zu einem gewissen Grad ohne große Probleme

zurechtzukommen scheinen. Tatsächlich zeigen viele Weichsubstrat-Bewohner in den Ästuaren z. T. sehr hohe Toleranzen gegenüber einer Bedeckung mit Sedimenten. So berichtet Bijkerk (1988), je nach Art, dass Tiere Sedimentabdeckungen in der Größenordnung von 1 bis zu 90 cm ohne Probleme überleben können können.

Neben dieser hohen Toleranz vieler Weichsubstrat-Bewohner gegenüber einer Sedimentabdeckung scheint aber noch ein weiterer wesentlicher Faktor für die geringe Auswirkung der Ausbringung von Baggergut verantwortlich zu sein. Es handelt sich um einen Lebensraum, der durch starke Wasserströmungen und den Wechsel der Strömungsrichtung gekennzeichnet ist. Wird in diesem Lebensraum Sediment ausgebracht, erreicht nur ein Teil tatsächlich den Boden direkt an der Verklappungsstelle, während der überwiegende Teil durch die Strömung an andere Orte transportiert wird (Leuchs et al., 2004). Eigene Beobachtungen, die wir mittels einer speziellen Unterwasserkamera während verschiedener Verklappungsprozesse durchgeführt haben, zeigten, dass sich, wenn überhaupt, nur eine Sedimentschicht von maximal 1 cm gebildet hat. Mehr noch, diese Sedimentschicht wurde in vielen Fällen innerhalb weniger Stunden durch die Tideströmung weiter verteilt und damit verringert. Unter solchen Bedingungen scheint ein kritischer Einfluss auf die bodenlebende Fauna äußerst unwahrscheinlich. Zumindest gilt dies unter der Prämisse, dass das ausgebrachte Sediment in seiner Zusammensetzung dem schon vorhandenen Sediment entspricht. Würde Sediment von deutlich unterschiedlicher Korngrößenstruktur ausgebracht, erfolgt eine Veränderung der benthischen Artenzusammensetzung (BioConsult 2001).

Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung haben wir zeigen können, dass (1) der Einfluss der Baggergutumlagerung auf die Benthosgemeinschaften fast klappstellenscharf begrenzt ist und (2) erst ab einem Volumen von 0,5 Mio. m^3 pro Jahr feststellbar ist. Natürliche Umweltbedingungen, wie z. B. die Witterung sowie der kommerzielle Fischfang haben in vielen Fällen einen stärkeren Einfluss auf die Abundanz und Artenzusammensetzung des Benthos als die Baggergutumlagerung selbst.

Danksagung

Wir bedanken uns für die gute Zusammenarbeit mit der Firma Bioconsult Schuchardt & Scholle GbR Consulting, die im Auftrag der BfG die Feldbeprobung, die Artenbestimmung sowie die mathematische Analyse durchgeführt hat. Gleichermaßen bedanken wir uns bei den Wasser- und Schifffahrtsämtern Bremerhaven, Brunsbüttel, Cuxhaven, Emden und Wilhelmshaven für ihre gute Zusammenarbeit an diesem Projekt.

Literatur

BfG (1995): Untersuchung der Einbringung von Baggergut aus dem Bereich der Schleuse Brunsbüttel in die Außenelbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz – BfG-0874.

BfG (1999a): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Außenweser. Band 1: Untersuchungen und Ergebnisse. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz – BfG-1146.

BfG (1999b): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Außenweser. Band 2: Anlagen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz – BfG-1146.

BfG (1999c): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich. (HABAK-WSV). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz – BfG-1100.

BfG (2000): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz – BfG-1251.

BfG (2001a): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen im Ems-Ästuar, Klappstellen 1 bis 7. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz – BfG-1329.
BfG (2003): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Jade. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz – BfG-1349.
Bijkerk, R. (1988): Ontsnappen of begraven blijven, De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerzaamheden. Literatuuronderzoek. RRD Aquatic Ecosystems, Groningen.
BioConsult and University of Bremen (1998): Faunistische Erhebungen im Bereich der WSV-Klappstellen in der Außenweser, Report in account of the Federal Institute of Hydrology.
BioConsult (2001a): Faunistische Erhebungen an WSV-Klappstellen im Ems-Ästuar, Report in account of Water and Shipping Agency Emden.
BioConsult (2001b): HABAK Jade, Untersuchungen zum Makrozoobenthos, Report in account of the Federal Institute of Hydrology.
BioConsult (2002): Untersuchungen zum Makrozoobenthos im Bereich der WSV-Klappstellen in der Außenweser. Klappstellen 1 - 5 im Bereich km 80 bis km 101, Report in account of Water and Shipping Agency Bremerhaven.
Essink, K. (1993). Ökologische Folgen von Baggern und Verklappen von Baggergut im Ems-Dollard-Ästuar und im Wattenmeer (Übersetzung von D. O. Stehen, WSA Emden, 1997). BAGHWAD Produkt 42. Schlußbericht des Projekts Baghwad 3. Bericht DGW-93.020. 57 pages.
Dolah, R. F., Calder, D. R., Knott, D. M. (1984). Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina Estuary. Estuaries 7 (1). 28-37.
Kröncke, I., Stecher, J. and Rensing, C. (1994): HABAK Brunsbüttel – Faunistische Untersuchungen in der Elbe bei Brunsbüttel. Gutachten des Forschungsinstituts Senckenberg, Wilhelmshaven, Report in account of Water and Shipping Agency Brunsbuettel.
Leuchs, H., Wetzel, M. A., Büttner, H., Koop, J. H. E.
Nichols, M., Diaz, R. J., Schaffner, L. C. (1990). Effects of hopper dredging and sediment dispersion, Chesapeake Bay. Environ. Geol. Water Sci 15(1). 31-43.

LANGZEITDYNAMIK / PALÄOLIMNOLOGIE

KUMKE, T., BAIER, J., KIENEL, U. & HUBBERTEN, H.-W.: Die Rekonstruktion von historischer Klima- und Umweltvariabilität aus limnischen Systemen – Methoden und Anwendungen

FIEKER, J., RISS, H. W., SCHARF, B. W. & MEYER, E. I.: Zur Entwicklung der Chironomidenbiozönose im „Großen Heiligen Meer“ – Analyse von Sedimentkernen

Die Rekonstruktion von historischer Klima- und Umweltvariabilität aus limnischen Systemen – Methoden und Anwendungen

Thomas Kumke[1], Janina Baier[2], Ulrike Kienel[3] & Hans-Wolfgang Hubberten[4]

[1] Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Telegrafenberg A43, D-14473 Potsdam, e-mail: tkumke@awi-potsdam.de; [2] GeoForschungsZentrum Potsdam, Telegrafenberg Haus C, D-14473 Potsdam, e-mail: janina@geo.umass.edu; [3] GeoForschungsZentrum Potsdam, Telegrafenberg Haus C, D-14473 Potsdam, e-mail: ukienel@gfz-potsdam.de; [4] Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Telegrafenberg A43, D-14473 Potsdam, e-mail: hubbert@awi-potsdam.de

Keywords: Diatomeen, nichtlineare Regression, Paläolimnologie, Transferfunktionen

Einleitung

Die Kenntnis mittel- und langfristiger Variabilitäten des Klimas und limnologischer Charakteristika ist wichtig für die Prognose derartiger künftiger Schwankungen. Insbesondere die Verläßlichkeit von modellgestützten Klima- und Umweltszenarien ist abhängig vom Vorhandensein und der Qualität langfristiger Datenreihen zu Klima- und Umweltvariablen. Solche Datenreihen sind allerdings nur für die ca. letzten 100 Jahre in ausreichender Dichte vorhanden und über längere Zeiträume bestenfalls aus historischen Aufzeichnungen punktuell ableitbar. Eine Alternative zur Schaffung langfristiger Reihen besteht in der indirekten Rekonstruktion von Klima- und Umweltvariablen mit Hilfe fossilisierter Reste aquatischer Organismen aus Seeablagerungen, die dort über Jahrtausende erhalten bleiben können. In diesem Beitrag sollen Methoden und Bewertungsverfahren zur quantitativen Rekonstruktion historischer Umweltvariabilitäten vorgestellt und deren Potenzial anhand zweier Beispiele dokumentiert werden.

Methoden zur quantitativen Rekonstruktion in der Paläolimnologie

Alle quantitativen Rekonstruktionsverfahren beinhalten immer die Erstellung und Anwendung von Transferfunktionen, die den funktionalen Zusammenhang zwischen Vergesellschaftungen aquatischer Organismen und deren abiotische Steuergrößen beschreiben. Die am häufigsten zur Rekonstruktion benutzten Organismen sind fossile Chironomidenlarven, Chrysophyceenzysten, Cladoceren und Diatomeen. Vor allem Chironomidenlarven und Diatomeen haben sich als Indikatoren für Temperatur und Sauerstoffgehalt im Hypolimnion bzw. Gesamtphosphor, pH-Wert, Alkalinität und Salinität bewährt (z. B. Battarbee et al., 2002; Walker, 2002). Die Basis für jede Rekonstruktion ist ein Kalibrationsdatensatz, der aus mindestens 50 Seen besteht, die räumlich entlang eines Gradienten (in Abbildung 1) angeordnet sind. Die Oberflächensedimente der Seen werden beprobt und taxonomisch auf die jeweilige Organismengruppe hin analysiert. Gleichzeitig werden die physikochemischen Eigenschaften der Gewässer sowie meteorologische Variablen, untersucht. Unter der Voraussetzung, dass das Oberflächensediment die mittlere Artengemeinschaft der letzten wenigen Jahre repräsentiert, werden die sich ergebenden beiden Datensätze mittels Gradientenanalyse statistisch analysiert (Kumke et al., 2004a).

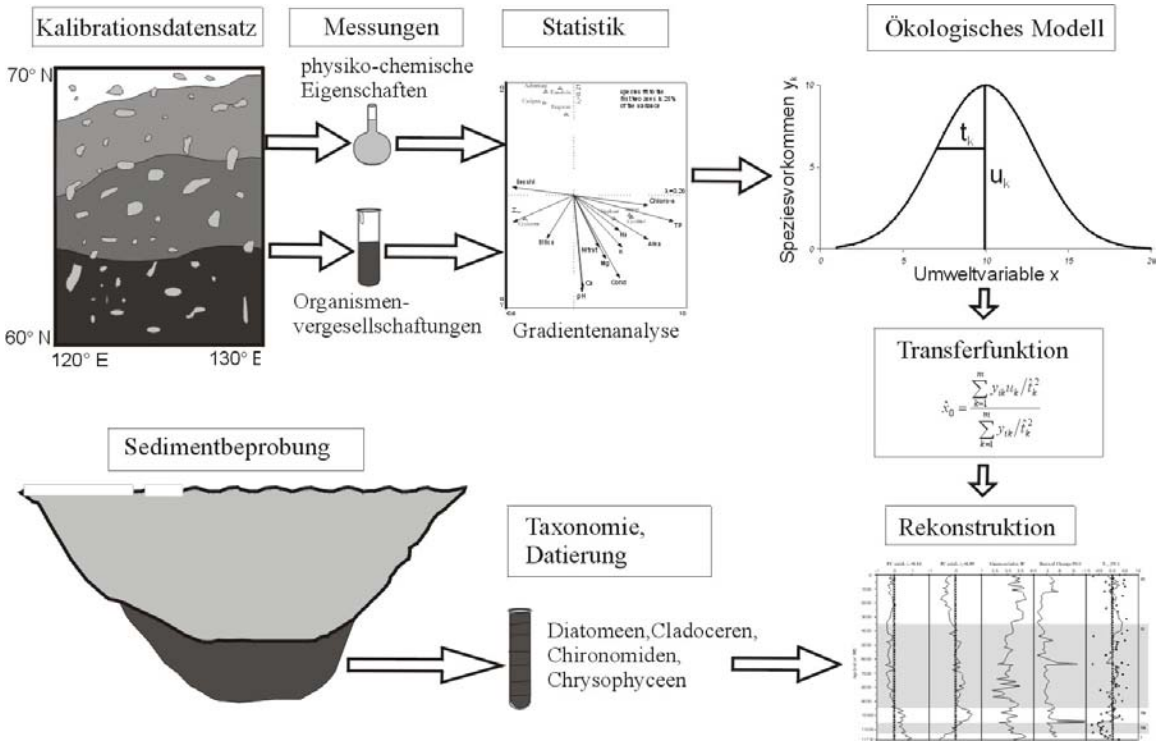


Abb. 1: Schema der prinzipiellen Schritte einer quantitativen paläolimnologischen Rekonstruktion. Die verschiedenen Graustufen im oberen linken Bild repräsentieren verschiedene Vegetationszonen, in denen die Seen des Kalibrationsdatensatzes räumlich verteilt sind.

Die abiotischen Variablen, die den größten Anteil an Varianz der Arten repräsentieren, werden zur Erstellung der Transferfunktion benutzt. Die Rekonstruktion der abiotischen Variablen wird mittels der fossilen Organismenreste durchgeführt, die taxonomisch aus den Proben eines Sedimentkerns analysiert werden. Da man die Sedimente durch Datierungen zeitlich einordnen kann, erhält man als Ergebnis Werte und deren Fehler für die entsprechende Variable zu verschiedenen Zeitpunkten. Die Rekonstruktion ist nur durchführbar, wenn die fossilen Organismenreste auch gut und in ausreichender Anzahl erhalten bleiben. Das ist bei Diatomeen und Chironomidenlarven der Fall (Battarbee et al., 2002; Walker, 2002). Zur Erstellung der Transferfunktion haben sich in den letzten fast 20 Jahren einige Methoden etabliert, die auf der Annahme der Gauss-Funktion als ökologisches Modell basieren, d. h. das Vorkommen eines Taxon variiert in Abhängigkeit einer abiotischen Steuergröße nach der Gauss-Funktion:

$$f(x) = c_k e^{\frac{-0{,}5(x_i - u_k)^2}{t_k^2}} \qquad (1)$$

mit x_i als Wert für die abiotische Variable X, c_k bezeichnet das maximale Vorkommen der Spezies k, u_k ist das Speziesoptimum bezüglich der Variablen X und t_k ist die Speziestoleranz bezüglich X (z. B. Birks, 1995; Kumke et al., 2004a). Gleichung (1) wird an jede der k Spezies des Kalibrationsdatensatzes angepasst und die Parameterschätzung kann mit jeder gängigen Methode (z. B. Maximum-Likelihood-Methode) durchgeführt werden. In der Paläolimnologie hat sich als Parameterschätzer für Gleichung (1) die Methode des gewichteten Mittelns (WA-Methode) durchgesetzt. Hier wird mit Hilfe des Kalibrationsdatensatzes ein gewichtetes Mittel von x_i zur Schätzung von u_k und t_k gebildet. Als Gewicht werden die Vorkommen der Spezies y_{ik} benutzt. Speziesoptima und -toleranzen werden dann benutzt, um die Rekonstruktion für die Variable X mit Hilfe der fossilen Spezies durchzuführen (siehe Abbildung 1). Bei der WA-Methode werden sehr häufig die Toleranzen noch nach der Diversitätszahl N_2 gewichtet sowie durch klassische oder inverse Expansion

entzerrt (siehe Birks, 1995, Kumke et al., 2004a). Eine Erweiterung der WA-Methode ist das WAPLS-Verfahren. Hierbei handelt es sich um ein Komponentenverfahren, bei dem Eigenvektoren **u** und Hauptachsen *k* aus den Speziesdaten des Kalibrationsdatensatzes bestimmt werden, wobei hier nicht die Varianz der Spezies maximiert wird, sondern die Kovarianz zwischen der Speziesmatrix **Y** und dem Variablenvektor **x**. Mit den extrahierten Eigenvektoren werden gewichtete Hauptkomponenten **f** für jede der Hauptachsen *k* berechnet, die dann zur Rekonstruktion benutzt werden (siehe Birks, 1995, Kumke et al., 2004a). Beide Methoden werden aufgrund ihrer Einfachheit häufig verwendet. Ihre Unflexibilität gilt jedoch als Hauptschwäche, da die Güte der Schätzung der Parameter bzw. Hauptkomponenten von der Anpassung an das Gauss-Modell abhängt. In der jüngeren Vergangenheit haben sich daher vor allem Verfahren auf der Basis bedingter Wahrscheinlichkeitsdichten etabliert (z. B. Korhola et al., 2002, Kumke et al., 2004a). Hierbei wird z. B. mit Hilfe des Bayes-Theorems die Posterori-Wahrscheinlichkeit $p(\mathbf{x}_0|\mathbf{y}_0, C)$ für die zu rekonstruierenden Variable $\mathbf{x}_0$ berechnet, unter der Bedingung, dass die fossile Speziesverteilung $\mathbf{y}_0$ sowie die ökologische Nische *C* existieren. Basis ist dazu die Likelihood-Funktion zur Speziesverteilung $\mathbf{y}_k$ $p(\mathbf{y}_k|\mathbf{x}_k, C)$, unter den Bedingungen, dass der Gradient $\mathbf{x}_k$ die Verteilung von $\mathbf{y}_k$ bestimmt und dass *C* existiert. Die Likelihood-Funktion wird mit Hilfe des Kalibrationsdatensatzes bestimmt, wobei man bei der Wahl der Funktion relativ frei ist (Kumke et al., 2004a).

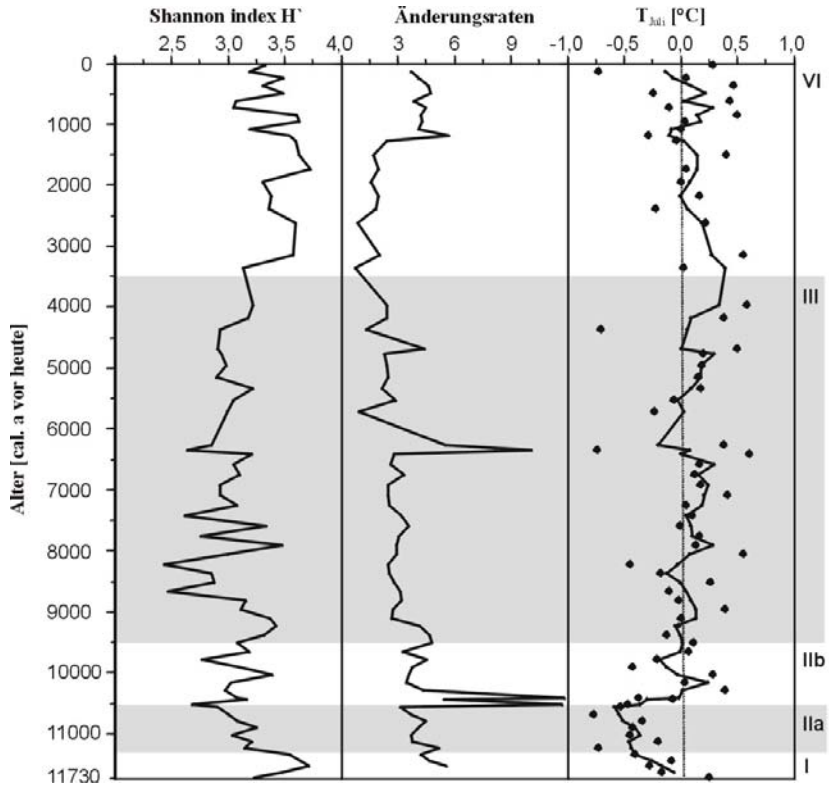


Abb. 2: Paläotemperaturrekonstruktion mittels fossiler Diatomeen aus dem Lamasee, Zentralsibirien. Dargestellt sind der Shannon-Index H, die Änderungsraten der Vergesellschaftungen sowie die Julitemperaturen als Abweichungen vom Mittelwert. Die römischen Ziffern stellen die signifikanten Vergesellschaftungszonen, abgeleitet mittels Clusteranalyse, dar.

Beispiele zur quantitativen Rekonstruktion

Aus den fossilen Diatomeenvergesellschaftungen eines Sedimentkerns des Lamasees in der Nähe von Norilsk, Zentralsibirien, wurden Juli-Temperaturen für das Holozän rekonstruiert (Kumke et al., 2004b). Der Sedimentkern wurde im Mittel alle 5 - 10 cm (ca. 100 Jahre) auf Diatomeen unter-

sucht. Als Transferfunktion wurde ein WAPLS-Modell mit zwei Komponenten verwendet, das aus einem Kalibrationsdatensatz finnischer Gewässer abgeleitet wurde (Korhola et al., 2000). Das Modell weist einen Vorhersagefehler von etwa 0,9 °C auf und hat ein Bestimmtheitsmaß von R^2 = 0,78. Beide Gütemaße sind im Vergleich zu anderen Temperaturrekonstruktionen als sehr gut einzuschätzen. Die rekonstruierten Temperaturen zeigen einen, für den untersuchten Zeitraum, typischen Verlauf (Abbildung 2). Die abgeleiteten kühleren Temperaturen während der Zone I und IIa widerspiegeln die Periode der Jüngeren Dryas (bei Berücksichtigung der Unsicherheiten des Altersmodells) und der folgende Temperaturanstieg ist synchron mit dem Beginn des Holozän. Die rekonstruierten positiven Abweichungen vom Mittel (zwischen ca. 9000 und 6500 cal. a vor heute) sind eher schwach ausgeprägt. Charakteristisch sind einige abrupte Abkühlungen bei ca. 8200 und 6500 cal. a vor heute, die synchron mit deutlichen Änderungen der Vergesellschaftungen einhergehen. Der rekonstruierte Verlauf lässt sich mit regionalen Temperaturrekonstruktionen aus Pollen vergleichen (Kumke et al., 2004b), die rekonstruierte Reichweite ist aber deutlich geringer. Das liegt u.a. an einer Verzerrung des WAPLS-Modells an beiden Enden des Temperaturgradienten.

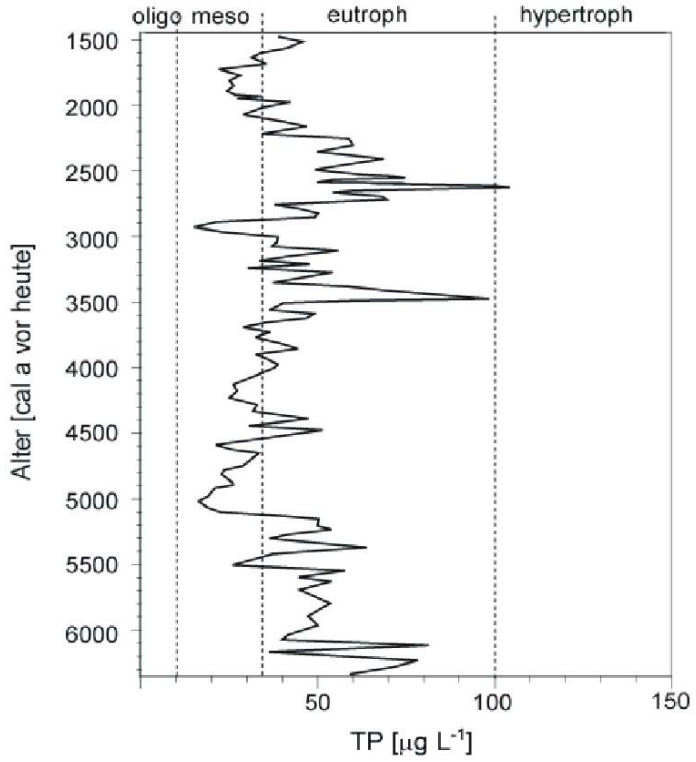


Abb. 3: Phosphorrekonstruktion mittels fossiler Diatomeen aus dem Holzmaar, Westeifel, basierend auf dem Rekonstruktionsmodell von Schönfelder et al. (2002). Die Trophiestufen wurden nach dem OECD-System klassifiziert.

In einer Rekonstruktion des Gesamtphosphors (TP) mit fossilen Diatomeen des Holzmaar, Westeifel (Baier 2003), wurden drei potenzielle WA- und WAPLS-Modelle auf deren Rekonstruktionsgüte statistisch getestet und ausgewertet. Zu den dazu verwendeten Verfahren gehörten neben der herkömmlichen Modellstatistik u. a. Analogieverfahren sowie passive kanonische Ordination (z. B. Birks, 1998). Als optimales Modell erwies sich demnach ein WA-Modell mit klassischer Expansion aus einem Kalibrationsdatensatz brandenburgischer Seen nach Schönfelder et al. (2002). Die TP-Rekonstruktion umfasste eine Zeitspanne zwischen ca. 6400 und 1500 cal. a vor heute (Abbildung 3). Der zeitliche Verlauf des rekonstruierten TP zeigt dabei zunächst Werte im eutrophen Bereich, die dann, mit Abklingen des holozänen thermalen Maximums, ab ca. 5000 cal. a vor heute bis in den mesotrophen Bereich absinken. Nach einem langsamen Wiederanstieg des TP kommt es um ca.

3500 cal. a vor heute zu einem kurzzeitig starken Anstieg in TP, verursacht durch das sehr häufige Vorkommen der Arten *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus minutulus* und teilweise *Nitzschia paleacea* (Baier 2003). Nach einem erneuten Absinken und Wiederansteigen erreicht der TP sein Maximum um ca. 2600 cal. a vor heute. Baier (2003) begründet das mit starken anthropogen bedingten Änderungen im Einzugsgebiet, wie z. B. Rodungsaktivitäten. Generell lässt sich die Rekonstruktion gut mit regionalen Pollenanalysen und archäologischen Untersuchungen vergleichen (siehe Baier 2003).

Zusammenfassung

Die fossilen Reste aquatischer Organismen sind verlässliche Indikatoren von Änderungen ihrer abiotischen Umweltcharakteristika. Quantitative Rekonstruktionen basieren dabei auf empirischen Modellen (Transferfunktionen), die mit Hilfe von regionalen Kalibrationsdatensätzen erstellt werden. Sehr populäre Methoden zur Etablierung von Transferfunktionen sind das WA- bzw. WAPLS-Verfahren, beides Formen der nichtlinearen Regression. Das zugrundeliegende ökologische Modell ist die Gauss-Funktion, d. h. die Glockenform der Spezieshäufigkeiten in Abhängigkeit vom abiotischen Gradienten. Neuere Modellansätze mit Hilfe von bedingten Wahrscheinlichkeiten sind wesentlich flexibler, da jede Art der Speziesverteilung entlang des Gradienten benutzt werden kann. Die beiden vorgestellten Beispiele zeigen das Potenzial von fossilen Diatomeen zur Rekonstruktion der Umweltbedingungen in Seen.

Literatur

Baier, J. (2003): Diatomeen als Indikatoren für Umwelt- und Klimaänderungen – Eine mittel- bis spätholozäne paläolimnologische Studie am Holzmaar, Westeifel. Doktorarbeit Universität Potsdam, 181 S.

Battarbee, R. W., Jones, V. J., Flower, R. J., Cameron, N. G., Bennion, H., Carvalho, L., Juggins, S. (2002): Diatoms. In: Smol, J.P., Birks, H. J. B., Last, W.M. (Hrsg.): Tracking Environmental Change Using Lake Sediments - Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators. Kluwer, Dordrecht, 155-202.

Birks, H. J. B. (1995): Quantitative palaeoenvironmental reconstructions. In: Maddy, D., Brew, J. S. (Hrsg.): Statistical Modelling of Quaternary Science Data, Technical Guide, 5. Aufl., Quaternary Science Association, Cambridge, 161-254.

Birks, H. J. B. (1998): Numerical tools in palaeolimnology – Progress, potentialities and problems. Journal of Paleolimnology 20:307-332.

Korhola, A., Weckström, J., Holmström, L., Erästö, P. (2000): A quantitative Holocene climatic record from diatoms in northern Fennoscandia. Quaternary Research 54:284-294.

Korhola, A., Vasko, K., Toivonen, H. T. T., Olander, H. (2002): Holocene temperature changes in northern Fennoscandia reconstructed from chironomids using Bayesian modelling. Quaternary Science Reviews 21: 1841-1860.

Kumke, T., Schölzel, C., Hense, A. (2004a): Transfer functions for paleoclimate reconstructions – Theory and Methods. In: Fischer, H., Kumke, T., Lohmann, G., Flöser, G., Miller, H., von Storch, H., Negendank, J. F. W. (Hrsg.): The Climate in Historical Times – Towards a synthesis of paleoclimate variability using proxy data and climate models. Springer Verlag, Berlin, 229-244.

Kumke, T., Kienel, U., Weckström, J., Korhola, A., Hubberten, H.-W. (2004b): Inferred Palaeotemperatures from diatoms in lake sediments from Lake Lama, Central Siberia. Arctic, Antarctic and Alpine Research, im Druck.

Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J., Steinberg, C. E. W. (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. Journal of Phycology 38: 66-82.

Walker, I. R. (2002): Midges: Chironomidae and related Diptera. In: Smol, J. P., Birks, H. J. B., Last, W. M. (Hrsg.): Tracking Environmental Change Using Lake Sediments – Zoological Indicators. Kluwer, Dordrecht, 43-66.

Zur Entwicklung der Chironomidenbiozönose im „Großen Heiligen Meer“ – Analyse von Sedimentkernen

Judith Fieker[1], H.Wolfgang Riss[1], Burkhard W. Scharf[2] & Elisabeth I. Meyer[1]

[1] Universität Münster, Abt. f. Limnologie, Hüfferstr.1, D-48149 Münster (judithfieker@gmx.de, riss@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de), [2] Emmericher Str. 27, D-46286 Dorsten-Rhade (burkhard.w.scharf@t-online.de)

Keywords: Chironomidae, Biozönose, Sedimentbohrung, Erdfallsee

Einleitung

Im Rahmen einer paläolimnologischen Studie am „Großen Heiligen Meer“, einem in seiner jetzigen Größe vor ca. 1500 Jahren entstandenen Erdfallsee im nördlichen NRW, wurde die Entwicklung der Chironomidenbiozönose anhand von Kopfkapselrelikten in Sedimentbohrkernen nachgezeichnet. Die rezente Chironomidenfauna wurde mittels Massenanzuchten erfasst. Das „Große Heilige Meer“ ist der größte natürliche See Westfalens und wird heute als meso-eutroph eingestuft (Pott 1983, Terlutter 1995). Chironomiden besitzen einen relativ kurzen Lebenszyklus, was in Zusammenhang mit der Mobilität der Adulttiere dazu führt, dass es bei sich verändernden Umweltbedingungen schnell zu einer Verschiebung der Gattungs- bzw. Artenzusammensetzung kommt (Lindegaard 1995, Walker 1995, Porinchu & Mac Donald 2001). Die im Sediment überdauernden Kopfkapseln von Chironomidenlarven werden seit drei Dekaden für die Rekonstruktion vorzeitlicher Umweltbedingungen eingesetzt (Walker 1995).

Die vorliegende Arbeit sollte Aufschluss darüber geben, inwieweit eine Untersuchung dieser Art an einem Gewässer mit eutrophem Charakter und unter der typischen hohen Sedimentationsrate effizient durchführbar ist und inwieweit auch hierbei die morphologische Entwicklung, sowie die Temperatur- und Nährstoffverhältnisse des Gewässers rekonstruiert werden können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das “Große Heilige Meer” gehört zum Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, ca. 30 km nordwestlich von Osnabrück gelegen. Die Entstehung des Gewässers liegt in der besonderen Geologie der Region begründet. Unterhalb der grobporigen Oberflächensande befinden sich wasserlösliche Gesteine, wie Steinsalze, Anhydrit und Gipseinlagerungen. Durch versickerndes Niederschlagswasser werden anfangs kleine, im Laufe der Zeit immer größer werdende Hohlräume ausgewaschen, die nach weiterer Entwicklung einstürzen. Je nach Größe und Tiefe der Hohlräume entstehen an der Oberfläche Senken oder „Erdlöcher“. Diese füllen sich mit Niederschlagswasser oder auch, bei hohem Grundwasserstand, wie es im Untersuchungsgebiet der Fall ist, mit Grundwasser, so dass Seen entstehen. Aufgrund der Nährstoffarmut der Sande im Untersuchungsgebiet ist das „Große Heilige Meer“ usprünglich von oligotrophem Charakter.

Sedimentkernanalyse

Die Sedimentkerne wurden mit einer UWITEC-Bohrvorrichtung nach Niederreiter geborgen. Je untersuchter Tiefenstufe wurden 3 cm³ Sediment entnommen, welche zunächst nach der Methode von Brooks & Birks (2000) behandelt wurden. In der Sedimentsuspension vorhandene Koagulate wurden durch Ultraschall zerstört (Fieker et al. 2004). Kopfkapseln wurden bei 16-facher Vergrößerung aus einem Bogorov-Sampler aufgelesen und auf mikroskopischen Objektträgern in Euparal eingebettet. Die taxonomische Determination erfolgte anhand der Monografien von Wiederholm (1983), Schmid (1983), Makarchenko & Makarchenko (1999) und Walker (2000). Altersdatierungen anhand von ^{14}C lagen zur Zeit der Drucklegung noch nicht vor. Die hier angegebenen Jahreszahlen sind vorläufige Richtwerte, die sich an Barth (2002) orientieren.

Massenanzuchten

Die rezente Chironomidenfauna wurde mit Hilfe von Massenanzuchten erfasst. In den Monaten März bis Mai wurden submerse Halme von *Phragmites communis* am West- und Südostufer des Sees entnommen. Diese Pflanze ist quantitativ das bedeutendste Substrat für die Chironomiden des Sees. Das oberflächliche Sediment war hingegen in jeder Tiefe nur sehr spärlich besiedelt (0 bis 15 Indiv. m^{-2}) und wurde daher nicht einbezogen. Die Schilfhalme wurden in belüfteten Kleinaquarien gelagert. Emergierte Adulttiere wurden täglich abgesammelt und in 70-%igem Alkohol aufbewahrt. Zur der Determination wurde auf Pinder (1978) und Wiederholm (1989) zurückgegriffen.

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden 49 Chironomidentaxa gefunden: 45 Taxa aus 42 Gattungen in den Sedimentkernen und 18 Arten aus 14 Gattungen als rezente Vertreter. Das 670 cm mächtige autochthone Sediment gründet auf einer Sandschicht aus der Zeit vor der Seengenese. Die durchschnittliche Kopfkapseldichte pro untersuchter Tiefenschicht lag bei 21 ± 7 cm^{-3}. Auffällig ist bei 600 cm Tiefe (bestätigt bei 605 cm) ein signifikanter Abundanzeinbruch (Abb. 1). Betrachtet man die Entwicklung der Chironomidenbiozönose seit der Entstehung des Gewässers bis heute (Abb. 2), so wird deutlich, dass in 660 cm Tiefe mit *Limnophyes*, *Pseudosmittia* und *Parachironomus* Gattungen dominant waren, die vorzugsweise in Assoziation mit Pflanzen in Flachgewässern vorkommen (Hall et al. 1999, Brooks et al. 2001). Profundalbewohner wie *Micropsectra* und auch einige *Tanytarsus*-Arten waren zu diesem Zeitpunkt der Seengenese erst in geringem Maße vorhanden. Nach dem signifikanten Rückgang der gesamten Individuendichte in 600 cm Tiefe, kam es in der Folge zu einer Dichtezu-

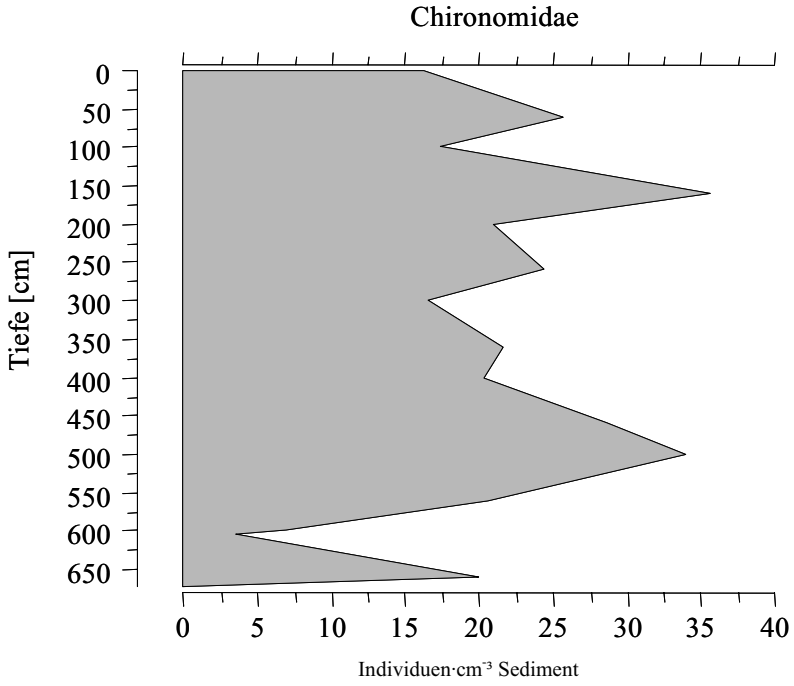


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der Chironomidae über die verschiedenen Tiefenschichten pro cm³ Sediment

nahme hauptsächlich bei den genannten Gattungen *Micropsectra* und *Tanytarsus*. Barth (2002) erwähnt für die Zeit um 1350 n. Chr. – das entspricht hier einer Tiefe von ca. 650 cm – eine Sekundärsenkung. *Micropsectra* und einige, das Profundal bewohnende Arten der Gattung *Tanytarsus* gelten als kaltstenotherm, sowie oligotrophe Bedingungen bevorzugend (Saether 1979, Wiederholm 1983). Während die Zusammensetzung der Chironomidengemeinschaft vor der Sekundärsenkung eine leichte autochthone Nährstoffanreicherung andeutet, lässt sie darauf schließen, dass das „Große Heilige Meer“ kurz nach der Sekundärsenkung oligotrophen Charakter besaß. Weiter kann aufgrund des fast vollständigen Fehlens von Litoralbewohnern darauf geschlossen werden, dass – bedingt durch die Sekundärsenkung – das Litoral erheblich reduziert wurde. Betrachtet man den weiteren Verlauf der Entwicklung der Chironomidenbiozönose, so wird deutlich, dass die kaltstenothermen, oligotrophe Bedingungen bevorzugenden Gattungen immer mehr von solchen verdrängt wurden, die an warme Temperaturen adaptiert sind und als Anzeiger zunehmender Eutrophierung gelten. So nahm die Individuendichte der Litoralbewohner von einer Tiefe von 560 cm, circa Mitte des 15. Jahrhunderts, aufwärts wieder zu. Dies deutet daraufhin, dass erneut ein Litoralbereich entstanden war. In 360 cm Tiefe, etwa zu Anfang des 18. Jahrhunderts, geht das Vorkommen von *Micropsectra* und *Tanytarsus* schließlich stark zurück, was darauf schließen lässt, dass es zu vermehrter Nährstoffanreicherung und in Zusammenhang mit dem Abundanzanstieg der an warme Temperaturen adaptierten Litoralbewohner *Cladotanytarsus*, *Microtendipes* und *Paratanytarsus* zu einer Temperaturerhöhung im „Großen Heiligen Meer“ kam (Smith et al. 1998, Broderson & Lindegaard 1999, Brooks et al. 2001). *Cladotanytarsus*, *Microtendipes* und *Paratanytarsus* blieben bis in die obere Sedimentschicht die dominanten Gattungen. Betrachtet man zudem die rezente Chironomidenfauna (Tab. 1), so bestätigt sich der Befund der Nährstoffanreicherung und Temperaturerhöhung.

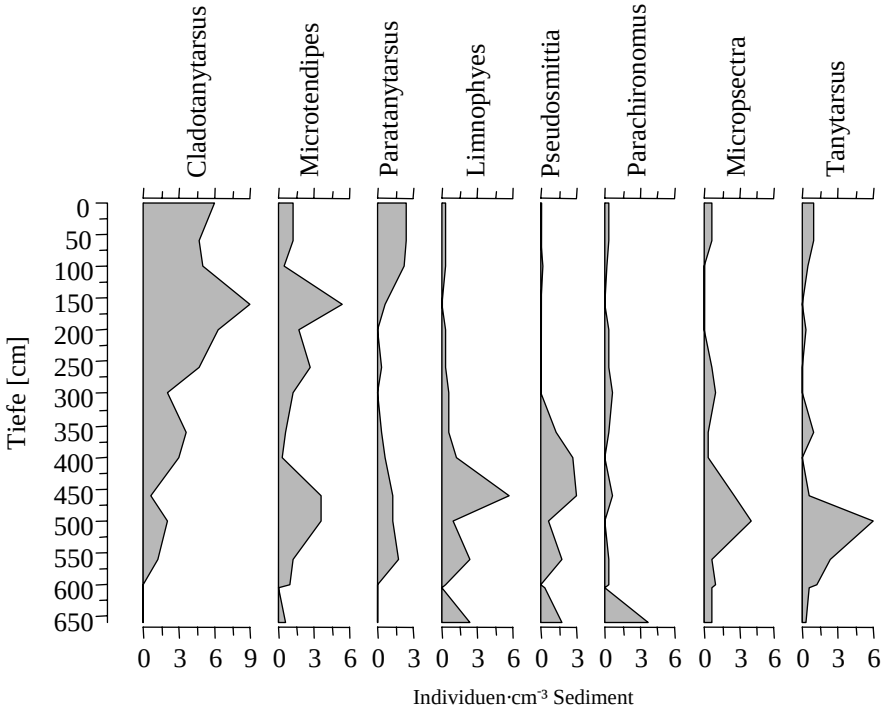


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der dominanten Gattungen über die verschiedenen Tiefenschichten pro cm³ Sediment

Zusammenfassung

Im „Großen Heiligen Meer“ wurde bis in 660 cm Tiefe anhand einer Analyse von Sedimentkernen die Entwicklung der Chironomidenbiozönose rekonstruiert. Trotz der hohen Sedimentationsrate konnte die statistische geforderte Zahl von 50 Kopfkapseln pro Tiefenschicht zumeist erreicht werden (Heiri & Lotter 2001). Jedoch musste hierfür – verglichen mit oligotrophen Gewässern – die drei- bis fünffache Menge an Sediment analysiert werden.

Die Analyse anhand subfossiler Chironomiden belegt eine unstete Entwicklung des „Großen Heiligen Meeres“. Nach einem Erdfall, gegen Ende des 12. Jh., entstand zunächst nur ein Flachgewässer mit relativ hoher Nährstoffverfügbarkeit. Erst durch eine weitere, womöglich abrupte Senkung in der Mitte des 14. Jh. entstand das eigentliche Seebecken, wobei der dominante Litoralcharakter stark gestört wurde. Ein ausgeprägter Tiefenwasserbereich bot anfangs nährstoffarme Bedingungen und kühle Temperaturen. Im Laufe der Zeit bildete sich aber erneut eine Litoralzone aus. Ab dem 15. Jh. kann eine allmähliche, seit dem 18. Jh. bis heute, eine beschleunigte Erwärmung und Nährstoffanreicherung des Wasserkörpers belegt werden.

Tab. 1: Anhand der Massenanzucht ermittelte Artenliste

Art	Ind. /m² Schilfhalmoberfläche
Ablabesmyia longistyla	71,5
Cricotopus intersectus	5,5
Cricotopus festivellus	55
Nanocladius bicolor	5,5
Psectrocladius psilopterus	126,5
Psectrocladius limbatellus	5,5
Dicrotendipes nervosus	55
Endochironomus albipennis	22
Gyptotendipes gripekoveni	11
Microtendipes pedellus	5,5
Parachironomus arcuatus	11
Pseudochironomus prasinus	5,5
Sergentia coracina	16,5
Cladotanytarsus nigrovittatus	11
Paratanytarsus bituberculatus	247,5
Tanytarsus ejuncidus	5,5
Tanytarsus pallidicornis	60,5
Tanytarsus arduennensis	5,5

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse sind als Diplomarbeit im Rahmen einer interdisziplinären Studie erhoben worden. Herzlichst gedankt sei Herrn Prof. Dr. Burkhard Scharf für die Bohrung am „Großen Heiligen Meer“ und Herrn Dr. Wolfgang Riss für die fachliche Betreuung. Weiterhin Herrn Dr. Michael Pirrung, Herrn Dr. Sven-Oliver Franz und Herrn Ramón Mena für die Hilfe bei der Bohrkernentnahme, sowie Herrn Dr. Heinrich Terlutter und Herrn Dr. Jürgen Pust für die Möglichkeit zur Nutzung von Einrichtung und technischem Gerät der Biologischen Außenstation „Heiliges Meer“. Mr Steve Brooks vom Natural History Museum, London, sei gedankt für seine Hilfe bei der Bestimmung einiger taxonomischer „Zweifelsfälle“.

Literatur

Barth, E. (2002): Vegetations- und Nährstoffentwicklung eines norddeutschen Stillgewässers unter dem Einfluss von Landschafts- und Siedlungsgeschichte – Paläoökologische Untersuchung an dem Erdfallsee 'Großes Heiliges Meer'. Abh. Westf. Mus. Naturk. 64 (2/3). 216 S.

Brodersen, K.P., Lindegaard, C. (1997): Significance of subfossile chironomid remains in classification of shallow lakes. Hydrobiologia 342/343: 125-132.

Brooks, S.J., Birks, H.J.B. (2000): Chironomid-inferred late-glacial and early-Holocene mean July air temperature for Kråkenes Lake, western Norway. J. Paleolim. 23: 77-89.

Brooks, S.J., Bennion, H., Birks, H.J.B. (2001):1Tracing lake trophic history with a chironomid-total phosphorus inference model. Freshwater Biol. 46. 513-533.

Fieker, J., Riss, H.W., Nazarova, L.B., Meyer, E.I. (2004): Die Chironomidenfauna des „Großen Heiligen Meeres“ – Anwendung von Ultraschall auf Sedimentproben. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e,V. (DGL) – Tagungsbericht 2003 (Köln), Band II.

Hall, R.I., Leavitt, P.R., Dixit, A.S., Quinlan, R. Smol, J.P. (1999): Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological compariso of two methods of reservoir formation. Can. Fish. Aquat. Sci. 56: 1109-1121.

Heiri, O., Lotter, A.F. (2001): Effect of low count sums on quantitative environmental reconstructions:an example using subfossil chironomids. J. Paleolim. 26: 343-350.

Lindegaard, C. (1995): Classification of water-bodies and pollution. S. 385-404. In: Armitage, P.D., Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V.: The Chironomidae – Biology and ecology of non-biting midges. Chapman & Hall. London.

Makarchenko, E.A., Makarchenko, M.A. (1999): Chironomidae. In: Tsalolikhin, T. (Hrsg.): Key to freshwater invertebrates of Russia and adjacent lands. Zoological Institute RAS, St. Petersburg. 210-295, 670-857.
Pinder, L.C.V. (1978): A Key to Adult Males of the British Chironomidae (Diptera). F.B.A. Scientific Publication. 37 (1/2). 284 S.
Porinchu, D.F., Mac Donald, G.M. (2001): The modern distribution of midge flies (Chironomidae; Insecta: Diptera) in eastern Sierra Nevada, California, lakes: potential for paleoclimatic reconstruction. 2001 PACLIM Conference Proceedings.
Pott, R (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. – Phytocoenologia 11(3): S. 407-430.
Saether, O.A. (1979): Chironomids as water quality indicators. Holarctic Ecol. 2: S. 65-74.
Schmid, P.E. (1983): A Key to the Larval Chironimidae and their Instars from Austrian Danube Region Streams and Rivers. Part 1. Diamesinae, Prodiamesinae and Orthocladiinae. Wasser und Abwasser Supplement 3. Federal Institute for Water Quality, Wien, Austria. 514 pp.
Smith, M.J., Pellatt, M.G., Walker, I.R., Mathewes, R.W. (1998): Postglacial changes in chironomid communities and inferred climate near treeline at Mount Stoyoma, Cascade Mountains, southwestern British Columbia, Canada. J. Paleolim. 20: 277-293.
Terlutter, H. (1995): Das Naturschutzgebiet 'Heiliges Meer'. – Westf. Mus. Naturk.: 144 S. Münster (Westf.).
Walker, I.R. (1995): Chironomids as indicators of past environmental change. S. 405-422. In: Armitage, P.D., Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V.: The Chironomidae – Biology and ecology of non-biting midges. Chapman & Hall. London.
Walker, I.R. (2000): The WWW Field Guide to Subfossil Midges. (http://www.ouc.ca/eesc/iwalker/wwwguide/).
Wiederholm, T. (Hrsg. 1983): Chironomidae of the Holarctic region – keys and diagnoses. Part 1 – Larvae. Ent. Scand Suppl. 19. 455 S.
Wiederholm, T. (Hrsg. 1989): Chironomidae of the Holarctic region – keys and diagnoses. Part 3 – Adult Males. Ent. Scand Suppl. 19. 532 S.

ÖKOTOXIKOLOGIE

SCHMITT-JANSEN, M. & ALTENBURGER, R.: Lassen sich Ergebnisse aus ökotoxikologischen Einzelarten-Testsystemen auf aquatische Lebensgemeinschaften extrapolieren?

KÜSTER, E., DORUSCH, F. & ALTENBURGER, R.: Toxizität von Schwefelwasserstoff (H_2S) auf die Biotestorganismen Vibrio fischeri und Daphnia magna

Lassen sich Ergebnisse aus ökotoxikologischen Einzelartentests auf aquatische Lebensgemeinschaften extrapolieren?

Mechthild Schmitt-Jansen[1] *& Rolf Altenburger*[1]

[1] UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Departement Chemische Ökotoxikologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig, e-mail: Mechthild.Schmitt@ufz.de

Keywords: ökologische Risikobewertung, Periphyton, Mikrokosmos, biozönotische Tests, SSD, PICT

Einleitung

Zur prospektiven Bewertung von Schadstoffeffekten in aquatischen Lebensgemeinschaften werden meist Ergebnisse aus standardisierten Einzelartentests herangezogen. Dabei werden nur wenige Arten berücksichtigt, deren Auswahl sich eher an optimalen Zucht- und Testbedingungen als an ihrer ökologischen Relevanz orientiert. Standardisierte Testbedingungen stimmen oftmals nicht mit in aquatischen Lebensräumen typischerweise vorherrschenden Milieubedingungen überein, z. B. arbeiten die meisten Tests im Nährstoffüberschuss, wohingegen natürliche Lebensgemeinschaften die carrying capacity ihres Lebensraumes ausschöpfen. Des Weiteren werden in individuen- bzw. populationsbasierten Tests Interaktionen zwischen den Arten ausgeschlossenen, z. B. Konkurrenz und Selektion sowie multiple Stresssituationen. Die Vorhersagemöglichkeiten für Ökosysteme aus Einzelartentests stößt somit auf Grenzen (Altenburger & Schmitt-Jansen, 2003). Um trotzdem mit den zu Verfügung stehenden Testdaten den Schutz von Ökosystemen zu gewährleisten, kann mit Sicherheitsfaktoren gearbeitet werden, deren Höhe sich an der Komplexität und Anzahl der angewendeten Testsysteme orientiert. Basis dieser Kalkulation bildet der sensibelste Testorganismus.

Um möglichst viele der zu Verfügung stehenden Toxizitätsdaten aus Einzelartentests nutzen zu können, die in ihrer Summe die Sensitivität einer Lebensgemeinschaft repräsentieren sollten, wurde als statistischer Ansatz die Arten-Sensitivitätsverteilung (species-sensitivity distribution, SSD, Kooijman, 1987; Posthuma et al., 2002) entwickelt. In einer SSD werden Toxizitätsdaten von ausgewählten Repräsentanten verschiedener taxonomischer Gruppen aggregiert, um den Sensitivitätsbereich einer belasteten Gemeinschaft zu modellieren. Es handelt sich dabei um eine Methode, bei der die verfügbaren Informationen biologischer Wirkungen von Chemikalien (Effektkonzentrationen aus Einzelarten-Labortests) zusammengefasst und graphisch in einer kumulativen Sensitivitätsverteilung dargestellt werden. Ziel einer SSD ist es, Schadstoffkonzentrationen zu extrapolieren, die für einen definierten Anteil von Arten (z. B. 95 %) unbedenklich sind. Der Vorteil dieser Methode liegt darin, dass alle verfügbaren Toxizitätsdaten in die Abschätzung des Schadstoffrisikos einbezogen werden können. Bis jetzt gibt es allerdings nur wenige Untersuchungen, die die SSD eines Wirkstoffes mit der tatsächlich gemessenen Sensitivität komplexerer biologischer Systeme vergleichen. Versteeg et al. (1999) berichtet von 11 Fallstudien, in denen NOEC-Werte aus Studien an Modellökosystemen im Bereich von 10 - 52 % der NOEC-Werte aus Einzelartentests lagen. Schmitt-Jansen & Altenburger (2005a) stellten eine gute Übereinstimmung einer SSD und der Sensitivität von Biofilmen unter Einbezug des PICT-Konzeptes (pollution induced community tolerance) fest. Ziel dieses Beitrags ist es, zu prüfen, inwieweit der in einer SSD ermittelte Sensitivitätsbereich einer „virtuellen Algengemeinschaft“ die Sensitivität aquatischer Algenzönosen widerspiegelt. Am Beispiel von drei Herbiziden wurden Effektdaten aus Einzelartentests mit Mikroalgen aus einer Datenbank mit Ergebnissen aus Toxizitätstests mit natürlichem Aufwuchs verglichen.

Material und Methoden

Erstellung einer Arten-Sensitivitätsverteilung (species-sensitivity distribution, SSD) für Atrazin, Prometryn und Isoproturon

Effektdaten (EC_{50}-Werte) für die Herbizide Atrazin, Prometryn und Isoproturon wurden in der Datenbank ECOTOX der US-EPA (update, 5. 5. 2003) recherchiert. Da es sich bei den Wirkstoffen um phytotoxische Substanzen handelt, wurde die Datenauswahl auf Mikro- und Makroalgen beschränkt. Unklare Datenpunkte (z.B. keine Angabe auf Artniveau) wurden nicht ausgewertet. Lagen für eine Art mehrere Effektkonzentrationen vor, wurden diese geometrisch gemittelt. Die Effektparameter wurden auf populationsdynamische oder Wachstumsparameter bzw. Änderungen der Biomasse oder des Chl a- Gehaltes beschränkt. Anschließend wurden die Arten nach absteigender Sensitivität geordnet. Für die Darstellung einer kumulativen Verteilung wurde jeder Art eine Rangnummer n ([n+1]/[N +1]; N = Gesamtdatenmenge) zugeordnet.

Sensitivitätsbestimmung von Mikroalgen in Aufwuchsgemeinschaften

Autotrophe Biofilme wurden in Mikrokosmen gezogen. Glasobjektträger wurden in 20 L - Glasbehälter eingebracht, die mit Teichwasser gefüllt wurden. Das Wasser wurde einmal wöchentlich gewechselt, um eine ausreichende Nährstoffversorgung und ein Inokulum an Algen zu gewährleisten. Durch Paddel wurde eine ständige Wasserbewegung von ca. 10 cm s^{-1} erzeugt. Die Anzucht erfolgte bei 20° C und einer Beleuchtungsstärke von ca. 100 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} in einem Tag-Nachtrhythmus von 14:10 h für ca. 14 Tage. Konzentrations-Wirkungsbeziehungen wurden mit Biofilmen in einem metabolischen Kurzzeittest ermittelt: Je 3 Objektträger wurden für 1 Stunde mit jeweils einem der drei Herbizide Atrazin, Prometryn und Isoproturon in Konzentrationsbereichen von 0.0075-2 mg L^{-1} (Atrazin), 0.005-5.11 mg L^{-1} (Prometryn) und 0.0024-3.12 mg L^{-1} (Isoproturon) (Verdünnungsfaktor 1:2) inkubiert. Als Effektparameter wurde der photosynthetische Yield der Aufwuchsalgen mit Fluoreszenz-basierten Methoden (PAM-Fluorometrie) erfasst. Konzentrations-Wirkungsbeziehungen wurden mit Hilfe nicht-linearer Regression mit der 4 parametrischen logit - Funktion [$y = A_2 + (A_1-A_2)/(1 + (x/x_0)^p)$] modelliert.

Ergebnisse

Für die drei Herbizide ergab sich in der ECOTOX-Datenbank eine sehr unterschiedliche Datenlage (Tab. 1). Die Wirksamkeit von Atrazin wurde mit insgesamt 37 Mikroalgenarten in 169 Experimenten getestet, so dass eine Auswertung auf Klassenniveau möglich war. Es wurden vor allem Chlorophyceen als Testmaterial eingesetzt (17 Arten). Die EC_{50}-Werte lagen im Bereich von 0.012 – 1.274 mg L^{-1}. In Abb. 1 sind exemplarisch für Atrazin Arten-Sensitivitätsverteilungen (SSDs) für einzelne Algenklassen abgebildet. Die Mediane der EC_{50}-Werte der Chlorophyceen (0.069 mg L^{-1}) und der Cyanophyceen (0.075 mg L^{-1}) zeigten keine Sensitivitätsunterschiede. Für die Diatomeen lag der Median (0.179 mg L^{-1}) deutlich höher. Die EC_{50}-Werte, die mit Biofilm-Gemeinschaften für Atrazin ermittelt wurden, lagen in dem Bereich von 0.11 – 0.15 mg L^{-1} und umfassten ca. 50 % der als Biotestmaterial verwendeten Diatomeenarten. Die taxonomische Analyse der Biofilmgemeinschaften ergab, dass diese zu 80% aus Diatomeen zusammengesetzt waren (Schmitt-Jansen & Altenburger, 2005b). Nur 2 Arten der Biofilmgemeinschaften (*Fragilaria ulna* [var. Acus] und *Cyclotella meneghiniana*) wurden auch als Testorganismen für Atrazin eingesetzt, es konnte demnach nur eine geringe strukturelle Übereinstimmung der in der SSD zusammengefassten Algenarten und der natürlichen Gemeinschaft gefunden werden.

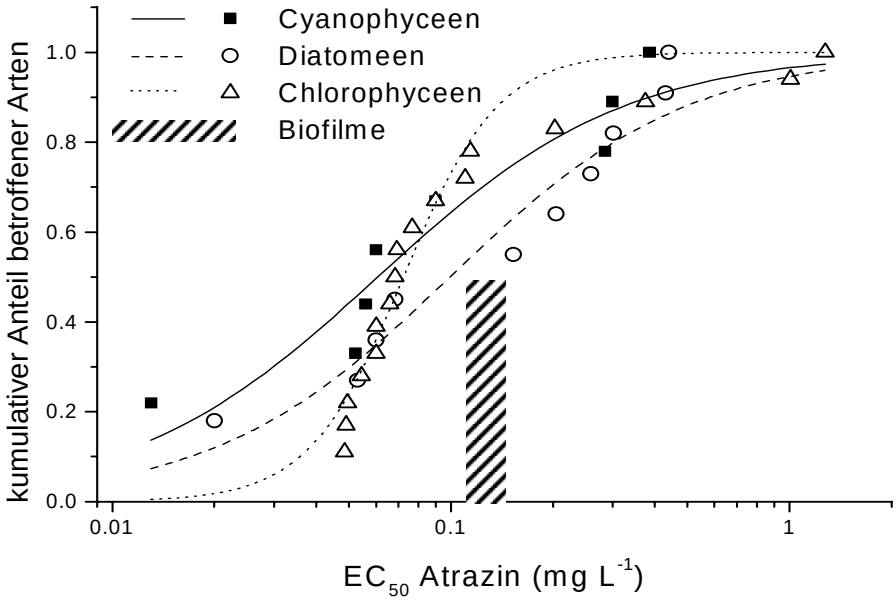


Abb. 1: Arten-Sensitivitätsverteilung (species-sensitivity distribution, SSD) für Atrazin, getrennt nach einzelnen Algenklassen

Für Prometryn und Isoproturon lagen nur wenige Datenpunkte vor, für Isoproturon gab es keine Testdaten mit Cyanophyceen. Die EC_{50}-Werte lagen für Prometryn im Bereich von 0.001 – 0.724 mg L^{-1} und für Isoproturon im Bereich von 0.001 – 0.078 mg L^{-1}. Für Prometryn und Isoproturon lagen die mit Biofilmen ermittelten Sensitivitäten im Bereich von ca. 65 % der Einzelartentests und somit im selben Bereich wie für Atrazin. Keine der in den Biofilmen bestimmten Diatomeenarten wurde als Testorganismus eingesetzt.

Tab. 1: Zusammenfassung der in der US-EPA-ECOTOX-Datenbank recherchierten Effektkonzentrationen (EC_{50}) für die Wirkstoffe Atrazin, Prometryn und Isoproturon. Angegeben sind die Anzahl der Einträge (EC_{50}-Daten) und der ermittelte Sensitivitätsbereich für Mikroalgen sowie die aus den mit Biofilmen durchgeführten Tests ermittelten EC_{50} - Daten für Aufwuchsgemeinschaften.

	Atrazin	Prometryn	Isoproturon
Anzahl der berücksichtigten Dateneinträge			
alle Dateneinträge	382	36	15
Gesamt-Dateneinträge Mikro- und Makroalgen	169	14	10
berücksichtigte Mikroalgenarten	37	11	5
Diatomeen	10	2	2
Cyanophyceen	8	3	-
Chlorophyceen	17	6	2
Sonstige	2	-	1
Sensitivitätsbereich für Mikroalgen			
ECOTOX-Datenbank, EC_{50} (mg L^{-1})	0.012-1.274	0.001-0.724	0.014-0.078
Aufwuchsgemeinschaften, EC_{50} (mg L^{-1})	0.11-0.15	0.064-0.085	0.033-0.05

Diskussion und Schlussfolgerungen

Obwohl es sich bei allen drei Stoffen um Herbizide handelt, die weltweit eingesetzt werden, konnten in der US-EPA-ECOTOX-Datenbank nur wenige ökotoxikologische Testdaten für die Effektbewertung von Isoproturon und Prometryn gefunden werden. Die Anforderung an eine SSD, mindestens 10 Datenpunkte zu umfassen (Wheeler et al., 2002) ist für Isoproturon mit nur 5 Arten nicht gegeben. Eine Ableitung von Umweltqualitätskriterien, beispielsweise einer Konzentration, bei der 95 % aller Arten eines exponierten Ökosystems geschützt sind, ist somit für die Risikobewertung eines Schadstoffes kritisch. Bedenklich ist außerdem, dass Isoproturon nicht mit Cyanophyceen als eine ökologische sehr relevante Algenklasse getestet wurde. Am Beispiel von Atrazin zeigte sich, dass es zwischen den einzelnen Algenklassen Sensitivitätsunterschiede geben kann. Dies wurde auch in der Literatur mehrfach berichtet (e.g. Solomon et al., 1996). Insbesondere die Cyanophyceen können als Prokaryoten eine andere Sensitivität gegenüber Schadstoffen zeigen, wie z.B. Experimente zur Wirkung von Antibiotika zeigten: Für *Scenedesmus vacuolatus* wurde für Erytromycin eine EC_{50} von 22 mg L^{-1} ermittelt, mit *Synechococcus leopoliensis* als Testorganismus lag die EC_{50} mit 0.4 mg L^{-1} um 1-2 Größenordnungen niedriger (Daten hier nicht näher dargestellt). Diese Beispiele sowie Literaturbeispiele (Duboudin et al., 2004; Van den Brink et al., 2002) zeigen, dass die Datenauswahl unter Kenntnis des Wirkmechanismus eines Schadstoffes einen wichtigen Einfluß auf die Ergebnisse einer SSD und ihrer Repräsentativität für eine betroffene Organismengruppe hat und nur bei geeigneter Datenauswahl eine Biozönose auf der Grundlage von Einzelartentests geschützt werden kann.

Ein Vergleich der Artenzusammensetzung natürlicher Gemeinschaften und der Artenauswahl als Testorganismen ergab keine Übereinstimmung auf struktureller Ebene, d.h. würde man für eine SSD eine Auswahl an Testorganismen treffen wollen, die taxonomisch einer zu schützenden Artengemeinschaft eines Gewässer entspricht, wie beispielsweise von Forbes & Calow (2002) gefordert, kann dieses Kriterium nicht erfüllt werden. Wie die hier vorgestellten Untersuchungen allerdings zeigen, kann der Sensitivitätsbereich einer Algengemeinschaft (hier der Biofilm) gut durch eine SSD abgebildet werden, die aus Einzelartentests mit Mikroalgen erstellt wurde. Trotz der sehr unterschiedlichen Datenlage lag für alle drei Herbizide die EC_{50} der Aufwuchsalgen im Bereich von 50-60 % der betroffen Arten der SSD. Der Datensatz für Atrazin, der verschiedene SSDs für einzelne Algenklassen zuließ, zeigte, daß die Effektdaten der von Diatomeen dominierten Biofilme am besten durch die SSD der Diatomeen abgebildet wurden, auch wenn taxonomisch nur 2 Arten übereinstimmten und der Einzelartentest und das biozönotische Testsystem unterschiedliche biologische Komplexitätsstufen repräsentieren. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen auch Bonilla et al. (1998), die die Wirkung zweier Herbizide, Paraquat und Simazin an verschiedenen marinen Mikroalgengemeinschaften (Phytoplankton, Periphyton, Epipsammon) testeten. In gewissen Grenzen scheint die genaue Spezieszusammensetzung einer Algengemeinschaft sekundär, solange sie dieselbe Sensitivität gegenüber einem Schadstoff aufweist und dieselben ökosystemaren Funktionen (z. B. die Primärproduktion) erfüllt (funktionelle Redundanz).

Es kann gefolgert werden, dass bei ausreichender Datenmenge und Datenauswahl unter Kenntnis des Wirkmechanismus einer Substanz eine SSD zur Risikobewertung von Schadstoffwirkungen in aquatischen Lebensgemeinschaften erfolgreich eingesetzt werden kann, insbesondere unter dem Aspekt, daß nicht alle Arten eines Ökosystems in Labor-Einzelartentests auf ihre Sensitivität gegenüber eines Schadstoffes geprüft werden können.

Danksagung

Frau I. Christmann, Frau J. Krüger und Herrn K. Seyfarth danken wir für ihre Unterstützung bei der Laborarbeit.

Literatur

Altenburger R, Schmitt-Jansen M. 2003. Assessments and predictions for ecosystems: Predicting toxic effects of contaminants in ecosystems using single species investigations. In: Breure AM, Markert BA, Zechmeister HG eds, Bioindicators/biomonitors, principles, assessments, concepts. Elsevier Science, pp 153-198.

Bonilla S, Conde D, Blanck H. 1998. The photosynthetic responses of marine phytoplankton, periphyton and epipsammon to herbicides paraquat and simazine. Ecotoxicol 7:99-105.

Kooijman SALM. 1987. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. Wat Res 21:269-276.

Posthuma L, Traas TP, Sutter II, GW. 2002. General introduction to species sensitivity distributions. In: Posthuma L, Traas TP, Sutter II, GW. eds, Species sensitivity distributions in ecotoxicology, Lewis Publishers pp 3-11.

Schmitt-Jansen, M. & Altenburger, R. 2005a: Predicting and observing responses of algal communities to herbicide exposure using species sensitivity distributions and pollution induced community tolerance. Environmental Toxicology and Chemistry 24 (2), 304 – 312.

Schmitt-Jansen M. & Altenburger R. 2005b: Toxic effects of isoproturon on periphyton communities - a microcosm study. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 62(3): 539-545.

Van den Brink PJ, Brock TCM, Posthuma L. 2002. The value of the species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (Non-) confirmation of the concept using semifield experiments. In: Posthuma L, Traas TP, Sutter II GW. eds, Species sensitivity distributions in ecotoxicology, Lewis Publishers pp 155-193.

Versteeg DJ, Belanger SE, Carr GJ. 1999. Understanding single-species and model ecosystem sensitivity: Data-based comparison. Environ Toxicol Chem 18 :1329-1346.

Wheeler JR,. Grist EPM, Leung KMY, Morritt D, Crane M. 2002. Species sensitivity distributions: data and model choice. Marine Pollution Bulletin 45 (1-12):192-202.

Duboudin C, Ciffroy P, Magaud H. 2004. Effects of data manipulation and statistical methods on species sensitivity distributions. Environ Toxicol Chem 23:489-499

Forbes VE, Calow P. 2002. Species sensitivity distributions revisited: A critical appraisal. Hum Ecol Risk Assess 8:473-492.

Toxizität von Schwefelwasserstoff (H_2S) auf die Biotestorganismen *Vibrio fischeri* und *Daphnia magna*

Eberhard Küster[1], Falk Dorusch[2] & Rolf Altenburger[3]

[1] UFZ Umweltforschungszentrum, Department Chemische Ökotoxikologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig, eberhard.kuester@ufz.de; [2] UFZ-Leipzig, Department Grundwassersanierung, falk.dorusch@ufz.de, [3] UFZ Leipzig, Department Chemische Ökotoxikologie, rolf.altenburger@ufz.de

Keywords: Schwefelwasserstoff, H_2S, Toxizität, Vibrio fischeri, Daphnia magna

Einleitung

Daphnien *(Daphnia magna Strauss*) und Leuchtbakterien *(Vibrio fischeri)* werden – neben anderen Biotests – für die Beurteilung der Ökotoxizität von Umweltproben wie Sedimenten und Grundwasser herangezogen. Die Durchführung beider Biotests ist national und international standardisiert. Schwefelwasserstoff (H_2S) als Produkt, z. B. anaerobischen Abbaus organischer Substanz, ist durch die hohe Toxizität als Störfaktor in der Beurteilung von Umweltproben wie Sedimenten und Grundwasser bekannt (Brouwer & Murphy, 1995; Wang et al., 1999; Wang & Chapman, 1999; Postma et al., 2002). Da H_2S selbst giftig ist und es zusätzlich zum Beispiel Metalle als Metall-Sulfide bindet (Salizzato et al., 1998; van den Berg et al., 1998) können mögliche Effekte durch andere Kontaminanten außer H_2S (Metalle etc.) in Umweltproben überdeckt werden. Eine Testung der Toxizität von Schwefelwasserstoff ist zusätzlich schwierig, da die Speziation stark pH-abhängig (pKs 7.01) (Almgren et al., 1976) und H_2S leicht flüchtig ist. Dazu kommt, dass durch die leichte Oxidierbarkeit eine Biotestung in den üblichen Biotestsystemen zusätzlich erschwert wird. Deswegen wird eine Analyse von Umweltproben mit hohen Schwefel und Schwefelwasserstoffkonzentrationen meist erst nach der Entfernung dieser Substanzen durchgeführt (Ankley et al., 1991; Brouwer & Murphy, 1995). Während einer Studie zur Entgiftung von hochkontaminiertem Grundwasser (Küster et al., 2004) wurden zum Teil sehr hohe Konzentrationen (3 mg$\cdot$ L^{-1}) an H_2S festgestellt. Eine Beurteilung durch die oben genannten Biotestorganismen des Grundwassers war nicht von vornherein möglich, da kaum Daten zur Toxizität von H_2S auf diese Organismen existierten. Ziel dieser Arbeit war deswegen die Erstellung von Dosiswirkungsbeziehungen von H_2S auf die Testorganismen *Daphnia magna* und *Vibrio fischeri*, um eine Aussage über die mögliche Störung von H_2S bei der Beurteilung der Toxizität von belasteten Umweltproben zu ermöglichen. Eine Voraussetzung war die Entwicklung von Testverfahren, die eine Testung in geschlossenen Gefäßen ermöglicht, um die Oxidation und Verflüchtigung von Schwefelwasserstoff zu minimalisieren bzw. kontrollieren zu können. Zusätzlich wurde ein Verfahren entwickelt, um kontinuierlich Testlösungen definierter Konzentration an H_2S herzustellen.

Material und Methoden

Chemikalien

Alle Chemikalien und Medien wurden aus p. a. Substanzen hergestellt. Substanzen für die Puffer und die Kulturmedien zur Daphnienzucht (Klüttgen et al., 1994) über VWR Darmstadt bezogen.

Herstellung von H_2S-Testlösungen

Für die Synthese von H_2S-Testlösungen definierter Konzentration wurde ein elektrochemischer Generator (Model G200e, AMT Analysenmeßtechnik GmbH, Rostock, D) genutzt, welcher üblicherweise für die Herstellung von Kalibierlösungen von H_2S-Sensoren gebraucht wird. Die H_2S-Lösungen wurden mit entgaster 0,01 N H_2SO_4 angesetzt und in Folge mit 80 mM N-(2-Acetamido)-2-aminoethansulphonic acid (ACES) Puffer (Good 1966) (pH 6,9) mit der für die Tests entsprechenden Ionenstärke (690mM = 4 % NaCl)-Leuchtbakterientest und 154 mM Daphnientest) im Verhältnis 1 zu 2 verdünnt (s. Abb. 1). Dadurch wurden biotest-spezifische Testlösungen hergestellt, die einen pH-Wert von 6,2 bis 6,5 erreichten und damit ein möglichst hohe Konzentration an H_2S bei einem gleichzeitig niedrigen pH-Stress der Testorganismen kombinierten. Die durch die Zugabe des ACES-Puffers resultierende H_2S-Konzentration wurde vor dem Test mittels eines entsprechenden AMT-Multisensors (AMT-Rostock, D) überprüft.

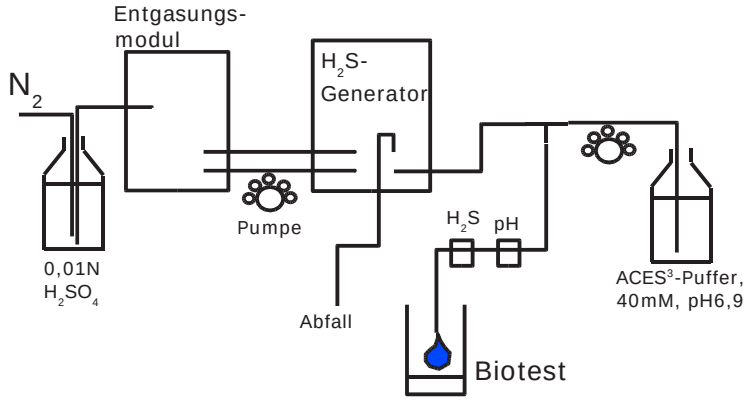


Abb. 1: Verfahrensprinzip der kontinuierlichen Herstellung von H_2S-Testlösungen definierter Konzentration mittels eines elektrochemischen Generators (Fa. AMT-Rostock, D)

Biotests

Der Leuchtbakterientest wurde nach ISO 11348-3 mit frisch gezüchteten Bakterien durchgeführt. Regelmäßige Positivkontrollen wurden mit 3,5-Dichlorphenol durchgeführt. Tests mit einem fK unter 0,7 und über 1,5 wurden als ungültig bewertet und wiederholt. Die Leuchtbakterien wurden direkt in die Testlösung pipettiert und nach 15 bzw. 30 min die Restlumineszenz bestimmt (Lumistox 400 Luminometer, Dr. Bruno Lange GmbH, Düsseldorf, D).

Der Daphnientest wurde nach DIN 38412- 11 &-L30 durchgeführt. Veränderungen des Systems betrafen die Nutzung des ADaM Mediums (Klüttgen et al., 1994) anstelle des M4 Mediums und die Testung in gasdicht verschlossenen Pyrexgefäßen, um die Verflüchtigung und Oxidation zu minimieren (Küster et al., 2005, submitted). Nach 24 und 48 h wurde die Immobilisierungsrate der Neonaten bestimmt. Eine Kontrolle des pH-Wertes, des Sauerstoffgehaltes und der H_2S-Konzentration wurde nach 0 und 48 h durchgeführt.

Ergebnisse

Toxizität von H_2S auf Vibrio fischeri und Daphnia magna

Die Toxizität von H_2S führte zu einer signifikanten Hemmung bei Konzentrationen über 4 mg· L^{-1} (s. Abb. 2). Höchste Lumineszenzhemmung (70 %) wurde bei einer Konzentration von ca. 10 mg· L^{-1} erreicht. Der EC_{50} (9,4 mg· L^{-1}) konnte mittels sigmoidalen Datenfitting berechnet werden. Der pH-Wert sank nie unter pH 6,2, während die Sauerstoffkonzentration immer über 50 % lag. Nach 30 min Inkubation wurden die Proben gepoolt, um eine Konzentrationsbestimmung des H_2S durchzuführen. Der durchschnittliche „Verlust“ an H_2S lag bei 13 % – unabhängig von der Startkonzentration im Test.

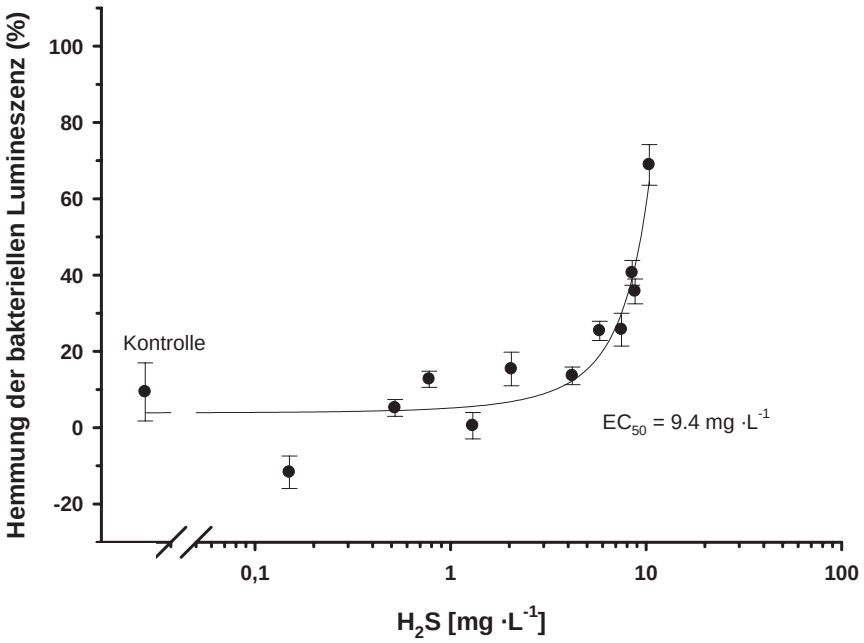


Abb. 2: Dosis-Wirkungs-Beziehung zwischen H_2S-Konzentration und Lumineszenzhemmung von *Vibrio fischeri*. Daten sind als Mittelwerte ± SD dargestellt mit n = 10 für jede Testkonzentration mit einer Inkubationszeit von 30 min

Die Neonaten von *Daphnia magna* zeigten im Vergleich zu den Leuchtbakterien eine wesentlich höhere Empfindlichkeit gegenüber H_2S. Effekte (Immobilisierung) riefen schon Konzentrationen über 0,2 mg· L^{-1} hervor. Höchste Immobilisierung war bereits bei 1 mg· L^{-1} zu erkennen. Die Effekte wurden nach 48 h Inkubationszeit noch verstärkt nachweisbar (s. Abb.3) und lagen ca. 10 - 20 % über den Effekten der 24 h-Beobachtung. Bei Messungen der H_2S-Konzentration nach 48 h konnte kein H_2S in den Proben mehr nachgewiesen werden. Aufgrund von Untersuchungen zur Konzentrationsabnahme von H_2S in geschlossenen Gefäßen über den Testzeitraum von 48 h (Daten nicht gezeigt) konnte der durchschnittliche Verlust berechnet werden. Dieser betrug im Mittel ca. 43 % . Damit korrigierte sich der anhand der Nominalkonzentrationen berechnete EC_{50} von 0,29 mg· L^{-1} auf einen berechneten EC_{50} von 0,17 mg· L^{-1}.

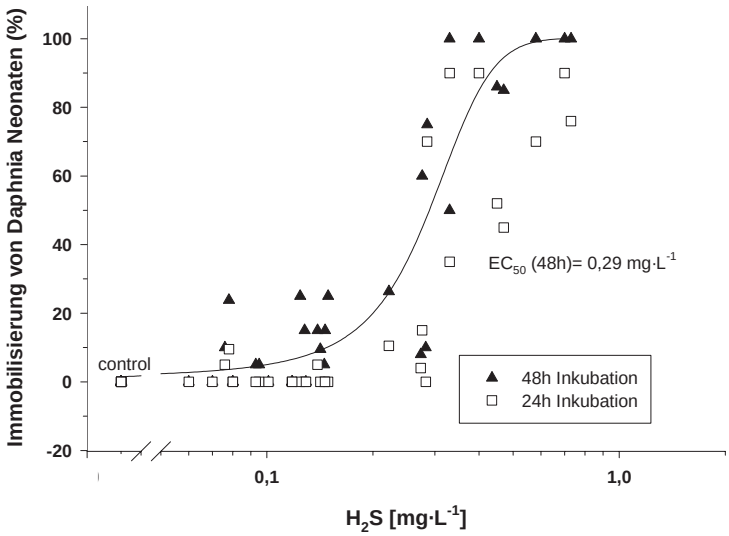


Abb. 3: Dosis-Wirkungs-Beziehung zwischen steigender H_2S-Konzentration und Immobilisierung von Daphnia magna Neonaten nach 24 h und 48h Inkubation in geschlossenen Testgefäßen. Dargestellte Daten sind Ergebnisse aus Einzelmessungen mit je 20 Tieren pro Konzentration, die in Gruppen mit 5 Tieren pro Testgefäß aufgeteilt wurden. Mit dem Verlust von H_2S im Testzeitraum wurde der EC_{50} von 0,28 auf 0,17 mg $\cdot L^{-1}$ korrigiert.

Diskussion

Die vorgestellte Arbeit diente dem Ziel, die Toxizität von Schwefelwasserstoff in Umweltproben besser einschätzen zu können. Durch die Herstellung definierter Konzentrationen von H_2S und der Adaptation der Testsysteme gelang die Berechnung sowohl der mittleren Verlustraten im Test als auch der Effekte von H_2S auf die untersuchten Biotestorganismen *Vibrio fischeri* und *Daphnia magna*. Der hier für die Leuchtbakterien berechnete EC_{50} ähnelt den Ergebnissen von (van Leeuwen et al., 1985; Postma et al., 2002), die eine 50 %-Lumineszenzhemmung bei 4,3 und 2,1 mg$\cdot$ L^{-1} berechneten. Der Unterschied zwischen diesen und den hier dargestellten Ergebnissen beruht wahrscheinlich auf der unterschiedlichen Herstellung der H_2S-Lösungen und der Kontrolle der H_2S-Konzentrationen am Ende der Tests. Ähnlich verhält es sich mit dem Daphnientest. Hier wurden von (van Leeuwen et al., 1985) 50 % Immobilisierung nach 48 h durch eine Konzentration von 2,1 mg$\cdot$ L^{-1} berechnet. Auch hier sind eventuell die Unterschiede auf den unterschiedlichen Versuchsaufbau und Durchführung zurückzuführen. Durch die hier dargestellten Ergebnisse kann zusammengefasst werden, dass der Leuchtbakterientest bei der Untersuchung von Umweltproben eingesetzt werden kann, bei der die Konzentration von H_2S unter 3 mg$\cdot$ L^{-1} liegt. Dagegen können mit dem *Daphnia magna* Kurzzeittest nur Umweltproben analysiert werden, deren H_2S-Konzentration unter 0,2 mg$\cdot$ L^{-1} liegt. Alle Konzentrationen darüber, erschweren eine Trennung der Effekte hervorgerufen durch H_2S oder andere Kontaminaten und erschweren die ökotoxikologische Beurteilung der untersuchten Probe.

Danksagung

Wir danken S. Aulhorn und J. Krüger für die hervorragende technische Unterstützung. Diese Arbeit wurde im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (bmb+f) finanzierten SAFIRA-Projektes (02WT9949/3) (http://safira.ufz.de:7777/) durchgeführt und finanziell unterstützt.

Literatur

Almgren, T., Dyrssen, D., Elgquist, B., Johansson, O. (1976): Dissociation of hydrogen sulphide in seawater and comparison of pH scales. *Marine Chemistry*, 4: 289-297.

Ankley, G. T., Schubauer-Berigan, M. K., Dierkes, J. R., Lukasewycz, M. T. Sediment Toxicity Identification Evaluation: Phase I (Characterization), Phase II (Identification), Phase III (Confirmation) Modifications of Effluent Procedures Technical Report-Draft. EPA/600/6-91/007. US EPA.

Brouwer, H., Murphy T. (1995): Volatile sulfides and their toxicity in freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 203-208.

Klüttgen, B., Dülmer, U., Engels, M., Ratte, H. T. (1994): ADaM, an artificial freshwater for the culture of zooplankton. *Water Research*, 28: 743-746.

Küster, E. & Altenburger, R. (2005): submitted (ET&C).

Küster, E., Dorusch, F., Vogt, C., Weiss, H., Altenburger, R. (2004): On line biomonitors used as a tool for toxicity reduction evaluation of in situ groundwater remediation techniques. *Biosensors & Bioelectronics*, 19: 1711-1722.

Postma, J. F, de Valk, S., Dubbeldam, M., Maas, J. L., Tonkes, M., Schipper, C. A., Kater, B. J. (2002): Confounding factors in bioassays with freshwater and marine organisms. *Ecotoxicology And Environmental Safety* 53: 226-237.

Salizzato, M., Pavoni, B., Ghirardini, A. V., Ghetti, P. F. (1998): Sediment toxicity measured using Vibrio fischeri as related to the concentrations of organic (PCBs, PAHs) and inorganic (metals, sulphur) pollutants. *CHEMOSPHERE,* 36: 2949-2968.

van den Berg, G. A., Loch, J. P. G., van der Heijdt, L. M., Zwolsman, J. J. G. (1998): Vertical distribution of acid-volatile sulfide and simultaneously extracted metals in a recent sedimentation area of the river meuse in The Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 758-763.

van Leeuwen, C. J., Maas-Diepeveen, J. L., Niebeek, G., Vergouw, W. H. A., Griffioen, P. S., Luijken, M. W. (1985): Aquatic Toxicological Aspects of Dithiocarbamates and related compounds. I. Short-Term Toxicity Tests. *Aquatic Toxicology*, 7: 145-164.

Wang, F., Chapman, P. M. (1999): Biological implications of sulfide in sediment – a review focusing on sediment toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 2526-2532.

Wang, J. M., Prefontaine, G. G., Lemieux, M. E., Pope, L., Akimenko, M. A., Hache, R. J. G. (1999): Developmental effects of ectopic expression of the glucocorticoid receptor DNA binding domain are alleviated by an amino acid substitution that interferes with homeodomain binding. *Molecular And Cellular Biology*, 19: 7106-7122.

MOLEKULARBIOLOGISCHE METHODEN

GROSSART, H.-P.: Was sagen uns Gene? Neue Erkenntnisse in der Gewässerökologie

LUDWIG, F., PANEK, K., BÖRNICK, H. & RÖSKE, I.: Die Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse von Geruchs- und Geschmacksstoff produzierenden Cyanobakterien

MARXSEN, J. & WITZEL, K.-P.: Nachweis von Chitinase-Genen in Fließgewässern – ein Beispiel für die Analyse von Genen polymerabbauender Enzyme

Was sagen uns Gene? Neue Erkenntnisse in der Gewässerökologie

Hans-Peter Grossart

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin, hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Gene, molekulare Methoden, Verwandtschaftsverhältnisse, Evolution, aquatische Ökologie

Einleitung

Grundlegende Fragestellungen bezüglich der Ökologie, Phylogenie und Evolution aquatischer Organismen, die z. T. schon in den ersten Tagen der Gewässerforschung gestellt wurden, sind auch heute noch von großer Bedeutung. Im Gegensatz zur Fragestellung hat sich jedoch das Methodenbesteck in der Gewässerökologie dramatisch verändert. Aufgrund dieser starken Umbrüche in der Gewässerökologie erscheint es nun an der Zeit, das heutige Methodenbesteck der Gewässerökologie im Hinblick auf den Erwerb neuer Erkenntnisgewinne für relevante ökologische Fragestellungen kritisch zu hinterfragen. Aktuelle methodische Ansätze erlauben die Messung von Prozessen sowohl auf der Mesoskala (z. B. „remote sensing“) als auch auf der Mikroskala (z. B. Molekularbiologie). Die verstärkte Anwendung molekularer Techniken ermöglicht es, die genetische Diversität auch von morphologisch einfach strukturierten Organismen, ihre Biogeographie sowie ihre Verwandtschaftsverhältnisse detailliert zu studieren. Mit Hilfe der heutigen molekularen Methoden können daher folgende Fragen beantwortet werden: 1) Welche Organismen existieren in aquatischen Ökosystemen? 2) Wie viele dieser Organismen gibt es? und 3) Was machen diese Organismen in ihrer Umwelt? Ein gutes Beispiel für die Leistungsfähigkeit der molekularen Techniken ist die Entdeckung der enormen Diversität innerhalb der Archaen. Aber selbst die Verwandtschaftsverhältnisse der größten Säugetiere, z. B. den Walen, wurden mittels vergleichender Analyse mitochondrialer DNA-Sequenzen revidiert. Darüber hinaus werden molekulare Methoden zunehmend für Aktivitätsstudien eingesetzt, da sie häufig spezifischer als die auf Tracer basierten Methoden sind. Damit wird es möglich, einen besseren Einblick in die Faktoren zu bekommen, die Stofftransformationen und -flüsse bestimmen. Trotz all dieser Vorteile unterliegen auch molekulare Techniken gewissen methodischen Einschränkungen, die ihre ökologische Aussagekraft erheblich beeinflussen können. Daher soll in diesem Beitrag der Nutzen molekularbiologischer Methoden für das ökologische Verständnis aquatischer Organismengemeinschaften zusammenfassend dargestellt werden.

Definition und einige Schlüsselfragen der Ökologie

Die Ökologie wird allgemein als Wissenschaft von den Beziehungen zwischen Organismen und ihrer gesamten Umwelt verstanden. Nach dieser Vorstellung wirkt sich die Umwelt direkt auf die Arten eines Ökosystems aus, indem sie das Anpassungspotential an spezifische Umweltbedingungen bei verschiedenen Arten unterschiedlich beeinflusst. Veränderungen in der Anpassungsfähigkeit einzelner Arten an ihre Umwelt haben über die Evolution eine Rückwirkung auf die sie umge-

bende Umwelt. Daher spricht man bei diesem Konzept von dem „Umwelt-Arten Feedback“. Die Ökologie selbst untersucht die treibenden Kräfte der natürlichen Selektion.

Als Schlüsselfragen in der Ökologie ergeben sich daher:

1) Welche Organismen/Arten gibt es in bestimmten Ökosystemen?

2) Welche Beziehungen gibt es zwischen diesen Organismen und ihrer Umwelt?

3) Welche Anpassungs- und Selektionsmechanismen gibt es?

Welche und wie viele Arten gibt es?

Ein Blick auf die bisher beschriebene Artenvielfalt zeigt, dass Insekten die bei weitem größte Gruppe darstellen, aus der Arten beschrieben worden sind. Den Insekten folgen höhere Pflanzen und Tiere. Einen vergleichsweise geringen Anteil machen die Prokaryoten aus, obwohl bekannt ist, dass diese Organismen zumindest zahlenmäßig in vielen Ökosystemen, z. B. in Flüssen und Seen, dominieren. Im Gegensatz zur klassischen Artdefinition höherer Organismen können zur Beschreibung von Bakterienarten keine morphologische sondern ausschließlich molekulare Kriterien herangezogen werden (Stackebrandt et al., 2002). Dabei spricht man von einer Bakterienart, wenn 2 Stämme mehr als 70 % Sequenzähnlichkeit des Genoms besitzen. Zum Vergleich: Schimpansen und Menschen haben eine Genomhomologie von mehr als 99 %. Ein weiteres Problem der Mikrobiologie ist es, dass bisher nur ein geringer Anteil der tatsächlich mit molekularbiologischen Methoden erfassten Mikroorganismen in Kultur gehalten werden können und der größte Teil der Mikroorganismen bisher nicht physiologisch charakterisiert werden konnte. Um aus diesem Dilemma herauszukommen, bieten molekularbiologische Methoden hilfreiche Lösungsansätze.

Definition von Genen

Gene stellen das Erbmaterial dar, welches die Eltern an ihre Nachkommen weitergeben und in dem sich die biologischen Eigenschaften manifestieren. Das Wissen über Gene findet Anwendung in der klassischen Genetik, der molekularen Genetik, der Evolutionsbiologie und der Populationsgenetik. In der Molekularbiologie werden Gene als DNA-Segmente innerhalb der Chromosomen verstanden. Sie sind also die Regionen der DNA, die die Zelle in RNA transkribiert und die zumindest teilweise für Proteine kodieren.

Die ribosomale RNA als phylogenetischer Marker

Die ribosomale RNA ist als phylogenetischer Marker (Abb. 1) besonders geeignet, da sie a) in allen lebenden Organismen (universell) vorhanden ist, b) eine hohe Kopiezahl (bis zu 20.000 pro Zelle) besitzt, c) funktionell homolog ist, d) konservierte (da lebenswichtige) bis hypervariable Bereiche besitzt, e) eine für statistische Zwecke ausreichende Anzahl an Nukleotiden aufweist und f) einem von Umweltbedingungen unabhängigen (konstanten) Selektionsdruck ausgesetzt ist. Sequenzveränderungen in der rRNA entstehen daher mit gleichmäßiger Geschwindigkeit und langsam genug, um die gesamte Zeit der bakteriellen Evolution widerspiegeln zu können (Woese, 1987). Die Auflösung dieses Markers reicht daher bis zur Art. Die Verwendung genetischer Marker schließt die Extraktion der DNA aus der Umweltprobe, ihre Amplifikation mittels „polymerase chain reaction“ (PCR), ihre Auftrennung mit „Fingerprint-Techniken“, Klonierung und Sequenzierung ein. Am Ende erhält

man einzelne Sequenzen, die mit Sequenzen aus Datenbanken verglichen und damit phylogenetisch in Stammbäumen eingeordnet werden können.

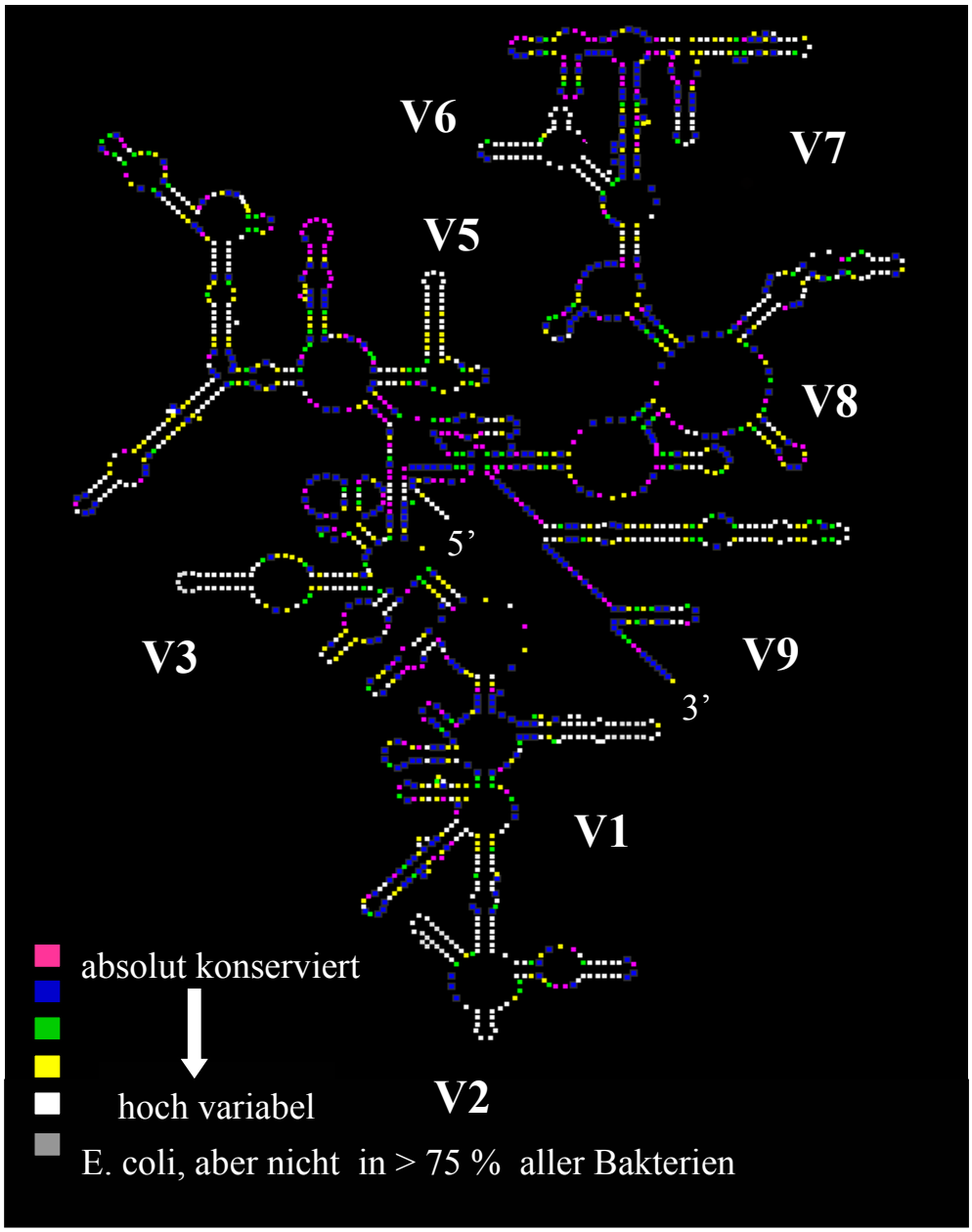


Abb. 1: Die 16S RNA als phylogenetischer Marker.

Die simultane Anwendung mehrer spezifischer Primer in einer „Signature-PCR“ (SIG-PCR) erlaubt das Erfassen mehrerer Bakterienarten oder -gruppen in einem Schritt. Methoden zur Erfassung genetischer Fingerabdrücke umfassen a) die Auftrennung von DNA/RNA-Fragmenten verschiedener Länge (RFLP, ARDRA, RAPD, ERIC, REP oder SIG-PCR) und b) die sequenzspezifische Auftrennung (TGGE, DGGE). Mit der Klonierung können Sequenzen direkt aus der Umwelt als so genannter „bottom-up approach“ vereinzelt und detektiert werden.

Bei Eukaryonten gibt es zahlreiche zusätzliche Techniken, z. B. spezifische Gene (Expressed Sequence Tags) oder Mikrosatelliten (Simple Sequence Repeats).

Einige revolutionäre Erkenntnisse

Wichtige Erkenntnisse in der aquatischen Ökologie, die nur mit Hilfe molekularbiologischer Methoden erzielt werden konnten, sind:

a) Entdeckung der Archaea (Woese, 1987) und deren weitere Unterteilung in *Crenarcheota* und *Euryarcheota*,

b) Detektion vieler bisher nicht kultivierbarer Organismen,

c) Ermittlung von Verwandtschaftsverhältnissen, auch von nicht kultivierten Organismen,

d) Entdeckung und Kultivierung der am vermutlich häufigsten Bakteriengruppe in den Meeren (SAR-11, Rappe et al., 2002),

e) Unterscheidung und präzise Einordnung von morphologisch sehr ähnlichen Arten (*Coregonus fontanae,* Schulz und Freyhof, 2003) sowie

f) die völlige Veränderung der bisher gültigen Phylogenie (z. B. die der Grünalgen, Krienitz et al., 2004).

Welche Beziehungen gibt es zwischen Organismen und ihrer Umwelt?

Auch zu dieser ökologischen Schlüsselfrage können molekularbiologische Methoden zahlreiche neue Antworten liefern. So erlauben „Fingerprint-Techniken“ und phylogenetische Analysen das Erkennen von wiederkehrenden Mustern beim Vergleich von Umweltproben. Die Anwendung der Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH) erlaubt es, sowohl Abundanz als auch räumliche Verteilung und damit die Anordnung von Organismen in einem Ökosystem zu detektieren. Durch die so genannte Mehrfarben-FISH können dabei mehrere Organismen gleichzeitig detektiert werden. Die Anwendung dieser Methode führte zur Entdeckung der anaeroben Methanoxidation (Boetius et al., 2000), von Symbiosen zwischen marinen Invertebraten und spezifischen Bakterien (Dubilier et al., 1999) sowie zwischen verschiedenen Bakterien.

Struktur und Funktion von Organismengemeinschaften

Die Kombination von molekularen Techniken mit traditionellen Techniken, z. B. die Kopplung der FISH mit der Mikroautoradiographie (MAR-FISH) erlaubt die gleichzeitige Detektion von Organismen und ihre Aufnahme von radioaktiv markierten Substraten. Mit dieser Technik ist es daher möglich, Mikroorganismen im Hinblick auf ihre Physiologie in situ zu untersuchen. Eine weitere elegante Methode, die physiologische Leistung von bisher nicht kultivierten Organismen zu untersuchen, ist das Erfassen der Expression von funktionellen Genen. Bei vielen marinen Bakterien wurde die Produktion von Photorhodopsin gefunden, welches vermutlich als Photopigment agiert. Viele der bisher als heterotroph betrachteten Bakterien sind daher entweder mixotroph oder sogar rein autotroph. Funktionelle Gene erlauben es auch bei Eukaryonten, viele neue Erkenntnisse bezüglich ihrer Stoffwechselleistungen, Anpassungen an ihre Umwelt und ihrer ökologischen Rolle zu erzielen.

Zusammenfassung

Neue molekularbiologische Methoden erlauben – besonders in Kombination mit traditionellen Methoden – die Bearbeitung vieler ökologisch relevanter Fragestellungen, die bisher nicht zufrie-

denstellend beantwortet werden konnten. Ihre Auswahl sollte jedoch nach der Fragestellung und aufgrund ihrer hohen Kosten anhand der Verfügbarkeit von Resourcen erfolgen. Molekulare Methoden bieten eine gute Grundlage für erweiterte Nahrungsnetzbetrachtungen, besonders durch die Möglichkeit, funktionelle Gene und ihre Regulation *in situ* zu studieren. Die Frage nach den Anpassungs- und Selektionsmechanismen ist jedoch auf molekularer Ebene noch wenig bearbeitet und wird vermutlich in Zukunft verstärkt zum Tragen kommen.

Danksagung

Ich danke Dr. Peter Kasprzak für die Ermunterung, mich intensiv mit diesem hoch interessanten und aktuellen Thema auseinanderzusetzen. Ich danke meiner Familie für ihre Geduld, auf zahlreiche Stunden auf mich verzichten zu müssen.

Literatur

Boetius, A., Ravenschlag, K., Schubert, C. J., Rickert, D., Widdel, F., Gieseke, A., Amann, R., Joergensen, B. B., Witte, U., Pfannkuche, O. (2000): A marine microbial consortium apparently mediating anaerobic oxidation of methane. Nature, 407: 623-626.

Dubilier, N., Amann, R., Erseus, C., Muyzer, G., Park, S. Y., Giere, O., Cavanaugh, C. M. (1999): Phylogenetic diversity of bacterial endosymbionts in the gutless marine oligochaete *Olavius loisae* (Annelida). Marine Ecology-Progress Series, 178: 271-280.

Krienitz, L., Hegewald, E., Hepperle, D., Huss, V. A. R., Rohr, T., Wolf, M. (2004): Phylogenetic relationship of *Chlorella* and *Parachlorella* nov. gen. (Chlorophyta, Trebouxiophyceae). Phycologia, 43: 529-542.

Rappe, M. S., Connon, S. A., Vergin, K. L. Giovannoni, S. J. (2002): Cultivation of the ubiquitous SAR11 marine bacterioplankton clade. Nature, 418: 630-633.

Stackebrandt, E., Frederiksen, W., Garrity, G. M., Grimont, P. A. D., Kämpfer, P., Maiden, M. C. J., Nesme, X., Rosello-Mora, R. Swings, J., Trüper, H. G., Vauterin, L., Ward, A. C., Whitman, W. B. (2002): Report of the ad hoc committee for the re-evaluation of the species definition in bacteriology. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 52: 1043-1047.

Schulz, M., Freyhof, J. (2003): *Coregonus fontanae*, a new spring-spawning cisco from Lake Stechlin, northern Germany (Salmoniformes: Coregonidae). Ichthyological Exploration of Freshwaters, 14: 209-214.

Woese, C. R. (1987): Bacterial evolution. Microbiol Reviews, 51: 221-271.

Die Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse von Geruchs- und Geschmacksstoff produzierenden Cyanobakterien

Frank Ludwig[1], Katharina Panek[1], Hilmar Börnick[2], Isolde Röske[1]

[1] Institut für Mikrobiologie, Technische Universität Dresden; [2] Institut für Wasserchemie, Technische Universität Dresden

Keywords: Cyanobakterien, Geruchsstoffe, Geosmin, CARD-FISH

Einleitung

In den letzten Jahren wurde wiederholt eine Bildung von Geruchsstoffen in der Trinkwassertalsperre Klingenberg in Sachsen festgestellt. Diese Talsperre befindet sich ca. 30 km südwestlich von Dresden und ist mesotroph. Die wichtigsten in der Natur vorkommenden Geruchsstoffe sind Geosmin und 2-Methylisoborneol (Abbildung 1a und b).

Abbildung 1a: Geosmin, 1b: 2-Methylisoborneol

Diese Geruchsstoffe besitzen eine sehr niedrige Schwellenkonzentration und können von Actinomyceten, Grünalgen, Diatomeen oder und auch Cyanobakterien gebildet werden. Da die Sichttiefe im Gewässer 5 bis 7 m beträgt, scheiden planktische Produzenten nahezu aus. Für die Bildung der erdigen Geruchsstoffe gibt es nach dem bisherigen Kenntnisstand drei hauptsächliche Erklärungsmöglichkeiten, bei denen Actinomyceten und/oder die Cyanobakterien die Hauptrollen spielen:

1.) Bestimmte Arten von benthischen Cyanobakterien bilden die Geruchsstoffe.

2.) Die benthischen Cyanobakterien wachsen auf dem Sediment in bestimmten bevorzugten Tiefen. Zu einem späteren Zeitpunkt, nachdem sich die Matten entwickelt haben, sterben die Cyanobakterien ab und Actinomyceten zersetzen diese und bilden dabei die Geruchsstoffe.

3.) Auf überstauter Vegetation entwickeln sich Actinomyceten und produzieren erdigen Geruch.

Geruchsbildung nach 1 und 2 wurde bisher vor allem im Hochsommer und im Frühherbst beobachtet, nachdem in den betreffenden Tiefenhorizonten bestimmte Temperaturen überschritten waren, der Fall 3 kann auch bereits im Frühjahr auftreten.

Unser Projekt beschäftigt sich damit, den oder die vermutlichen Produzenten der Geruchsstoffe zu finden und ein Screening für den/diese Mikroorganismen zu entwickeln.

Material und Methoden

Die taxonomische Bestimmung der Cyanobakterien erfolgte nach Anagnostides und Komarek (1988). Die DNA-Extraktion, PCR-Amplifikation sowie Klonierung und Sequenzierung wurden nach Eschenhagen et. al (2003) durchgeführt. Es wurden die Primer CC und CG (Rudi et al., 1997) zur Amplifikation der cyanobakteriellen 16S rDNA verwendet. Des Weiteren kam die Methode CARD-(F)ISH zum Einsatz.

CARD-(F)ISH (Ishii et al., 2004; Pernthaler et al., 2002) ist eine Abkürzung und steht für Catalyzed Reporter Deposition Amplification System – Fluoreszens In Situ Hybridisierung. Unter Verwendung dieser Methode ist es möglich, spezifisch Zellen anzufärben. Die Anfärbung entsteht dadurch, dass eine Oligonukleotidsonde mit einem Enzym, der Meerrettich Peroxidase (HRP), gekoppelt ist, an die 16S rRNA hybridisiert und ein zugegebenes Substrat in einem nachfolgenden Schritt von dem Enzym umgesetzt und damit die Zelle angefärbt wird. Entsprechend der Auswahl des Substrates ist es möglich, eine Anfärbung im sichtbaren Bereich (Diaminobenzidin (DAB), Tetramethylbenzidin (TMB)) oder als Fluoreszierende Färbung (Tyramid-FITC) zu erreichen. Die Zellen mit gebundener Sonde nehmen dann makroskopisch und mikroskopisch erkennbar die Farbe des Präzipitates an. Die Anwendung von fluoreszierenden Farbstoffen eignet sich zum Nachweis von Cyanobakterien nicht, da diese Chlorophyll enthalten, welches eine Eigenfluoreszenz besitzt.

Durchführung: Teflonbeschichtete Objektträger (mit 6 oder 8 Aussparungen, je nach Typ) wurden mit Spülmittel durch eine einstündige Inkubation entfettet. Anschließend wurden die Objektträger mit destilliertem Wasser gewaschen und getrocknet. Nachfolgend wurden diese in eine 60°C warme Gelatinelösung (0,1 % Gelatine, 0,01 % Kaliumchromsulfat) langsam eingetaucht, herausgezogen und in vertikaler Lage getrocknet. Die so behandelten Objektträger konnten bei Raumtemperatur bis zur Hybridisierung gelagert werden.

Einer Phytobenthos-Probe aus dem Gewässer wurden etwa 30 µl Biomasse entnommen und diese in 500 µl PBS/Ethanol-Gemisch überführt und anschließend durch Ultraschall (Bandelin, 30 Zyklen, 50 % Leistung, 30 s) homogenisiert. 10 µl der homogenisierten Probe wurden auf einen der speziell vorbereiteten Objektträger gegeben und bei Raumtemperatur getrocknet. Danach erfolgte die Dehydrierung der Probe durch Inkubation mit einer Ethanollösung in aufsteigender Konzentration (Ethanolreihe: 50-, 80- und 96%ige Ethanollösung für jeweils 3 min als Tropfen auf der Probe). Nach dem Trocknen wurden die Zellen für 2 h bei 37 °C mit Lysozymlösung (20 mg/ml) überschichtet. Nach dem Abwaschen mit destilliertem Wasser wurde erneut durch Anwendung der Ethanolreihe dehydriert. Die entwässerte Probe wurde nun mit jeweils ca. 2 Tropfen Hybridisierungslösung bedeckt und für 2 h bei 46 °C in einer feuchten Kammer belassen. Anschließend wurde sorgfältig mit dest H_2O gespült. Auf die noch feuchten Proben wurde dann für ca. 15 min die Substratlösung (DAB oder TMB) gegeben. Die Farbentwicklung setzte meist schon nach wenigen Sekunden ein, jedoch wurde eine optimale Anfärbung erst nach einigen Minuten erreicht. Die Substratlösung wurde zum Beenden der Anfärbung mit dest H_2O abgespült.

Für die Herstellung der Substratlösung wurde das TMB Substrate Kit for Peroxidase SK-4400 der Firma Vektor Laboratories Inc., U.S.A. verwendet. Zu 5 ml Aqua dest. wurden nacheinander 2 Tropfen der Puffer-Stammlösung, 2 Tropfen Stabilisierungslösung, 3 Tropfen TMB-Stammlösung und 2 Tropfen H_2O_2-Lösung gegeben und jeweils nach Zugabe kräftig durchmischt. Die Lösung muss frisch vor der Verwendung hergestellt werden.

Zusammensetzung der Lysozymlösung (20 mg/ml, 100.000 U/mg):

Lysozym (100000 U/mg)	20	mg
EDTA 0,5 M	50	µl
TRIS/HCL 1 M	50	µl
dest H_2O	400	µl

Zusammensetzung der Hybridisierungsslösung:

NaCl 5 M	350	µl
Tris/HCl 1 M, pH = 8	40	µl
Formamid (Endkonzentration 35 %)	700	µl
Aqua bidest	900	µl
SDS 10 %	2	µl

Verwendete Sonde und eingesetzte Konzentration:

EUB-(5`-GCTGCCTCCCGTAGGAGT-3`) 10 µl/500 µl Hybridisierungsslösung

Die Analyse auf enthaltene Geruchsstoffe wurde vom Institut für Wasserchemie an der TU Dresden mittels Mikrofestphasenextraktion (SPME) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen der Talsperre Klingenberg begannen im Juli 2003 mit einem Tauchereinsatz. Es wurde in einer Wassertiefe von 3 bis 5 m dichte, fast zusammenhängende Phytobenthos-Matten gefunden. In allen Proben und zu allen Zeitpunkten konnte Geosmin und meist auch 2-Methylisoborneol und ß-Cyclocitral nachgewiesen werden (Abbildung 2).

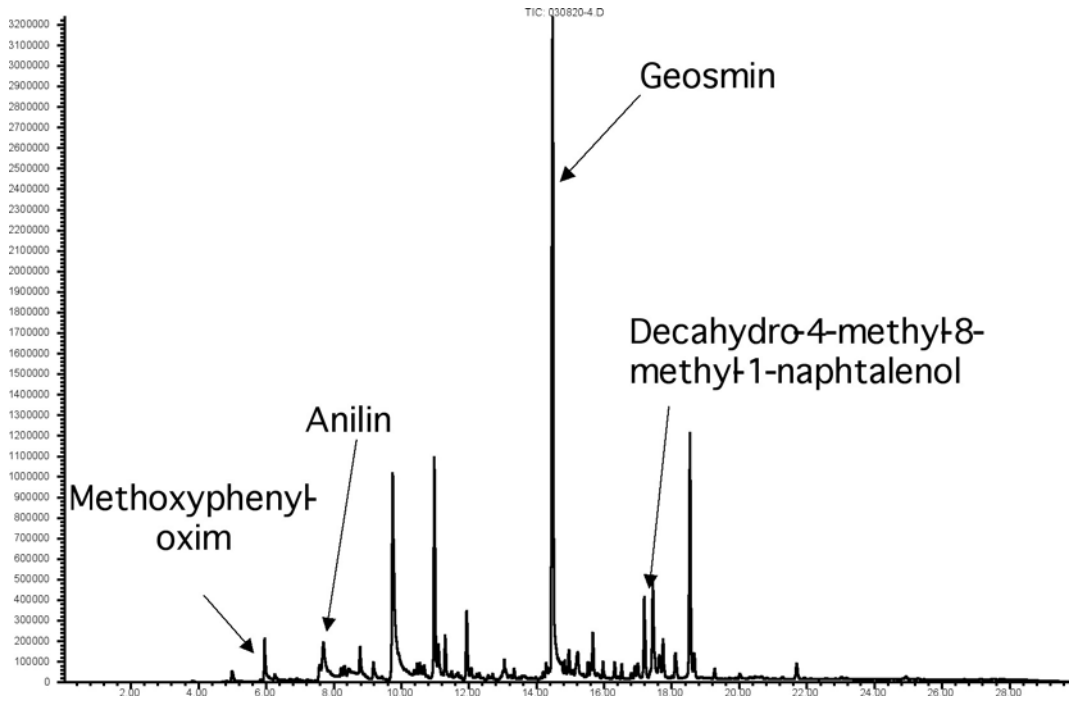


Abbildung 2: Chromatogramm aus einer Analyse einer Phytobenthos-Probe auf Geruchsstoffe

Da der Nachweis von Geosmin zu jedem Zeitpunkt erfolgreich war, wurden die Cyanobakterien, die in diesem „Grünen Gürtel“ dominierten, näher untersucht. Die mikroskopische Analyse des epipelischen Aufwuchses zeigte, dass es sich neben Diatomeen hauptsächlich um Cyanobakterien handelt. Folgende Gattungen konnten identifiziert werden: *Limnothrix*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium* und *Pseudanabaena*. Die am häufigsten vorkommende Gattung ist *Limnothrix*, die sich vor allem durch sehr feine Trichome auszeichnet.

Die Mikroskopie des Aufwuchses zeigte, dass die Zusammensetzung der Cyanobakterienpopulation über den Untersuchungszeitraum nahezu gleich blieb. Die Gattung *Limnothrix sp.* ist in beiden Untersuchungsjahren 2003 und 2004 mit einem Anteil von ca. 80 % an der Gesamtpopulation dominant.

Molekularbiologische Bestimmung:

Durch Klonierung und Sequenzierung der 16S rDNA konnten die folgenden Gattungen identifiziert werden:

- Microcoleus sp. (9 Klone)
- Planktothrix sp. (2 Klone)
- Symploca sp. (2 Klon)
- Leptolyngbya sp. (1 Klon)
- Lyngbya sp. (1 Klon)
- Tychonema sp. (1 Klon) sowie
- nichtkultivierte Bakterien wie: <<Uncultured cyanobacterium>>,

<<Uncultured Antarctic cyanobacterium>>.

Allerdings ist festzustellen, dass die klassische Bestimmung keinen hohen Dominanzanteil von *Microcoleus sp.* zeigte und diese Gattung mehrere Cluster im Dendrogramm bildet. Mit den erhaltenen Sequenzen wurde ein Dendrogramm erstellt (Abb. 3).

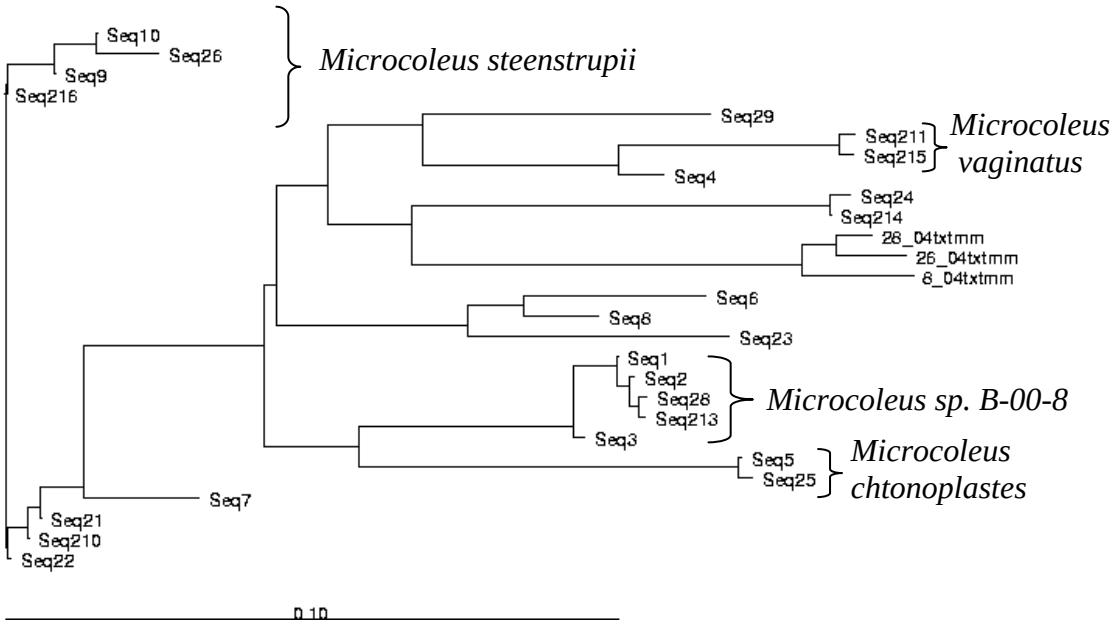


Abbildung 3: Stammbaum der klonierten Sequenzen, erstellt mit dem ARB-Programmpaket

In diesem Dendrogramm ist zu erkennen, dass die Sequenzen recht verschieden sind und eine relativ große Bandbreite aufweisen. Weiterhin ist festzustellen, dass für jede Gattung, außer *Microcoleus*, nur ein Sequenz-Cluster gebildet wird.

Nachweis der Cyanobakterien mittels CARD-FISH:

Cyanobakterien besitzen Photosynthesepigmente und können daher durch fluoreszierende Farbstoffe nicht angefärbt werden. Aus diesem Grund haben wir ein neues Verfahren unter Nutzung der Farbstoffe Tetramethylbenzidin (TMB) bzw. Diaminobenzidin (DAB) entwickelt.

Abbildung 4: *Tychonema sp*. gefärbt mit TMB

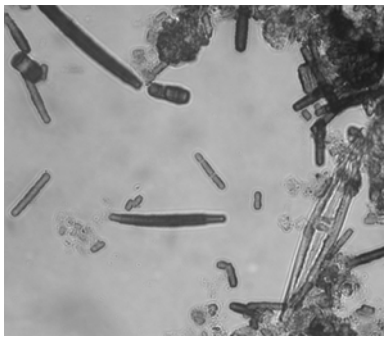
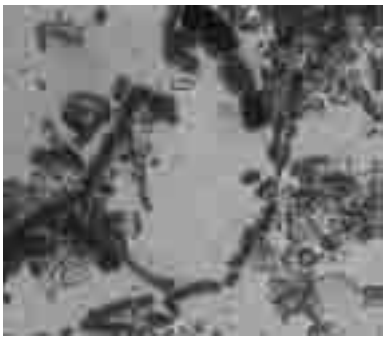
a)  b) 

Abbildung 5a) und 5b): Cyanobakterien einer Phytobenthos-Probe gefärbt mit TMB

Wie in den Abbildungen 4, 5a und 5b dargestellt, ist es durch die CARD-FISH Methode möglich, Cyanobakterien visuell anzufärben. Bereits nach einigen Sekunden Einwirkzeit entsteht ein farbiges Präzipitat, welches deutlich sichtbar ist. Die Abbildungen 6a und 6b stellen dar, wie deutlich sich der visuelle Unterschied durch die Anfärbung einer Reinkultur (*Tychonema sp.*) darstellt.

a) b)

Abbildung 6: Abbildungen von Objektträgern a) gefärbt und b) ungefärbt

Damit ist es möglich, sehr schnell und einfach, spezielle Mikroorganismen gezielt durch visuelle Anfärbung nachzuweisen.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In der Talsperre Klingenberg konnte ein „Grüner Gürtel“ gefunden werden. Dieser besteht hauptsächlich aus Cyanobakterien der Ordnung Oscillatoriales und befindet sich hauptsächlich in einer Wassertiefe zwischen 3 bis 5 m. Die am häufigsten identifizierte Gattung ist *Limnothrix*, neben der auch *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Tychonema* und viele weitere Gattungen vorkommen.
Letztendlich bleibt festzustellen, dass die Bestimmung der Cyanobakterien weder morphologisch noch molekularbiologisch das Problem der Bestimmung des/der Produzenten der Geruchsstoffe löst. Bislang ist noch zu wenig darüber bekannt, welche Cyanobakterien Geruchsstoffe bilden – oder auch nicht bilden. Letztendlich ist es in dieser Hinsicht kaum entscheidend, welche Zusammensetzung die Gemeinschaft der Cyanobakterien hat, so lange nicht geklärt ist, welche Prinzipien oder welche Enzyme an der Bildung der Geruchsstoffe beteiligt sind.

Danksagung

Dieses Projekt wird gefördert durch die Landestalsperrenverwaltung (LTV) Sachsen.

Literatur

Anagnostidis, K., Komarek, J. (1988): Modern approach to the classification system of cyanophyte, 3 – Oscillatoriales.

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 Research, 37: 3224-3232.

Ishii, K., Mußmann, M., MacGregor, B. J., Amann, R. (2004): An improved fluorescence in situ hybridization protocol for the identification of bacteria and archaea in marine sediments. FEMS Microbiology Ecology.

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, 68: 3094-3101.

Rudi, K., Skulberg, O. M., Larsen, F., Jakobsen, K. S. (1997): Strain Characterization and Classification of Oxyphotobacteria in Clone Cultures on the Basis of 16S rRNA Sequences from the Variable Regions V6, V7, and V8. Applied and Environmental Microbiology, 63: 2593-2599.

Nachweis von Chitinase-Genen in Fließgewässern – ein Beispiel für die Analyse von Genen polymerabbauender Enzyme

Jürgen Marxsen[1] *& Karl-Paul Witzel*[2]

[1] Limnologische Fluss-Station des Max-Planck-Instituts für Limnologie, Damenweg 1, D-36110 Schlitz, jmarxsen@mpil-schlitz.mpg.de, [2] Max-Planck-Institut für Limnologie, Aug.-Thienemann-Str. 2, D-24306 Plön, witzel@mpil-ploen.mpg.de

Keywords: funktionelle Gene, Polymerabbau, extrazelluläre Enzyme, Chitinase, Fließgewässer, Breitenbach

Einleitung

Die Bedeutung extrazellulärer Enzyme in Fließgewässern

Die mikrobielle Spaltung makromolekularer organischer Verbindungen mittels extrazellulärer Enzyme ist ein entscheidender Prozess beim Abbau organischen Materials und seiner Einschleusung in das Nahrungsgefüge von Fließgewässern. In den letzten Jahrzehnten haben zahlreiche Untersuchungen gezeigt, dass die bakterielle Biomasse von großer Bedeutung im Nahrungsgefüge aquatischer Systeme sein kann. Bakterien sind nicht nur Destruenten organischen Materials. Sie haben auch eine bedeutende Funktion im Nahrungsgefüge aquatischer Systeme. Ein großer Teil des Stoff- und Energieflusses verläuft nicht auf direktem Weg über die klassischen Fraß- bzw. Detritus-Nahrungsketten sondern über eine mehr oder weniger umfangreiche Abfolge von Mikroorganismen: von organischem Material zu Bakterien, weiter über Flagellaten und Ciliaten zu den Metazoen.

Ursprünglich wurde für dieses Konzept der Begriff „microbial loop“ (mikrobielle Schleife) geprägt (Azam et al., 1983), dessen Bedeutung mittlerweile auch für Fließgewässersysteme gezeigt werden konnte (z. B. Marxsen, 2001). Um jedoch deutlich zu machen, dass dieser Teil des Stoff- und Energieflusses gerade auch in Fließgewässern etwas Typisches und kein Umweg ist, sollte man ihn besser als dritte Nahrungskette, neben den anderen beiden, betrachten.

Ein überaus wichtiger Schritt am Beginn der mikrobiellen Nahrungskette ist die Spaltung von makromolekularem organischem Material durch extrazelluläre Enzyme. In einem Gewässer wie dem Breitenbach, dem Hauptuntersuchungsobjekt der Limnologischen Fluss-Station gibt es eine Menge an organischen Substanzen (partikulär und gelöst), die größtenteils aus der Umgebung in den Bach eingetragen werden (Marxsen et al., 1997) und die die stoffliche und energetische Grundlage der mikrobiellen Nahrungskette in Fließgewässern bilden. Bei weitem der größte Teil dieser Substanzen ist jedoch makromolekularer Natur. Damit ergibt sich für die Mikroorganismen das Problem, dass sie die dominierenden großen Moleküle nicht direkt aufnehmen können. Sie müssen diese zunächst in kleinere Einheiten spalten, bevor sie in die mikrobielle Nahrungskette eingeschleust werden können und später dann in mikrobielle Biomasse bzw. CO_2 überführt werden können. Damit ist der Prozess der Spaltung makromolekularer organischer Verbindungen durch extrazelluläre Enzyme ein essentieller erster Schritt bei der mikrobiellen Verwertung von organischem Material ist, der limitierend für die bakterielle Produktion und den Abbau von organischen Substanzen sein kann

(Marxsen & Fiebig, 1993). Die Bedeutung extrazellulärer Enzyme konnte speziell auch im Breitenbach bei vielen Untersuchungen gezeigt werden. In allen Habitaten des Baches wurden hohe Aktivitäten zahlreicher dieser Enzyme gefunden. Das gilt besonders auch für die Enzyme, die am Abbau von organischen Polymeren beteiligt sind (z. B. Marxsen & Witzel, 1989; Freeman et al., 1990; Marxsen & Fiebig, 1993; Hendel & Marxsen, 2000; Romaní & Marxsen, 2002).

Gene Polymer abbauender Enzyme

Die Entwicklung der molekularbiologischer Methodik hat mittlerweile einen Entwicklungsstand erreicht, der die Anwendung vieler Verfahren in der Ökologie erlaubt – zur Beantwortung von Fragen, die zuvor nicht bearbeitet werden konnten. Daher haben wir vor einiger Zeit begonnen, uns mit Methoden zu beschäftigen, die geeignet sind zur Erfassung von Genen für extrazelluläre Enzyme, die am Abbau makromolekularer organischer Materialien beteiligt sind. Die häufigste organische Verbindung, im Breitenbach wie auch weltweit, ist Zellulose. Und daher gibt es eine Menge Informationen über Gene, die verschiedene Enzyme kodieren, die am Zelluloseabbau beteiligt sind. Aber gerade diese Enzyme sind in ihrer Struktur sehr heterogen. Nach ihren Sequenzen werden sie in mindestens neun, z. T. recht unterschiedliche Familien eingeteilt (manchmal sogar noch in mehr, abhängig von demjenigen, der die Einteilung vornimmt). Einige der Familien werden darüber hinaus in Unterfamilien gegliedert (http://www.expasy.org/cgi-bin/lists?glycosid.txt; Béguin, 1990). Für keine dieser verschiedenen Enzymgruppen waren jedoch Primer-Sets in der Literatur zu finden.

Dagegen fanden sich Primer für andere Polymer abbauende Enzyme, u. a. solche, die die DNA von Chitinasen amplifizieren (Williamson et al., 2000). Diese wurden genutzt, um zunächst zu prüfen, ob es grundsätzlich möglich ist, funktionelle Gene für den Polymerabbau in einem System wie dem Breitenbach zu erfassen und zu analysieren. Obwohl Chitin nicht das bedeutendste Polymer für so ein Gewässer ist. Aber weltweit gesehen ist es sehr wohl von erheblicher Relevanz (Gooday, 1990).

Tab. 1: Geographische, hydrologische und chemische Daten für den Breitenbach. Nach: Zwick (1989), Marxsen et al. (1997)

Größe des Einzugsgebietes	8,2 km²
Länge	4.200 m
Höhenlage	220 - 235 m üNN
Mittlerer Abfluss	26 L/s
Mittlere Temperatur (Mittellauf)	7,3 °C
pH-Wert	6,4 - 7,8
Sauerstoffgehalt (O_2)	90 -100 % Sättigung
Leitfähigkeit	140 - 190 µS/cm
Calcium	16 - 18 mg/L Ca
Natrium	10 - 15 mg/L Na
Kalium	2 - 5 mg/L K
Magnesium	2 - 5 mg/L Mg
Freies Phosphat (PO_4^{3-})	0,02 - 0,045 mg /L P
Ammonium (NH_4^+)	0 - 0,04 mg/L N
Nitrat (NO_3^-)	0,6 - 1,3 mg/L N

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer Breitenbach

Der Breitenbach ist ein kleiner, unverschmutzter Wiesenbach, in Osthessen zwischen Vogelsberg und Rhön gelegen (9 ° 38 ’E, 50 ° 39 ’N). Dieser Bach ist seit vielen Jahren das Hauptuntersuchungsobjekt der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Limnologischen Fluss-Station im Rahmen der „Ökosystemstudie Breitenbach“ (z. B. Zwick, 1989; Marxsen et al, 1997).

Methoden

In verschiedenen Habitaten des Breitenbach wurden am 10. 5. 2001 Proben für die Extraktion von DNA entnommen: Quellwasser, Bachwasser aus Ober-, Mittel- und Unterlauf, sandiges Sediment (0 - 2 cm) mit unterschiedlichem Gehalt an feinpartikulärem organischen Material (FPOM), Laubreste sowie aus einer Anreicherungskultur mit Bachwasser, Sediment und Laubresten. Die am selben Tag durchgeführte DNA-Extraktion erfolgte mit dem MoBio Soil Kit. Die Amplifikation durch die Polymerasekettenreaktion (PCR, *polymerase chain reaction*) geschah mit Primern nach Williamson et al. (2000). Darüber hinaus wurden molekularbiologische Standardverfahren für PCR, DGGE (denaturierende Gradientengelelektrophorese), TGGE (Temperatur-Gradientengelelektrophorese), Klonierung und Sequenzanalyse eingesetzt.

Ergebnisse und Diskussion

Vorkommen von Chitinase18A-Sequenzen

Mit Hilfe der PCR konnte das Vorkommen von DNA-Sequenzen der Chitinase-Familie 18A in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden. Mittels DGGE und TGGE wurde die Variabilität der Chitinasen an den untersuchten Standorten geprüft. Dabei wurden in verschiedenen Habitaten offensichtlich unterschiedliche Zusammensetzungen an Chitinase18A-Genen gefunden. Die Wasserproben von verschiedenen Stellen des Bachlaufes wiesen große Ähnlichkeiten untereinander auf, wie auch die Sedimentproben. Und auch zwischen diesen beiden Gruppen gab es deutliche Übereinstimmungen. Klare Unterschiede zu diesen Habitattypen sowie untereinander weisen dagegen die Extrakte aus Laub und aus der Anreicherungskultur auf. Die mathematische Bearbeitung der Bandenmuster der verschiedenen Proben mittels Cluster-Analyse bestätigt den optischen Eindruck über die Diversität des Genvorkommens an den verschiedenen Standorten.

Klonierung und Sequenzanalyse

Von der amplifizierten DNA wurden etwa 100 Klone hergestellt. Das ermöglichte die Sequenzierung und den Vergleich mit Sequenzen aus allgemein zugänglichen Datenbanken. Als Zwischenergebnis wird hier eine erste Auswertung vorgestellt (Abb. 1). Sie basiert auf 21 DNA-Sequenzen aus dem Breitenbach (11 aus Sediment, 10 aus Wasser). Diese Sequenzen werden mit Chitinase18A-Sequenzen von marinen Bakterien (Cottrell et al., 2000), von Bodenbakterien (Metcalfe et al., 2002) und von kultivierten Bakterien verglichen (GenBank/NCBI). Aus limnischen Systemen liegen bisher keine Daten vor.

Die wesentlichen vorläufigen Befunde sind: 1. Kein Breitenbach-Klon steht Chitinase-Sequenzen aus dem marinen Bereich nahe oder Bakterien aus der Gruppe der Firmicutes (Bacillus, Kurthia, Clostridium). 2. Die meisten Breitenbach-Klone zeigen Ähnlichkeiten mit Sequenzen von Bodenbakterien. 3. Einige Breitenbach-Klone weisen Ähnlichkeiten mit Chitinasen von β-Proteobakterien

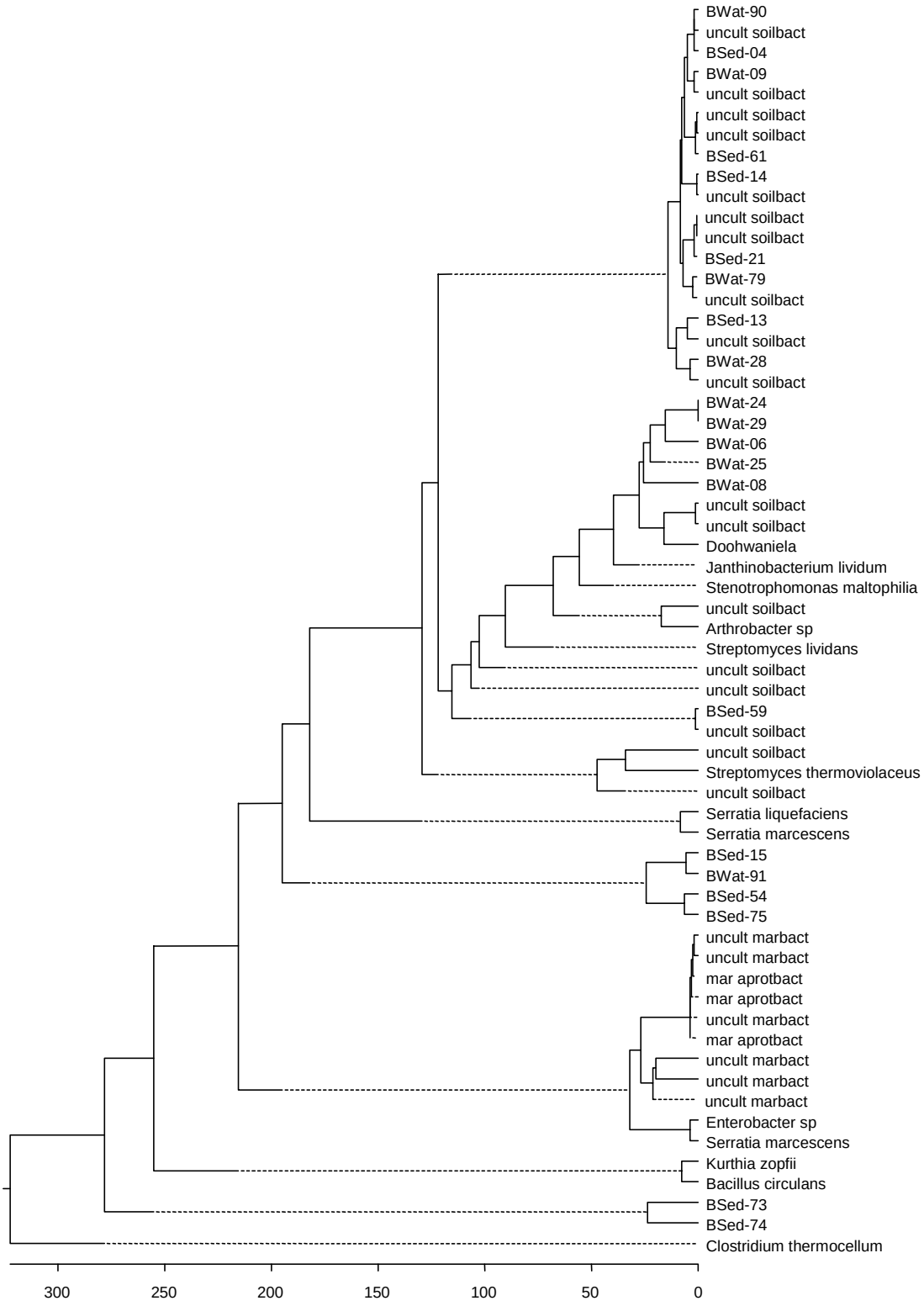


Abb. 1: Phylogenetischer Baum von Familie18A-Chitinasen unterschiedlicher Herkunft, erstellt anhand von DNA-Sequenzen aus der katalytischen Domäne der Familie18A-Chitinasen (Williamson et al., 2000): Breitenbach Sediment (Bsed), Breitenbach Wasser (Bwat), unkultivierte Bodenbakterien (uncult soilbact), unkultivierte marine Bakterien (uncult marbact), marine α-Proteobakterien (mar aprotbact). Die kultivierten Bakterien sind mit Namen angegeben. Die Skala kennzeichnet die Distanzen zwischen den betrachteten Sequenzen.

(*Doohwaniella*, *Janthinobacterium*), γ-Proteobakterien (*Stenotrophomonas*) und Aktinomyceten (*Arthrobacter*, *Streptomyces*) auf, gemeinsam mit unkultivierten Bodenbakterien. 4. Eine Untergruppe mit sehr großen Ähnlichkeiten innerhalb der Gruppe (die fast die Hälfte der Breitenbach-Klone enthält) fällt in kein gemeinsames Cluster mit Sequenzen kultivierter Bakterien, nur mit Sequenzen unkultivierten Bodenbakterien. 5. Zwei weitere Cluster von Klonen gibt es nur im Breitenbach. Sie sind deutlich von allen anderen Sequenzen getrennt, sowohl von den Sequenzen kultivierter Bakterien wie auch von denen unkultivierter. Es sind neue Gruppen von 18A-Chitinasen, die bisher nur im Breitenbach nachgewiesen wurden. Sie stammen entweder von noch nicht kultivierten Organismen oder von Organismen, deren Chitinase-Gene bisher noch nicht untersucht wurden.

Ausblick

Nachdem die grundsätzliche Möglichkeit aufgezeigt werden konnte, funktionelle Gene von Enzymen, die am Polymerabbau in einem Gewässer wie dem Breitenbach beteiligt sind, zu untersuchen, können auf der Grundlage dieser Erfahrungen mit den angewandten Zellulasen untersucht werden. Dazu wären zunächst Primer für mikrobielle Enzyme, die am Zelluloseabbau beteiligt sind, zu entwickeln. Zusammen mit den bewährten Methoden zur Messung der Enzymaktivität (Marxsen et al., 1998) sollte so ein detaillierterer Einblick in einen der Schlüsselprozesse bei der Verwertung von organischem Material in Fließgewässern möglich sein.

Literatur

Azam, F., Fenchel, T., Field, J. G., Gray, J. S., Meyer, L. A, Thingstad, F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. Marine Ecology Progress Series 10: 257-263.

Béguin, P. (1990). Molecular biology of cellulose degradation. Ann. Rev. Microbiol. 44: 219-248.

Cottrell, M. T., Wood, D. N., Yu, L., Kirchman, D. L. (2000). Selected chitinase genes in cultured and uncultured marine bacteria in the α- and γ-subclasses of the proteobacteria. Applied and Environmental Microbiology 66: 1195–1201.

Freeman, C., Lock, M. A., Marxsen, J., Jones, S. (1990). Inhibitory effects of high molecular weight dissolved organic matter upon metabolic processes in biofilms from contrasted rivers and streams. Freshwater Biology 24: 159-166.

Gooday, G. W. (1990). The ecology of chitin degradation. Advances in Microbial Ecology 11: 387-430.

Hendel, B., Marxsen, J. (2000). Extracellular enzyme activity associated with degradation of beech wood in a Central European stream. International Reviews of Hydrobiology 85: 95-105.

Marxsen, J. (2001). Bacterial production in different streambed habitats of an upland stream: sandy versus coarse gravelly sediments. Archiv für Hydrobiologie 152: 543-565.

Marxsen, J., Fiebig, D. M. (1993). Use of perfused cores for evaluating extracellular enzyme activity in stream-bed sediments. FEMS Microbiology Ecology 13: 1-11.

Marxsen, J., Schmidt, H.-H., Fiebig, D. M. (1997). Organic matter dynamics in the Breitenbach, Germany. Journal of the North American Benthological Society 16: 28-32.

Marxsen, J., Tippmann, P., Heininger, H., Preuß, G., Remde, A. (1998). Enzymaktivität. In: Vereinigung für Allgemeine und Angewandte Mikrobiologie (Hrsg.), Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente - Methodensammlung - . Oldenbourg Verlag (München): 87-114.

Marxsen, J., Witzel, K.-P. (1989). Untersuchungen zur Aktivität von Exoenzymen in Bachsedimenten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1988 (Goslar), DGL, Goslar: 58-64.

Metcalfe, A. C., Krsek, C., Gooday, G. W., Prosser, J. I., Wellington, E. M. H. (2002). Molecular analysis of a bacterial chitinolytic community in an upland pasture. Appl. Environ. Microbiol. 68: 5042–5050.

Romaní, A. M., Marxsen, J. (2002). Extracellular enzymatic activities in epilithic biofilms of the Breitenbach: microhabitat differences. Archiv für Hydrobiologie 155: 541-555.

Williamson, N., Brian, P., Wellington, E. M. H. (2000). Molecular detection of bacterial and streptomycete chitinases in the environment. Antonie van Leeuwenhook 78: 315-321.

Zwick, P. (1989). Limnologische Flußstation Schlitz - The study of a rhithral ecosystem, Breitenbach. In: Lampert, W., Rothhaupt. K. O. (Eds.), Limnology in the Federal Republic of Germany. International Association for Theoretical and Applied Limnology (Plön): 74-78.

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN — SEITE

ARENS, I.: Binnenschifffahrt auf der Ruhr: Auswirkungen auf die Wirbellosenfauna 183

ARP, W. & KOPPELMEYER, B.: Untersuchungen zum ganzjährigen Vorkommen der Burgunderblutalge Planktothrix rubescens in drei geschichteten Seen in Schleswig-Holstein 457

BALTES, B., FUMETTI, S. VON, KÜRY, D., CONTESSE, E., BUTSCHER, C., HUGGENBERGER, P., SUTER, D., LEIMGRUBER W. & NAGEL, P.: Basel entdeckt seine Quellen 226

BÄTHE, J. & CORING, E.: Monitoring der benthischen Primärproduktion in der Werra – Erste Erfahrungen 291

BAYER, T., HÄMMERLING, R. & NIXDORF, B.: Die Analyse der Phosphor-Belastung des Wolziger Sees – Möglichkeiten und Grenzen für ein Flußgebietsmanagement 162

BEILHARZ, M., KOOP, J. H. E. & BENNDORF, J.: Das Makrozoobenthos der Oberelbe zwischen Regeneration, hydrologischen Störungsereignissen und Neozoenproblematik 325

BENEMANN, A.: Fließgewässerbewertung nach EU-WRRL anhand von Makrophyten und Phytobenthos – Problematik einer angemessenen Fließgewässertyp-Zuordnung der Untersuchungsabschnitte 80

BERKHOFF, S. & HAHN, H. J.: Grundwasserfauna in Korea I: Entwicklung regionaler Leitbilder für die Grundwasserfauna Koreas – Methoden und erste Ergebnisse 241

BIELE, S., GEHM, O., RUDAT, C. & KRECH, M.: Untersuchungen zum Einfluss diffuser Nährstoffquellen auf die Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern am Beispiel des Saaler Baches (Mecklenburg-Vorpommern) 167

BIRKE, K. & LORENZ, A.: Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse – Entwicklung eines Bewertungssystems mit Makrozoobenthos 115

BOEHRER, B., TIBKE, M., SUHR, U. & GUHR, H.: Rückstau von Treibeis auf der Elbe 330

BORK, J. & HAHN, H. J.: Grundwasserfauna in Korea II: Die zeit-räumliche Verteilung der Stygofauna im Bereich von Uferfiltrationsanlagen des Nakdong / Korea unter Berücksichtigung hydrologischer Interaktionen – Methoden und erste Ergebnisse 246

BRAUNS, M., GARCIA, X.-F., PUSCH, M. & WALZ, N.: Bewertung anthropogener Beeinträchtigungen von Seeufern anhand des Makrozoobenthos 178

DIEDERICHS, S. & HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen 236

DÖRNER, H., ECKMANN, R., HAERTEL-BOHRER, S. S., HÖLKER, F., SCHULZE, T. & MEHNER, T.: Habitatnutzung und Aktivität einer planktivoren Fischgemeinschaft in Reaktion auf des Auftreten eines neuen Räubertyps 336

EGGERS, T. O.: Wirkung extremer Wasserstände auf die Benthoszönose der Mittleren Elbe 314

FELD, C. K. & ROLAUFFS, P.: Zur Erfordernis der taxonomischen Bereinigung (‚taxonomical adjustment') als Grundlage für den Vergleich von Taxalisten 408

FIEBICH, R. & STÖCKMANN, A.: Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung der Kleinen Aller 262

FIEKER, J., RISS, H. W., SCHARF, B. W. & MEYER, E. I.: Zur Entwicklung der Chironomidenbiozönose im „Großen Heiligen Meer" – Analyse von Sedimentkernen 550

FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H., SCHOLZ, M., HETTRICH, A., FUCHS, E. & HENLE, K.:Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe 319

FREIER, K., SUDBRACK, R., HEISER, A., GRUNEWALD, K. & WOLF, C.: Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch den Eintrag von Huminstoffen aus bewaldeten Einzugsgebieten in Trinkwassertalsperren und deren Auswirkung auf die Trinkwasseraufbereitung 214

FRIEDRICH, G. & HAMM, A.: 20 Jahre DGL 1

GARCIA, X.-F., BRAUNS, M. & PUSCH, M.: Ecological effects of different shore protection types on the River Elbe, East Germany 297

GEISSLER, U., KUSBER, W.-H. & JAHN, R.: Die Algenflora Berlins: Datenlage und Praxisrelevanz 447

GERGS, R. & BECKER, G.: Quantitative Analyse der saisonalen Entwicklung von Weidegängern und Periphyton im Längsverlauf eines Mittelgebirgsbaches 365

GLACER, D.: Ein Gliederungsansatz für hydromorphologisch beeinträchtigte Gewässer als Grundlage für die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper 22

GROSSART, H.-P.: Was sagen uns Gene? Neue Erkenntnisse in der Gewässerökologie 567

GRUNAU, T. S.: Veränderung der Makroinvertebratenzönose durch landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet 171

HAYBACH, A., KÖNIG, B. & KOOP, J. H. E.: Funktionelle Aspekte der Makrozoobenthosbesiedlung des Medials großer Flüsse 351

HENKER, H.: Nutzung von Langzeit-Monitoringdaten aus dem Projekt „Seenkataster Brandenburg" zur Bewertung von Seen im Land Brandenburg nach der EU-WRRL (*Abstract*; Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL, Teil I) 42

HENSEL, S. & KIEL, E.: Zur Habitatpräferenz aquatischer Makroinvertebraten in Hochmoorrenaturierungsflächen der Esterweger Dose (Papenburg, Niedersachsen) 385

HERING, D., MEIER, C., STRACKBEIN, J., MANDERBACH, R., HAASE, P. & SUNDERMANN, A.: http://www.fliessgewaesserbewertung.de – Fließgewässer – Makrozoobenthos – Bewertung 125

HOFFMANN, A. & GUNKEL, G.: Untersuchungen zur räumlichen Struktur und biologischen Funktionsfähigkeit des Interstitials der sandigen Litoralzone – ein Überblick 524

HORN, H.: Leben in der Tiefe: Schicksal, Nische oder Überlebensstrategie? Vertikalverteilungsmuster der Diatomeen der Talsperre Saidenbach 462

HORN, W.: Die vertikale Schichtung des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Verteilungsmuster und Hintergründe 419

HÜBNER, G. & BRAUKMANN, U.: Referenzorientierte ökologische Bewertung der salzbelasteten Werra anhand des Makrozoobenthos 120

HÜLSMANN, S., HORN, H., HORN, W., KAHL, U., PAUL, L., RADKE, R. J. & BENNDORF, J.: Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf den Phosphorhaushalt: Erste Ergebnisse aus einem Freilandexperiment in der Talsperre Saidenbach 414

HUSSNER, A. & LÖSCH, R.: Die EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie und die Bewertung thermisch anomaler, neophytenreicher Fließgewässer: das Beispiel der Erft (NRW) 100

JÄSCHKE, K., MATTHES, M. & BENNDORF, J.: Der Einfluss von Daphnia auf die Tiefe des Chlorophyllmaximums in einem eutrophen geschichteten See 424

JÖBGEN, A. M., PALM, A. & MELKONIAN, M.: Phosphateliminierung mittels Periphyton auf künstlichen Substraten 175

JUNG, K. & ZAUKE, G.-P.: Zur Eignung standardisierter Probennahmeverfahren und ökologischer Indices für eine Fließgewässerbewertung im Rahmen der EU-WRRL 130

JUNGBAUER, B., & STICH, H. B.: Phytoplankton im Bodensee. Erfassung der räumlichen Verteilung durch Fluoreszenzmessungen 452

KABUS, T.: Möglichkeiten und Grenzen der Trophie-Indikation und Bewertung von Seen mit Makrophyten (Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL, Teil IV) 55

KALETTKA, T. , BALLA, D. & GABRIEL, O.: Wassergüte und Sedimentbelastung des Spreewaldes 157

KIRCHESCH,V., BÖHME, M., EIDNER, R. & SCHÖL, A.: Einfluss der Buhnenfelder auf den Stoffhaushalt der Mittelelbe –Betrachtungen mit dem Gewässergütemodell QSim 302

KLEEBERG, A., SCHUBERT, H., KOSCHORRECK, M. & NIXDORF, B.: Biomasse und Primärproduktion der fädigen Grünalge Zygogonium ericetorum in einem extrem sauren (pH 2,9) Tagebausee und ihr Einfluss auf die biogene Alkalinitätsbildung 199

KÖNIG, B.: Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosprobenahmen nach einheitlichen Lebensgemeinschaften 399

KÖNIG, M., KAMPE; H. & PETZOLDT, T.: Charakterisierung und Bedeutung der kolonialen gallertigen Chlorophyceen am Beispiel von Sphaerocystis schroeteri (Chlorococcales) 467

KORCZYNSKI, I. , KABUS, T., KURT, S., MÖLLER, D. & MÜLLER, J.: Kleinseen in Nordostdeutschland: Trophischer Zustand und FFH-Lebensraumtypen 146

KORTE, T., WEYER, K. VAN DE & HERING, D.: Untersuchungen zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten 85

KOZERSKI, H.-P., HINTZE, T. & SCHWARTZ, R.: Tracerversuche in Flüssen zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten und anderen ökologisch relevanten Größen 517

KRANICH, J. , LANGE, K.-P., CARMIENKE, I. & MÖRICKE, U.: Untersuchung zur Neugestaltung des Leipziger Gewässerknotens im Rahmen eines Integrierten Gewässerkonzeptes 188

KROKER, J.: Phytoplankton niedersächsischer Fließgewässer – Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie 95

KSENOFONTOVA, M., KUMKE, T., PESTRYAKOVA, L. A. & HUBBERTEN, H.-W.: Limnological characteristics of lakes in Central Yakutia 151

KUMKE, T., BAIER, J., KIENEL, U. & HUBBERTEN, H.-W.: Die Rekonstruktion von historischer Klima- und Umweltvariabilität aus limnischen Systemen – Methoden und Anwendungen 545

KUSBER, W.-H., GLÜCK, K. & JAHN, R.: Das AlgaTerra Informationssystem, Stand und Perspektiven der Internet-Datenbank für Mikroalgen 442

KUSSEROW, R., MÄHLMANN, J. & SCHRÖTER-BOBSIN, U.: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (Dreissena polymorpha) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor: Bewertung der Projektergebnisse 373

KÜSTER, A., SCHAIBLE, R. & SCHUBERT, H.: Lichtakklimation von Chara baltica, Chara canescens und Lamprothamnium papulosum (Charophyceae) 483

KÜSTER, E., DORUSCH, F. & ALTENBURGER, R.: Toxizität von Schwefelwasserstoff (H_2S) auf die Biotestorganismen Vibrio fischeri und Daphnia magna 561

LANGE, P. & ZUMBROICH, T.: Automatisierte Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper – ein GIS-gestütztes Verfahren 29

LAUTENSCHLÄGER, M.: Einsatz von Totholzexponaten bei der Aufwertung urban geschädigter Gewässerabschnitte 256

LEßMANN, D., HASELHUHN, I. & HANGEN, E.: Hydrologische und limnologische Herausforderungen bei der Nachnutzung aufgelassener Kiestagebaue in der Regione del Veneto/Italien 209

LESZINSKI, M. & WALZ, N.: Einfluss der Flussmorphologie auf die Makrozoobenthos-Besiedlung entlang eines Urbanisierungsgradienten – am Beispiel der Spree 251

LOHSE, S., ROLAUFFS, P. & HAASE, P.: Typologie und Bewertungsrelevanz silikatischer Mittelgebirgsbäche LORENZ, A. & SCHMIDT-KLOIBER, A.: Die AQEM Autökologiedatenbank – „a living document“ 105

LORENZ, A. & SCHMIDT-KLOIBER, A.: Die AQEM Autökologiedatenbank – „a living document“ 141

LUDWIG, F., PANEK, K., BÖRNICK, H. & RÖSKE, I.: Die Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse von Geruchs- und Geschmacksstoff produzierenden Cyanobakterien 572

MAAßEN, S., RÖSKE, I. & UHLMANN, D.: Sediment- und Porenwasserparameter als Grundlage für die Trophiebewertung von Standgewässern 523

MÄHLMANN, J., KUCKLENTZ, V., MATTUKAT, F., MORSCHEID, H., HERRMANN, L. & HOESCH, A.: Entwicklung eines textilen Vegetationstragsystems zur Kultivierung und Ausbringung submerser Makrophyten für die Gewässersanierung 507

MARTEN, M.: Revision der DIN 38410, Saprobienindex – Eine kritische Betrachtung aus Sicht von Theorie und Praxis 390

MARTIN, P.: Tieflandquellen: vergessene Lebensräume? – Ein Beitrag zur aktuellen und zukünftig wünschenswerten Bearbeitung 221

MARTIN-CREUZBURG, D., BEC, A. & ELERT, E. VON: Biochemische Aspekte der Futterqualität von Protozoen für Daphnien: "Trophic upgrading" von autotrophem Picoplankton durch Ciliaten? 431

MARXSEN, J. & WITZEL, K.-P.: Nachweis von Chitinase-Genen in Fließgewässern – ein Beispiel für die Analyse von Genen polymerabbauender Enzyme 578

MEIER, C. & HERING, D.: Das AQEM European stream assessment program – eine Software zur Berechnung des ökologischen Zustands von Fließgewässern 136

MEILINGER, P., FISCHER, F. & SCHAUMBURG, J.: Praxistest „Ökologische Gewässerbewertung“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Bayern – Konzeption, Sachstand und erste Ergebnisse 68

MEISEL, J.: Ökologische Bewertung von Seen nach der EU-WRRL: Erste Ergebnisse aus Brandenburg und Ausblick (Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL, Teil V) 61

MENA, R. & MEYER, E. I.: Oxygen metabolism of a sandy lowland stream, Germany 281

MENA, R., MEYER, E. I. & KASCHEK, N.: Temporal variation of nitrate concentrations in two lowland streams of North Germany 286

METTE, N., SINSCH, U. & KOOP, J. H. E.: Die Makrozoobenthos-Biozönosen der Sedimente von Elbe und Neckar 356

MEYER, E. I., KOCK, C., SPÄNHOFF, B. & MEYER, A.: Wie wichtig sind Antennen? Experimentelle Untersuchung zur Nahrungsfindung der Larven von Melampophylax mucoreus (Trichoptera, Limnephilidae) 380

MORSCHEID, H., MATTUKAT, F. & KUCKLENTZ, V.: Biomanipulation in bayerischen „Flachseen“: Vorstellung des Forschungsvorhabens zum Praxistest an fünf ausgewählten eutrophen Gewässern 501

MÜLLER, A. & ZUMBROICH, T.: Data Mining über Strukturdatenbestände – Wissen aus Daten 35

MÜLLER, M. & WERNER, F.: Erfahrungen mit der Modellierung von Restseen des Braunkohletagebaus 194

NICKLISCH, A.: Interaktionen abiotischer Faktoren in der Steuerung des Populationswachstums und der Stöchiometrie von Phytoplanktern 472

NOLTE, J. & MEYER, E. I.: Untersuchungen zur ökologischen Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer mit Hilfe von Fallen 267

PODRAZA, P.: Was ist ein erheblich verändertes Fließgewässer? – Ergebnisse des BMBF-Forschungsvorhabens MAKEF 7

RADY, T.: Vergleich verschiedener Fangmethoden für Imagines aquatischer Insektenarten zur Untersuchung der Besiedelung von Uferstrukturen 404

RINKE, K. & PETZOLDT, T.: Wenn man seine Ressource übernutzt...: Muster in der Populationsdynamik von Daphnien 436

ROLAUFFS, P. & PODRAZA, P.: Die Bestimmung des ökologischen Potenzials: Zielsetzung und mögliche Vorgehensweise 12

ROSS, J.-H., BRACKHAGE, C., WEISKE, A. & DUDEL, G. E.: Mesokosmosanlage zur Identifizierung von Festlegungsprozessen von Uran in Feuchtgebieten 491

ROTT, T.: Gewässerbelastung durch Cyanobakterien. Ergebnisbericht über den Einsatz von Makrophyten in der Restaurierung eines Flachsees 496

SCHATTMANN, A. & THIEL, A.: Naturnahe isolierte Gewässerabschnitte am Niederrhein – Potenziale zur Wiederbesiedlung degenerierter Fließgewässer ? 276

SCHAUMBURG, J. & SCHRANZ, C.: Das deutsche Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL – Erste Ergebnisse 73

SCHINDLER, H.: Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf Struktur und Makrozoobenthos von Quellen in Rheinland-Pfalz 231

SCHMITT-JANSEN, M. & ALTENBURGER, R.: Lassen sich Ergebnisse aus ökotoxikologischen Einzelarten-Testsystemen auf aquatische Lebensgemeinschaften extrapolieren? 556

SCHROEDER, A., MEYER, E. I. & SCHIMMER, H.: Untersuchungen zur Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage Telgte für das Makrozoobenthos 272

SCHULTZE, M., VEEN, A. VAN DER & JUNGE, F. W.: Auswirkungen des Hochwassers 2002 auf die Spurenelementgehalte der Sedimente im Goitschesee und im Muldestausee – ein Vergleich 530

SCHULZ, M.: Measuring and Modelling Phosphorus Retention in Lowland Rivers 512

SCHULZE, S. & SCHIRMER, M.: Die Wiederentdeckung der Finte in der Unterweser 340

SCHWAHN, J.: The fish community of a West African savannah biome during the rainy season 345

SCHWARTZ, R. & KOZERSKI, H.-P.: Geochemische Charakterisierung feinkörniger Buhnenfeldsedimente der Mittelelbe und deren Erosionsstabilität 307

SELLIG, M., POEPPERL, R. & MEYER, E. I.: Makroinvertebraten sandgeprägter Tieflandbäche Norddeutschlands 360

SEUTER, S., HALLE, M., KAIL, J., LAUTENSCHLÄGER, M., PODRAZA, P. & MÜLLER, A.: Entwicklung von Maßnahmen für die Renaturierung morphologisch geschädigter Wasserkörper 17

SIMON, K., KASCHEK, N. & MEYER, E. I.: Die Süßwassermolluskenfauna der Sandbäche des Landschaftsraums Senne – Eine vergleichende Studie der Besiedlung in unterschiedlich stark beeinträchtigten Gewässern 368

TÄUSCHER, L.: Qualitative und quantitative Untersuchung des Phytoplanktons und ökologische Bewertungen (Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL, Teil III) 49

VEDDER, F.: Kurzer Überblick über die Charakterisierung ausgewählter Seen im Land Brandenburg nach hydrochemisch-hydrophysikalischen und hydromorphologischen Parametern (Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL, Teil II) 44

VEIT, U. & KOHLER, A.: Beurteilung und Vergleich der Makrophyten-Diversität in Fließgewässern 478

VOGEL, K., & DUDEL, G. E.: Zum Einfluss der wasserchemischen Verhältnisse auf die Immobilisierung von Uran und Arsen in submersen Makrophyten (Chara spec., Microspora spec., Cladophora spec.) 486

VOGT, C. & SCHÄFER, A.: Entwurf eines regionalspezifischen Bewertungssystems für kleine Fließgewässer 110

WACKER, A. & ELERT, E. VON: Grenzschichtphänomene bei der Ansiedlung von Muscheln? 378

WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, T. & KOSCHEL, R.: Einsatz von Aluminiumverbindungen in der Seenrestaurierung am Beispiel des Tiefwarensees 535

WETZEL, M. A., LEUCHS, H. & KOOP, J. H. E.: Einfluss unterschiedlicher Fixierungsmethoden auf die Biomassenbestimmung: Kein Unterschied zwischen Ethanol und Formalin 395

WETZEL, M. A., LEUCHS, H., BÜTTNER, H. & KOOP, J. H. E.: Einfluss der Baggergutumlagerung auf die Makrofauna in den Ästuaren der Deutschen Bucht 540

WEYER, K. VAN DE: Bewertung der großen Seen und Talsperren in Nordrhein-Westfalen mit Makrophyten gemäß EU-WRRL 90

WOLF, S., SCHRÖTER-BOBSIN, U., DUMKE, R., PUSCH, D. & RÖSKE, I.: Evaluierung der hygienischen Wasserqualität eines mit fäkalbelastetem Oberflächenwasser gefluteten Tagebausees 204