

DGL **DEUTSCHE GESELLSCHAFT** **FÜR LIMNOLOGIE e.V.**

(German Limnological Society)



Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008

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

Konstanz, 22. - 26. September 2008

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch den Schriftführer;
Dr. Ralf Köhler, Am Waldrand 16, 14542 Werder/Havel.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Konstanz 2008
Eigenverlag der DGL, Hardeggen 2009

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Dr. J. Bätke, Dr. Eckhard Cöring & Ralf Förstermann

Druck:

Hubert & Co. GmbH & Co. KG
Robert-Bosch-Breite 6, 37079 Göttingen

ISBN-Nr. 3-9802188-8-0

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

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

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
DGL NACHWUCHSPREIS 2008:	1
HOFMANN, H.: Eigenschaften und Bedeutung von wind- und schiffsinduzierten Oberflächenwellen im Litoral des Bodensees	2
NORF, H.: Steuerung von Ciliatenbiofilmen durch Ressourcenverfügbarkeit und Temperatur	7
EFFENBERGER, M.: Einfluss von Hochwasser-Störungen und biotischen Interaktionen auf die kleinräumige Verteilung von Fließgewässerinvertibraten	12
POSTERPREIS 2008:	19
FUNCKE, A., M. FRIEDEL, S. RAUB & K. M. WANTZEN: Interaktionen zwischen aquatischen Zersettern auf Laub	20
KNOCH, S., N. KASCHEK, E. I. MEYER & F. J. A. DANIÉLS: Ohne Moos nix los! Die Bedeutung von Wassermoosen für Makroinvertebraten in einem temporären Fließgewässer	25
RID, S., J. HESSELSCHWERDT & E. M. GROSS: Induziert <i>Lymnaea stagnalis</i> Verteidigungsmechanismen in <i>Myriophyllum spicatum</i> ?	30
ROTHER, A., M. PITSCH & ST. HÜLSMANN: Schlüpfrige Angelegenheit: Welche Bedeutung hat der Schlupf von <i>Daphnia</i> aus Dauereiern?	35
SCHNEIDER, J., M. AVRAMOV, C. WINKELMANN & J. BENNDORF: Benthisches Grazing – ein Werkzeug zur Eutrophierungssteuerung in Fließgewässern?	40
TIMLER, A., S. HILT & J. KÖHLER: Fische steuern Makrophytenabundanz? Effekte einer Fisch-Invertebraten-Kaskade auf die beschattende Wirkung des Epiphytons	45
GRUNDWASSER UND QUELLEN:	50
FUCHS, A. & H. J. HAHN: Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg	51
KRÜTTGEN, B., F. MÜLLER, N. KASCHEK, E. I. MEYER & P. GÖBEL: Ökologische Charakterisierung der Wirbellosen in den Quellen der Baumberge	55
MÜLLER, F., B. KRÜTTGEN, N. KASCHEK, P. GÖBEL & E. I. MEYER: Vom Wert der Artenvielfalt – eine Bewertung von Quellen in den Baumbergen nach ihrer Struktur und Fauna	61
PETERSEN, R., S. BERKHOFF, J. BORK & H. J. HAHN: Grundwasserfauna als Bioindikator im Bereich einer Uferfiltrationsanlage in Südkorea	66
REISS, M. & CH. OPP: Multi-Habitat-Sampling zur Erfassung und Typisierung von Quellgewässern	71
SCHMIDT, S., TH. WEBER & J.-U. KREFT: How do nutrition and temperature influence the growth of simplified groundwater assemblages? Simulations on the platform iDynoMiCs	76

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
STEIN, H., A. FUCHS & H. J. HAHN: UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen	81
VÖLKER, J., M. FUNKE & D. BORCHARDT: Einflüsse von Talsperren auf die ökologische Qualität und das hyporheische Interstitial von Fließgewässern am Beispiel der Weißeritz (Sachsen) und der Eder (Hessen)	86
KLEINGEWÄSSER UND MOORE:	92
BAUM, S. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher Kleingewässer entlang eines Tieflandbaches	93
HEINZ, K. & P. MARTIN: Limnofaunistische Untersuchungen zur Typologie von Kleingewässern im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins	98
LIPINSKI, A. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchung der aquatischen und semiaquatischen Fauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens	103
LIMNOLOGIE DES BODENSEES:	109
BRINKER, A. & H. B. STICH: Die Oligotrophierung des Bodensees: Modellierung der Chlorophyll-a Abnahme (1980-2004)	110
BRUCKNER, CH. G. & P. G. KROTH: Interactions between Diatoms and Bacteria from phototrophic Biofilms of the littoral Zone of Lake Constance	114
GUM, B., S. ECKENFELS & A. BRINKER: Veränderung der genetischen Variabilität der Blaufelchenpopulation des Bodensees: eine DNA Studie an archivierten Schuppenproben (1932-2006)	120
KÜMMERLIN, R.: 100 Jahre Phytoplankton-Untersuchungen am Bodensee	125
KUNDINGER, F. & R. ECKMANN: Der Lipidgehalt von Flussbarschen des Bodensees im Jahresverlauf	130
MÄCK, A., R. RÖSCH & E. MÜLLER: The Diet of the Bleak (<i>Alburnus alburnus</i>) in the Upper Lake Constance	135
LIMNOLOGIE VON TALSPERREN:	140
FROST, U.: Limnologische Untersuchungen der Ruhrverbandstalsperren – Trophiesituation unter besonderer Berücksichtigung der außergewöhnlichen meteorologischen Verhältnisse 2007	141
GROßE, N.: Bewertungsverfahren für Talsperren auf Basis der Biofiltration zur Ableitung von fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen	146
HORN, H.: Die Zusammensetzung der Frühjahrsmassenentwicklung in der Talsperre Saldenbach – Langzeittrend und Steuergrößen	151
HORN, W.: Langzeitdynamik planktischer Crustaceenpopulationen in der Talsperre Saldenbach – Tendenzen und mögliche Einflußgrößen	156
ROLINSKI, S., TH. PETZOLDT & J. BENNDORF: Ablassen oder Aufstauen? - Mit Hilfe von Modellen und Beobachtungen zu einer integrierten Talsperrenbewirtschaftung	161

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
SACHSE, R., L. PAUL & TH. PETZOLDT, W. HORN & H. HORN: Klimaeffekte auf die Entwicklung von Daphnienpopulationen: Modellsimulationen und Freilandmuster	167
SCHULZE, T., ST. HÜLSMANN, R. RADKE, U. KAHL, M. PITSCH & J. BENNDORF: Langzeit Biomanipulation in der Talsperre Saidenbach: Ein gescheitertes Experiment?	172
ZEIS, B., W. HORN, U. GIGENGACK, R. PIROW & R. J. PAUL: Änderungen der Genotypstruktur der Daphnienpopulation in der Talsperre Saidenbach nach dem ersten eisfreien Winter: Einfluss der Überwinterungsstrategie	177
STRUKTUR UND FUNKTION DES LITORALS:	181
HOFMANN, H., A. LORKE & F. PEETERS: Wellen-induzierte Variabilität des Unterwasser-Lichtklimas	182
KABUS, T.: Verbreitung submerser Makrophyten in den Weichwasserseen des brandenburgischen Jungmoränenlandes. Erste Ergebnisse	188
RÖNICKE, H., O. BÜTTNER, M. SCHULTZE & P. HERZSPRUNG: Abundanzdynamik und interne Nährstoffversorgung der Litoralbestände submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche	193
SCHEIFHACKEN, N. & K.-O. ROTHHAUPT: Wellendynamik im Litoral – Auswirkungen auf das Benthos	199
VÁRI, Á. & V. TÓTH: Der Einfluss verschiedener Umweltgradienten im Plattensee auf die Morphologie von <i>Potamogeton perfoliatus</i>	205
SANIERUNG STEHENDER GEWÄSSER:	210
HUPFER, M., F. GOHR & A. KLEEBERG: Zustandsanalysen und Prognosen vor dem Einsatz chemischer Fällmittel zur Trophiesenkung: Fallstudie Arendsee	211
LEWANDOWSKI, J. & M. HUPFER: Wirkt sich Meromixie positiv oder negativ auf die Trophie aus? Fallbeispiel Burgsee	216
MÄHLMANN, J., U. WERNKE, U. KÖNIG & J. BORCHERDING: Technische Textilien zur (Wieder-) Herstellung von aquatischen Lebensräumen	221
PHYTOPLANKTON:	226
GRÜNER, N., J. FREUND, M. BOERSMA & K. WILTSHIRE: Können artspezifische Wachstumsbedingungen für Repräsentanten der Phytoplanktongesellschaft in den Helgoland Reede Daten gefunden werden?	227
MISCHKE, U. & B. NIXDORF: Was wäre wenn: Phytoplankton-Bewertung nach EU-WRRL und Klimawandelszenarios	231
NIXDORF, B., F. VEDDER, J. POLTZ & O. MIETZ: Ressourceneffizienz (Chla/TP) des Phytoplanktons und Lichtregime in Flachseen	236
PÄTZ, P., S. ROLINSKI, N. SCHEIFHACKEN, S. JÄHNICHEN & J. BENNDORF: Solo, Quartett oder Orchester? Koloniebildung bei <i>Asterionella formosa</i> und ihr Erscheinungsbild im Größenspektrum	242

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
SCHÖL, A., W. BLOHM, A. BECKER & H. FISCHER: Untersuchungen zum Rückgang hoher Algenbiomassen im limnischen Abschnitt der Tideelbe	248
WIEHLE, I.: Phytoplanktonentwicklung in einem hocheutrophen, polymiktischen Flachsee während einer Restaurationsmaßnahme (Großer Seddiner See)	253
ZOOPLANKTON:	259
DENEKE, R.: Verstärkte Ausbreitung parasitischer Ellobiopsiden (Dinoflagellata) auf Copepoden – Erste Funde in Deutschland	260
GROSSART, H.-P., C. DZIALLAS & K. TANG: Effekte von Futter und Umwelt auf die bakterielle Diversität von Zooplankton	263
HÜLSMANN, ST., K. RINKE & W. M. MOOIJ: Konkurrenz im Zooplankton: Einfluss größenselektiver Prädation und Räuber-induzierter Änderungen der life history	268
MAIER, G & H.-B. STICH: Wie genau ist genau? Biomassenberechnung beim Zooplankton	273
STICH, H. B. & G. MAIER: Catch as catch can –die Fangeffizienz von Netzen unterschiedlicher Geometrie und Maschenweite	276
BENTHOS/BENTHISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN:	281
DITSCH-KURU, P. & J. H. E. KOOP: Morphologische Anpassungen von Heptageniiden-Larven (Ephemeroptera) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit im Habitat	282
GRAEBER, D. & M. PUSCH: Reaktion des Makrozoobenthos der Spree auf Durchflussverringerung in Trockenjahren	287
KRAETZ, D. A., R. B. IBISCH, S. NERGUI, S. AVYLUSH, G. ENKHBAYAR & D. BORCHARDT: Gold-Tagebau und der Einfluss multipler Stressoren auf aquatische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern der Mongolei	293
LANGE, K., A. LIESS, J. PIGGOTT, C. KILROY, CH. MATTHAEI & C. TOWNSEND: Nutrients, light and grazing interact in determining a benthic algal community	298
LEHRMAN, ST., ST. U. PAULS & P. HAASE: Genetic population structure of the montane caddisfly <i>Chaetopterygopsis maclachlani</i> Stein, 1874: First results	304
SCHÄFFER, M., R. IBISCH & D. BORCHARDT: Invertebrate Lebensgemeinschaften als Indikatoren für Landnutzungseffekte im Norden der Mongolei	308
SCHÜTZ, W., M. ADLMÜLLER & P. POSCHLOD: Vegetation und Diasporenbank in Gewässern der Oberrheinaue	313
SEHMISCH-BARTEL, M., A. MEERHEIM, M. ZEIDLER, N. KASCHEK & E. I. MEYER: Makrozoobenthoszönosen eines temporären Fließgewässers der Paderborner Hochfläche: Besiedlungsstruktur und Anpassungsstrategien in der Alme	318
FISCHE - ÖKOLOGIE UND EVOLUTION:	323
BAER, J. & A. BRINKER: Sind die Wiederfang- und Wachstumsraten von besetzten und angestammten Bachforellen (<i>Salmo trutta</i> L.) dichteabhängig?	324

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
BEECK, P., E. LAGES, ST. STOLL, H. HOFMANN, R. ECKMANN & P. JATTEAU: Der Einfluss von Oberflächenwellen und Bodensubstrat auf die Ei- und Larvenentwicklung von Maifischen (<i>Alosa alosa</i>)	329
DONNER, M. & R. ECKMANN: Tagesperiodische Vertikalwanderung von Trüschel-Larven (<i>Lota lota</i>) als Anpassung zur Optimierung des Wachstums im Bodensee	334
GABEL, F., ST. STOLL, X.-F. GARCIA, M. PUSCH & P. FISCHER: Schiffs- und windinduzierte Wellen beeinflussen die Nahrungsaufnahme juveniler Cypriniden	338
HARRER, D. & J. BEHRMANN-GODEL: Habitatbezogene Unterschiede in der Parasitierung von Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>) und Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>) als Hinweis auf lokale Adaptation im Bodensee	343
LANGKAU, M. & J. BORCHERDING: Fischräuber versus Planktonfresser. Wie beeinflussen morphologische Veränderungen das ökologische Leistungspotential	348
RÖDIGER, S., B. KÖNIG, A. ANLAUF & J. KOOP: Einfluss der Abflussdynamik auf die Jungfischgemeinschaften in Buhnenfeldern der mittleren Elbe	352
WIERZCHOWSKI, F. & R. ECKMANN: Inter- und intraspezifische Nahrungskonkurrenz zwischen Flussbarsch, Kaulbarsch und Amerikanischem Kamberkrebs	358
NEOBIOTA:	363
ANU MBUNYA, C., S. MUMMERT, B. NIXDORF & J. RÜCKER: Invasive versus native Nostocales – Germination experiments with akinetes of <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> and <i>Aphanizomenon</i> spp. in natural sediment samples	364
BERNIES, D. & A. BRINKER: Befallssituation des Europäischen Aals mit dem neozoen Schwimmblasenwurm <i>Anguillicoloides crassus</i> im Bodensee-Obersee: Rückblick über die letzten 20 Jahre	369
CHUCHOLL, CH., H. B. STICH & G. MAIER: Konkurrenz zwischen zwei Neozoen: Verdrängungs-Mechanismen zwischen Kamberkrebs (<i>Orconectes limosus</i>) und Kalikokrebs (<i>O. immunis</i>)	375
EGGERS, TH. O. & A. MARTENS: Limnische Neozoa in Deutschland: Verbreitungsmuster und Ausbreitungstrends	378
GERGS, R., A. J. HANSELMANN, CH. ABMANN & K.-O. ROTHHAUPT: Syn- und autökologische Untersuchungen von <i>Limnomysis benedeni</i> im Bodensee	382
GRABOW, K., G. SCHOOLMANN & A. MARTENS: Epizoen auf in Deutschland eingeschleppten Flusskrebsen	386
HANSELMANN, A. J., R. GERGS & K.-O. ROTHHAUPT: Saisonale Änderungen des Life-Cycle von <i>Limnomysis benedeni</i> im Bodensee	390
MARTENS, A., K. GRABOW & G. SCHOOLMANN: Die Quagga-Muschel <i>Dreissena rostriformis bugensis</i> am Oberrhein: der Beginn einer Invasion	393
SCHLAG, L., R. GERGS & K.-O. ROTHHAUPT: Ammonium- und pH-Toleranz zweier Amphipodenarten im Bodensee	397
SCHÖLL, F. X. & B. KÖNIG: Neobiota und Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie	401

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
SCHOOLMANN, G., K. GRABOW & A. MARTENS: Von Sternschnuppen und Farnfressern: weniger bekannte Neozoen des Oberrheins	407
SEDIMENT-WASSER-INTERAKTIONEN:	412
ACKERMANN, J., G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Kleinskalige Variabilität der Phosphat-Konzentrationen im Sediment-Porenwasser des Flachlandflusses Spree und eines Altarm	413
DIETZ, S. & D. LEßMANN: Geochemische Untersuchungen an Sinkstoffen und in Porenwässern meromiktischer Seen	418
DZIALLAS, C. & H.-P. GROSSART: Temperature influence on community structure of bacteria associated with cyanobacteria (<i>Microcystis aeruginosa</i>)	423
GRÜNEBERG, B., A. KLEEGERG & A. B. CUNDY: Phosphorus loading and sedimentary accumulation in a dimictic lake, Scharmützelsee, NE Germany	428
HILLERT, K., S. ROLINSKI & J. BENNDORF: Biotisch oder abiotisch – Einfluss hydrologischer Ereignisse auf die Partikelzusammensetzung in einer oligotrophen Talsperre	433
KLEEGERG, A., M. HUPFER, G. GUST, I. SALKA & H.-P. GROSSART: Einfluss periodischer Sedimentresuspension auf die Sediment/Wasser-Kontaktzone, die Phosphortransformation und die Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaft	440
KLITZKE, S., S. APELT & I. CHORUS: Retardation und Abbau von Cylindrospermopsin in der Sedimentpassage	445
ROSKOSCH, A., S. JORDAN, N. HETTE, R. BUCHERT, A. KHALILI, M. REZAMORAD, G. NÜTZMANN, M. HUPFER & J. LEWANDOWSKI: Die Wirkung von <i>Chironomus plumosus</i> (Diptera: Chironomidae) auf Transportprozesse in limnischen Sedimenten	449
RYCHLA, A., M. HUPFER & P. KASPRZAK: Enclosure-Experimente zu den Auswirkungen des Phosphor-Angebotes und Nahrungsketten-Manipulation auf die Phosphor-Sedimentation in einem geschichteten See	455
SEIBT, CH., E. HAMANN, A. ROSKOSCH, G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Modellierung der von Chironomiden induzierten Austauschprozesse zwischen Sediment und Freiwasser	460
RENATURIERUNG VON FLIEßGEWÄSSERN - RÄUMLICHE/ZEITLICHE/ORGANISMISCHE ASPEKTE:	465
GIES, M. & A. LORENZ: Revitalisierung eines Uferabschnitts am Rhein – Auswirkungen auf die Biozönose	466
LORENZ, A., C. ANTONS, TH. KORTE, M. PASTER, A. SUNDERMANN & P. HAASE: Wie reagieren Fische und Makrophyten auf Renaturierungsmaßnahmen?	471
SEIDEL, M., B. RÄPPLE & M. MUTZ: Holzeinsatz in Tieflandbächen – Kosten und Nutzen technischer und naturnaher Varianten	476
WEISCHER, K., E. I. MEYER & N. KASCHEK: Totholz in der Gewässerrenaturierung – Auswirkungen von Sturzbäumen auf Besiedlung und Habitatcharakteristik am Beispiel eines sandgeprägten Tieflandflusses	482

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
GEWÄSSERBEWERTUNG UND ENTWICKLUNGSKONZEPTE:	488
HOEHN, E., U. RIEDMÜLLER, D. LEBMANN & B. NIXDORF: Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie natürliche Mittelgebirgsseen und Sondertypen mit Phytoplankton nach EG Wasserrahmenrichtlinie	489
JÄHNIG, S. C., C. QINGHUA, D. N. SHAH & D. HERING: Entwicklung eines Gewässerbewertungssystems für die Region Yichang in China – Erste Ergebnisse	494
KAIL, J. & M. HALLE: Die „Strahlwirkung“ in Fließgewässern: Wunsch oder Wirklichkeit? - Eine Untersuchung zum Nachweis und zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässerabschnitten ober- und unterstrom auf den lokalen biologischen Zustand des Makrozoobenthos	499
POTTGIESSER, T., J. KAIL & M. REHFELD-KLEIN: Das „gute ökologische Potenzial von Wasserstraßen“ - Methodisches Vorgehen eines maßnahmenorientierten Ansatzes am Beispiel der Qualitätskomponente Makrozoobenthos	504
SCHWEDER, H., TH. GRÜNEBAUM & M. WEYAND: Maßnahmenwahl nach ökologischer Kosteneffizienz – von der Angebotsplanung zur Maßnahmenplanung gemäß EG-WRRL am Beispiel eines Mittelgebirgsbaches im Ruhreinzugsgebiet	513
TREMP, H.: Geostatistische Analyse der Strahlwirkung in Fließgewässern am Beispiel der Wasserpflanzen	518
BIOCHEMIE UND ÖKOPHYSIOLOGIE AQUATISCHER ORGANISMEN:	524
BASEN, T. & D. MARTIN-CREUZBURG: Wachstum der invasiven Süßwassermuschel <i>Corbicula fluminea</i> – Einfluss essentieller Lipide	525
BECHER, P. G. & F. JÜTTNER: Neurophysiologische Aktivität als cyanobakterielle Abwehr gegen Herbivorie in Biofilmen	529
BECKER, J., CH. ORTMANN & J. H. E. KOOP: Der Energiestoffwechsel bei Amphipoden – Ein Vergleich des neozoen <i>Dikerogammarus villosus</i> mit dem einheimischen <i>Gammarus fossarum</i>	532
WICKS, S. & E. GROSS: Einfluss der Kohlenstoffquelle auf bakterielle Biofilme	537
ÖKOTOXIKOLOGIE:	542
BERGHAHN, R., S. MOHR, V. HÜBNER, R. SCHMIEDICHE & ST. LOTH: Hallen-Mesokosmenversuche zur Wirkung von Insektiziden in Fließgewässern– Experimente zum Design und zur Methodenoptimierung	543
HAVENSTEIN, N., C. LOREY & ST. KOENEMANN: Ökotoxizität pharmakologisch wirksamer Substanzen in gereinigten Abwässern	548
KRÄMER, F., C. LOREY & S. KOENEMANN: Summarische Auswirkungen anthropogen eingetragener Spurenstoffe auf verschiedene Organismen der Fließ- und Grundgewässer	551
SONSTIGE THEMEN:	556
DETHLEFS, A., W. DREYER & H. BRENDENBERGER: Libellenlarven in der Edelkrebszucht - Räuber oder Beute?	557

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
HUSSNER, A.: Photooptische Gaswechsellmessungen an submersen Pflanzen - Methodik, Ergebnisse, Zukunftsperspektiven	562
KAHLISCH, L., K. HENNE, L. GROEBE, J. DRAHEIM, M. G. HÖFLE & I. BRETTAR: Who is alive and who is dead? – A question of general relevance for aquatic bacteria and of special relevance for drinking water	567
KIRSTEIN, K.-G. & P. MARTIN: Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) - ihre Funktion als Wehrdrüsen	571
KLINGENBERG, K.: Naturschutz- und Fischereirechtsaspekte bei Fang und Aneignung heimischer Arten geschützter und nicht geschützter Wirbelloser	576
KUSBER, W.-H., E. ZIPPEL, P. KELBERT, J. HOLETSCHEK, A. GÜNTSCH & W. G. BERENDSOHN: Europäische Beobachtungs-, Multimedia- und Belegdaten in Internetportalen (GBIF und SYNTHESYS/BioCASE/EDIT) für die limnologische Forschung: Stand, Potential und Qualitätssicherung	581
MARTIN, P.: Wassermilbenlarven als Insektenparasiten - Zum Stand ihrer Bearbeitung in Europa	586
PETZOLDT, TH.: Simecol: Prototypen-Ansatz und Softwarepaket für die Modellierung ökologischer Systeme	591
SCHULZ, C.-J.: Methoden zur biologisch basierten Bewertung salzbelasteter Fließgewässer: Ein Überblick	597
TÄUSCHER, L.: Die Algenflora des Landes Sachsen-Anhalt – ein zusammenfassender Überblick	602

HOFMANN, H.: Eigenschaften und Bedeutung von wind- und schiffsinduzierten Oberflächenwellen im Litoral des Bodensees

NORF, H.: Steuerung von Ciliatenbiofilmen durch Ressourcenverfügbarkeit und Temperatur

EFFENBERGER, M.: Einfluss von Hochwasser-Störungen und biotischen Interaktionen auf die kleinräumige Verteilung von Fließgewässerinvertebraten

Eigenschaften und Bedeutung von wind- und schiffsinduzierten Oberflächenwellen im Litoral des Bodensees

Hilmar Hofmann

Arbeitsgruppe Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, D-78465 Konstanz, hilmar.hofmann@uni-konstanz.de

Keywords: Oberflächenwellen, Resuspension, Licht, Wasserspiegelschwankungen, Biota, Litoral

Einleitung

Oberflächenwellen sind einer der energetisch bedeutendsten Prozesse in Seen. Die Wellenenergie wird überwiegend in der Litoralzone dissipiert und interagiert als oszillierende Strömung direkt mit dem Sediment und den dort lebenden Organismen, die diese als hydrodynamische Störung erfahren. Die Eigenschaften und die Bedeutung von Oberflächenwellen auf das Ökosystem Litoral wurden durch zeitgleiche Messungen von physikalischen und biologischen Parametern am Beispiel des Bodensees untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Durch hochaufgelöste Langzeitmessungen konnte die besondere Bedeutung von Schiffswellen, sowohl qualitativ als auch quantitativ, im Vergleich zu den natürlich erzeugten Windwellen bestimmt werden. Die Messung des Wellenfeldes im Bodensee ergab, dass Wind- und Schiffswellen anhand ihrer Eigenschaften unterschieden werden können (Hofmann et al. 2008a).

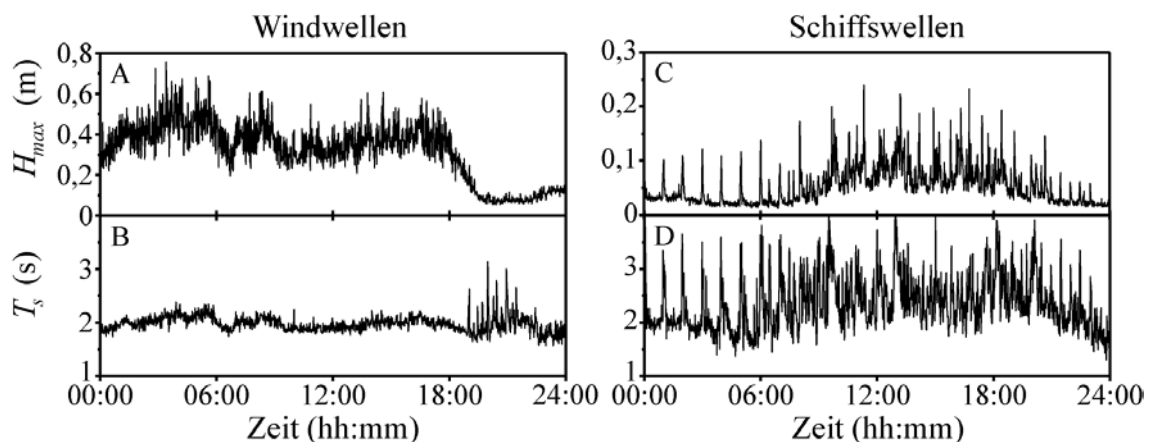


Abb. 1: Tagesgänge der maximalen Wellenhöhe (H_{max}) und der signifikanten Periode (T_s). (A,B) Windwellen-dominierte Tag am 28. Februar 2005. (C,D) Schiffswellen-dominierte Tag am 15. Mai 2005. © Hofmann et al. 2008a

Windwellen haben meist geringe Wellenhöhen und kurze Wellenperioden (Ausnahme bilden Starkwindereignisse), die von der vorherrschenden Windgeschwindigkeit und der Wirklänge des Windes am jeweiligen Standort bestimmt werden (Abb. 1A,B). Sie treten relativ sporadisch und selten auf. Schiffswellen kommen dagegen sehr häufig und in regelmäßigen Zeitabständen vor, und besitzen größere Wellenperioden und Wellenlängen als Windwellen (Abb. 1C,D). Sie werden von Auto- und Passagierfähren, Passagierschiffen und einer neu eingeführten Katamaranfahre erzeugt.

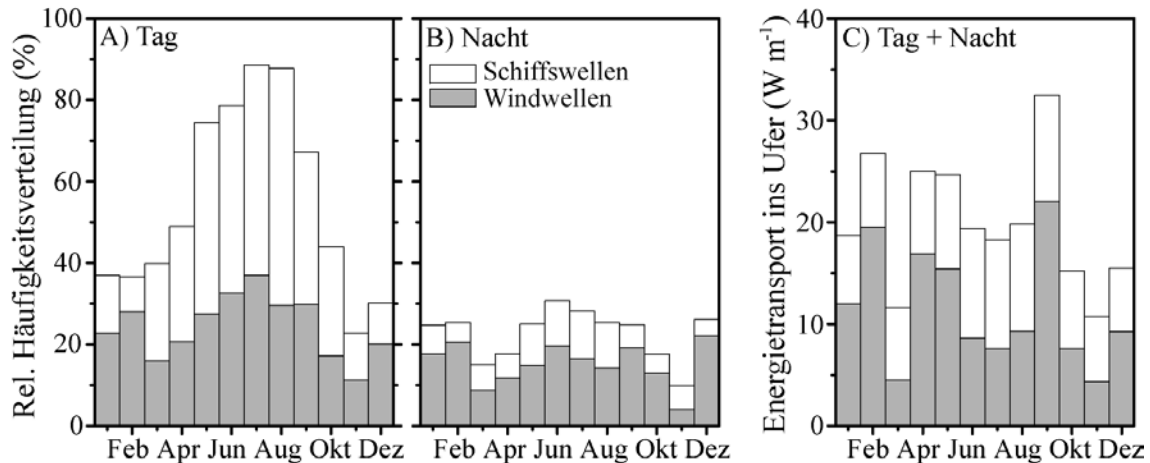


Abb. 2: Wellenstatistik. Relative Häufigkeitsverteilung von Wind- und Schiffswellen (A) am Tag (09:00-21:00 Uhr) und (B) in der Nacht (21:00-09:00 Uhr) im Jahr 2005. C) Mittlerer monatlicher Energiefluss (ins Litoral transportierte und dissipierte Energie) von Wind- und Schiffswellen im Jahr 2005. Wellen mit Höhen $<0,05$ m wurden aus den Datensätzen entfernt (A-C) und stellen den fehlenden Prozentsatz zu 100% dar (A,B). © Hofmann et al. 2008a

Im Gegensatz zu Windwellen, kann man bei Schiffswellen ein ausgeprägtes diurnales und saisonales Muster beobachten, das durch das fast ausschließliche Auftreten des Schiffsverkehrs am Tag und während der touristischen Kursschiffahrt im Sommer erzeugt wird (Abb. 2A,B). Im Bodensee können Schiffswellen im Jahresmittel ebenso bedeutend (bzgl. Häufigkeit und Energieeintrag) sein wie Windwellen, und während des Sommers können sie sogar das Wellenfeld dominieren (Abb. 2). Das ubiquitäre Auftreten von Schiffswellen im Bodensee und ihre Eigenschaft sich über lange Strecken auszubreiten, machen die Ergebnisse der Untersuchungen, die an einem Uferabschnitt zwischen der Insel Mainau und dem Hafen Konstanz-Staad durchgeführt wurden, auf die meisten der südlich und südwestlich gelegenen Ufer des Bodensees übertragbar (Hofmann et al. 2008a). Die immer stärker Nutzung des Bodensees durch die Schifffahrt wird das Auftreten von anthropogen erzeugten Schiffswellen weiter verstärken und somit die im Folgenden dargestellten und bereits untersuchten Auswirkungen auf das Litoral des Bodensees.

Oberflächenwellen als hydrodynamisch bedeutendster Prozess im Litoral eines Sees beeinflussen eine Vielzahl von abiotischen (z.B. die Resuspension von Partikeln \rightarrow Erosion und das Unterwasser-Lichtklima) und biotischen Prozessen (z.B. die Abrasion von Biofilmen und Makrophyten, die Fraß-Aktivität von Schnecken und die Migration und das Wachstum von juvenilen Fischen). Viele dieser Prozessstudien wurden mit Kollegen des Limnologischen Instituts in Form von Kooperationsprojekten durchgeführt und verdeutlichen die enge Verknüpfung von Physik und Biologie im Ökosystem See.

Untersuchungen zur Interaktion von Oberflächenwellen mit dem Sediment zeigten, dass das zeitlich unterschiedliche Auftreten von Wind- und Schiffswellen sich in der Resuspension von Sedimenten widerspiegelt (Abb. 3; Hofmann et al. in revision).

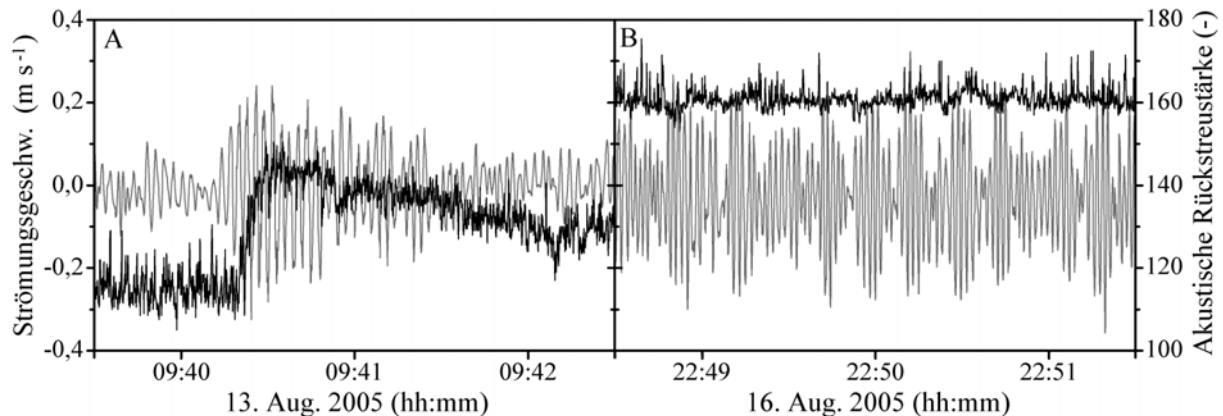


Abb. 3: Gemessene bodennahe, horizontale Strömungsgeschwindigkeit (graue Linie) und akustische Rückstreustärke (schwarze Linie) in 1 m Wassertiefe. A) Durchgang einer Schiffswellengruppe am 13. August 2005. B) Starkwindereignis am 16. August 2005. © Hofmann et al. in revision

Die durch Windwellen hervorgerufene Resuspension tritt sporadischer und seltener auf als die durch Schiffswellen erzeugte. Das periodische und regelmäßige Auftreten von Schiffswellen verursacht eine deutliche Konzentrationszunahme von suspendierten Partikeln in der Flachwasserzone, besonders am Tag und im Sommer wenn die meisten Passagierschiffe verkehren (Abb. 4).

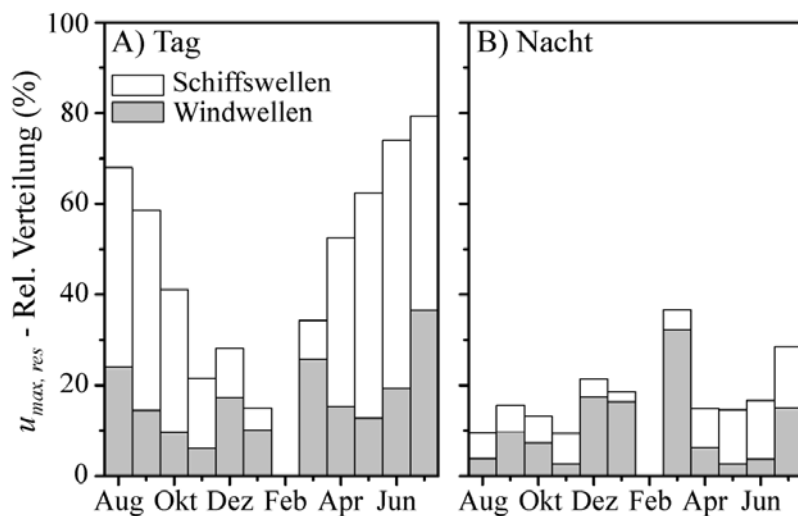


Abb. 4: Bedeutung von Wind- und Schiffswellen für die Resuspension von Partikeln im Litoral des Bodensees zwischen August 2005 und July 2006, ausgedrückt als relative monatliche Verteilung der maximalen bodennahen Strömungsgeschwindigkeit, die den gemessenen Schwellwert für Resuspension $u_{\max, \text{res}}$ von $0,08 \text{ m s}^{-1}$ an der Messstelle überschreitet. A) am Tag (09:00-21:00 Uhr). B) in der Nacht (21:00-09:00 Uhr). Die maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeit $u_{\max, \text{PS}}$ wurde aus Wellenparametern berechnet, die wiederum aus der Zeitreihe eines Drucksensors (PS) bestimmt wurden. $u_{\max, \text{PS}}$ -Werte $< u_{\max, \text{res}}$ wurden aus den Datensätzen entfernt und sind der fehlende Prozentsatz zu 100% (außer Februar – keine Daten vorhanden). © Hofmann et al. in revision

Die regelmäßige Resuspension durch Schiffswellen kann die Konsolidierung des Sediments verhindern und so zur Erosion beitragen (Dyer 1986; Schoellhamer 1996). Auch die kontinuierliche Interaktion von saisonalen Wasserspiegelschwankungen, die am Bodensee 2-3 m betragen, und Oberflä-

chenwellen kann zur verstärkten Erosion von Sedimenten führen, besonders wenn man berücksichtigt, dass die mittleren Wasserstände im Bodensee sinken (Hofmann et al. 2008b). Wie groß die Bedeutung dieser Interaktion ist, wird durch die aktuelle Bedrohung der historischen Pfahlbauten rund um den Bodensee deutlich (Bürgi and Schlichterle 1986; Königer 2005). Gerade in den letzten Jahren sind die ehemals durch Sediment bedeckten Pfähle durch Erosion freigelegt worden und nun dem sauerstoffreichen Wasser ausgesetzt, welches die biologische Dekomposition verstärkt und die Pfähle unwiderruflich zerstört.

Ein weiterer wichtiger Faktor für das Ökosystem Litoral und somit den gesamten See ist die Verfügbarkeit und Variabilität des Lichts in der Wassersäule, welche durch die Eigenschaften des Oberflächenwellenfelds beeinflusst werden. Die gleichzeitige und hochfrequente Messung des Oberflächenwellenfelds und des Unterwasser-Lichtklimas ermöglichte die Charakterisierung der Amplituden und zeitlichen Skalen der Fluktuationen der Lichtintensität (Hofmann et al. 2008c). Diese können durch den Linseneffekt von Oberflächenwellen (wave focussing), der Auslenkung der Wasseroberfläche und der Resuspension von Partikeln hervorgerufen werden. Wave focussing wird vor allem durch sehr niedrige und kurze Windwellen erzeugt. Es verursacht sehr große und hochfrequente Fluktuationen der Lichtintensität im Wasser, die weit über denen liegen, die durch die Auslenkung der Wasseroberfläche erzeugt werden. Andererseits können die durch Oberflächenwellen resuspendierten Partikel die Lichtintensität in der Flachwasserzone erheblich verringern und somit die Verfügbarkeit von Licht für das Wachstum von Phytoplankton und Biofilmen.

Oberflächenwellen haben aber auch eine Vielzahl von direkten oder indirekten (in Folge der Änderung von abiotischen Bedingungen) Auswirkungen auf Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen. Mit gezielten Untersuchungen in einem Wellenmesokosmos, der die Freilandsituation frei von externen Einflüssen wie Konkurrenz oder Predation nachstellt, konnten die Auswirkungen von Oberflächenwellen auf den Aufwuchs von Periphyton (Biofilm) auf Steinen, die Fraß-Aktivität der herbivoren Schnecke *Radix ovata* und das Migrationsverhalten von Fischen gezeigt werden (Scheifhacken 2006; Scheifhacken et al. submitted). Das Periphyton wies eine signifikante, tiefenabhängige Abnahme der auf den Steinen haftenden Biomasse auf. Auch die Fraß-Aktivität der Schnecke und das Migrationsverhalten der Fische waren im Vergleich zum Mesokosmos ohne Wellen unter dem Einfluss von Oberflächenwellen signifikant zurückgegangen.

In weiteren Freilandversuchen, im Litoral des Bodensees, wurde der Einfluss von Oberflächenwellen auf das Wachstum von juvenilen Fischen unterschiedlicher Arten untersucht. Diese zeigten, dass hochrückige Arten wie die Brachse gerade in der Flachwasserzone einen signifikanten Wachstumsnachteil gegenüber Fischen mit schmalen Körperformen wie der Hasel oder dem Ukelei haben (Stoll et al. 2008). Die Brachse muss aufgrund Ihrer Körperform mehr Energie für Ausgleichsbewegungen gegenüber der durch die Oberflächenwellen induzierten oszillierenden Strömung aufbringen, was zu einer Entkopplung von somatischem Wachstum (dem tatsächlichen Zuwachs an Biomasse) und dem Otolithen-Wachstum führte (Stoll et al. 2008). Auch das Laichverhalten von Fischen ist durch die Exposition gegenüber Oberflächenwellen beeinflusst. Untersuchungen am Beispiel des Flussbarsches wiesen nach, dass dessen Laichtiefen mit der Exposition zu Oberflächenwellen und den damit verbundenen Strömungen in der Wassersäule signifikant korreliert waren (Probst et al. in press). Das hat zur Folge, dass unter erhöhter Wellenexposition (z.B. durch das verstärkte Auftreten von Schiffswellen) die Entwicklung des Laichs und das spätere Wachstum der juvenilen Fische durch die größeren Ablichtiefen, die mit niedrigeren Wassertemperaturen einhergehen, negativ beeinflusst werden.

Schlussfolgerungen

Die hier vorgestellten Untersuchungen haben gezeigt, welchen Einfluss Oberflächenwellen auf das Litoral eines Sees haben und wie eng die Kopplung zwischen physikalischen und biologischen Prozessen ist. Das verdeutlicht die Bedeutung und den Wert von ganzheitlichen Ansätzen in der Forschung, um die komplexen Interaktionen in hochdynamischen Ökosystemkompartimenten wie dem Litoral eines Sees vollständig zu verstehen.

Danksagung

Wir danken Georg Heine und seinen Kollegen vom der Elektronik- und Mechanikwerkstatt der Universität Konstanz für deren technische Hilfe und Entwicklung der Drucksensoren und anderer Geräte. Dank gilt den technischen Mitarbeitern und studentischen Hilfskräften des Limnologischen Instituts und den Mitarbeitern des Instituts für Seenforschung (ISF) für die Unterstützung im Feld. Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) im Rahmen des Sonderforschungsbereichs (SFB) 454 „Bodenseelitoral“ gefördert.

Literatur

- Bürgi, J., and H. Schlichterle. 1986. Gefährdete Ufersiedlungen am Bodensee. Archäol. Schweiz 9 (2): 34-41.
- Dyer, K. R. 1986. Coastal and estuarine sediment dynamics. Wiley.
- Hofmann, H., A. Lorke, and F. Peeters. 2008a. The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. Limnol. Oceanogr. 53 (1): 368-380.
- . 2008b. Temporal and spatial scales of water level fluctuations in lakes and their ecological implications. Hydrobiol. 613 (1): 85-96, doi:10.1007/s10750-008-9474-1.
- . 2008c. Wave-induced variability of the underwater light climate in the littoral zone. Verh. Internat. Verein. Limnol. 30 (4): 627-632.
- . in revision. Wave-induced resuspension in the littoral zone of a large lake. Water Resour. Res.
- Königer, J. 2005. Unterwasserarchäologie am Überlinger See. NAU Nachrichtenblatt Arbeitskreis Unterwasserarchäologie 11/12: 63-70.
- Probst, W. N., S. Stoll, H. Hofmann, P. Fischer, and R. Eckmann. in press. Spawning site selection of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. in relation to temperature and wave exposure. Ecol. Freshw. Fish, doi:10.1111/j.1600-0633.2008.00327.x.
- Scheifhacken, N. 2006. Life at turbulent sites: benthic communities in lake littorals interacting with abiotic and biotic constraints. PhD Thesis. University of Konstanz.
- Scheifhacken, N., P. Klahold, and H. Hofmann. submitted. The use of wave mesocosm experiments for behavioural and ecological studies in lake littorals. Hydrobiol.
- Schoellhamer, D. H. 1996. Anthropogenic sediment resuspension mechanisms in a shallow microtidal estuary. Estuar. Coast. Shelf Sci. 43 (5): 533-548, doi:10.1006/ecss.1996.0086.
- Stoll, S., P. Fischer, P. Klahold, N. Scheifhacken, H. Hofmann, and K.-O. Rothhaupt. 2008. Effects of water depth and hydrodynamics on the growth and distribution of juvenile cyprinids in the littoral zone of a large pre-alpine lake. J. Fish Biol. 72: 1001-1022, doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01780.x.

Steuerung von Ciliatenbiofilmen durch Ressourcenverfügbarkeit und Temperatur.

Helge Norf

Allgemeine Ökologie und Limnologie, Universität zu Köln, Weyertal 119, 50923 Köln. h.norf@arcor.de

Keywords: Bottom-up Regulation, Fließzellen, globale Erwärmung, trophische Interaktion.

Einleitung

Mikrobielle Biofilme sind komplexe Lebensgemeinschaften aus autotrophen und heterotrophen Mikroorganismen, die auf oder in Assoziation mit Oberflächen leben (Wetzel 2001). Die Biofilme können eine wichtige trophische Verbindung zwischen planktischen und benthischen Lebensräumen herstellen. Aufgrund der geringen Substratspezifität vieler Protisten wird jede wasserbenetzte Oberfläche rasch von Biofilmen besiedelt, die hinsichtlich des mikrobiellen Gesamtvolumens häufig von Ciliaten dominiert werden. Die Ciliatengemeinschaften sind ihrerseits komplexe Gemeinschaften aus Organismen unterschiedlichster Größe, Form und Funktion, deren Struktur vermutlich über ein Netzwerk extrinsischer und intrinsischer Faktoren reguliert wird.

Zwei wichtige Regelgrößen für das Wachstum und die metabolische Aktivität von Organismen sind die Ressourcenverfügbarkeit und die Temperatur. Beide Faktoren unterliegen heute einem starken anthropogenen Druck: Durch Eutrophierung sowie stetig steigende mittlere Temperaturen von Gewässern könnten sich für ökologische Gemeinschaften bisher unabschätzbare Konsequenzen ergeben. Aufgrund ihrer enorm hohen Wachstumsraten können Ciliaten theoretisch sehr schnell auf veränderte Umweltbedingungen reagieren. Bisher gibt es allerdings noch keine empirischen Untersuchungen, die sich mit dem genauen Einfluss von Ressourcendichte- und Temperaturerhöhungen auf Ciliatenbiofilme beschäftigen. Ein Grund ist die schlechte experimentelle Zugänglichkeit von Biofilmen: Viele Methoden, die für Experimente mit Planktongemeinschaften etabliert sind stehen für die Arbeit mit Biofilmen bisher nicht zur Verfügung. Um die Regulationsmechanismen komplexer Biofilme zu verstehen, müssen daher geeignete Systeme entwickelt werden, welche die selektive Manipulation einzelner Faktoren ermöglichen um so deren Beteiligung an der Biofilmregulation zu untersuchen.

Methoden

Naturnahe Kultivierung und Untersuchung von Biofilmen

Die Ökologische Rheinstation der Universität zu Köln (Köln-Marienburg) ist ein stillgelegtes Rheinschiff, das mehrere Fließwasserlabore beherbergt. Jedes Labor ist mit Bypässen zu unbehandeltem Flusswasser ausgestattet. Dadurch lassen sich ökologische Experimente unter naturnahen Bedingungen durchführen, ohne dabei vielen logistischen Problemen von Freilandarbeiten zu unterliegen. Für die Experimente mit Biofilmen wurden spezielle Miniaturfließzellen entwickelt,

in denen die Biofilme im Rheinwasserdurchfluss kultiviert werden können (Norf et al 2007; Abb. 1a). Das durchströmende Flusswasser ist sowohl Träger der Organismen, die sich auf den zunächst sterilen Substraten ansiedeln, als auch Träger der im Wasser suspendierten Ressourcen (z.B. planktische Bakterien, organischer Kohlenstoff), die für die Etablierung und die Aufrechterhaltung der Biofilme essenziell sind. Die Fliesszellen können direkt unter dem Mikroskop untersucht werden ohne dabei die Biofilme zu stören (Abb. 1b). Dadurch lassen sich temporäre Dynamiken in der Biofilmentwicklung mit hoher zeitlicher Auflösung untersuchen. Die frühe Sukzession von Ciliatenbiofilmen ist durch ein logistisches Wachstum der Ciliatenabundanz charakterisiert, anhand dessen verschiedene Sukzessionsparameter wie die Besiedlungsgeschwindigkeit und die Kapazität der Biofilme für Ciliaten berechnet werden können (vgl. Norf *et al.* 2007, Norf *et al.* 2009). Durch Berechnung dieser Faktoren lässt sich so der Einfluss experimentell veränderter Umweltparameter auf die Biofilmentwicklung quantifizieren.

Kontrollierte Manipulation von Ciliatenbiofilmen mittels Fliesszellen

In mehreren Experimenten wurde der Einfluss erhöhter Ressourcenverfügbarkeit auf Ciliatenbiofilme untersucht (vgl. Norf et al. 2009). Dazu wurden dem Wasserstrom innerhalb der Fliesszellen kontrolliert Ressourcen zugeführt. Da der Begriff 'Ressource' aufgrund der hohen funktionellen Diversität von Ciliaten nicht eindeutig definiert werden kann, wurden verschiedene Arten von Ressourcen am Beispiel von Bakterien untersucht. Eine erhöhte Biofilmbakteriendichte wurde durch Zufüttern von Hefeextrakt (als zusätzliche organische Kohlenstoffquelle) zu dem Wasserstrom in den Fliesszellen erreicht (vgl. Abb. 1a). Die planktische Bakteriendichte wurde durch Zufüttern einer Bakteriensuspension (*Pseudomonas putida*) erhöht.

Im zweiten Versuchsblock wurde der Einfluss lokaler Erwärmung auf Ciliatenbiofilme untersucht. Dazu wurden die Fliesszellen während der Experimente in temperierten Wasserbädern bei verschiedenen Temperaturen gehalten. Im Winter 2006 betrug die Erwärmung 2, 4 und 6°C über der Grundtemperatur T_0 (6°C). Im Sommer 2006 wurde ein schärferes Szenario mit einer Erwärmung von 3, 6 und 9°C über T_0 (23°C) gewählt um damit Temperaturen zu übersteigen, die schon heute im Rhein während des Sommers auftreten können (vgl. Sommer 2003, $T_{\max} > 27^\circ\text{C}$).

Im letzten Versuchsblock wurde der interaktive Einfluss von Ressourcenverfügbarkeit und Temperatur während des Sommers getestet. Dazu wurden die Fliesszellen erneut in Wasserbädern bei verschiedenen Temperaturen (T_0 , +3°C) gehalten. Zusätzlich wurde jeweils einer Charge Fliesszellen pro Temperatur eine Bakteriensuspension als zusätzliche Ressource zugeführt.

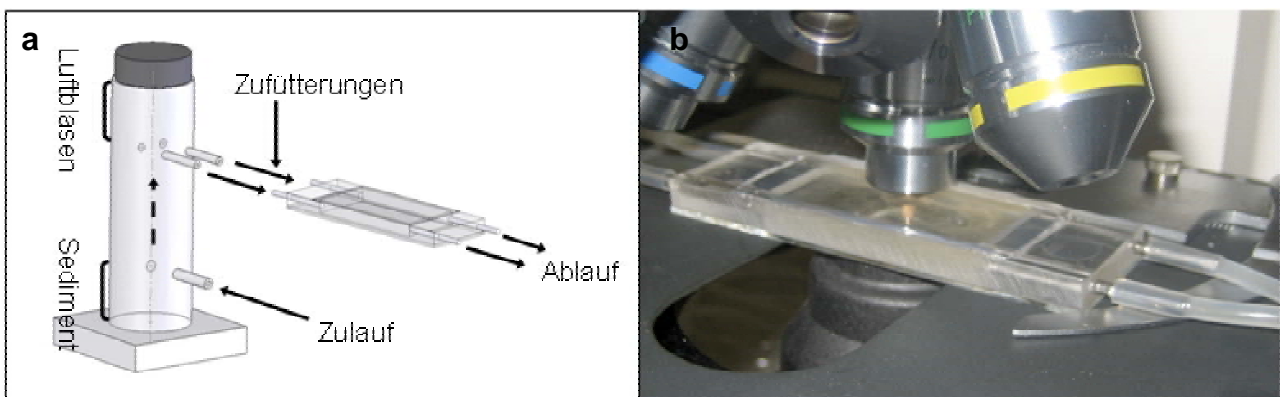


Abbildung 1. Fliesszellensystem zur Kultivierung, Manipulation und Beobachtung mikrobieller Biofilme. (a) Fliesszellensystem mit vorgeschalteter Sediment- und Luftblasenfalle. (b) Direkte mikroskopische Analyse der Biofilmgemeinschaften im Rheinwasserdurchfluss.

Ergebnisse und Diskussion

Ressourceneffekte hängen von Ressourcentyp, Entwicklungsstand und Jahreszeit ab

Obwohl beide Ressourcenmanipulationen die Ciliatengemeinschaften in Abhängigkeit des Entwicklungsstandes der Biofilme beeinflussen konnten, waren die Effekte erhöhter Biofilmbakteriendichte eher schwach. Nur im Sommer 2007 induzierte die Ressourcenmanipulation eine signifikant beschleunigte Biofilmbesiedlung durch Ciliaten. Die Ciliaten profitierten hier allerdings nicht von der erhöhten Bakteriendichte selbst, sondern von einer Stimulation gleitender, bakteriovorer Flagellaten, die anschließend von den Ciliaten (insbesondere Cyrtophoria) konsumiert wurden. In allen Versuchen war der markanteste Effekt eine Akkumulation bakterieller Biomasse gegen Versuchsende. Trotz der allgemein angenommenen Fraßresistenz bakterieller Biofilme durch Protisten (vgl. Salcher et al. 2005) konnten dennoch einzelne Ciliaten (z.B. *Cinetochilum margaritaceum*, *Glaucoma spp.*) beobachtet werden, die den reifenden Bakterienbiofilm beweiden konnten. Obwohl die Fraßaktivität dieser Ciliaten nicht ausreichte um den bakteriellen Biofilm zu kontrollieren, zeigen diese Ergebnisse, dass der ökologische Stellenwert benthisch bakteriovorer Ciliaten darin bestehen könnte, geringe Schwankungen gelösten organischen Kohlenstoffs (und damit erhöhte bakterielle Biofilmproduktion) durch temporär erhöhtes Wachstum zu kompensieren.

Die zweite Ressourcenmanipulation (Zufütterung planktischer Bakterien) induzierte deutlich stärkere Effekte. Zu jedem Versuchszeitpunkt wurde sowohl die Biofilmbesiedlung durch Ciliaten signifikant beschleunigt als auch die Kapazität der Biofilme für Ciliaten signifikant erhöht. Die Art der Ressourcennutzung durch Ciliaten war jedoch zweischichtig: Neben der erwarteten direkten Ausnutzung durch planktivore Ciliaten (z.B. Peritrichia) konnte ebenso eine indirekte Stimulation nanophager Ciliaten beobachtet werden, die (ähnlich den Versuchen mit erhöhter Biofilmbakteriendichte) Folge einer vorangegangenen Stimulation planktivorer Flagellaten war. Trotz der massiven Unterschiede in den Effektstärken beider Ressourcentypen zeigten sich dennoch Gemeinsamkeiten: Sowohl die Richtung (direkte oder indirekte Ressourcennutzung) als auch die Effektstärken der Zufütterungen hingen deutlich von weiteren Umweltparametern ab und demonstrierten die Möglichkeit saisonal unterschiedlicher Ressourcennutzung durch komplexe Ciliatenbiofilme. Besonders wichtig war dabei die Wassertemperatur zum jeweiligen Versuchszeitpunkt, die offenbar über die Bedeutung der direkten oder indirekten Ressourcennutzungswege entschied (vgl. Abb. 2). Das zeigt, dass Voraussagen über den Einfluss erhöhter Ressourcenverfügbarkeit stets die Umweltbedingungen mit einbeziehen müssen und nicht aus der Ressourcendichte *per se* getroffen werden können.

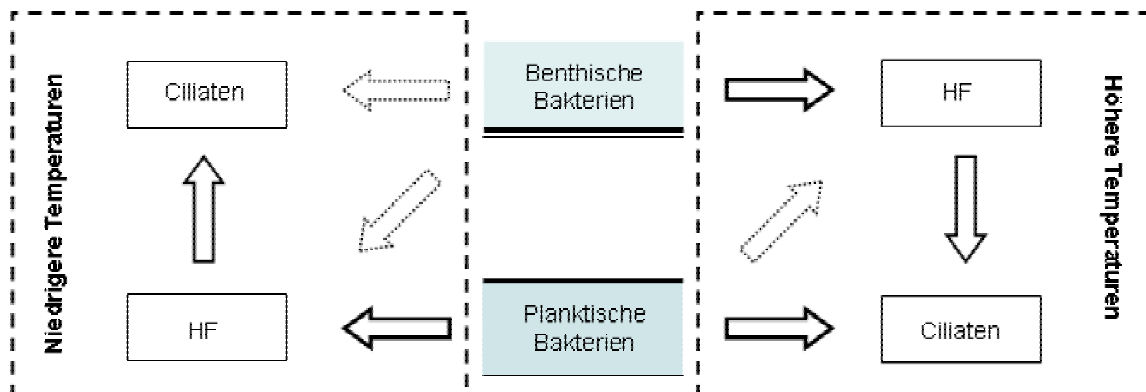


Abbildung 2. Schema der Hauptnutzungswege erhöhter benthischer und planktischer Ressourcen durch biofilmbewohnende Ciliatengemeinschaften bei (links) niedrigen und (rechts) hohen Temperaturen. Unterschiedliche Pfeildicken verdeutlichen die beobachteten Effektstärken.

Unterschiedlicher Einfluss von Winter- und Sommererwärmung auf Ciliatenbiofilme

Lokale Erwärmung induzierte im Winter und im Sommer unterschiedliche Effekte (Tab. 1). Im Winter führten Temperaturerhöhungen zu einer signifikant beschleunigten Biofilmbesiedlung durch Ciliaten sowie zu einer Ausprägung signifikant verschiedener Ciliatengemeinschaften in Folge einer nicht-symmetrischen Stimulation einzelner Ciliatentaxa. Des Weiteren wurde die Kapazität der Biofilme durch Erwärmung erhöht. Diese Beobachtung stand im Gegensatz zu den Erwartungen basierend auf der metabolischen Theorie der Ökologie (MTE), nach der sich die Kapazität von Gemeinschaften bei konstanter Ressourcenverfügbarkeit durch Temperaturerhöhung vermindern müsste (vgl. Savage et al. 2004). Das zeigt, dass das Wachstum von Ciliatengemeinschaften im Winter offenbar temperaturlimitiert und nicht ressourcenlimitiert ist. Dieser Befund konnte ebenso für späte, sechs Wochen alte Biofilme repliziert werden.

Im Sommer führte die Erwärmung zu gegensätzlichen Effekten. Während sich die Besiedlungsgeschwindigkeit der Biofilme durch Ciliaten nicht änderte, wurde die Kapazität der Biofilme für Ciliaten respektive des Gesamtbiovolumens signifikant reduziert (Tab. 1). Grund für diese Reduktion war ein starker Rückgang großer, heterotricher Ciliaten (z.B. *Stentor* sp.), die bei einer experimentellen Temperatur ($T_0 + 2^\circ\text{C}$) sogar komplett verschwanden. Solche Unterschiede reichten allerdings nicht aus, um eine temperaturbedingte Ausprägung signifikant unterschiedlicher Ciliatengemeinschaften zu induzieren. Diese Ergebnisse deuteten darauf hin, dass die Ciliatengemeinschaften im Sommer primär ressourcenlimitiert waren. Die Möglichkeit einer zusätzlichen thermischen Limitation der Organismen konnte mit diesem Experiment allerdings nicht ausgeschlossen werden.

Kompensation negativer Erwärmungseffekte durch Ressourcenerhöhungen

Die Experimente mit Kreuzmanipulation von Temperaturerhöhungen und Ressourcenzufütterung zeigten, dass die frühe Biofilmbesiedlung durch Ciliaten durch Erhöhung beider Komponenten (Temperatur + Ressourcen) im Sommer signifikant beschleunigt wird. Darüber hinaus konnte der zuvor beobachtete negative Effekt von Erwärmung auf die Kapazität der Biofilme für Ciliaten durch zusätzliche Ressourcen vollständig kompensiert werden (Tab. 1). Daher sind energetische Ursachen (höhere Respirationsverluste durch Erwärmung) wahrscheinlich die Hauptursache für die generell negativen Erwärmungseffekte auf die Ciliatengemeinschaften während des Sommers (bei natürlicher Ressourcendichte). Während weder Ressourcenzufütterung noch Erwärmung signifikante Einflüsse auf die Gemeinschaftsstruktur der Ciliaten hatten, bildeten sich bei gleichzeitiger Manipulation beider signifikant unterschiedliche Ciliatengemeinschaften aus. Dieser Befund unterstreicht die starke Beziehung von Ressourcenverfügbarkeit und Temperatur auf der Ebene ökologischer Gemeinschaften: Demnach kann Erwärmung in nährstoffreichen Habitaten ähnliche Gemeinschaftseffekte induzieren wie Ressourcenlimitation in mäßig temperierten Habitaten.

Tabelle 1. Schema des Einflusses erhöhter Temperaturen im Winter und im Sommer auf die Frühbesiedlungsdauer und die Kapazität von Ciliaten auf Biofilmen. (+) Erhöhung, (–) Verminderung, (O) keine Änderung. Klammern symbolisieren nicht signifikante Gemeinschaftseffekte.

	Winter	Sommer	Sommer (Temperatur + Ressourcen)
Besiedlungsgeschwindigkeit	++	(+)	++
Kapazität	++	–	O

Schlussfolgerung

Zusammengefasst zeigen die hier vorgestellten Arbeiten, dass beide untersuchten Faktoren – Temperatur und Ressourcenverfügbarkeit – die Entwicklung und die Struktur von Ciliatenbiofilmen maßgeblich beeinflussen. Die Reaktionsstärke der Gemeinschaften auf Veränderungen hängt dabei von weiteren Umweltparametern ab, insbesondere von der natürlichen Ressourcendichte (bei experimenteller Temperaturerhöhung) sowie von der Wassertemperatur (bei experimenteller Ressourcenerhöhung). Das zeigt, dass Temperatur und Ressourcenverfügbarkeit bei der Steuerung von Ciliatengemeinschaften stark interagieren. Voraussagen über Gemeinschaftseffekte infolge von Umweltveränderungen müssen daher stets jahreszeitliche Variabilitäten in den Umweltrahmenbedingungen (Temperatur, Ressourcendichte, Konsumentenaktivität) mit einbeziehen.

Danksagung

Ich danke herzlich meinem Doktorvater Prof. Dr. Hartmut Arndt (Uni Köln) sowie meinem fachlichen Betreuer Dr. Markus Weitere (Uni Köln) für die Unterstützung während der gesamten Promotionsphase. Weiterer Dank gilt den vielen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Arndt an der Uni Köln für viele Hilfestellungen und die nette Arbeitsatmosphäre, insbesondere auf der Ökologischen Rheinstation. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG, Projekte WE3545/1-1 und WE3545/3-1) danke ich für die finanzielle Unterstützung der Experimente während meiner Doktorarbeit. Nicht zuletzt danke ich meiner kleinen Familie dafür, dass sie da ist und für viel, viel Geduld!

Literatur

- Norf, H., Arndt, H., Weitere, M. (2007): Impact of local temperature increase on the early development of biofilm-associated ciliate communities. *Oecologia* 151: 341-350
- Norf, H., Arndt, H., Weitere, M. (2009): Responses of biofilm-dwelling ciliate communities to planktonic and benthic resource enrichments. *Microbial Ecology*, im Druck
- Salcher, M.M., Pernthaler, J., Psenner, R., Posch, T. (2005): Succession of bacterial grazing defense mechanisms against protistan predators in an experimental microbial community. *Aquatic Microbial Ecology* 38: 215-229.
- Savage, V.M., Gilloly, J.F., Brown, J.H. & Charnov, E.L. (2004): Effects of body size and temperature on population growth. *American Naturalist* 163: 429-441.
- Wetzel, R.G. (2001): *Limnology - lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego.

Einfluss von Hochwasser-Störungen und biotischen Interaktionen auf die kleinräumige Verteilung von Fließgewässerinvertebraten

Michael Effenberger¹

¹ Aquatische Ökologie, Department Biologie II, LMU München, Großhaderner Straße 2, 82152 Martinsried-Planegg, effenberger@zi.biologie.uni-muenchen.de

Keywords: Störung, Prädation, Konkurrenz, Hochwasser, Bäche, Interaktionen

Einleitung

Die relative Bedeutung von abiotischen Störungen und verschiedenen Formen von biotischen Interaktionen (Prädation, Konkurrenz) für die Strukturierung von Lebensgemeinschaften wird kontrovers diskutiert. In wenigen Ökosystemen treten Störungen zum einen so häufig und zum anderen so intensiv auf wie in Fließgewässern (meist in Form von Hochwassern). Dadurch werden Hochwasser-Ereignisse in vielen Bächen und Flüssen zum dominanten, die Biozönose organisierenden Faktor (z.B. Power and Stewart 1987, Resh et al. 1988, Lake 2000). Gerade die kleineren Hochwasser sind für die räumliche und zeitliche Dynamik der benthischen Gemeinschaft sehr wichtig. Sie schaffen eine je nach Stärke der Störung mehr oder minder fleckenartige Verteilung von Abtragungs-, Auffüllungs- und stabilen Bereichen des Bachbetts. Neben dem Einfluss durch Störungen wird die Verteilung von Invertebraten im Fließgewässer auch von Mikrohabitatparametern beeinflusst. Bis jetzt ist nicht völlig geklärt, ob die Mikrohabitatparameter selbst durch kleinräumige Störungen beeinflusst werden und welche Rolle die Sohlstabilitäts-Kategorien bei der Besiedlung der benthischen Makroinvertebraten spielen.

Biotische Interaktionen wie Konkurrenz (z.B. Kohler & Wiley 1997, Feminella & Resh 1990, Lancaster et al. 1991, Diehl et al. 2000) und Prädation (Englund & Evander 1999) können ebenfalls wichtige Einflussgrößen für die Verteilung von Fließgewässer-Organismen sein (Cooper et al. 1998). Doch obwohl die meisten Fließgewässer bedeutenden Abflussschwankungen unterliegen (Poff & Ward 1989, Poff 1996), wurden fast alle experimentellen Studien biotischer Interaktionen in Fließgewässern (McAuliffe 1984) oder künstlichen Rinnen (Feminella & Resh 1990, Lancaster et al. 1991, Thomson et al. 2002) mit dauerhaft stabilem Abfluss oder in periodisch gestörten Fließgewässern während längerer Zeiten stabilen Abflusses durchgeführt (Kohler 1992). In häufiger durch Hochwasser gestörten Systemen, die den Großteil der Fließgewässer darstellen, wurde der Einfluss biotischer Interaktionen auf die Verteilung der Organismen dagegen bisher noch kaum erforscht.

Erhöhte Störungshäufigkeit kann die Intensität biotischer Interaktionen verringern (z.B. 'competitive release' von überlebenden Organismen) aber auch erhöhen (z.B. 'trade offs' zwischen kompetitiven Merkmalen und Störungstoleranz). Deswegen schlugen Poff & Ward (1989) und Townsend (1989) vor, dass biotische Interaktionen wahrscheinlich nur in Fließgewässern mit stabilen Abfluss eine Rolle spielen, ihre Bedeutung aber mit zunehmender Häufigkeit an Störungen abnehmen sollte. Auf der anderen Seite argumentierten Chesson & Huntly (1997), dass biotische Interaktionen auch in häufig gestörten Ökosystemen eine Rolle spielen könnten, da hier schon ein relativ kleiner durch Konkurrenz oder Prädation verursachter Stress ausreichen könnte einer schon

durch abiotische Störungen geschwächten Population den Rest zu geben. Allerdings wird gleichzeitig diskutiert, dass Prädation einen ähnlichen Einfluss auf die relative Bedeutung von Ressourcenkonkurrenz haben könnte wie abiotische Störungen (Chesson & Huntly 1997, Chase et al. 2002).

Langfristiges Ziel meiner Arbeit war es, sowohl separat als auch erstmals simultan die interaktiven Effekte aller drei Prozesse (Konkurrenz, Prädation durch Fische, Störungen durch Hochwasser-Ereignisse) auf Nahrungsnetze in Fließgewässern zu untersuchen.

Material und Methoden

Alle nachfolgend beschriebenen Studien wurden in Bächen des bayerischen Voralpenlandes durchgeführt (siehe Abb. 1). Auf eine detaillierte Beschreibung der Gewässer und der verwendeten Methoden wird der Kürze willen verzichtet. Die wichtigsten Angaben zur Methodik sind im jeweiligen Ergebnisabschnitt (siehe unten) beschrieben, zudem wird auf die entsprechenden Publikationen verwiesen.

In allen beschriebenen Studien wurden unter anderem mehr-faktorielle Versuchsdesigns verwendet, bei denen Interaktionen der experimentellen Faktoren möglich sind. Gerade das Auftreten dieser Interaktionen ist für die Überprüfung der oben aufgeführten Hypothesen essentiell. Beispielsweise könnte durch die Interaktion der Störungsbehandlung mit einem der beiden anderen Faktoren eine Abhängigkeit der Konkurrenz bzw. Prädation von der Störung gezeigt werden (sensu Poff & Ward 1989, Townsend 1989).

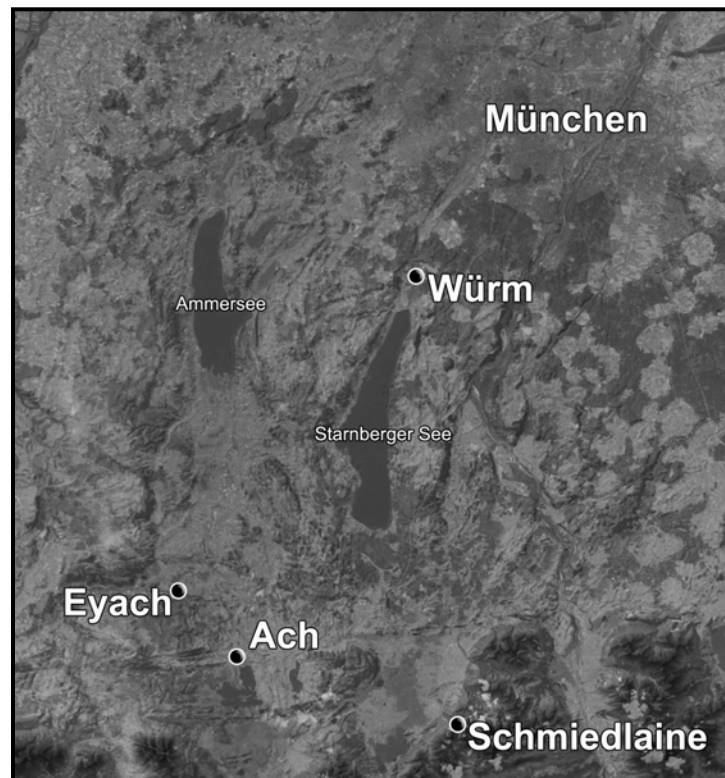


Abb. 1: Übersicht der Untersuchungsgebiete

Ergebnisse und Diskussion

Einfluss der lokalen Sohlstabilität auf Fließgewässer-Organismen; beobachtende Studie (Effenberger et al. 2006)

Um den Einfluss kleinräumiger Störungen auf die Verteilung von Fließgewässer-Invertebraten zu untersuchen, quantifizierten wir mit Hilfe von senkrecht ins Bachsediment eingeschlagenen Metallketten die von vier Hochwassern verursachten Umlagerungen des Bachbettes in einem alpinen Fließgewässer im Sommer und Herbst 2001 (Schmiedlaine; ca. 65 km südlich von München; siehe Abb. 1). An insgesamt 13 Probenahmen jeweils vor dem Hochwasser, kurz danach und zwei und vier Wochen später untersuchten wir die Anzahl der benthischen Invertebraten und die Zusammensetzung der Biozönose in drei verschiedenen Sohlstabilitäts-Kategorien (Abtragung = „scour“, Auffüllung = „fill“, stabil = „stable“; siehe Abb. 2). Zusätzlich wurden jeweils die Mikrohabitatparameter Wassertiefe, die Zusammensetzung des Sediments, die sohlnahe Fließgeschwindigkeit, und die epilithische Algen-Biomasse (als Chlorophyll a) gemessen.



Abb. 2: Kategorien der kleinräumigen Sohlstabilität

Die Muster der Invertebratendichten in den unterschiedlichen Sohlstabilitäts-Kategorien variierten zwischen den Hochwassern und den Probenahmen. Allerdings war die Invertebratendichte in stabilen Bereichen in 50% aller erfassten Effekte am höchsten und in aufgefüllten Bereichen in 75% aller erfassten Effekte am geringsten. Stabile Bachbett-Bereiche dienen *Liponeura* spp. und *Leuctra* spp. als Refugium. Nur die sohlnahe Fließgeschwindigkeit war häufiger mit der Invertebraten-Verteilung korreliert als die kleinräumige Sohlstabilität. Unsere Ergebnisse deuten an, dass ein gründliches Verständnis der kleinräumigen Verteilung von benthischen Invertebraten in Bächen die Kenntnis der kleinräumigen Sohlstabilität genauso voraussetzt wie die von leichter zu messenden Mikrohabitatparametern wie Fließgeschwindigkeit oder Substratgröße.

Einfluss der lokalen Sohlstabilität auf Fließgewässer-Organismen; experimentelle Studie (Effenberger et al. 2008a)

In einem Freilandexperiment untersuchten wir in der Eyach (ca. 70 km südwestlich von München; siehe Abb.1) im Sommer 2005 die Effekte der kleinräumigen Sohlstabilität und verschiedener biotischer und abiotischer Habitats-Parameter auf die Verteilung benthischer Invertebraten nach einer experimentellen Störung. Die Bettumlagerungsmuster, die während mittlerer Hochwasser entstehen, wurden durch Abtragen und Auffüllen kleiner Flächen (0.49 m²) bis zu einer Tiefe von 15-20 cm simuliert. In die behandelten Bereiche (Abtragung, Auffüllung) sowie in stabile Kontroll-Flächen wurden als standardisiertes Substrat je sechs Kacheln gelegt. Nach 1, 8, 22, 29, 36 und 50 Tagen wurde je eine Kachel aus jedem der 16 Replikate der drei Sohlstabilitätskategorien beprobt und auf die Zusammensetzung der Invertebraten untersucht. Für jede Kachel wurde zusätzlich die Wassertiefe, die sohlnahe Fließgeschwindigkeit, die Größe des umgebenden Substrats, die epilithische Algen-Biomasse und die Menge an partikulärer organischer Substanz bestimmt.

Die Ergebnisse zeigten, dass im Anschluss an eine Störung durch Substratumlagerungen zunächst vorwiegend direkte negative Effekte der kleinräumigen Sohlstabilität auf die Invertebraten auftreten, dass diese aber im weiteren zeitlichen Verlauf durch indirekte, zum Teil positive Effekte

der Sohlstabilität abgelöst werden. Hier sind insbesondere störungsinduzierte Veränderungen der Habitats-Parameter wie Fließgeschwindigkeit und Nahrungsangebot zu nennen. Unmittelbar nach der Störung waren erwartungsgemäß die Gesamtabundanz, die mittlere Taxondichte und die Dichten der häufigen Taxa *Baetis* spp., Chironomidae und *Ecdyonurus* spp. in den stabilen (nicht gestörten) Bereichen am höchsten (Fig. 3 in Effenberger et al. 2008). Mehrere Wochen nach der Störung dagegen waren *Baetis* spp. und Hydropsychidae in den Auffüllungs-Bereichen und *Leuctra* spp. in den Abtragungs-Bereichen am häufigsten. *Simulium* spp. war vom ersten Tag an in den Auffüllungs-Bereichen am häufigsten. Die kleinräumige Sohlstabilität beeinflusste außerdem die epilithische Algen-Biomasse und die Menge an POM zu Beginn und die Wassertiefe, die sohlnahe Fließgeschwindigkeit, und die Substratgröße während des gesamten Experiments (Fig. 2 in Effenberger et al. 2008). Die Sedimentabtragung legte hauptsächlich feineres Substrat frei und verursachte locale Einsenkungen im Bachbett, die durch eine geringere sohlnahe Fließgeschwindigkeit gekennzeichnet waren. Die Algen-Biomasse war in stabilen und Abtragungs-Bereichen höher, POM in den Abtragungsbereichen. Die fünf häufigsten Invertebratentaxa wiederum waren häufig mit einem oder zwei dieser Habitatsparameter korreliert. Unsere Ergebnisse deuten an, dass einige der ursprünglichen "direkten" Effekte der kleinräumigen Sohlstabilität auf die Invertebraten anschließend durch "indirekte" Effekte der Sohlstabilität ersetzt werden (über den Weg Störungsinduzierter Veränderungen der Habitatsparameter wie Fließgeschwindigkeit oder Nahrung).

Einfluss von Störungen auf die Konkurrenz-Beziehungen von Fließgewässer-Invertebraten (Effenberger et al. submitted 2009a, Effenberger et al. submitted 2009b)

In zwei Freilandexperimenten untersuchten wir den Einfluss abiotischer Störungen auf biotische Interaktionen zwischen Invertebraten. Im Jahr 2004 fanden diese Experimente in zwei Bächen mit gegensätzlichen natürlichen Störungsregimes statt (Eyach: häufige Hochwasserstörungen, Würm: Seeausfluss mit stabilem Abflussregime; siehe Abb.1). Die experimentellen Störungsbehandlungen beschränkten sich auf wiederholte Störungen und Abrieb der Substrate, ohne aber Substrat aufzufüllen oder abzutragen. In jedem der beiden Bäche wurden die Hälfte der Kacheln (und eine Fläche von 0.16 m² um jede Kachel) alle zwei Wochen gestört, um kleinräumige Störungen durch kleine Hochwasser zu simulieren; die andere Hälfte blieb ungestört. Gleichzeitig manipulierten wir die Dichten der häufigsten Invertebraten auf den Kacheln (Würm: *Simulium* spp. und *Brachycentrus montanus*; Eyach: *Baetis* spp. und Heptageniidae). Dazu wurden die ausgewählten Invertebraten-Taxa in drei Konkurrenz-Behandlungen (Taxon 1 entfernt, Taxon 2 entfernt und unbeeinflusste Kontrollen) alle drei Tage in situ abgesammelt. Im Zwei-Wochen-Abstand wurden je acht Kacheln jeder Behandlungsweise bei insgesamt drei Probenahmen beprobt und auf die Zusammensetzung der Invertebratenfauna untersucht. In der Würm (dem Fließgewässer mit stabilem natürlichem Abfluss) waren die Effekte der Störung und der Absammlung größtenteils unabhängig voneinander. Die Störung reduzierte die Dichten der häufigsten Invertebraten (*Simulium*, *Brachycentrus*, *Baetis*, Hydropsychidae); die Absammlung von *Simulium* führte zu geringerer Taxondichte, weniger Individuen von *Lepidostoma hirtum*, aber auch zu höherer Dichte von *Brachycentrus*. Im Gegensatz dazu gab es in der Eyach (dem natürlicherweise häufig gestörten Fließgewässer) häufig Interaktionen zwischen den Störungen und der Absammlung der Invertebraten. Die Gesamtabundanz, die mittlere Taxondichte und die Dichten von *Baetis*, Heptageniidae und Chironomidae waren in den Absammlungs-Behandlungen höher, aber nur wenn gleichzeitig nicht gestört wurde. Unsere Ergebnisse zeigen, dass das Zusammenspiel zwischen Störungen und biotischen Interaktionen eine wichtige Rolle für die Zusammensetzung von Invertebraten-Gemeinschaften in Fließgewässern spielen kann. Das Zusammenspiel der Störungen und der biotischen Interaktionen und deren Einfluss auf die benthische Fauna unterschieden sich in

mehreren Punkten zwischen unseren beiden Bächen. Zumindest ein Teil dieser Unterschiede könnte auf die unterschiedlichen Abfluss-Regimes der beiden Bäche zurückgeführt werden, auch wenn es uns die fehlende Replikation auf Bachebene nicht erlaubt dieser Hypothese vollständig nachzugehen.

Das zweite Experiment wurde im Jahr 2005 in nur einem Bach (Eyach) durchgeführt, dafür wurde das Sediment nicht nur mechanisch gestört, sondern auch unterschiedliche Störungsbehandlungen (Auffüllung, Abtragung), die die Geschiebebewegungen bei natürlichen Hochwassern nachahmen, angewendet (siehe oben). Dabei handelt es sich um denselben Versuchsansatz wie bei Effenberger et al. 2008 beschrieben, gleichzeitig wurden hier aber noch die Dichten der zwei häufigsten Invertebraten auf den Kacheln manipuliert (*Baetis* spp. und *Simulium* spp.). Gemäß dieser vier Konkurrenz-Behandlungen (*Baetis* entfernt, *Simulium* entfernt, beide entfernt und unbeeinflusste Kontrollen) wurden die Invertebraten alle drei Tage *in situ* abgesammelt. Alle drei Faktoren wurden in einem faktoriellen Design kombiniert (Störung x *Baetis* Absammlung x *Simulium* Absammlung), wodurch sich zwölf mögliche Faktor-Kombinationen ergaben. Neben den häufigen bereits weiter oben beschriebenen Effekten der Sohlstabilität gab es statistisch gesehen keine „reinen Absammlungseffekte“ (= 'main effects' in einer ANOVA). Es kam auch selten zu Interaktionen der Absammlungsbehandlung mit den Störungsbehandlungen und die dabei auftretenden Muster waren sehr uneinheitlich. Folglich scheint Konkurrenz (durch kleinräumige Manipulationen) nur eine untergeordnete Rolle zu spielen. Im Vergleich zur vorangegangenen Studie im selben Gewässer (siehe oben), bei der im Zwei-Wochen-Abstand wiederholt gestört und alle drei Tage die numerisch dominanten Invertebraten abgesammelt wurden, war das Zusammenspiel einer einmaligen Bettumlagerung und den biotischen Interaktionen weit weniger stark.

Experimentelle Studien zum Zusammenspiel von Störungen, Konkurrenzinteraktionen und Prädation (Effenberger et al. submitted 2008b)

In einem Freilandexperiment wurde 2006 im Süden Münchens (Ach; siehe Abb. 1) der separate und interaktive Einfluss der kleinräumigen Sohlstabilität und Prädation durch Räuber in Fließgewässern untersucht. Zum Vergleich mit unbehandelten Kontrollstellen benutzten wir kleine, elektrisch geladene Ringe um benthivore Fische aus replizierten Bachbett-Bereichen mit unterschiedlichen Störungs-Behandlungen auszuschließen (Fläche 0.49 m²). Die Störungsbehandlungen (Substrat des Bachbetts abgetragen, aufgefüllt oder ungestört) wurden experimentell erzeugt, um natürliche, kleinräumige Störungs-Ereignisse nachzustellen. Algen und Invertebraten wurden über einen 57-tägigen Zeitraum nach der Störung beprobt, um die Auswirkungen von sechs verschiedenen Prädation-/Störungs-Behandlungen auf die benthische Lebensgemeinschaft während einer simulierten 'Erholungsphase' nach einem Hochwasser zu erfassen.

Die Störung beeinflusste alle 10 untersuchten biologischen abhängigen Variablen, wohingegen Prädation fünf Variablen beeinträchtigte. Über die Zeit gemittelt waren die mittlere Taxazahl der Invertebraten und die Invertebratendichte in den stabilen Bereichen am höchsten. Die Algen-Biomasse und die Dichten von Simuliiden, *Sericostoma* spp., Hydropsychiden, *Baetis* spp. und Chironomiden waren in den Auffüllungs-Bereichen höher als in den Abtragungs-Bereichen. *Leuctra* spp. und *Agapetus* spp. hingegen waren in den Abtragungs-Bereichen häufiger als in den Auffüllungs-Bereichen. Einige der Invertebraten waren in den Fisch-Ausschluss-Bereichen entweder während des gesamten Experiments häufiger (*Baetis* spp., *Agapetus* spp.) oder zumindest an einzelnen Tagen (*Simulium* spp., *Sericostoma* spp.). Die verringerten Dichten der invertebraten Weidegänger in den Bereichen mit Fischen stimmte mit einem moderaten Anstieg der Algen-Biomasse überein und deutete somit eine schwache trophische Kaskade an. Insgesamt heben unsere Ergebnisse die Bedeutung kleinräumiger Störungen für die kleinräumige Verteilung von

Fließgewässerorganismen hervor und deuten eine beträchtlichen, wenn auch weniger vorherrschenden Einfluss von Fisch-Ausschluss auf kleinräumiger Skala an. Interaktionen zwischen der Störung und Prädation gab es nur einmal, was darauf hindeutet dass die beobachteten Prädationseffekte weitgehend unabhängig von der kleinräumigen Sohlstabilität waren.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammengefasst war das Unterscheidungsvermögen unserer Experimente (Effenberger et al 2009a, 2009b, 2008b) gegenüber den konzeptionellen Modellen von Poff & Ward (1989), Townsend (1989) und Chesson & Huntly (1997) durch die räumlichen und zeitlichen Skalen unserer Experimente beschränkt. In unseren Experimenten untersuchten wir die Effekte von Hochwasser-Störungen, Absammlung von Invertbratern und Fisch-Ausschluss auf kleinräumiger Skala. Zudem war die Anwendung der experimentellen Behandlungen jeweils auf einzelne Bachabschnitte und Zeiträume von ca. 50 Tagen beschränkt. Im Gegensatz dazu vergleichen alle drei konzeptionellen Modelle verschiedene Störungsszenarios die sich auf der räumlichen Skala ganzer Systeme und der zeitlichen Skala mehrerer Generationen abspielen. Allerdings sind diese räumlichen und zeitlichen Skalen viel weniger zugänglich für manipulative Experimente. Des Weiteren waren unsere Behandlungen unvermeidbar in eine Matrix unbeeinflussten Bachbetts eingebettet. Schnelle Austauschraten zwischen den experimentellen Einheiten und dieser Matrix könnten deshalb die Reaktionen der mobilen Organismen auf die kleinskaligen Bedingungen überlagert haben (Cooper et al. 1990, Englund 1997).

Um der Frage nach dem Zusammenspiel von Störungen und biotischen Interaktionen in Fließgewässern trotzdem weiter nachgehen zu können, wären vergleichende, systemübergreifende Untersuchungen notwendig, die zugleich das gesamte Spektrum der Intensität an Prädation und Störungen abdecken. In einer Vorstudie, die im Rahmen von zwei Diplomarbeiten im Frühsommer 2007 durchgeführt wurde, sind hierzu erste Beprobungen erfolgt. Dazu wurden 25 voralpine Bachabschnitte ausgewählt, an Hand ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften und des Abfluss-Regimes charakterisiert und während zwei Probenahme-Serien (Mai und Juli) beprobt. Somit konnten erstmals großräumig und simultan die interaktiven Effekte von Störungen durch Hochwasser-Ereignisse, Prädation (Fische und Invertebraten) und Produktivität auf die Diversität von Nahrungsnetzen in Fließgewässern untersucht werden. Erste Ergebnisse deuten einen saisonal unabhängigen monoton positiven Zusammenhang zwischen Produktivität und Diversität und einen monoton negativen Zusammenhang zwischen Störung und Diversität an.

Danksagung

Der vorliegende Artikel stellt eine kurze Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse meiner Doktorarbeit dar. Ich möchte mich hiermit herzlich bei Prof. Sebastian Diehl, Dr. Christoph Matthäi, der gesamten Abteilung „Aquatische Ökologie“ und allen Helfern im Freiland, im Labor und zu Hause für ihre Unterstützung beim Anfertigen meiner Doktorarbeit bedanken. Teile meiner Arbeit wurden vom Cusanuswerk und der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziell unterstützt.

Literatur

Chase J., Abrams P.A., Grover J., Diehl S., Chesson P., Holt R.D., Richards S.A., Nisbet R.M. & Case T.J. (2002) The interaction between predation and competition: A review and synthesis. *Ecology Letters* 5:302-315.

- Chesson P. & Huntly N. (1997) The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist* 150:519-553.
- Cooper S.D., Diehl S., Kratz K. & Sarnelle O. (1998) Implications of scale for patterns and processes in stream ecology. *Australian Journal of Ecology* 23:27-40.
- Diehl S., Cooper S.D., Kratz K.W., Nisbet R.M., Roll S.K., Wiseman S.M. & Jenkins T.M. Jr. (2000) Effects of multiple, predator-induced behaviors on short-term population dynamics in open systems. *American Naturalist* 156:293-313.
- Effenberger M., Sailer G., Townsend C.R. & Matthaei C.D. (2006) Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates. *Freshwater Biology* 51: 312-332.
- Effenberger M., Engel J., Diehl S. & Matthaei C.D. (2008a) Disturbance history influences the distribution of stream invertebrates by altering microhabitat parameters: a field experiment. *Freshwater Biology* 53: 996-1011.
- Effenberger M., Diehl S. & Matthaei C.D. (2009a) Flood disturbances alter interspecific interactions among stream invertebrates. (submitted manuscript)
- Effenberger M., Engel J., Diehl S. & Matthaei C.D. (2009b) Effects of experimental bed disturbance and removal of a dominant grazer on stream invertebrates. (submitted manuscript)
- Effenberger M., Gerth M., Diehl S. & Matthaei C.D. (2008b) Experimental bed disturbance and fish exclusion influence the distribution of stream invertebrates and algae. (submitted manuscript)
- Englund G. & Evander D. (1999) Interactions between sculpins, net-spinning caddis larvae and midge larvae. *Oikos* 85:117-126.
- Feminella J.W. & Resh V.H. (1991) Herbivorous caddisflies, macroalgae, and epilithic microalgae: dynamic interactions in a stream grazing system. *Oecologia* 87:247-256.
- Kohler S.L. & Wiley M.J. (1997) Pathogen outbreaks reveal large-scale effects of competition in stream communities. *Ecology* 78:2164-2176.
- Lake P.S. (2000) Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19:573-592.
- Lancaster J., Hildrew A.G. & Townsend C.R. (1991) Invertebrate predation on patchy and mobile prey in streams. *Journal of Animal Ecology* 60:625-641.
- Matthaei C.D. & Townsend C.R. (2000) Long-term effects of local disturbance history on mobile stream invertebrates. *Oecologia* 125:119-126.
- McAuliffe J.R. (1984) Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. *Ecology* 65:894-908.
- McIntosh, A.R. & Townsend C.R. (1996) Interactions between fish, grazing invertebrates and algae in a New Zealand stream: a trophic cascade mediated by fish-induced changes to grazer behavior? *Oecologia* 108:174-181.
- Poff N.L. (1996) A hydrogeography of unregulated streams in the United States and an examination of scale-dependence in some hydrological descriptors. *Freshwater Biology* 36:71-91.
- Poff N.L. & Ward J.V. (1989) Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1805-1817.
- Power M.E. & Stewart A.J. (1987) Disturbance and recovery of an algal assemblage following flooding in an Oklahoma stream. *American Midland Naturalist* 117:333-345.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace B.J. & Wissmar R.C. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7:433-455.
- Thomson J.R., Lake P.S. & Downes B.J. (2002) The effect of hydrological disturbance on the impact of a benthic invertebrate predator. *Ecology* 83:628-642.
- Townsend C.R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8:36-50.

FUNCKE, A., M. FRIEDEL, S. RAUB & K. M. WANTZEN: Interaktionen zwischen aquatischen Zersettern auf Laub

KNOCHE, S., N. KASCHEK, E. I. MEYER & F. J. A. DANIÉLS: Ohne Moos nix los! Die Bedeutung von Wassermoosen für Makroinvertebraten in einem temporären Fließgewässer

RID, S., J. HESSELSCHWERDT & E. M. GROSS: Induziert *Lymnaea stagnalis* Verteidigungsmechanismen in *Myriophyllum spicatum*?

ROTHER, A., M. PITTSCH & ST. HÜLSMANN: Schlüpfrige Angelegenheit: Welche Bedeutung hat der Schlupf von *Daphnia* aus Dauereiern?

SCHNEIDER, J., M. AVRAMOV, C. WINKELMANN & J. BENNDORF: Benthisches Grazing – ein Werkzeug zur Eutrophierungssteuerung in Fließgewässern?

TIMLER, A., S. HILT & J. KÖHLER: Fische steuern Makrophytenabundanz? Effekte einer Fisch-Invertebraten-Kaskade auf die beschattende Wirkung des Epiphytons

Interaktionen zwischen aquatischen Zersettern auf Laub

Antje Funcke, Monika Friedel, Sonja Raub & Karl Matthias Wantzen

Aquatic-Terrestrial Interaction Group, Limnologisches Institut Universität Konstanz, Universitätsstraße 10, 78457 Konstanz, e-mail: Antje.Funcke@arcor.de

Keywords: Laubabbau, Zersetzer, Antagonismus, Synergismus, Fraßpräferenz

Einleitung

Beim Abbau von aquatischem Laub spielen Bakterien, Pilze und Gammariden eine große Rolle. Die Zersetzer sind phylogenetisch und morphologisch sehr verschieden und verfolgen unterschiedliche Lebensstrategien. Da sie jedoch die gleiche Nahrungsquelle nutzen und räumlich sehr nahe beieinander leben, haben sich Interaktionen zwischen ihnen entwickelt (Mille-Lindblom et al. 2006, Wantzen et al. 2008).

Ziel dieses Experimentes war es herauszufinden, wie die verschiedenen Zersetzer zu Anfang des Laubabbaus miteinander interagieren und ob sie unterschiedliche Abbauraten zeigen. Außerdem wurde untersucht, ob Gammariden besiedelte den unbesiedelten Blättern vorziehen und ob sie beim Fraß Blätter mit einer bestimmten mikrobiellen Besiedelung präferieren.

Material und Methoden

Das Experiment bestand aus drei Telexperimenten: Im Laubabbauexperiment wurde zwischen einem Labor- und einem Freilandversuch unterschieden. Im Labor wurden vier Mikrokosmen mit Erlenblattscheiben (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn) angesetzt: Ein Mikrokosmos, der als „Bakterienansatz“ diente, enthielt 30 µm-filtriertes Seewasser und die Fungizide Cycloheximid und Colchicin. Der „Pilzansatz“ enthielt 100 µm-filtriertes Seewasser und die Antibiotika Chloramphenicol und Streptomycin (Descals 2005). Für den „Mischansatz“ wurde ebenfalls 100 µm-filtriertes Seewasser verwendet, während der „Kontrollansatz“ mit autoklavierten Blattscheiben und 0,2 µm-filtriertem und autoklaviertem Seewasser angesetzt wurde. Im Freiland wurde ein „Seeansatz“, der aus Erlenblättern in einem Maschensäckchen (Maschenweite: 5 x 5 mm) bestand, im Bodensee ausgebracht.

Zu bestimmten Zeiten wurden Proben der fünf Ansätze, mit je vier Replikaten, genommen um den Laubabbau, die Pilz- und Bakterienbiomasse zu bestimmen, sowie die Gammaridenexperimente durchzuführen. Der Laubabbau wurde durch Wiegen der Blattmasse, die Pilzbiomasse durch Ergosterolmessungen (Gessner 2005) und die Bakterienbiomasse durch Zellzählungen unter dem Fluoreszenzmikroskop bestimmt (Norland 1993).

Bei den Gammaridenexperimenten wurde zwischen einem Fraß- und einem Wahlexperiment unterschieden: Für das Fraßexperiment wurden aus jedem der fünf Ansätze je fünf Blattscheiben entnommen und diese fünf identisch besiedelten Blattscheiben wurden einem Flohkrebs (*Gammarus roeseli*) zum Fraß angeboten. Nach 4 Tagen wurde der Blattkonsum, gemessen in prozentualem Blattmasseverlust, zwischen den einzelnen fünf Ansätzen bestimmt.

Im Gegensatz zum Fraßexperiment wurden im Wahlexperiment einem Flohkrebs fünf unterschiedlich besiedelte Blattscheiben, also gleichzeitig aus jedem der fünf Ansätze eine Blattscheibe, zum Fraß angeboten. Die Blattscheiben wurden zur Unterscheidung an farbigen Haarnadeln befestigt. Ein „Kontrollbecherglas“, welches fünf identische Seeblattscheiben enthielt, diente dazu Farbpräferenzen der Flohkrebse auszuschließen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse des Laubabbauexperimentes zeigen einen Abbau in allen Ansätzen, vor allem während der ersten drei Tage durch “leaching”. Zwischen den Ansätzen ist kein signifikanter Unterschied, jedoch scheint die Abbaurate im Seeansatz geringer als in den Mikrokosmen (Abb. 1). Dies kann durch eine geringere Temperatur (Kaushik & Hynes 1971), eine geringere Abreibung bzw. Zugänglichkeit der Blätter (Hieber & Gessner 2002) oder durch geringeres Leaching, aufgrund der Verwendung ganzer Blätter im Seeansatz erklärt werden. Auch eine mögliche Biofilmbildung auf den Blättern des Seeansatzes oder Anhaftung von Sandpartikeln könnten sich auf das Gewicht der Blätter ausgewirkt haben (Kaushik & Hynes 1971; Rier & Stevenson 2002).

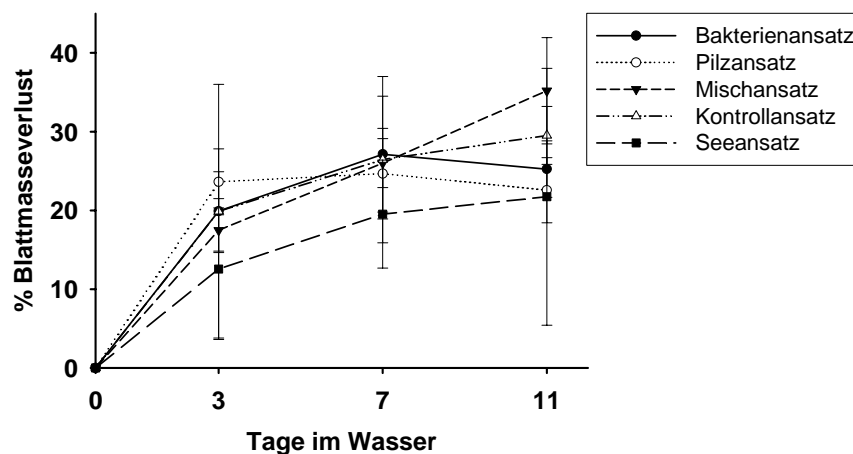


Abb. 1: Laubabbaurate in Abhängigkeit der Tage, die die Blätter im Wasser waren

Die Ergebnisse der Pilz- und Bakterienbiomassebestimmung zeigen, dass Bakterien 0.9 %, Pilze 99.1 % der Gesamtbiomasse ausmachten. Die Bakterienbiomasse war in allen Ansätzen hoch, in denen auch Pilze vorkamen. Im Gegensatz dazu war die Pilzbiomasse gering bei Anwesenheit von Bakterien (Abb. 2). Bakterien wirkten demnach antagonistisch auf Pilze, während Pilze einen synergistischen Effekt auf Bakterien hatten. Die in diesem Experiment beobachteten Interaktionen stimmen mit denen von Romani et al. (2006) überein und lassen sich in einem sehr vereinfachten Feedback-loop darstellen (Abb. 3). Die Interaktionen können als wichtiger Kontrollfaktor der mikrobiellen Besiedelung und des Abbaus angesehen werden, wobei jedoch berücksichtigt werden

muss, dass sie von den jeweils beteiligten Arten und Umweltbedingungen stark abhängen. So zeigten Mille-Lindblom und Tranvik (2003) beispielsweise, dass Pilze auch antagonistisch auf Bakterien wirken und solche Interaktionen sowohl uni- als auch bilateral sein können.

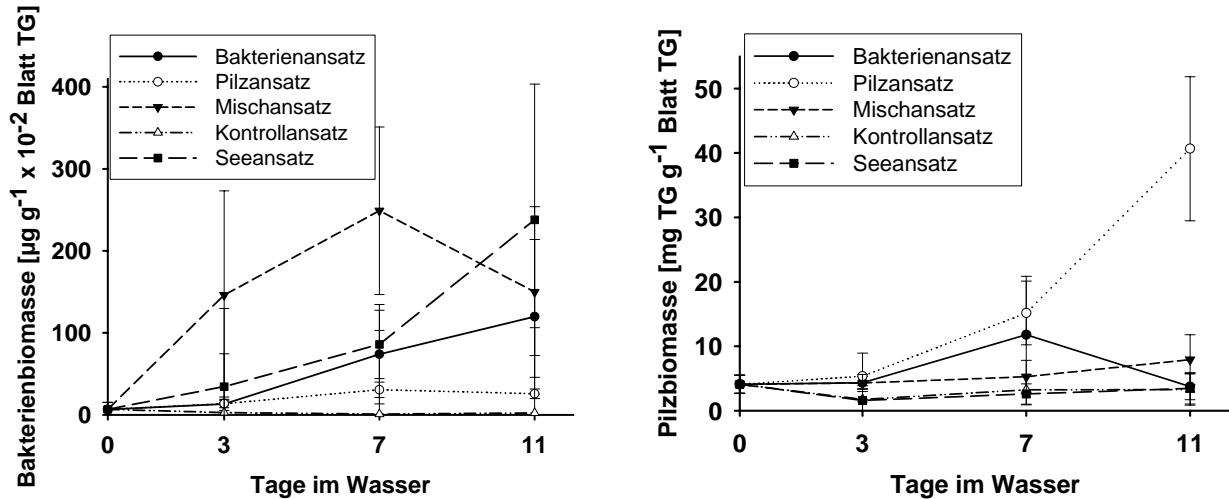


Abb. 2: Bakterien- [$\text{mg g}^{-1} 10^{-5}$ Blatt-Trockengewicht] und Pilzbiomasse [mg TG g^{-1} Blatt-TG] in Abhängigkeit der Tage, die die Blätter im Wasser waren

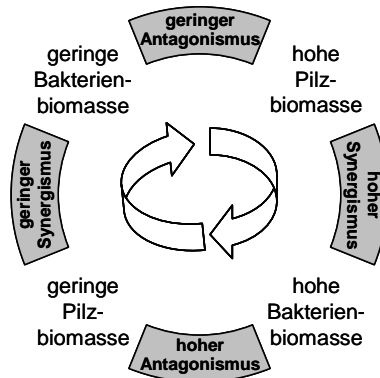


Abb. 3: Feedback-loop

Im Gammariden-Fraßexperiment zeigte sich tendenziell ein höherer Fraß für Pilz- und See- als für Bakterienblattscheiben. Dies lässt sich zum einen dadurch erklären, dass die Pilz- und Seeblattscheiben für Gammariden attraktiver waren, zum anderen kann der geringe Fraß für Bakterienblattscheiben auch auf einen negativen Effekt der Fungizide zurückgeführt werden: Fungizide könnten sich von den Bakterienblattscheiben ins Wasser gelöst und so das Fraßverhalten der Gammariden beeinflusst haben.

Im Wahlexperiment zeigten die Gammariden keine Präferenz für bestimmt besiedelte Blattscheiben und fraßen signifikant weniger im Wahlbecherglas als im Kontrollbecherglas ($P \leq 0.006$). Fungizide

im Wahlbecherglas haben hier vermutlich ebenfalls das Fraßverhalten der Gammariden negativ beeinflusst. Der hohe Konsum im Kontrollbecherglas lässt sich allerdings auch durch attraktivere Seablattscheiben erklären: Gammariden könnten durch Biofilme, Spuren anderer Organismen oder bereits teilweise abgebautes Laubmaterial eine Präferenz für Seablattscheiben zeigen (Bärlocher 1985; Franken et al. 2005).

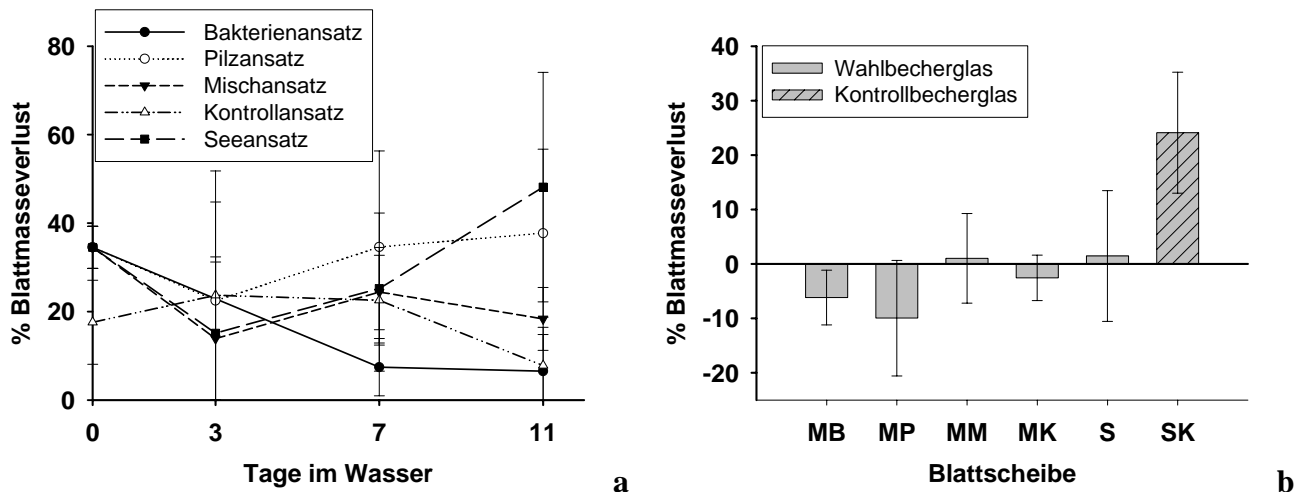


Abb. 4: a) Prozentualer Blattmasseverlust nach Gammaridenfraß in Abhängigkeit der Tage, die die Blätter im Wasser waren b) Prozentualer Blattmasseverlust nach dem Wahlexperiment (MB = Bakterienblattscheibe, MP = Pilzblattscheibe, MM = Mischblattscheibe, MK = Kontrollblattscheibe, S = Seablattscheibe, SK = Seablattscheibe im Kontroll-Becherglas)

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In der kurzen Zeitspanne des Experimentes, das die Interaktionen während der ersten Tage des Laubabbaus untersuchte, konnte kein eindeutiger Unterschied im Laubabbau zwischen den einzelnen Zersetzern definiert werden, allerdings war ein antagonistischer Effekt der Bakterien auf Pilze und ein synergistischer Effekt der Pilze auf Bakterien zu beobachten.

Obwohl die Pilzbiomasse von $41 \text{ mg TG g}^{-1} \text{ Blatt-TG}$ (nach 11 Tagen unter Bakteriensupprimierung) mit den Ergebnissen von Hieber und Gessner (2002) übereinstimmen, konnte die hohe Bedeutung von Pilzen, in den Anfangsstadien des Laubabbaus (Kaushik & Hynes 1971; Romani et al. 2006), in diesem Experiment nicht bestätigt werden. An dieser Stelle muss jedoch berücksichtigt werden, dass das Experiment während der Sommermonate lief, in denen sich sowohl die Abundanz der Pilze als auch die Artzusammensetzung sehr von der im Herbst unterscheidet (Kaushik & Hynes 1971; Suberkropp 1992).

Gammariden fraßen vermutlich aufgrund des hohen Proteingehalts von Erlenblättern (Kaushik & Hynes 1971) auch unbesiedelte bzw. autoklavierte Blattscheiben und zeigten eine eindeutige Präferenz für Blattscheiben des Seeansatzes. Es ist davon auszugehen, dass Fungizide in diesem Experiment einen negativen Effekt auf das Fraßverhalten der Gammariden hatten.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit durchgeführt und vom Sonderforschungsbereich 454 „Bodenseelitoral“ der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert. Wir danken John Hesselschwerdt, Christine Aßmann und Sonja Wicks für ihre Unterstützung. Besonderer Dank geht an die Deutsche Gesellschaft für Limnologie, die diese Arbeit mit einem Posterpreis honoriert hat.

Literatur

- Bärlocher, F. (1985) The role of fungi in the nutrition of stream invertebrates. - *Botanical Journal of the Linnean Society* 91:83-94.
- Descals, E. (2005) Techniques for Handling Ingoldian Fungi. Pages 129-141 in M. A. S. Graca, F. Bärlocher, and M. O. Gessner editors. *Methods to Study Litter Decomposition; A Practical Guide*. Springer, Dordrecht.
- Franken, R. J. M., Waluto, B., Peeters, E. T. H. M., Gardeniers, J. J. P., Beijer, J. A. J. and Scheffer, M. (2005) Growth of shredders on leaf litter biofilms: the effect of light intensity. - *Freshwater Biology* 50:459-466.
- Gessner, M. O. (2005) Ergosterol as a Measure of Fungal Biomass. Pages 189-195 in M. A. S. Graca, F. Bärlocher, and M. O. Gessner editors. *Methods to Study Litter Decomposition; A Practical Guide*. Springer, Dordrecht.
- Hieber, M. and Gessner, M. O. (2002) Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. - *Ecology* 83:1026-1038.
- Kaushik, N. K. and Hynes, H. B. N. (1971) The Fate of the Dead Leaves That Fall Into Streams. - *Archiv für Hydrobiologie* 68:465-515.
- Mille-Lindblom, C. and Tranvik, L. J. (2003) Antagonism between bacteria and fungi on decomposing aquatic plant litter. - *Microbial Ecology* 45:173-182.
- Mille-Lindblom, C., Fischer, H. and Tranvik, L. J. (2006) Antagonism between bacteria and fungi: substrate competition and a possible tradeoff between fungal growth and tolerance towards bacteria. - *Oikos* 113:233-242.
- Norland, S. (1993) The relationship between biomass and volume of bacteria. Pages 303-307 in P. F. Kemp, B. F. Sherr, Sherr E.B., and Cole J.J. editors. *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Romani, A. M., Fischer, H., Mille-Lindblom, C. and Tranvik, L. J. (2006) Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: Differential extracellular enzyme activities. - *Ecology* 87:2559-2569.
- Rier, S. T. and Stevenson, R. J. (2002) Effects of light, dissolved organic carbon, and inorganic nutrients on the relationship between algae and heterotrophic bacteria in stream periphyton. - *Hydrobiologia* 489:179-184.
- Suberkropp, K. (1992) Aquatic hyphomycete communities. Pages 729-747 in J. Dighton, J. F. White, and P. Oudemans editors. *The fungal community: Its Organisation and Role in the Ecosystem*. Dekker, Marcel, New York.
- Wantzen, K. M., Mathooko, J., Yule, C., and Pringle, C. (2008) Organic matter processing in tropical streams. Pages 44-64 in D. Dudgeon (ed.): *Tropical stream ecology*. Elsevier, London.

Ohne Moos nix los! Die Bedeutung von Wassermoosen für Makroinvertebraten in einem temporären Fließgewässer

Silke Knoche¹, Norbert Kaschek², Elisabeth I. Meyer³ & Fred J. A. Daniëls⁴

^{1, 2, 3} Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster,

⁴ Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Ökologie der Pflanzen, Hindenburgplatz 55, 48149 Münster

¹ silke_knoche@web.de, ² kaschekn@uni-muenster.de, ³ meyer@uni-muenster.de, ⁴ daniels@uni-muenster.de

Keywords: Wassermoose, Makroinvertebraten, partikuläres organisches Material, temporäres Fließgewässer

Einleitung

Wassermoose sind an ein Leben in oder am Wasser angepasst. Längere Trockenphasen überleben sie meist nicht (Glime 2007). In Fließgewässern ist ihr Vorkommen begrenzt auf Bäche und Flüsse mit stabilem Substrat, wie Felsblöcke und größere Steine, die auch bei höheren Fließgeschwindigkeiten nicht verlagert werden (Englund 1991). Obwohl Wassermoose in solchen Fließgewässern häufig sind, wurde ihnen bisher oft wenig Beachtung geschenkt. Dabei können sie die Struktur und die Funktion von Bachökosystemen stark beeinflussen. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Bedeutung von Wassermoosen als Retentionsstruktur von partikulärem organischem Material (POM), als Refugialraum vor Austrocknung und starker Strömung sowie als Nahrung für Gamma-riden untersucht.

Untersuchungsgebiet

Das untersuchte Fließgewässer, die Alme, durchfließt die Paderborner Hochfläche. Hierbei handelt es sich um eine Karstlandschaft, die sich im Osten Nordrhein-Westfalens befindet. Im Längsverlauf des 59 km langen Baches wurden in möglichst gleichmäßigen Abständen 8 Probestellen A1 (in Quellnähe) bis A8 (in Mündungsnähe) eingerichtet. Die Probestellen A4 bis A7 fallen temporär trocken, die übrigen sind permanent Wasser führend. Die häufigsten in der Alme vorkommenden Wassermoose sind *Fontinalis antipyretica*, *Platyhypnidium riparioides* und *Leptodictyum riparium*.

Material und Methoden

Freilanduntersuchungen

An zwei Probennahmeterminen (17.10.2007 und 20.02.2008) wurden je Probestelle zwei Parallelproben der Moosart *F. antipyretica* entnommen. Dafür wurden jeweils ca. 150 cm² Moos mit dem assoziierten partikulären Material und den im Moos lebenden Makroinvertebraten vorsichtig vom Substrat gelöst. Anschließend wurden die Tiere ausgesammelt, gezählt und bestimmt. Das anhaf-

tende partikuläre Material wurde ausgespült und zur Ermittlung des POM-Gehalts getrocknet (24 h, 104 °C) und verascht (4 h, 560 °C). Zum Vergleich der Moos- mit der Kiesbesiedlung fand zusätzlich mittels Surber-Sampler (Maschenweite: 300 µm, Fläche: 400 cm²) eine quantitative Benthosbeprobung im moosfreien Sediment statt. Es wurden zwei Parallelproben je Probestelle entnommen. Entsprechend der relativen Anteile der einzelnen Arten wurden diese in Dominanzklassen nach Engelmann (1978) eingeteilt (Tab. 1).

Tab. 1: Dominanzklassen nach Engelmann (1978). Die Klassen der Hauptarten sind abgestuft grau unterlegt.

Klasse	Dominanz	%	
6	eudominant	32,0 bis 100	Hauptarten
5	dominant	10,0 bis 31,9	
4	subdominant	3,2 bis 9,9	
3	rezedent	1,0 bis 3,1	Begleitarten
2	subrezedent	0,32 bis 0,99	
1	sporadisch	< 0,32	

Laboruntersuchungen

Für die Laboruntersuchungen wurden an der Probestelle A1 Gammariden (90 % *Gammarus fossarum*, 10 % *G. pulex*) entnommen und in Aquarien bei 10 °C in einer Klimakammer gehalten. Die Tiere wurden 10 Stunden täglich belichtet und mit Laub aus der Alme gefüttert.

Fraßexperiment

Vor Beginn des Fraßexperiments erhielten die Gammariden für 4 Tage keine Nahrung. Es wurden zwei Versuchsansätze mit je 10 Replika durchgeführt. Im ersten Ansatz wurden 15 Gammariden Fragmente der Moosarten *F. antipyretica*, *L. riparium* und *P. riparioides* sowie der Laubart *Acer pseudoplatanus* zum Fraß angeboten. Der Versuch dauerte 40 Stunden und fand in Fotoschalen statt, die ca. 2 cm tief mit Leitungswasser gefüllt waren. Diese Schalen befanden sich in einer abgedunkelten, auf 10 °C eingestellten Klimakammer. Die Fraßmenge der jeweiligen Nahrungsart wurde aus der Differenz des vorher und nachher ermittelten Nassgewichts der Fragmente berechnet. Im zweiten Versuchsansatz wurden den Gammariden kein Laub sondern nur die drei Moosarten zum Fraß angeboten. Die Durchführung entsprach der des Ansatzes 1.

Fließbrinnenexperiment

Das Experiment fand in einer Fließrinne (300 x 15 x 20 cm) in einem Tageslichtlabor statt. Die Rinne besitzt einen geschlossenen Wasserkreislauf, der ca. 360 Liter umfasst. Die Fließgeschwindigkeit und die Temperatur können variiert werden. Es wurden 4 Ansätze mit je 4 Replika durchgeführt (Tab. 2). Pro Versuchsdurchgang wurden 15 Gammariden in der Mitte der Fließrinne für 1 Stunde bei 10 °C eingesetzt. Nach Versuchsende fand eine Trennung der Moos- und Kiesabschnitte durch Platten statt. Anschließend wurde der Aufenthaltsort der Gammariden protokolliert. Bei der

Tab. 2: Ansätze des Fließbrinnenexperiments.

Ansatz	Fließgeschwindigkeit	Substrat
1	niedrig (0,09 m/s)	abwechselnd Kies und Moos (60-cm-Abschnitte)
2	hoch (0,23 m/s)	abwechselnd Kies und Moos (60-cm-Abschnitte)
3	simulierte Austrocknung (0 m/s)	Moos in der oberen (stromaufwärts), Kies in der unteren (stromabwärts) Fließbrinnenhälfte
4	simulierte Austrocknung (0 m/s)	Kies in der oberen (stromaufwärts), Moos in der unteren (stromabwärts) Fließbrinnenhälfte

simulierten Austrocknung betrug die Wasserhöhe zu Beginn des Versuchs ca. 2 cm, das Wasser floss während des Versuchs vollständig ab.

Ergebnisse und Diskussion

Freilanduntersuchungen

Sowohl im Oktober 2007 als auch im Februar 2008 korrelierte die Individuendichte positiv mit dem POM-Gehalt (Abb. 1). Zwischen der Moosfläche und der Individuendichte konnte dagegen keine

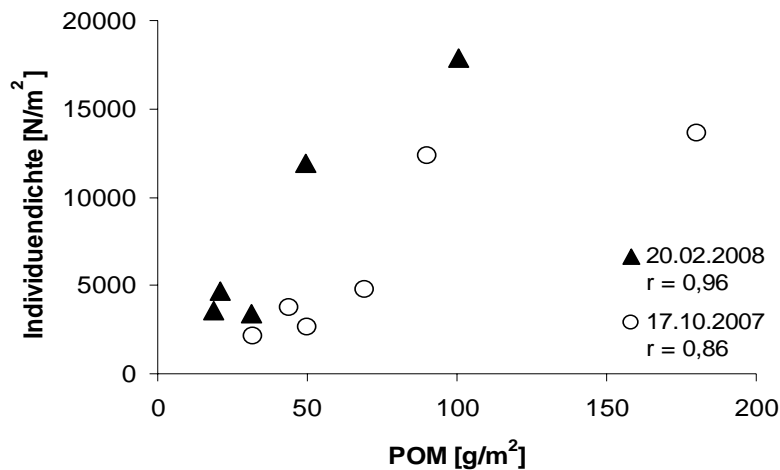


Abb. 1: Korrelation zwischen dem POM-Gehalt und der Individuendichte, r = Korrelationskoeffizient (Pearson).

Korrelation festgestellt werden. Das zeigt, dass für die Invertebratenbesiedlung weniger die Moose selbst als Lebewesen von Bedeutung sind, sondern vielmehr ihre Funktion als Retentionsstruktur für POM, das für viele Makroinvertebraten eine wichtige Nahrungsquelle darstellt. Auch Suren & Winterbourn (1992) kamen zu dem Ergebnis, dass die Abundanz der Invertebratenfauna hauptsächlich durch die Mengen an Periphyton und Detritus in den Moosen beeinflusst wird.

Die Individuendichte war im Moos 2-13mal so hoch wie im Kies. Chantha et al. (2000) kamen zu ähnlichen Ergebnissen und begründeten dies mit der hohen Schutzwirkung und Futterverfügbarkeit in Moosen.

Die faunistischen Unterschiede in Kies und in Moos liegen in den unterschiedlichen Bedingungen in den beiden Substrattypen begründet (Tab. 3). In Moosen ist die Fließgeschwindigkeit geringer und es ist mehr Futter verfügbar als in Kies (Suren 1991). Die Käfergattungen *Elmis* und *Oulimnius* waren nur im Moos dominant vertreten. Nach Tachet et al. (2000) handelt es sich bei diesen Gattungen vorwiegend um Wiedegänger, die sich von Algenaufwuchs ernähren. Die durch die komplexe Struktur vergrößerte Oberfläche der Moose kann als Substrat für reichlich Algenaufwuchs dienen. Daher stellen Wassermoose ein geeignetes Habitat für diese Käfer dar. Zudem können sich die Tiere aufgrund ihrer geringen

Tab. 3: Hauptarten in Moos (*F. antipyretica*) und Kies.

1 = sporadisch, 2 = subrezent, 3 = rezent, 4 = subdominant, 5 = dominant, 6 = eudominant. Hauptarten: Klassen 4-6 (abgestuft grau unterlegt), Begleitarten: Klassen 1-3.

Determination	Kies				Moos			
	A1	A2	A5	A6	A1	A2	A5	A6
<i>Baetis rhodani</i>		5	6	5	5	4	3	4
<i>Isoperla</i> sp.	6	3	5	5	4		4	5
Orthocladiinae non det.	4	5	3		4	5	5	5
<i>Gammarus</i> sp.	3	4	2		4	4	3	2
<i>Gammarus fossarum</i>	4	5			5	6		
<i>Simulium</i> sp.			4	3	3	3	5	
<i>Eiseniella tetraedra</i>				6				
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	3	3	5	3				
<i>Lumbriculus variegatus</i>	3	4	3	4				
<i>Limnius</i> sp. (Larve)	4	4						
<i>Limnius volckmari</i>	4	3						
Naididae non det.			3	4				
<i>Habroleptoides confusa</i>	4	2			3			
<i>Torleya major</i>	4	2	3					
<i>Dicranota</i> sp.	4	3	2					
<i>Tipula</i> -(<i>Yamatotipula</i>)- <i>lateralis</i> -Gruppe				4				
<i>Hydropsyche siltalai</i>			2			3	6	4
<i>Elmis aenea</i>	2	2			4	4	5	3
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	2				4	3	5	
<i>Serratella ignita</i>					5		1	
<i>Elmis</i> sp. (Larve)	3	3	3		3	4	4	
<i>Ephemerella mucronata</i>	2	3	2		4	2	2	
<i>Ithytrichia lamellaris</i>						4	2	3

Körpergröße gut zwischen den Ästen und Blättern fortbewegen. Die Larve der Eintagsfliege *Rhithrogena semicolorata* kam ausschließlich in Kies vor. Moose stellen kein geeignetes Habitat für diese Art dar, da sie durch ihren flachen Körperbau an Strömung angepasst ist und vorwiegend auf Gestein vorkommt (Tachet et al. 2000).

Laboruntersuchungen

Fraßexperiment

Im ersten Ansatz wurden *P. riparioides* und *F. antipyretica* gegenüber Laub als Nahrung präferiert (Abb. 2). *L. riparium* wurde eher gemieden. Bei Abwesenheit von Laub (Ansatz 2) war die Konsumption der Moose deutlich geringer. In einer Studie von Suren & Winterbourn (1991) wurde Moos von Makroinvertebraten als Nahrung gemieden. Sie führten dies auf die im Vergleich zu höheren Pflanzen hohen Anteile an unverdaulichen Stoffen und geringeren Nährwerte in Moosen zurück. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen aber, dass das Laub nicht stärker konsumiert wurde als die Moose. Eine Studie von Felten et al. (2008) zur Nahrungsvariabilität von Gammariden zeigte, dass die Anteile der verschiedenen Nahrungstypen an der gesamten verzehrten Nahrung je nach Mikrohabitat variieren. Im Mikrohabitat Moos verzehrten Gammariden mehr Moos als im Mikrohabitat Detritusansammlung. Dieses opportunistische Verhalten könnte auch in

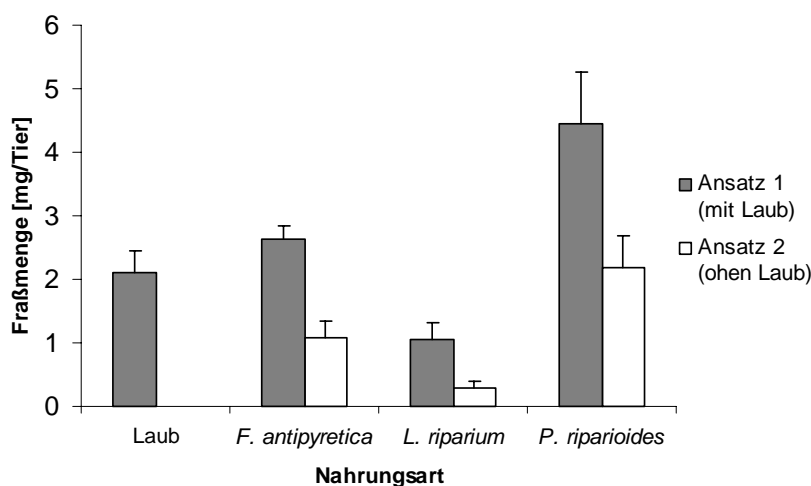


Abb. 2: Verzehrte Masse der jeweiligen Nahrungsart pro Tier (Laub = *Acer pseudoplatanus*).

der vorliegenden Untersuchung der Grund für den erhöhten Konsum von Moos sein, da den Gammariden im Experiment mehr Moos als Laub zum Fraß angeboten wurde. Demnach hätte der Konsum von Moos im zweiten Ansatz noch höher sein müssen als im ersten. Dies war jedoch nicht der Fall, was vermutlich daran lag, dass die Tiere im zweiten Ansatz etwas kleiner waren als im ersten und aufgrund ihrer kleineren Mundwerkzeuge die Moosfragmente nicht gut zerkleinern konnten.

Fließrinnenexperiment

Bei hoher Fließgeschwindigkeit hielten sich mehr Gammariden im Moos und weniger im Kies auf als bei niedriger Fließgeschwindigkeit (Abb. 3a). Nach Franke (1977) hält sich *G. fossarum* zwar in schnell fließenden Gewässern auf, sucht dort aber Orte mit stark reduzierter Wasserbewegung auf. Moose stellen solche Orte dar, da in ihnen strukturbedingt niedrigere Fließgeschwindigkeiten vorherrschen (Suren 1991). Sie dienen somit für Gammariden als Refugialraum vor starker Strömung. Bei der simulierten Austrocknung wanderten die Gammariden sowohl in Ansatz 3 als auch in Ansatz 4 stromabwärts mit dem abfließenden Wasser (Abb. 3b). Dies zeigt, dass das Substrat in einer Austrocknungssituation keine Rolle bei der Habitatwahl für die Gammariden spielt. Stattdessen versuchen sie in Bereiche mit möglichst hohem Wasserstand zu gelangen. Dies entspricht der Aussage von Schellenberg (2000), dass Pools in Trockenphasen aktiv von Makroinvertebraten aufgesucht werden.

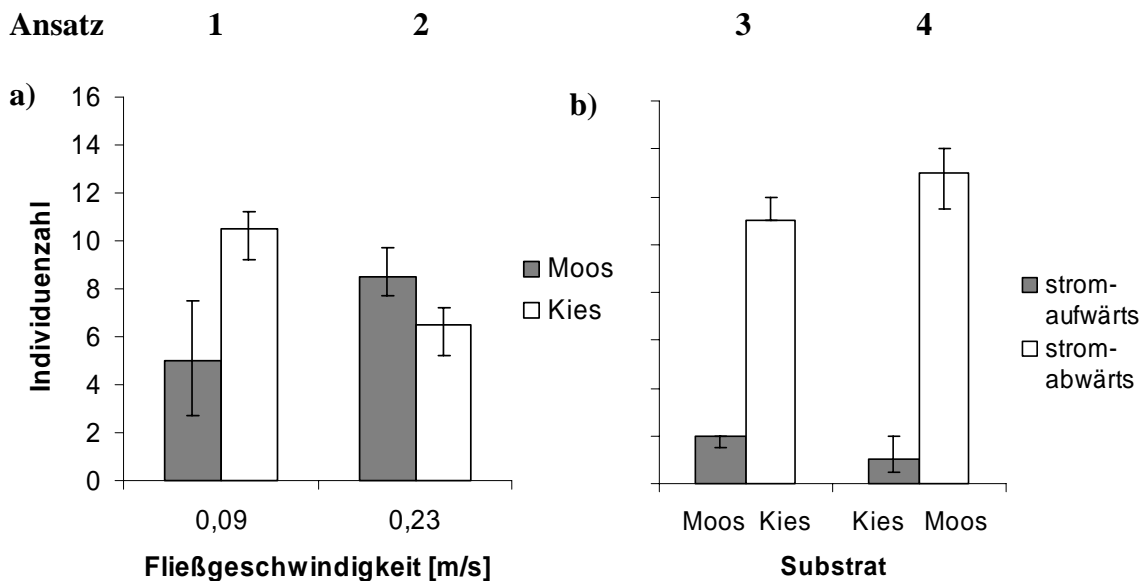


Abb. 3: Substratpräferenz der Gammariden bei variierender Strömung (a). Wanderungsverhalten und Substratpräferenz der Gammariden bei simulierter Austrocknung (b).

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen einer Diplomarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster. Wir danken dem Kreis Paderborn für die Erteilung der Fanggenehmigung, sowie der technischen Assistentin Nicole Breul für die Unterstützung bei den Probennahmen und den Experimenten im Labor.

Literatur

- Chantha, S.-C., L. Cloutier & A. Cattaneo (2000): Epiphytic algae and invertebrates on aquatic mosses in a Quebec stream. *Arch. Hydrobiol.* 147: 143-160.
- Engelmann, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedo-biologia* 18: 378-380.
- Englund, G. (1991): Effects of disturbance on stream mosses and invertebrate community structure. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 10: 143-153.
- Felten, V., G. Tixier, F. Guerold, V. De Crespin De Billy & O. Dangles (2008): Quantification of diet variability in a stream amphipod: implications for ecosystem functioning. *Fundam. Appl. Limnol.* 170: 303-313.
- Franke, U. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Respiration von *Gammarus fossarum* in Abhängigkeit von Temperatur, Sauerstoffkonzentration und Wasserbewegung. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 48: 369-411.
- Glime, J. M. (2007): Bryophyte Ecology. Volume 1: Physiological Ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Online unter: <http://www.bryoecol.mtu.edu/>. Zuletzt abgerufen am 10.11.2008.
- Schellenberg, E. T. (2000): Anpassungsstrategien von Makroinvertebraten an Austrocknung und Niedrigwasser in Fließgewässern. Dissertation. Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- Suren, A. M. (1991): Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine streams. *Freshwat. Biol.* 26: 399-418.
- Suren, A. M. & M. J. Winterbourn (1991): Consumption of aquatic bryophytes by alpine stream invertebrates in New Zealand. *New Zeal. J. M. Freshwat. Res.* 25: 331-343.
- Suren, A. M. & M. J. Winterbourn (1992): The influence of periphyton, detritus and shelter on invertebrate colonization of aquatic bryophytes. *Freshwat. Biol.* 27: 327-339.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera (2000): Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris: 1-588.

Induziert *Lymnaea stagnalis* Verteidigungsmechanismen in *Myriophyllum spicatum*?

Sarah Rid, John Hesselschwerdt & Elisabeth M. Gross

Universität Konstanz, Universitätsstraße 10, 78464 Konstanz

Keywords: Submerse Makrophyten, *Myriophyllum spicatum*, *Lymnaea stagnalis*, Herbivorie, Polyphenole, Aschegehalt, Resistenz

Einleitung

Interaktionen zwischen Pflanzen und Herbivoren findet man sowohl in terrestrischen als auch in aquatischen Systemen, wobei in letzterem die Fraßrate wesentlich höher scheint (Cyr & Pace 1993). Die Pflanzen haben jedoch unzählige Strategien entwickelt, um gegen die Fraßfeinde zu kämpfen (Agrawal et al 2008). Wirtspflanzen können die Qualität der Nahrung herabsetzen, was in Form von Toxinen oder auch Bitterstoffen wie beispielsweise Tanninen geschehen kann (Rogers & Breen 1983). Eine weitere Abwehrreaktion der Pflanzen kann aber auch durch eine Änderung der intrinsischen sowie morphologischen und strukturellen Charakteristika wie beispielsweise eine Erhöhung der Blatthärte geschehen (Elger et al 2007). Diese spiegelt sich in einem erhöhten Ascheanteil der Makrophyten wider (Bolser et al 1998).

Mit dem Fraß an höheren Pflanzen durch typische Vertreter der Herbivoren wie beispielsweise Schnecken, Crustaceen und Insekten, beschäftigt man sich in der aquatischen Ökologie erst seit kurzem eingehend (Bolser et al 1998, Choi et al 2002, Elger et al 2007). Schnecken haben i.d.R. einen signifikant indirekten, positiven Effekt auf die Makrophyten durch die Verringerung der schädlichen Auswirkung des Epiphytons, indem sie die Oberfläche der Pflanze abgrasen (Brönmark 1989, Underwood 1992). Die Pflanze-Tier Interaktion entspricht also in diesem Fall einem Mutualismus. Eine schädliche Auswirkung haben die Schnecken auf die Makrophyten, sobald sie nicht nur das Epiphyton abgrasen, sondern an der Pflanze direkt fressen. Die meisten Schneckenarten ernähren sich von Algen, wohingegen *Lymnaea stagnalis* zusätzlich höhere Pflanzen, wie submerse Makrophyten verwerten kann.

Material und Methoden

In diesem Versuch wurde untersucht, ob Herbivorie oder die bloße Präsenz des Fraßfeindes die Pflanzen beeinflussen. Für die Versuchsdurchführung wurden insgesamt zehn Kunststoffbecken und fünf 1,5 L Weckgläser verwendet. Dabei wurden in jedes Becken (HxBxT: 22x25x33 cm) insgesamt sechs *M. spicatum* und in die Weckgläser je zwei Makrophyten eingepflanzt. Fünf Kunststoffboxen wurden mittig durch 1 mm-Gaze getrennt, wobei auf die eine Seite fünf Mal pro Woche für 5-8 Stunden zwei *L. stagnalis* mit einer Gehäuselänge von 35-40 mm zugesetzt wurden. In die Weckgläser wurde GF/F-gefiltertes Wasser aus den Aufzuchtbecken der mit Salat gefütterten Schnecken gegeben (Abb. 1).

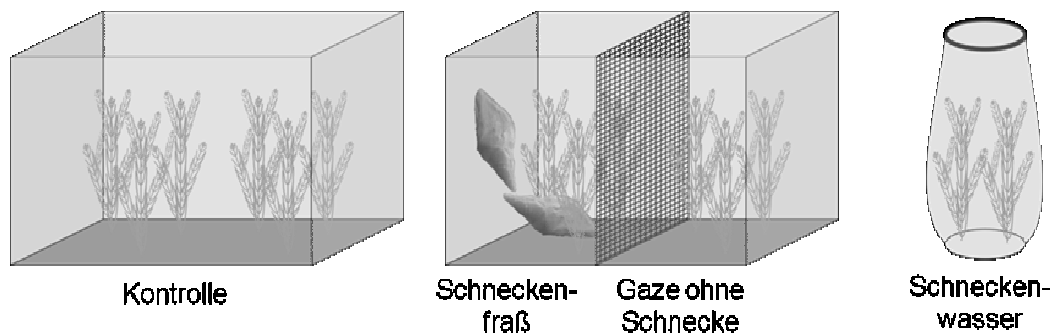


Abb. 1: Schematischer Versuchsaufbau

Das gespülte Sediment (vom Rohrspitz, östl. Bodensee bei Bregenz) wurde in die Becken mit einer Höhe von ca. 5 cm gegeben. Daraufhin wurde das Becken zur Hälfte mit 55 µm-gefiltertem Bodenseewasser aus 50 m Tiefe, welches über die Institutsleitung im Labor verfügbar war, gefüllt. Nach einem Tag hatte sich das aufgewirbelte Sediment abgesetzt und die Becken konnten mit *M. spicatum* (Bachzulauf am Campingplatz in Markelfingen, Bodensee) bepflanzt werden.

Vor dem Kultivieren wurden die Pflanzen nach Insektenlarven, Muscheln und anderen Organismen abgesucht und nur von Fraßschäden und Nekrosen freie Apikalspitzen von *M. spicatum* wurden mit einer Gesamtlänge von 5 cm eingesetzt. Für das Einpflanzen wurde *M. spicatum* mit der Pinzette vorsichtig am unteren Ende angefasst und dann mit 1-2 Internodien, aus denen sich dann später die Wurzeln bildeten, in das Sediment gesetzt. Dabei wurden in die Becken mit Gaze auf jeder Seite drei Pflanzen in der Form eines Dreieckes eingesetzt. Nach sechstägigem Anwachsen wurden *L. stagnalis* zugesetzt. Damit *L. stagnalis* auch an den Pflanzen frisst, wurden sie unter der Woche in Starvation gehalten, da nach dem Hungern die Konsumrate der Tiere höher ist (Maat et al 2007). Da die Schnecken jedoch beim Hungern aus ihren Behältnissen flüchten, wurden diese mit gelöchertem Parafilm überspannt. Über das Wochenende bekamen sie ein mittelgroßes Salatblatt.

Für den Ansatz in den Weckgläsern wurde das Wasser der Becken aus den mit Salat großgezogenen Schnecken mit GF/F-Filtern filtriert. Die GF/F-Filter haben eine Porenweite von 0,7 µm und wurden zuvor für 300 min bei 500°C gemuffelt, um eine Kontamination mit organischem Material zu verhindern.

Nach 35 Tagen wurde der Versuch beendet und die Pflanzen wurden geerntet, gewogen (Frischgewicht), schockgefroren, gefriergetrocknet, nochmals gewogen (Trockengewicht), und anschließend wurden die chemischen Parameter des Pflanzenmaterials ausgewertet.

Um den Polyphenolgehalt in den Makrophyten bestimmen zu können, wurde nach der Folin-Ciocalteu-Methode verfahren (Box 1983). Diese Verfahrensweise wurde durch die AG Gross modifiziert (Gross 1996). Zur Biomassebestimmung gehört unter anderem das Aschefreie Trockengewicht. Der Aschegehalt gibt hierbei den mineralischen Anteil der Pflanzen wider, das Aschefreie Trockengewicht den organischen, welcher Rückschlüsse auf die Verwertbarkeit der submersen Makrophyte für Herbivore zulässt. Den reinen Aschegehalt (feuerbeständiger Rückstand) erhält man durch die Verbrennung der organischen Bestandteile, welche in Form von Verbrennungsgasen wie CO₂, NH₃ und SO₂ entweichen, was durch Glühen der Trockensubstanz geschieht. Die Schiffchen wurden bereits vor dem Einwiegen einmal verglüht. Dabei wurde die gemörserte, getrocknete Probe dreifach in Aluminiumschiffchen eingewogen und für 300 min bei 500°C in den Muffelofen gestellt. Beim Verbrennen werden unter Hinzutritt des Sauerstoffs der Luft die Kohlenstoffverbindungen der Organismen unter anderem in Kohlensäure, sowie Wasser verwandelt und die minerali-

schen Bestandteile bleiben zurück. Über die Gewichts- differenz vor und nach dem Glühen konnte der Anteil der organischen Substanz ermittelt werden.

Ergebnisse

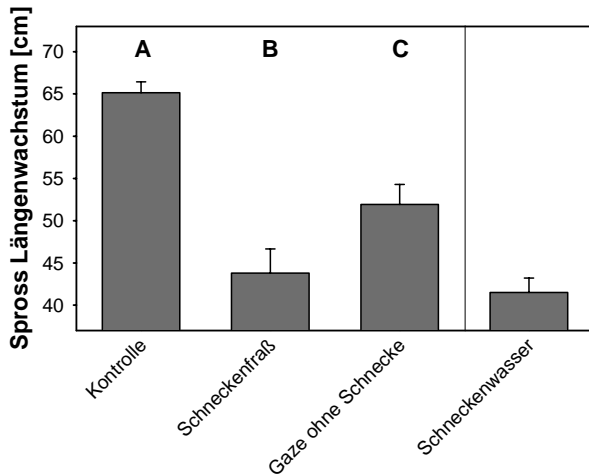


Abb. 2: Längenwachstum von *M. spicatum*. One-way ANOVA mit Student-Newman-Keuls Folgetest: A,B,C: Signifikant unterschiedliche Gruppen; MW±SF).

Mit einem Zuwachs des Sprosses von 70 cm sind die *M. spicatum* des Kontrollansatzes signifikant länger als die mit Schnecken in Berührung gekommenen Pflanzen. Dabei unterscheiden sich diese ebenfalls signifikant mit einem Zuwachs von 55 cm auf der Gazeseite ohne Schnecken und 40 cm auf der Gazeseite mit Schnecken (Abb. 2; One-Way ANOVA, $F=18,905$; $P<0,0003$; Student-Newman-Keuls post hoc Test). Alle Ergebnisse der Weckgläser werden aufgrund der unterschiedlichen Gefäßgröße nur zum Vergleich dargestellt.

Die Blatthärte ist in den oberen Blättern der Pflanzen in dem Ansatz mit Schnecken mit einem Aschegehalt signifikant höher (Abb. 3, oben). Die dem Schneckenfraß ausgesetzten Blätter wiesen einen 15%-igen mineralischen Anteil aus, wohingegen bei den Kontrollpflanzen der Aschegehalt um ca. 5% niedriger war

(Abb. 3, oben; Kruskal-Wallis ANOVA on ranks; $H=8,187$; $n=6$; $P=0,017$; Tukey-Folgetest). Die phenolischen Substanzen, gemessen in Tannin-Äquivalenten, sind in allen Ansätzen vergleichbar hoch (Abb. 3, unten).

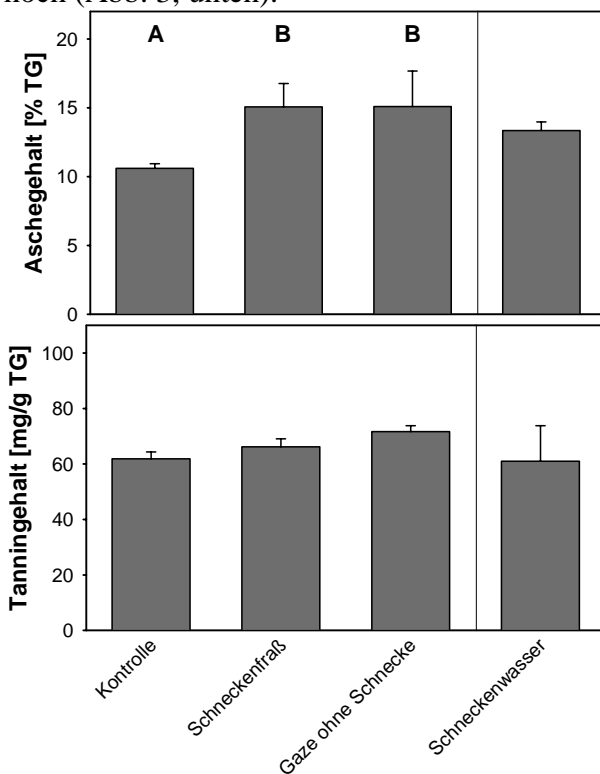


Abb. 3: Aschegehalt (oben) sowie Tanningehalt (unten) der Blätter des oberen 25 cm Sprosses von *M. spicatum*. Kruskal-Wallis ANOVA on ranks mit Tukey Folgetest; A & B: Signifikant unterschiedliche Gruppen; MW±SF.

Diskussion

Das Wachstum der Pflanzen wird durch Verluste der Herbivorie sowie Kosten der Verteidigung verringert (Phyllis et al 1985), was dieser Versuchsansatz bestätigt. Schneckenfraß ausgesetzte Pflanzen wiesen ein signifikant geringeres Wachstum auf, als jene, die mit bloßem Schneckengeruch konfrontiert wurden. Am Längsten sind die Sprosse *M. spicatum*s in den Kontrollbecken ohne jeden Schneckeneinfluss. In einem Freilandversuch wies *Ceratophyllum demersum* ein signifikant höheres Wachstum bei Anwesenheit von *L. stagnalis* auf (Underwood 1992). Dies wurde von Brönmark (1989) und Underwood (1991) in Laborversuchen bestätigt. Als Grund für das verbesserte Wachstum gilt der nährstoffreiche Pseudofaeces der Schnecken. *C. demersum* ist eine nicht wurzelnde Pflanze, weshalb sie ihren Bedarf mit Nährstoffen aus dem sie umgebenden Wasser decken muss. Der Schneckenfaeces erhöht den Nährstoffgehalt und verbessert damit die Wachstumsbedingungen der Pflanze (Underwood 1991). Die submerse Makrophyte *M. spicatum* ist eine wurzelnde Pflanze. Sie nimmt ihre Nährstoffe hauptsächlich aus dem Sediment, aber auch aus dem Wasser auf (Carignan & Kalff 1982). Die bloße Präsenz von *L. stagnalis* Geruch (Kulturwasser) oder die direkte Konfrontation der Pflanze mit ihr durch Fraßschäden führt in den oberen Blättern zu einem signifikant höheren Ascheanteil. Dies kann eine Form der Verteidigung darstellen, weil dadurch die Blatthärte erhöht wird. Ein erhöhtes Trockengewicht der Pflanze beeinflusst ebenfalls das Fraßverhalten von *L. stagnalis*, wobei dieser Gehalt vermutlich auf eine erhöhte Gewebefestigkeit zurückzuführen ist (Elger & Lemoine 2005). Die Erhöhung der Blatthärte kann auch durch Carbonat- oder Silikateinlagerungen bedingt sein. Vor allem letztere haben einen großen Einfluss auf die Herbivorenfitness (Massey & Hartley, 2009). Um herauszufinden, was der ausschlaggebende Faktor für die induzierte Resistenz ist, wurde noch ein Versuch mit der Zugabe des reinen Schneckengeruchs angesetzt. Dieser Ansatz muss gesondert betrachtet werden, da er in Weckgläsern und nicht in den Becken durchgeführt wurde. Hier wird den Pflanzen eine Umgebung simuliert, in der sich weitaus mehr als nur zwei Schnecken, wie in dem Beckenversuchsansatz aufhalten. Auch hier wurde ein erhöhter Aschegehalt in den oberen Blättern beobachtet. Der Ansatz zeigt, dass der den Aschegehalt beeinflussende Faktor von den Schnecken ausgehen muss, und nicht ein zwischen den *M. spicatum* ausgetauschtes Warnsignal ist.

Der signifikant höhere Polyphenolgehalt in den Spitzen der Kontrollbecken (Daten nicht gezeigt) weist auf eine nicht chemisch induzierte Verteidigung *M. spicatum*s hin. Die mit *L. stagnalis* direkt oder indirekt tangierten Pflanzen wurden möglicherweise an der Bildung von mehr Polyphenolen gehemmt, entweder durch einen bisher unbekannten Faktor der Schnecken oder weil die Gastropoden mehr Nährstoffe verfügbar machten und der Polyphenolgehalt teilweise negativ mit dem Nährstoffgehalt korreliert (Gross 2003). Polyphenole sind konstant präsent in *M. spicatum* und ihre Produktion wird nicht auf Grund der Präsenz anderer Organismen wie Epiphyten erhöht oder induziert (Gross 1996). Allerdings sind Effekte auf Einzelsubstanzen nicht ausgeschlossen. Zudem führen veränderte abiotische Umweltbedingungen schon zu Änderungen im Polyphenolgehalt (Gross 2003).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In diesem Versuch wurde der direkte und indirekte Effekt von *Lymnaea stagnalis* auf *Myriophyllum spicatum* untersucht. Dabei wurden sowohl Wachstumsparameter, deren Aschegehalt sowie der Gehalt an Polyphenolen untersucht. Das Wachstum, bezogen auf die Länge der Sprosse, war in den Kontrollbecken am Höchsten. Insbesondere die oberen Blätter wiesen einen signifikant erhöhten Aschegehalt auf, was auf eine mögliche induzierte strukturelle Verteidigung hinweist. Die Schne-

cken führen zu keiner erhöhten chemischen Verteidigung, zumindest in Bezug auf den Tanningehalt. Der direkte Einfluss der Schnecken auf die Pflanzen ist sowohl negativ (geringeres Wachstum und höherer Aschegehalt) als auch positiv (erhöhtes Nährstoffangebot). Nicht direkt angefressene Pflanzen haben also eher einen Vorteil durch die Schnecken.

Danksagung

Ein Dankeschön an Claudia Feldbaum für die Einweisung in die chemischen Analysen und Stefan Werner für die Bereitstellung des Sedimentes. Die hier vorgestellte Studie entstand im Rahmen einer Staatsexamensarbeit und ist nur ein kleiner Ausschnitt von dieser.

Literatur

- Agrawal, A.A. & M. Fishbein 2008: Phylogenetic escalation and decline of plant defense strategies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 10057-10060.
- Bolser, R.C., M.E. Hay, N. Lindquist, W. Fenical & D. Wilson 1998: Chemical defenses of freshwater macrophytes against crayfish herbivory. *Journal of Chemical Ecology* 24: 1639-1658.
- Box, J.D. 1983: Investigation of the Folin-Ciocalteu phenol reagent for the determination of polyphenolic substances in natural waters. *Water Research* 17: 511-525.
- Bronmark, C. 1989: Interactions between epiphytes, macrophytes and fresh-water snails - a review. *Journal of Molluscan Studies* 55: 299-311.
- Carignan, R. & J. Kalff 1982: Phosphorus release by submerged macrophytes: Significance to epiphyton and phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 27: 419-427.
- Choi, C., Bareiss, C., Walenciak, O. & E.M. Gross 2002: Impact of polyphenols on the growth of the aquatic herbivore *Acentria ephemerella* (Lepidoptera: Pyralidae). *Journal of Chemical Ecology* 28: 2223-2235.
- Cyr H. & M.L. Pace 1993: Magnitude and patterns of herbivory in aquatic and terrestrial ecosystems. *Nature* 361: 148-150.
- Elger, A. & D. Lemoine 2005: Determinants of macrophyte palatability to the pond snail *Lymnaea stagnalis*. *Freshwater Biology* 50: 86-95.
- Elger, A., T. De Boer & M.E. Hanley 2007: Invertebrate herbivory during the regeneration phase: experiments with a freshwater angiosperm. *Journal of Ecology* 95: 106-114.
- Gross, E.M., H. Meyer & G. Schilling 1996: Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. *Phytochemistry* 41: 133-138.
- Gross, E.M. 2003: Differential response of tellimagrandin II and total bioactive hydrolysable tannins in an aquatic angiosperm to changes in light and nitrogen. *Oikos* 103:497-504.
- Massey, F.P. & S.E. Hartley 2009: Physical defences wear you down: progressive and irreversible impacts of silica on insect herbivores. *Journal of Animal Ecology* 78: 281-291.
- Phyllis D., J. Coley, P. Bryant, F. Stuart & I. Chapin 1985: Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 230-895.
- Rogers K.H. & C.M. Breen 1983: An investigation of macrophyte, epiphyte and grazer interactions. In Wetzal R.G. (Ed.) *Periphyton of Freshwater Ecosystems. Developments in Hydrobiology*, Junk, The Hague. pp 217-226.
- Underwood, G.J.C. 1991: Growth enhancement of the macrophyte *Ceratophyllum demersum* in the presence of the snail *Planorbis planorbis* - the effect of grazing and chemical conditioning. *Freshwater Biology* 26: 325-334.
- Underwood, G.J.C., J.D. Thomas & J.H. Baker 1992: An experimental investigation of interactions in snail-macrophyte-epiphyte systems. *Oecologia* 91: 587-595.

Schlüpfrige Angelegenheit: Welche Bedeutung hat der Schlupf von *Daphnia* aus Dauereiern?

Anne Rother¹, Matthias Pitsch & Stephan Hülsmann

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

¹annerother@web.de

Keywords: Standgewässer, *Daphnia*, Ephippien, Schlupf, genetische Variation

Einleitung

Die Ausbildung von Dauerstadien als eine Form der Dormanz ist bei aquatischen Organismen, wie beispielsweise *Daphnia*, häufig anzutreffen. Die parthenogenetische Vermehrung findet unter konstanten, günstigen Umweltbedingungen die meiste Zeit des Jahres statt. Die Initiation der sexuellen Reproduktion erfolgt durch die Änderung äußerer Bedingungen. Nach der Paarung werden maximal zwei Dauereier in einer schützenden, chitinösen Hülle (Ephippium) produziert. Sinkende Ephippien bilden sogenannte Dauereierbanken (Jankowski & Straile 2003). Dauerereierbanken können Dichten von 10^3 bis 10^6 Eier pro m^2 erreichen (Hairston & Cáceres, 1996). Die horizontale Verteilung der Ephippien ist ungleichmäßig, ihre Dichte nimmt jedoch zu tieferen Schichten hin zu (Carvalho & Wolf 1989; Cáceres 1998). Der Einfluss geschlüpfter Daphnien auf die Populationsdynamik in einem temporären Gewässer scheint offensichtlich. Durch Austrocknung ist die Population immer vom Aussterben bedroht. Weitere Beispiele sind Flachgewässer, die im Winter komplett durchfrieren oder aber Gewässer, in denen zu bestimmten Zeitpunkten im Jahr die H_2S -Konzentration über der tolerierbaren Grenze für Daphnien liegt. Hier bieten Dauerstadien die einzige Möglichkeit eine neue Population zu rekrutieren. In permanenten, tiefen Gewässern dagegen ist meist eine Population (in nördlichen Breiten im Winter mit sehr geringen Abundanzen) vorhanden. Der Schlupf aus Dauereiern ist dann für eine Rekrutierung im Frühjahr nicht notwendig. Trotzdem werden Dauereier produziert.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Bedeutung der Rekrutierung von *Daphnia spec.* aus Dauereiern in einer tiefen, dimiktischen Talsperre zu untersuchen. Durch das Vorhandensein einer überwinternden Population stellt sich die Frage, inwieweit geschlüpfte Daphnien auf die Populationsdynamik einwirken. Um Abschätzungen über den Anteil geschlüpfter Daphnien am Dauereierpool treffen zu können, müssen neben den Untersuchungen zu Schlupfraten und dem Schlupfzeitpunkt auch Sedimente bezüglich der Dauereierabundanzen analysiert werden. Des Weiteren soll untersucht werden, ob die Genotypen aus Ephippien geschlüpfter Daphnien einen Einfluss auf die genetische Variation der Freilandpopulation haben.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Analyse des Ehippienschlupfes erfolgte in der Talsperre Saidenbach. Sie ist ca. 30 km südöstlich von Chemnitz gelegen und der größte Trinkwasserspeicher im Talsperrenverbundsystem "Mittleres Erzgebirge" (Sachsen). Die Zooplanktongemeinschaft ist sehr gut untersucht und wird während der Schichtungsperiode von *D. galeata* dominiert (Horn 2001; Horn 2003). Genetische Untersuchungen zeigten jedoch, dass in der Talsperre ein *D. galeata x hyalina* Hybridkomplex vorherrscht (Pinkhaus et. al 2007). Untersuchungen zur Bedeutung von Dauereiern fehlen bisher. Es wurden 12 Probenahmestellen festgelegt, wobei je vier Probenahmestellen auf einem Nord-Süd-Transekt in definierten Tiefen angeordnet waren. (Tab. 1).

Tab. 1: Einteilung der Probenahmestellen bezüglich ihrer Tiefe

Stelle	Tiefe	Bezeichnung
1, 5, 12	> 25 m	sehr tief
2, 6, 11	15 - 18 m	tief
3, 7, 10	10 - 12 m	flach
4, 8, 9	< 8 m	sehr flach

Probenahmen

Die Zooplanktonbeprobung erfolgte an allen flachen und sehr tiefen (10 - 12 m, > 25 m) Probenahmestellen. Verwendet wurde ein Zooplanktonnetz (Hydro-Bios, Kiel) mit einer Maschenweite von 250 µm und einem Durchmesser der Netzöffnung von 25 cm.

Die Untersuchung des Ehippienschlupfes im Freiland erfolgte wöchentlich im Zeitraum vom 01.04. - 26.05.2008 mit Emergenzfallen. Unter der Annahme eines horizontalen Schlupfgradienten wurden vier Tiefenstufen (< 8, 10 - 12 m, 15 - 18 m, > 25 m; Tab. 1) für die Exponierung der Fallen auf dem Sediment gewählt.

Zur Bestimmung der Ehippiendichte im Sediment wurden Sedimentkerne am 01.04.08 genommen. Dies erfolgte mit einem Kajak-Sedimentstecher (innerer Durchmesser 6 cm) an den Stellen 1 bis 12 (Tab. 1). Für die Bestimmung der Eianzahl wurde jedes Ehippium mit Präpariernadeln geöffnet und alle Eier gezählt, die nicht deutlich degeneriert waren.

Allozymelektrophorese

Zur Bestimmung der genetischen Variation einer Population fand die Allozymelektrophorese Anwendung (verändert nach Hebert & Beaton 1989). Verwendet wurden die Enzyme Aspartat-Aminotransferase (AAT), Aldehydoxidase (AO), Phosphoglucoisomerase (PGI) und Phosphoglucomutase (PGM). Im Zeitraum vom 19.03. - 02.06.08 wurden im Abstand von zwei Wochen Zooplanktonzüge an der Probenahmestelle 1 über die komplette Tiefe genommen. Der Zooplanktonzug vom 19.03. sollte dabei die klonale Struktur der überwinternden Daphnienpopulation repräsentieren. Des Weiteren wurden aus Ehippien geschlüpfte Daphnien, die mit Hilfe der Fallen gefangen wurden, analysiert.

Ergebnisse / Diskussion

Während des nahezu eisfreien Winters 2007/2008 konnte eine überwinternde Population in geringen Dichten nachgewiesen werden. Ein Anstieg der Daphnienabundanz war für die flachen Stellen

ab dem 01.04.08 zu verzeichnen. In den tiefen Stellen zeigte sich dieser erst eine Woche später. Die höchsten Abundanzen traten in der ersten Juniwoche mit 16,3 Ind. L⁻¹ in den flachen Stellen und mit 7,2 Ind. L⁻¹ in den tiefen Stellen auf (Abb. 1). Die höchsten Schlupfraten wurde am ersten Probenahmetag nach Exposition der Fallen mit 0,7 Daphnien m⁻² d⁻¹ erreicht. Danach nahmen sie kontinuierlich ab, bis am letzten Probenahmetag kein Schlupf mehr zu verzeichnen war (Abb. 1). Die Phänologie des Schlupfes als auch die Schlupfraten stimmen mit bisherigen Untersuchungen überein (Wolf & Carvalho 1989; Cáceres 1998; Hairston 2000). Die Daten der Talsperre Saidenbach deuteten auf höhere Schlupfraten in mittleren Tiefen hin. Die höchsten Schlupfraten bezüglich der Tiefe wurden in flachen und tiefen Bereichen gefunden (10 bis 18 m). In den sehr flachen bzw. sehr tiefen Bereichen kamen nur Einzelschlupfereignisse vor. Das Maximum wurde in den tiefen Bereichen im Zeitraum vom 14. - 21.04. mit 1,8 Daphnien m⁻² d⁻¹ bzw. in den flachen vom 01. - 08.04. mit 1,3 Daphnien m⁻² d⁻¹ erreicht

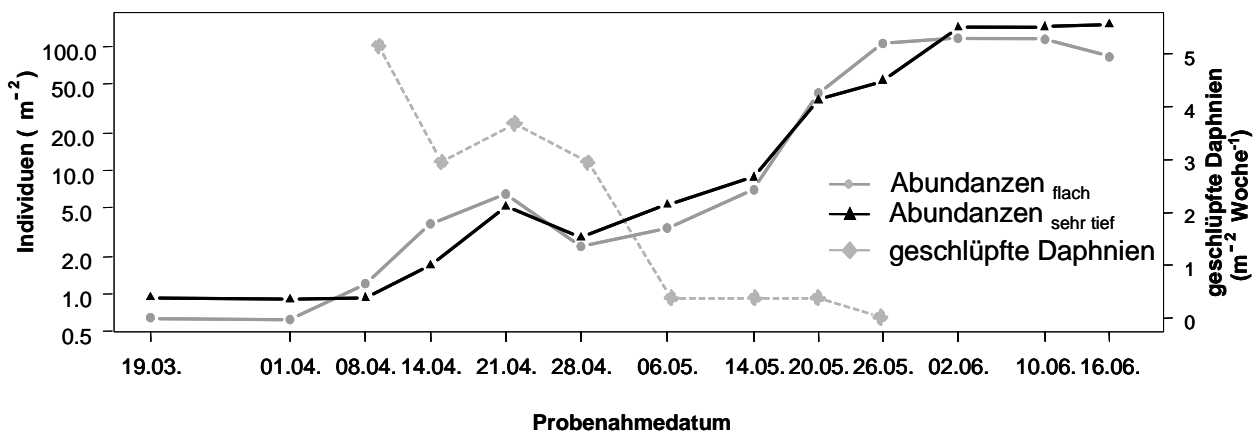


Abb. 1: Vergleich des Abundanzverlaufes über den Probenahmezeitraum in den Tiefenstufen flach und tief und des Schlupfes. Abundanzdaten wurden je Tiefenstufe, Schlupfdaten über alle Tiefen und je Probenahmedatum gemittelt. Fehlerbalken wurden aufgrund der Übersichtlichkeit nicht eingezeichnet. Zu beachten ist die logarithmierte Y₁-Achse.

Bezüglich der Eiabundanzen konnte eine Tiefenzonierung von den sehr flachen zu den tiefen / sehr tiefen Bereichen mit Werten von 31359 bzw. 28883 Eiern m⁻² festgestellt werden. Der Anteil an geschlüpften Daphnien an Dauereiern betrug maximal 0,05 % in der sehr flachen Tiefenstufe. Es scheint, dass nur ein sehr geringer Anteil zum Schlupf gekommen ist, so dass kein oder nur ein sehr geringer Einfluss auf die Populationsdynamik stattgefunden hatte.

Tab. 2: Anteil der geschlüpften Daphnien im Probenahmezeitraum an Dauereiern im Sediment (± Standardfehler)

Tiefenstufe	Schlupf (m ⁻²)	Eier * 10 ³ (m ⁻²)	Anteil (%)
sehr flach	0,7 ± 2,1	5,0 ± 0,6	0 - 0,05
flach	1,8 ± 3,0	17,6 ± 4,2	0 - 0,02
tief	5,0 ± 4,8	31,4 ± 6,3	0 - 0,03
sehr tief	0,2 ± 0,5	28,9 ± 7,0	0 - 0,002

Um einen möglichen Einfluss geschlüpfter Daphnien auf die Populationsdynamik zu verdeutlichen, wurde eine Bilanzrechnung aufgestellt. Hierbei wurde die theoretische Abundanz (berechnet anhand der Rekrutierung durch Parthenogenese) der tatsächlichen gegenüber gestellt. Die Differenzen betrugen in der zweiten und dritten Aprilwoche jeweils -1200 und -2000 Individuen m^{-2} (Abb. 2). Der Schlupf in diesem Zeitraum betrug 3 bzw. 3,7 Daphnien m^{-2} Woche $^{-1}$. Mit der Annahme, dass die Population aus geschlüpften Daphnien mit derselben Änderungsrate wuchs wie die Freilandpopulation, bedeutete dies einen Zuwachs von 7 Individuen m^{-2} in der dritten Aprilwoche (Abb. 2). Das würde 0,35 % der negativen Differenz von -2000 Individuen m^{-2} der dritten Aprilwoche erklären. Schlussfolgernd kann gesagt werden, dass aus Ephippien geschlüpfte Daphnien im Jahr 2008 höchstwahrscheinlich keinen Einfluss auf die Populationsdynamik genommen haben.

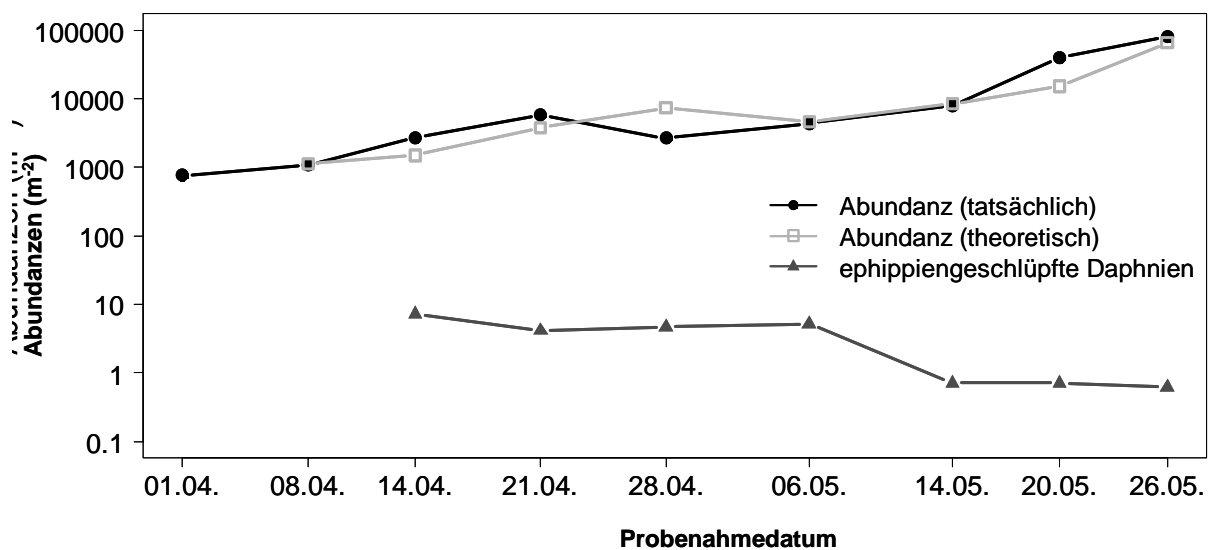


Abb. 2: Bilanzierung: Gegenüberstellung der theoretischen und tatsächlichen Abundanz sowie der aus Ephippien geschlüpften Tiere im Probenahmezeitraum. Abundanzdaten wurden je Tiefenstufe, Schlupfdaten über alle Tiefen und je Probenahmedatum gemittelt. Fehlerbalken wurden aufgrund der Übersichtlichkeit nicht eingezeichnet. Zu beachten ist die logarithmierte Y-Achse.

Vergleicht man die Genotypen der geschlüpften Tiere aus den Emergenzfallen mit denen der Freilandpopulation, so zeigten diese nur geringfügige Übereinstimmungen. Lediglich drei Klontypen wurden im Mai im Freiland wieder gefunden, wobei die Anteile an der Gesamtpopulation weniger als 5 % betrugen. Die Anzahl der untersuchten ephippien-geschlüpften Daphnien war sehr gering, so dass mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht alle Genotypen erfasst wurden. Da jedoch die klonale Populationsstruktur vor allem im Mai und Juni durch eine hohe Anzahl untersuchter Tiere sehr gut repräsentiert wurde, kann davon ausgegangen werden, dass der Einfluss ephippien-geschlüpfter Tiere auf die klonale Zusammensetzung sehr gering war. Im Gegensatz dazu, schienen durch ungünstige Überwinterungsbedingungen im Jahr 2005/2006 aus Ephippien geschlüpfte Daphnien einen größeren Einfluss auf die klonale Populationsstruktur genommen zu haben (Bettina Zeis, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, pers. Mitteilung).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Es zeigte sich ein Tiefengradient mit den höchsten Dichten der Dauereier in den tiefen (15 bis 18 m) und sehr tiefen (> 25 m) Gewässerbereichen. Der Schlupf fand in einem kurzem Zeitfenster im Frühjahr von Anfang April bis Anfang Mai statt, bis Ende Mai konnten nur noch einzelne Schlupfereignisse erfasst werden. Die höchsten Schlupfraten waren mit maximal $1,9 \text{ Daphnien m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in der Tiefenstufe 15 bis 18 m Anfang April zu finden. Durch einen Vergleich der Daphnienabundanz, der Änderungsraten sowie der ermittelten Schlupfraten konnte gezeigt werden, dass aus Ehippien geschlüpfte Daphnien im Jahr 2008 höchstwahrscheinlich keinen Einfluss auf die Populationsdynamik genommen haben.

Es konnte gezeigt werden, dass sich die Frühjahrs- / Sommerpopulation geringfügig von der überwinternden Population unterschied. Des Weiteren unterschieden sich die Genotypen der Freiwasserpoblution von den Tieren, die mit Hilfe der Fallen gefangen worden. Es konnte kein Einfluss der Genotypen ehippien-geschlüpfter Tiere aus den Fallen auf die klonale Populationsstruktur der Freilandpopulation nachgewiesen werden. Die Genotypen der geschlüpften Daphnien aus den Fallen waren größtenteils verschieden von denen aus dem Freiwasser, so dass sie zum einen zu einer Erhöhung der genetischen Variabilität und einer Erweiterung des Genpools beitragen können. Zum anderen kommt ihnen wahrscheinlich eine gewisse „back up“ Funktion bei Naturkatastrophen bzw. bei einem Absterben der überwinternden Population zu.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit. Für die generelle Unterstützung danken wir Prof. Jürgen Benndorf. Falk Wieland und Thomas Brethfeld gilt unser Dank für die technische Unterstützung.

Literatur

- Brendonck, L., L. De Meester (2003): Egg banks in freshwater zooplankton: Evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491: 65- 84.
- Cáceres, C. E. (1998): Interspecific variation in the abundance, production, and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology* 79(5): 1699-1710.
- Carvalho, G. R., H. G. Wolf (1989): Resting eggs of lake-*Daphnia*. I. Distribution, abundance and hatching of eggs collected from various depths in lake sediments. *Freshwater Biology* 22(3): 459-470
- Ellner, S., N. G. Hairston (1994): Role of overlapping generations in maintaining genetic variation in a fluctuating environment. *American Naturalist* 143(3): 403-417.
- Hairston, N. G., Hanson A., Schaffner, W. R. (2000). The effect of diapause emergence on the seasonal dynamics of a zooplankton assemblage. *Freshwater Biology* 45: 133-145
- Hairston, N. G., C. E. Cáceres (1996). Distribution of crustacean diapause: micro- and macroevolutionary pattern and process. *Hydrobiologia* 320(1): 27-44.
- Horn, W., 2001. Die Entwicklung planktischer Crustaceen in der Talsperre Saldenbach über 25 Jahre - Trends und ihre Hintergründe. DGL Tagungsbericht 2000 I, 603-607.
- Horn, W., 2003. Long-term development of the crustacean plankton in the Saldenbach Reservoir (Germany) - changes, causes, consequences. *Hydrobiologia* 504, 185-192.
- Jankowski, T., D. Straile (2003). A comparison of egg-bank and long-term plankton dynamics of two *Daphnia* species, *D. hyalina* and *D. galeata*: Potentials and limits of reconstruction. *Limnology and Oceanography* 48(5): 1948-1955.
- Hebert, P. D. N., M. J. Beaton (1993). Methodologies for allozyme analysis using cellulose acetate electrophoresis. Beaumont, TX, Helena Laboratories.
- Pinkhaus, O., S. Schwerin, R. Pirow, B. Zeis, I. Buchen, U. Gigengack, M. Koch, W. Horn and R. J. Paul (2007). Temporal environmental change, clonal physiology and the genetic structure of a *Daphnia* assemblage (*D. galeata*- *hyalina* hybrid species complex). *Freshwater Biology* 52(8): 1537-1554.
- Wolf, H. G. and G. R. Carvalho (1989). Resting eggs of lake-*Daphnia*. II. In situ observations on the hatching of eggs and their contribution to population and community structure. *Freshwater Biology* 22(3): 471-478.

Benthisches Grazing – ein Werkzeug zur Eutrophierungssteuerung in Fließgewässern?

Jana Schneider*, Maria Avramov*, Carola Winkelmann & Jürgen Benndorf

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

* gleichberechtigte Erstautoren ; mail: Jana.Schneider2@mailbox.tu-dresden.de; AvramovMaria@hotmail.com

Keywords: Fließgewässer, Eutrophierung, *Rhithrogena semicolorata*, Grazer, Periphyton, Chlorophyll

Einleitung

Zur Begrenzung der Eutrophierung in Seen und Talsperren ist die Biomanipulation als ökotechnologisches Werkzeug bereits erfolgreich umgesetzt worden (Benndorf, 1995, Drenner & Hambright, 1999, Jeppesen *et al.*, 1997). Das Problem der Eutrophierung besteht jedoch auch in Fließgewässern, speziell in denen mit landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten. Durch den vermehrten Nährstoffeintrag können hier Massenentwicklungen von benthischen Algen auftreten. In kleinen, von Ufergehölzen begleiteten Fließgewässern erlangt besonders im Frühjahr das Periphyton ein Entwicklungsmaximum, da die Lichtmenge vor dem Einsetzen des Laubaustriebes saisonal stark zunimmt. Infolgedessen können sich durch das hydrodynamische Geschehen (z. B. auftretende Scherkräfte) in diesem Zeitraum großflächig Algenmatten ablösen und zu einer biogen induzierten Kolmation des Hyporheals führen (Ibisch, 2004). Neben physikalisch-chemischen Faktoren kann eine biogene Kolmation wesentlich zum Selbstabdichtungsvorgang des Interstitials beitragen. Für die Selbstreinigungskraft und die ökologische Funktion eines Fließgewässers sind intakte Bettsedimente jedoch von entscheidender Bedeutung. Durch die gezielte top-down-Steuerung der Grazer-Gilde im Sinne der Biomanipulation könnte die Fraßaktivität auf das Periphyton sowie dessen Wachstum reguliert und somit dem Selbstabdichtungsvorgang des Interstitials entgegengewirkt werden.

Für ein mäßig mit Nährstoffen belastetes Fließgewässer wurden die Auswirkungen des Grazings benthischer Invertebraten untersucht. Anhand von Freiland-Daten wurde die Bedeutung der Grazer für die Steuerung des Periphytons *in situ* abgeschätzt. Zusätzlich wurde im Labor geprüft, welche Grazer-Abundanz in der Lage ist, das Periphyton zu beeinflussen. Stellvertretend für die Grazer-Gilde wurde die Ephemeropteren-Larve *Rhithrogena semicolorata* betrachtet.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten am Gauernitzbach, einem Mittelgebirgsbach 2. Ordnung in der Umgebung von Dresden (Sachsen) mit landwirtschaftlich geprägtem Einzugsgebiet (SRP-Konzentration Min - Max: 5 - 124 µg L⁻¹). Aufgrund der Lage in einem dicht bewaldeten Kerbtal tritt mit Beginn der Vegetationsperiode eine deutliche Beschattung des Gewässers durch Laubbäume auf.

Die Freilanduntersuchungen schlossen die 14-tägige Beprobung des Periphytons und die 4-wöchentliche Beprobung des Makrozoobenthos ein. Darüber hinaus wurden mikroskopische Analysen des Darminhaltes der Larven von *R. semicolorata* (Ephemeroptera, Heptageniidae), sowie stabile Isotopenanalysen der Larven und ihrer potenziellen Nahrungsquellen durchgeführt.

Das Laborexperiment wurde in Durchflussskammern (Volumen 8 L; Abb. 1a) über eine Dauer von 13 Tagen durchgeführt. Die Beprobung der Grazer und des Periphytons erfolgte am Tag 3 und am Tag 13 des Experimentes. Es wurde ein Hell-Dunkel-Rhythmus von 12:12 Stunden eingestellt. Die Lichtintensitäten (MW: $38 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) entsprachen einer Situation im Freiland mit starker Beschattung (Boston & Hill, 1991). Die Wassertemperatur lag zwischen $9,7 - 11,4^\circ\text{C}$ (Min - Max). Es wurde mit drei verschiedenen Ansätzen in je 3 Parallelen gearbeitet (Abb. 1b): einer Kontrolle ohne Grazer, einer niedrigen Grazer-Abundanz (234 Ind. m^{-2}) und einer hohen Grazer-Abundanz (688 Ind. m^{-2}). Die Abundanz von *R. semicolorata* im Freiland betrug in den Jahren 2003 bis 2007 im Mittel dagegen 352 Ind. m^{-2} und somit die Hälfte der hohen Grazer-Abundanz im Laborexperiment. Für das Periphyton wurden Steine aus dem Gauernitzbach als natürliche Substrate verwendet, wobei jede Kammer mit zwei Steinen bestückt wurde.

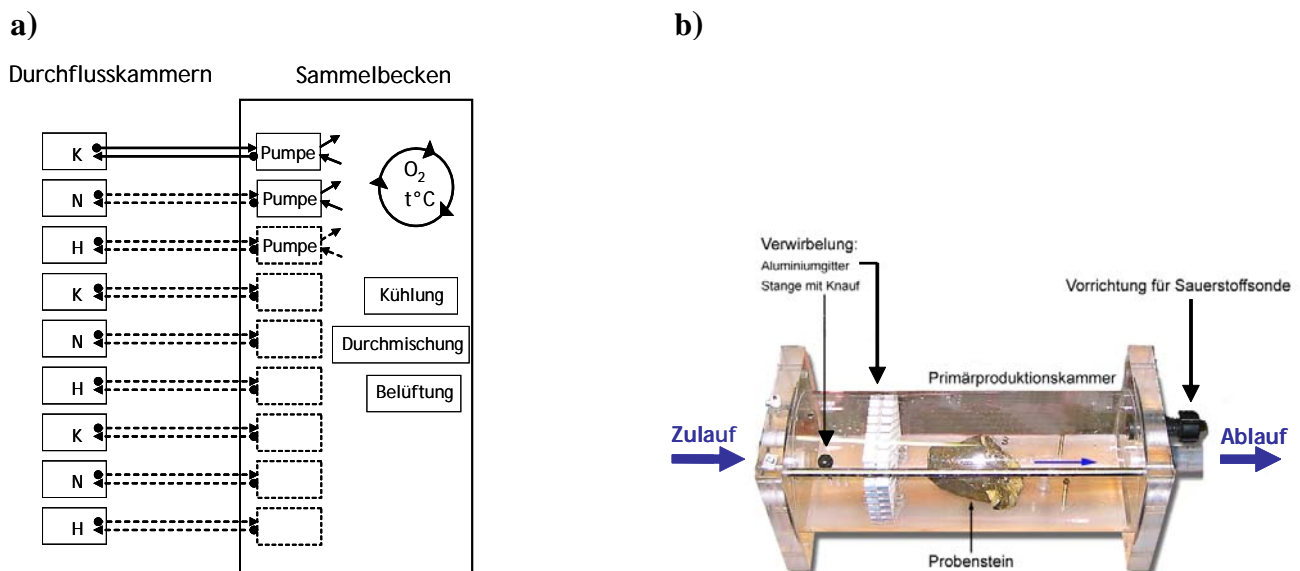


Abb. 1a: Versuchsaufbau des Laborexperimentes (K: Kontrolle, N: niedrige und H: Hohe Grazer-Abundanz); b: Detailaufnahme der verwendeten Durchflussskammern (Foto: T. Stadthagen, TU München).

Ergebnisse

Das Periphyton ist die von *R. semicolorata* hauptsächlich genutzte Nahrungsressource. Sowohl die stabile Isotopenanalyse der Larven und ihrer potenziellen Nahrungsquellen (Abb. 2a) als auch die mikroskopische Analyse der Darminhalte (Abb. 2b) bestätigten dies. Die Nutzung anderer Ressourcen wie Laub oder FPOM ist nach den Resultaten der stabilen Isotopenanalyse als unwahrscheinlich einzuschätzen, da diese vergleichsweise höhere Werte der Kohlenstoffsignaturen aufweisen. Im Freiland betrug der Biomasse-Anteil von *R. semicolorata* ca. 39 % (MW; n=162) an der gesamten Grazer-Biomasse (Abb. 3a). Somit ist diese Art potenziell bedeutsam für eine Nahrungsnetzsteuerung.

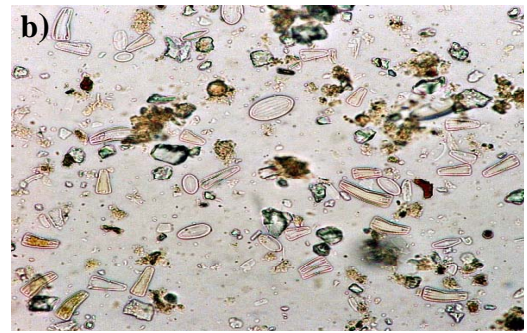
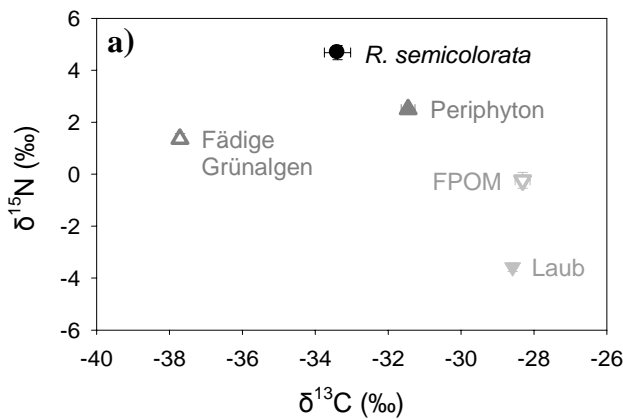


Abb. 2a: Kohlenstoff- und Stickstoff-Signaturen der Isotopenanalyse (MW \pm SE) der Larven von *R. semicolorata* sowie verschiedener Nahrungsressourcen; b: Diatomeen in Gürtelband- und Schalenansicht (Darminhalt von *R. semicolorata* bei 400-facher Vergrößerung).

Die Phänologie des Periphytons und der Grazer zeigt eine zeitliche Überlappung der vermuteten top-down- und bottom-up-Steuerung (Grazing und Lichtlimitation). Zwischen März und April stieg die Wachstumsrate der Larven stetig an (Abb. 3b). Im April erreichte *R. semicolorata* ihr jährliches Biomassemaximum. Von Februar bis März fand die größte Zunahme der Periphyton-Biomasse im Fließgewässer statt (Abb. 3c). Anschließend sank die Periphyton-Biomasse bis zum Sommer kontinuierlich ab. Der Beginn der Abnahme fällt in den Zeitraum der höchsten Wachstumsrate und Biomasse des benthischen Grazers. Zusätzlich war ab Anfang Mai der Laubaustrieb der Ufervegetation und die damit eintretende Beschattung des Bachbettes zu beobachten.

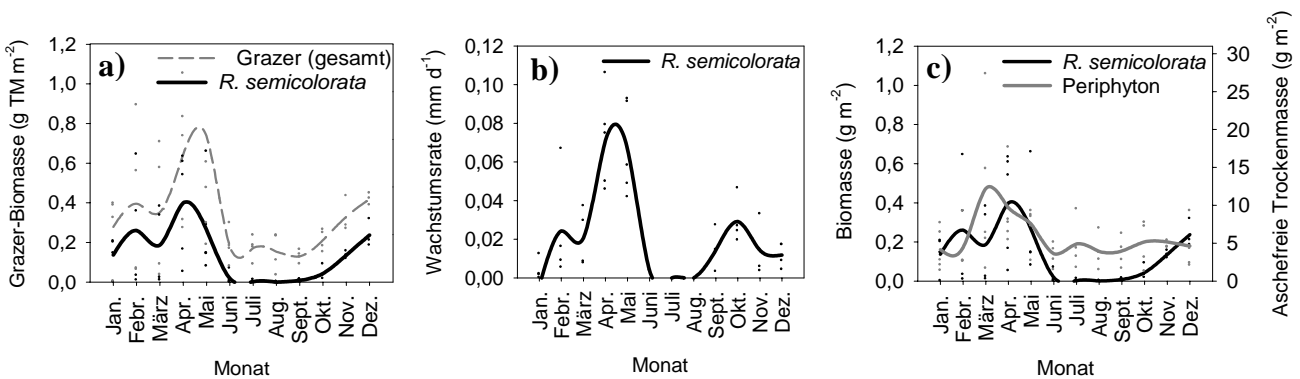


Abb. 3a: Biomassen der Grazer und *R. semicolorata*; b: Wachstumsrate von *R. semicolorata*; c: Biomasse von *R. semicolorata* und Periphyton-Biomasse gemessen als aschefreie Trockenmasse; (Mittlerer saisonaler Verlauf 2002 bis 2007; Kurven geglättet; Punkte entsprechen Monatsmittelwerten).

Im Laborexperiment beeinflusste die Grazing-Aktivität von *R. semicolorata* das Periphyton signifikant. In den Ansätzen mit hoher Grazer-Dichte (doppelte Freiland-Abundanz) wurde ein Neuzuwachs von Periphyton-Biomasse verhindert (Abb. 4a). Auch die Vitalität der Algen im Biofilm wurde in diesem Ansatz deutlich reduziert, was sich in einer Zunahme des Phaeopigment-Gehaltes äußerte (Abb. 4b).

Zusätzlich veränderte sich die taxonomische Zusammensetzung des Periphytons: die großen und die aufrechten, gestielten Formen der Diatomeen wurden seltener. Die Ausdifferenzierung der Rotalge *Audouinella spec.* (Abb. 5a) zur *Chantransia*-Form (Abb. 5b) wurde unterbunden.

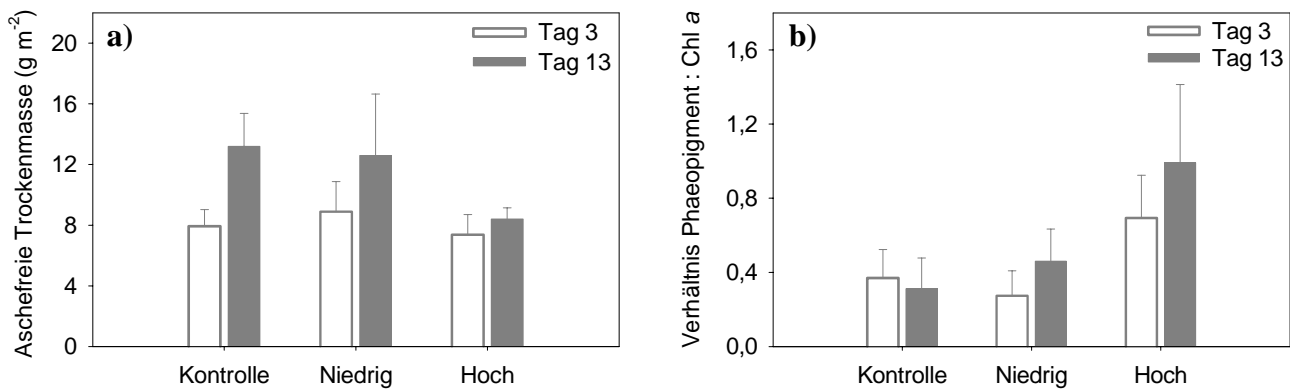


Abb. 4a: Mittlere Periphyton-Biomasse gemessen als aschefreie Trockenmasse (\pm SE) in der Kontrolle und den Ansätzen mit niedriger bzw. hoher Abundanz von *R. semicolorata*; b: Mittlere Periphyton-Vitalität gemessen als Phaeopigment- zu Chlorophyll a-Verhältnis (\pm SE).

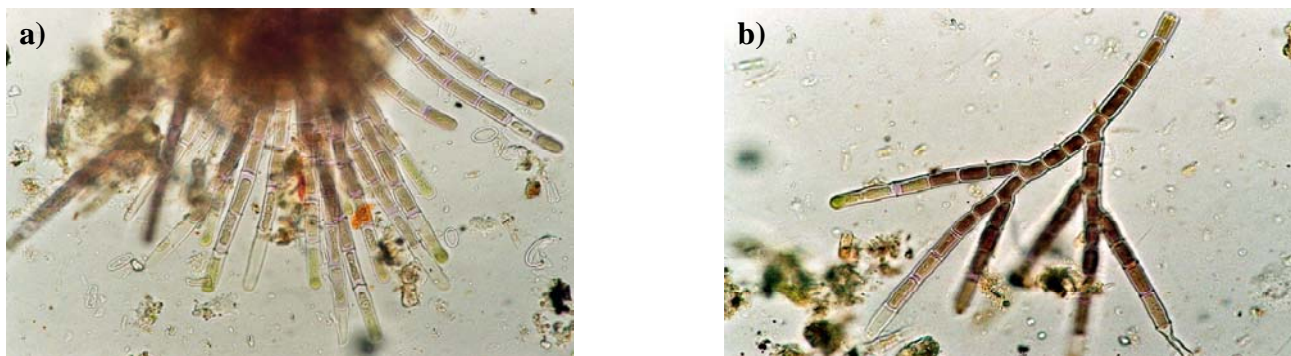


Abb. 5 a: Rotalge *Audouinella* spp.; b: Beginnendes *Chantransia*-Stadium von *Audouinella* spp.; (Darminhalt von *R. semicolorata* bei 400-facher Vergrößerung).

Diskussion

Im Untersuchungsgewässer ist eine gänzliche Verhinderung des Periphyton-Biomasse-Peaks im Frühjahr durch die Grazingaktivität der Makroinvertebraten vermutlich nicht möglich. Wie im Laborexperiment gezeigt wurde, ist die Abundanz von *R. semicolorata* im Freiland nicht ausreichend, den Biomassezuwachs des Periphytons einzuschränken. Erst die Verdopplung der Grazer-Dichte führte zu einer Reduktion des nachwachsenden Periphytons. Da *R. semicolorata* nicht der einzige Grazer im Ökosystem ist, ist zu vermuten, dass die Gesamtheit der Grazer im Gauernitzbach zumindest den Periphyton-Zuwachs verringern kann. Bei der Umsetzung der Biomanipulation als ökotechnologisches Werkzeug in Fließgewässern sollte allerdings die zeitliche Dynamik des Periphytons und der Grazer beachtet werden.

Das Maximum der Periphyton-Biomasse im Frühjahr entsteht im Untersuchungsgewässer höchstwahrscheinlich durch das steigende Lichtangebot und die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet. Die Höhe des Biomasse-Peaks der Periphyton-Entwicklung in diesem Zeitraum kann aber top-down (Grazing) reguliert werden, da sie von der Grazingrate des Makrozoobenthos abhängt. Um den Biomasse-Peak des Periphytons im Frühjahr generell zu verhindern, müsste sich die Konsumtion

der Grazer zeitgleich mit der saisonal steigenden Periphyton-Produktion erhöhen. Dies kann einerseits durch steigende Wachstumsraten der Grazer in einer Population oder andererseits durch Populationswachstum an sich erfolgen. In Standgewässern ist das Klarwasserstadium im Frühjahr eine Folge des auftretenden Populationswachstums der Daphnien, wodurch in diesen Gewässern höhere Grazingraten erreicht werden. In Fließgewässern erfolgt im besagten Zeitraum aber kein Populationswachstum der herbivoren Makroinvertebraten, sondern lediglich eine Zunahme der Wachstumsraten und damit ihrer Grazingaktivität. Dies ist durch den einjährigen Entwicklungszyklus der untersuchten Makroinvertebraten bedingt. Dabei wird die maximal mögliche Grazingaktivität besonders durch folgende Umweltfaktoren beeinflusst: Nahrungslimitation (z. B. Winter) und Fraßverluste durch benthivore Fische. Die Konsumtion der Herbivoren im Fließgewässer kann also nur in einem gewissen Umfang gesteigert werden, da die Grazer-Biomassen nicht beliebig zunehmen können. Folglich sind einer kompletten Verhinderung des Periphyton-Biomasse-Peaks im Fließgewässer eindeutig Grenzen gesetzt. Diese Grenzen könnten jedoch verschoben werden, indem die Fraßverluste der Grazer durch eine Steuerung der Fischbiomasse gering gehalten und außerdem die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet reduziert werden.

Zusammenfassung/ Schlussfolgerungen

Im Untersuchungsgewässer wurde die Höhe des Periphyton-Peaks wahrscheinlich durch benthisches Grazing reguliert. Jedoch war die Grazing-Aktivität der Makroinvertebraten nicht ausreichend, um das charakteristische Frühjahrsmaximum des Periphytons vollständig zu verhindern. Dafür wären Grazer-Dichten erforderlich, die das Doppelte der beobachteten Freiland-Abundanz betragen.

Die Steuerung der Periphyton-Biomasse kann vermutlich nur in einem sensiblen Zeitfenster erfolgen, in dem top-down-Effekte (Grazing) und bottom-up-Effekte (Lichtlimitation) in Kombination wirken. Um den Periphyton-Peak im Frühjahr gänzlich zu vermeiden, wäre zusätzlich eine Reduktion der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet notwendig.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen zweier Diplomarbeiten. Wir danken Frau Dr. Gabriele Sailer (TU München) für die Bereitstellung der Durchflussskammern und Herrn Dr. Björn Wissel (University of Regina, Canada) für die Durchführung der stabilen Isotopenanalyse. Frau Dipl.-Biol. Claudia Hellmann gilt unser Dank für die Bereitstellung vorhandener Makrozoobenthosdaten und die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- Benndorf, J. (1995): Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 80, 519-534.
- Boston, H. L. & Hill, W. R. 1991. Photosynthesis light relations of stream periphyton communities. *Limnology Oceanography*, 36, 644-656.
- Drenner, R. W. & Hambright, K. D. 1999. Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Archiv für Hydrobiologie*, 146, 129-165.
- Ibisch, R. B. 2004. Biogene steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen). Dissertation TU Dresden, Institut für Hydrobiologie.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L. J. & Jensen, L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: The role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342, 151-164.

Fische steuern Makrophytenabundanz? Effekte einer Fisch-Invertebraten-Kaskade auf die beschattende Wirkung des Epiphytons

Anne Timler, Sabine Hilt & Jan Köhler

Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, timler@igb-berlin.de, hilt@igb-berlin.de & koehler@igb-berlin.de.

Keywords: Makrophyten; Epiphyton; Fraßkaskade; top-down; Flachseen

Einleitung

Submerse Makrophyten spielen eine wichtige Rolle in Gewässer-Ökosystemen (Carpenter & Lodge, 1986) und können den Klarwasserzustand von Flachseen stabilisieren (Van Nes et al., 2002). Der Große Müggelsee und der ihn durchfließende Flachlandfluss Spree weisen seit Mitte der 1990er Jahre trotz vergleichbarer Wasserqualität ein kontrastierendes Makrophytenwachstum auf. In beiden Gewässern waren seit dem Anfang der 1970er Jahre die Bestände der Unterwasserpflanzen aufgrund hoher Nährstoffeinträge weitgehend verschwunden. Die Nährstoffeinträge nahmen seit 1990 wieder ab. Während die untere Spree rasch wieder durch Makrophyten besiedelt wurde, war im Müggelsee im Verlauf der letzten Jahre nur eine langsame Zunahme der Makrophyten-Deckung und -Biomasse zu verzeichnen (Körner, 2001; Körner & Pusch, 2002). Bisherige Untersuchungen zeigten, dass die Wiederbesiedlung submerser Makrophyten im Müggelsee durch eine starke Beschattung durch Epiphyton beeinflusst wird (Roberts et al., 2003). Da für die Epiphyton-Entwicklung keine bzw. nur zeitweise eine Beeinflussung durch die Nährstoff- und Lichtverfügbarkeit nachgewiesen werden konnte (Roberts et al., 2003; Köhler et al., in prep.), wurde eine Top-down-Steuerung durch eine Fisch-Makroinvertebraten-Kaskade vermutet, die schon Brönmark et al. (1992) und Jones & Sayer (2003) als wesentliche Ursache für die Beeinflussung der Abundanz submerser Makrophyten in Flachseen vermuteten.

Im Rahmen einer Diplomarbeit (Timler, in prep.) wurde untersucht, ob das Epiphyton- und somit das Makrophytenwachstum im Müggelsee im Vergleich zur Spree einer Top-down-Steuerung unterliegen, ob also der Fraßdruck der Fische auf Epiphyton-abweidende Invertebraten (*grazer*) einen signifikanten Effekt auf die Biomasse des Epiphytons hat. Unsere Hypothese war, dass im Müggelsee ein hoher Fraßdruck omnivorer Fische auf die *grazer* am Ende des Klarwasserstadiums (Okun et al., 2005) zu einem starken Anstieg der Epiphyton-Biomasse und damit vermehrter Beschattung der den Aufwuchsalgen als Substrat dienenden submersen Makrophyten führt. Dazu wurde die Entwicklung des Epiphytons im Müggelsee und in der Spree innerhalb und außerhalb von Fisch-Exclosures während der Vegetationsperiode 2008 verfolgt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Große Müggelsee befindet sich am südöstlichen Stadtrand Berlins. Das polymiktische, eutrophe Gewässer hat eine Fläche von 730 ha und eine mittlere Wassertiefe von 4,9 m (Driescher et al., 1993). Die Spree entspringt im Oberlausitzer Bergland und durchfließt die Bundesländer Sachsen und Brandenburg bis sie in Berlin in den Müggelsee mündet und diesen am nordwestlichen Ufer wieder verlässt. Die Länge der Spree wird mit ca. 380 km angegeben (Driescher, 1999). Am Nordufer des Müggelsees und in der Spree (Ortsteil Spreewerder) wurden vom 23. April bis 31. Juli 2008 künstliche Aufwuchsträger (Polypropylenfolien-Streifen) innerhalb und außerhalb von Fisch-Exclosures in 0.5 m Tiefe exponiert. Die Folienstreifen wurden sowohl nach jeweils 2 Wochen als auch nach 2, 4, 6 bis 14 Wochen Besiedlungszeit (Totalserie) entnommen. Das Epiphyton wurde mit Zahnbürsten beidseitig gelöst und mit filtriertem Müggelseewasser abgespült. Für die Bestimmung der Trockenmasse (TM) wurde ein aliquotes Volumen der Suspension filtriert (Glasfaserfilter GF/F). Die Filter (4 Replikate) wurden über Nacht bei 105 °C getrocknet, abgekühlt und gewogen. Die Lichtabsorption in der Wassersäule wurde aus kontinuierlich ermittelten Daten (Attenuation) der Messstation im Müggelsee berechnet. Die Berechnung der Absorption A der photosynthetisch aktiven Strahlung (% PAR) durch das Epiphyton erfolgte mit der Gleichung: $A = 113 \cdot TM / (12,3 + TM)$, $r^2 = 0,92$, mit Trockenmasse in g/m², (Roberts, 2002).

Ergebnisse und Diskussion

Die Lichtverfügbarkeit für submerse Makrophyten war im Müggelsee durch Epiphyton besonders im Frühjahr während des Klarwasserstadiums stark reduziert (Abb. 1).

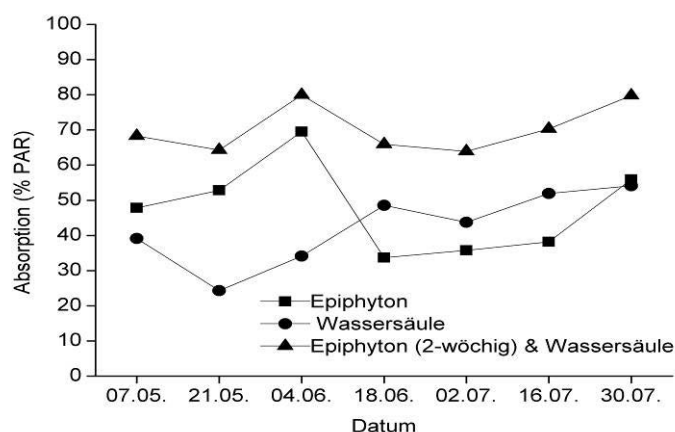


Abb. 1: Lichtabsorption (2008) im Müggelsee in der Wassersäule (gemittelt über jeweils 14 Tage vor Probenahme) und durch Epiphyton (Standardabweichung nicht dargestellt).

Während des Klarwasserstadiums wird das Phytoplankton vom Zooplankton gefressen, das Wasser wird klar. Auf den Zusammenbruch der Phytoplankton-Gemeinschaft folgt eine Reduktion des Zooplanktons. In dieser Phase können omnivore Fische auf benthische Nahrung und somit auf invertebrate Weidegänger (*grazer*) ausweichen, um ihren Nahrungsbedarf zu decken (Okun et al., 2005). Ausreichend Licht und vor allem die Abwesenheit von *grazern* ermöglichen, dass sich Epiphyton zu Beginn der Vegetationsperiode vermehrt auf den Makrophyten ansiedeln kann und stark zu deren Beschattung beiträgt.

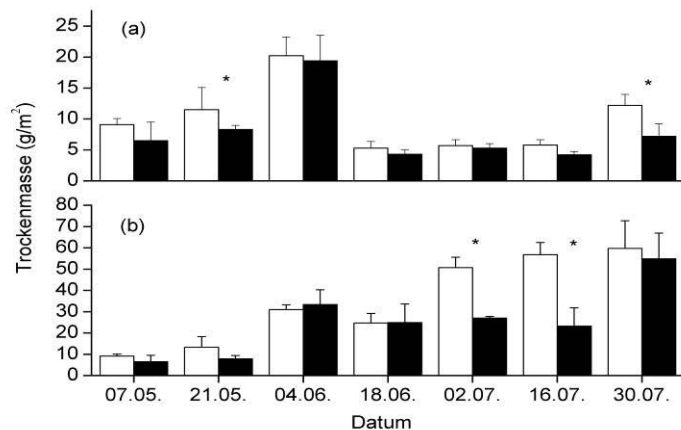


Abb. 2: Saisonale Dynamik der Epiphyton-Trockenmassen (+ Standardabweichung, n = 4) auf Aufwuchsträgern im Jahr 2008 im Müggelsee außerhalb (weiß) und innerhalb (schwarz) des Fisch-Exclosures mit (a) jeweils 2-wöchiger und (b) zunehmender (2 - 14 Wo) Expositionszeit.

Die Epiphyton-TM war im Müggelsee 2008 in der Totalserie im Juli außerhalb des Exclosures, also mit Fraßdruck von Fischen auf invertebrate Weidegänger, signifikant höher als innerhalb (Abb. 2b). In der Phase des Klarwasserstadiums (Anfang bis Ende Mai, Sichttiefen von 3,40 bis 5,40 m) wurden signifikante höhere Werte außerhalb der Exclosures nur in den 2-Wochen-Proben gemessen (Abb. 2a). Dies könnte entsprechend unserer Hypothese bedeuten, dass auf Grund von höherem Fraßdruck der Fische auf die *grazer* in diesen Zeiten weniger Epiphyton abgeweidet werden konnte, während die Biomasse des Epiphytons innerhalb des Exclosures unter Ausschluss der Fische potenziell durch die Makroinvertebraten reduziert werden konnte. Für einen direkten Nachweis dieser Fraßkaskade ist die Bestimmung der Invertebraten-Dichte auf den Aufwuchsträgern notwendig (Hust, in Vorb.). Die außerhalb der Exclosures gemessenen Epiphyton-TM waren 2008 zu Beginn der Vegetationsperiode in den 2-Wochen-Proben niedriger als 2001, ab Mitte Juni sogar deutlich geringer (Abb. 3). Dies könnte eine Ursache der signifikanten Unterschiede zwischen den Biomassen submerser Makrophyten in beiden Jahren sein (Nordufer in 0,5 m Tiefe: 2001: $1 \pm 0,2$ g TM/m², 2008: 130 ± 26 g TM/m²).

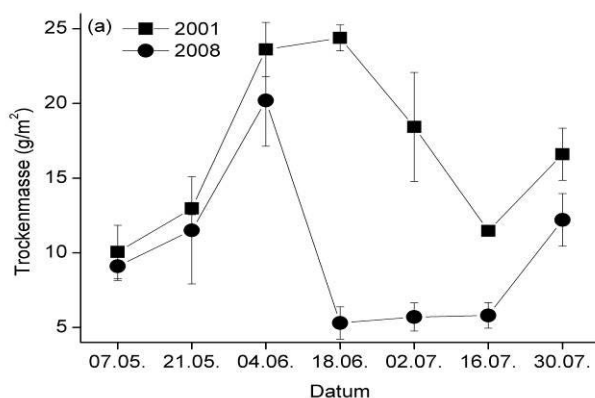


Abb. 3: Saisonale Dynamik der Epiphyton-Trockenmassen im Müggelsee außerhalb des Exclosures in den Jahren 2001 (+ Standardabweichung, n = 3, Datum jeweils + 2Tage) und 2008 (+ Standardabweichung, n = 4) mit jeweils 2-wöchiger Expositionszeit. Daten für 2001 aus Roberts et al. (2003).

Im Gegensatz zum Müggelsee war die Epiphyton-TM innerhalb des Exclosures in der Spree in der Totalserie gleich hoch oder sogar höher als außerhalb (Abb. 4 a). Ein Einfluss der Fische kann hier daher ausgeschlossen werden. Eher spricht eine reduzierte Strömung für die starke Ansiedlung des Epiphytons innerhalb des Exclosures. Die Aufwuchsträger, die sich außerhalb des Exclosures befanden, waren einer höheren Fließgeschwindigkeit ausgesetzt. Es wird vermutet, dass besonders bei Fließgeschwindigkeitszunahme Epiphyton mit einer Expositionszeit über zwei Wochen mechanisch durch das Wasser abgerieben wird (Abb. 4 b).

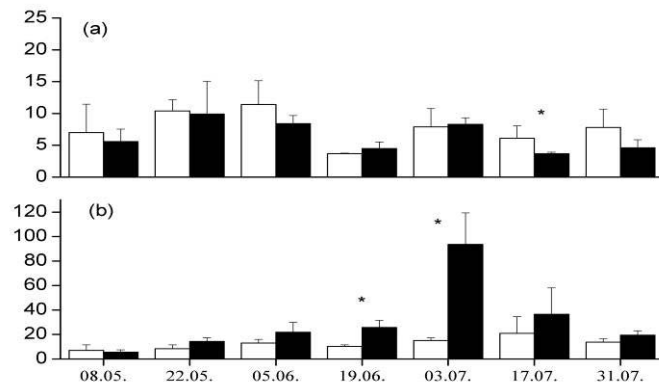


Abb. 4: Saisonale Dynamik der Epiphyton-Trockenmassen (+ Standardabweichung, n = 4) auf Aufwuchsträgern im Jahr 2008 in der Spree außerhalb (weiß) und innerhalb (schwarz) des Exclosures mit (a) jeweils 2-wöchiger und (b) zunehmender (2 - 14 Wo) Expositionszeit.

Aufwuchsalgen, die die Träger zuerst besiedelten, erhalten durch neu hinzukommende Algen kein Licht mehr und sterben ab. Somit ist ein Anhaften der Substratgrundlage (älterer Aufwuchs) für die neu angesiedelten Algen kaum mehr gewährleistet, sowohl altes als auch neu hinzugekommenes Epiphyton können leichter abgerieben werden. Es ist also möglich, dass das Epiphytonwachstum innerhalb des Exclosures eher durch Strömungsreduzierung begünstigt (Schutz) als dass es durch eine eventuell höhere Anwesenheit von *grazern* behindert wurde.

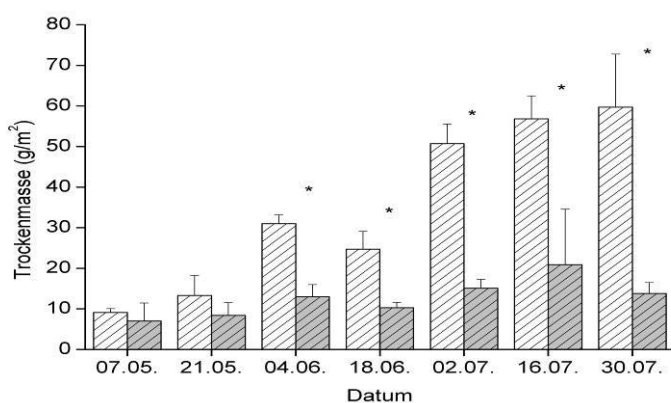


Abb. 5: Saisonale Dynamik der Epiphyton-Trockenmassen (+ Standardabweichung, n = 4) auf Aufwuchsträgern im Jahr 2008 im Müggelsee (weiß) und in der Spree (grau) außerhalb der Exclosures mit zunehmender (2 - 14 Wo) Expositionszeit.

Im Müggelsee konnte sich mit zunehmender Expositionszeit außerhalb der Exclosures signifikant mehr Epiphyton ansiedeln als in der Spree (Abb. 5), was auf eine unterschiedlich starke Beschattung der submersen Makrophyten durch Epiphyton in Spree und Müggelsee hinweist. Die in Abbil-

dung 5 dargestellten Daten unterstützen die Annahme, dass das Epiphytonwachstum in der Spree eher durch die Strömung beeinflusst wird als durch eine Fisch-Invertebraten-Kaskade.

Schlussfolgerung

Unsere Untersuchungen zeigen, dass die Epiphytonbiomasse im Müggelsee deutlich höher ist als in der Spree. Je mehr Epiphyton sich auf den Unterwasserpflanzen ansiedeln kann, sprich je größer der Fraßdruck der Fische auf die *grazer* ist, desto niedriger ist die Lichtverfügbarkeit für submerse Makrophyten. Das trifft besonders auf die Phase des Klarwasserstadiums zu. Zu diesem Zeitpunkt hätten die Unterwasserpflanzen im See auf Grund des höheren Lichtangebotes die Möglichkeit bis an die Oberfläche zu wachsen. Dieser Vorteil und die Abwesenheit von *grazern* wird allerdings auch vom Epiphyton genutzt, das nun durch Biomassezuwachs potentiell eine stärkere Beschattung der Makrophyten hervorruft. Die Ergebnisse der Fischausschluss-Experimente weisen im Müggelsee auf eine Top-down-Steuerung des Epiphytonwachstums durch omnivore Fische auf *grazer* hin. In der Spree hingegen wird das Epiphyton- und somit Makrophytenwachstum durch andere Faktoren beeinflusst. Wir vermuten, dass im fließenden Gewässer die Strömung einen negativen Einfluss auf das Epiphytonwachstum hat.

Literatur

- Brönmark, C., Klosiewski, S.P. & Stein, R.A. (1992): Indirect effects of predation in a freshwater benthic food chain. *Ecology* 73: 1662-1674.
- Carpenter, S. R. & Lodge, D.M. (1986): Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.* 26: 341-370.
- Driescher, E. (1999): Landschaftsentwicklung im Einzugsgebiet der unteren Spree. Berichte des IGB (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei), Heft 9.
- Driescher, E., Behrendt, H., Schellenberger, G., et al. (1993): Lake Müggelsee and its Environment - Natural Conditions and Anthropogenic Impacts. *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.* 78: 327-343.
- Hust, T. (in Vorb.): Einfluss von Fischpredation auf die Invertebraten-Besiedlung im Epiphyton. Bachelor-Arbeit, Fachhochschule Bernburg.
- Jones, J.I. & Sayer, C. (2003): Does fish-invertebrate-periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology*, 84, 2155-2167.
- Köhler, J., Kleka, J., & Hilt, S. (in prep.): Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity.
- Körner, S. (2001): Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. *Arch. Hydrobiol.* 152: 395-409.
- Körner, S. & Pusch, M. (2002): Submerse Makrophyten in der Spree, ihren Altarmen und durchflossenen Flachseen. In: Köhler, J., Gelbrecht, J. & Pusch, M. (Hrsg.): Die Spree – Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell* 10, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 186-196.
- Okun, N., Lewin, W.C. & Mehner, T. (2005): Top-down and bottom-up impacts of juvenile fish in a littoral reed stand. *Freshwat. Biol.* 50: 798-812.
- Roberts, E. (2002): Periphyton in Lake Müggelsee: Its seasonal dynamics and shading effects on submerged macrophytes. Diplomarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin
- Roberts, E., Kroker, J., Körner, S. & Nicklisch, A. (2003): The role of periphyton during the re-colonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506: 525-530.
- Timler, A. (in Vorb.): Einfluss von Fischpredation auf die Epiphyton-Besiedlung in einem eutrophen Fluss-Seen-System. Diplomarbeit, Freie Universität Berlin.
- Van Nes, E. H., Scheffer, M., Van den Berg, N. S., Coops, H. (2002): Aquatic macrophytes: restore, eradicate or is there a compromise? *Aquat. Bot.* 72: 387-403.

FUCHS, A. & H. J. HAHN: Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg

KRÜTTGEN, B., F. MÜLLER, N. KASCHEK, E. I. MEYER & P. GÖBEL: Ökologische Charakterisierung der Wirbellosen in den Quellen der Baumberge

MÜLLER, F., B. KRÜTTGEN, N. KASCHEK, P. GÖBEL & E. I. MEYER: Vom Wert der Artenvielfalt – eine Bewertung von Quellen in den Baumbergen nach ihrer Struktur und Fauna

PETERSEN, R., S. BERKHOFF, J. BORK & H. J. HAHN: Grundwasserfauna als Bioindikator im Bereich einer Uferfiltrationsanlage in Südkorea

REISS, M. & CH. OPP: Multi-Habitat-Sampling zur Erfassung und Typisierung von Quellgewässern

SCHMIDT, S., TH. WEBER & J.-U. KREFT: How do nutrition and temperature influence the growth of simplified groundwater assemblages? Simulations on the platform iDy-noMiCs

STEIN, H, A. FUCHS & H. J. HAHN: UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen

VÖLKER, J., M. FUNKE & D. BORCHARDT: Einflüsse von Talsperren auf die ökologische Qualität und das hyporheische Interstitial von Fließgewässern am Beispiel der Weißeritz (Sachsen) und der Eder (Hessen)

Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg

Andreas Fuchs¹ & Hans Jürgen Hahn¹

¹ Institut für Umweltwissenschaften, Arbeitsgruppe Grundwasserökologie an der Universität in Landau, Im Fort 7, 76829 Landau, fuchs@uni-landau.de, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserfauna, Dauermonitoring, Baden-Württemberg.

Einleitung

Seit Herbst 2006 führt die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württembergs (LUBW) aufgrund der Ergebnisse der landesweiten Kartierung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg ein ökologisches Dauermonitoring an 43 ausgewählten Standorten durch. Mit diesem Projekt sollen zum ersten Mal Grundwasserlebensgemeinschaften über den Zeitraum von bis zu 10 Jahren beobachtet und Veränderungen in der Gemeinschaft mit zahlreichen chemischen und mikrobiologischen Parameter in Zusammenhang gebracht werden.

Material und Methoden

Die Auswahl der Probenstandorte

Die Auswahl der 43 Standorte erfolgte im Frühjahr 2006 aus den 306 Messstellen der Studie „Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna Baden-Württembergs“. Als Kriterien wurden die bestehenden faunistischen und chemischen Daten herangezogen. Das Hauptaugenmerk bei den faunistischen Daten lag dabei auf einer artenreichen Besiedlung, auf dem Vorkommen von bemerkenswerten oder sehr seltenen Arten, typischen Grundwassergemeinschaften oder besonders hohen Dichten an Grundwassertieren. Ebenso wurden einige Standorte ausgewählt, die aufgrund ihrer Lage mehr oder weniger stark von Oberflächengewässern beeinflusst sind.

Zusätzlich wurde versucht, eine möglichst gute Flächendeckung und eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Standorte auf die einzelnen Grundwasserlandschaften und Naturraumgruppen zu erzielen. Abbildung 1 zeigt die Verteilung der 43 Standorte und ihre Lage in den Naturraumgruppen Baden-Württembergs.

Anhand der chemischen Parameter wurden ebenso einige dünn besiedelte bzw. unbesiedelte Messstellen und Altlastenstandorte ausgewählt, da es hier besonders interessant erschien, mit chemischen Begleitmessungen die Rahmenbedingungen einer mögliche Wiederbesiedlung der Standorte zu dokumentieren.

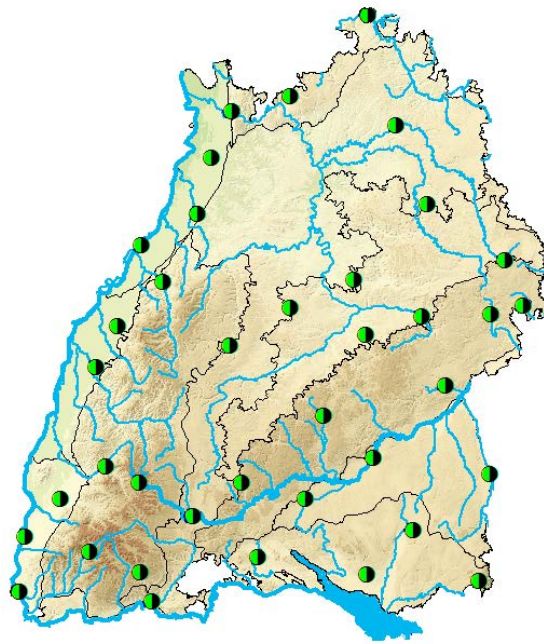


Abb. 1: Lage und Verteilung der 43 Messstellen des Dauermonitoringprojektes in den einzelnen Naturraumgruppen (Schwarze Linien).

Beprobung der Messstellen

Die bisherigen Beprobungen erfolgten in den letzten beiden Augustwochen 2006 und 2007, kurz vor den regulären Herbstbeprobungen der LUBW.

Zur Probennahme wurde wie bei der zuvor durchgeführten Studie der Netzsammler eingesetzt und auch Begleitmessungen der wichtigsten Vorortparameter durchgeführt. Zusätzlich wurden für diese Untersuchung die Nährstoffsituation anhand des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), des Kjeldahl Stickstoffs (Kjeldahl-N), der Ammonium-Konzentration (NH_4), des organischen Stickstoffs (org. N), des partikulären Kohlenstoffs (C partikulär) und des Gesamtphosphats (ges-PO_4) charakterisiert und die mikrobielle Gemeinschaft durch die Parameter Gesamtzellzahl (GZZ) und Gesamtkeimzahl (GKZ) erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Für die Auswertung wurden alle Krebsgruppen (Crustacea) und Wenigborster (Oligochata) auf Artniveau bestimmt. Alle übrigen Gruppen waren zahlenmäßig nicht relevant und wurden für die folgenden Auswertungsschritte nicht verwendet.

Bisher liegen nur die Ergebnisse der Probennahmen 2006 und 2007, sowie die faunistischen Daten der zwei Probennahmen der landesweiten Kartierung aus 2002 vor. Da bei der Kartierung von 2002 keine mikrobiologischen und nicht alle chemischen Parameter erfasst wurden, konnten daher nur die faunistischen Daten ausgewertet werden.

Die Daten wurden mit Hilfe von Gemeinschaftsalysen ausgewertet. In einem ersten Schritt wurden dazu alle zur Verfügung stehenden Datensätze für die statistischen Programme Primer v 6.0 und SPSS 15.0 aufbereitet.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit der Abbildungen wurden die faunistischen Daten der 43 Standorte in drei etwa gleich viele Messstellen umfassende Gruppen unterteilt. Die Einteilung erfolgte mit Hilfe eines Zufallsgenerators im Programm SPSS.

Die Daten der auf Artniveau bestimmten Tiere der jeweiligen Gruppen wurden anschließend quadratwurzeltransformiert, um den Einfluss dominanter Arten zu reduzieren, und mit dem Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmaß eine Abstandsmatrix berechnet. Die so behandelten Datensätze wurden mit Hilfe der Multidimensionalen Skalierung (MDS) ausgewertet und graphisch dargestellt. Für die Abbildungen der MDS gilt, dass je näher zwei Punkte (Proben) in den Abbildungen liegen, umso ähnlicher sind sich die Proben auch anhand ihrer Artenzusammensetzung. Mit zunehmender Distanz nimmt auch die Ähnlichkeit des Arteninventars ab.

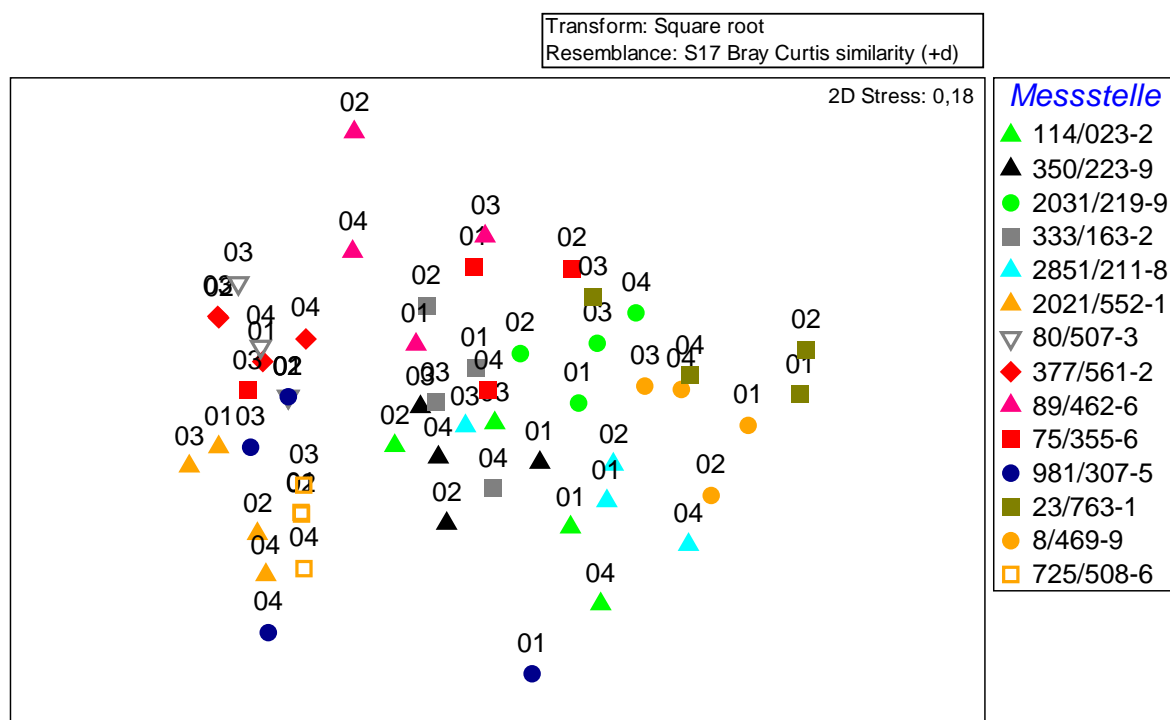


Abb. 2: Abbildung zur MDS. Die verschiedenen Symbole stellen Messstellen, die Zahlen die Einzelproben von 2002 (01) bis 2007 (04) dar.

Bei der Auswertung zeigte sich, dass bei rund einem Viertel der Standorte es kaum Veränderungen in der Artenzusammensetzung und in der Individuendichte seit 2001 gibt (Siehe Abb. 2 oben). Interessanter Weise sind in dieser Gruppe vermehrt Standorte mit sehr seltenen Grundwasserarten oder einer typischen Grundwasserzönose mit kaum oder keinen stygophilen oder stygoxenen Tierarten. In dieser Gruppe enthalten sind auch die tieferen Messstellen der Auswahl. Verantwortlich für diese Konstanz der Besiedlung dürfte somit eine gute Abschirmung gegenüber Einflüssen und Schwankungen der Oberfläche sein.

Ein weiteres Viertel der Standorte zeigt an einem der vier Probentermine zum Teil starke Abweichungen von den restlichen drei Proben. Auffällig ist hier, dass es sich bei den Abweichungen um

kein spezielles Jahr oder eine spezielle Jahreszeit handelt. Die Veränderungen traten bei verschiedenen Messstellen zu verschiedenen Terminen auf, ohne erkennbares Muster oder Ereignis.

Bei den übrigen Messstellen (etwa 50%), bei welchen sich je zwei Proben oder nur zwei Proben ähnlich waren, ergab sich kein Muster. Auch für diese zum Teil erheblichen Unterschiede in der Besiedlung gibt es nur in Ausnahmefällen eine augenscheinliche Erklärung.

Ein durchgeführter U-Test nach Mann & Whitney ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Probenterminen anhand der Faunengruppenparameter (z. B. Anzahl der Arten und Individuen, Anteile der Stygobionten und ähnliches mehr). Demnach war kein Jahr arten- oder individuenreicher als die anderen. Auch gab es kein Jahr, in dem der Anteil der Stygobionten bzw. der Ubiquisten besonders hoch oder besonders niedrig gewesen wäre.

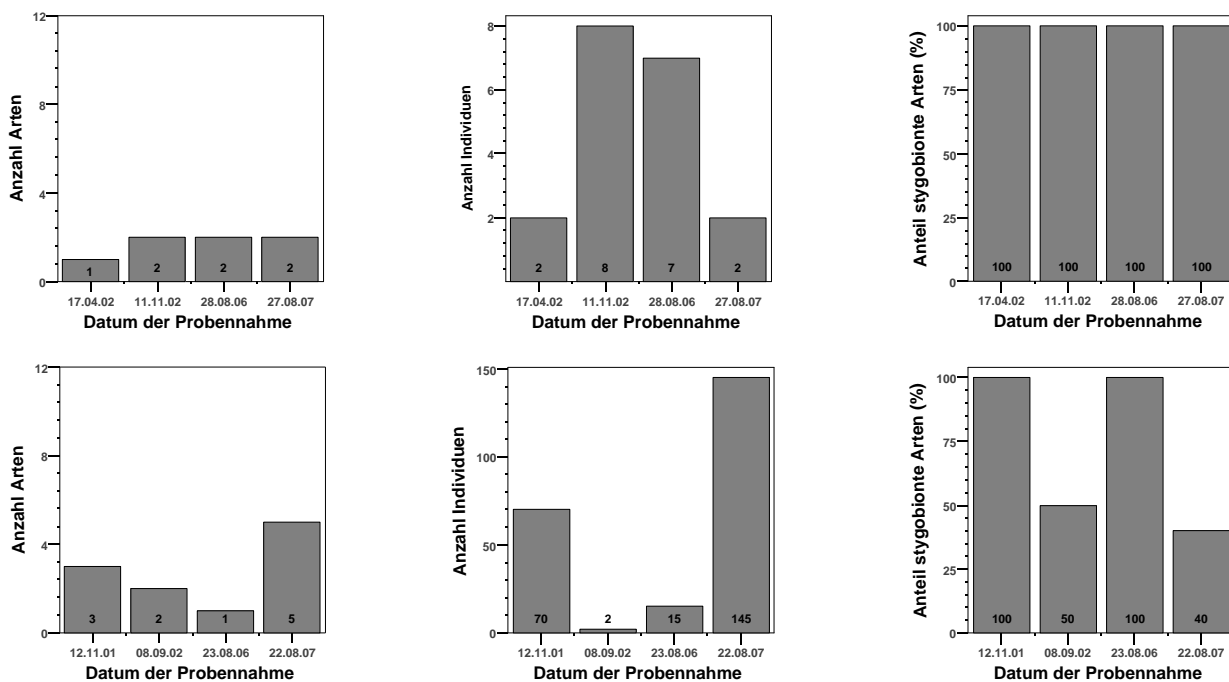


Abb. 3: Beispiel für einen stetig besiedelten (oben) und einen heterogen besiedelten Standort (unten).

Nur an 5 Messstellen fanden sich es erhebliche Unterschiede zwischen allen vier Proben (siehe Abb. 3 unten). Drei dieser Messstellen befinden sich in unmittelbarer Nähe zu einem Fließgewässer, sodass die Fluktuation der Besiedlung auf den Einfluss des Baches zurückzuführen sein dürfte.

In einem weiteren Auswertungsschritt wurde überprüft, ob Zusammenhänge zwischen den faunistischen Daten der Jahre 2006 und 2007 und den chemischen und mikrobiologischen Parametern existieren (Rangkorrelation nach Spearman). Insgesamt ergaben sich jedoch nur schwache und zum Teil zwischen den Untersuchungsjahren widersprüchliche Korrelationen zwischen der Fauna, den mikrobiologischen Parametern und der Nährstoffsituation.

Konstant über die beiden Untersuchungsjahre blieb eine schwache, aber signifikante Korrelation zwischen dem C/N-Verhältnis und dem Anteil an ubiquitären Arten. Je besser die Nährstoffversorgung an den Einzelstandorten, desto mehr Oberflächenarten kamen in den Proben vor.

Ökologische Charakterisierung der Wirbellosen in den Quellen der Baumberge

Birte Krüttgen¹, Frauke Müller¹, Norbert Kaschek¹, Elisabeth I. Meyer¹ & Patricia Göbel²

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, ¹Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, ²Geologisch-Paläontologisches Institut und Museum Corrensstr. 24, 48149 Münster

email: b_krue02@uni-muenster.de, frauke_mueller@gmx.de, kaschekn@uni-muenster.de, meyer@uni-muenster.de, pgoebel@uni-muenster.de

Keywords: Baumberge, Quelltypen, Makrozoobenthos

Untersuchungsgebiet

Die Baumberge liegen ca. 20 km westlich von Münster in Nordrhein-Westfalen. Sie erheben sich als reliefiertes Hügelland aus den weiten Ebenen der Westfälischen Tieflandsbucht. Die Baumberge wirken durch ihre geografische Lage als „Regenfänger“. Daher ist hier der mittlere Jahresniederschlag mit 800 bis 900 mm/Jahr (nach DWD) höher als im Umland. Die Lagerung und die Zusammensetzung der Gesteinsschichten in den Baumbergen weisen eine geologische Besonderheit auf. Die Schichten aus geklüfteten und wasserdurchlässigen Kalksandsteinen, welche auf wasserundurchlässigen Kalkmergelsteinen lagern, weisen die Form einer „Schüssel“ auf. Durch den höheren Tongehalt fungieren letztere als Grundwasserstauer (Abb. 1). Dies bedingt die Ausbildung eines sehr ergiebigen, zwischen +100 mNN und +120 mNN festgelegten Grundwasserhorizontes, an dem die Quellen entspringen und sogenannte Überlaufquellen bilden (BEYER 1992).



Abb. 1: Überlaufquelle in den Baumbergen (aus Meyers Großes Konversations-Lexikon, Leipzig 1908, verändert)

Die Quellen ergießen sich in alle Himmelsrichtungen („Hydrografischer Knoten“) und speisen die Vorfluter Berkel, Vechte, Steinfurter Aa, Münstersche Aa und Stever, woraus sich fünf Einzugsgebiete ergeben.

Quellen stellen durch ihre Komplexität und ihre Einzigartigkeit sensible Kleinbiotope dar. Sie sind Schnittstellen zwischen terrestrischen und aquatischen Lebensräumen. Quellen besitzen eine ganzjährig konstante Temperatur, in den Baumbergen liegt diese zwischen 8 und 10 °C. Sie sind nährstoff- und O₂-arm sowie CO₂-reich. Quellen sind gekennzeichnet durch ihre Kleinräumigkeit und isolierte Lage. Ist das Ausgangsgestein karbonathaltig, kann die Bildung von Tuff charakteristisch sein (SCHINDLER 2004).

Im Rahmen eines größeren, interdisziplinären Forschungsprojektes sollten folgende Fragen geklärt werden:

1. Welche Parameter könnten einen Einfluss auf die Besiedlung der zu untersuchenden Quellen haben?
2. Sind Muster erkennbar?

Material und Methoden

Abiotische Bestandsaufnahme

Um die wichtigsten ökologischen Faktoren der Quellen zu erfassen, wurde das Kartier- und Bewertungsverfahren nach SCHINDLER (2004) angewandt. Zur Aufnahme des faunistisch beprobten Areals ist eine eigenständige Strukturkartierung mit den untenstehenden Parametern durchgeführt worden.

- Lage, Größe, Wassertiefe
- Quelltyp (Sturz-, Tümpel- oder Sickerquelle), Substrat
- Fließgeschwindigkeit, Abfluss

Folgende physikochemischen Parameter wurden durch Vor-Ort-Messungen und Laboranalysen erfasst:

- Temperatur
- pH-Wert
- el. Leitfähigkeit
- NO₃- und O₂-Konzentration

Biologische Bestandsaufnahme

Auswahl der Quellen: Es wurden Vertreter aus jedem der fünf Einzugsgebiete und von jedem der drei Quelltypen ausgewählt. Dies ergab 36 Quellaustritte an 17 Quellen. Die Bestandsaufnahme wurde im März 2008 einmalig mit der Zeitsammelmethode mit Flächenbezug und Netzen einer Maschenweite von 250 mm erhoben.

Zeitsammelmethode mit Flächenbezug: In den Quellen wurden insgesamt 500 cm² eine Minute lang beprobt, wobei die Fläche und die Zeit proportional angeglichen wurden, wenn der Quellbereich größer war oder mehrere Quellaustritte direkt nebeneinander lagen. Bei der Beprobung der Quellen wurde unterschiedliches Substrat berücksichtigt.

Abgrenzung der Quelle vom Quellbach (nach VON FUMETTI et al. 2007): Um repräsentative Proben zu erhalten, muss die Quelle definiert werden. Dies erfolgte durch eine Temperaturmessung direkt am Quellaustritt und mit zunehmender Entfernung vom direkten Quellaustritt an weiteren Standorten. Unterscheidet sich die Temperatur mehr als 1 °C von dem Quellaustritt, ist hier die

Grenze zwischen Quelle und Quellbach zu ziehen. Diese Methode ist vorwiegend im Sommer und im Winter anwendbar, da im Frühjahr oder im Herbst die Luft- und Quelltemperatur identisch sein können. Folglich bilden sich keine Temperaturunterschiede entlang der Quelle und des Quellbaches und eine Abgrenzung anhand der Temperatur ist nicht möglich.

Quellentypen

Es wurden 23 als Sturz-, drei als Tümpel- und zwei als Sickerquellen eingestuft. Quelltypen besitzen unterschiedliche Charakteristika (Tab. 1), sind allerdings nicht immer eindeutig einem bestimmten Quelltypen zu zuordnen, da oft Mischtypen auftreten. Meist wird der dominante Quelltyp angegeben.

Tab. 1: Quelltypen nach SCHINDLER & OTTO (2002).

	Sturzquel	Tümpelquel	Sickerquel
Grundwasseraust	punktu	punktuell oder mehrere	diffu
Fließgeschwindig	hoc	gering bis fehlend, außer im	gerin
Abflus	hoc	unterschiedlich	gerin
Substr	gro	nach Korngröße um die kreisförmig sortiert, innen nach außen hin	fein bis
Lebensgemeinsch	Fauna Tierwelt Substrat	Stillwasserlebensgemein	Stillwass lebensgemeinsc
charakteristisc	Larven von	<i>Psidium personatum</i> , <i>Galba</i>	<i>Psidium</i>
Tierarte	<i>Oxyer sp.</i> , <i>Dixasp.</i> , <i>Crunoecia</i>	<i>Pedicia</i>	<i>Galba truncatula</i> .

Ergebnisse

Quantitative Erfassung des Makrozoobenthos

Die mittlere Abundanz der gefundenen Tiere war in den Sickerquellen mit 11460 Individuen/m² am höchsten. Bei den Sturzquellen war die mittlere Abundanz mit 6372 Individuen/m² am geringsten, wobei hier die höchste mittlere Taxazahl von 29 vorzufinden war. Allerdings wies eine Sturzquelle die insgesamt geringsten Einzelwerte für Abundanz und Taxazahl auf (Tab. 2).

Tab. 1: Statistische Werte

Quellentyp		Ind. / m²	Taxa
Sturzquellen (Rheokrene)	Mittelwert	6372	29
	Min	80	4
	Max	45200	37
Tümpelquellen (Limnokrene)	Mittelwert	9287	17
	Min	5120	12
	Max	17160	24
Sickerquellen (Helokrene)	Mittelwert	11460	16
	Min	4040	16
	Max	18880	16

Die Leitfähigkeit und der pH-Wert zeigen keine großen Schwankungen zwischen den unterschiedlichen Quellen. Der pH-Wert lag im Bereich zwischen 7 und 8 und die el. Leitfähigkeit zwischen 700 und 800.

Die Fließgeschwindigkeit zeigt bei den Sturzquellen mit einem minimalen Wert von 0,01 m/s und einem maximalen Wert von 0,4 m/s die größten Schwankungen. Die Tümpel- und Sickerquellen zeigten kaum Strömung (Abb. 5a).

Die Temperaturen lagen, mit Ausnahme von drei etwas kälteren Quellen, zwischen 8 und 10 °C. Die Tümpel- und Sickerquellen zeigten tendenziell etwas niedrigere Temperaturen als die Sturzquellen (Abb. 5a).

Der Sauerstoffgehalt schwankte zwischen 2 und 9 mg/l und der Nitratgehalt zwischen 20 und 80 mg/l. Unterschiede zwischen den Quelltypen waren nicht zu erkennen (Abb. 5b).

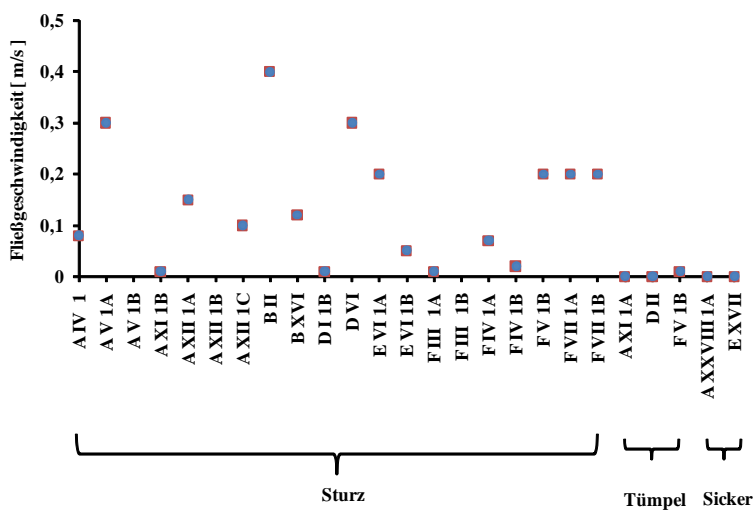


Abb. 6: Abfluss, einmalige Messung der 25 Quellaustritte der Baumberge. Die x-Achse kennzeichnet die verschiedenen beprobten Quellen.

Der Abfluss war bei den Sturzquellen mit 3 l/s am höchsten. Der geringste Wert betrug ca. 0,25 l/s. Bei den Tümpel- und Sickerquellen zeigt der Abfluss keine höheren Werte als 0,5 l/s (Abb. 6).

Fazit

Die bisherigen Auswertungen haben gezeigt, dass die Substratzusammensetzung, die Fließgeschwindigkeit, der Abfluss, der Sauerstoffgehalt und der Nitratgehalt die benthische Besiedlung beeinflussen. Der Quelltyp dagegen bedingt die Parameter Substrat, Fließgeschwindigkeit, Temperatur und Abfluss.

Ausblick

Für die ökologische Charakterisierung der Wirbellosen in den Quellen der Baumberge werden autökologische Auswertungen nach SCHMEDTJE & COLLING (1996) und TACHET (2000) sowie statistische Auswertungen erfolgen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Helfern, die bei Probennahmen, Tierbestimmungen und Auswertungen beteiligt waren.

Literatur

- BEYER, H. (1932): Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumbergegebietes; Münster (Westf).
[Dissertation].
- BEYER, L. (1992): Die Baumberge; Münster (Westf) (Aschendorffsche Verlagsbuchhandlung – [ISBN 3-402-06344-1].
- VON FUMETTI, S., NAGEL P. & Baltes B. (2007): Where a springhead becomes a springbrook - a regional zonation of springs. Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie. 1: 37-48.
- Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen – DEUTSCHER WETTERDIENST, (1989).
- SCHINDLER, H.(2004): Bewertung und Auswirkung von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz; Kaiserslautern.
- SCHINDLER, H. & OTTO, A. (2002): Quelltypenatlas. – 171; Mainz, – [ISBN 3-933123-14-3].

Vom Wert der Artenvielfalt – eine Bewertung von Quellen in den Baumbergen nach ihrer Struktur und Fauna

Frauke Müller¹, Birte Krüttgen¹, Norbert Kaschek¹, Patricia Göbel² & Elisabeth I. Meyer¹

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, ¹Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, ²Geologisch-Paläontologisches Institut und Museum, Corrensstr. 24, 48149 Münster

E-Mail: fraukemueller@uni-muenster.de, b_krue02@uni-muenster.de, kaschekn@uni-muenster.de, meyer@uni-muenster.de, pgoebel@uni-muenster.de

Keywords: Biodiversität, Quellen, Bewertung, Baumberge, Makrozoobenthos

Einleitung

Entgegen einer verbreiteten Auffassung lässt sich Biodiversität nicht auf Artenvielfalt allein beschränken (Harper & Hawksworth 1995). Vielmehr definiert sie sich als ein „Maß für die qualitative, quantitative oder funktionelle Vielfalt biotischer Objekte aller Organisationsebenen in einem konkreten oder abstrakten, räumlichen oder zeitlichen Bezugsraum.“ (Beierkuhnlein 2003). Eine isolierte Betrachtung der Ebenen der Biodiversität wird daher immer nur ein partielles Verständnis der realen Zustände ermöglichen. Dies anerkennend, muss eine ökologische Untersuchung von Quellen unterschiedliche Facetten der Diversität aufgreifen, wenn sie dem Anspruch einer ganzheitlichen Betrachtung gerecht werden will. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde die Biodiversität der Quelllebensräume in den Baumbergen (Münsterland, NRW) erfasst und in Beziehung gesetzt zu ihrer ökologischen Wertigkeit. Die Frage der Bewertung ist von Interesse, da in der naturschutzfachlichen Praxis eine hohe Biodiversität mitunter einer hohen ökologischen Wertigkeit gleichgesetzt wird (Mayer et al. 2002). Am Beispiel der Baumbergequellen soll diesem als selbstverständlich vorausgesetzten Zusammenhang exemplarisch nachgegangen werden. Betrachtet werden hierbei die Vielfalt der Arten, der Strukturen und ihre jeweiligen Wechselbeziehungen. Überdies ist auch die Entwicklung der Biodiversität in dieser stark anthropogen überprägten Landschaft Gegenstand der Untersuchung. Ihr wird sich durch einen Vergleich mit historischen Datensätzen annähert. Folgende Hypothesen sollten überprüft werden:

- In den Baumbergequellen sind Biozönosen mit hoher Diversität in ihrer ökologischen Wertigkeit höher einzuordnen als diejenigen mit geringer Diversität.
- Eine hohe Strukturvielfalt begünstigt eine hohe Diversität der Biozönosen in den Baumberger Quellen.
- Stärker anthropogen beeinflusste Quellen in den Baumbergen sind in ihrer ökologischen Wertigkeit niedriger einzustufen als weniger beeinflusste Quellen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Baumberge ragen als kleinräumige Hügellandschaft aus dem flachen Kernmünsterland in Nordrhein-Westfalen. Mit +186 mNN bilden sie die höchste Erhebung der Westfälischen Bucht, dem südlichsten Ausläufer des Norddeutschen Tieflandes. Bemerkenswert ist ihre geologische Genese: Während der Oberkreide überdeckte ein Schelfmeer das Tiefland. Sedimente formten in der Westfälischen Bucht eine muldenartige Struktur, die sich auch nach der späteren tektonischen Hebung der Baumberge in ihrem Innern erhalten hat. Diese „Schüsselstruktur“ mit unterschiedlich wasserdurchlässigen Gesteinsschichten bildet heute ein Reservoir für Grundwasser, das zahlreiche Überlaufquellen speist. Die Quellen säumen die 120m-Höhenlinie, welche in etwa der Schichtgrenze zwischen den wasserstauenden Coesfeld-Schichten und den wasserdurchlässigen Baumberge-Schichten entspricht (Beyer 1992).

Faunistische Probennahme

In März und April 2008 wurden 16 Quellen einer Einmalbeprobung des aquatischen Makrozoobenthos unterzogen. Quelle und Quellbach konnten mittels der temperaturbasierten Methode nach von Fumetti et al. (2007) voneinander abgegrenzt werden. Die Beprobung des Makrozoobenthos erfolgte nach einer Zeitsammelmethode mit Flächenbezug: Eine Fläche von 500 Quadratzentimetern wurde während einer Minute mit einem Handkescher (Maschenweite 250 Mikrometer) beprobt. Um die empfindlichen, kleinräumigen Biotope nicht übermäßig zu beeinträchtigen, beschränkte sich die Beprobung bei kleineren Quellen auf nur eine, bei größeren auf bis zu drei Probennahmeflächen. Der Fixierung von Proben und Substrat diente 97%iger Ethanol. Nur Hirudinea (Egel) und Turbellaria (Strudelwürmer) wurden lebend bestimmt.

Bewertungsverfahren

Zur Feststellung der ökologischen Wertigkeit der Quellen wurden zwei Bewertungsverfahren eingesetzt: Das angewandte „Bewertungsverfahren zur Quellfauna“ nach Fischer (1996) setzt die Anzahl der vorhandenen Quelltaxa ins Verhältnis zur Anzahl der potenziell vorkommenden Quelltaxa. Es erlaubt somit eine naturschutzfachliche Bewertung der Standorte im Hinblick auf die Vollständigkeit des zu erwartenden Arteninventars. Zusätzlich zur Fauna gibt auch die Struktur des Lebensraumes Aufschluss über die Lebensraumqualität. An 51 Quellen wurde daher das „Kartier- und Bewertungsverfahren zur Quellstruktur“ nach Schindler (2006) angewandt. Eine hohe Vielfalt der Habitatstrukturen innerhalb der Quelle und in ihrem Umfeld, begleitet von geringen anthropogenen Beeinträchtigungen führt in diesem Verfahren zu einer positiven Bewertung der Lebensräume. Beide genannten Verfahren ordnen die zu bewertenden Quellen in ein fünfstufiges Wertesystem ein.

Statistik

Die Parameter der α - und γ -Diversität (Taxazahl S , Simpson-Index $1/D$) berechnete das Programm PAST Version 1.82b. Mit EstimateS Version 7.5 konnte der Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizient C_N bestimmt werden. Der Ermittlung von Zusammenhängen zwischen einzelnen Faktoren der quantitativen Diversität, der faunistischen Bewertung und der Strukturbewertung diente das Programm SPSS Version 16.0.1. Die historischen Datensätze wurden mit einer DCA, erstellt mit Canoco für Windows Version 4.5, auf erklärende Faktoren hin analysiert. Die Daten wurden nicht transformiert.

Ergebnisse und Diskussion

Verglichen mit Ergebnissen anderer Untersuchungen ist die Gesamtdiversität (γ -Diversität) in den Baumbergequellen mit 120 Taxa der Makrofauna als mittelhoch bis hoch einzustufen (vgl. von Fumetti 2007; Gerecke et al. 2005). Insgesamt sind nur 13 dieser Taxa krenophil und 5 Taxa krenobiont. An den einzelnen Standorten wurden im Mittel 22 Taxa unterschieden und ein inverser Simpson-Index $1/D$ von 4,83 festgestellt. In der Größenordnung entspricht dies der von anderen Autoren angegebenen standörtlichen Diversität (α -Diversität) (vgl. von Fumetti et al. 2007; Smith et al. 2003). Ähnliches gilt für die mittleren Abundanzen von 7333 Individuen pro Quadratmeter. Die β -Diversität mit ausnehmend geringen Bray-Curtis-Ähnlichkeiten von im Mittel nur 29,6 % weist auf eine hohe faunistische Heterogenität der Standorte hin.

Nach Bastian (1999) ist die alleinige Betrachtung der Diversität nicht geeignet, um auf die Qualität der Lebensräume zu schließen. Die aus diesem Grunde durchgeführte naturschutzfachliche Bewertung der Quellen fiel trotz des Vorhandenseins einiger quelltypischer Taxa wie *Crunoecia irrorata* (Quellköcherfliege), *Pisidium personatum* (Quellerbsenmuschel) und *Niphargus* sp. (Grundwasserkrebs) überwiegend negativ aus: Zur Hälfte wurden die Lebensgemeinschaften als quellfremd bzw. sehr quellfremd eingestuft (Abb. 1). Nur eine Quelle beherbergte eine quelltypische Biozönose. Grund für die niedrige Einstufung war eine geringe Anzahl Quellspezialisten. Gleichzeitig war die Anzahl an Generalisten, d.h. an Organismen, die in vielen Gewässern vorkommen können und nicht auf Quellen als Lebensraum angewiesen sind, relativ hoch. Die Vermutung, dass eine hohe faunistische Diversität mit einer hohen ökologischen Wertigkeit einhergehe, wurde demnach nicht bestätigt.

Die Bewertung der Struktur an insgesamt 51 Quellen fiel positiver aus als die faunistische Bewertung (Abb. 2). Im Mittel erreichten die Standorte die Wertklasse 3. Zwar sind nur einige Quellen in einem naturnahen Zustand, doch sind viele bedingt naturnah und nur wenige stark geschädigt.

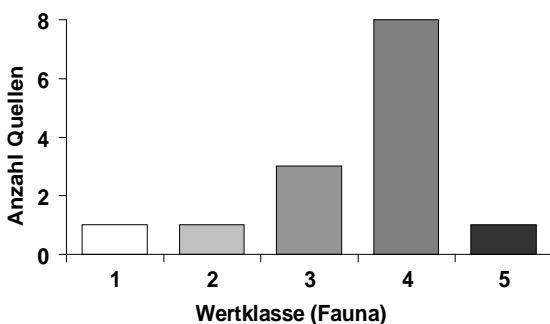


Abb. 1: Ergebnis der Quellbewertung nach der Fauna (n=14; 1=quelltypisch; 2=bedingt quelltypisch; 3=quellverträglich; 4=quellfremd; 5=sehr quellfremd).

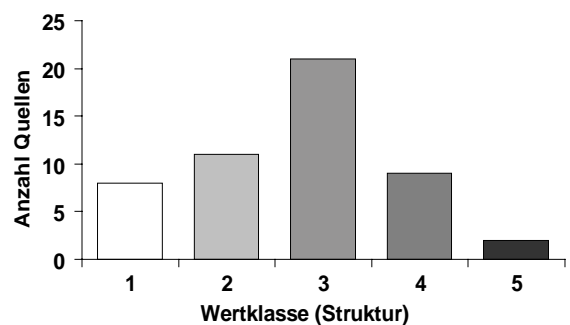


Abb. 2: Ergebnis der Quellbewertung nach der Struktur (n=51; 1=naturnah; 2=bedingt naturnah; 3=mäßig beeinträchtigt; 4=geschädigt; 5=stark geschädigt).

Die Wertklassen der Strukturbewertung sind nicht mit den faunistischen Diversitätswerten oder mit der faunistischen Quellbewertung korreliert. Es hat also zunächst den Anschein, als wirke sich eine erhöhte Strukturvielfalt nicht unmittelbar auf die Fauna aus. Betrachtet man allerdings nur die Strukturen innerhalb des Quellbereichs und nicht das Endergebnis der Strukturbewertung, das auch Faktoren des Umfeldes integriert, so zeichnet sich ein differenziertes Bild ab. Standorte mit einer großen Anzahl an Substrattypen, Strömungszuständen oder besonderen Strukturen sind durch signifikant höhere Taxazahlen und auch Quelltaxazahlen gekennzeichnet (Abb. 3). Es deutet sich also an, dass die besiedlungsrelevanten Faktoren vornehmlich in der Quelle selbst zu finden sind. Der

Annahme, dass sich die Struktur der Baumbergequellen auf die Diversität der Fauna auswirkt, kann daher zugestimmt werden.

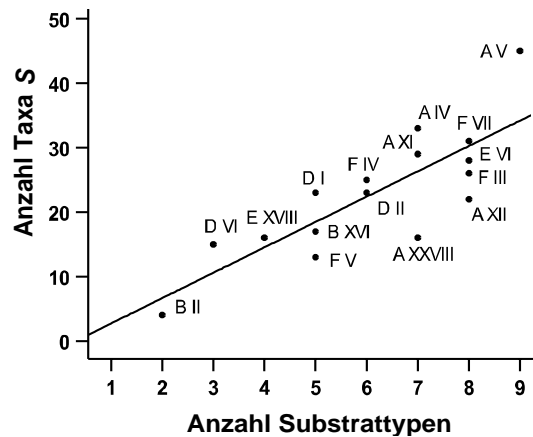


Abb. 3: Anzahl Substrattypen und Taxa: höchst signifikant korreliert ($n=16$, $r^2=0,67$, $p<0,001$). In jedem Einzugsgebiet (Buchstaben) sind die Quellen durchnummeriert (römische Zahlen).

Im historischen Vergleich unterscheiden sich biologische Aufnahmen der 1920er Jahre stark von den übrigen Aufnahmen (Abb. 4). Die Verbreitung vieler typischer Quellarten ist seitdem zurückgegangen. Ein Standort stellt hier eine bemerkenswerte Ausnahme dar: Die Biozönose des „Hexenpüttts“ (A V) ist über die Jahre auffällig konstant geblieben. Hier sind zudem die mit Abstand meisten Taxa und auch Quelltaxazahlen zu verzeichnen (49 bzw. 12). Damit ist ausgerechnet eine der am stärksten von Spaziergängern frequentierten Quellen ein ökologisch sehr wertvoller Standort.

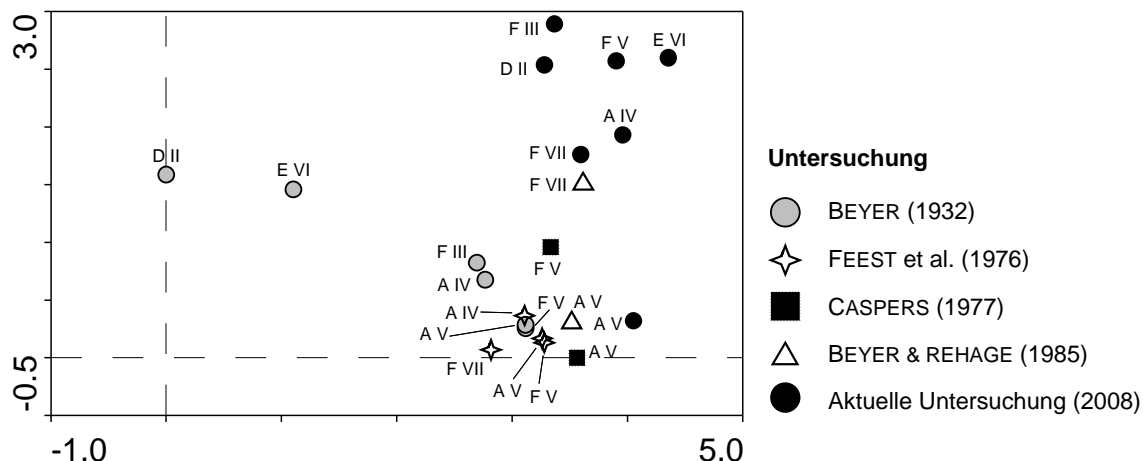


Abb. 4: DCA von sieben Quellstandorten. Die biologischen Aufnahmen der Quelle A V bilden ein Cluster in der rechten unteren Bildhälfte.

Generell lässt sich aber feststellen, dass die Quellen mit zunehmendem anthropogenem Einfluss artenärmer, weniger divers und auch ökologisch geringwertiger sind. Die wenig beeinträchtigten Quellen des Gebiets sollten daher einen besonderen Schutz genießen. Diese Forderung muss nicht zwangsläufig einen Ausschluss des Menschen aus dem Quellgebiet bedeuten. Vielmehr sollte unterschieden werden, welche Nutzungsformen sich tatsächlich schädigend auswirken.

Schlussbetrachtung

Die Untersuchung konnte belegen, dass die Quellen der Baumberge in Erscheinung und Fauna äußerst vielgestaltig sind. Sie bieten einigen krenobionten und krenophilen Arten einen Lebensraum, die in den Bächen der Region nicht oder kaum verbreitet sind. Trotz ihrer Kleinräumigkeit

erweitern die Quellen damit das Spektrum der lokalen Fauna und der Landschaftselemente und leisten einen Beitrag zur regionalen Biodiversität. Durch die intensive Landnutzung sind diese Lebensräume in der Vergangenheit verändert und die Quellfauna beeinträchtigt worden: An die Stelle der Quellspezialisten sind mehrheitlich Bachgeneralisten getreten. Letztere sind für die ökologische Wertigkeit jedoch weniger ausschlaggebend als das Vorkommen der spezialisierten Arten. Diese sind zwar im Gebiet noch anzutreffen, jedoch in sehr viel geringerem Umfang als zu Beginn des vorigen Jahrhunderts. Ein direkter Zusammenhang zwischen Diversität und ökologischer Wertigkeit konnte demnach nicht festgestellt werden. Die Habitatstruktur erscheint deutlich naturnäher als es die Lebensgemeinschaften nahe legen. Die Voraussetzungen für eine Wiederbesiedlung mit quellspezifischen Organismen sind an vielen Standorten relativ gut. Tatsächlich sind gerade dort mehr Quelltaxa zu finden, wo die Strukturen in der Quelle divers und zahlreich sind. Diese Standorte könnten möglicherweise als Ausgangspunkte für eine Regeneration der übrigen Quellen dienen.

Danksagung

Die Untersuchung war Teil einer Diplomarbeit im Rahmen des Projekts „Quellen in den Baumbergen – Erhaltung, Erforschung und Entwicklung der Quellen im Natur- und Erlebnisraum Baumberge“. Dieses wurde in Kooperation des Instituts für Evolution und Biodiversität und des Geologisch-Paläontologischen Instituts der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster durchgeführt.

Literatur

- Bastian, O. (1999): Ansätze der Landschaftsbewertung – 4.4 Pflanzen und Tierwelt. In: Bastian, O. & Schreiber, K.-F. (Hg.) (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. überarbeitete Aufl.. Berlin, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag: 289-347.
- Beierkuhnlein, C. (2003): Der Begriff Biodiversität. *Nova Acta Leopoldina* 87(328): 51-71.
- Beyer, H. (1932): Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumbergegebiets. Münster (Westf.): Westfälische Vereinsdruckerei AG: 1-185.
- Beyer, H. & Rehage, H.-O. (1985): Ökologische Beurteilung von Quellräumen in den Baumbergen. *LÖLF-Mitteilungen* 10(3): 16-22.
- Beyer, L. (1992): Die Baumberge. 2., neubearb. und erw. Aufl. Münster: Aschendorff Verlag (Landschaftsführer des Westfälischen Heimatbundes, 8): I-IV, 1-127.
- Caspers, N. (1977): Die Tierwelt einiger Quellen der Baumberge – nach dem Stand Mai/Juni 1977. In: Beyer, H. & Caspers, N. (1977): Schutzwürdigkeit der Baumberge-Quellen. Unveröffentl. Gutachten. Gelsenkirchen: 1-16.
- Feest, J., Briesemann, C., Greune, B. & Penassa, J. (1976): Zum Artenbestand von vier Quellregionen der Baumberge verglichen mit faunistischen Untersuchungen aus den Jahren 1926-30. *Natur und Heimat* 36 (2): 32-39.
- Fischer, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. *Crunoecia* 5: 227-240.
- von Fumetti, S., Nagel, P. & Baltes, B. (2007): Where a springhead becomes a springbrook – A regional zonation of springs. *Fundamental and Applied Limnology* 169: 37-48.
- Gerecke, R., Storch, F., Meisch, C. & Schrankel, I. (2005): Die Fauna der Quellen und des hyporheischen Interstitials in Luxemburg – Unter besonderer Berücksichtigung der Milben (Acari), Muschelkrebse (Ostracoda) und Ruderfusskrebse (Copepoda). Luxemburg: Musée National d'Histoire Naturelle Luxembourg (Ferrantia/Ferrantia, 41): 1-140.
- Harper, J.L. & Hawksworth, D.L. (1995): Preface. In: Hawksworth, D.L. (Ed.): *Biodiversity – Measurement and Estimation*. Chapman & Hall: 5-12.
- Mayer, P., Abs, C. & Fischer, A. (2002): Biodiversität als Kriterium für Bewertungen im Naturschutz – Eine Diskussionsanregung. *Natur und Landschaft* 77: 461-463.
- Schindler, H. (2006): Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz. Kaiserslautern: Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern (Berichte, 17): 1-203.
- Smith, H., Wood, P.J. & Gunn, J. (2003): The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. *Hydrobiologia* 510: 53-66.

Grundwasserfauna als Bioindikator im Bereich einer Uferfiltrationsanlage in Südkorea

Ralf Petersen¹, Sven Berkhoff¹, Jörg Bork¹ & Hans Jürgen Hahn¹

¹ Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität Koblenz-Landau, Abteilung Biologie, Fortstr. 7, 76829 Landau, petersen-ralf@uni-landau.de, berkhoff@uni-landau.de, bork@uni-landau.de, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserfauna, Uferfiltration, Fallensysteme, Netzsammler, GW-Fauna-Index, Südkorea

Einleitung

Die Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrationsanlagen ist von zunehmender Bedeutung für die Republik Korea (Südkorea), da die Hydrogeologie dieses Landes keine ausgedehnten Grundwasservorräte bietet, welche eine ausreichende Trinkwasserversorgung zulassen würde (KIM & KIM 2008). Vorhergehende Studien in Südkorea (Nakdong, Daegu) und in Deutschland (Rhein, Düsseldorf) haben gezeigt, dass die hydrologischen Bedingungen mittels biologischer Methoden - unter Nutzung der Meiofauna und unter Anwendung des GW-Fauna-Index nach HAHN (2006) - beschrieben und bewertet werden können (BERKHOFF et al. 2009; BORK et al. 2008).

Im Rahmen der dritten Phase des „21st Century Frontier Research & Development Program“ in Korea werden die grundwasserökologischen Bedingungen im Bereich einer sich im Bau befindlichen Uferfiltrationsanlage im Zeitraum von März 2008 bis Mai 2009 untersucht. Die Ziele des Projektes sind: 1. Die Erfassung des Einflusses von Oberflächenwasser auf das Grundwasser im Bereich der Uferfiltrationsanlage, bevor diese in Betrieb geht, 2. die Beschreibung hydrologischer Bedingungen anhand von Grundwasserfauna als Bioindikatoren, 3. Die Verifikation und Modifikation des GW-Fauna-Index anhand der spezifischen Standortbedingungen sowie 4. die Entwicklung eines ökologisch basierten Bewertungsschemas, mit dessen Hilfe hydrologische Wechselwirkungen bzw. die Vulnerabilität des Grundwassers abgeschätzt werden können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Untersuchungsstandort befindet sich im Südosten Südkoreas, ca. 30 km nördlich von Busan, und umfasst die Flussinsel Ddan-Seom (Abb. 1). Die Insel weist eine Länge von ca. 1,5 km und eine Breite von ca. 1 km auf und unterliegt einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung. Die im Bau befindliche Uferfiltrationsanlage wird aus insgesamt neun Brunnen bestehen, die größtenteils bereits fertig gestellt sind.

Methoden

Die faunistischen und hydrochemischen Beprobungen des Grundwassers erfolgen an insgesamt an 30 Grundwassermessstellen, die auf der Insel transektartig installiert wurden (Abb. 1). Sechs Messstellen (TW1-6) sind mit Fallensystemen nach HAHN (2005) ausgestattet. Diese Fallensysteme bestehen jeweils aus drei unbekönderten, übereinander liegenden Fallen (Tiefen: Falle A: 5,0 m, Falle B: 6,5m, Falle C: 11,0 m). An acht Untersuchungsstellen (AO-HO) sind Pegelsets eingerichtet.

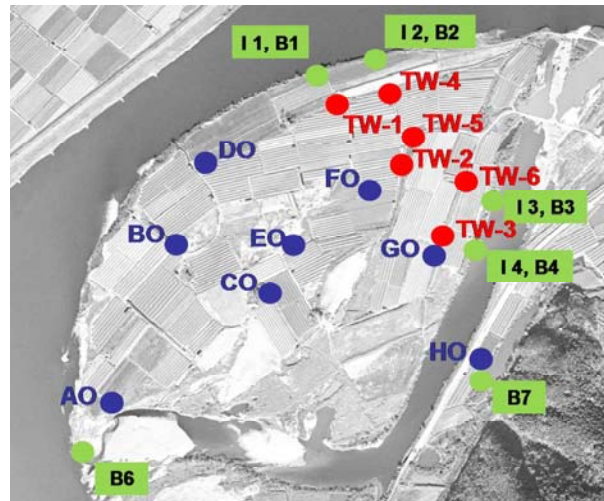


Abb. 1: Verteilung der Messstellen auf Ddan- Seom (TW = Pegel mit Fallensystemen, AO –HO = Pegelsets Monitoringpegel, I = Probestellen Hyporheal, B = Probestellen Benthal).

Diese bestehen aus drei getrennten Monitoringpegeln unterschiedlicher Tiefe (Tiefen Pegel 1: 5 m, Pegel 2: 8 m, Pegel 3: 15 m bzw. 33 m) und werden mittels Netzsammler, einem modifizierten Cvetkov-Netz, und einem Schöpfer besammelt. Zusätzlich werden Proben aus vier im Hyporheal eingesetzten Fallen (I1-I4) sowie über Benthalprobestellen (B1-B7) entnommen. Die Messstellen werden alle zwei Monate faunistisch und hydrochemisch beprobt.

Ergebnisse

Hydrochemie

Anhand der PCA der hydrochemischen Parameter können drei Gruppen unterschieden werden. Während sich Benthal und Hyporheal klar abgrenzen, können dagegen die Grundwassermessstellen nicht deutlich voneinander differenziert werden (Abb. 2). Es zeichnet sich allerdings ein Trend ab, nach dem sich die Fallenpegel und die Pegelsets voneinander unterscheiden lassen. Die Anordnung der Messstellen wird entlang der ersten Achse am stärksten durch die Nitratkonzentration (Eigenvektor: -0,69) und den pH-Wert (Eigenvektor: 0,59) und entlang der zweiten Achse durch den Sauerstoffgehalt (Eigenvektor: -0,70), die elektrische Leitfähigkeit (Eigenvektor: 0,44) und den pH-Wert (Eigenvektor: 0,44) beschrieben.

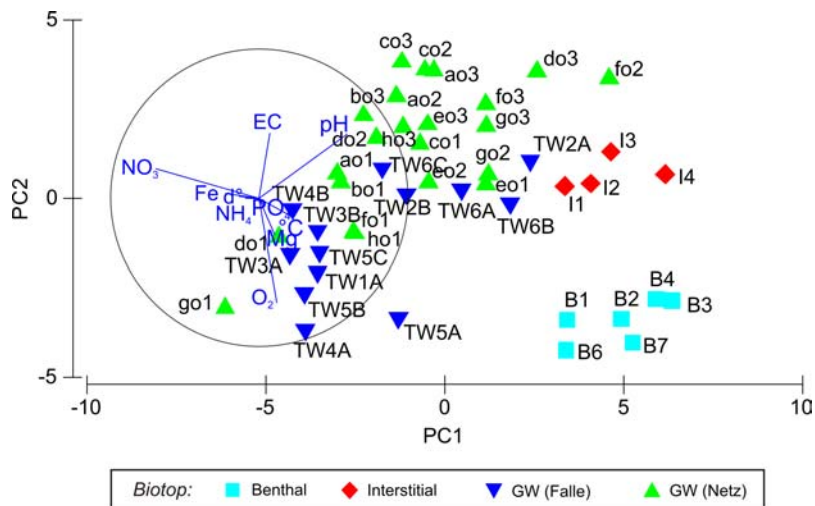


Abb. 2: PCA der einzelnen hydrochemischen Parameter. Bezeichnung der Pegel: TW 1A – TW 6C = Fallensysteme (Zahl = Standort, A, B, C = Tiefe); ao 1 – ho 3 sind Pegelsets (Zahl = Tiefe)

Fauna

Zwischen März und August 2008 wurden 324 Proben entnommen, von denen 272 Proben insgesamt 37.101 Tiere enthielten. Die Fauna wurde bisher nur auf Großgruppenniveau bestimmt. Häufigste Vertreter waren die Cyclopoida (Copepoda) mit 66,5 %. Andere Crustaceen waren Harpacticoida (inkl. Parastenocaridae) (Copepoda) mit 0,4 %, Cladocera (Branchiopoda) mit 1,8 % und Ostracoden (1 Individuum). Die zweithäufigste Gruppe stellten die Nematoden mit 17,7%, gefolgt von Rotatorien mit 12,0% (Abb. 3).

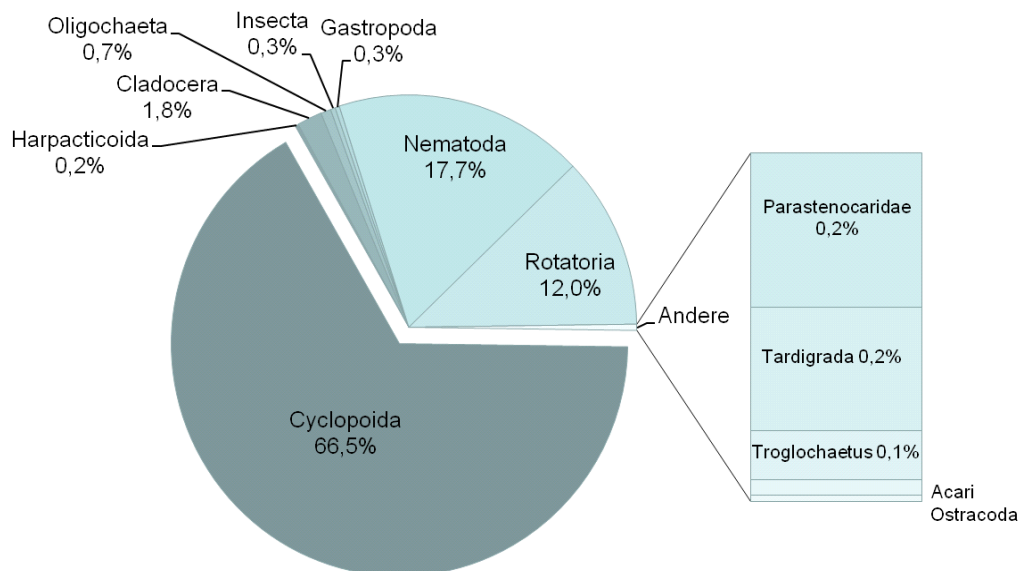


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der vorgefundenen Großgruppen am Untersuchungsstandort Ddan-Seom (n = 37101)

Die bisherigen faunistischen Ergebnisse, dargestellt in der MDS (Abb. 4), lassen noch keine Differenzierung der hydrologischen Bedingungen zu und damit auch keine Unterscheidung in ökologi-

sche Gruppen. Bei einer Klassifizierung der einzelnen Messpunkte nach ihrem Abstand zu Oberflächengewässern zeichnet sich eine Gruppentrennung ab (Abb. 4a). Messstellen mit Kontakt zum Nakdong (Benthal und hyporheisches Interstitial) gruppieren sich relativ gut zueinander, ebenso wie Messstellen, welche Kontakt zu Gräben und Teichen haben bzw. in unmittelbarer Nähe von diesen lokalisiert sind.

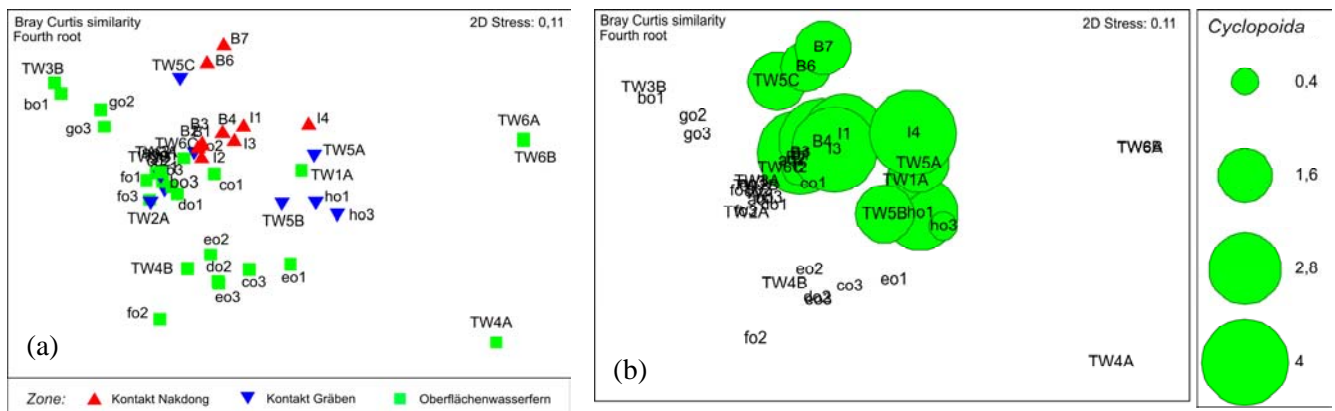


Abb. 4: (a) MDS (Multidimensionale Skalierung) der Fauna für jeden Pegel/jede Falle, aggregiert über den Mittelwert, (b) MDS überlagert mit den relativen Abundanz der Cyclopoida

Bei einer Betrachtung, die sich rein auf die häufigste Gruppe, die Cyclopoida, konzentriert, lässt sich dieser Trend noch deutlicher erkennen. Messstellen, in denen Cyclopoida vorkommen, gruppieren sich in einer MDS sehr stark zusammen, während oberflächenwasserferne Pegel keine Cyclopoiden aufwiesen (Abb. 4b). Ohne Bestimmung der Arten können aber noch keine Aussagen hinsichtlich der Bioindikation von hydrologischen Verhältnissen gemacht werden.

Die Berechnung des Grundwasser-Fauna-Index für die einzelnen Schichten zeigt eine deutliche Abnahme vom Benthal hin zu den tieferen Grundwasserschichten (Abb. 5)

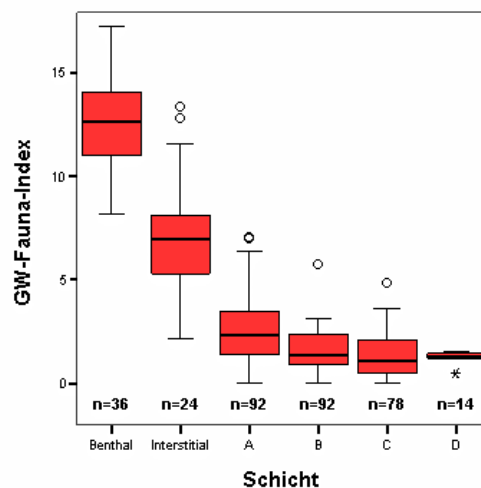


Abb. 5: Grundwasser- Fauna- Index für die verschiedenen beprobten Schichten (Benthal, Hyporheisches Interstitial, A = 5 m, B = 6,5 - 8 m, C = 11 - 15 m, D = 33 m)

Diskussion

Hydrochemie

Die ersten Ergebnisse zeigen, dass die Hydrochemie die Hydrologie des Untersuchungsgebietes bis zu einem gewissen Grad wiedergeben kann. Drei hydrologische Gruppen können in der PCA unter-

schieden werden, allerdings ist die Klassifizierung noch nicht sehr deutlich. Das Oberflächenwasser des Nakdongs (Benthal) wird vom Grundwasser durch die hohe Standardabweichung der Temperatur, hohe Sauerstoff- und Phosphatkonzentrationen und von einer geringeren elektrischen Leitfähigkeit abgegrenzt. Das Wasser der hyporheischen Zone weist ähnliche Charakteristika auf, doch wird aufgrund von biologischen Prozessen Sauerstoff und Phosphat verbraucht. Die hohen Nitratkonzentrationen des alluvialen Grundwassers als Folge der Düngerzugaben trennen das Grundwasser vom Oberflächenwasser.

Fauna

Aufgrund der noch ausstehenden Bestimmung der Arten sind die faunistischen Ergebnisse noch sehr vorläufig. Bisher konnten drei ökologische Gruppen von Messstellen unterschieden werden, die verschiedene hydrologische Ausprägungen bzw. Oberflächenwassereinflüsse anzeigen. Die Gruppenbildung ist allerdings nicht signifikant.

Der ökologisch relevante hydrologische Austausch kann quantitativ durch den GW-Fauna-Index beschrieben werden. Dabei gilt, dass je höher die Indexwerte sind, desto stärker ist der Oberflächenwassereinfluss. Dementsprechend sinkt der GW-Fauna-Index vom Benthal kontinuierlich zur tiefsten Grundwasserschicht D (Abb. 6) und zeigt deutlich die Abnahme des Einflusses von Oberflächenwasser mit der Tiefe.

Zusammenfassung

Mit Hilfe der Hydrochemie lassen sich Bereiche mit einem starken Einfluss aus Oberflächenwasser deutlich von den Grundwassermessstellen trennen. Die endgültige Bestimmung der Fauna auf Artniveau steht noch, so dass die hier dargestellten faunistischen Ergebnisse bisher nur grob die hydrologischen Verhältnisse des Untersuchungsgebietes wiedergeben. Der GW-Fauna-Index spiegelt die unterschiedlichen Grundwassertypen mit verschieden starker Beeinflussung von Oberflächenwasser entsprechend wider. Grundwasserfauna und der GW-Fauna-Index sind viel versprechende Methoden für die Bewertung des Einflusses von Oberflächenwasser auf das Grundwasser und somit auch für eine Vulnerabilitätsabschätzung.

Danksagung

Wir bedanken uns bei der Korea Water Resources Corporation (K-Water), Daejeon, Südkorea für die Finanzierung dieser Studie als Teil des 21st Century Frontier Research Programs (Grant Code 3-4-3). Für die gute Zusammenarbeit danken wir Dr. Kim, Hyung-Soo und seinem Team. Ebenfalls großer Dank geht an das Korean Institute of Geoscience and Mineral Resources (KIGAM), insbesondere Dr. Yum, Byung Woo.

Literatur

- BERKHOFF, S.; BORK, J. & H. J. HAHN (2009): Grundwasserfauna als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage. – *Grundwasser* **14** (DOI 10.1007/s00767-008-0095-4)
- BORK, J.; BERKHOFF, S.; BORK, S. & H. J. HAHN (2008): Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater–surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea. – *Hydrogeology Journal* (DOI 10.1007/s10040-008-0374-2)
- HAHN, H. J. (2005): Unbaited phreatic traps: A new method of sampling stygofauna. – *Limnologia* **35**, 248–261
- HAHN, H. J. (2006): The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. – *Limnologia* **36**, 119–137
- KIM, H. S. & KIM, J. Y. (2008): High-resolution profiling of alluvial aquifer in potential riverbank filtration site by use of combining CMP refraction and reflection seismic methods. – *Journal of Applied Geophysics* **66**, 1–14

Multi-Habitat-Sampling zur Erfassung und Typisierung von Quellgewässern

Reiss, Martin¹ & Christian Opp²

¹ Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, Deutschhausstr.10, 35032 Marburg, reissm@staff.uni-marburg.de, ² Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, Deutschhausstr.10, 35032 Marburg, opp@staff.uni-marburg.de

Keywords: Quellen, Gewässermorphologie, Habitat, Gewässertypologie, Kartierung, Erfassung

Einleitung

Quellen sind kleinräumige aber ökologisch komplexe Lebensräume. Die limnologische Quelltypologie weist drei Grundarten von Quellaustritten aus: Rheokrene (Sturzquellen), Helokrene (Sickerquellen) und Limnokrene (Tümpelquellen). Kartierverfahren zur Biotoperfassung haben den Grundtyp „Gefasste Quelle“ sowie Sondertypen (gemäß FFH-Richtlinie, z.B. Kalktuffquellen) ergänzt (Riecken et al. 2003).

Lebensraumtypen, die durch naturraumspezifische und gewässermorphologische Faktoren gekennzeichnet sind, können mit der herkömmlichen Quelltypologie nur unzureichend beschrieben werden. Gewässermorphologische Strukturen werden nicht näher berücksichtigt und auch einfache hydrochemische Merkmale werden nicht unterschieden. Eine integrierte Quellgewässertypologie ist aber sinnvoll, wenn der Lebensraum Quelle gewässerökologisch bewertet werden soll, um natur- und gewässerschutzfachliche Maßnahmen- und Entwicklungskonzepte zu erarbeiten. Zu diesem Zweck hat die EU-Wasserrahmenrichtlinie für die integrierte Typisierung und Bewertung der Binnengewässer, vor allem für Fließ- und Stillgewässer einen wesentlichen methodischen Forschungs- und Entwicklungsanstoß gegeben. In der praxisorientierten quellökologischen Forschung sind bislang allerdings erstaunlich wenig Fortschritte in der Methodenentwicklung vollzogen worden.

Der vorliegende Beitrag soll über einen ersten Zwischenstand eines integrierten gewässerökologischen Erfassungs- und Bewertungsverfahrens innerhalb eines laufenden Forschungsprojekt am Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg informieren. Am Beispiel von Mittelgebirgs-Waldquellen soll exemplarisch eine Methodenweiterentwicklung für die Kartierpraxis und die Bewertung von Quellgewässern vorgeschlagen werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen im zentralen Bereich der deutschen Mittelgebirgsschwelle in den Bundesländern Hessen und Thüringen (siehe Tab.1).

Tab. 1: Übersicht zu den Untersuchungsgebieten.

Untersuchungsgebiet	Naturräumliche Haupteinheit	Geologischer Untergrund	Waldgesellschaft
Kellerwald (Nationalpark Kellerwald-Edersee)	Kellerwald	Tonschiefer, Grauwacke, Konglomerat, Kalkstein (Unterkarbon)	Hainsimsen-Buchenwald, Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald
Nördlicher Burgwald (u.a. Naturwaldreservat, NSG)	Burgwald	Sandstein (Mittlerer und Oberer Buntsandstein)	Hainsimsen-Buchenwald, Kiefer- und Fichtenforst
Krofdorfer Forst (u.a. Forst-hydrologisches Untersu-chungsgebiet)	Gladenbacher Bergland	Quarzwacken, Grauwacken (Oberdevon)	Hainsimsen-Buchenwald, Fichtenforst
Niddahänge (Naturwaldreservat, NSG)	Vogelsberg	Basanit, Alkalibasalt, Tholeiiti-scher Basalt, Nephelinit (Vulkanische Gesteine des Miozän)	Hainsimsen-Buchenwald, Erlensumpfwald und Erlensbruchwald, Feuchter Berg-ahorn-Eschenwald örtlich mit Erlensumpfwald
Schafstein (Kernzone Biosphä-renreservat, NSG)	Rhön	Basanit, Alkalibasalt, Tholeiiti-scher Basalt, Nephelinit (Vulkanische Gesteine des Miozän)	Hainsimsen-Buchenwald, Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald, Birken-Ebereschen-Sauerhumus-Blockwald, Sommerlinden-Bergulmen-Blockschuttwald
Hainich (Nationalpark Hainich, Naturpark Eichsfeld-Hainich-Werratal)	Hainich	Kalkstein, Mergelstein (Muschelkalk)	Waldgersten-Buchenwald, Orchideen-Buchenwald, Waldmeister-Buchenwald, Eichen-Hainbuchenwald

Durchführung

Das Multi-Habitat-Sampling ist eine Feldmethode zur Erfassung und Analyse von Mikrohabitaten in Quellgewässern. Mikrohabitate sind Kleinlebensräume, die sich meist strukturell als Teilbereiche unterschiedlicher Substrate einer Auflageschicht (Stratum) abgrenzen lassen (Nehring & Albrecht 2000). Das zusammengesetzte Mosaik aus Mikrohabitaten ergibt letztendlich die Gesamtstruktur des Lebensraums Quelle und ist ein wesentlicher Bestandteil der Gewässermorphologie.

Die Aufnahme erfolgt über eine Schätzung der Deckungsgrade der vorkommenden Substrattypen. Es handelt sich dabei um eine Methodenentwicklung in Anlehnung an das Verfahren von Meier et al. 2006, dass jedoch deutliche Modifikationen in Bezug auf den Gewässertyp Quelle erfahren hat und eigene Verfahrensansätze berücksichtigt (Reiss 2002, Reiss & Opp 2004).

Da es sich bei Mikrohabitaten um einen strukturell abgegrenzten Teil eines Stratums handelt, werden zunächst zwei Schichten (Zwei-Schicht-Ansatz zur Mikrohabitataufnahme) getrennt von einander betrachtet: Das anorganische Stratum mit mineralischen Substraten und das organische Stratum mit organischen Substraten (Abb.1). Das jeweilige Stratum wird nach der Gesamt-Arealgröße gleich 100 Prozent gesetzt und die Deckungsgrade einzelner Substrate in 5%-Schritten geschätzt. Das Absammeln der Fauna erfolgt proportional zum vorkommenden Substrat in Teilproben, wobei nach 5%-Stufe eine Teilprobe innerhalb von 2 Minuten zu sammeln ist (100 % Deckungsgrad = 20 Teilproben). Alle Angaben werden in einem Kartierbogen festgehalten und sind auf eine EDV-gestützte Datenarchivierung ausgerichtet, die mittels Statistiksoftware (SPSS) umfangreiche Datenanalysen ermöglicht.

Schwerpunkt der faunistischen Untersuchung sind die Invertebraten des aquatischen Bereichs bzw. der Gewässersohle, des hygropetrischen bzw. semiaquatischen Bereichs sowie der terrestrischen Übergangszone als hygrophiler Grenzsaum. Die Entnahme der aquatischen Fauna erfolgt mittels eines speziellen Handkeschers, der eine Maschenweite von 100 µm besitzt. Weitere Hilfsmittel sind

Weißschalen, Federstahlpinzette und Pinsel. Die Fixierung erfolgt in ca. 94%-igen Alkohol in Szillationsdöschchen aus Kunststoff, die dem jeweiligen Substrat unmittelbar zugeordnet sind. Somit ist eine Auswertung getrennt nach Mikrohabitat möglich.

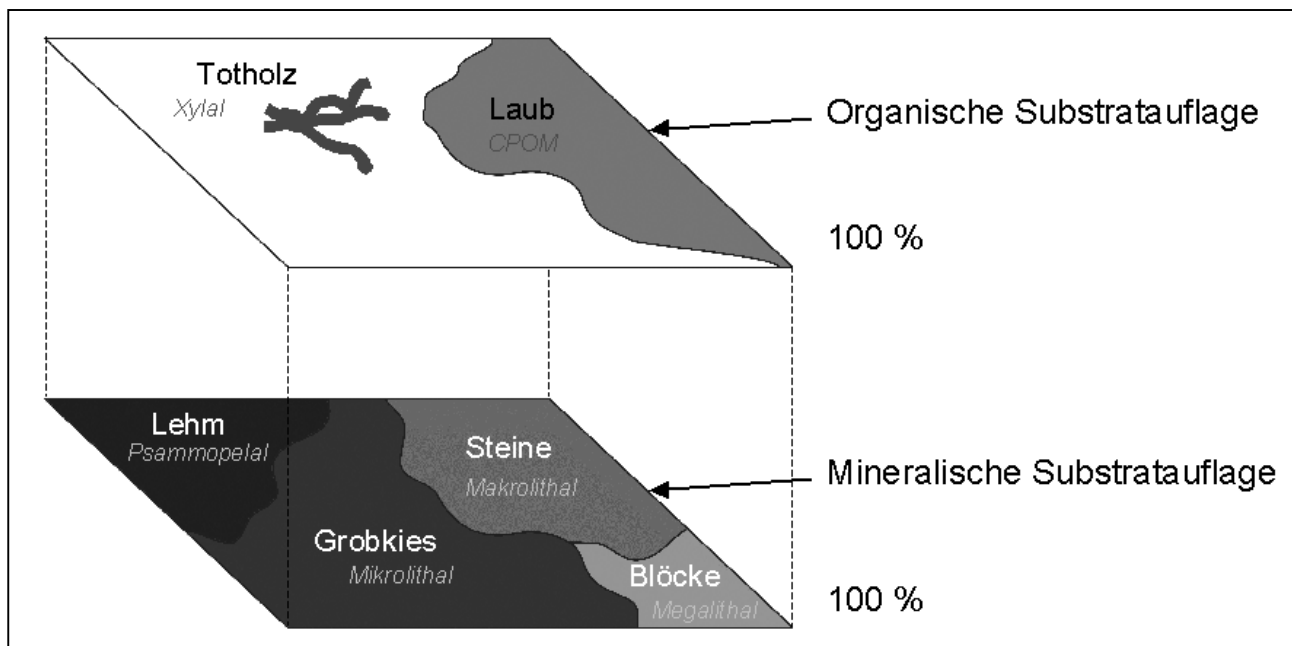


Abb.1 : Zwei-Schicht-Ansatz zur Mikrohabitataufnahme für Quellen.

Ergebnisse

Bislang wurden 139 Quellen erfasst und deren Habitatstrukturen ausgewertet. Auf Grundlage der kartierten Substrate und zusätzlich erhobener Standortfaktoren wurde eine erste Arbeitsversion einer Habitattypologie für Mittelgebirgs-Waldquellen entworfen (Abb.2).

Insgesamt lassen sich 23 Habitattypen vorläufig kennzeichnen, wobei zunächst vier Sondertypen herausgestellt wurden, da solche Habitattypen zum einen fast ausschließlich von einem Substrat dominiert werden und zum anderen auch unter dem naturschutzfachlichen Aspekt der Seltenheit zu charakterisieren sind.

Die Habitattypen lassen sich aufgrund der Klassifizierung über die Korngrößen und dem Natürlichkeitsgrad der Substrate in fünf Haupttypen aufteilen: Grobmaterial dominiert, Feinmaterial dominiert, Grob- bis Feinmaterial dominiert, Sondertypen und künstliches Material. Zur Klassifizierung natürlicher Substratauflagen wurde das Verhältnis von Grob- zu Feinmaterial analysiert und die folgenden Klassen definiert: „Grobmaterial dominiert“ (Verhältnis Grob- zu Feinmaterial 60:40 bis 100:0), „Feinmaterial dominiert“ (Verhältnis Grob- zu Feinmaterial 40:60 bis 0:100) und „Grob- bis Feinmaterial dominiert“ (Verhältnis Grob- zu Feinmaterial 55:45 bis 45:55). Eine weitere Unterteilung der natürlichen Substratauflagen erfolgte nach der Klassifizierung aller organischer Auflagen. Dabei bedeutet „organisch geprägt“, dass mindestens 65 % und mehr Deckungsgrad an organischen Substraten vorliegt.

Grobmaterial dominiert	H1.0.1	fein- bis mittelkiesdominierte Mittelgebirgs-Waldquelle	01
	H1.1.1	fein- bis mittelkiesdominierte, organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquelle	02
	H1.0.2	grobkiesdominierte Mittelgebirgs-Waldquelle	03
	H1.1.2	grobkiesdominierte, organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquelle	04
	H1.0.3	steindominierte (Mesolithal) Mittelgebirgs-Waldquelle	05
	H1.1.3	steindominierte (Mesolithal), organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquelle	06
	H1.0.4	blockdominierte (Makrolithal) Mittelgebirgs-Waldquelle	07
	H1.1.4	blockdominierte (Makrolithal), organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquelle	08
Feinmaterial dominiert	H2.0.1	ton-/schluffdominierte Mittelgebirgs-Waldquelle	09
	H2.1.1	ton-/schluffdominierte, organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquelle	10
	H2.0.2	sanddominierte Mittelgebirgs-Waldquelle	11
	H2.1.2	sanddominierte, organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquelle	12
	H2.0.3	lehm-/schlammdominierte Mittelgebirgs-Waldquelle	13
	H2.1.3	lehm-/schlammdominierte, organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquelle	14
Grob- bis Feinmaterial	H3.0	grob- bis feinmaterialreiche Mittelgebirgs-Waldquellen	15
	H3.1	grob- bis feinmaterialreiche, organisch geprägte Mittelgebirgs-Waldquellen	16
Sondertypen	H4.0	Blockakkumulation (Megalithal)	17
	H4.1.1	Birkenmoorwald-Quelle, Torfmoosdominiert	18
	H4.1.2	Hangmoor-Quelle, Torfmoosdominiert (Fichtenforst)	19
	H4.2	Kalktuffquelle	20
Künstliches Material	H5.0	Offener Verbau mit Substratauflage einer Mittelgebirgs-Waldquelle	21
	H5.1	Offener Verbau ohne Substratauflage einer Mittelgebirgs-Waldquelle	22
	H5.2	Geschlossener Verbau einer Mittelgebirgs-Waldquelle	23

Abb.2: Vorläufige Habitattypologie für Mittelgebirgs-Waldquellen.

Gewässermorphologisch bedeutende Degradationen durch Quelfassungen und anderen wasserbaulichen Maßnahmen werden als „Künstliches Material“ gekennzeichnet. Da es hierbei Differenzierungen der hydromorphologischen Strukturen gibt, wurde unterschieden, ob es sich um einen geschlossenen oder offenen Verbau handelt. Ferner wurde beim offenen Verbau unterschieden, ob eine Substratauflage vorhanden ist oder nicht.

Ausblick

Der vorliegende Entwurf einer Habitattypologie für Quellgewässer soll in einem nächsten Schritt durch einen Vergleich der Ergebnisse der faunistischen Daten (Taxonomische Determination) entsprechend validiert werden, d.h. die bioindikatorische Relevanz überprüft werden. Hierbei ist vorgesehen, die Beziehung Mikrohabitat und Fauna näher zu untersuchen um letztendlich die Bedeutung gewässermorphologischer Strukturen und deren Relevanz für die Besiedlung der (Quell-) Fauna zu analysieren.

Zusammenfassung

Mit dem Multi-Habitat-Sampling für Quellgewässer liegt eine Feldmethode zur Erfassung und Typisierung von Quellen vor, die am Beispiel von Mittelgebirgs-Waldquellen exemplarisch entwickelt wurde. Es werden die vorkommenden Substrate der Quellen berücksichtigt und als kleinster faunistischer Lebensraum aufgefasst. Die Kartierung der Substratauflage erfolgt nach dem Zwei-Schichten-Ansatz getrennt nach der oberen organischen Auflageschicht und der darunter liegenden mineralischen Auflageschicht durch Abschätzen der Deckungsgrade in 5 %-Stufen. Proportional zu den unterschiedlichen Substraten erfolgt die Probennahme der Süßwasserfauna.

Die Methode dient mittels Klassifizierung der vorkommenden Substrate sowohl der Ableitung von Habitattypen als auch der Analyse der Besiedlung jedes einzelnen Habitats für Quellgewässer.

Ein erster Entwurf der Habitattypologie für Mittelgebirgs-Waldquellen wird vorgestellt.

Literatur

- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie - Stand Mai 2006. www.fliesssgewaesserbewertung.de
- Nehring, S. & Albrecht, U. (2000): Biotop, Habitat, Mikrohabitat - Ein Diskussionsbeitrag zur Begriffsdefinition. – *Lauterbornia* 38: 75-84
- Reiss, M. & Opp, C. (2004): Ein Erfassungs- und Bewertungsverfahren der Gewässerstrukturgüte von Quellen und Quellbächen. *Marburger Geographische Schriften*, Bd. 140: 155-189
- Reiss, M. (2002): Zur Erfassung und Bewertung von Quellen, dargestellt an einem Beispielgebiet im Hohen Vogelsberg. Unveröffentlichte Diplomarbeit am FB Geographie der Philipps-Universität Marburg: 219 S. + Anhang
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. und Ssymank, A. (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland. 2. Fassung. Landwirtschaftsverlag, Münster: 66 S. (= Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 75)

How do nutrition and temperature influence the growth of simplified groundwater assemblages? Simulations on the platform iDynoMiCs

Susanne Schmidt¹, Thomas Weber² & Jan-Ulrich Kreft³

^{1,2}HMGU: Helmholtz-Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 80935 Neuherberg, Deutschland, susanne.schmidt@helmholtz-muenchen.de, ³Centre for Systems Biology, School of Biosciences, University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham B15 2TT, U.K., j.kreft@bham.ac.uk

Keywords: groundwater ecology, IBM, individual-based modelling, iDynoMiCs, temperature lethality

Introduction

The groundwater food web is understood only incompletely. At many places the energetic conditions do not seem to be sufficient to sustain more than a prokaryotic population. Which role the eukaryotes (protists, metazoa), acting as grazers, predators, scavengers, and gatherers, play for the total productivity of the ecosystem groundwater is still not clear. However, it is often postulated that the partly high densities of e.g. protozoa (mainly flagellates) influence the microbial population and thus influence their functionality. Especially for the groundwater ecosystem which can rarely be sampled in an appropriate way and for which subsequently, field data will always remain deficient, modelling offers an alternative approach when trying to understand the system. With the aid of the Individual-based Modelling (IbM) platform iDynoMiCs (Lardon et al. (in prep.)), on which the individual based dynamics of prokaryotic communities can be linked to that of higher organisms, we will here go a first step towards simulating different scenarios of the groundwater ecosystem functioning in order to elucidate under which conditions higher organisms are able to sustain populations in groundwater. Using IbM it is possible to concentrate on life cycle and individual processes, which often occur in a patchy way, and their relevance for the ecosystem rather than relying on average values for a defined community. IbMs of microbial growth have also been shown to lead to wider knowledge concerning the consequences of the interplay of important processes in microbial communities, such as altruism and cooperation in EPS formation in biofilms. IbMs are mathematical models that consist of a set of behavioural rules and/or differential equations for growth and other activities for each ‘species’. These models are inherently different from analytical and most numerical models: with analytical models an exact average solution is found; most numerical models rely on values averaged per system element. Both cannot take into account individual changes and variabilities in physiological status of the individual members/species of the biotic community.

However, since parameters for any ecological model in groundwater are still missing, laboratory experiments are conducted in parallel. Parameters such as food intake rates, food search behaviour, birth rates, life span, reproduction rates, death rates, are largely not known yet for groundwater taxa, especially for the metazoans which shall be included in the model in the future. Therefore, laboratory experiments with groundwater fauna were conducted to obtain data on their feeding behaviour and temperature lethality. In future work, further parameters will be determined.

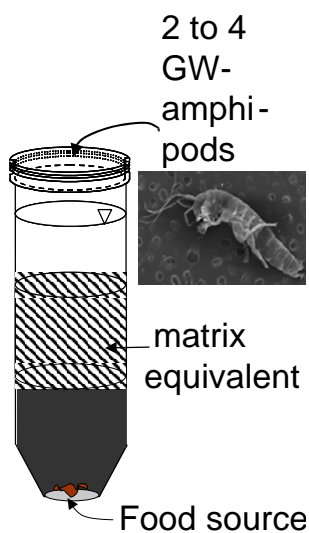
One important feature of the groundwater ecosystem is its constant temperature. Groundwater protozoans and metazoans are highly adapted to this and react already to short-term changes. However, groundwater temperature is subject to anthropogenic disturbances. To answer the question what effect such (anthropogenically) increased temperatures may have on amphipods, laboratory experiments were conducted which also will provide parameters for future models.

Material and methods

iDynoMiCs

Here, we start to adapt the IbM model *iDynoMiCs* to groundwater systems and include larger organisms that feed on bacteria, e.g. protozoa. In the future, further levels of the food web (i.e. metazoans such as nematodes, crustaceans) will be implemented to allow a more complete picture of the groundwater ecosystem.

Feeding behaviour



In simple test set ups the food search behaviour of the amphipod *Niphargus* cf. *bajuvaricus* was tested. These set-ups consisted of Greiner tubes filled with water. These tubes contained a fitted piece of filter foam (porosity: 60 ppi) which the animals (size: 200 – 500 µm) were able to pass through. This black filter foam represented the aquifer matrix. Detritus as a food source was either inserted at the top of the tube or at the bottom, or not at all, and 2 to 4 animals were inserted at the top or the bottom. To test whether the animals chose their preferred habitat, a mixed-effects ANOVA was calculated in R (version 2.6.1; R Development Core Team 2007), with the combination of food source and animal position set as fixed effects, and sampling time and tube (three parallels or sampling tubes) entering as random effect into the model (see e.g. Venables & Ripley 2002).

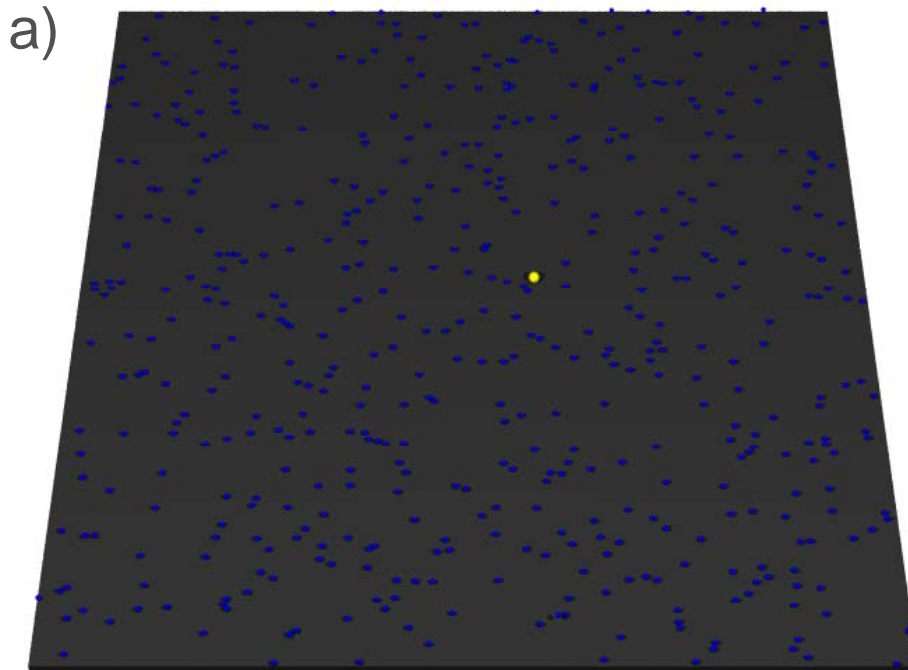
Temperature lethality

Per temperature treatment, two tubes as described above with each 4 *Niphargus* cf. *bajuvaricus* were exposed to temperatures of 4, 8, 12, 16, 20, 24, and 30 °C, all for 31 days. The data were modelled with a two parameter logit function in R 2.6.2 using package “drc” (Ritz & Streibig 2005). This function had 0 as lower and 1 as upper limit. Such a function is well suited for binomial data, as given here, with observations „dead (=motionless)“ or „alive“. With this model, those temperatures at which lethal effects of 25, 50, and 75 % were to be expected after 31 days, were calculated.

Results

Here, one preliminary *iDynoMiCs* scenario is shown, as an example, which was conducted based on the input parameters listed in Figure 1 (for the full list please contact the corresponding author).

The start population was chosen based on literature values and is supposed to represent a typical groundwater population.



Parameters

Domain size: 132 x 132 x 132 „cells“; resolution 12 μm , i.e. 1.57^3 mm^3

Groundwater = GW (aerobic, uncontaminated)

- 500 Heterotrophic bacteria/domain, i.e. $320\,000 \text{ bacteria cm}^{-3}$ (Griebler & Lueders 2008, Freshwater Biology doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02013.x: $10^3 - 10^6 \text{ bacteria cm}^{-3}$)
- 1 Flagellate/domain, i.e. $600 \text{ flagellates cm}^{-3}$ (Novarino *et al.* 1996, FEMS Microbiology Review 20, 265-271: $0 - 10^2 \text{ Flagellates g}^{-1} \text{ DW} = \text{dry weight}$)

Processes

Heterotrophic carbon oxidation with Michaelis-Menten kinetics; here: same parameters for bacteria and flagellates

D (continuous flow through): $0,1 \text{ h}^{-1}$

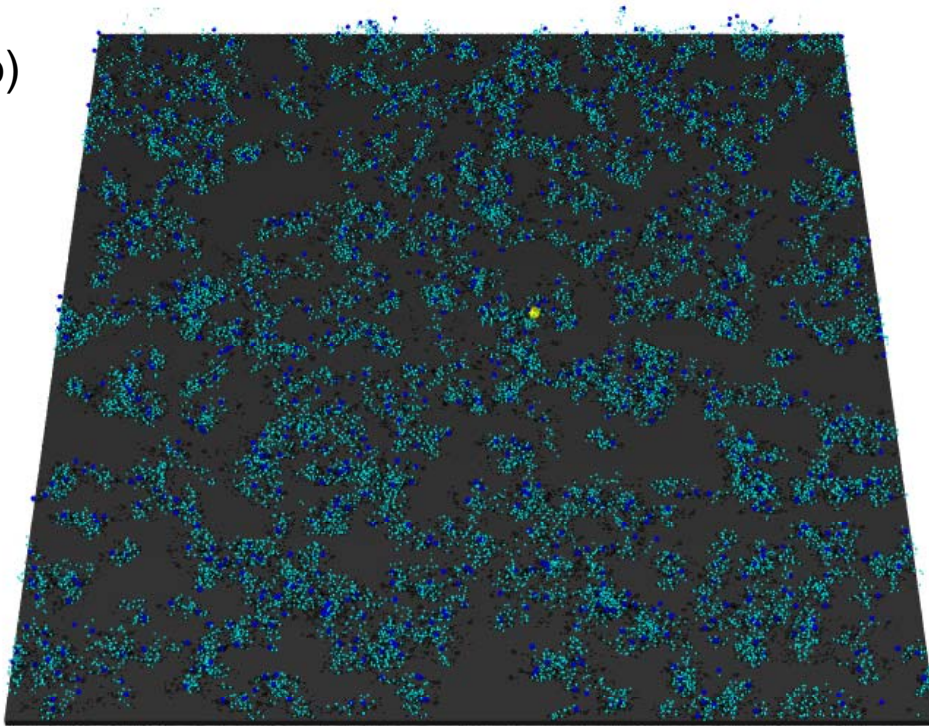
O_2 start concentration and input concentration: 2 mg L^{-1}

BOD start concentration and input concentration: 1 mg L^{-1}

Figure 1: Simulations of microbial growth on the platform iDynoMiCs, representing typical near-surface groundwater conditions. Start set up: 500 heterotrophic bacteria (blue), 1 sessile flagellate (yellow, larger), with the bacteria and the flagellate performing oxidation of organic carbon. EPS is produced as blobs (green). a) start conditions; b) after 240 hours. The most important parameters are given in the box.

(continued next page)

b)



Feeding behaviour in groundwater amphipods

The animals moved around without an obvious pattern. They did not seem to avoid or prefer the matrix equivalent and passed through it within hours. While the majority of animals seemed to aim for the food source initially, later on, animals were often observed within the matrix (or rather, not observed at the top or bottom).

The mixed effects-ANOVA showed that the start condition, e.g., where the food was positioned, and where the animal was inserted, had no influence on the likelihood with which an animal was observed in the matrix equivalent at the different observation dates (Tab. 1).

Tab. 1: ANOVA of the likelihood with which an animal was observed in the matrix equivalent in a „mixed effects“-model with the combination of food location and original location of the animal as fixed effect, as well as observation date and tube (which of three parallels) as random effect.

	numDF	denDF	F	p
(Intercept)	1	156	181.43	<.0001
Original position of animal and of food	3	6	0.555	0.664

Also the likelihoods for occurrence at the top of the tube ($F_{\text{position of animal and food}} = 0.33$, $p_{\text{position of animal and food}} = 0.81$) or for occurrence at the bottom ($F_{\text{position of animal and food}} = 0.67$, $p_{\text{position of animal and food}} = 0.6$) were not an effect of where the animal or the food source were placed at the beginning. This means that the animals' mobility and preferred locality did not depend on their original location or the position of food.

Temperature lethality

During the observation period of 31 days, no animals in the treatments at 4 and 8 °C showed an effect, but in the 30 °C treatment all animals died within hours (Fig. 2).

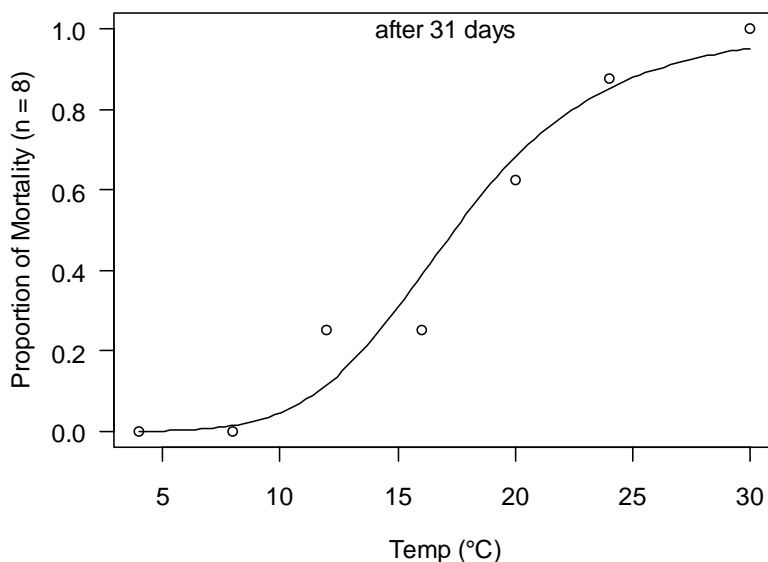


Figure 2: Non-linear dose response curve (Logit) for the lethality of temperature on *Niphargus cf. bajuvaricus* after 31 days.

According to the logit model, it was calculated that 25 % of the animals are expected to die after an exposition time of 31 days at 14.2 °C; 50 % do not survive at 17.4 °C, and 75 % die after 31 days at 21.3 °C (Figure 2).

Discussion and conclusions

The iDynoMiCs model simulations showed that, although the conditions were oligotrophic, the bacteria still grew, divided to a considerable degree and produced EPS in this scenario. The flagellate grew but did not reach the size at which divisions were to be performed according to the simulation settings. Since an increase in bacterial abundance as shown in this simulation is unlikely for the groundwater habitat and is not observed in the field, obviously the parameters, processes and/or boundary conditions are not representative yet for the groundwater habitat and need to be refined.

The observation that groundwater fauna did not stop at the food source but seemed to keep on searching even after having reached the food source was already described for other taxa in Moesslacher & Creuzé des Chatelliers (1996). For an individual-based model this means that mobility of such fauna will be implemented as largely random and not so much driven by environmental triggers and gradients. This raises the interesting question whether this apparently random food search pattern is an evolutionary sustainable method of foraging in an oligotrophic environment. Temperature had a clear effect on the survival of *Niphargus cf. bajuvaricus*, hence, the logit function will have to be included in IbMs of this type of amphipod.

References

- LARDON, L., DÖTSCH, A., KREFT, J. U., SMETS, B. F., PICIOREANU, C. & MERKEY, B. (in prep.). iDynoMicS: a new platform for individual-based modelling of biofilms.
- MOESSLACHER, F. & CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. (1996). Physiological and behavioural adaptations of an epigeal and hypogean dwelling population of *Asellus aquaticus* (L.) (Crustacea, Isopoda). Arch. Hydrobiol. 138, 187-198.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2007). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria, <http://www.R-project.org>.
- RITZ, C. & STREIBIG, J. C. (2005). Bioassay analysis using R. J. Statist. Software 12.
- VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. (2002). Modern applied statistics with S. 4th ed. New York: Springer-Verlag, 495 pp.

UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen

Heide Stein¹, Andreas Fuchs¹ & Hans Jürgen Hahn¹

¹ Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität Koblenz-Landau, Abt. Umweltwissenschaften, Lehrinheit Biologie, Fortstr. 7, 76829 Landau, steinheide@uni-landau.de, fuchs@uni-landau.de, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Stygofauna, Grundwasserfauna, Grundwasserqualität, ökologisches Bewertungssystem, Referenzzustand

Einleitung

Bislang erfolgten Grundwasseruntersuchungen in der Regel unter dem Aspekt wasserwirtschaftlicher Erfordernisse. Folglich beinhaltete die Qualitätsüberwachung des Grundwassers hauptsächlich chemisch-physikalische Parameter. Mit Einführung der EG-Grundwasserrahmenrichtlinie Ende 2006 (GRRL 2006), wurde erstmalig auch auf politischer Ebene festgehalten, dass Grundwasser nicht ausschließlich als Ressource, sondern auch als Lebensraum anzusehen ist. Allerdings gibt es derzeit noch keine ökologischen Kriterien für eine Bewertung von Grundwasserlebensräumen.

Im Rahmen einer vom Umweltbundesamt (UBA) beauftragten Studie (Januar 2007 - Juni 2010) sollten die Möglichkeiten einer biologischen Bewertung von Grundwasserökosystemen untersucht werden. Ziel ist die Erarbeitung eines auf ökologischen Kriterien basierenden Bewertungssystems für verschiedene Grundwasserökosysteme Deutschlands.

Faunistische Untersuchungen bildeten, parallel zur Mikrobiologie (Institut für Grundwasserökologie, Helmholtz Zentrum München, Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, Neuherberg) sowie der Erhebung umfangreicher chemisch-physikalischer Parameter, einen Schwerpunkt dieser Studie. Die Datensätze aller Bewertungskomponenten sollen abschließend gemeinsam ausgewertet werden. In diesem Beitrag werden die aktuellen faunistischen Ergebnisse vorgestellt.

Für die Verbreitung und Zusammensetzung faunistischer Lebensgemeinschaften in Grundwasserökosystemen sind verschiedene Schlüsselfaktoren bekannt. Diese können auf drei unterschiedlichen räumlichen Ebenen betrachtet werden (Hahn 2006), wie das hierarchische Schema in Abbildung 1 zeigt. Demzufolge variieren Artenspektrum und Abundanzen der Grundwasserfauna je nach (1) biogeografischer Lage, (2) dem Grundwasserleitertyp, durch den die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt wird sowie (3) standörtlichen Faktoren, von denen, je nach Stärke des hydrologischen Austauschs mit Oberflächenwasser, die Nährstoff- und Sauerstoffversorgung im Aquifer abhängt (Gibert 2001; Hahn 2008). Der Untersuchungsansatz für eine faunistische Typisierung von Referenz-Grundwasserökosystemen basiert auf der Annahme, dass Grundwasserökosysteme anhand dieser Faktoren klassifiziert werden können (Hahn 2008).

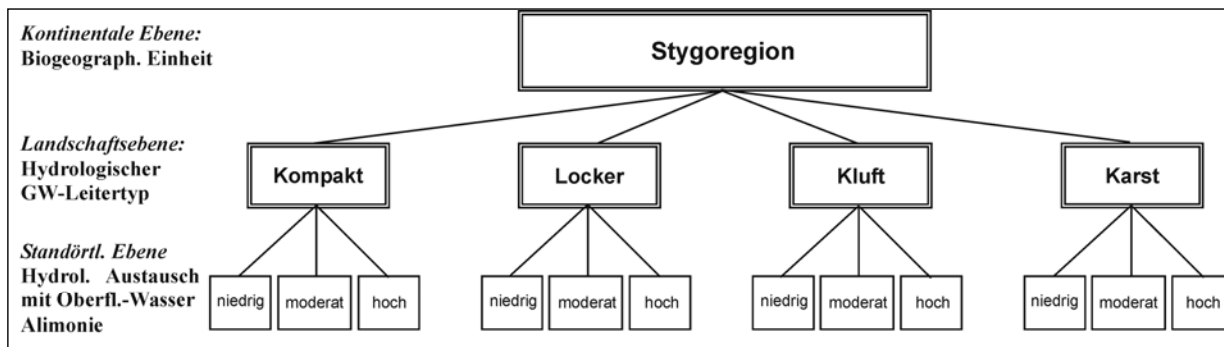


Abb. 1: Vorläufiges Modell für die faunistische Klassifizierung von Grundwasserökosystemen unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher Ebenen (Biogeografie, Landschaftsebene, standörtliche Ebene). Verändert nach Hahn (2008).

Untersuchungsgebiet

Die insgesamt 60 Grundwassermessstellen wurden so ausgewählt, dass die in Abbildung 1 dargestellten drei räumlichen Ebenen berücksichtigt sind, um mögliche biogeographische, landschaftliche und standörtliche Unterschiede in der faunistischen Zusammensetzung zu untersuchen.

Die beiden Untersuchungsgebiete Erftgebiet und Alb-Donau-Kreis lagen in zwei unterschiedlichen biogeografischen Regionen. Auf Landschaftsebene ließen sich die Gebiete verschiedenen Naturraumgruppen, Naturräumen, so genannten Hydrogeologischen Bezugseinheiten (HBE) und Georegs zuordnen. Die hydrogeologischen Bezugseinheiten (HBE) basieren auf einer Einteilung der Grundwasservorkommen Deutschlands hinsichtlich ihrer Geologie und Hydrochemie (Kunkel et al. 2004). Als Georegs (= regionale Geologie) bezeichnen Fuchs et al. (2006) geologische Einheiten innerhalb einer bestimmten Naturraumgruppe. Tabelle 1 gibt die Zugehörigkeit zur jeweiligen Einheit auf Landschaftsebene an.

Tab. 1: Gliederungsübersicht der Untersuchungsgebiete auf Landschaftsebene nach unterschiedlichen Kriterien.

Bezeichnung des Untersuchungsgebiets		„Erftgebiet“		„Alb-Donau-Kreis“			
Landschaftliche Ebene	Naturraumgruppe (nach Meynen et al. 1962)	Niederrheinische Bucht		Schwäbische Alb		Donau-Iller-Lechplatten	
	Naturraum (nach Meynen et al. 1962)	Kölner Bucht		Lonetal-Flächenalb		Donauried	
	Hydrogeologische Bezugseinheit (HBE) (nach Kunkel et al. 2004)	Schotter und Kiese des Niederrheins (SKN)		Kalksteine des Oberen Jura (KOJ)		Schotter und Moränen des Alpenvorlands (SMA)	
	Regionale Geologie (Georeg)	Erftscholle	Rurscholle	Alb - Locker	Alb - Karst	Donauried - Karst	Donauried - Locker

20 Grundwassermessstellen liegen in Lockergesteinsleitern des Erftgebiets (Nordrhein-Westfalen). Sie verteilen sich auf zwei geologisch unterschiedliche Schollen (10 Erftscholle, 10 Rurscholle), die durch tektonische Verschiebungen hydrologisch voneinander getrennt sind (Abb. 2). Die insgesamt 40 Grundwassermessstellen im Alb-Donau-Kreis (Baden-Württemberg) liegen allesamt in einem zusammenhängenden hydrologischen System. Von diesen Messstellen befanden sich 21 in Karst- und 19 in Lockergesteinsleitern, wobei die Pegel auf zwei unterschiedliche Naturraumgruppen, Naturräume und HBEs und vier Georegs verteilt waren (Abb. 3).

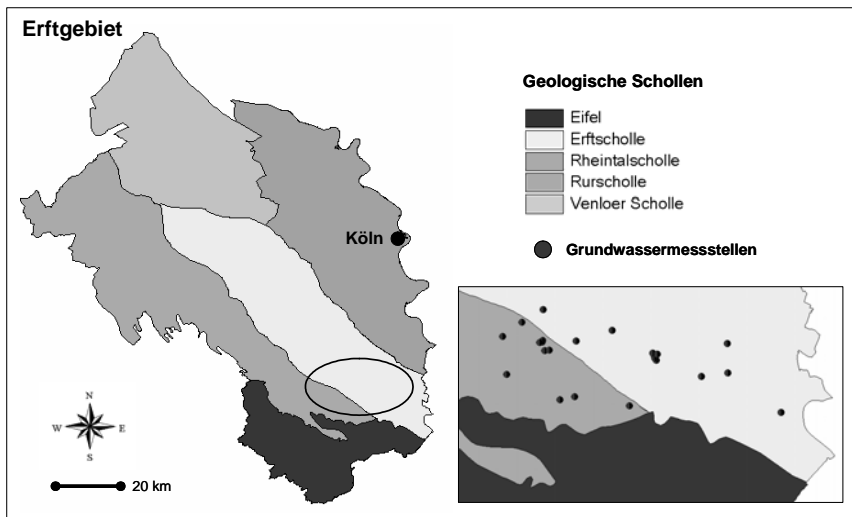


Abb. 2: Grundwassermessstellen im Erftgebiet, Bereich Euskirchen bei Köln. Die Pegel teufen in den quartären Lockergrundwasserleiter ab und verteilen sich auf zwei hydrologisch voneinander getrennte Schollen (Rurscholle und Erftscholle).

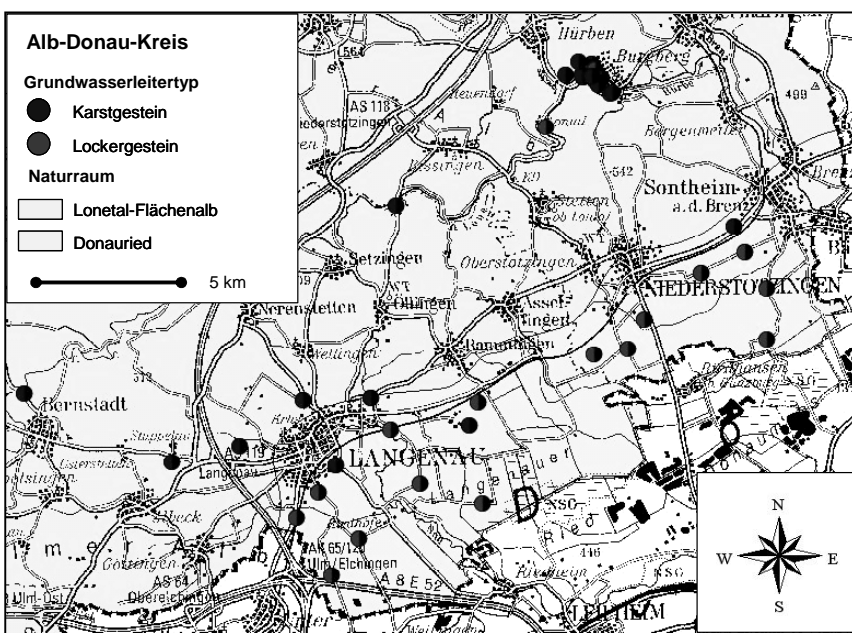


Abb. 3: Grundwassermessstellen im Alb-Donau-Kreis, Bereich Langenau bei Ulm. Die Pegel verteilen sich auf zwei unterschiedliche Grundwasserleiterarten (Karst- und Lockergestein) und Naturräume (Lonet al-Flächenalb und Donauried).

Material und Methoden

Bisher wurden alle Grundwassermessstellen jeweils einmal im Frühjahr und Herbst 2007 beprobt. Die Wasserproben für chemisch-physikalische Untersuchungen wurden mithilfe eines Schöpfers aus den Messstellen, ca. 1 bis 5 m über dem Pegelboden, entnommen. Parameter wie Carbonathärte, Sauerstoff, pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit wurden vor Ort gemessen. Weitere Messungen (DOC, TOC, Glühverlust, coliforme Bakterien, KBE, Isotope, Nitrat, Ammonium, Eisen, Phosphat, Schwermetalle) erfolgten im Labor.

Die Grundwasserfauna wurde mit einem Netzsammler (74µm Maschenweite, 4,9 cm Durchmesser) aus dem Sumpf der Grundwassermessstelle entnommen (siehe Fuchs et al. 2006). Diese semiquantitative Methode liefert hinsichtlich des Artenspektrums der Grundwasserfauna im umgebenden Aquifer repräsentative Ergebnisse (Hahn & Matzke 2005). Die Bestimmung der Crustacea erfolgte bis auf Artniveau.

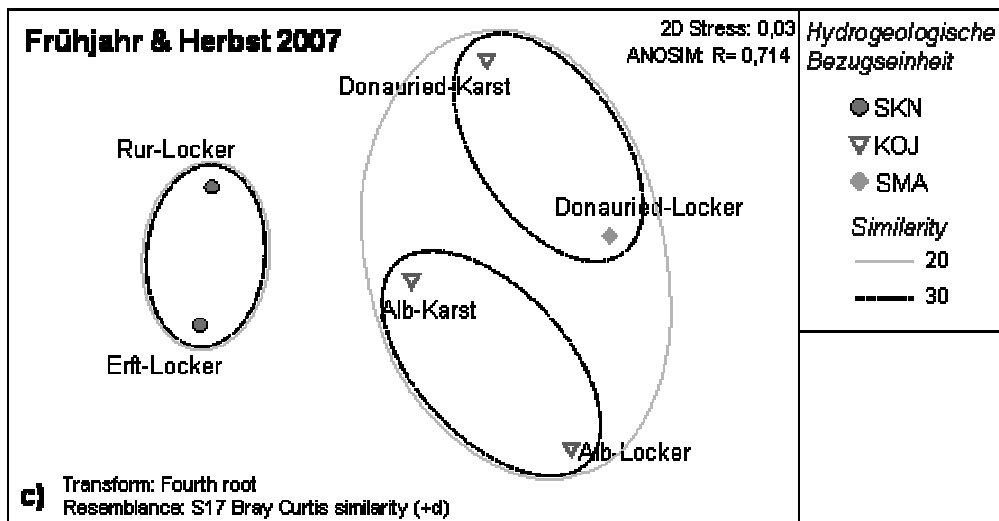


Abb. 4: MDS-Analyse faunistischer Daten für den Gesamtdatensatz. Die Daten wurden über die Georegions mittelwerttaggregiert. Die Bezeichnungen der Georegions stehen in der Grafik, die Hydrogeologischen Bezugseinheiten (SKN=Schotter und Kiese des Niederrheins, KOJ=Kalksteine des Oberen Jura, SMA=Schotter und Moränen des Alpenvorlands) sind durch die Symbole der Legende definiert.

Ergebnisse und Diskussion

Im Gesamtdatensatz konnten anhand der Faunengemeinschaften die in unterschiedlichen biogeografischen Regionen gelegenen Untersuchungsgebiete Erftgebiet und Alb-Donau-Kreis deutlich getrennt werden (Abb. 4). Weiterhin ließen sich die Naturraumgruppen / Naturräume anhand der Abundanzen und Artzusammensetzungen faunistisch unterscheiden. Im Erftgebiet war außerdem eine faunistische Unterscheidung der Messstellen von Erft- und Rurscholle möglich (Abb. 4).

Im Alb-Donau-Kreis erwies sich die Einteilung nach Kunkel et al. (2004) in hydrogeologische Bezugseinheiten allerdings als zu ungenau für eine faunistische Charakterisierung der Grundwasserlebensräume. Auch war es, zumindest bei der aktuellen Messstellenauswahl, nicht möglich, die untersuchten Karst- und Lockergesteine faunistisch voneinander zu trennen (Abb. 4). Interessanterweise schien bei den Frühjahrsproben eher der Grundwasserleitertyp ausschlaggebend für die Zusammensetzung der Fauna zu sein (hier nicht dargestellt). Im Herbst- und Gesamtdatensatz orientierte sich die faunistische Zusammensetzung dagegen an der Naturraumgruppe bzw. am Naturraum und nicht am Grundwasserleitertyp. Nahe liegende Gründe hierfür sind die hohe räumliche und zeitliche Dynamik, die sowohl in der Wasserchemie als auch der faunistischen Zusammensetzung beim Vergleich der Probennahmen festgestellt wurde sowie die ausgeprägte Konnektivität zwischen dem Karst und den alluvialen Lockergesteinsleitern im Karst. Ein weiteres Problem ist die noch geringe Datenlage, die eine Interpretation der Ergebnisse erschwert.

Aufgrund der hohen relativen Stetigkeiten, d.h. die Häufigkeiten mit der einzelne Tiergruppen in den untersuchten Grundwassermessstellen, und ihrer Bestimmbarkeit scheinen sich die Crustaceengruppen Cyclopoida, Amphipoda, Isopoda, Bathynellacea, Ostracoda und Harpacticoida sowie die Gruppen Oligochaeta, Acari und Gastropoda besonders gut für eine biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen zu eignen.

Zwischen Fauna und Hydrochemie wurden, wie auch aus anderen Grundwasserstudien bekannt, kaum Zusammenhänge gefunden. Allerdings entsprachen die fehlenden bzw. schwachen Korrelationen mit trophischen Parametern nicht den Erwartungen, da die Nährstoffversorgung ein wesentli-

ches Kriterium für das Auftreten und die Verteilung der Grundwasserfauna ist (Griebler & Mösslacher 2003, Datry et al. 2005, Hahn & Matzke 2005). Aufgrund dieser fehlenden Korrelationen war eine faunistische Charakterisierung der Grundwassersysteme auf standörtlicher Ebene bisher nicht möglich.

Die gemeinsame Auswertung der mikrobiologischen und faunistischen Daten ist noch nicht vollständig abgeschlossen. Bisher wurden jedoch kaum Zusammenhänge zwischen mikrobiologischen und faunistischen Parametern gefunden.

Für die Weiterführung des Projektes (Frühjahr und Herbst 2009) ist geplant, die bisherigen Untersuchungen auf zwei weitere Gebiete (Norddeutsche Tiefebene und Obere Isar) auszudehnen. Außerdem sollen Parameter, die laut den aktuellen Befunden wenig Einfluss auf die Biozönosen haben, durch andere ersetzt werden. Es ist anzunehmen, dass die bisherigen Ergebnisse durch die weiteren Untersuchungen konkretisiert werden.

Danksagung

Wir danken dem UBA (Umweltbundesamt) für die finanzielle Unterstützung sowie Frau Simone Richter (UBA) für die hervorragende Projektbetreuung. Dem LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), der LW Langenau (Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau) und dem Erftverband im Rhein-Erft-Kreis, Nordrhein-Westfalen für die hervorragende Unterstützung während der Planungsphase und Probennahme. Des Weiteren danken wir Herrn Christian Steube und Herrn Dr. Christian Griebler vom Helmholtz-Zentrum München für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- Datry, T., Malard, F. & Gibert, J. (2005): Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. - *Journal of the North American Benthological Society* 24 (3), 461-477.
- Fuchs, A., Hahn, H. J. & Barufke, K.P. (2006): Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. Grundwasserschutz 32. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg LUBW, Karlsruhe.
- Gibert J. (2001): Basic attributes of groundwater ecosystems. In: *Groundwater ecology, a tool for management of water resources* (Eds. C. Griebler, D. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel und J. Notenboom), 39-52. Luxemburg: Office for Official Publications of the European community.
- Griebler, C., Mösslacher, F. (2003): Grundwasser - Eine ökosystemare Betrachtung. – In: Griebler, C. und Mösslacher, F. (Hrsg.): *Grundwasserökologie* 253-310, UTB-Facultas Verlag Wien.
- Grundwasserrichtlinie (2006): Amtsblatt der Europäischen Union. Richtlinie 2006/118/EG des europäischen Parlaments und des Rates. L372.
- Hahn, H. J. (2006): Lassen sich Grundwasserhabitate klassifizieren? – Plenarvortrag auf der Jahrestagung 2005 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Karlsruhe, 26.-30.09.2005 – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder, 2-8.
- Hahn H.J. (2008): A proposal for an extended typology of groundwater habitats. -*Hydrogeology Journal*, Sonderband "Hydrogeological Ecosystems", eingereicht.
- Hahn, H.J. & Matzke, D. (2005): A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. - *Limnologica*, 35 (1-2), 31-44.
- Kunkel, R., Wendland, F., Voigt, H.-J. & Hannappel, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt/Environment Band/Volume 47.

Einflüsse von Talsperren auf die ökologische Qualität und das hyporheische Interstitial von Fließgewässern am Beispiel der Weißeritz (Sachsen) und der Eder (Hessen)

Jeanette Völker¹, Markus Funke² & Dietrich Borchardt³

^{1,2} Universität Kassel, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung (CESR), Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel, j.voelker@uni-kassel.de, markus.funke@uni-kassel.de

³ Helmholtz - Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Department Aquatische Systemanalyse und Management (A-SAM), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, dietrich.borchardt@ufz.de

Keywords: Hyporheisches Interstitial, hydraulische Überformung, benthische Biozönose, Trinkwassertalsperren, Integriertes Talsperrenmanagement

Einleitung

Im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Gemeinschaften 2000) sind viele der unterhalb von Talsperren gelegenen, zumeist rhithralen und potamalen Fließgewässer hinsichtlich der Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ bzw. des „guten ökologischen Potenzials“ als „gefährdet“ einzustufen (Borchardt et al. 2005). Zwar bewirkt die zumeist relativ gute chemische und physikalische Gewässerbeschaffenheit des aus Trinkwassertalsperren abgelassenen Tiefenwassers ein hohes ökologisches Potenzial in den betroffenen Fließgewässerabschnitten in der fließenden Welle, jedoch können Rückkopplungsprozesse zwischen fließender Welle, Gewässersohle und hyporheischem Interstitial stark gestört sein. Die Ursachen hierfür liegen prioritär im veränderten Abflussregime der Talsperren in ihrer Funktion als Wasserspeicher, zum Hochwasserrückhalt und ihrer Eigenschaft als Sedimentfalle. Die Folge der geänderten Abflussdynamik ist eine über weite Fließstrecken reichende Kolmation der Gewässersohle, die zu einem funktionalen Verlust des hyporheischen Interstitials und damit zu einer Beeinträchtigung der auf dieses Habitat angewiesenen Lebensgemeinschaften führen kann. Dadurch wird die Reproduktion standorttypischer, kieslaichender Fischarten und die Besiedlung von benthischen Invertebraten beeinträchtigt (z.B. Borchardt & Pusch 2008, Saenger & Zanke 2008).

Im Rahmen eines durch das BMBF geförderten Forschungsvorhabens wurden Untersuchungen an Fließgewässerstrecken unterhalb von Trinkwassertalsperren in Sachsen und der Edertalsperre in Hessen durchgeführt. Im Vordergrund standen dabei umfangreiche empirische Datenerhebungen, um (a) die Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials zu analysieren und (b) die Auswirkungen der möglichen Kolmationsprozesse auf die benthische Biozönose zu untersuchen. Dazu wurden die folgenden Arbeitshypothesen definiert:

1. Der hydraulische Austausch zwischen Oberflächen- und Grundwasser unterhalb der Talsperren ist durch das überformte Abflussregime signifikant verändert.

2. Der verringerte hydraulische Austausch vermindert die Zufuhr von Oberflächenwasser und führt zu erhöhten Sauerstoffdefiziten in der hyporheischen Zone.
3. Die veränderten Eigenschaften in der hyporheischen Zone beeinflussen die Zusammensetzung und funktionalen Eigenschaften der benthischen Lebensgemeinschaft.

Untersuchungsgebiet

Für die Funktionsanalyse des hyporheischen Interstitials wurden die Untersuchungsgebiete „Eder“ (Edertalsperre) und das Fließgewässersystem „Wilde Weißeritz“ (Talsperren Klingenberg und Lehmühle) ausgewählt.

Die Edertalsperre im Nordosten des Bundeslandes Hessen wird prioritär zur Niedrigwasseraufhöhung der Weser genutzt. Weitere Nutzungen umfassen den Hochwasserschutz, die Stromerzeugung sowie den Tourismus. Die Eder ist oberhalb der Edertalsperre als Fließgewässertyp 9.1, unterhalb als Typ 9.2 ausgewiesen (Pottgießer & Sommerhäuser 2006). Gemäß der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL und den sich in den Jahren 2004 bis 2007 anschließenden Monitoringergebnissen ist die Edertalsperre als meso- bis eutroph einzustufen.

Die Wilde Weißeritz im Bundesland Sachsen südlich der Landeshauptstadt Dresden ist im Untersuchungsgebiet ein Fließgewässer des Typs 5 und befindet sich in einem Trinkwassereinzugsgebiet. Das Rohwasser wird zur weiteren Aufbereitung aus zwei gekoppelten, nacheinander geschalteten, oligotrophen Trinkwassertalsperren entnommen: der Talsperre Lehmühle und der Talsperre Klingenberg.

Material und Methoden

In beiden Untersuchungsgebieten wurden jeweils drei Probestellen mit einer Referenz oberhalb der Talsperren instrumentalisiert. Die einzelnen Probestellen stellen charakteristische Pool-Riffle Sequenzen dar. Wesentlicher Bestandteil der Probenahmemethodik sind dabei Multi-Level-Sonden nach Lenk (2000), welche in den Einstrombereich (inflow), den Durchstrombereich und den Ausstrombereich (outflow) der Pool-Riffle Sequenz eingebracht wurden. Diese erlauben neben der Entnahme und anschließenden Analyse von Porenwasser (Sauerstoff, T, pH, Lf, Stickstoffkomponenten, Phosphor und DOC) aus unterschiedlichen Sedimenttiefen auch die Messung vertikaler Druckgradienten mit einem Piezometers (Abbildung 1).

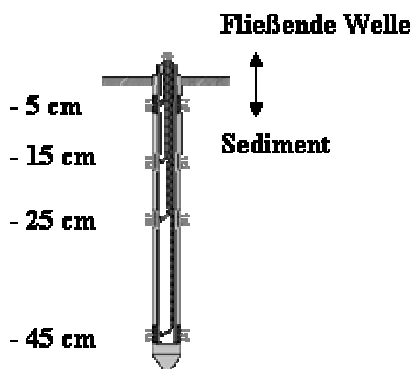


Abbildung 1: Schematische Darstellung einer Multi-Level-Sonde nach Lenk (2000).

Um den Austausch zwischen Oberflächenwasser und Interstitial bei unterschiedlichen Abflussbedingungen ermitteln zu können, wurde die Temperaturmethode angewendet. Grundlage dafür ist der verzögerte Temperatúraustausch zwischen Oberflächenwasser und durchströmten Porenwasser, welcher einen Sedimenttiefe-Zeit-Gradienten aufbaut. Je mehr dabei das Interstitial mit Feineintrag kolmatiert ist, desto größer ist dieser Gradient und erlaubt damit Rückschlüsse auf die vertikalen Infiltrationsgeschwindigkeiten, das Umsetzungspotenzial, die Geschiebedynamik und den Stoffaustausch zwischen der fließenden Welle und dem hyporheischen Interstitial in Abhängigkeit der Abflussbedingungen.

Die Ermittlung der biologischen Qualitätskomponente „benthische Invertebraten“ erfolgte mittels der standardisierten Multi-habitat-sampling-Methode (Haase & Sundermann 2004). Die erhobenen Artenlisten wurden mit dem Bewertungsverfahren Perlores, Version 3.01 (Asterics 2006) fließgewässertypspezifisch ausgewertet.

Ergebnisse

Auswirkungen der hydraulischen Überformung auf die benthische Biozönose

In den Sommermonaten von April bis einschließlich September 2007 betrug die Wildbettabgabe aus der Talsperre Klingenberg konstant 50 l/s, während der Zufluss zur TS Lehmühle (Referenz) dem natürlichen hydraulischen Regime des Gewässer-Einzugsgebietes mit unterschiedlichen Abflussspenden entsprach. Die kontinuierlich geringe Wasserabgabe aus der TS Klingenberg wirkte sich signifikant auf die Temperaturverhältnisse und die vertikalen Infiltrationsraten aus.

Abbildung 2 zeigt die Temperaturganglinien im Untersuchungsgebiet „Wilde Weißeritz“. Aufgeführt sind die Referenz (oberhalb TS Lehmühle) sowie die Probestelle unterhalb der TS Klingenberg. Die Ganglinien zeigen den Temperaturverlauf in den Sedimenttiefen 0 (Sedimentoberfläche), -20 und -40 cm..

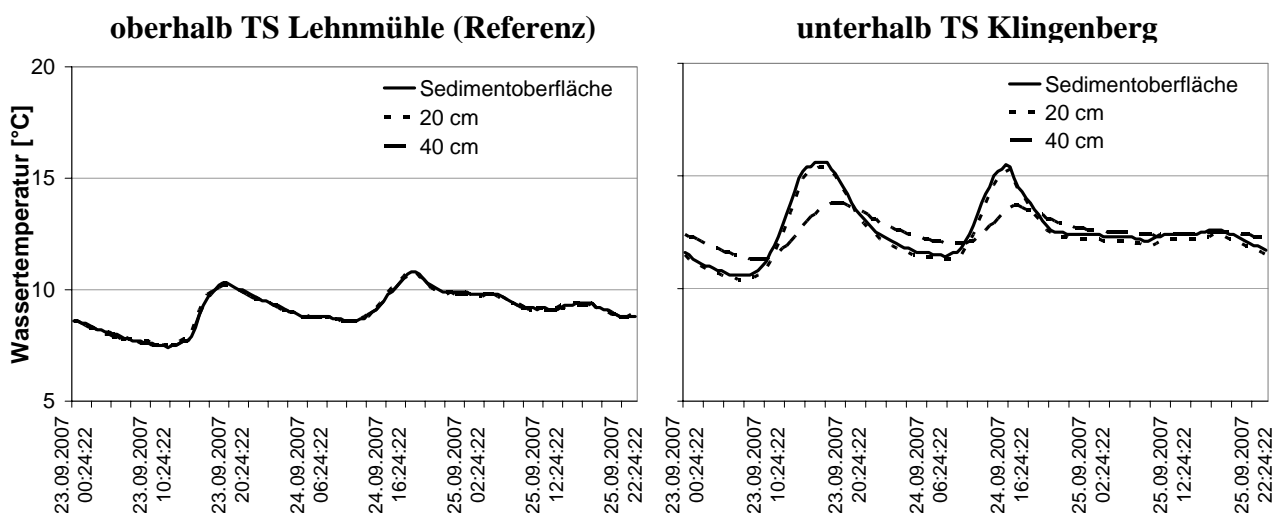


Abbildung 2: Temperaturganglinien an den Probestellen „Referenz“ (links) und „unterhalb TS Klingenberg“ (rechts) in den unterschiedlichen Tiefen Sedimentoberfläche, -20 cm und -40 cm.

Wie aus Abbildung 2 ersichtlich, überlagern sich die Temperaturganglinien an der Referenz-Probestelle vollständig. Daraus ergibt sich (a) die Amplituden in den unterschiedlichen Sedimenttiefen sind gleich groß und (b) es ist keine Phasenverschiebung der Temperaturganglinien in den unterschiedlichen Sedimenttiefen erkennbar. Die vertikale Infiltrationsrate, berechnet aus dem Fließweg (Sedimentoberfläche bis -20 cm und -20 cm bis -40 cm) und der Fließzeit (aufgezeichnetes Signal der Temperaturlogger $\Delta t = 15$ Minuten), ist in den betrachteten Sedimentschichten gleich hoch.

An der Probestelle unterhalb der Talsperre Klingenberg zeigt sich (a) ein Unterschied der Amplituden der Temperaturganglinien und (b) eine Phasenverschiebung der Temperaturganglinien in den unterschiedlichen Sedimenttiefen. Sowohl der Unterschied der Amplituden als auch die Phasenverschiebung der Ganglinien ist in der Sedimentschicht 0 cm bis -20 cm geringer als in der Sedimentschicht -20 cm bis -30 cm. Daraus ergibt sich eine geringere vertikale Infiltrationsgeschwindigkeit in der tiefen Sedimentschicht (-20 cm bis -40 cm) als in den oberflächennahen Sedimentschicht. Die abnehmende vertikale Infiltrationsgeschwindigkeit kann als Folge der unzureichenden Geschiebedynamik und einer damit einhergehenden Kolmation durch Sedimentation von Feinmaterial interpretiert werden kann.

Es wurde weitergehend geprüft, in welchem Ausmaß sich die überformten Abflussverhältnisse und die erhöhte Kolmation des Interstitials an der Probestelle „Talsperre Klingenberg“ auf die strukturelle und funktionale Zusammensetzung des Makrozoobenthos auswirkt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 aufgeführt. Neben der Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse sind weitere biologische Attribute aufgeführt, die Rückschlüsse auf das hydrologische Regime im Gewässer zulassen.

Tabelle 1: Ergebnisse der biologischen Qualitätskomponente „benthische Invertebraten“ an den untersuchten Probestellen

Probestelle	Referenz (Zufluss TS Lehmühle)	Abfluss TS Klingenberg
Ökologische Zustandsklasse	sehr gut	gut
Stressor „Saprobie“	sehr gut	gut
Stressor „Allgemeine Degradation“	sehr gut	gut
Saprobienindex	1,45	1,67
Artenanzahl	45	16
Rheoindex	0,97	0,92
Hyporhithralbesiedler [%]	8,5	15,0
Filtrierer (aktiv) [%]	1,0	10,0
Filtrierer (passiv) [%]	10,0	4,0

Anhand der Gesamtbewertung und den Stressoren „Saprobie“ (erhöhte organische Belastung) und „Allgemeine Degradation“ (insbesondere Gewässermorphologie) liegt an der Probestelle „Abfluss TS Klingenberg“ auf Basis des Bewertungsverfahrens (Asterics 2006) trotz des stark überformten hydraulischen Regimes ein „guter ökologischer Zustand“ vor. Bei differenzierter Betrachtung von ausgewählten biologischen Attributen des Makrozoobenthos, welche dezidierte Rückschlüsse auf die hydrologischen Bedingungen im Gewässer zulassen, zeigen sich jedoch durchaus signifikante Unterschiede zwischen den Probestellen „Referenz“ und „Abfluss TS Klingenberg“ (z.B. Artenanzahl, Hyporhithralbesiedler [erhöhte Potamalisierung], aktive und passive Filtrierer).

Auswirkungen einer erhöhten stofflichen Belastung auf die Biozönose

Im Gegensatz zum Talsperrensystem „Wilde Weißeritz“ erfolgt die Bewirtschaftung der Edertalsperre auf Grund der vielfältigen Nutzungsansprüche eher abflusssdynamisiert. Mindestwasserabgaben (6 m³/s) über lange Zeiträume treten nicht auf. An der Eder resultiert eine erhöhte stoffliche Belastung auf Grund von punktuellen Direkteinleitern sowie durch die Abgabe von stofflich belastetem Wasser aus einem nachgeschalteten Stausee.

Die erhöhte stoffliche Belastung hat einen nachhaltigen Einfluss auf die Sauerstoffkonzentrationen in den tieferen Sedimentschichten (-25 und -45 cm). Durch die hohe Primärproduktion treten in den Sommermonaten im Oberflächenwasser Sauerstoffsättigungskonzentrationen von bis zu 140 % auf und sinken kontinuierlich bis zu einer Sedimenttiefe von – 45 cm auf 25 % ab. Weiterhin erfolgt dort eine Anreicherung insbesondere von Phosphor (TP) und Stickstoffkomponenten.

Anhand der fließgewässertypspezifischen Bewertung des Makrozoobenthos konnte der stoffliche Gradient im Untersuchungsgebiet „Eder“ weniger aussagekräftig verifiziert werden. Sowohl die Referenz-Probestelle (PS 1; oberhalb der Edertalsperre) als auch die Probestellen unterhalb der Talsperre (PS 2 und PS 3) zeigten eine „gute ökologische Zustandsklasse“. Der Saprobienindex stieg von PS 1 (SI = 1,61) auf SI = 1,95 an PS 2. Weiterhin kam es an PS 2 zu einer signifikanten Abnahme der EPT [%] (PS 1: 60,9; PS 2: 47,1) und der Individuenanzahl der Plekopteren (PS 1: 66; PS 2: 4).

Zusammenfassung

Anhand der vorliegenden Ergebnisse lassen sich folgende Aussagen zusammenfassen:

- Ein überformtes, durch Talsperren induziertes hydraulisches Regime kann eine verstärkte Kolmation der Gewässersohle bewirken. Diese konnte anhand von Temperaturganglinien und vertikalen Infiltrationsraten nachgewiesen werden.
- Auf Basis des Bewertungsverfahrens Perlopes (Astericsxxx) kann der Einfluss dieser hydraulischen Überformung auf die benthische Invertebratengemeinschaft im Einzugsgebiet der „Wilden Weißeritz“ nicht nachgewiesen werden. Erst durch eine differenzierte Betrachtung ausgewählter biologischer Attribute können Rückschlüsse auf die hydraulische Situation im Gewässer geschlossen werden.
- Bei einer erhöhten stofflichen Belastung treten Sauerstoffdefizite in den tiefen Sedimentschichten (-25 cm bis -45 cm) auf. Das hyporheische Interstitial fungiert dabei als Senke für Nährstoffkomponenten.
- Die erhöhte stoffliche Belastung bewirkt einen Anstieg des Saprobienindex und hat damit direkten Einfluss auf die Zusammensetzung der benthischen Invertebratenzönose.

Danksagung

Diese Forschungsarbeiten wurden im Rahmen eines Verbundprojektes im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) durchgeführt. Die Laufzeit für dieses Projekt ist von Juni 2006 bis Mai 2009. Das Projekt ist damit noch nicht abgeschlossen. Eine Vielzahl von weiteren Untersuchungen steht daher noch zur Auswertung.

Literatur

- Asterics - einschließlich PERLODES - (2006). Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos. Software Version 3.0, herausgegeben im Mai 2006.
- Borchardt, D., Bosenius, U., Dörr, R.-D., Ewens, H.-P., Irmer, U., Jekel, H., Keppner, L., Mohaupt, V., Naumann, S., Rechenberg, B., Rechenberg, J., Richter, S., Richter, S., Rohrmoser, W., Stratenwerth, T., Willecke, J. & R. Wolter (2005). Die Wasserrahmenrichtlinie -- Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Reihe Umweltpolitik. Bonifatius, Paderborn. Erschienen in deutscher und englischer Sprache.öln), Weißensee Verlag, Berlin: 799-803.
- Borchardt, D. & M. Pusch (2008). An integrative, interdisciplinary research approach for the identification of patterns, processes and bottleneck functions of the hyporheic zone of running waters. Editorial. Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie). Volume 61, in print.
- Europäische Gemeinschaften (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Nr. L 327/1, vom 22.12.2000.
- Haase, P. & A. Sundermann (2004). Standardisierung der Erfassungs- und Auswertemethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlußbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Lenk, M. (2000): Hydraulische Austauschvorgänge zwischen Fließgewässer und Interstitial – Felduntersuchungen in einer Pool-Riffle-Sequenz an der oberen Lahn. - Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Heft 114, Technische Universität Darmstadt, pp. 1-166.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2006). Biozönotisch bedeutsame Fließgewässer Deutschlands. Stand 2006. www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/EG-WRRL_ftyp.htm.
- Saenger, N. & U. C. E. Zanke (2008): A depth - oriented view of hydraulic exchange patterns between surface water and the hyporheic zone: analysis of field experiments at the River Lahn (Germany). Editorial. Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie). Volume 61, in print.

BAUM, S. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher Kleingewässer entlang eines Tieflandbaches

HEINZ, K. & P. MARTIN: Limnofaunistische Untersuchungen zur Typologie von Kleingewässern im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins

LIPINSKI, A. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchung der aquatischen und semiaquatischen Fauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens

Vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher Kleingewässer entlang eines Tieflandbaches

Sarah Baum¹ & Ellen Kiel²

Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Gewässerökologie und Naturschutz, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26129 Oldenburg, ¹Sarah.Baum@gmx.de, ²ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Kleingewässer, Makroinvertebraten, Temporärgewässer, Lebensgemeinschaften, Überflutungsbereich

Einleitung

Kleingewässer stehen häufig anderen Flächenansprüchen im Weg. Sie werden verfüllt, verschlammten und verlanden infolge starker Boden- oder Düngereinträge oder sind durch die allgemeine Grundwasserabsenkung von Austrocknung bedroht (RINGLER 1987). Insbesondere im Überflutungsbereich tragen wasserbauliche Maßnahmen wesentlich zur veränderten Hydrodynamik und dem damit verbundenen Rückgang der Kleingewässer bei. Wie gravierend der Rückgang ist, verdeutlicht das Beispiel eines 36 km² großen Gebietes in der Umgebung der Stadt Hamm im östlichen Ruhrgebiet. Während dort 1893 noch 212 Kleingewässer anzutreffen waren, existierten 1970 lediglich 75. Dies entspricht einem Rückgang von 65 % (RINGLER 1987). Das Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, den faunistischen Beitrag der Kleingewässer zur Biodiversität im Überflutungsbereich darzustellen.

Material und Methoden

Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden 20 Gewässer untersucht, die sich anhand morphologischer Merkmale den sieben Gewässerformen Hangquellen (Hq), Sumpfquellen (Sq), Quellrinnsale (Qr), Pfützen (Pf), Suhlen (Su) sowie temporären und permanenten Gräben (tGr/pGr) zuordnen ließen. Die Erfassung der Makroinvertebratenfauna erfolgte Mitte November 2006. Dabei kamen vier Probenahmetechniken in den Teillebensräumen Benthos, Vegetation und Freiwasser zum Einsatz. Jede Technik wurde an drei homogenen Stellen je Gewässer angewendet.

Für die Beprobung des Benthos wurde ein modifizierter Van-Veen-Greifer eingesetzt (Volumen: 456 ml). Je Probe wurden 3 x 456 ml Benthosmaterial entnommen. Für die Untersuchung der Gewässervegetation wurden Pflanzenteile und Totholz gesammelt und in einem mit abgefilterten Wasser gefüllten Eimer gründlich gespült. Bei dieser Absammelprobe galt es, eine verhältnismäßige und ausreichende Beprobung aller Substrate zu erreichen. Von dem gespülten Pflanzenmaterial wurde jeweils eine Handvoll mitgenommen und im Labor nachgespült. Zur Beprobung des Freiwassers wurde ein Becherglas mit einem Fassungsvermögen von einem Liter schnell unter Wasser gedrückt und der Inhalt anschließend durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 500 µm gegeben. Dieser Vorgang wurde je Gewässer dreimal durchgeführt.

Untersuchungsgebiet

Das ca. 8,8 ha große Untersuchungsgebiet befindet sich entlang des Geestbaches Delme (Nord-West-Niedersachsen, Landkreis Oldenburg). Das Gebiet liegt zwischen den Ortschaften Harpstedt und Klein Henstedt im FFH-Gebiet „Delmetal zwischen Harpstedt und Delmenhorst“. Von den 20 Probenahmegewässern lagen 16 im Erlen-Bruchwald und vier im unbewirtschafteten Offenland.

Ergebnisse

Insgesamt konnten 17013 Individuen aus 105 Arten und Taxa höherer Ordnung (ThO) für die Auswertung berücksichtigt werden. Die Zahl der Arten bzw. ThO reichte in den einzelnen Gewässern von 12 (Suhle) bis maximal 43 (Hangquelle36) (Abb.1). Die geringsten Anzahlen wurden in den Gewässern mit den höchsten Wasserstandsschwankungen ermittelt: 12 für die Suhle, 13 im temporären Graben3 und 15 in der Pfütze. Diese drei Gewässer wiesen auch in den Teillebensräumen Vegetation und Freiwasser die geringsten Taxazahlen auf. Im Benthall hatten sie zwar geringe, aber mit Ausnahme der Pfütze nicht die geringsten Anzahlen aufzuweisen. Mit 98 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung war die Besiedlung der Vegetation am vielfältigsten, gefolgt von 65 Taxa im Freiwasser und 58 im Benthall.

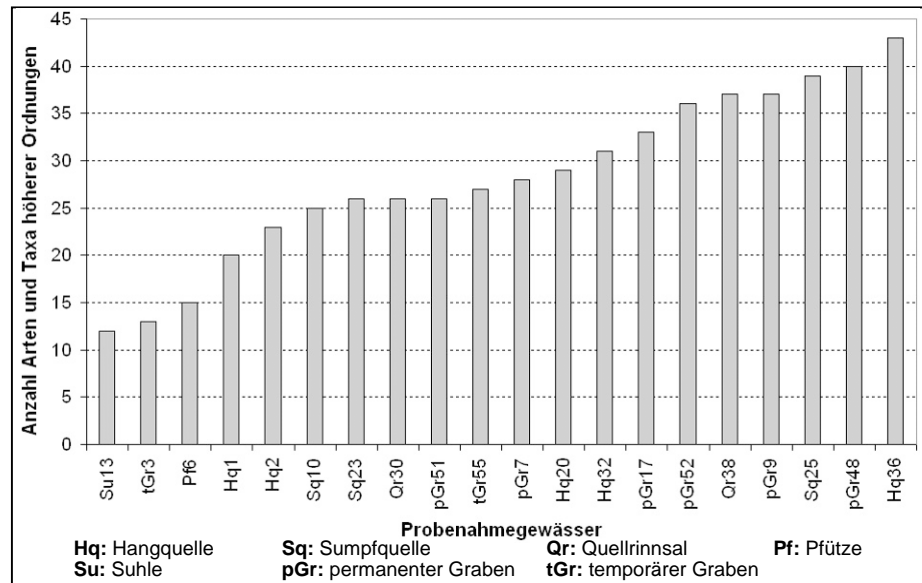


Abb.1: Anzahl Arten /Taxa höherer Ordnung

Die Datenauswertung erfolgte für jeden Teillebensraum einzeln sowie für alle gemeinsam. Ein direkter Vergleich der Individuenzahlen war nicht möglich, da bei der Vegetationsbeprobung kein definiertes Probenvolumen vorlag. Deshalb wurde die insgesamt in einem Teillebensraum erfasste Individuenzahl als 100 % angesehen und der prozentuale Individuenanteil jeden Gewässers in dem jeweiligen Teillebensraum in Relation dazu berechnet. Für die Gesamtbetrachtung wurde der Mittelwert der drei Teillebensräume gebildet (Abb.2). Die Anteile lagen zwischen 0,5 % bei der Suhle und

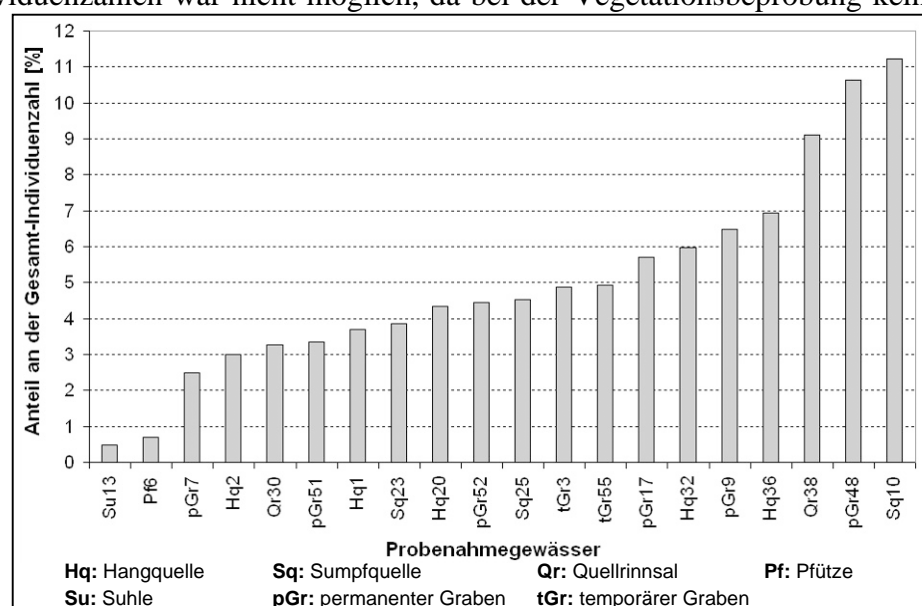


Abb.2: Anteile der Gewässer an der Gesamtindividuenzahl

11,2 % bei Sumpfquelle10. Die geringsten Anteile an der Gesamtbesiedlung hatten die Gewässer mit den höchsten Wasserstandsschwankungen (Suhle 0,5 %; Pfütze 0,7 %). Auch die Einzeldaten für Vegetation, Benthos und Freiwasser bestätigten diesen Trend. Bei den temporären Gräben (tGr3, tGr55) gab es auf Basis dieser Daten eine bemerkenswerte Tendenz: Im Benthos wiesen beide hohe, im Freiwasser geringe Individuenzahlen auf. Nur bei der Vegetation lagen ihre Werte etwas weiter auseinander. In der Gesamtbetrachtung betrug bei beiden bei 4,9 % Anteil an der insgesamt erfassten Individuenzahl.

Eine Korrelationsanalyse zwischen der Individuenzahl und der Anzahl der Arten und ThO wies für alle Teillebensräume auf einen signifikant positiven Zusammenhang ($p < 0,005$) hin. Mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,791 (Pearson) war dieser Zusammenhang im Freiwasser am stärksten ausgeprägt. Demzufolge gab es zumindest zum Zeitpunkt der Untersuchung Gewässer mit geringer Individuenzahl bei gleichzeitig geringer Artenzahl und umgekehrt.

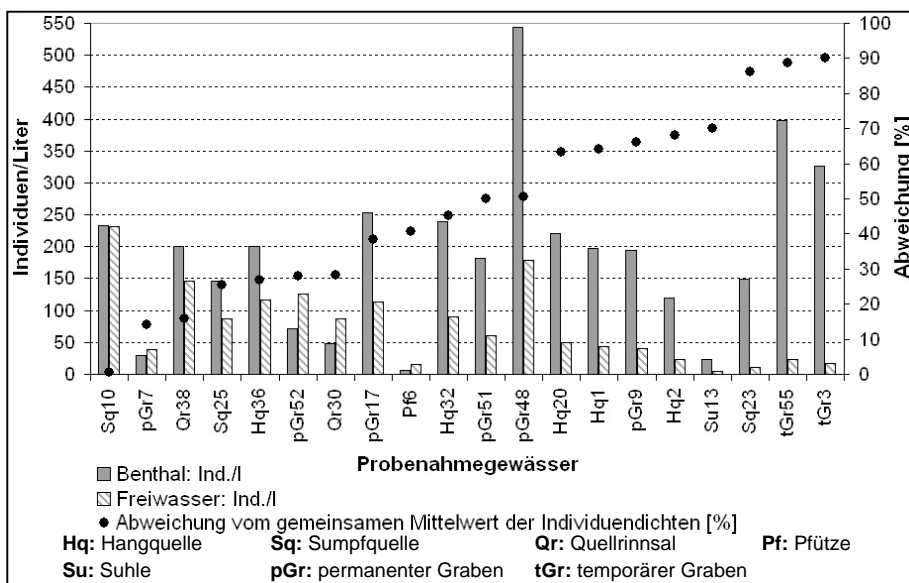


Abb.3: Individuendichten des Benthals und des Freiwassers

Da Benthos und Freiwasser mit einem standardisierten Volumen beprobt wurden, konnten Besiedlungsdichten berechnet und verglichen werden. Im Durchschnitt lag die Besiedlungsdichte des Benthals mit 189 Ind/l deutlich über der des Freiwassers von 75 Ind/l. Die Einzelbetrachtung ergab, dass bei 16 der 20 Gewässer die Besiedlungsdichte im Benthos über der des Freiwassers

lag (Abb.3). Um Aussagen über die Differenzen der Dichten treffen zu können, wurde für jedes Gewässer der Mittelwert aus den Besiedlungsdichten des Benthals und des Freiwassers gebildet und die Abweichungen der Dichten von diesem Wert errechnet. Die größten Differenzen ergaben sich

danach bei den temporären Gräben, in denen die Besiedlung des Benthals mit 89 % bzw. 90 % über der des Freiwassers lag. Bei Sumpfquelle23 waren es 86 %. Die Betrachtung der prozentualen Anteile der Klassen und Ordnungen an den Individuen in den Gewässern zeigt, dass zum Probenahmezeitpunkt alle Gewässer durch einen relativ hohen Diptera-Anteil (34 % der Individuen) gekennzeichnet waren

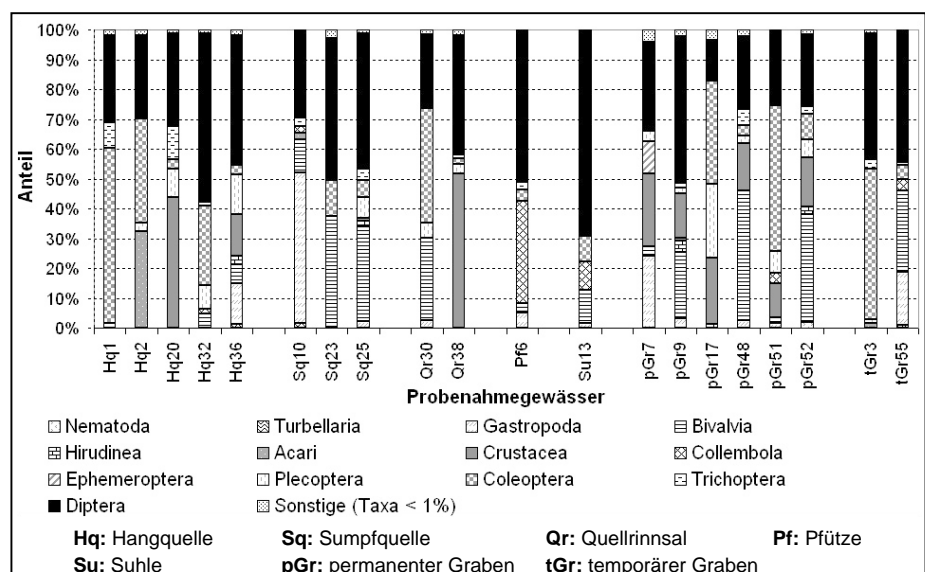


Abb.4: Anteile der Klassen und Ordnungen in den Gewässern [%]

(Abb.4). Relativ hohe Anteile hatten weiterhin die Bivalvia, die Coleoptera und die Crustacea (14 % - 16 %). Bei der Betrachtung der prozentualen Anteile der Klassen und Ordnungen müssen

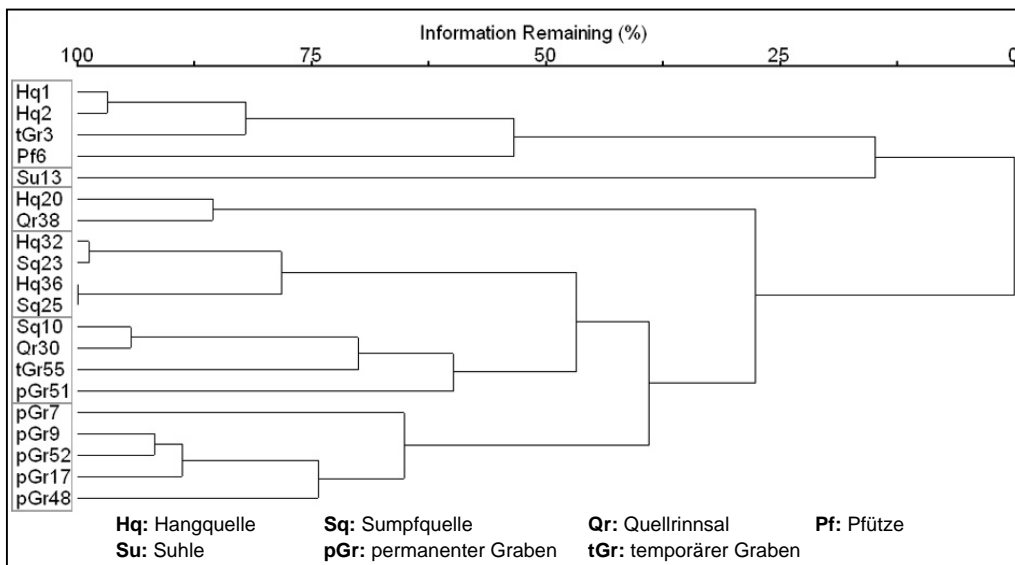


Abb.5: Gemeinsame Clusteranalyse der drei Teillebensräume

Distance measure: Soerensen (squared), Group Linkage Method: Farthest Neighbour, Chaining: 12,4%)

die sehr unterschiedlichen Individuenzahlen der Gewässer berücksichtigt werden. Diese reichten von 86 bei der Suhle bis 1900 bei Sumpfquelle10. In den meisten Gewässern konnten 500 bis 1000 Individuen nachgewiesen werden. Kennzeichnende Unterschiede betrafen

in erster Linie die Crustacea: während Aselidae (*Aselus aquaticus*, *Proasellus coxalis*) in allen permanenten Gräben vorhanden waren, fehlten Crustacea zum Untersuchungszeitpunkt in den temporären Gräben, der Pfütze und der Suhle. Innerhalb der anderen Gruppen waren die Crustacea nicht durchgehend vorhanden. Im Gegensatz zu den permanenten Gräben wiesen die Quellgewässer keine Aselidae, sondern Gammaridae auf. Weitere gewässerspezifische Tendenzen waren auf dieser Betrachtungsebene nicht zu erkennen. Oft gab es große Unterschiede innerhalb einer Gewässerform – so z. B. bei den Quellrinnsalen. Während Qr30 durch hohe Anteile an Coleoptera und Bivalvia gekennzeichnet war, überwogen bei Qr38 die Crustacea.

Um Aussagen über Ähnlichkeiten der Gewässer hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung machen zu können, wurde eine Clusteranalyse auf Grundlage der Sørensen-Distanzen durchgeführt. Unter Verwendung von 50 % der Informationen ergab sich eine Gruppierung, die fünf der sechs permanenten Gräben enthielt (Abb.5). Im Freiwasser bildeten alle sechs permanenten Gräben eine Gruppe, ebenso bei der Vegetation, wo allerdings auch vier Quellgewässer dem Cluster angehörten. Lediglich im Benthall waren höchstens zwei permanente Gräben in einer gemeinsamen Gruppe. Die permanenten Gräben hoben sich auf dieser Betrachtungsebene also aufgrund von Ähnlichkeiten in ihrer Artenzusammensetzung in

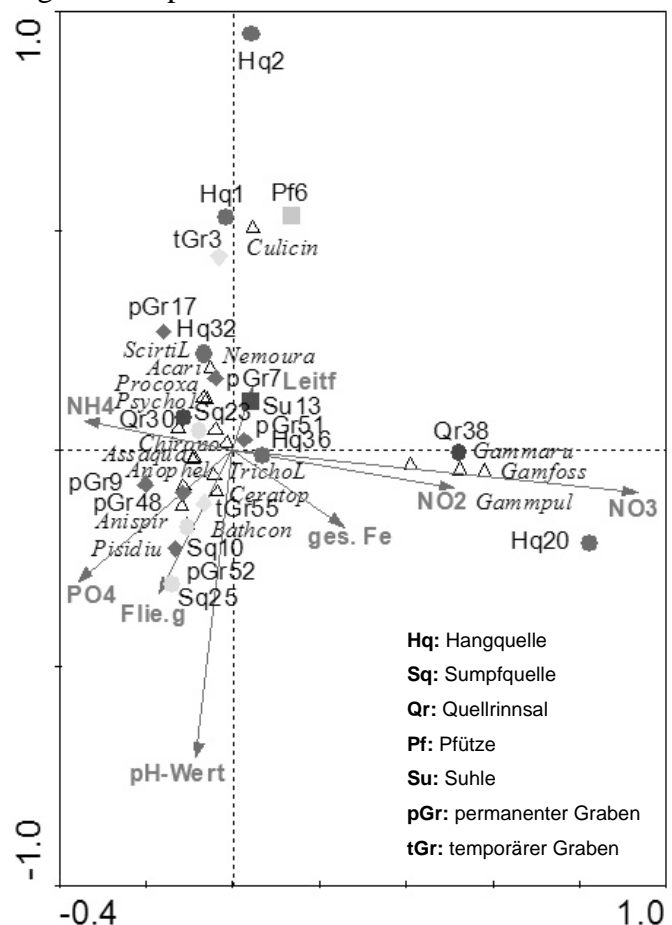


Abb.6: CCA Teillebensraum Freiwasser

den Teillebensräumen Freiwasser und Vegetation von den anderen Gewässern ab.

Aus den Ergebnisse einer CCA (Abb.6 zeigt exemplarisch die CCA des Freiwassers) ist zu schließen, dass zum Zeitpunkt der Untersuchungen in allen Teillebensräumen der Nitratgehalt sowie der pH-Wert einen signifikanten Einfluss ($p < 0,005$) auf die Fauna gehabt haben könnten. Aufgrund der Korrespondenz zu Nitrat und dem pH differenzierten sich die durch die Gammaridae geprägten Zönosen der Quellgewässer Hangquelle20 und des Quellrinnals38. Weiterhin differenzierten sich die durch die Unterfamilie der Culicinae gekennzeichneten Gewässer Hangquelle2 und Hangquelle1 sowie die Pfütze und der temporäre Graben3.

Die kumulative Darstellung (Abb.7) visualisiert die hohe Individualität der Einzelgewässer und beleuchtet zugleich die Bedeutung der Probenahmetechnik.

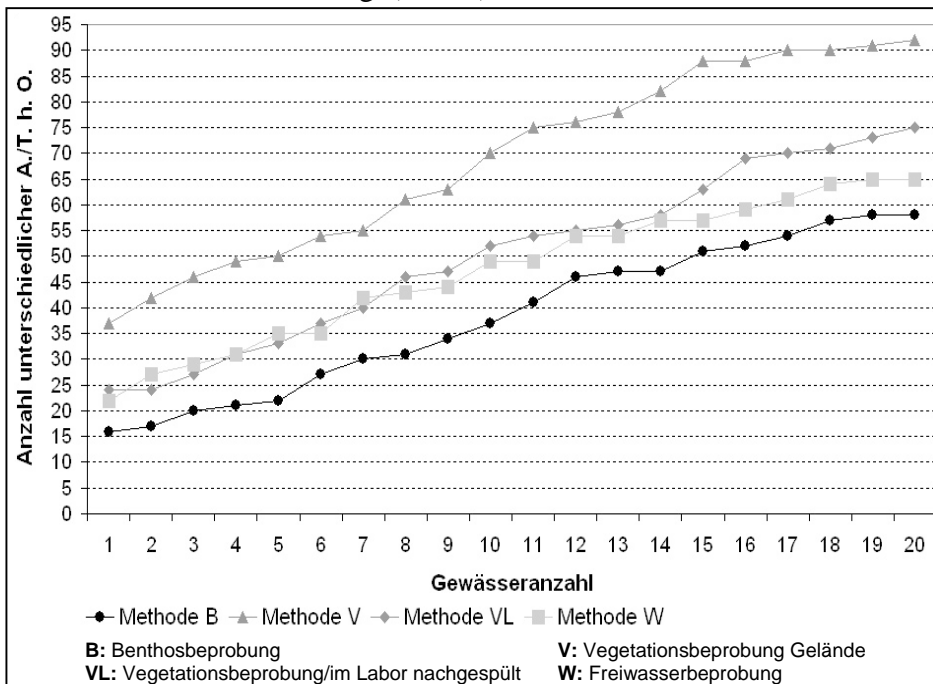


Abb.7: Kumulative Kurven der Arten und Taxa höherer Ordnung,
differenziert nach Fangmethoden. Aufsteigende Reihung der Gewässer nach
zusätzlichen Arten/ThO.

Die aufsteigende Reihenfolge der Gewässer erfolgte aufgrund der Sörensen-Distanzen vom unähnlichsten zum ähnlichsten Standort. Begonnen wurde mit dem Gewässer, welches die höchste Anzahl an Arten und ThO aufwies. Die Abbildung zeigt, dass weitgehend unabhängig von der Methode mit jedem weiteren Untersuchungsgewässer neue Arten und Taxa höherer Ordnung erfasst wurden.

Schlussfolgerungen

Die hier vorgestellten Teilergebnisse einer Diplomarbeit beleuchten den Wert von Kleingewässern für die Biodiversität von Tieflandauen. Die gewonnenen Daten konnten zeigen, dass sich die auf relativ engem Raum befindlichen Kleingewässer hinsichtlich ihrer Individuen- und Artenzahl sowie der Artenzusammensetzung erheblich voneinander unterschieden. Selbst innerhalb eines Gewässertyps ergaben sich deutliche Unterschiede. Lediglich für die permanenten Gräben gab es Hinweise auf größere biozönotische Ähnlichkeiten.

Auch wenn jedes einzelne Gewässer relativ arten- und individuenarm war, belegen diese Erhebungen den entscheidenden Wert der räumlichen Heterogenität als Basis für die Präsenz eine großen Zahl an Kleingewässern und mithin einer hohen Biodiversität.

Literatur

Ringler, A. (1987): Gefährdete Landschaft: Lebensräume auf der Roten Liste. Eine Dokumentation in Bildvergleichen. BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Zürich.

Limnofaunistische Untersuchungen zur Typologie von Kleingewässern im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins

Kristin Heinz¹ & Peter Martin²

^{1, 2} Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abt. Tierökologie, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel,
¹kristin.heinz@gmx.de, ²pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Kleingewässer, Tümpel, Typologie, Charakterarten, Naturschutz, Unterwasser-Lichtfalle

Einleitung

Kleingewässer sind ein landschaftsprägender Bestandteil des Östlichen Hügellandes Schleswig-Holsteins. Ihre Vielfalt entstand dort besonders durch Erdenbrüche, aufgrund von Abschmelzvorgängen nach der letzten Eiszeit (THIESSEN 2002) und durch anthropogene Aktivitäten (PARDEY et al. 2005). Kleingewässer sind in ihrer Gesamtheit sehr vielfältige Lebensräume, in denen sich, je nach individuellen Gegebenheiten, eine eigene Biozönose ausbilden kann (THIESSEN 2002).

Aufgrund von starken Abweichungen in der Nutzung der entsprechenden Termini (DETTINGER-KLEMM 2000) sei darauf verwiesen, dass im Folgenden unter dem Terminus „Tümpel“ nur Kleingewässer mit temporärer Wasserführung zu verstehen sind.

Kleingewässer sind als Lebensraum stark gefährdet. In den letzten Jahren hat ihre Anzahl nicht nur in Deutschland drastisch abgenommen (CHRISTMANN & PARDEY 2000, GLANDT 2006). In vielen Gegenden Mitteleuropas ist ein Rückgang von über 50% keine Seltenheit (GLANDT 1989). Für Schleswig-Holstein verzeichnen HEITKAMP et al. (1985) einen Rückgang von 95% innerhalb von 85 Jahren. Kleingewässer und darunter besonders auch temporäre Kleingewässer bilden für viele, auch für seltene, darauf spezialisierte Arten, einen wichtigen Lebensraum.

Kleingewässer und insbesondere Tümpel sind bisher in der Forschung vernachlässigt worden (WILLIAMS et al. 2001). Über (temporäre) Kleingewässer in Schleswig-Holstein gibt es nur wenige Arbeiten. Die ausführlichsten stammen von KREUZER (1940) (Fauna) und ROLL (1940) (Flora). Danach gab es noch kleinere Studien mit unterschiedlichen Schwerpunkten (MIERWALD 1988, 1993, NOWAK 2005, HEINZ 2006, OLFERT 2006, HEINZ 2008).

Die Diversität der Kleingewässertypen macht es generell schwierig, sich ihrer systematischen Bearbeitung zu nähern. Allerdings ist eine eindeutige Typologie mit einer für die einzelnen Typen klar definierten, charakteristischen Fauna nötig, um sowohl genau umgrenzte Schutzbemühungen als auch zielgerichtete Maßnahmen zur Renaturierung bewerkstelligen zu können.

Erste Ergebnisse für eine faunistisch begründete Typologie sollten die Ergebnisse der hier vorgestellten Diplomarbeit (HEINZ 2008) bringen. Zu diesem Zweck wurden Kleingewässer zu Untersuchungsbeginn anhand bestimmter typologischer Parameter ausgesucht. Anschließend wurden ihre Fauna und einige abiotische Parameter erfasst. Es wurde ermittelt, ob und inwieweit sich die leicht

im Gelände erfassbaren typologischen Parameter (vgl. Tab 1), die der Einteilung zugrunde liegen, in den Artgemeinschaften der entsprechend typisierten Kleingewässer widerspiegeln.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Das Hauptuntersuchungsgebiet war der Stodthagener Wald (Schleswig-Holstein, Landkreis Rendsburg-Eckernförde) und dessen unmittelbares Umland (Offenland). Zusätzlich flossen stichprobenartige Beprobungen aus dem Klosterforst Preetz (Schleswig-Holstein, Landkreis Plön) ein.

Beide Waldgebiete sind Buchenwälder, in denen sich einige Fichtenparzellen befinden. Sie unterscheiden sich hingegen in ihrer Nutzung. Während der Klosterforst Preetz intensiv forstlich genutzt wird und über ein ausgeprägtes Grabensystem entwässert wird, wurde die intensive Nutzung des Stodthagener Wald nach dem Aufkauf durch die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein (im Jahr 2000) eingestellt und das vorhandene Grabensystem verschlossen.

Das an den Stodthagener Wald angrenzende Offenland wird ganzjährig extensiv beweidet. Die dort befindlichen Gewässer sind vor einigen Jahren (2005, mündl. Mitteilung H. DREWS) neu angelegt worden bzw. bestanden in Einzelfällen bereits und wurden lediglich vertieft. Das dortige Drainagesystem ist seit dieser Zeit nicht mehr in Betrieb. Die Gewässer sind nicht aus dem Beweidungsbereich ausgegrenzt, so dass ein Zuwachsen der Gewässerränder verhindert wird.

Gewässerbeprobung

Die Untersuchungen an 19 ausgewählten Kleingewässern im Stodthagener Wald und dem angrenzenden Offenland wurden von März bis November 2007 durchgeführt. Sofern sie nicht vorher ausgetrocknet waren, wurde die Fauna aller Gewässer viermal beprobt. Hinzu kamen Beprobungen an acht Tümpeln aus dem Klosterforst Preetz (HEINZ 2006, OLFERT 2006). Soweit diese nicht bereits ausgetrocknet waren, wurden sie im Mai 2007 erneut beprobt. Die Gewässer sind vorwiegend aufgrund ihrer strukturellen Ausprägungen in acht verschiedene „a-priori-Kategorien“ unterteilt worden (Tab. 1).

Tab. 1: Codierung der Kleingewässer auf Grundlage der visuell und strukturell angewendeten Unterteilungskriterien

Codierung	Kriterium	Codierung	Kriterium
O	Offenland	I	perennierend
W _{St}	Stodthagener Wald	I	temporär, unbewachsen, tief
W _{Kl}	Klosterforst Preetz	II	temporär, bewachsen, tief
a, b, c	Einzelgewässer der jeweiligen Kategorie	III	temporär, unbewachsen, flach
		IV	temporär, unbewachsen, flach

Parallel zur Beprobung der Fauna wurden stets einige abiotische Parameter (Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Wassertemperatur, Pegelstände) erfasst. Daneben wurden einmalig der Gesamtposphat- und der Gesamtstickstoffgehalt gemessen.

Von der Fauna wurden die 14 Taxa Plathelminthes, Mollusca, Hirudinea, Hydrachnidia, ausgewählte Crustacea, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera, Diptera, Amphibia untersucht. Dabei wurden zwei unterschiedliche Fangmethoden angewendet. Um bei der Beprobung der Fauna eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden pro

Probennahme jeweils zehn Kescherzüge (Kescher: Ø 20 cm, Maschenweite 1 mm) ausgewertet. Die Tiere wurden direkt im Gelände lebend aussortiert. Zusätzlich erfolgte stets eine Absammlung der Exuvien merolimnischer Tiere sowie eine gezielte Beprobung der amphibischen Randbereiche der Gewässer. Exemplarisch kam zudem in einigen Gewässern eine Unterwasser-Lichtfalle zum Einsatz (Bau der Werkstatt des Biologiezentrums der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel; Details vgl. HEINZ 2008).

Auswertung

Im Rahmen der statistische Analysen wurden verschiedene Verfahren aus dem Bereich der Multivariaten Statistik angewendet: Clusteranalyse, MDS (nichtmetrische Multidimensionale Skalierung) und PCA (Hauptkomponentenanalyse). Zur Berechnung und Darstellung dieser statistischen Verfahren wurde das Programm Primer 6.0 verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Bei der faunistischen Beprobung der Kleingewässer des Stodthagener Waldes und des angrenzenden Offenlandes konnten mindestens 210 Arten nachgewiesen werden. Davon kamen 133 Arten in Gewässern im Offenland und 128 Arten in Waldgewässern vor. Bei den angegebenen Artenzahlen handelt es sich immer um Mindestzahlen, da einige Taxa nicht artgenau bestimmt werden konnten und sich dahinter somit gegebenenfalls mehrere Arten verbergen. 37% der Arten (61 Arten von 165 Arten, für deren Gruppen Rote Listen für Schleswig-Holstein existieren) sind als gefährdet eingestuft.

Im Klosterforst Preetz wurden ausschließlich Tümpel beprobt. Dort kamen mind. 65 Arten vor. Der Anteil der „Rote-Liste-Arten“ betrug 35% (46 Arten von 65 mit entsprechender Roten Liste). Werden diese Ergebnisse zusammengefasst so zeigt sich, dass insgesamt mind. 226 Arten vorkamen. Der Anteil der nach Roten Listen gefährdeten Arten entspricht 37% (65 von den 175 Arten für die eine Rote Liste von Schleswig-Holstein existiert).

Es konnte davon ausgegangen werden, dass die abiotischen Parameter für etwaige Besiedlungsunterschiede keine Rolle spielten, da sie zwischen den unterschiedlichen Gewässerkategorien, mit Ausnahme geringfügiger Unterschiede zwischen einigen Wald- und Offenlandgewässern und der unterschiedlich langen Wasserführung, sehr ähnlich waren.

Bezogen auf die zentrale Fragestellung, ob sich Kleingewässer kategorisieren lassen, zeichneten sich klare Trennungen einzelner Gewässertypen ab. Wald- und Offenlandgewässer konnten statistisch signifikant von einander unterschieden werden (Abb. 1). Innerhalb der Offenlandgewässer konnten perennierende Kleingewässer und Tümpel voneinander getrennt werden (Abb. 2). Die statistische Analyse der Fauna für das ursprünglich als temporäres Gewässer eingestufte Gewässer O II c ergab, dass es sich dabei um ein perennierendes Gewässer handeln muss, da die Faunenzusammensetzung denen der perennierenden Kleingewässern im Offenland entspricht, Dafür spricht auch die Wasserführung im Jahr 2007, das Gewässer ist nicht ausgetrocknet. Tendenziell unterschied sich der flache Offenlandtümpel O IV a von den tiefen Tümpeln im Offenland. Für eine statistisch abgesicherte Trennung fehlte jedoch ein ausreichender Stichprobenumfang. Innerhalb der Kategorie der Waldgewässer ergab sich ein weniger klares Bild (Abb. 1). Lediglich die offensichtlich aufgrund einer sehr kurzen Wasserführung recht artenarmen Tümpel WSt I c, WSt III b und WSt III c konnten statistisch signifikant von den übrigen abgetrennt werden. Statistisch signifikant konnten zudem Besiedlungsunterschiede zwischen den Kleingewässern im Stodthagener Wald und im Klosterforst Preetz aufgezeigt werden. Dies deutet auf regionale Unterschiede hin. Allerdings ist

stark zu vermuten, dass darauf auch die unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen (vgl. Kap Untersuchungsgebiete) einen Einfluss haben.

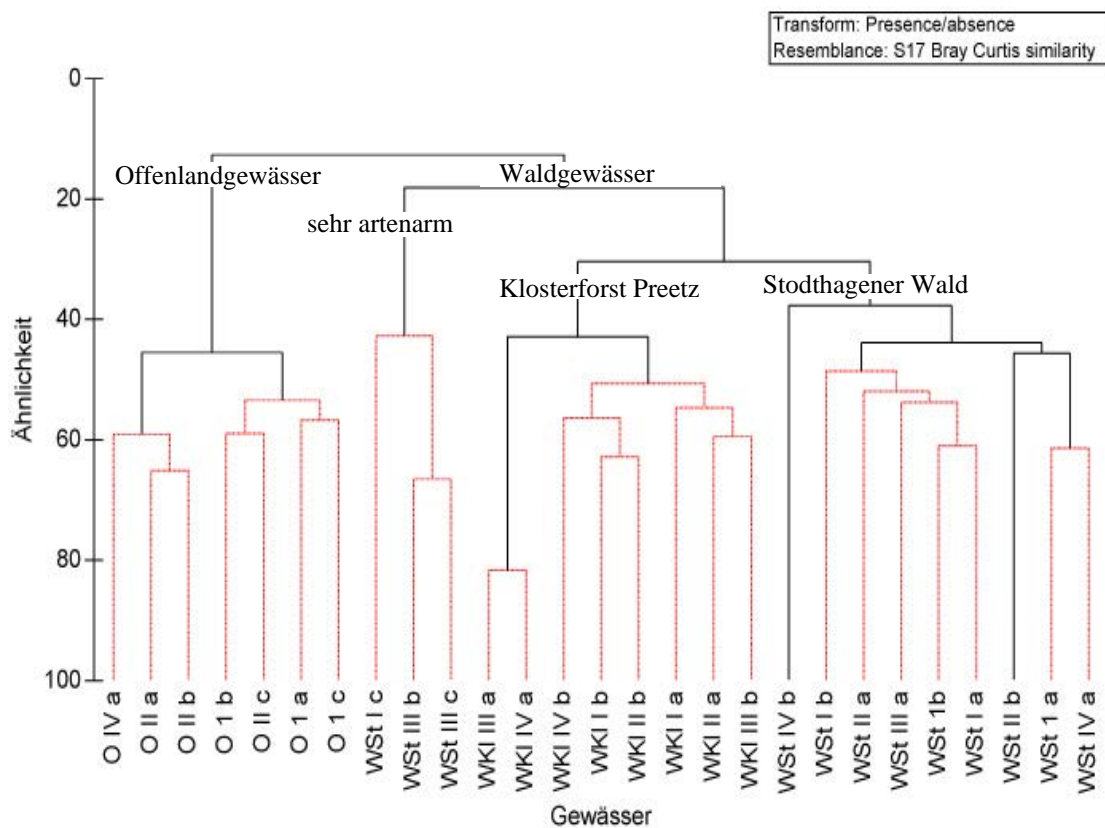


Abb. 1: Clusterdiagramm (als Gruppenmittel) zur Ähnlichkeit der Fauna. Datengrundlage: An- und Abwesenheit der Arten. Statistisch signifikante Trennung ($p \leq 0,05$) entspricht den kräftig schwarzen Linien, schwächere Linien steht für eine statistisch nicht signifikant Auftrennung.

Von den mind. 226 nachgewiesenen Arten wurden anhand der PCA und durch die vergleichende Literatúrauswertung zu den nachgewiesenen Arten 61 als typische Vertreter für verschiedene Kleingewässerkategorien herausgearbeitet, davon 32 für Wald- und 29 für Offenlandgewässer. Von den 29 „Charakterarten“ für Offenlandgewässer wurden fünf Arten nur in temporären und sechs nur in perennierenden Gewässern gefangen. Die „Charakterarten“ für Waldgewässer konnten nicht weiter kategorisiert werden. Um allgemein gültige Aussagen über diese Arten als Zeigerarten treffen zu können, erscheint der Stichprobenumfang zu gering.

Danksagung

Danken möchte ich allen, die mir bei der Erstellung meiner Diplomarbeit, hilfreich zur Seite standen. Mein Dank gilt besonders Dr. P. Martin, Prof. Dr. Th. Bauer und Prof. Dr. H. Brendelberger. Ebenfalls möchte ich mich bei den Mitarbeitern der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, vor allem Herrn Hauke Drews bedanken. Des Weiteren gilt mein Dank der limnökologischen Arbeitsgruppe der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel sowie meinen Eltern und Freunden.

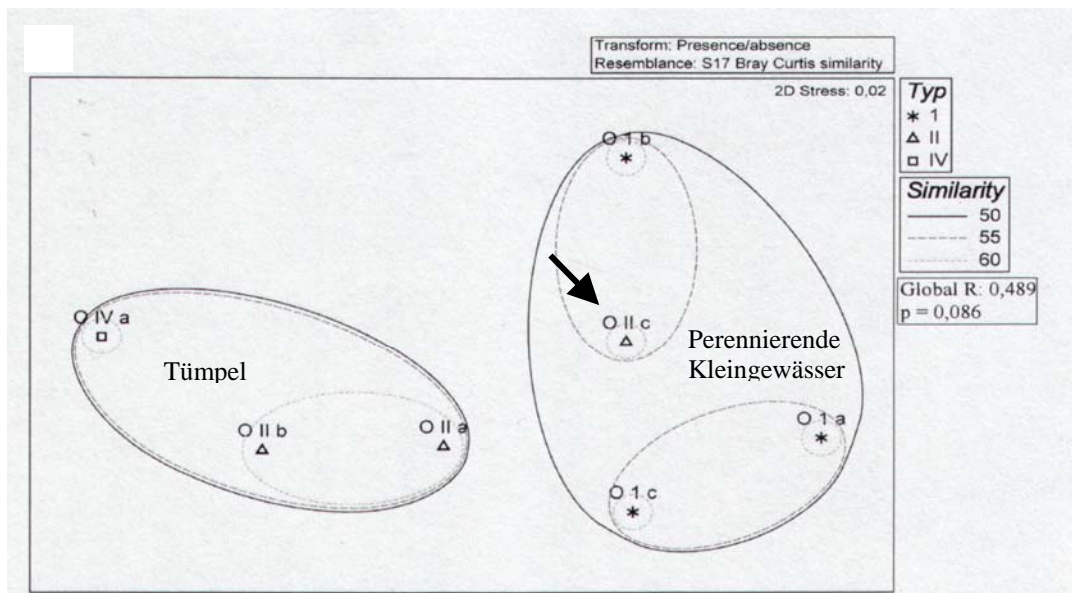


Abb. 2: MDS der Fauna der im Offenland gelegenen Gewässer. A-priori-Kategorien vgl. Tab. 1, Datengrundlage: An- bzw. Abwesenheit. Die Ähnlichkeiten entsprechen der Clusteranalyse.

Literatur

- Christmann, K.-H. & Pardey, A. (2000): Ökologische Entwicklung von Kleingewässern der Westfälischen Tieflandsbucht. Gewässergütebericht 2000, Sonderbericht 30 Jahre biologische Gewässerüberwachung in NRW: 267–282.
- Dettinger-Klemm, P.-M. A. (2000): Temporäre Stillgewässer - Charakteristika, Ökologie und Bedeutung für den Naturschutz. NUA Seminarbericht 5: 17–42.
- Glandt, D. (1989): Bedeutung, Gefährdung und Schutz von Kleingewässern. Natur und Landschaft 64 (1): 9–13.
- Glandt, D. (2006): Praktische Kleingewässerkunde. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 200 S.
- Heinz, K. (2006): Untersuchungen an ausgewählten Kleingewässern in Schleswig-Holstein. Forschungsarbeit an der Christian-Albrechts Universität zu Kiel, (unpubliziert): 65 S.
- Heinz, K. (2008): Limnofaunistische Untersuchungen zur Typologie von Kleingewässern des Östlichen Hügellandes Schleswig-Holsteins. Diplomarbeit an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, (unpubliziert), 167 S.
- Heitkamp, U., Gottwald, J. & Klapp, K. (1985): Untersuchungen zur Erstbesiedlung der Fauna in neu angelegten Tümpeln im Vergleich mit restaurierten Gewässern. Mitteilungen zur Fauna und Flora Süd-Niedersachsens 7: 95–130.
- Kreuzer, R. (1940): Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. Archiv für Hydrobiologie, Supplement-Band 10: 359–572.
- Mierwald, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 39: 1–286.
- Mierwald, U. (1993): Kleingewässertypen und Verlandungsstadien als Grundlage für ein gebietsbezogenes Schutzkonzept, Beispiele aus Schleswig-Holstein. Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 107–113.
- Nowak, W. (2005): Lübecks Gewässer: Schutzwürdige Lebensräume in der Lübecker Kulturlandschaft. Hinzke GmbH, Lübeck: 96 S.
- Olfert, N. (2006): Untersuchungen an den Wassermilben und den Insektenimagines ausgewählter schleswig-holsteinischer Kleingewässer. Forschungsarbeit der Christian-Albrechts Universität zu Kiel, (unpubliziert): 32 S.
- Pardey, A., Christmann, K.-H., Feldmann, R., Glandt, D. & Schlüpmann, M. (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 9–44.
- Roll, H. (1940): Holsteinische Tümpel und ihre Pflanzengesellschaften. Limnologisch-soziologische Studien. Archiv für Hydrobiologie 10: 573–630.
- Thiessen, H. (2002): Kleingewässer erhalten und gestalten. Informationsblatt der Akademie für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 15: 1–4.
- Williams, D. D. (1997): Temporary ponds and their invertebrate communities. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 7: 105–117.
- Williams, P., Biggs, J., Fox, G., Nicolet, P. & Whitfield, M. (2001): History, origins and importance of temporary ponds. Freshwater Forum: Including the Annual Report and Accounts of the Freshwater 17: 7–15.

Vergleichende Untersuchung der aquatischen und semiaquatischen Fauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens

Andrea Lipinski¹ & Ellen Kiel²

¹⁺² Andrea Lipinski & Ellen Kiel, AG Gewässerökologie und Naturschutz IBU, FK V, Carl von Ossietzky Universität D-26111 Oldenburg, drealipinski@gmx.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Makrozoobenthos, Hochmoor, Renaturierung

Einleitung

Hochmoore waren und sind aufgrund ihrer flächenhaften Ausdehnung ein wesentlicher Bestandteil des Landschaftsbildes in Nordwestdeutschland. Entwässerungsmaßnahmen, landwirtschaftliche Nutzung und industrieller Torfabbau verursachten vielfach den Rückgang und die Zerstörung von Mooregebieten (Lavoie et al. 2005). Diese Eingriffe gefährden nach wie vor die wenigen Relikte naturnaher Hochmoorlebensräume und deren spezifische Tier- und Pflanzenwelt (van Duinen et al. 2003, Spitzer & Danks 2006). Ende des 20. Jahrhunderts begann man deshalb in Mitteleuropa mit der konsequenten Renaturierung abgetorfte und stark beeinträchtigter Hochmoorflächen. Ziel war es, hochmoortypische Funktionen in degenerierten und anthropogen überformten Moorflächen wiederherzustellen.

Relativ gute Ausgangsbedingungen dafür könnten bei einer Renaturierung auf Weißtorf (oberer Torfhorizont) gegeben sein (Nick 1993). Diese Bedingungen liegen aber – zumindest in Nordwestdeutschland – nur noch an wenigen Orten vor. Vieler Orts ist der Torfabbau so weit vorangeschritten, dass die Renaturierung auf stark zersetzten Schwarztorf (unterer Torfhorizont) erfolgen muss. Obwohl diese Gebiete zukünftig den größten Teil der zur Renaturierung anstehenden Abtorfungsflächen ausmachen werden, mangelt es an vergleichenden ökologischen und limnologischen Studien, die Aussagen über den Sukzessionsprozess liefern und den Renaturierungserfolg abschätzen lassen.

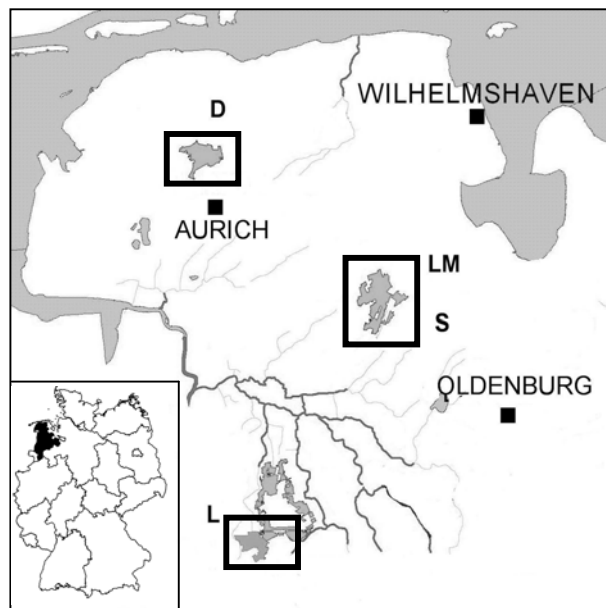
Diese Überlegungen aufgreifend, wurden in der vorliegenden Untersuchung abgetorfte Flächen mit relativ wenig beeinflussten nicht abgetorften Flächen (Heile Haut-Flächen) verglichen. Im Focus stand ein Vergleich der aquatischen und semiaquatischen Fauna abgetorfte und nicht abgetorfte Flächen, in denen zeitgleich (vor rd. 25 Jahren) mit der Wiedervernässung begonnen wurde. Dabei sollen gebiets- und altersspezifische Charakteristika der Untersuchungsflächen erfasst werden. Weiterhin soll die Frage geklärt werden, ob sich die Makroinvertebratenfauna der nicht abgetorften Wiedervernässungsflächen qualitativ und quantitativ von der Fauna der abgetorften Wiedervernässungsflächen unterscheidet und welche abiotischen und strukturellen Faktoren gegebenenfalls damit korrespondieren. Es wurde erwartet, dass sich die Heile Haut-Flächen aufgrund ihres höheren Strukturreichtums erheblich von den ehemals industriell abgetorften Gebieten unterscheiden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die hier untersuchten Moore gehören zu den küstennahen, atlantisch geprägten Regenhochmooren (Succow & Joosten 2001) (Abb. 1). Das Stapeler Moor (S) und das Leegmoor (L) sind große, ehemals industriell abgetorfte Mooregebiete. Die „Dobbe“ (D) und das Lengener Meer (LM) sind nicht abgetorfte Moore (so genannte Heile Haut-Flächen). In Bezug auf strukturelle und hydrologische Aspekte kommen Heile Haut-Flächen den natürlichen Hochmooren in dieser Region so weit als möglich nahe.

Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete. L = Leegmoor, S = Stapeler Moor, LM = Lengener Meer, D = Dobbe.



Methoden

In beiden Gebieten wurde jeweils eine Untersuchungsfläche eingerichtet. Im Juli und Oktober 2006 wurde dort jeweils ein Probenahmetransekt festgelegt und dauerhaft markiert. Jedes Transekt war 100 m lang, 5 m breit und wurde in 10 Teiltransekte (5 x 5 m) unterteilt. In jeder Untersuchungsfläche wurde jeweils ein repräsentatives Teiltransekt zur Erfassung der aquatischen und semiaquatischen Fauna beprobt.

Die Erfassung der Makroinvertebratenfauna erfolgte mit Hilfe des Standard Bucket Sampling (SBS) (Kiel 2003, nach Behr 1988, modifiziert). Dieses Probenahmeverfahren eignet sich zur Untersuchung von moosarmen oder moosfreien kleinen und großen Wasserflächen (Probenahme vgl. Lipinski & Kiel 2006). Das Probenmaterial wurde in Ethanol (96%) überführt. Im Labor erfolgte die Aufbereitung und die Bearbeitung der Proben unter einem Binokular. Begleitend wurden in jedem Teiltransekt die abiotischen Parameter (pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoff und Temperatur sowie Nährstoffparameter) erfasst. Pro Teiltransekt wurden randomisiert jeweils fünf SBS-Proben genommen.

In jedem Transekt erfolgte vor Untersuchungsbeginn im Juni 2006 eine Strukturkartierung. Dabei wurden auf 1 x 1 m Quadraten flächendeckend die relativen Anteile der in Tab. 1 dargestellten Strukturklassen erfasst. Die Strukturklassen spiegeln einen Nässe-Trockengradienten wider, der von offenen Wasserflächen ohne emersen oder submersen Bewuchs, bis zu trockenen Bereichen mit Torfmoosdecken und –polster reicht.

Bezeichnung	Formation/ Moose	Anteil Moose (%)	Anteil Wasserfläche (%)	Lage der Moose zur Wasseroberfläche	Strukturklassen
offene Wasserfläche		0	100	keine	1
flutende Moose	locker	5-20	80-95	unter Wasser	2a
	dicht	20-50	60-80	unter Wasser	2b
Moosdecke	locker	50-75	40-60	Ebene der Wasseroberfläche	3a
	dicht	75-90	20-40	Ebene der Wasseroberfläche	3b
Moospolster	nass	90-100	10-20	über Wasser	4a
	feucht	100	10-0	über Wasser, Wasser durch Druck sichtbar	4b

Tab. 1:
Strukturklassen

Ergebnisse

Charakterisierung der Flächen

Wasserchemismus

Tabelle 2 zeigt, dass zum Zeitpunkt der Untersuchung nur wenige signifikante Unterschiede in der Abiotik zwischen den Untersuchungsflächen auftraten. Die Dobbe wies durchweg signifikant höhere pH-Werte, niedrigere Leitfähigkeitswerte und geringere Nitratwerte auf als die übrigen Flächen. Dagegen hatte die abgetorfte Fläche im Leegmoor in den zwei Aufnahmemonaten signifikant höhere Ammoniumwerte. Alle übrigen Parameter wiesen keine signifikanten Unterschiede auf.

Tab. 2: Mittelwerte abiotischer Parameter der abgetorften und nicht abgetorften Flächen, Datenerhebung: J = Juli und O = Oktober 2006; * Wert unterscheidet sich signifikant von den übrigen Messdaten.

	abgetorfte Flächen				nicht abgetorfte Flächen			
	Stapeler Moor (S)		Leegmoor (L)		Lengener Meer (LM)		Dobbe (D)	
	J	O	J	O	J	O	J	O
pH-Wert	3,8	4,0	3,8	3,9	3,8	4,0	4,4*	4,8*
Lf ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	142	97	142	95	117	96	89*	73*
NH ₄ (mg/l)	0,04	0,04	1,26*	0,73*	0,05	0,21	0,05	0,58
NO ₃ (mg/l)	10,2	6,1	11,5	9,6	8,2	6,1	4,5*	4,0
PO ₄ (mg/l)	0,02	0,09	0,10	0,08	0,05	0,20	0,03	0,09
gesamt P (mg/l)	0,06	0,04	0,10	0,05	0,05	0,10	0,05	0,07
gesamt N (mg/l)	2,5	1,5	5,1	2,8	2,4	2,6	1,5	1,9

* $p < 0,05$ (Kruskal-Wallis-Test)

Vegetationsstruktur

Die bestimmenden Vegetationsstrukturen unterschieden sich im Vergleich der vier Flächen deutlich. Die Referenzflächen Lengener Meer (LM) und Dobbe (D) wiesen höchste Anteile der Strukturklassen 4b (Moospolster feucht) und 1 (offene Wasserfläche) auf, die Übergangsstrukturen 2 (flutende Moose) und 3 (Moosdecke) waren in diesen Flächen nur in geringen Anteilen vertreten.

In den abgetorften Flächen hingegen dominierten genau diese Übergangsstrukturen. Dort waren die Übergänge von trocken nach nass fließender als in den nicht abgetorften Flächen.

Artenzahlen und Individuendichten

Im Untersuchungszeitraum wurden mit Hilfe der SBS-Probenahme (Juli, Oktober 2006) insgesamt 64 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung (ThO) erfasst. Sowohl im Juli als auch Oktober war die Dobbe die artenreichste Fläche. Die geringsten Taxazahlen wurden im Lengener Meer (Juli) und im Leegmoor (Oktober) erfasst. Da die Fläche Leegmoor im Juli 2006 austrocknete, konnten für diese nur die Daten der Oktober-Probenahme zur Auswertung heran gezogen werden.

Artenreichste Gruppen waren mit 14 bzw. 12 Arten/ThO die Coleoptera und Heteroptera. Relativ hohe Taxazahlen wurden außerdem noch bei Diptera (10 Arten/ThO) und Odonata mit 7 Arten/ThO erreicht. Die anderen Gruppen waren mit maximal zwei Arten vertreten.

Insgesamt wurden 78.769 Individuen erfasst. Sowohl im Juli als auch Oktober traten starke Unterschiede in der Gesamtindividuenzahl zwischen den Untersuchungsflächen auf (Abb. 3). Im Oktober hatten die Flächen Lengener Meer (LM) und Dobbe (D) höhere Individuenzahlen als die Abtorfungsflächen Leegmoor (L) und Stapeler Moor (S). Insgesamt wurden im Juli wie auch im Oktober die höchsten Individuenzahlen in der Dobbe erfasst. Die niedrigsten Individuenzahlen wies im Juli die zweite Heile Haut-Fläche Lengener Meer (LM) und im Oktober die abgetorfte Fläche Stapeler Moor (S) auf.

Wenige Gruppen dominierten die Besiedlung der Flächen (Abb.3). Sowohl im Juli als auch im Oktober stellten die Acari mit über 38%, in allen Flächen die individuenreichste Gruppe dar. Die zweithäufigste Gruppe waren mit rd. 33% die Diptera. Relativ große Anteile an dem Gesamtindividuenaufkommen hatten weiterhin die Ephemeroptera, Odonata und Heteroptera. Alle übrigen Großgruppen (Tricladida, Nematoda, Isopoda, Araneae, Megaloptera und Trichoptera) hatten Anteile von weniger als 5%.

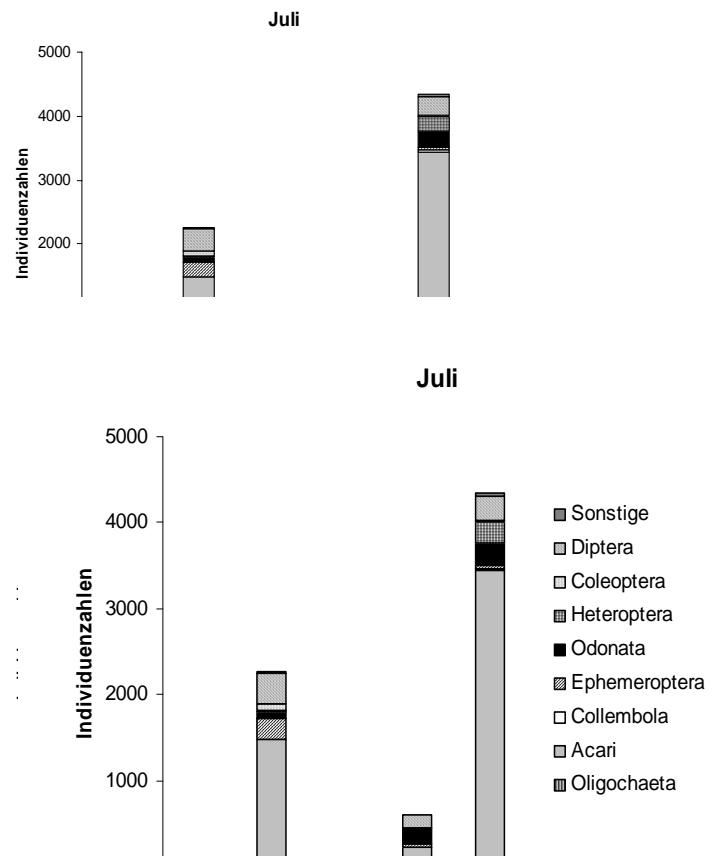


Abb. 3: Anteil der Großgruppen an der Gesamtindividuenzahl der Schöpfproben in den Untersuchungsflächen (L = Leegmoor, S = Stapeler Moor, LM = Lengener Meer, D = Dobbe). „Sonstige“: Tricladida, Nematoda, Isopoda, Araneae, Megaloptera, Trichoptera; Datenbasis: Juli, Oktober 2006.

Gemeinschaftsstruktur

Die Abbildung 4 zeigt eine Hauptkomponentenanalyse der Schöpfproben vom Juli 2006 (PCA mit dem Programm CANOCO für Windows, Version 4,5; Ter Braak & Smilauer 2002, Leps & Smilauer 2003). Mit einem Eigenwert der ersten Achse von 0,359 und der zweiten Achse mit 0,255 war die Auftrennung entlang beider Achse bedeutend.

Entlang der ersten Achse trennte sich die nicht abgetorfte Fläche Dobbe deutlich von der zweiten nicht abgetorften Fläche Lengener Meer sowie von der abgetorften Fläche Stapeler Moor ab (Abb. 4). Erstere war durch eine eigene Artengemeinschaft gekennzeichnet und wies im Vergleich zu den anderen Flächen vor allem hohe Anteile an Acari, Oligochaeta, Collembola und Nematoda auf.

Entlang der zweiten Achse differenzierte sich die abgetorfte Fläche S von den nicht abgetorften Flächen LM und D. Sie unterschied sich aufgrund verschiedener Coleoptera (wie *Enochus affinis*, *Graptodytes pictus*, *Helochares obscurus*), die nur in dieser Fläche gefunden wurden. Weiterhin wies diese Fläche im Juli sehr hohe Dichten der Ephemeroptera *Leptophlebia vespertina* und der Ceratopogonidae auf (Abb. 4).

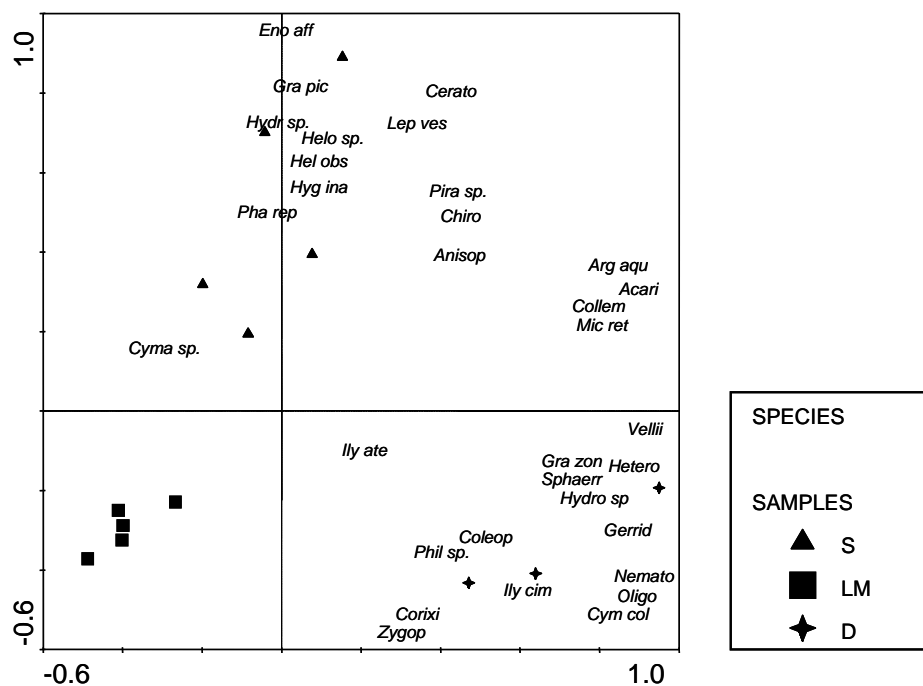


Abb. 4: PCA der Arten/ThO und Individuenzahlen der randomisierten Schöpfproben (Juli 2006). Daten log-transformiert. Eigenwerte: 1. Achse 0,359; 2. Achse 0,255. Beide Achsen erklären 61,3% der Artenvariabilität, L = Leegmoor, S = Stapeler Moor, LM = Lengener Meer, D = Dobbe.

Auch auf Basis der Oktoberdaten wies die PCA auf deutlich faunistische Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten hin. Wie bereits im Juli (Abb. 4), kennzeichnete die Dobbe auch im Oktober ein relativ hoher Anteil der Acari, Oligochaeta, Collembola und Nematoda. Auch für die Oktober-Daten differenzierte die PCA entlang der zweiten Achse, die Heile Hautfläche Fläche Lengener Meer von den abgetorften Flächen Stapeler Moor und Leegmoor. Die Fläche im Lengener Meer wies hohe Anteile an Coenagrionidae (Odonata) und Leptophlebia vespertina (Ephemeroptera) auf.

Die zwei abgetorften Moorflächen (Stapeler Moor und Lengener Meer) unterschieden sich offenbar in ihrer faunistischen Zusammensetzung. Die PCA wies für das Leegmoor hohe Anteile an Chaoboridae und Zygoptera als Kennzeichen aus. Für das Stapeler Moor waren die hohen Individuenzahlen von Phalacrocer replicata (Diptera) und Cymatia coleoptrata (Heteroptera) charakteristisch. Diese Taxa fehlten in den nicht abgetorften Flächen der Dobbe und des Lengener Meeres offenbar vollständig.

Diskussion

Den Ergebnissen zufolge bestehen Unterschiede zwischen den nicht abgetorften und den abgetorften Wiedervernässungsflächen. Diese Unterschiede werden auf struktureller Ebene, hinsichtlich der Abiotik, und auch auf Ebene der Gemeinschaftsstruktur (Artenzusammensetzung und Individuenverteilung) deutlich. Ursachen für die Unterschiede können vor allem in den verschiedenen Ausgangsbedingungen gesehen werden. Während bei den nicht abgetorften Flächen eine mächtige Torfauflage (Torfmächtigkeit: 2 - 3 m) mit Weißtorf- und Schwarztorfhorizont vorhanden ist, fehlen diese Horizonte bei den abgetorften Flächen. Dort beträgt die Torfmächtigkeit ca. 0,60 m. Die geringe Torfmächtigkeit in den abgetorften Flächen bedingt eine nur ungenügende Abdichtung zum mineralischen Untergrund. Weiterhin besitzen Schwarztorfrete durch ihren hohen Zersetzungsgrad ein geringeres Grobporenvolumen und damit ein geringes Wasserspeichervermögen. Infolge dessen schwanken die Wasserstände im Jahresverlauf erheblich. Nach Nick (1993) sind Wasserstands-

schwankungen auf wiedervernässten Schwarztorfflächen immer größer als auf Flächen mit Weißtorfresten oder weißtorfhaltiger Bunkerde. Sehr starke Wasserstandsschwankungen führen zu Austrocknung und Durchlüftung des Torfkörpers, dies fördert die aerobe Torfzersetzung durch Humifizierung und Mineralisation (Succow & Joosten 2001). Diese Vorgänge fördern und bedingen die Unterschiede in der Abiotik und Struktur und müssen als Ursachen für Unterschiede in der Artenzusammensetzung in Betracht gezogen werden.

Literatur

- Behr, H. (1988): Kleinräumiges Verbreitungsmuster von Dytisciden-Populationen (Coleoptera; Dytiscidae) in zwei Oberharzer Hochmooren. Faun. Ökol. Mitt. **6**: 43-52.
- Kiel, E. 2003: Regeneration von Hochmooren- Bedeutung der aquatischen Fauna für Bewertung und Management. Niedersächsische Umweltstiftung, Hannover: S.124.
- Leps, J., Smilauer, P. 2003: Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press.: S.270.
- Lipinski, A., Kiel, E. (2006): Moorrenaturierung in Niedersachsen- Vergleichende Untersuchung aquatischer Habitate, DGL Tagung, Tagungsbericht 2006: 263-267.
- Lavoie, C., Saint-Louis A., Lachance, D. (2005): Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 years of monitoring. Wetlands Ecology and Management **13**: 621-633.
- Nick, K.J. (1993): Beiträge zur Wiedervernässung abgetorfte Schwarztorfflächen. Heft **29**. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Hannover.
- Spitzer, K., Danks, H.V. (2006): Insect biodiversity of boreal peat bogs. Ann. Rev. Entomol. **51**: 137-161.
- Succow, M., Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. neu bearb. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart.
- Van Duinen, G.J.A., Brock, A.M.T., Kuper, J.T., Leuven, R.S.E.W., Peeters, T.M.J., Poelofs, J.G.M., Van Der Velde, G., Verberk, W.C., E.; P. & Esselink, H. (2003): Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. Wetlands Ecology and Management **11**: 447-459.

BRINKER, A. & H. B. STICH: Die Oligotrophierung des Bodensees: Modellierung der Chlorophyll-a Abnahme (1980-2004)

BRUCKNER, CH. G. & P. G. KROTH: Interactions between Diatoms and Bacteria from phototrophic Biofilms of the littoral Zone of Lake Constance

GUM, B., S. ECKENFELS & A. BRINKER: Veränderung der genetischen Variabilität der Blaufelchenpopulation des Bodensees: eine DNA Studie an archivierten Schuppenproben (1932-2006)

KÜMMERLIN, R.: 100 Jahre Phytoplankton-Untersuchungen am Bodensee

KUNDINGER, F. & R. ECKMANN: Der Lipidgehalt von Flussbarschen des Bodensees im Jahresverlauf

MÄCK, A., R. RÖSCH & E. MÜLLER: The Diet of the Bleak (*Alburnus alburnus*) in the Upper Lake Constance

Die Oligotrophierung des Bodensees: Modellierung der Chlorophyll-a Abnahme (1980-2004)

Alexander Brinker¹ & H. B. Stich²

¹ Fischereiforschungsstelle, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, alexander.brinker@lvvg.bwl.de, ² Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, hb.stich@lubw.bwl.de

Keywords: Chlorophyll a, Oligotrophierung, Daphnia, Fraßrate, Klima, Zeitreihenanalyse, Seemanagement

Einleitung

Der Bodensee ist ein großer, tiefer, warm–monomiktischer, prealpiner und ursprünglich oligotropher See (Auerbach et al. 1926, Elster & Einsele 1937, Wessels 1998). Sein Einzugsgebiet von 10 944 km² verteilt sich auf die Länder Schweiz (48,2%), Deutschland (28,6%), Österreich (21,8%), Lichtenstein (1,4%) und Italien (<1%). Der mittlere jährlich Zufluss beträgt 11,5 x 10⁹ m³. Bedingt durch die wirtschaftliche Entwicklung stieg der jährliche Phosphoreintrag aus dem Einzugsgebiet auf 1 300 Tonnen (Güde et al. 1998). In Folge stieg auch die Phosphorkonzentration nach der winterlichen Durchmischung an, von ursprünglich „nicht detektierbar“ bzw. $\leq 2 \mu\text{g L}^{-1}$ (Elster & Einsele 1937) auf 85 $\mu\text{g L}^{-1}$ (1979) an. In Anbetracht der Folgen dieser Eutrophierung hat die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) eine Phosphorelimination der Abwässer aus dem Einzugsgebiet veranlasst. Entsprechend sanken die Phosphorkonzentrationen wieder auf 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ in 2004 (IGKB 2005), bzw. 7,6 $\mu\text{g L}^{-1}$ in 2007 (IGKB 2008) ab. In der vorliegenden Untersuchung, die auf den Daten von 1980 bis 2007 basiert, haben wir die Auswirkungen der Phosphorabnahme auf die Chlorophyll *a* –Dynamik untersucht und ein Modell entwickelt, das den Einfluss limnologischer Parameter auf die Chlorophyll *a* Dynamik erfasst.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Alle Daten wurden an der zentralen Monitoring-Station (9°22' .528', 47°37',440') an der tiefsten Stelle des Obersee erhoben. Chemische Daten wurden nach DIN ISO Standards gemessen (Rossknecht 1998). Wassertemperaturen wurden 1980 bis 1994 mit unterschiedlichen Geräten gemessen. Von 1995 an wurde eine CTD-Sonde mit einer Genauigkeit von 0.005°C benutzt. Chlorophyll *a* wurde von 1980 bis 1995 photometrisch bestimmt (Strickland & Parsons 1968, Unesco 1966), ab 1995 wurde die Chlorophyll *a* –Konzentration mit der HPLC bestimmt (Schmid & Stich 1995) und als Mittelwert der Wasserschicht 0-20 m bestimmt. Das Phytoplankton wurde aus derselben Wasserschicht als Mischprobe entnommen und mikroskopisch ausgewertet. Der Anteil „freßbares Phytoplankton“ (< 30 μm) wurde entsprechend der morphometrischen Eigenschaften bestimmt.

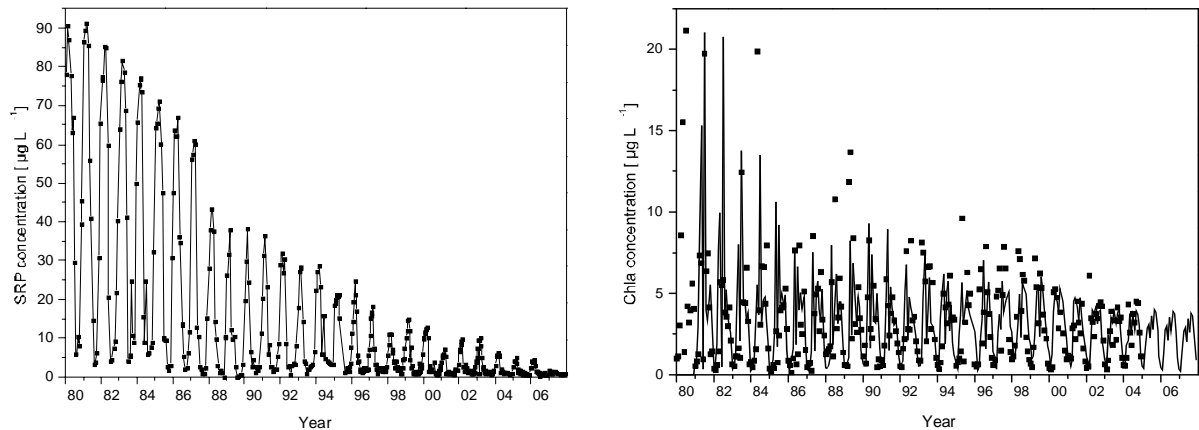


Abb. 1: Abnahme der SRP-Konzentration und der Chlorophyll *a* – Konzentration (Mittelwert 0-20m)

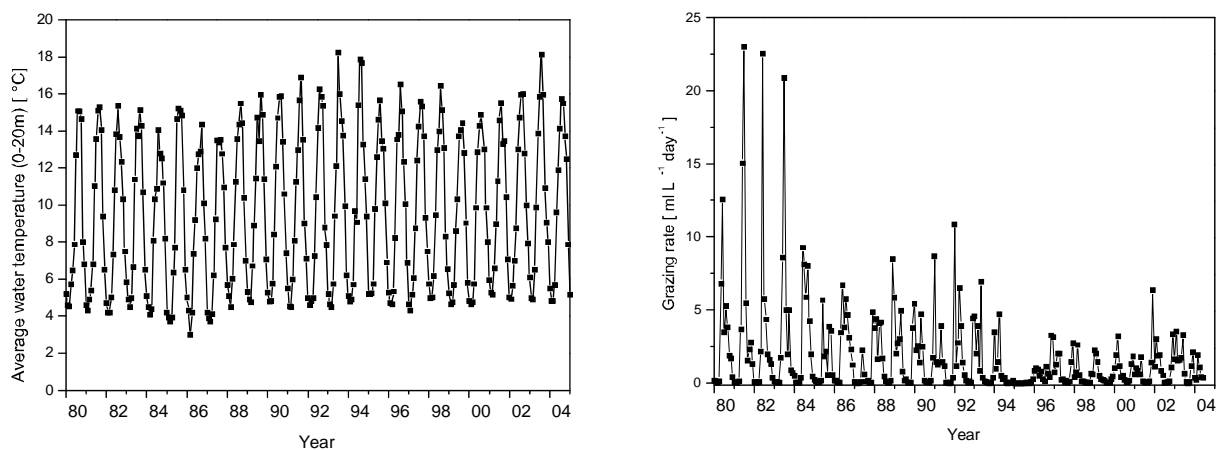


Abb.2: Saisonale Änderungen der Wassertemperatur (Mittelwert 0-20m) und langfristige Änderung der Fraßrate der Daphnien

Ergebnisse

Die anhaltende Oligotrophierung führte zu einer ausgeprägten zeitlichen und räumlichen Phosphorverarmung. In 2007 war die Konzentration im gesamten Wasserkörper stets $< 10 \mu\text{g L}^{-1}$. Die Temperaturen der Wasserschicht 0-20 m zeigten saisonale Änderungen, aber keinen langfristigen Trend. Die mittleren Chlorophyll-*a* Konzentrationen (Wasserschicht 0-20 m) sanken von durchschnittlich $6,1 \mu\text{g L}^{-1}$ (max. $20 \mu\text{g L}^{-1}$) im Jahr 1980 auf durchschnittlich $2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (max. $5 \mu\text{g L}^{-1}$) in 2004 ab. Der Variationskoeffizient der Jahresmittelwerte sank ebenfalls signifikant von $> 100\%$ auf $< 60\%$. Die Daphnienzahlen sanken von $16 \times 10^5 \text{ Ind. m}^{-2}$ auf $4 \times 10^5 \text{ Ind. m}^{-2}$ ab. Die biologischen und chemischen Datensätze wurden initial durch Zeitreihenmodellierung angepasst und dann mittels eines linearen Modells ausgewertet. Der Ausschluss kollinearere Variablen ermöglichte es, den Datensatz auf sechs Parameter zu kondensieren, die schlussendlich in das Modell gingen. Das resultierende Modell erklärt 74.4 % der jährlichen Chlorophyll-*a* Variationen. Folgende Variablen hatten einen signifikanten Einfluss: SRP-Konzentration, saisonaler Trend (Temperatur, Sonnenscheindauer), und die Interaktion aus Algenbiomasse ($< 30 \mu\text{m}$) x Grazing Rate der Daphnien (Tab. 1). Die Validierung des Modells an dem unabhängigen Datensatz 2005 bis 2007 zeigte eine gute, nicht-systematisch beeinflusste Übereinstimmung zwischen Modellprognose und Realwert (75%) (Abb. 3).

Tabelle 1: Ergebnis des Chlorophyll *a* Modells für die Phänologie im Bodensee-Obersee (Gesamtmodell: 264 Beobachtungen, angepasstes Bestimmtheitsmaß = 0.744; $\alpha < 0.0001$).

Faktor	t Wert	α	Parameter	Skalierter Schätzer	SF	α
Temperatur	85,44	<0.0001	Temperatur	4,20	0,049	<0.0001
Frühling [ja/nein]	13,45	<0.0001	Frühling [ja]	0,66	0,049	<0.0001
			Frühling [nein]	-0,66	0,049	<0.0001
SRP	3,51	0,0005	SRP	0,58	0,17	0,0005
Fraßrate (1)	-0,74	0,42	Fraßrate (1)	-0,19	0,27	0,42
Ingestierbare Algen (2)	-3,31	0,0011	Ingest. Algen (2)	-0,23	0,07	0,0011
(1) * (2)	-4,84	<0.0001	(1) * (2)	-1,13	0,23	<0.0001
Frühling [ja/nein]*SRP	2,56	0,0001	Frühling [ja] * SRP	0,38	0,15	0,0001
			Frühling [nein] * SRP	-0,38	0,15	0,0001
Frühling [ja/nein]*Fraßrate	1,95	0,052	Frühling [ja] * Fraßrate	0,51	0,26	0,052
			Frühling [nein] * Fraßrate	-0,51	0,26	0,052

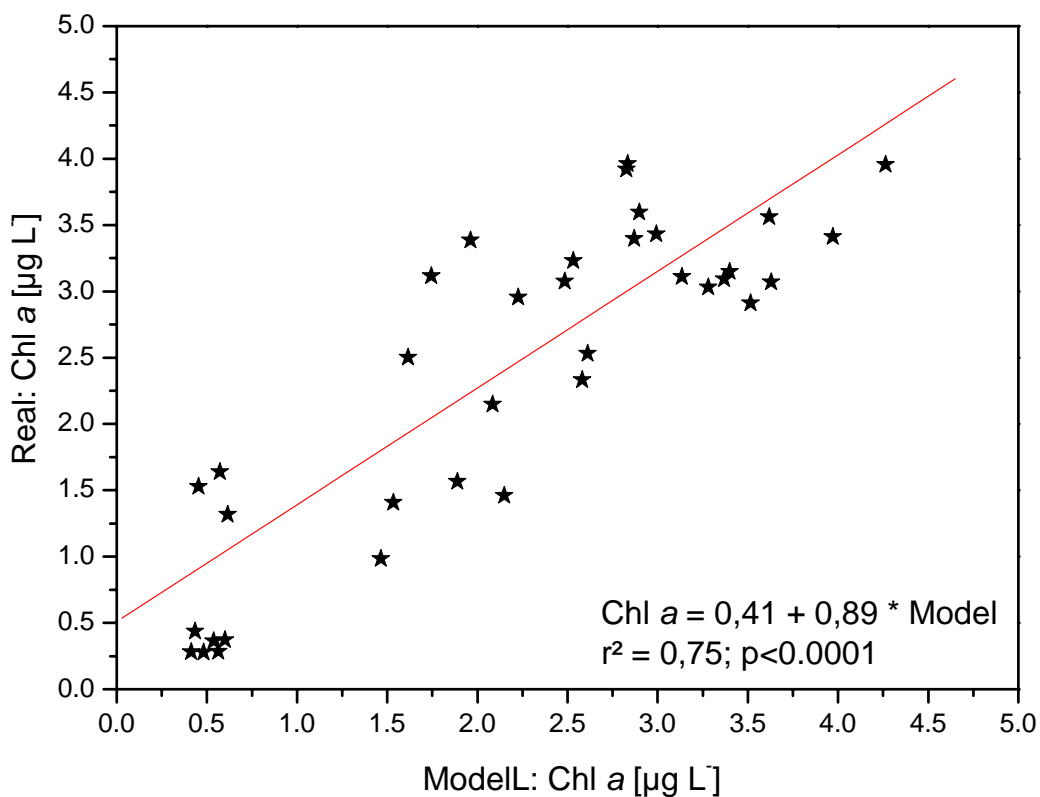


Abb. 3: Gegenüberstellung der realen Chlorophyll *a* Messwerte von 2005 bis 2007 gegen die modellierten Werte.

Fazit

Die Model prognostiziert eine exponentielle negative Reaktion auf weitere Abnahmen des SRP und nur moderate Änderungen auf einen Temperaturanstieg durch z.B. Klimaerwärmung.

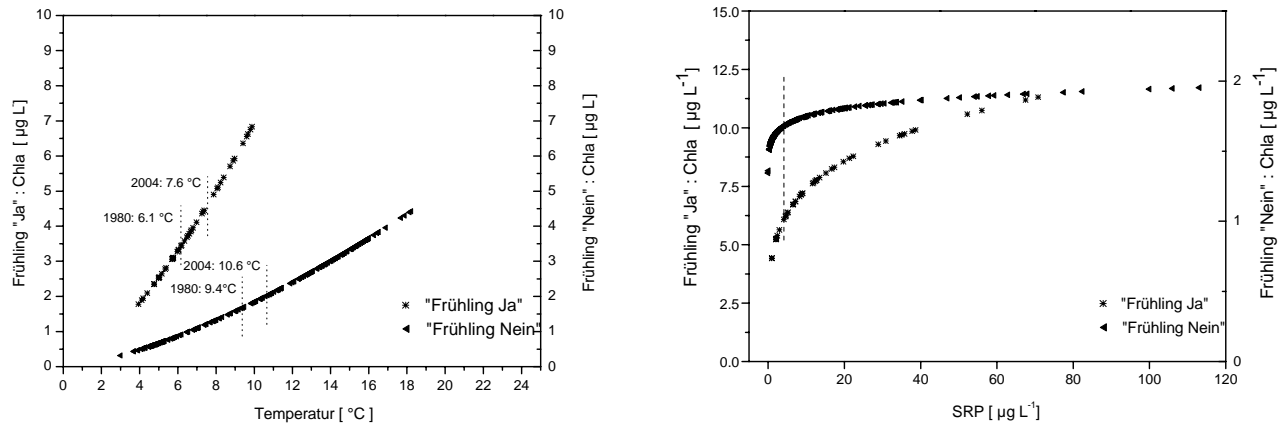


Abb. 4: Modellierte Auswirkungen des Phosphorgehaltes bzw. der Wassertemperatur auf die Chlorophyll-a Produktion im Bodensee.

Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Kollegen des Instituts für Seenforschung, die die umfangreichen Daten im Rahmen des Monitoring-Programms der IGKB über viele Jahre erhoben haben.

Literatur

- Auerbach, M.W., Maerker, W., Schmalz, W. (1926): Hydrographisch-chemische Bodensee-Untersuchungen II. Ergebnisse der Jahre 1923-24. Verhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins in Karlsruhe 30:1-128
- Elster, H.J., Einsele, W. (1937): Beiträge zur Hydrographie des Bodensees (Obersee). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 35:522-549
- Güde, H., Rossknecht, R., Wagner, G. (1998): Anthropogenic impacts on the trophic state of Lake Constance during 20th century. Archiv für Hydrobiologie, Special Issues, Advances in Limnology 53:85-108
- Rossknecht, H. (1998): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee. Bericht der OInternationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee 48:1-137
- Schmid, H., Stich, H.B. (1995): HPÖC-analysis of algal pigments: Comparison of columns, column properties and eluents. Journal of Applied Phycology 7:487-494
- Strickland, I.D.H., Parsons, T.R. (1968): A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167:170-199.
- Unesco, (1966): Determination of photosynthetic pigments in seawater. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology 69S
- Wessels, M. (1998): Late glacial and Holocene sediments in Lake Constance, Germany, and paleolimnological implications. Archiv für Hydrobiologie, Special Issues, Advances in Limnology 53:422-449

Interactions between Diatoms and Bacteria from phototrophic Biofilms of the littoral Zone of Lake Constance

Christian G. Bruckner & Peter G. Kroth

Plant-Ecophysiology, Department of Biology, University of Konstanz, D-78457 Konstanz, Germany

Christian.Bruckner@uni-konstanz.de, Peter.Kroth@uni-konstanz.de

Keywords: diatoms, bacteria, interactions, biofilms, EPS

Introduction

Biofilms.

Biofilms are very complex communities often exhibiting a high phenotypic plurality regarding substrate and nutrient utilization, production of extracellular polymeric substances (EPS) and cell/cell communication, resulting in surprisingly coordinated multicellular behavior, even perceived as “city of microbes” (Watnick & Kolter, 2000). Epilithic phototrophic biofilms are based on interactions between the primary producers (algae and cyanobacteria) and bacteria, fungi, etc. (Makk et al., 2003). For Lake Constance, a large mesotrophic, warm-monomictic lake in central Europe, phototrophic organisms in epilithic biofilms are dominated by diatoms (Bahulikar, unpublished data). Single microbial strains or even individual cells are thought to fill distinct niches within the biofilm, possibly regulated by a complicated “conversation” based on many different soluble signals (Watnick & Kolter, 2000) forming a metacommunity (Battin et al., 2007). Besides the living organisms, extracellular polymeric substances (EPS) and trapped water are main components of the biofilms, which are thought to act as a kind of glue sticking particles together, thus stabilizing whole sediments (Stal & Brouwer, 2003; Wigglesworth-Cooksey et al., 2001; Decho, 2000; Sutherland & Grant, 1998). “EPS is an operational definition designed to encompass a range of large microbially-secreted molecules having widely varying physical and chemical properties, and a range of biological roles” (Decho, 2000). Diatom EPS mainly consists of polysaccharides and proteins (Chiovitti et al., 2003), while bacterial EPS may contain additionally nucleic acids. The polymer chemistry and the surface properties of EPS are thought to play an important role for aggregate formation (Bhaskar et al., 2005).

Axenic algae.

Axenic algae are algae in pure culture without bacteria or any other contaminants. “Anyone who has tried to grow axenic algal cultures will appreciate the tenacity of some of these associations” (Cole, 1982). First reports about pure algal cultures exist from the late 19th century (Klebs, 1896). In the literature, various methods are described to obtain axenic algae (Conell & Cattolico, 1996; Cottrell & Suttle, 1993; Waterbury et al., 1986; Divan & Schnoes, 1982; Guillard, 1973; Hooshaw & Rosowski, 1973; Droop, 1967; Tatewaki & Provasoli, 1964; Brown & Bischoff, 1962; Machlis,

1962; Spencer, 1952). These methods are based either on physical separation, e.g. ultrasound treatment or differential centrifugation, or on toxin treatment, mostly antibiotics.

Interactions between diatoms and bacteria.

Most diatom cultures are permanently contaminated by heterotrophic bacteria (xenic culture), even after years of cultivation in the laboratory. Molecular investigations on the community composition of extracellular heterotrophic bacteria associated with diatoms were performed with samples from different habitats (Grossart et al., 2005; Makk et al., 2003; Schäfer et al., 2002; Riemann et al., 2000; Bowman et al., 1997). For Lake Constance so far only bacteria associated with diatom aggregates in lake snow have been investigated (Brachvogel et al., 2001, Weiss et al., 1996).

Interaction of phytoplankton and bacteria was assumed to be confined to the degradation and cycling of organic matter produced by the phytoplankton (Grossart et al., 2005; Schäfer et al., 2002). It was shown that bacteria can colonize diatoms and degrade diatom derived mucus via ectohydrolases, thus controlling diatom stickiness and aggregation (Azam, 1998).

Co-cultivation experiments of diatoms and extracellular bacteria reveal various effects: bacterial growth and DNA synthesis may be stimulated by diatom exudates (Murray et al., 1986) and vice versa diatom growth may be suppressed or enhanced (Fukami et al., 1997; Hirayama & Hirayama, 1997; Baker & Herson, 1978; Ukeles, R. & Bishop, J., 1975). The adhesion strength of diatoms may be reduced (Wigglesworth-Cooksey & Cooksey, 2005), enhanced (Grossart, 1999) or even fluctuate depending on the cultivation parameters (Gawne et al., 1998). There are indications that extracellular bacterial factors are involved in these effects (Baker & Herson, 1978). Diatom bacteria interactions may be accompanied by a qualitative change in the EPS composition (Grossart, 1999; Wigglesworth-Cooksey & Cooksey, 2005) and can be regarded as a key factor for aggregate formation (Grossart et al., 2006).

Only a few studies were performed to investigate interactions between algae and bacteria on a functional genetic level or to find extracellular factors that are exchanged between these organisms. Molecular analyses and cultivation approaches show that many algae cannot synthesize vitamin B₁₂ and thus may get this co-enzyme from bacteria (Croft et al, 2005).

Overview.

We have developed methods to purify diatoms systematically from associated bacteria (Bruckner & Kroth, in press). We found that most axenic diatoms do not produce biofilms any more, revealing that the interaction with bacteria is a key element in such biofilm formation. We mapped the bacterial community composition of bacteria associated with single diatom strains via 16S rRNA-gene clone libraries and performed defined diatom/bacteria co-cultures to monitor bacterial influences on diatom growth and EPS secretion (Bruckner et al., 2008). By performing meta-proteomic experiments regarding diatom/bacteria interactions we identified extracellular proteins induced in such biofilm formation, indicating characteristic functions of secreted proteins within diatom/bacteria biofilms (Bruckner et al., unpublished data).

Materials and Methods

Purification of diatoms.

Most diatoms can be purified by physical separation, e.g. ultrasound treatment or vortexing, combined with short term harsh antibiotics treatment followed by single cell care. Some diatoms that are

difficult to purify can be made axenic via an intermediate defined co-culture with *Escherichia coli* (Bruckner & Kroth, in press).

Phylogenetic analysis via bacterial 16S rRNA gene profiling, EPS purification and analysis. Phylogenetic analyses of diatom associated bacteria and extracellular polysaccharide analyses of *Cymbella microcephala* in co-culture with bacteria are described in detail in Bruckner et al. (2008). For further polysaccharide analyses 11 epilithic diatom strains from Lake Constance were used. Extracellular proteins from 13 epilithic diatom strains from Lake Constance, treated with spent bacterial medium, were precipitated with acetone or ethanol and quantified with a microbalance. Protein separation was done by SDS-PAGE (Laemmli, 1970). For identification of extracellular proteins induced during diatom/bacteria interaction via MALDI-TOF mass spectrometry peptide mass fingerprinting (Shevchenko et al. 1996) the model organisms *Phaeodactylum tricornutum* and *E. coli* were used, performed either by Alphalyse (Odense, Denmark) or by Wolfram Weisheit and Maria Mittag at the Institute of general Botany in Jena (Germany). Identified proteins were analysed at the servers of the DOE Joint Genome Institute, the database of Comprehensive Microbial Resources at the J. Craig Venter Institute, the Expert Protein Analysis System proteomics server of the Swiss Institute of Bioinformatics and the SignalP 3.0 Server.

Results and Discussion

Axenic diatoms.

For most diatom cultures individual purification procedures had to be developed. Applying harsh antibiotics concentrations to diatom bacteria mixtures for short periods combined with sterical separation were the most successful approaches. For other diatoms an intermediate co-cultivation with *E. coli* during the purification procedure had to be applied (Bruckner & Kroth, in press). The success of this artificial co-culture during diatom purification indicates that for some strains mutual dependency is not always related to special diatom adapted bacterial strains. Moreover *E. coli* and the studied diatoms were able to interact quickly with each other for the benefit of both.

Very interestingly most of our axenic cultures did not form biofilms. Beside the formation of colloidal EPS structures in mixed biofilm communities (Gawne et al., 1998), bacteria may release or degrade substances that are involved in biofilm induction or inhibition. Since main components of the biofilm matrix are EPS (Chiovitti et al., 2003), a direct influence of bacteria is possible, indicating that the presence of bacteria or bacterial substances might be needed to induce EPS production of diatoms.

Secretion of extracellular polymeric substances.

By analyzing the carbohydrate content and the monomer composition of the respective carbohydrates from axenic diatom cultures as well as from diatom/bacteria co-cultures, we found that the extracellular community carbohydrates derived predominately from the diatom. *Proteobacteria* enhanced secretion of soluble carbohydrates by *C. microcephala* whereas a *Bacteroidetes* strain or spent medium from this bacterium reduced the secretion of soluble carbohydrates by the diatom and caused in parallel accumulation of cell associated carbohydrates, indicating an unknown bacterial factor influencing the diatom secretions. (Bruckner et al., 2008). *C. microcephala* is a representative epilithic freshwater diatom. Nevertheless we were interested in the question whether bacterial effects on carbohydrate secretion of this diatom are similar for other representative diatom strains. Thus we analyzed similar effects for representative diatom and bacteria strains. Regarding carbohydrate secretion of diatoms our study confirms ambiguous effects of bacteria on most diatoms as

previously described in the literature (Wigglesworth-Cooksey & Cooksey, 2005, Grossart, 1999, Azam, 1998, Gawne et al., 1998), indicating that carbohydrate secretion in natural diatom dominated biofilms strongly depends on the associated eubacterial community (Bruckner et al., unpublished data). In nature the occurrence of specific bacterial communities might trigger biofilm development via enhancing or reducing the carbohydrate secretion of specific diatoms as indicated for aggregation of planktonic diatoms by Grossart et al. (2006). Of course other biotic and abiotic factors strongly influence diatom carbohydrate secretion as well. Extracellular polysaccharides are thought to be a carbon source for heterotrophic bacteria (Haynes et al., 2007; Girollo et al., 2003). By comparing diatom growth to microbial community growth and carbohydrate concentrations, we found different bacteria to utilize apparently different parts of diatom carbohydrates as their carbon source besides other substrates (Bruckner et al., 2008). Interestingly proteins thought to be involved in polysaccharide and carbohydrate degradation and transportation were detected in an extracellular diatom/bacteria metaproteome, derived from bacteria as well as from diatoms (Bruckner et al., unpublished data).

Furthermore most tested diatom strains showed a changed overall EPS secretion, including polysaccharides as well as proteins, when treated with bacterial spent medium. Separation of extracellular proteins revealed that not only the EPS quantity is influenced, but bacterial substances also induced or inhibited the secretion of certain proteins by diatoms as indicated by Grossart et al. (2006). These findings further suggest that diatom adhesion is indeed triggered by constitutively secreted bacterial molecules, because most axenic diatoms did not form biofilms (Bruckner et al., unpublished data).

Bacterial effects on diatom growth. In diatom/bacteria co-cultures with the ubiquitous freshwater diatom *C. microcephala*, we showed that bacteria supported diatom growth (Bruckner et al., 2008), confirming Grossart (1999) and Fukami et al. (1997). Regarding cell density of other diatoms in co-culture with bacteria most diatoms reacted very generally by enhanced or reduced cell density to different bacteria. Regarding growth rate, all diatoms reacted to the presence of bacteria (Bruckner et al., unpublished data).

Biofilm microorganisms are supposed to regulate their interactions by a complicated “conversation” based on many different soluble signals (Watnick & Kolter, 2000). Additionally, due to our experiments, it is likely that bacterial secretions involved in “communication” with the diatoms can be produced constitutively by the bacteria. Several effects regarding diatom growth observed in defined co-cultures of bacteria and diatoms in our studies were similar or even stronger when the diatoms were treated with the respective bacterial spent medium (Bruckner et al., unpublished data).

Attachment and adaptation to micro-niches: Microscopic observations revealed that mostly *Alphaproteobacteria* and *Bacteroidetes* are directly attached to diatom cells or the surrounding EPS. Bacterial proteins thought to be involved in such direct attachment were detected in the extracellular diatom/bacteria metaproteome (Bruckner et al., unpublished data). Phylogenetic analyses of bacteria associated with diatoms from different genera exhibited striking similarities in their 16S rRNA gene sequences. Especially *Alphaproteobacteria* were dominating as reported earlier (Grossart et al., 2005; Riemann et al., 2000). Interestingly, the abundant types of 16S rRNA gene sequences derived from our samples have recent common ancestors, although the tested diatoms included raphid and araphid species and were phylogenetically highly diverse. Since literature from earlier studies confirm close phylogenetic relationships between bacteria from the above mentioned groups, diatoms generally are addressed to provide a micro-environment to which especially *Proteobacteria* and *Bacteroidetes* have adapted and evolved separately. This hypothesis is supported by specific bacterial utilization of extracellular diatom polysaccharides (Bruckner et al., 2008).

Summary

Reflecting the results of our experiments we address the interactions between diatoms and bacteria to involve the following features: (1) Attachment, either to the substratum or to form cell/cell aggregates, (2) secretion of extracellular polymeric substances and monomers, modification and uptake, and (3) chemical interactions between diatoms and bacteria that can range from processes like signalling to mucus degradation.

Acknowledgments

This work was performed within a PhD-thesis. We want to thank our cooperating partners Wolfram Weisheit and Maria Mittag, Bernhard Schink, Rahul Bahulikar and Monali Rahalkar for their cooperation. Further we want to thank our colleges Charlotte Rehm and Anja Dullius. We are further thankful for financial help by the University of Konstanz, the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG; collaborative research centre SFB454, project B11) and a “Wohnen und Umwelt” grant by the LBS Landesbausparkasse Baden-Württemberg.

Literature

- Azam, F. 1998. Microbial control of Oceanic Carbon Flux: The Plot Thickens. *Science* 280(5364): 694-696
- Baker, K. H. & Herson, D. S. 1978. Interactions between the diatom *Thalassiosira pseudonana* and an associated Pseudomonad in a mariculture System. *Appl. Environ. Microbiol.* 35: 791-796
- Battin, T. J., Sloan, W. T., Kjelleberg, S., Daims, H., Head, I. M., Curtis, T. P. & Eberl, L. 2007. Microbial landscapes: new paths to biofilm research. *Nature* 5: 76-81
- Bhaskar, P. V., Grossart, H.-P., Bhosle, N. B. & Meinhard, S. 2005. Production of macroaggregates from dissolved exopolymeric substances (EPS) of bacterial and diatom origin. *FEMS Microb. Ecol.* 53: 255-264
- Bowman, J. P., McCammon, S. A., Brown, M. V., Nichols, D. S. & McMeekin, T. A. 1997. Diversity and association of psychrophilic bacteria in antarctic sea ice. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 3068-3078
- Brachvogel, T., Schweitzer, B. & M. Simon. 2001. Dynamics and bacterial colonization of microaggregates in a large mesotrophic lake. *Aquat. Microb. Ecol.* 26: 23-35
- Brown, R. M. Jr. & Bischoff, H. W. 1962. A new and useful method for obtaining axenic cultures of algae. *Phycol. Soc. Amer. News Bull.* 15: 43-44
- Bruckner, C. G., Bahulikar, R., Rahalkar, M., Schink, B. & Kroth, P. G. 2008. Bacteria associated with benthic diatoms from Lake Constance: phylogeny and influences on diatom growth and EPS secretion. *Appl. Environ. Microbiol.* 74(24): 7740-7749
- Bruckner C. G. & Kroth, P. G. Protocols for the removal of bacteria from benthic diatom cultures. *J. Phycol.* in press
- Chiovitti, A., Bacic, A., Burke, J. & R. Wetherbee. 2003. Heterogeneous xylose-rich glycans are associated with extracellular glycoproteins from the biofouling diatom *Craspedosira australis* (Bacillariophyceae). *Europ. J. Phycol.* 38: 351-360
- Cole, J. J. 1982. Interaction between bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13: 291-314
- Conell, L. & Cattolico, R. A. 1996. Fragile algae: axenic culture of field collected samples of *Heterosigma carterae*. *Mar. Biol.* 125: 421-426
- Cottrell, M. T. & Suttle, C. A. 1993. Production of axenic cultures of *Micromonas pusilla* (Prasinophyceae) using antibiotics. *J. Phycol.* 29: 385-387
- Croft, M. T., Lawrence, A. D., Raux-Deery, E., Warren, M. J. & Smith, A. G. 2005. Algae acquire vitamin B12 through a symbiotic relationship with bacteria. *Nature* 438(7064): 90-93
- Decho, A. W. 2000. Microbial biofilms in intertidal systems: an overview. *Contin. Shelf Res.* 20(10-11): 1257-1273
- Divan, C. L. & Schnoes, H. K. 1982. Production of axenic *Gonyaulax* cultures by treatment with antibiotics. *Appl. Environ. Microbiol.* 44(1): 250-254
- Droop, M. R. 1967. A procedure for routine purification of algal cultures with antibiotics. *Brit. Phycol. Bull.* 3: 295-297
- Fukami, K., Nishijima, T. & Ishida, Y. 1997. Stimulative and inhibitory effects of bacteria on the growth of microalgae. *Hydrobiologia* 358(1-3): 185-191

- Gawne, B., Wang, Y., Hoagland, K. & Gretz, M. R. 1998. Role of bacteria and bacterial exopolymer in the attachment of *Achnanthes longipes*. *Biofouling* 13: 137-156
- Giroldo, D., Vieira, A. A. H. & Paulsen, B. S. 2003. Relative increase of doxy sugars during microbial degradation of an extracellular polysaccharide released by a tropical freshwater *Thalassiosira* sp. (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* 39(6): 1109-1115
- Grossart, H.-P., Czub, G. & Simon, M. 2006. Algae-bacteria interactions and their effect on aggregation and organic matter flux in the sea. *Environ. Microbiol.* 8(6): 1074-1084
- Grossart, H.-P., Levold, F., Allgaier, M., Simon, M. & Brinkhoff, T. 2005. Marine diatom species harbor distinct bacterial communities. *Environ. Microbiol.* 7: 860-873
- Grossart, H.-P. 1999. Interactions between marine bacteria and axenic diatoms (*Cylindrotheca fusiformis*, *Nitzschia laevis* and *Thalassiosira weissflogii*) incubated under various conditions in the lab. *Aquat. Microb. Ecol.* 19: 1-11
- Guillard, R. R. L. 1973. Methods for microflagellates and nannoplankton. In Stein, J. R. [ed.], *Handbook of Phycological Methods: Culture Methods and Growth Measurements*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 69-85
- Haynes, K., Hofman, T. A., Smith, C. J., Ball, A. S., Underwood, G. J. C. & Osborn, A. M. 2007. Diatom-derived carbohydrates as factors affecting bacterial community composition in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 73(19): 6112-6124
- Hirayama, S. & K. 1997. Application of a growth-promoting bacteria for stable mass culture of three marine microalgae. *Hydrobiologia* 358: 223-230
- Hooshaw R.W. & Rosowski, 1973. Methods for microscopic algae. In Stein, J. R. [ed.], *Handbook of Phycological Methods: Culture Methods and Growth Measurements*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 53-67
- Klebs, G. 1896. *Die Bedingung der Fortpflanzung bei einigen Algen und Pilzen*. G. Fischer, Jena, pp. 543
- Laemmli, U. K. 1970. Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4. *Nature* 227: 680-685
- Machlis, L. 1962. The nutrition of certain species of the green alga *Oedogonium*. *Amer. J. Bot.* 49: 179-182
- Makk, J., Acs, E., Marialigeti, K. & Kovacs, G. 2003. Investigations on the Danube gravel-biofilm diatom-associated bacterial communities. *Biologia (Bratislava)* 58: 729-742
- Murray, R. E., Cooksey, K. E. & Priscu, J. C. 1986. Stimulation of bacterial DNA synthesis by algal exudates in attached algal-bacterial consortia. *Appl. Environ. Microbiol.* 52(5): 1177-1182
- Riemann, L., Steward, G. F. & Azam, F. 2000. Dynamics of bacterial community composition and activity during a Mesocosm diatom bloom. *Appl. Environ. Microbiol.* 66(2): 578-587
- Schäfer, H., Abbas, B., Witte, H. & Muyzer, G. 2002. Genetic diversity of 'satellite' bacteria present in cultures of marine diatoms. *FEMS Microbiol. Ecol.* 42: 25-35
- Shevchenko, A., Jensen, O. N., Podtelejnikov, A. V., Sagliocco, F., Wilm, M., Vorm, O., Mortensen, P., Boucherie, H. & Mann, M. 1996. Linking genome and proteome by mass spectrometry: large-scale identification of yeast proteins from two dimensional gels. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 93: 14440-14445
- Spencer, C. P. 1952. On the use of antibiotics for isolating bacteria free cultures of marine phytoplankton organisms. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 31: 97-106
- Stal, L. J. & Brouwer, J. F. C. 2003. Biofilm formation by benthic diatoms and their influence on the stabilization of intertidal mudflats. *Berichte Forschungszentrum TERRAMARE*: 12
- Sutherland, T. F. & Grant, J. 1998. The effect of carbohydrate production by the diatom *Nitzschia curvilineata* on the erodibility of sediment. *Limnol. Oceanogr.* 43: 65-72
- Tatewaki, M. & Provasoli, L. 1964. Vitamin requirements of three species of *Antithamnion*. *Bot. Mar.* 6: 193-203
- Ukeles, R. & Bishop, J. 1975. Enhancement of phytoplankton growth by marine bacteria. *J. Phycol.* 11: 142-149
- Waterbury, J. B., Watson, S. W., Valeis, F. W. & Franks, D. G. 1986. Biological and ecological characterization of the marine unicellular cyanobacterium *Synechococcus*. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 214: 71-120
- Watnik, P. & Kolter, R. 2000. Biofilm, city of microbes. *J. Bacteriol.* 182(10): 2675-2679
- Weiss, P., Schweitzer, B., Amann, R. & Simon, M. 1996. Identification in situ and dynamics of bacteria on limnetic organic aggregates (lake snow). *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 1998-2005
- Wigglesworth-Cooksey, B. & Cooksey, K. 2005. Use of fluorophore-conjugated lectins to study cell-cell interactions in model marine biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* 71: 428-435
- Wigglesworth-Cooksey, B., Berglund, D. & Cooksey, K. 2001. Cell-cell and cell-surface interactions in an illuminated biofilm: Implications for marine sediment stabilisation. *Geochem. Trans.* 10

Veränderung der genetischen Variabilität der Blaufelchenpopulation des Bodensees: eine DNA Studie an archivierten Schuppensammlungen (1932-2006)

Bernhard Gum¹, Simone Eckenfels² & Alexander Brinker¹

¹ Fischereiforschungsstelle Baden-Wuerttemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, e-mail: bernhard.gum@lvvg.bwl.de / alexander.brinker@lvvg.bwl.de

² Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, e-mail: simone.eckenfels@lubw.bwl.de

Keywords: Blaufelchen, Fischerei, Schuppensammlung, genetische Variabilität, Bodensee

Einleitung

Hintergrund dieser Studie ist der im langjährigen Trend kontinuierlich zurückgehende Blaufelchen-ertrag des Bodensees. Die Oligotrophierung des Sees und das damit verbundene geringere Nahrungsangebot ist die wesentliche Ursache für das langsame Wachstum der Felchen. In jüngerer Zeit werden aber - neben weiteren Faktoren wie z.B. Nahrungskonkurrenz - auch genetische Gründe für das heute langsamere Wachstum der Felchen angeführt (Thomas & Eckmann 2007). Vor allem von Studien an überfischten Beständen aus dem marinen Bereich wird abgeleitet, dass eine intensive größenselektive Netzfischerei das genetische Wachstumspotential einer Fischart langfristig negativ beeinflussen kann (z.B. Jørgensen et al. 2007). Man geht davon aus, dass durch die größenselektive Entnahme vor allem die kleineren bzw. langsam wachsenden und früher geschlechtsreif werdenden Individuen vermehrt zur Fortpflanzung gelangen und sich in der Folge dafür verantwortliche genetische Merkmale in der Population manifestieren. Der Ansatz dieser Studien ist korrelativ, d.h. beobachtete Änderungen des Phänotyps werden genetisch interpretiert, ohne direkt genetische Änderungen zu bestimmen (wie z.B. Punktmutationen oder Veränderungen im Expressionsmuster bestimmter wachstumsrelevanter Gene).

Im Bodensee ist das Felchen (*Coregonus sp.*) die wirtschaftlich wichtigste Fischart. Der Bestand wird seit Jahrhunderten fischereilich genutzt. Für den Zeitraum der 1930iger Jahre berichtet Elster (1944) von einer zunehmenden Motorisierung der Fischerboote, seit etwa Mitte der 1950er Jahre kamen vermehrt monofile Nylonnetze zum Einsatz. Ob die zunehmenden Felchenerträge ab Mitte der 1950er Jahre in erster Linie auf die technisch möglich gewordene effektivere "Ausfischung" des Bestands nach dem Krieg zurückzuführen sind oder der Felchenbestand allgemein zunahm, ist im nachhinein schwierig zu beurteilen. Nehmen wir aber an, die oben erklärte Annahme einer „fischereilich induzierten Evolution“ trifft zu (und die im Zeitraum von rund 20-25 „Felchengenerationen“ betriebene intensive Netzfischerei übt eine stark größenselektive Wirkung auf den Genpool der Blaufelchen aus), so wäre dies an einer Abnahme der genetischen Variabilität zu sehen.

Übergeordnetes Ziel dieser Studie war es, mittels molekulargenetischer Methoden zu untersuchen, ob sich die genetische Variabilität der Blaufelchenpopulation seit Beginn des Einsatzes moderner Nylonnetze ab den 1950er Jahren verringert hat. Zur Verfügung steht Material aus archivierten Schuppensammlungen des Instituts für Seenforschung und der Fischereiforschungsstelle in Langenargen, die bis in die 1920er Jahre zurückreichen. Anhand einer repräsentativen Auswahl von alten

Schuppenproben aus den Jahren 1932 und 1975 im Vergleich zu Proben aus dem Jahr 2006 wurde der Blaufelchen-Genpool mit 11 für Coregonen etablierten Mikrosatellitenmarkern genetisch untersucht.

Material und Methoden

Probenauswahl, DNA Präparation und Mikrosatellitenetablierung

Die in Papiertütchen gelagerten und luftgetrockneten alten Schuppenproben von Blaufelchen (*Coregonus* sp.) stammen aus Versuchsfischereien, die am Bodensee routinemäßig seit Mitte des letzten Jahrhunderts durchgeführt werden. Um die Grundgesamtheit der Blaufelchenpopulation des Bodensees repräsentativ zu beproben, wurden nur Proben aus der Laichzeit eines Jahres ausgewählt. Adulte Blaufelchen versammeln sich Ende Nov. bis Mitte Dezember als ein großer Schwarm laichbereiter Fische im Pelagial des Obersees. Die zu den Blaufelchen nah verwandten Gangfische, eine weitere, in der Vegetationszeit ebenfalls pelagisch lebende Felchenform im Bodensee, sammelt sich dagegen zur Laichzeit ufernah im Bereich der Halde. Genetisch untersucht wurden Schuppenproben von Blaufelchen aus den Jahren 1932, 1975 und 2006 ($N = 41, 48$ u. 96), also aus dem Zeitraum vor und nach dem Beginn einer vermutlich stärkeren Ausfischung des Bestands. Die dritte rezente Felchenform des Bodensees, das größer werdende und viel seltenere Sandfelchen laicht in bestimmten Flachwasserzonen des Sees und unterscheidet sich genetisch deutlicher von Blaufelchen und Gangfischen (Douglas et al. 1999). Als Vergleich zum Genpool der Blaufelchenpopulation wurden zusätzlich 11 Sandfelchen aus dem Jahr 2007 untersucht.

Die Präparation der DNA aus den Schuppenproben (8-12 Schuppen je Probe) erfolgte nach umfangreichen Voruntersuchen bezüglich verschiedener Extraktionsmethoden mit dem Kit und nach Protokoll der Firma Machery & Nagel. Aus einer Auswahl von anfänglich 37 Mikrosatellitenystemen wurden folgende 11 Systeme für das eigentliche Screening der über 200 Felchenproben herangezogen: Cocl-lav4, Cocl-lav6, Cocl-lav18, Cocl-lav27, Cocl-lav49 (Rogers et al. 2004), Cisco-90, Cisco-157, Cisco-181, BWF-2 (Turgeon et al. 1999), Ssa197 (O'Reilly et al. 1996), F43 (Sanchez et al. 1996). Die Marker wurden insbesondere vor dem Hintergrund ausgewählt, dass eine sichere Amplifikation der stark degradierten DNA der 1932er Proben gewährleistet war. Die meisten der Marker wurden für genetischen Studien an verschiedenen europäischen und nordamerikanischen Coregonenarten entwickelt und eingesetzt. Detaillierte Angaben zu den in dieser Arbeit verwendeten Mikrosatelliten in Bezug auf Primersequenzen, Annealing-Temperatur, Repeat-Motiv oder Längenbereich werden auf Anfrage zur Verfügung gestellt.

PCR und Genotypisierung

Die Polymerasekettenreaktion (PCR) wurde für alle Systeme nach einem einheitlichen Programm auf einem Cycler der Firma "Corbett Research" durchgeführt: Denaturierung 45 sec, Annealing 45 sec, Extension 45 sec. Genaue Angaben zu den Konzentrationen der verwendeten Chemikalien und Herstellern der einzelnen PCR Komponenten (Qiagen) können auf Anfrage von der Verfasserin angefordert werden.

Die Genotypisierung der PCR-Produkte wurde von der Firma Eurofins Medigenomix aus Martinsried bei München auf einem Kapillarsequenziergerät des Typs ABI 3100 durchgeführt. Die Auswertung der Rohdaten erfolgte mit Hilfe der Software „GeneMarker“, der Firma Softgenetics. Die PCR für alle Signale, deren Allel- bzw. Fragmentlängen nach der ersten Typisierung nicht sicher bestimmt werden konnten (zu schwaches Signal oder viele Stotterbanden), wurde einmalig wiederholt.

Statistische Analyse

Der Umgang mit degradierter genomischer DNA aus historischen Proben bereitet methodische Schwierigkeiten (Taberlet et al. 1999). Vor diesem Hintergrund ist es entscheidend, alle damit zusammenhängenden Effekte und Artefakte, die letztendlich die Allelzahl fälschlicherweise erhöhen oder erniedrigen könnten (insbesondere „large allele drop-out“ oder „scoring errors“ aufgrund von vermehrten Stotterbanden oder auch sog. „Nullallele“) (i) soweit wie möglich im Vorfeld gering zu halten (Markerauswahl) und (ii) deren möglichen Einfluss auf die Datenqualität abschätzen zu können. Die Güte der ermittelten Rohdaten wurde daher für jeden Mikrosatelliten mit dem Programm „Micro-Checker“ und den darin implementierten statistischen Tests bewertet (Van Oosterhout et al. 2004).

Wichtige populationsgenetische Parameter zur Darstellung der genetischen Variabilität wie die durchschnittliche Allelzahl, die „allelic richness“ sowie die beobachtete und erwartete Heterozygotie, wurden mit dem Programm FSTAT v. 2.9.3 berechnet (Goudet 2001). Um zu testen, ob zwischen den Stichproben aus den Jahren 1932, 1975 und 2006 signifikante Unterschiede in der genetischen Variabilität bestehen, wurden zusätzlich individuelle Werte für die durchschnittliche Allelzahl und Heterozygotie für die 10 Loci berechnet und diese anschließend einem linearen Kontrasttest unterzogen (Sokal & Rohlf 2003). Hierzu wurde das Programm JMP 7.0.2 (SAS Institute) verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Die isolierte genomische DNA der historischen Schuppenproben war erwartungsgemäß bei den Proben aus dem Jahr 1932 stark degradiert, die Schwankungsbreite bezüglich der DNA-Qualität und Quantität zwischen den einzelnen Proben jedoch gering. Durch die vorausgehende Auswahl und Etablierung geeigneter Mikrosatelliten (mehrheitlich „kurze“ Systemen unter 200 bp) konnte die Ausfallrate gering gehalten werden. Nach der PCR und Auswertung der Genotypisierung einschließlich 150 Wiederholungen aufgrund unsicherer Signale, betrug die Rate nicht-auswertbarer Signale 3,3, 2,3 und 1,6 % für die Jahre 1932, 1975 und 2006. Ein System (Cisco181) wurde nachträglich aufgrund eines starken Homozygoten-Überschuss (hochsignifikante Abweichung mit starkem Hinweis auf Nullallele) von der weiteren statistischen Auswertung ausgeschlossen.

Das Ergebnis der populationsgenetischen Auswertung fasst Tabelle 1 zusammen. Die berechneten Parameter weisen auf eine Zunahme der genetischen Variabilität im Untersuchungszeitraum hin. Für die meisten der analysierten 10 Loci zeigt sich bei genauer Betrachtung der Rohdaten (nicht dargestellt), dass ab den Jahren 1975 und 2006 mit niedriger Frequenz einzelne Allele auftauchen, die 1932 noch nicht im Genpool der Blaufelchen vorhanden waren.

Tab. 1. Ergebnisse der populationsgenetischen Auswertung für Blaufelchen aus den Jahren 1932, 1975 und 2006 auf Basis der analysierten 10 Mikrosatellitensysteme

Jahr	Tierzahl	H_e ¹	H_e Stabw.	H_o ¹	H_o Stabw.	N_A ²	N_{AR} ³
1932	71	0,468	0,060	0,501	0,019	5,40	4,82
1975	48	0,516	0,067	0,532	0,023	5,60	5,33
2006	96	0,540	0,057	0,535	0,016	6,80	7,54

¹ erwarteter (H_e) und beobachteter (H_o) Heterozygotiegrad mit Standardabweichung; ² durchschnittliche Allelzahl (N_A); ³ „allelic richness“ (N_{AR})

Das Ergebnis der auf die Individuen bezogenen Berechnung pro Untersuchungsjahr ist in Abbildung 1 dargestellt. Die statistische Analyse belegt den bereits aus den Rohdaten ersichtlichen Trend, dass sich die Allelzahl und der Heterozyotiegrad als Maß der genetischen Variabilität im betrachteten Zeitraum von 1932 bis 2006 leicht erhöht haben ($p > 0.05$ für einen Anstieg der Allelzahl von 1932 auf 1975 und 1975 auf 2006; die Zunahme des Heterozyotiegrades zeigt den gleichen Trend, der sich aber nicht statistisch absichern ließ: $p = 0.068$). Auf Basis dieses Ergebnisses erscheint es sehr unwahrscheinlich, dass die aktuell praktizierte Form der fischereilichen Nutzung zu einer "genetischen Verarmung" des Blaufelchenbestands im Bodensee führt.

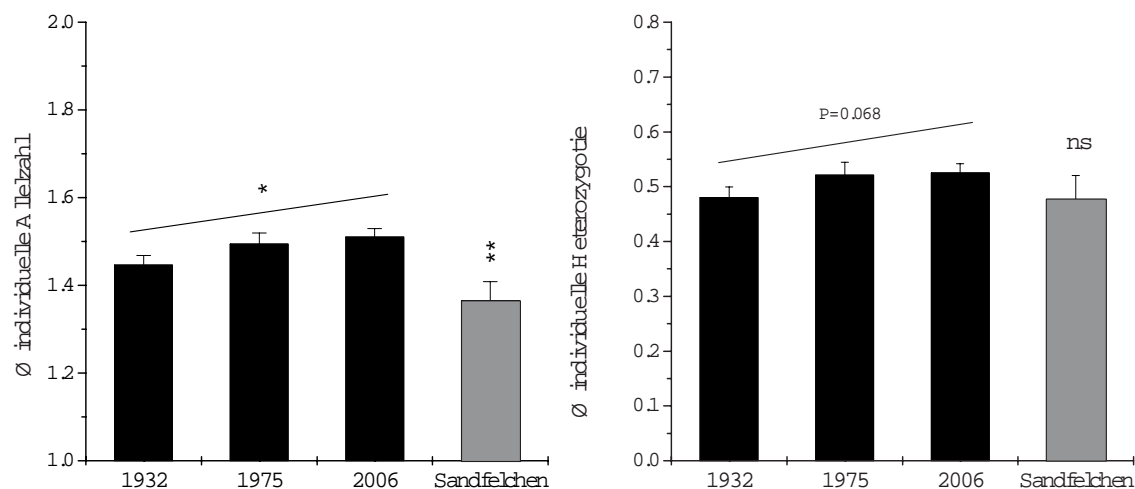


Abb. 1: Durchschnittliche individuelle Allelzahl und Heterozyotiegrad der analysierten Blaufelchenproben aus den Jahren 1932 ($N = 71$), 1975 ($N = 48$) und 2006 ($N = 96$). Zum Vergleich wurden 11 Sandfelchenproben aus dem Jahr 2007 mit untersucht. (* = $< 0,05$; ** = $< 0,01$).

Das Ergebnis der Analyse für die 11 Sandfelchen zeigt, dass diese Population in Bezug auf die durchschnittliche individuelle Allelzahl im Vergleich zu den Blaufelchen genetisch ärmer ist.

Genetische Arbeiten, die den empirischen Nachweis eines Verlusts an genetischer Variabilität liefern, sind vergleichsweise selten (Hauser et al. 2002), da es nur in Ausnahmefällen möglich ist, an Langzeitdaten *vor* und *nach* einer intensiveren Nutzung eines (Fisch-)Bestandes zu gelangen.

Ob die beobachtete Zunahme der genetischen Variabilität nun vor allem auf frühere Besatzmaßnahmen mit Felchen aus fremden Herkunft zurückgeht oder auch andere Faktoren eine Rolle spielen, kann nicht beurteilt werden. Denkbar ist z.B. eine unbeabsichtigte Einkreuzung von Gangfischen in den Genpool der Blaufelchen als Folge der seit langem durchgeführten künstlichen Nachzucht in den Erbrütungsanlagen, oder auch eine natürliche Kreuzung von Gangfisch und Blaufelchen. Hierzu ist die Analyse von alten Gangfischproben erforderlich.

Da in dieser Studie keine wachstumsrelevanten Gene bzw. Marker untersucht wurden, bleiben aus genetischer Sicht zwei Aspekte unbeantwortet: erstens, singuläre Änderungen in wachstumsrelevanten Genen sind möglich, diese werden aber nicht das Wachstumspotenzial des Gesamtbestandes einschränken; und zweitens, ob es aufgrund des selektiven Einflusses der Netzfischerei zu einer Änderung der anteiligen Zusammensetzung der Genotypen in der Fischpopulation kam.

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

In dieser Arbeit wurden Schuppenproben von Blaufelchen des Bodensees aus einem Zeitraum von 75 Jahren mittels 11 Mikrosatellitensystemen populationsgenetisch untersucht und mit rezenten Proben verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Proben aus den Jahren 1975 und 2006 im Vergleich zu denen aus dem Jahr 1932 eine höhere genetische Variabilität aufweisen. Insgesamt ergibt sich, dass die Art der aktuellen fischereilichen Nutzung des Blaufelchenbestands nicht zu einem Verlust an genetischer Variabilität in der Blaufelchenpopulation geführt hat.

Weiterführende Arbeiten sollten ggf. untersuchen, ob die leichte Zunahme an genetischer Variabilität v.a. mit früheren Felchen-Besatzmaßnahmen aus fremden Herkünften und/oder der Bewirtschaftungsform, d.h. mit der künstlichen Erbrütung von Blaufelchen und Gangfischen zu erklären ist.

Danksagung

Dieses Projekt wird in enger Zusammenarbeit zwischen der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg und dem Institut für Seenforschung (ISF) der LUBW durchgeführt. Für die Bereitstellung von Sandfelchenprobenmaterial bedanken wir uns herzlich bei Alfred Sulger. Für die fachliche Unterstützung danken wir Dr. Roland Rösch.

Literatur

- Douglas, M.R., Brunner, P.C. & Bernatchez, L. (1999): Do assemblages of *Coregonus* (Teleostei: Salmoniformes) in the Central Alpine region of Europe represent species flocks? *Molecular Ecology*, 8, 589 - 603.
- Elster, H.-J. (1944): Über das Verhältnis von Produktion, Bestand, Befischung, und Ertrag sowie über die Möglichkeiten einer Steigerung der Erträge, untersucht am Beispiel der Blaufelchenfischerei des Bodensees. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften*, Band XXXXII, Heft 2/3, 1944.
- Goudet, J. (2001): FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3). [available at <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>.]
- Hauser L., Adcock, G.J., Smith, P.J., Bernal R.J.H. & Carvalho, G.R. (2002): Loss of microsatellite diversity and low effective population size in an overexploited population of New Zealand snapper (*Pagrus auratus*). *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 11742-11747.
- Jørgensen, C., Enberg, K., Dunlop, E.S. & 14 Ko-Autoren (2007): Ecology: managing evolving fish stocks, *Science*, 318, 1247-1251.
- O'Reilly P., Hamilton L., McConnell S.K. & Wright J.M. (1996): Rapid analysis of genetic variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of tetranucleotide and dinucleotide microsatellites. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 2292-2298.
- Rogers, S.M., Marchand, M.-H. & Bernatchez, L. (2004): Isolation, characterization and cross-salmonid amplification of 31 microsatellite loci in the lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*, Mitchell). *Molecular Ecology Notes* 4, 89-92.
- Sanchez, J. A., Clabby, C., Ramos, D., Blanco, G., Flavin, F., Vazquez, E. & Powell, R. (1996): Protein and microsatellite single locus variability in *Salmo salar* L. (*Atlantic salmon*). *Heredity* 77, 423-432.
- Taberlet, P., Waits, L.P. & Luikart, G. (1999): Noninvasive sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution* 8, 323-327.
- Thomas, G. & Eckmann, R. (2007): The influence of eutrophication and population biomass on common whitefish (*Coregonus lavaretus*) growth - the Lake Constance example revisited. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 402-410.
- Turgeon, J., Estoup A. & Bernatchez, L. (1999): Species flock in the North American Great Lakes: molecular ecology of Lake Nipigon ciscoes (Teleostei: Coregonidae: *Coregonus*). *Evolution*, 53, 1857-1871.
- Van Oosterhout, C., Hutchinson, W.F., Wills, D.P. & Shipley, P. (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes* 4, 535-538.

100 Jahre Phytoplankton-Untersuchungen am Bodensee

Reiner Kümmerlin

Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, reiner.kuemmerlin@lubw.bwl.de

Keywords: Phytoplankton, Bodensee, Langzeitbeobachtung, Übersicht, Indikatorarten

Geschichtlicher Rückblick

Für den Bodensee liegen mit die längsten Beobachtungen des Phytoplanktons vor. Die ersten Bestandsaufnahmen des Phytoplanktons im Bodensee erfolgten durch SCHRÖTER & KIRCHNER (1896); diesen ersten Arbeiten folgten KOLKWITZ (1912) und LAUTERBORN (1925) mit stichprobenartigen Untersuchungen. MAERKER führte 1919 bis 1924 längere Beobachtungsserien mit quantitativer und qualitativer Bestimmung des Phytoplanktons durch (AUERBACH, MAERKER & SCHMALZ 1924, 1926). Diese Untersuchungen brachten bereits einen methodischen Fortschritt in der quantitativen Phytoplanktonbestimmung mit sich; die Proben wurden mittels Schöpfpfängen mit anschließender Zentrifugierung entnommen; diesen Fängen fehlten jedoch nach dem Zentrifugationsvorgang die aktiv beweglichen Formen.

Seit der Entwicklung des Umkehr-Mikroskops (Utermöhl 1931, 1936, 1958) sind korrekte quantitative Planktonuntersuchungen möglich. Für den Bodensee fand dies zuerst in den dreißiger Jahren des letzten Jahrhunderts durch Grim (1939) statt. Zu diesem Zeitpunkt waren noch keine größeren Veränderungen in der Artenzusammensetzung gegenüber den früheren Untersuchungen festzustellen. Die zunehmende Eutrophierung ab Anfang der fünfziger Jahre führte dann allerdings bald zu Änderungen der Biocoenose, die von Grim (1951, 1955, 1967) und Müller (1967) näher beschrieben werden. Ab 1957 wurden von der Anstalt für Bodenseeforschung der Stadt Konstanz (1975-1962) regelmäßige Planktonzählungen im Überlinger See durchgeführt, die in den „Limnologischen Monatsberichten - Überlinger See“ veröffentlicht wurden. Die Veränderung der Phytoplanktonbiocoenose wurde daran sichtbar, dass bereits 1957 *Stephanodiscus*-Arten stärker auftraten, die dezierte Eutrophierungsanzeiger sind. Auch am Auftreten oder Verschwinden bestimmter Arten wurde der Einfluss der Eutrophierungs-Phase deutlich. Lehn (1965) beschrieb das Verschwinden von *Rhizosolenia longiseta* ab 1955 und von *Tabellaria fenestrata* ab 1962, im Gegenzug das Auftauchen von *Mougeotia* ab 1957 und von *Oscillatoria* (Syn. *Limnithrix*) *redkii* ab 1961. Nach Gründung der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee wurde das Phytoplankton 1961-1962 und ab 1965 regelmäßig durch Erfassung und Auszählung der einzelnen Arten untersucht; dieses Programm wird in abgeänderter Form bis heute fortgeführt. Die Ergebnisse sind in den Jahresberichten der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB 1976-2007), in ausführlicherer Form in den IGKB-Berichten Nr. 18 (Bürgi 1976), Nr. 21 (Bürgi 1977), Nr. 23 (Bürgi & Lehn 1979) und Nr. 39 (Kümmerlin & Bürgi 1989) dargestellt).

Ergebnisse

Die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons zeigt nur teilweise eine direkte Abhängigkeit von der Gesamtphosphor-Konzentration (Abb. 1). Während diese in der Hochzeit der Eutrophierung (1976-1982) auf den 10-fachen Wert anstieg, vergrößerte sich die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons nur ungefähr auf den 3-fachen Wert. Dies hängt einerseits von meteorologischen Einflüssen ab; ein kaltes Frühjahr verhindert die Ausbildung einer ausgeprägten Frühjahrsblüte, die in erster Linie Einfluss auf die Jahresdurchschnitts-Biomasse hat. Andererseits ändert sich die Zusammensetzung der Phytoplankton-Biocoenose in Abhängigkeit von der Nährstoff-Konzentration. Bei hohen Nährstoff-Konzentration kommen gehäuft Eutraphenten vor. Bei niedrigen Nährstoff-Konzentrationen treten vermehrt Oligotraphenten auf, die auch dann noch hohe Biomassen ausbilden können. Jedoch liegt der Anteil der Ubiquisten wie *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Cryptomonas ovata* oder *Rhodomonas minuta* immer bei rund 50%.

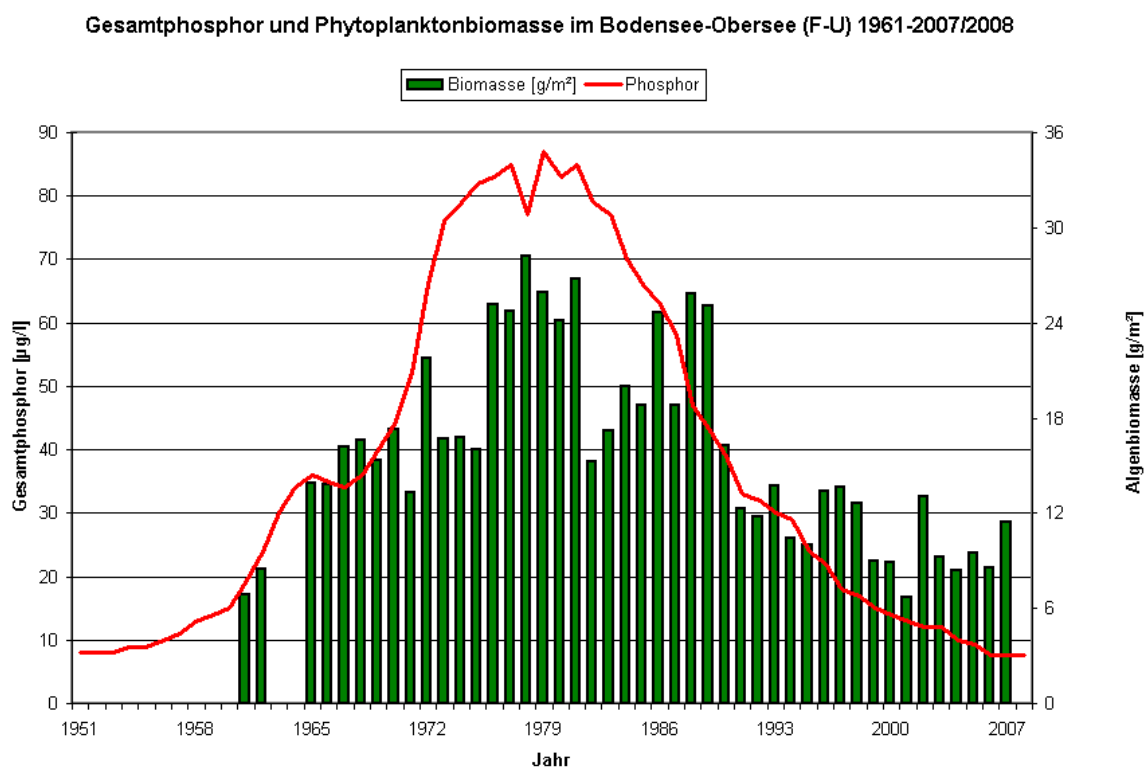


Abbildung 1: Jahresdurchschnittsbiomasse in Abhängigkeit von der Phosphor-Konzentration

Das Phytoplankton des Bodensees zeigte während der Eutrophierungs- und Oligotrophierungsphase eine unterschiedliche Zusammensetzung. Diese kann in folgende Phasen aufgeteilt werden:

1. Cyclotella-Phase 1896-1940 (oligotroph)
2. Cyclotella-Tabellaria-Phase 1940-1960 (oligo-/mesotroph)
3. Stephanodiscus-Phase 1960-1975 (meso/eutroph)
4. Stephanodiscus-Anabaena-Microcystis-Phase 1975-1985 (eutroph)
5. Stephanodiscus-Ubiquisten-Phase 1985-1990 (meso/eutroph)
6. Ubiquisten-Phase 1990-2000 (mesotroph)

7. Cyclotella-Phase ab 2000 (oligo-/mesotroph)

Das Auftreten von Indikatorarten soll an einigen Beispielen demonstriert werden:

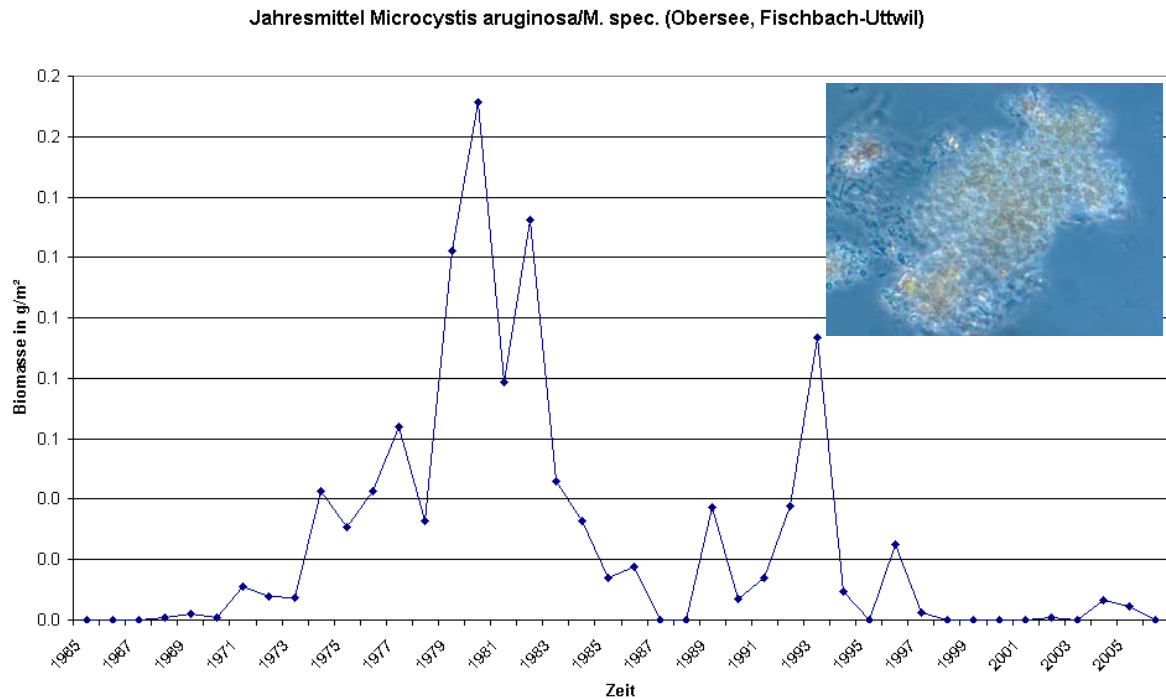


Abbildung 2: Entwicklung von *Microcystis aeruginosa* als typischer Eutrophierungsanzeiger

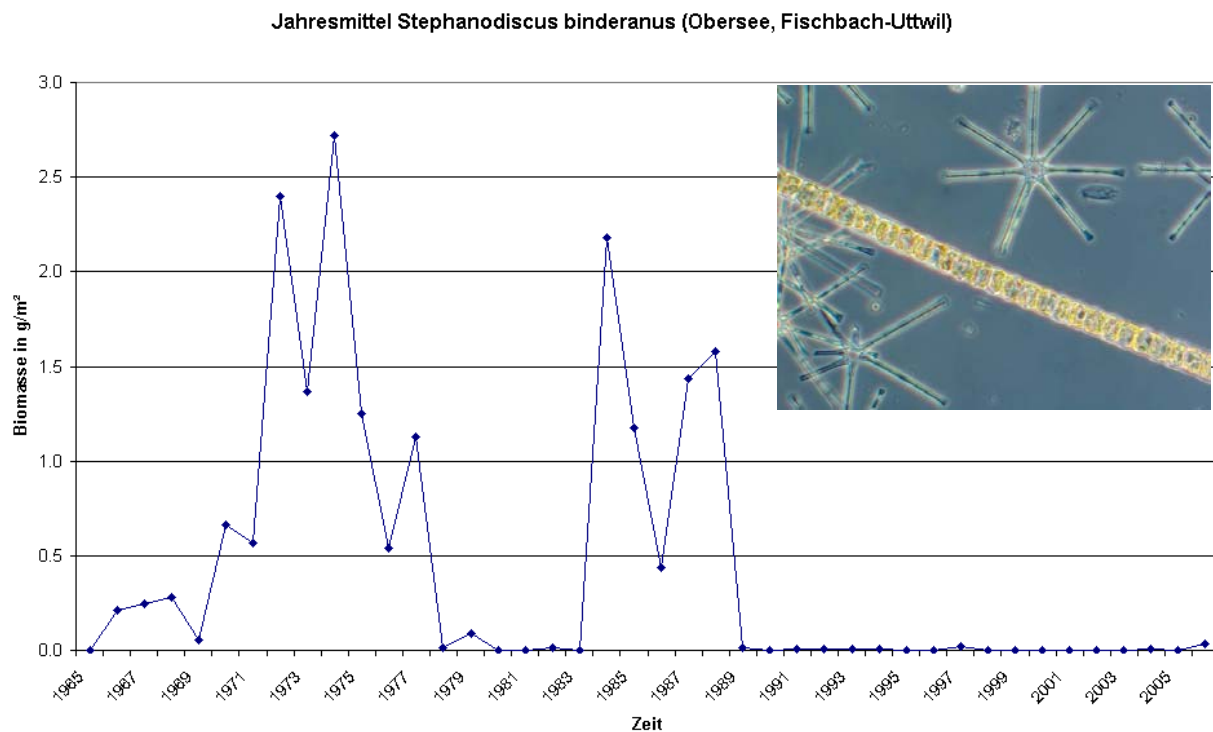


Abbildung 3: *Stephanodiscus binderanus*, ebenfalls ein Eutrophierungsanzeiger, wird in der Hochzeit der Eutrophierung von anderen Arten verdrängt, die an noch höhere Nährstoffkonzentrationen adaptiert sind.

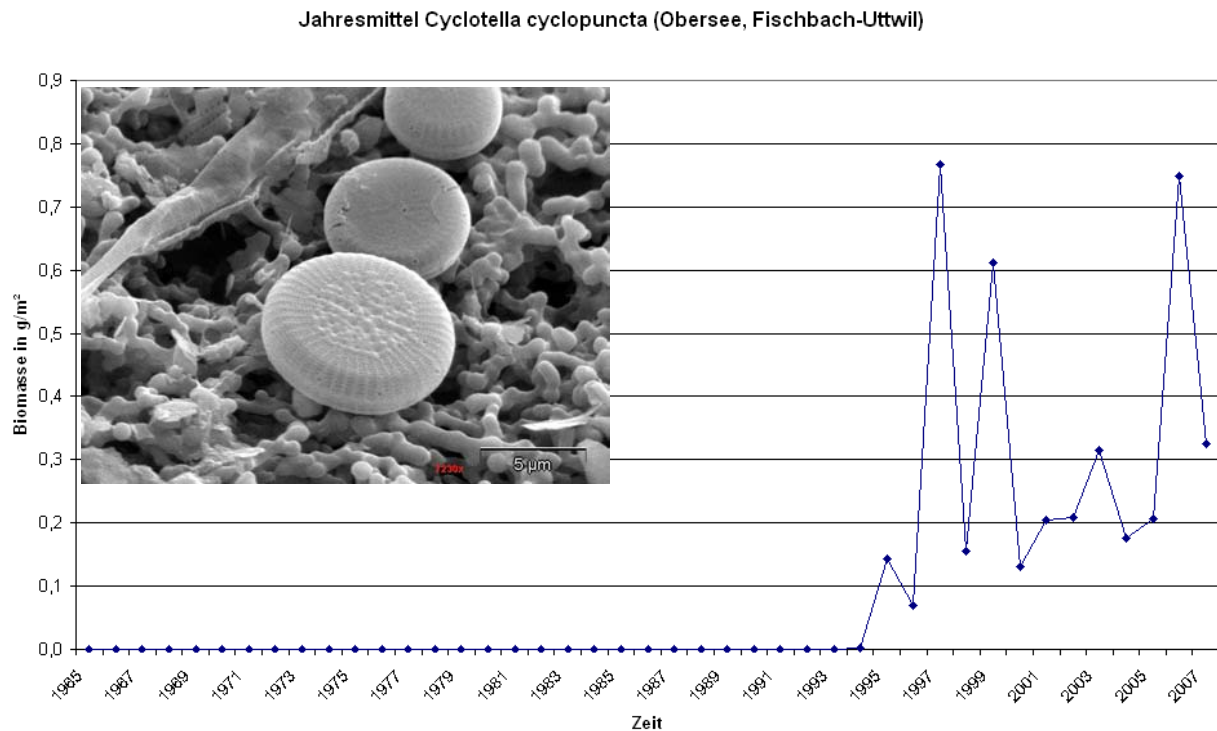


Abbildung 4: *Cyclotella cyclopuncta* als typischer Oligotrophierungsanzeiger war über viele Jahrzehnte verschwunden und taucht erst seit 1995 wieder auf.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Am Bodensee liegen mit die längsten Phytoplankton-Beobachtungen vor, die einen Überblick über die verschiedenen Trophie-Phasen zeigen, die sich im Zuge der Eutrophierung und Oligotrophierung einstellten. Dabei zeigte die Entwicklung der Gesamt-Biomasse eine geringere Abhängigkeit von der Trophie als erwartet. Verschiedene Indikator-Arten dokumentieren die Trophie-Entwicklung deutlich, tauchen aber nicht stetig auf. Sie können bei weiter steigender Trophie durch andere Arten verdrängt werden. Ubiquisten sind immer stark vertreten. Die Phytoplanktonentwicklung während der Eutrophierung („Hinweg“) und der Oligotrophierung („Rückweg“) ist unterschiedlich.

Literatur

- AUERBACH, M., MAERKER, W. & SCHMALZ, J. (1924): Hydrographisch-biologische Bodenseeuntersuchungen I.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 3: 597-738.
- AUERBACH, M., MERKER, W. & SCHMALZ, J. (1926): Hydrographisch-biologische Bodenseeuntersuchungen II.- Verh. Naturwiss. Ver. Karlsruhe 30: 1-128.
- BÜRGI, H.-R. (1976): Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961-1963.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 18: 1-87.
- BÜRGI, H.-R. (1977): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1963-1973); Teil 1 - Untersee.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 21: 1-42.
- BÜRGI, H.-R. & LEHN, H. (1979): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975); Teil 2 - Obersee.-Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 23: 1-86.
- GRIM, J. (1939): Beobachtungen am Phytoplankton des Bodensees (Obersee) sowie deren rechnerische Auswertung.- Int. Rev. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr. 39: 193-315.

- GRIM, J. (1951): Ein Vergleich der Produktionsleistung des Bodensee-Untersees, des Obersees und des Schleinsees.- Abh. Fisch. u. Hilfswiss. 4: 787-841.
- GRIM, J. (1955): Die chemischen und planktologischen Veränderungen des Bodensee-Obersees in den letzten 30 Jahren.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 22: 310-322.
- GRIM, J. (1967): Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee.- GWF 108: 1261-1271.
- KOLKWITZ, R. (1912): Das Plankton des Rheinstroms, von seinen Quellen bis zur Mündung.- Ber. D. bot. Ges. 30: 205-226.
- KÜMMERLIN, R. & BÜRGI, H.-R. (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1986) - Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 39: 1-175.
- LAUTERBORN, R. (1925): Zur Kenntnis des Planktons des Bodensees und der benachbarten Kleinseen.- Mitt. Bad. Landesv. Naturkunde N. F. 1: 421-420.
- LEHN, H. (1965): Ufernahe Phytoplankton-Biozönosen und ihre Bedeutung für das Pelagial.- Z. Naturforschg. 20b: 379-382.
- ANSTALT FÜR BODENSEEFORSCHUNG DER STADT KONSTANZ (1957, 1958, 1959, 1960, 1961, 1962): Limnologischer Monatsbericht Überlinger See.
- MÜLLER, H. (1967): Eine neue qualitative Bestandsaufnahme des Phytoplanktons des Bodensee-Obersees mit besonderer Berücksichtigung der tychoplanktischen Diatomeen.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 33: 206-236.
- IGKB (1976-2007): Limnologischer Zustand des Bodensees.- Jber.Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 1-33.
- SCHRÖTER, C. & KIRCHNER, O. (1896): Die Vegetation des Bodensees.- Schr. d. Ver. f. d. Gesch. d. Bodensees 25: 1-122.
- UTERMÖHL, H. (1931): Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Plankton (mit besonderer Berücksichtigung des Ultraplanktons).-Verh. Internat. Verein. Limnol. 5: 576-596.
- UTERMÖHL, H. (1936): Quantitative Methoden zur Untersuchung des Nannoplanktons.- Abderhaldens Handb. biol. Arbeitsmeth. Abt. IX. 2/II: 1879-1937.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik.- Mitt. d. Internat. Vereinig. f. Limnologie 9: 1-38.

Der Lipidgehalt von Flussbarschen des Bodensees im Jahresverlauf

Florian Kunderling¹ & Reiner Eckmann²

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

¹ Florian.Kunderling@gmx.de, ² Reiner.Eckmann@uni-konstanz.de

Keywords: *Perca fluviatilis*; Somatischer / Gonadaler Lipidgehalt; Jahresverlauf; Lebenszyklusstrategie

Einleitung

Um die individuelle Fitness von Lebewesen, das heißt deren Überlebens- und Reproduktionsfähigkeit abzuschätzen, gibt es eine Vielzahl von morphologischen und physiologischen Methoden (Stevenson & Woods, 2006). Sehr große Bedeutung haben dabei Messungen der körpereigenen Energiereserven, da diese eine zentrale Rolle in der Lebenszyklusstrategie von Fischen spielen (Adams, 1999). Aufgrund des relativ hohen Körperanteils und dem sehr hohen Brennwert stellen Lipide im Vergleich zu weiteren Energiespeichern wie Kohlenhydraten (Glykogen) und Proteinen den wichtigsten und langfristigen Energiespeicher von Flussbarschen dar (Brett & Groves, 1979; Jobling, 1994). Magere Tiere sind beispielsweise anfälliger gegenüber Krankheiten, Prädation, Nahrungsmangel und Stress (Shulman, 1974; Lemly & Esch, 1984; Booth & Beretta, 2004). Somit kann der Lipidgehalt als Konditionsfaktor verwendet werden.

Die Größe der Lipidspeicher im Jahresverlauf hängt neben der Lebenszyklusstrategie auch von den Umweltbedingungen der Tiere ab. Der Jahreszyklus von Fischen aus den gemäßigten Breiten kann in eine warme Wachstumsphase und in eine kalte „Nicht-Wachstumsphase“ eingeteilt werden (Conover, 1992). Im Gegensatz zum Winter sind die abiotischen und biotischen Umweltfaktoren wie z.B. die Wassertemperatur oder das Futterangebot für Fische im Sommer günstig, und es kann viel Energie über die Nahrung aufgenommen werden. Sie ist aber dennoch begrenzt und muss der Lebenszyklusstrategie des Fisches entsprechend in Wachstum, Metabolismus, Energiespeicherung und Reproduktion investiert werden. Man spricht von Energieallokation (Jobling, 1994). Bezüglich der Investition in Reproduktion wird nach Drent & Daan (1980) zwischen „income breeder“ und „capital breeder“ unterschieden. Während „income breeder“ zur Gonadenentwicklung die Energie direkt aus der extern aufgenommenen Nahrung beziehen, nutzen „capital breeder“ dafür interne Energiespeicher. Im Fall der Flussbarsche weisen die Verläufe der jeweiligen gonadosomatischen Indices von Männchen und Weibchen (Le Cren, 1951; Hokanson, 1977) darauf hin, dass Männchen eher „income breeder“ und Weibchen eher „capital breeder“ sind.

Ziel dieser Studie war es, den somatischen (= Körper ohne Gonaden) Lipidgehalt von diesjährigen (= young of the year; YOY) und ≥ 1 -jährigen Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) im Bodensee während des Jahresverlaufs zu beobachten und Einflüsse von Länge, Geschlecht und Reifegrad nachzuweisen. Außerdem wurde der gonadale Lipidgehalt vor und zum Teil während der Laichzeit untersucht.

Material und Methoden

Alle Flussbarsche wurden im Bodensee – Obersee, südlich der Insel Mainau mittels Schleppnetz, Kiemennetz (Maschenweite: 12 - 46 mm), Strandwade oder Senke gefangen. Im Zeitraum von Mitte April 2007 bis Mitte April 2008 wurden insgesamt acht Befischungen durchgeführt. Um den Einfluss des Laichstresses zu untersuchen, wurde im Jahr 2007 jeweils vor, während und kurz nach der Laichzeit gefischt. Die Befischung im November 2007 wurde ans Ende der nahrungsreichen Wachstumsphase gelegt und die Befischung im April 2008 komplettierte den Jahresverlauf. Die Unterscheidung zwischen diesjährigen und älteren Flussbarschen konnte aufgrund von Längen – Häufigkeitsverteilungen der Fänge aus den Schleppnetzbefischungen getroffen werden, da diese in dem für diesen Zweck bedeutsamen Größenbereich eine unselektive Fangmethode darstellen.

Nach dem Fang wurden alle Fische gemessen (Totallänge) und gewogen. Anschließend wurden Geschlecht und Reifegrad nach Nikolsky (1963) bzw. Treasurer & Holliday (1981) bestimmt. Bei geschlechtsreifen Tieren wurde im Weiteren zwischen Soma und Gonaden unterschieden. Bei allen Proben wurden anschließend Trockengewicht (Trocknung bei 60 °C bis konstantes Trockengewicht erreicht) und Lipidgehalt auf 0,1 mg genau bestimmt. Die automatische Lipidextraktion erfolgte dabei mittels eines Soxtherm – Systems (SOX 406 Mikro) der Firma C. Gerhardt GmbH & Co. KG nach dem Prinzip von Soxhlet und Twisselmann unter Verwendung von Cyclohexan als Lösungsmittel.

Die statistische Auswertung sämtlicher Daten erfolgte unter Verwendung von „Stateasy 2005“ (© 1991-2004 Dr. J. L. Lozán) und „JMP IN 5.1“ (© 1989-2003 SAS Institute Inc.). Die Ergebnisse werden nach folgendem Schema angegeben: (Test, Freiheitsgrade FG, Prüfgröße, Irrtumswahrscheinlichkeit p)

Ergebnisse / Diskussion

Somatischer Lipidgehalt im Jahresverlauf

Der somatische Lipidgehalt von > 1-jährigen Flussbarschen zeigte signifikante jahreszeitliche Schwankungen auf, die statistisch in Interaktion mit dem Geschlecht (Ancova, FG = 7, $F = 7,642$, $p < 0,001$) und der Totallänge (Ancova, FG = 7, $F = 15,313$, $p < 0,001$) stehen (Abb. 1). Bei der Interpretation der Ergebnisse muss einschränkend erwähnt werden, dass nicht alle Residuen des angewandten linearen Regressionsmodells normalverteilt und homogen waren. Der Lipidgehalt war jeweils im Frühjahr bei beiden Geschlechtern am niedrigsten, stieg bis spätestens Juli auf das maximale Niveau an und blieb bis zum Ende der Wachstumsphase konstant. Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen traten lediglich zum Schluss der Laichzeit Ende Mai auf, wobei Männchen geringere Lipidreserven hatten als Weibchen (Tukey-Test, $p < 0,05$). Möglicherweise wirkt sich generell der Laichstress auf Männchen länger und damit stärker aus, da sie im Gegensatz zu Weibchen Portionslaicher sind und somit öfter aktiv an Ablaichvorgängen teilnehmen.

Im Gegensatz zu den älteren Flussbarschen zeigte sich bei den YOY eine andere Strategie (Abb. 1). Der Lipidgehalt der diesjährigen Flussbarsche blieb zunächst auf konstant niedrigem Niveau und stieg erst gegen Ende der Wachstumsphase stark an (Kruskal-Wallis-Test, FG = 3, $\psi^2 = 56,399$, $p < 0,001$). Eine plausible Erklärung hierfür ist, dass sie zunächst sämtliche Energie in Wachstum investieren, um z.B. das Prädationsrisiko zu senken und ihrerseits größere Beuteorganismen ingestieren zu können. Um den kommenden Winter zu überleben, brauchen sie allerdings dennoch ausreichend hohe Energiereserven, die sie kurz vor Ende der Wachstumsphase in Form von Lipidspeichern anlegen.

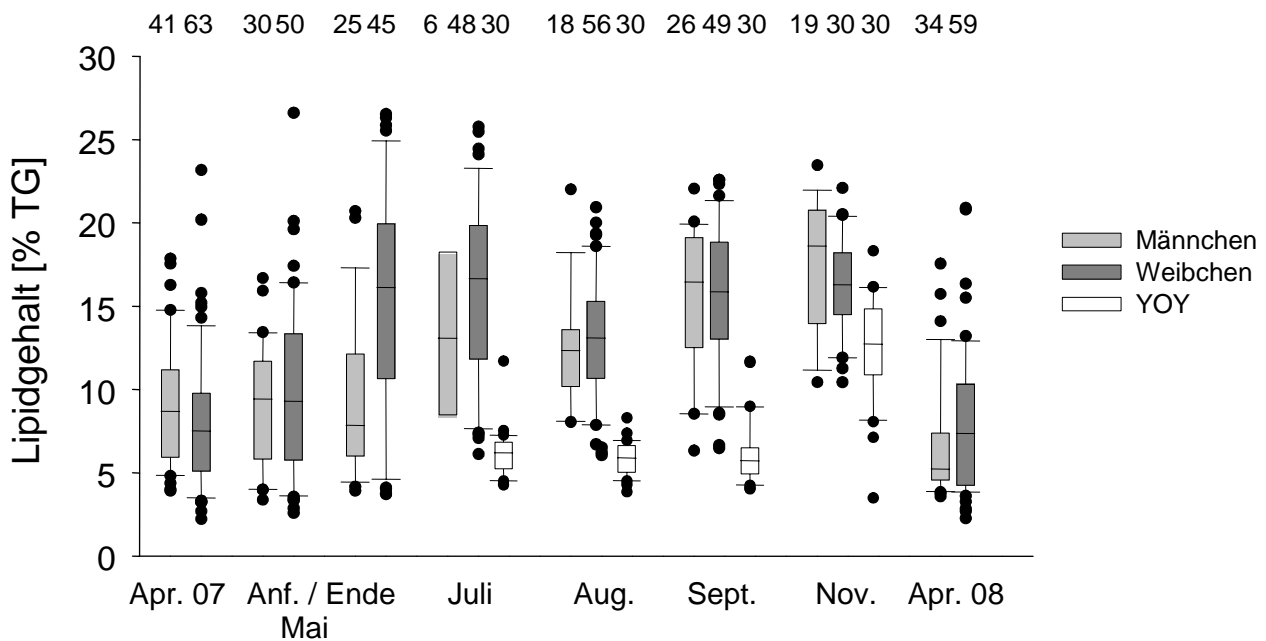


Abb. 1: Somatischer Lipidgehalt [% Trockengewicht] > 1-jähriger und diesjähriger (YOY) Flussbarsche im Jahresverlauf . Angabe des Stichprobenumfangs über jeweiliger Box.

Einfluss des Reifegrads auf den somatischen Lipidgehalt

Der Reifegrad hatte zumindest auf den somatischen Lipidgehalt der Weibchen in Interaktion mit der Totallänge (Ancova, FG = 1, F = 8,110, $p < 0,001$) einen starken Einfluss (Abb. 2). Zum einen war der mittlere Lipidgehalt bei unreifen Weibchen höher als bei reifen (Tukey-Test, $p < 0,05$) und zum anderen war er nur bei den unreifen signifikant mit der Totallänge korreliert (Regressionsanalyse, FG = 29, F = 12,140, $p < 0,05$). Bei den Männchen konnte kein Einfluss des Reifegrades festgestellt werden. Die Ergebnisse stimmen mit der Tatsache überein, dass Männchen eher „income breeder“ sind und im Winter keine Energie aus den Lipidreserven zur Gonadenentwicklung verbrauchen, während Weibchen eher „capital breeder“ sind und während der nahrungsarmen Zeit Energie zur Gonadenentwicklung benötigen. Der höhere Lipidgehalt unreifer Weibchen gegenüber reifen ist somit plausibel. Warum jedoch nicht auch Männchen einen höheren Lipidgehalt als reife Weibchen hatten bleibt ungeklärt.

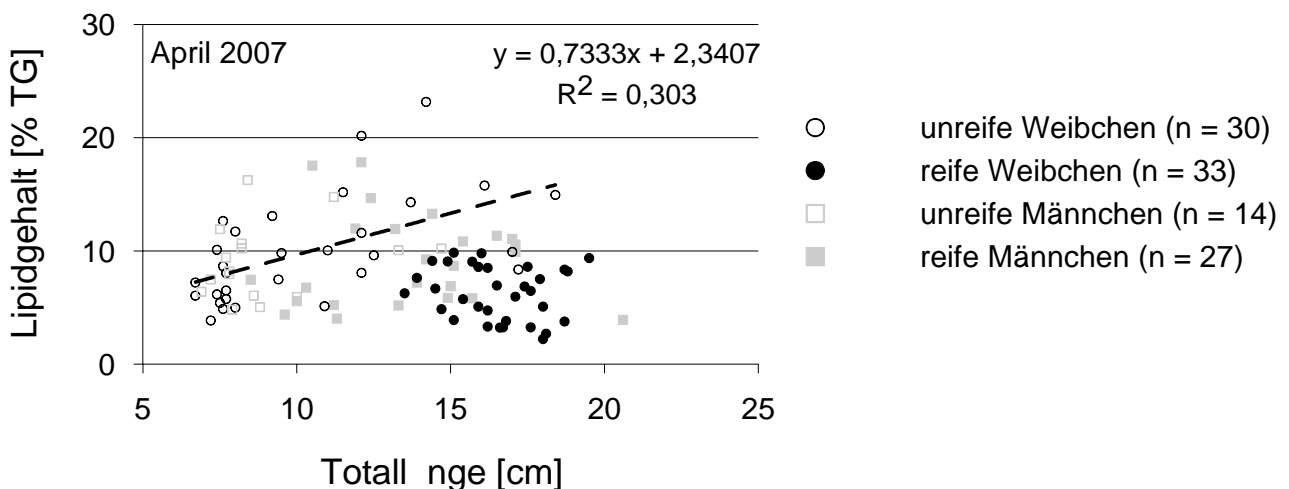


Abb. 2: Somatischer Lipidgehalt reifer / unreifer Flussbarsche im April 2007. Regressionsgerade mit Geradengleichung für unreife Weibchen. n = Stichprobenumfang.

Gonadaler Lipidgehalt im Jahresverlauf

Das Geschlecht hatte auf den gonadalen Lipidgehalt einen signifikanten Einfluss (Ancova, $FG = 1$, $F = 149,156$, $p < 0,001$). Sowohl im April 2007 als auch im April 2008 war der Lipidgehalt bei Männchen niedriger als bei Weibchen (Tukey-Test, $p < 0,05$) (Abb. 3). Dieses Ergebnis stimmt mit zahlreichen Untersuchungen an anderen Fischarten überein, wonach Weibchen generell mehr Energie in die Gonadenentwicklung investieren müssen als Männchen und bei allen Spezies der Lipidgehalt in den Ovarien höher ist als in den Hoden (Shulman, 1974; Jobling, 1994).

Im Gegensatz zum Lipidgehalt der Hoden war der Lipidgehalt der Ovarien stark von der Totallänge der Tiere abhängig (Ancova, $FG = 1$, $F = 18,028$, $p < 0,001$) (Abb. 3). Die fehlende Korrelation im April 2007 kann durch das geringe Größenspektrum an untersuchten Gonaden erklärt werden. Somit zeigte sich, dass größere Weibchen, eine konstante Eigröße und chemische Eizusammensetzung vorausgesetzt, nicht nur quantitativ mehr Eier sondern auch qualitativ bessere Eier produzieren.

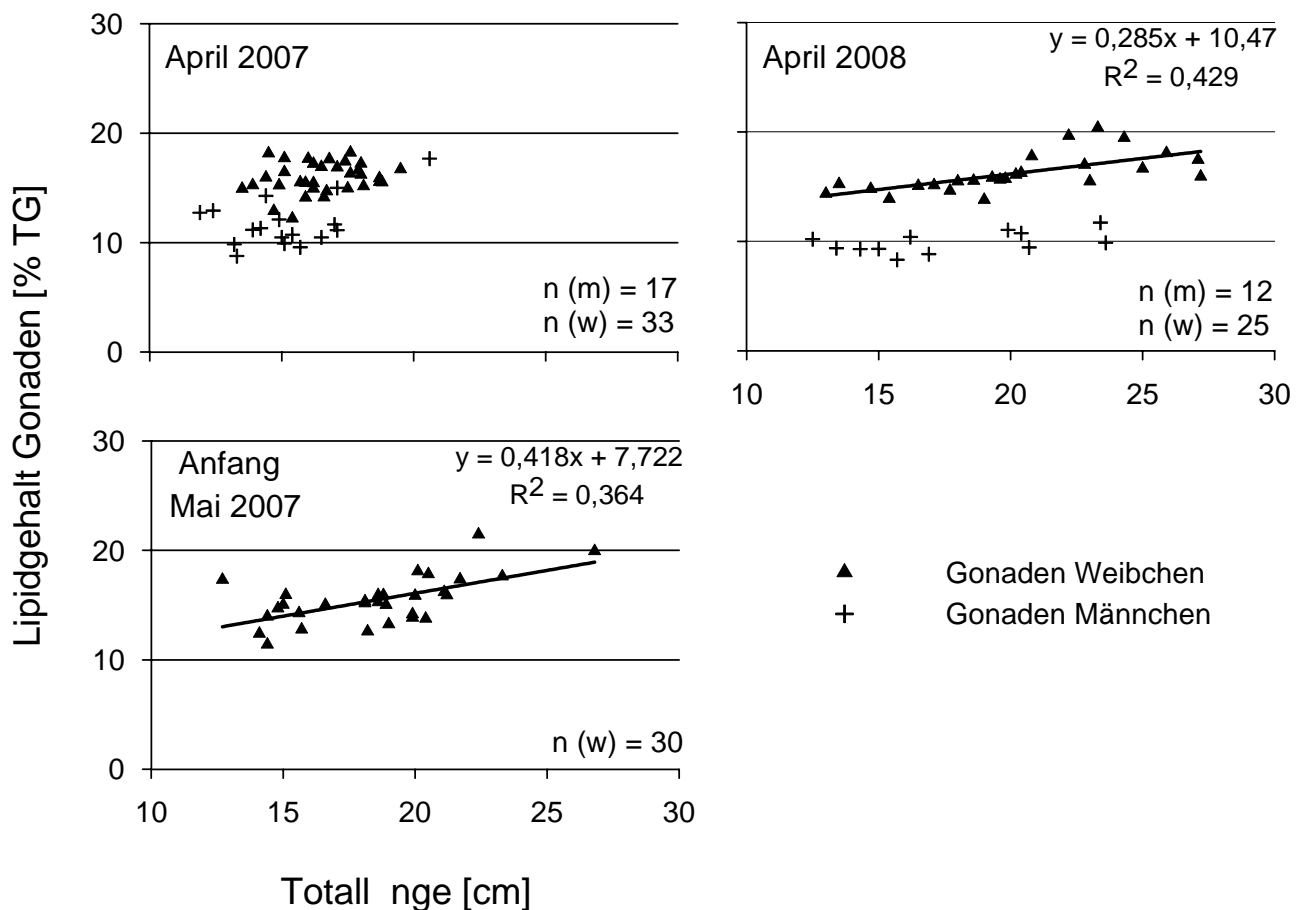


Abb. 3: Gonadaler Lipidgehalt [% Trockengewicht] vor und während der Laichzeit. Regressionsgeraden mit jeweiliger Geradengleichung für weibliche Gonaden. n = Stichprobenumfang, m = Männchen, w = Weibchen.

Zusammenfassung

Der somatische Lipidgehalt \geq 1-jähriger Flussbarsche war neben Befischungszeitpunkt und Geschlecht zum Teil von Totallänge und Reifegrad abhängig. Generell war er im Frühjahr am niedrigsten und im Herbst am höchsten. Geschlechtsunterschiede fanden sich lediglich zum Ende der Laichzeit, wobei Männchen weniger Energiereserven hatten als Weibchen. Während alle älteren Flussbarsche allgemein ihre Lipidreserven sehr früh im Jahr anlegten, war dies bei den diesjährigen erst im Spätherbst der Fall. Der Reifegrad hatte nachweislich lediglich auf den somatischen Lipidgehalt von Weibchen einen signifikanten Einfluss. Vor der Laichzeit war der Lipidgehalt bei unreifen Weibchen höher als bei reifen und anders als bei den reifen mit der Totallänge korreliert. Der gonadale Lipidgehalt zeigte geschlechtsspezifische Unterschiede. Er war bei Männchen zum einen niedriger als bei Weibchen und zum anderen nur bei den Weibchen von der Totallänge abhängig.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Diplomarbeit am Limnologischen Institut der Universität Konstanz. Gedankt sei allen, die bei der Durchführung mithalfen, besonders Pia Mahler, Joachim Böhler und Thomas Kremberg.

Literatur

- Adams, S. M. (1999): Ecological role of lipids in the health and success of fish populations. In: Arts, M. T. & Wainman, B. C. (Hg.): Lipids in freshwater ecosystems. Springer-Verlag, New York: 318-325.
- Booth, D. J. & Beretta, G. A. (2004): Influence of recruit condition on food competition and predation risk in a coral reef fish. *Oecologia* 140: 289-294.
- Brett, J. R. & Groves, T. D. D. (1979): Physiological energetics. In: Hoar, W. S., Randall, D. J. & Brett, J. R. (Hg.): Fish physiology. Academic Press, New York: 280-352.
- Conover, D. O. (1992): Seasonality and the scheduling of life-history at different latitudes. *Journal of Fish Biology* 41: 161-178.
- Drent, R. H. & Daan, S. (1980): The prudent parent - energetic adjustments in avian breeding. *Ardea* 68: 225-252.
- Hokanson, K. E. F. (1977): Temperature requirements of some percids and adaptations to seasonal temperature cycle. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1524-1550.
- Jobling, M. (1994): Fish bioenergetics. Chapman & Hall, New York: 309 S.
- Le Cren, E. D. (1951): The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* 20: 201-219.
- Lemly, A. D. & Esch, G. W. (1984): Effects of the trematode *Uvulifer ambloplitis* on juvenile bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus* - ecological implications. *Journal of Parasitology* 70: 475-492.
- Nikolsky, G. V. (1963): The ecology of fishes. Academic Press, London & New York: 352 S.
- Shulman, G. E. (1974): Life cycles of fish: physiology and biochemistry. John Wiley, New York: 258 S.
- Stevenson, R. D. & Woods, W. A. (2006): Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and Comparative Biology* 46: 1169-1190.
- Treasurer, J. W. & Holliday, F. G. T. (1981): Some aspects of the reproductive-biology of perch *Perca fluviatilis* L - a histological description of the reproductive-cycle. *Journal of Fish Biology* 18: 359-376.

The Diet of the Bleak (*Alburnus alburnus*) in the Upper Lake Constance

Andreas Mäck^{1,2}, Roland Rösch¹ & Ewald Müller²

¹ Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, Andreas.Maack@web.de, Roland.Roesch@lvvg.bwl.de

² Universität Tübingen, Abt. Physiologische Ökologie der Tiere, Konrad-Adenauer-Strasse 20, 72071 Tübingen

Keywords: Ukelei, Ernährung, *Limnomysis benedeni*

Einleitung

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war der Ukelei (*Alburnus alburnus*) eine der häufigsten Fischarten des Bodensees. Allerdings ging der Bestand während der Eutrophierungsphase des Sees in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts stark zurück. Anfang der 90er Jahre konnten bei Untersuchungen zur Fischartenverteilung im Litoralbereich (Fischer and Eckmann 1997) Ukeleis nur in geringer Zahl nachgewiesen werden. Regelmäßige Befischungen im Rahmen des Jungfisch-Monitorings der Universität Konstanz und der Fischereiforschungsstelle deuten jedoch darauf hin, dass der Ukelei seit 2006 wieder eine der häufigsten Fischarten des Uferbereichs ist.

Die Ursachen dieser Bestandsentwicklung können vielfältig sein. Veränderungen des Bodensees durch die Reoligotrophierung, Klimawandel oder Neozoen wie *Limnomysis benedeni* können sich auf komplexe Weise auf das Nahrungsnetz der Lebensgemeinschaften auswirken und dieses verändern. Da das Nahrungsangebot oft einen limitierenden Faktor für das Populationswachstum darstellt, kann sich eine Veränderung des Futterangebots auf die Artenzusammensetzung von Lebensgemeinschaften auswirken. Dies könnte eine Ursache für die starke Zunahme der Ukelei-Bestände des Bodensees sein. Deshalb wurde im Rahmen einer Diplomarbeit die Ernährung des Ukeleis untersucht. Hierzu wurden die Verdauungstraktinhalte von im Bodensee gefangenen Ukeleis verschiedener Größenklassen analysiert. In einem Laborexperiment wurde zudem untersucht, ob die Schwebgarnele *Limnomysis benedeni* von Ukeleis gefressen wird.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Bodensee gliedert sich in Unter- und Obersee und befindet sich am Dreiländereck zwischen Deutschland, Österreich und der Schweiz. Mit einem Volumen von 47,6 km³ und einer Fläche von 472 km² ist der Bodensee-Obersee der zweitgrößte Voralpensee. Er weist eine durchschnittliche Tiefe von 101 m (Maximal-Tiefe 254 m) auf. Die Länge des Ufers beträgt 186 km, der Flachwasserbereich umfasst ca. 15 % der Seeoberfläche (Mürle, Ortlepp et al. 2004).

Die Probestellen befinden sich vor Langenargen. Die Kiemennetze wurden oberhalb der Haldenkante parallel zum Ufer im Bereich des Seezeichens 43 gesetzt. Mit der Strandwade wurden an

mehreren Stellen unmittelbar vor der Fischereiforschungsstelle (Untere Seestr. 81) Proben genommen. Aufgrund des vergleichsweise hohen Wasserstands im Sommer 2008 konnte die Untersuchung nicht wie geplant an weiteren Stellen durchgeführt werden.

Fangmethoden

Mit Kiemennetzen (Maschenweiten 8, 10, 12, 14, 17 mm, Multimaschennetz) wurden im Juli, August und September 2008 Ukeleis vor Langenargen gefangen. Die Netze wurden um 16:00 Uhr gesetzt und um 19, 22, 5, 9 und 12 Uhr kontrolliert und geleert. Alle Ukelei wurden unmittelbar nach dem Fang mit einer Überdosis Nelkenöl getötet und in einer ca. 8 %-igen Formaldehyd-Lösung fixiert, um eine weitere Verdauung der Mageninhalte zu stoppen. Beim Setzen der Netze und bei jeder Kontrolle wurde mit einem Planktonnetz (Maschenweite 100 µm) Zooplankton gefangen, um das Futterangebot abzuschätzen. Das Plankton wurde unmittelbar nach dem Fang in einer Zucker-Formaldehyd-Lösung (8%-Formaldehyd, 40 g l⁻¹ Zucker) fixiert.

Zusätzlich wurden im September Ukelei im Uferbereich mit der Strandwade in vierstündigen Abständen über einen Zeitraum von 24 Stunden gefangen.

Totallänge (l.t.), Standardlänge und Gewicht wurde an den fixierten Fischen gemessen. Zur Bestimmung der Darmtraktinhalte wurde das vorderste Drittel des S-förmigen Darms verwendet, da dort die gefressenen Beuteorganismen am besten bestimmbar sind. Zudem befinden sich in diesem Teil die Nahrungsbestandteile, die in den letzten Stunden vor dem Fang gefressen wurden. Der Fehler durch eine unterschiedliche Verdaulichkeit der verschiedenen Beutetiere wird so minimiert.

Datenauswertung

Die Darminhalte wurden mit der „Frequency of Occurrence“-Methode ausgewertet (Hyslop 1980). Diese Methode gibt an, wie viel Prozent der Fische welche Beute gefressen haben.

Um das selektive Ernährungsverhalten zu messen, wurde der Anteil der jeweiligen Beuteart i (r_i) in der Nahrung (Gesamtanzahl der Art i in der Nahrung / Gesamtanzahl gefressener Zooplankton-Individuen) mit dem Anteil dieser Art im Freiwasser (p_i) verglichen. Als Maß wurde hierfür Jacobs' Modified Electivity Index (D_i) verwendet (Jacobs 1974).

$$D_i = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i - 2 \cdot r_i \cdot p_i}$$

D verläuft linear von -1 bis +1. Positive Werte spiegeln ein selektives Fressverhalten bezogen auf die Art wider, negative Werte geben an, dass die Art anteilmäßig weniger gefressen wird als sie im Angebot vorkommt.

Experiment

Für das Fütterungsexperiment wurden 0+ Ukelei (l.t.: 4,0 – 6,2 cm, Gewicht: 0,3 – 1,23 g) 3 Wochen vor Beginn des Experiments mit der Strandwade gefangen und unter Laborbedingungen gehalten (12h Tag-Nacht-Rhythmus, 20°C, Durchflusssystem). Sie wurden mit gefrorenem Zooplankton und Makrozoobenthos unterschiedlicher Größe sowie handelsüblichem Jungfischfutter gefüttert. Es wurden je 5 Ukeleis in 15 Behältern (Durchmesser ca. 33 cm, Höhe ca. 26,5 cm, gefüllt bis zur 15 l Marke, schwarz) gehalten, die als Substrat Sand, Steine und künstliche Makrophyten enthielten.

Am 30.09.2008 wurde mit einem Planktonnetz (100 µm Maschenweite) vor Langenargen Zooplankton und mit einem Handkescher (100 µm Maschenweite) am Ufer *Limnomysis benedeni* gefangen. 24 Stunden vor dem Experiment wurden transparente Plastikzylinder (Durchmesser ca. 8

cm) zur Abtrennung des Volumens in zwei Bereiche in den Sand gesteckt. Die Ukeleis befanden sich im äußeren Raum; in die Plastikzylinder wurden unterschiedliche Futtermischungen aus lebendem Zooplankton und *L. benedeni* eingesetzt. Die Behandlungsgruppen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Behandlungsgruppe	Zooplankton (Ind. l ⁻¹)	<i>L. benedeni</i> (Ind. l ⁻¹)
T1	50	3,3
T2	50	6,6
T3	100	3,3
CL	0	3,3
CZ	50	0

Tab. 1: Beschreibung der Behandlungen (Futterzusammensetzungen).

Das Zooplankton setzte sich aus ca. 60% Cyclopoida, 25% *Daphnia hyalina*, 10% Calanoida und 5% anderer Crustaceen (*Bosmina coregoni*, *Leptodora kindtii*, *Bythotrephes longimanus*, *Diaphanosoma* sp., *Ceriodaphnia pulchella*) zusammen.

Zu Beginn des Experiments (02.10.2008) wurden die Plastikzylinder herausgezogen und somit die Trennung der zwei Räume aufgehoben. Nach 30 Minuten Fresszeit wurden die Fische gefangen, mit einer Überdosis Nelkenöl betäubt, getötet und anschließend in ca. 8 %-iger Formaldehyd-Lösung fixiert. Zur Auswertung der Darminhalte wurde der gesamte Darm entnommen und unter dem Binokular geöffnet.

Bei allen Verdauungstraktinhaltsanalysen wurden die Beuteorganismen soweit wie möglich bestimmt und gezählt. Da die Beute oft bereits anverdaut war, wurden spezielle Körperteile, die eindeutig auf die Art bzw. Gattung hindeuten, zur Zählung der gefressenen Individuen verwendet (z.B. Furca bei *Leptodora kindtii*, Kopfkapsel bei *Daphnia*).

Ergebnisse

Freiland

Es wurden 89 (l.t.: 9,1 – 20,1 cm) mit Kiemennetzen und 113 (l.t.: 3,3 - 6 cm) mit der Strandwade gefangene Ukeleis untersucht, davon konnte bei 20 bzw. 31 Ukeleis keine Nahrung im Darm festgestellt werden. Die Fische wurden in drei Größenklassen eingeteilt. Für diese Analyse wurden alle drei Fangtermine zusammengekommen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Die meisten Beuteorganismen pro Fisch konnten bei kleinen Ukeleis um 1:00 Uhr (8 Ind. Fisch⁻¹) und um 4:00 Uhr (10 Ind. Fisch⁻¹) nachgewiesen werden. Bei größeren Fischen zeigt sich der gleiche Trend (maximaler Wert: 6:00 Uhr; 31,2 Ind. Fisch⁻¹).

Bemerkenswert ist die Beobachtung, dass sich sehr große Ukeleis auch räuberisch von anderen Fischen ernähren. 2 der 8 großen Ukeleis hatten 4 bzw. 13 kleine Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) im Verdauungstrakt.

Bei Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass bestimmte Arten häufig und andere, die in großer Menge als Nahrung zur Verfügung standen (z.B. Copepoden), kaum gefressen wurden. Die Selektivität der Ukeleis für bestimmte Beutearten ist in Tab. 3 anhand des Jacobs` Modified Electivity Indexes dargestellt.

	3 – 6 cm	9 – 15 cm	15 – 21 cm
N	82	66	8
Durchschnittliche Anzahl gefressener Individuen	6,7	16,1	35,9
Cyanobakteria	0,0%	4,5%	0,0%
Insecta (Anflug)	91,5%	37,9%	50,0%
Trichoptera Larve	0,0%	1,5%	0,0%
Chironomidae Larve	2,4%	3,0%	0,0%
<i>Daphnia hyalina</i>	6,1%	57,6%	62,5%
<i>Daphnia galeata</i>	0,0%	1,5%	0,0%
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0,0%	0,0%	25,0%
<i>Thermocyclops sp.</i>	0,0%	0,0%	12,5%
<i>Cyclops vicinus</i>	0,0%	3,0%	0,0%
<i>Leptodora kindtii</i>	12,2%	31,8%	37,5%
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,0%	0,0%	12,5%
<i>Bosmina coregoni</i>	1,2%	0,0%	0,0%
<i>Bosmina longirostris</i>	3,7%	4,5%	37,5%
Crustaceae sp,	3,7%	4,5%	0,0%
Teleostei	0,0%	0,0%	25,0%
Nicht bestimmbar	4,9%	24,2%	25,0%

Tab. 2: Ergebnisse der Darminhaltsanalyse. Die prozentualen Anteile beziehen sich auf die Anzahl der Fische, die die jeweilige Beute gefressen haben („Frequency of Occurrence“-Methode). Es werden hier die Ergebnisse aller 3 Fangtermine zusammengefasst dargestellt. Ukeleis der Größenklasse 3-6 cm wurden ausschließlich mit der Strandwade gefangen.

	Copepoda	<i>Daphnia sp.</i>	<i>Leptodora kindtii</i>	<i>B. longimanus</i>
Jacobs Modified Electivity <i>D</i>	-0,957	0,313	0,903	0,808

Tab. 3: Electivity-Werte der häufigsten Beutearten. Diese Werte beziehen sich auf die Zooplanktonprobe vom 16.07.2008 (22:00 Uhr) und die Verdauungstraktinhalte der am 17.07.2008 um 06:00 Uhr gefangenen Ukeleis (n=21).

Experiment

L. benedeni wurde nur in einem Behälter der Kontrollgruppe (CL) und von 2 Ukelei eines Behälters mit der Futtermischung T2 und einem Ukelei mit dem Futter T3 gefressen. Das unterschiedliche Futterangebot lieferte keine Erklärung dafür, wie viele Ukeleis sich von *L. benedeni* ernähren (Logistische Regression; $r^2=0,14$; $df=2$; $\chi^2=2,99$; $p=0,22$).

Diskussion

Die Hauptzeit der Nahrungsaufnahme der 0+ Ukeleis sind vermutlich die Abendstunden. Bei den mit den Kiemennetzen gefangenen Ukeleis (l.t. 9 - 21cm) befanden bei den 6:00 Uhr Fängen die meisten Beutetiere im Darm. Die stärkere Zersetzung der Beute bei den darauf folgenden Fängen bestätigen, dass die größeren Ukeleis vor allem zwischen 22:00 Uhr und 6:00 Uhr die meiste Nahrung aufgenommen haben.

Kleine Ukeleis ernähren sich meist von Anflugsahrung (hauptsächlich Diptera, darunter Chironomidae und Syrphidae), worauf bereits die Anatomie (oberständiges Maul) hindeutet, und nur in geringerem Maß von Zooplankton. Die Nahrung der mittelgroßen und großen Ukeleis besteht zum Großteil aus Zooplankton, hauptsächlich aus *Daphnia sp.* Große Organismen wie *Leptodora kindtii* und *Bythotrephes longimanus* wurden im Vergleich zur Abundanz dieser Arten häufig nachgewiesen, während Copepoden hingegen seltener gefressen werden, als sie als potentielle Nahrungsquelle zur Verfügung stehen. Es scheint sich ein selektives Fressverhalten hin zu größeren Zooplanktonarten entwickelt zu haben, bei dem der Nutzen (höherer Nährwert pro gefangener Beute) den Aufwand für eine längere Nahrungssuche überwiegt.

Die Ergebnisse des Fütterungsexperiments deuten darauf hin, dass *L. benedeni* meist nicht als Futterobjekt erkannt wurde. Dies bestätigt die Beobachtung im Freiland, bei der *L. benedeni* als Nahrung von Ukeleis nicht nachgewiesen werden konnte. Da *L. benedeni* bis 2006 (evtl. 2007) nicht in großer Dichte vor Langenargen anzutreffen war, kann ausgeschlossen werden, dass das Auftreten von *L. benedeni* die Ursache für die Bestandszunahme des Ukeleis vor Langenargen ist.

Schlussfolgerung

Da Fische meist im ersten Lebensjahr die größte Mortalitätsrate haben, könnte eine kleine Verringerung dieser Rate durch ein erhöhtes Nahrungsangebot zu einem starken Populationswachstum führen. Deshalb könnten Untersuchungen über die Abundanzen der Beuteorganismen in den Jahren 2000 bis 2008 weitere Hinweise für eine Erklärung der Bestandszunahme des Ukeleis im Bodensee liefern.

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei allen Beteiligten bedanken, die mir durch ihre Unterstützung diese Arbeit ermöglicht haben!

Literatur

- Fischer, P. and R. Eckmann (1997). "Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany." Archiv fuer Hydrobiologie **140**(1): 91-116.
- Hyslop, E. (1980). "Stomach contents analysis-a review of methods and their application." Journal of Fish Biology **17**(4): 411-429.
- Jacobs, J. (1974). "Quantitative measurement of food selection - Modification of Forage Ratio and Ivlevs Electivity Index." Oecologia **14**(4): 413-417.
- Mürle, U., J. Ortlepp, et al. (2004). "Der Bodensee Zustand-Fakten-Perspektiven." Bregenz, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB): 185.

- FROST, U.: Limnologische Untersuchungen der Ruhrverbandstalsperren – Trophiesituation unter besonderer Berücksichtigung der außergewöhnlichen meteorologischen Verhältnisse 2007
- GROBE, N.: Bewertungsverfahren für Talsperren auf Basis der Biofiltration zur Ableitung von fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen
- HORN, H.: Die Zusammensetzung der Frühjahrsmassenentwicklung in der Talsperre Saidenbach – Langzeittrend und Steuergrößen
- HORN, W.: Langzeitdynamik planktischer Crustaceenpopulationen in der Talsperre Saidenbach – Tendenzen und mögliche Einflußgrößen
- ROLINSKI, S., TH. PETZOLDT & J. BENNDORF: Ablassen oder Aufstauen? - Mit Hilfe von Modellen und Beobachtungen zu einer integrierten Talsperrenbewirtschaftung
- SACHSE, R., L. PAUL & TH. PETZOLDT, W. HORN & H. HORN: Klimaeffekte auf die Entwicklung von Daphnienpopulationen: Modellsimulationen und Freilandmuster
- SCHULZE, T., ST. HÜLSMANN, R. RADKE, U. KAHL, M. PITSCH & J. BENNDORF: Langzeit Biomanipulation in der Talsperre Saidenbach: Ein gescheitertes Experiment?
- ZEIS, B., W. HORN, U. GIGENGACK, R. PIROW & R. J PAUL: Änderungen der Genotypstruktur der Daphnienpopulation in der Talsperre Saidenbach nach dem ersten eisfreien Winter: Einfluss der Überwinterungsstrategie

Limnologische Untersuchungen der Ruhrverbandstalsperren – Trophiesituation unter besonderer Berücksichtigung der außergewöhnlichen meteorologischen Verhältnisse 2007

Uwe Frost

Ruhrverband, Kronprinzenstraße 37, 45128 Essen, ufr@ruhrverband.de

Keywords: Talsperre, Trophie, Kyrill, Ruhrverband, Hochwasser

Einleitung

Der Ruhrverband besitzt und betreibt seit mehreren Jahrzehnten im Sauerland die Henne-, Möhne-, Sorpe-, Verse-, Fürwigge-, Ennepe- Bigge- und Listertalsperre mit einem Gesamtstauvolumen von 472 Mio. m³. Mit dem 2006 novellierten Untersuchungskonzept, das auch das operative und überblicksweises Monitoring nach EG-Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt, werden die verschiedenen physikalischen, chemischen und biologischen Qualitätskomponenten auf der Grundlage gesetzlicher Vorgaben und normativer Durchführungsbestimmungen kosteneffizient überwacht. Das wichtigste Bewertungs- bzw. Klassifizierungskriterium für stehende Gewässer, also auch für die Ruhrverbandstalsperren, ist der Trophiegrad. Im Vergleich zu den letzten 20 Jahren war 2007, bedingt durch den ungewöhnlichen Wintersturm „Kyrill“, die hochsommerlichen Witterungsbedingungen im April/Mai und die Starkregenfälle im August, meteorologisch und hydrologisch ein außergewöhnliches Jahr. Die erhöhten Abflüsse und die Änderungen in der Vegetationsstruktur ließen eine Verschiebung des Trophiegrades der Talsperren als möglich erscheinen. Daher werden im Folgenden die limnologischen Verhältnisse des Jahres 2007, wie Nährstoffeintrag und -situation sowie Primärproduktion, an zwei ausgewählten Talsperren sowie die langjährigen Entwicklungen dargestellt und diskutiert. Ein Augenmerk liegt dabei auf den Einflüssen durch „Kyrill“ und vor allem durch die sommerlichen Regenfälle, die sich bei den einzelnen Talsperren deutlich unterschiedlich darstellten.

Wetterkapriolen und deren Auswirkungen auf die limnologischen Verhältnisse

Wetterkapriolen I – „Kyrill“

Mitte Januar erreichte der Orkan „Kyrill“, ein über Neufundland entstandenes Orkantiefdruckgebiet, Deutschland und hinterließ in Nordrhein-Westfalen mit etwa 25 Mill. umgestürzten Bäumen einen erheblichen Schaden. Im Ruhreinzugsgebiet sind auf etwa 5 % der Gesamtfläche bzw. auf über 10 % der Waldfläche vollständig die Bäume entwurzelt oder abgebrochen worden. Von den Einzugsgebieten der Talsperren waren die der Henne- und Sorpetalsperre am stärksten betroffenen. Hier fielen dem Orkan etwa 25 % der Waldflächen zum Opfer. Als Folge waren eine Verminderung des Stickstoffrückhalts und ein Anstieg der Stickstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern

zu erwarten. Dieses ist zwar bei der bestehenden Phosphorlimitierung trophisch nicht relevant, kann aber für die Zusammensetzung des Phytoplanktons eine Rolle spielen.

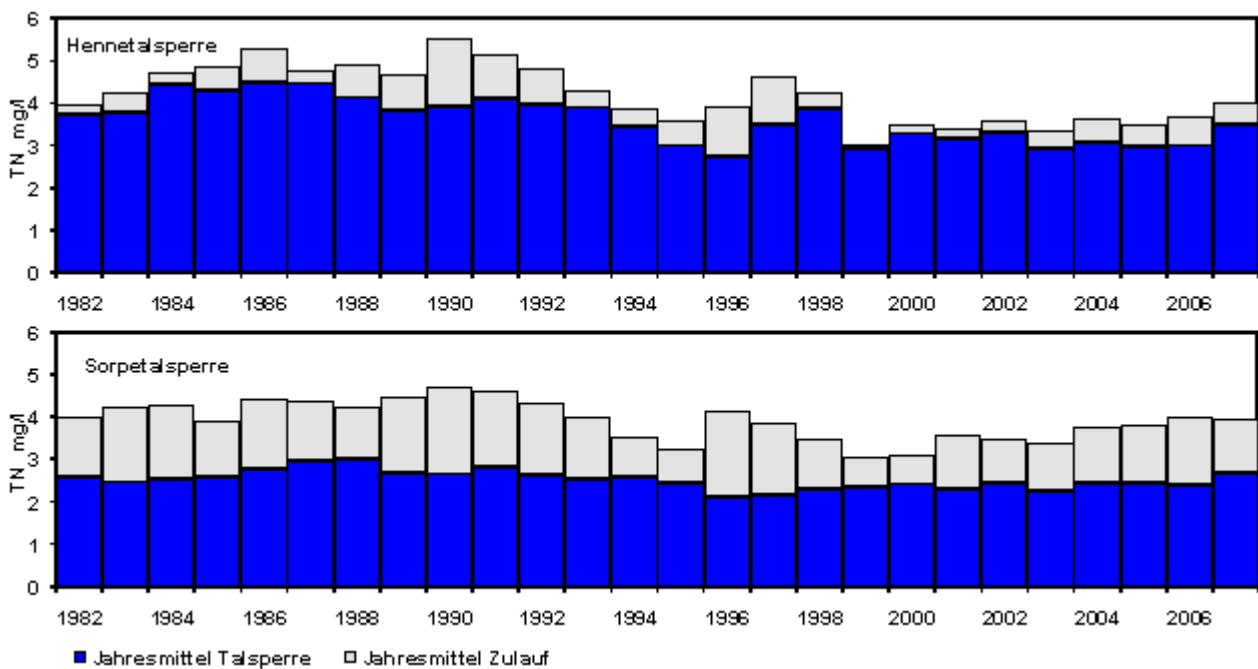


Abb. 1: Auswirkungen von Kyrill auf die Stickstoffkonzentrationen (TN) im Zulauf der Henne- und Sorpetalsperre

Seit dem Jahr 2000 sind die Zulaufkonzentrationen auf einem vergleichbaren Niveau (Abb. 1). Während dieses an der Sorpetalsperre auch für das Jahr 2007 gilt, war an der Hennetalsperre ein über 10 %iger Anstieg der Stickstoffkonzentrationen im Zulauf zu verzeichnen. In den Hauptbecken wiesen jedoch beide Talsperren erhöhte Werte auf. Hier spielte die Verteilung der geschädigten Flächen die entscheidende Rolle (Abb. 2). Während an der Hennetalsperre vor allem Flächen im oberen Einzugsgebiet von „Kyrill“ betroffen waren, befanden sich an der Sorpetalsperre die Windwurfflächen im direkten Umfeld der Talsperre. Daher wirkte sich der verminderte Stickstoffrückhalt an der Hennetalsperre auf die zufließenden Gewässer aus, während dieser an der Sorpetalsperre direkt im Talsperrenkörper zu höheren Konzentrationen führte.

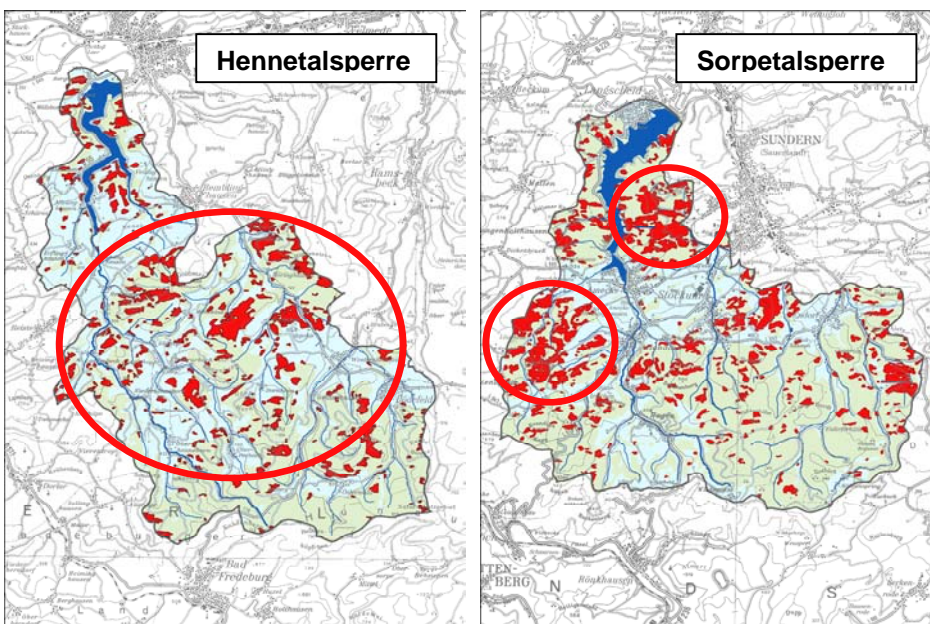


Abb. 2: Baumwurfflächen an der Henne- und Sorpetalsperre

Hennetalsperre:
1.271 ha
13 % des EZG
26 % der Waldfläche

Sorpetalsperre:
Hennetalsperre:
1.538 ha
15 % des EZG
23 % der Waldfläche

Wetterkapriolen II - Hochsommer im Frühjahr

Im April/Mai wurden über einen Zeitraum von etwa fünf Wochen hochsommerliche Witterungsbedingungen erreicht. So übertraf der durchschnittliche Monatswert der Globalstrahlung das bisherige Maximum um über 22 % (Abb. 3). Zu dieser Zeit stiegen die Wassertemperaturen auch im EZG der Ruhr um etwa 9 °C bis auf 15 °C an, so dass schon früh eine stabile thermische Schichtung vorhanden war.

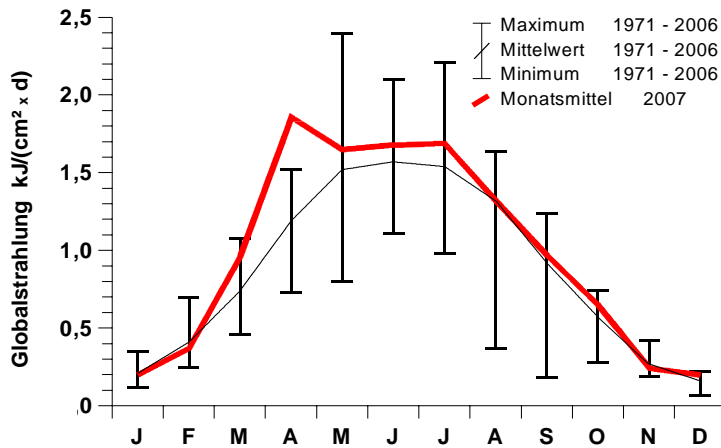


Abb. 3:
Überdurchschnittliche Strahlungsbedingungen im Frühjahr 2007

Dennoch blieb ein außergewöhnlicher Anstieg der Primärproduktion als Folge dieser günstigen Strahlungsbedingungen aus. Die hohen Chlorophyllwerte in der Hennetalsperre im April wurden durch eine massive Diatomeenentwicklung hervorgerufen. Diese setzte jedoch schon zu Beginn der Schönwetterperiode ein, als die Wassertemperaturen noch niedrig waren, war also nicht auf überdurchschnittliche Strahlungsbedingungen zurückzuführen. Im Mai waren wieder zurückgehende

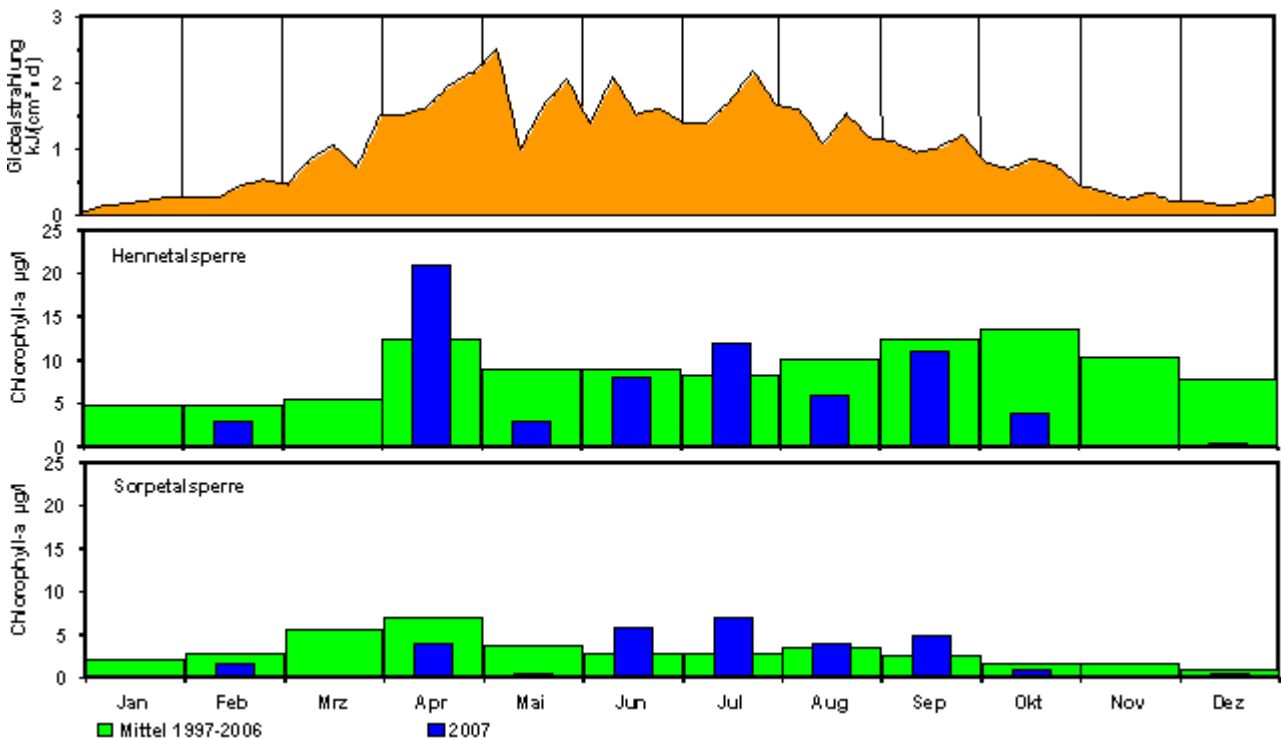


Abb. 4: Auswirkungen des strahlungsreichen Frühjahrs auf die epilimnischen Chlorophyll-a-Konzentrationen in der Henne- und Sorpetalsperre

Chlorophyllwerte zu verzeichnen, da zu dieser Zeit schon das Klarwasserstadium einsetzte. An der Sorpetalsperre, wo die Probenahme 14 Tage später stattfand, war im Frühjahr eine deutlich unterdurchschnittliche Primärproduktion zu verzeichnen. Auch hier waren wahrscheinlich vorangegangene Diatomeenentwicklungen ausschlaggebend, worauf auch die zurückgegangenen Siliziumwerte schließen ließen. Erst in den Sommermonaten, hier sogar bei weniger günstigen Strahlungsbedingungen, kamen Algenentwicklungen mit dem Sommerplankton, vor allem mit Chlorophyceen und Chrysophyceen, in Gang.

Wetterkapriolen III - Sommerliche Starkregen- und Hochwasserereignisse

Im August 2007 stiegen aufgrund von außergewöhnlichen Starkregenfällen die Abflüsse im Sauerland sehr stark an. Die Abb. 5 zeigt dies eindrucksvoll am Beispiel der Möhnetalsperre, die seit



Abb. 5:
Überlauf der Möhnetalsperre mit 64 m³/s am 11.8.2007

1984 erstmals wieder überlief. So wurde z.B. an der Möhnetalsperre ein Spitzenzulauf von 170 m³/s erreicht. Das entsprach in etwa dem 20fachen Mittelwasserabfluss. Dabei wurden, wie auch bei den übrigen Ruhrverbandstalsperren, oberflächennahe Bodenschichten abgetragen, was zu einer starken Eintrübung der Zuläufe führte. Diese reichte über die Vorbecken bis in die Hauptbecken der Talsperren hinein. In landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten sind Abschwemmungen zu dieser Jahreszeit meist mit Phosphorverbindungen angereichert, die so in das Talsperrensystem gelangen. Aufgrund ihrer meist partikulären Natur sind diese jedoch nicht direkt pflanzenverfügbar. Auch an der Henne- und Sorpetalsperre folgte dem Phosphoreintrag über die Zuläufe eine deutliche Konzentrationserhöhung im September (Abb. 6). Der deutlich höhere Anstieg in der Hennetalsperre im Vergleich zur Sorpetalsperre war zum einen durch das geringere Stauvolumen und zum anderen auf

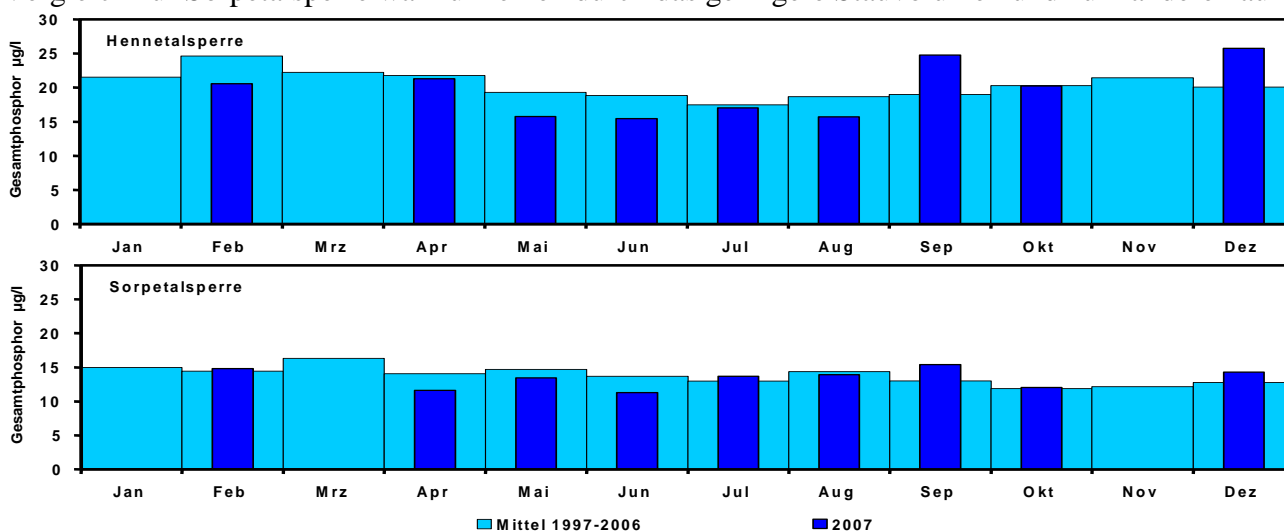


Abb. 6: Auswirkungen der sommerlichen Hochwasserereignisse auf die Gesamtphosphorkonzentrationen in der Henne- und Sorpetalsperre

den größeren landwirtschaftlichen Anteil im Einzugsgebiet zurückzuführen. Zudem führten die starken Niederschläge und hohen Abflüsse zu einer außergewöhnlich frühen thermischen Durchmischung in den Hauptbecken. So befand sich z.B. die Hennetalsperre schon Anfang September im Zustand der Vollzirkulation. Einen Monat später gingen die Phosphorkonzentrationen wieder zurück. Hier spielten vor allem Sedimentationsprozesse von eingetragenen Feinsedimenten eine entscheidende Rolle, wodurch die zuvor an die Partikel adsorbierten Phosphorverbindungen der Wasserphase entzogen wurden.

Trophiesituation in Talsperren des Ruhrverbands

In Abb. 7 sind Trophieindizes der letzten 25 Jahre entsprechend der LAWA-Trophieklassifikation für die Henne-, Möhne-, Sorpe- und Biggetalsperre dargestellt. Seit 2000 sind die hier dargestellten Talsperren des Ruhrverbands sicher als mesotrophe Gewässer einzustufen. Auch im Jahr 2007 waren hinsichtlich der Trophieindizes keine Änderungen festzustellen. Die Trophieverhältnisse an

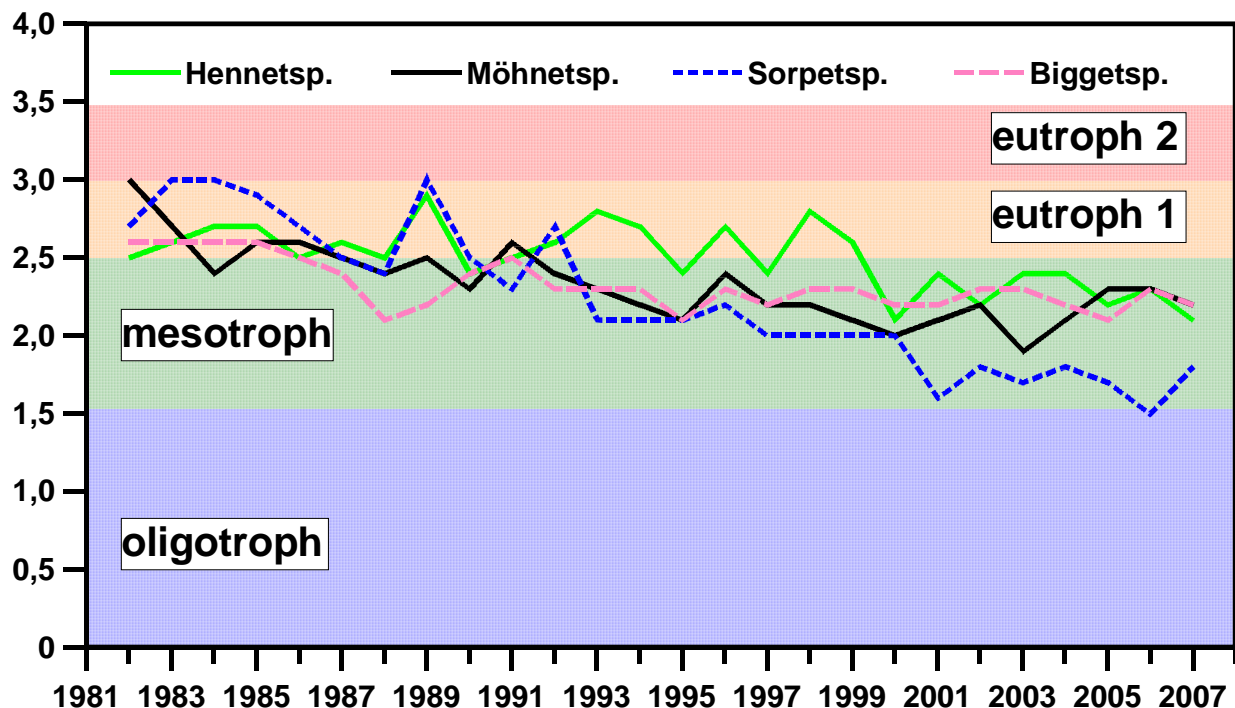


Abb. 7: Trophiesituation nach LAWA in der Henne-, Möhne-, Sorpe- und Biggetalsperre

der Sorpetalsperre blieben im Bereich der Vorjahre, obwohl im Vergleich zu 2006 ein deutlicher Anstieg vorhanden war. Der außergewöhnlich niedrige Trophiegrad 2006 kam dadurch zustande, dass eine starke Diatomeenentwicklung vor der Vegetationsperiode eine sommerliche Primärproduktion kaum mehr zuließ. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass kurzzeitige extreme Wetterkapriolen für die Trophiesituation zumindest nicht akut bedeutsam sind. Das ist auch ein Beleg dafür, dass die Talsperren des Ruhrverbands mit ihrer hohen ökologischen Vielfalt und Ausgewogenheit stabile Gewässer darstellen, wie das an Hand der LAWA-Trophieklassifikation gezeigt werden kann.

Bewertungsverfahren für Talsperren auf Basis der Biofiltration zur Ableitung von fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen

Norbert Große¹

¹ LIMNOSA Sachverständigenbüro, Am Trachauer Bahnhof 6 b, 01139 Dresden, grosse@limnosa.de

Keywords: Bewertung Standgewässer Zooplankton Biofiltration Nahrungsnetzsteuerung Bewertung

Einleitung

Große, filtrierende Zooplanktonarten (wie insbesondere Cladoceren der Gattung *Daphnia*) sind effektiver und konkurrenzstärker als kleine Zooplanktonarten in der Nutzung der gemeinsamen Ressource des fressbaren Phytoplanktons und dominieren daher bei der Abwesenheit von Fraßfeinden (Tilman 1982). Der Anteil dieser großen Filtrierer am Zooplankton hängt maßgeblich von der Stärke des größenselektiven Fraßdrucks planktivorer Fische ab (Brooks & Dodson, 1965).

Ein fischereiliches Management zur Erhöhung der Biofiltration durch große Cladoceren im Gewässer kann zur Verbesserung der Wasserqualität beitragen (Shapiro et al. 1975). Diese Nahrungsnetzsteuerung hat mittlerweile den Sprung von der Grundlagenforschung zur breiten Anwendung in der Bewirtschaftungspraxis vollzogen (ATT TI-11). Bislang fehlte ein einfacher Index für die Biofiltration als Maß für den Zustand des Nahrungsnetzes und für den Erfolg fischereilicher Maßnahmen.

Das vorgestellte Indexverfahren zur einfachen Quantifizierung der Biofiltration durch Zooplankton ist Teil eines Projektes der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT). Dieses Projekt ist eine Basis für die Entwicklung eines Leitfadens der ATT zur Bewertung von Zooplanktonergebnissen. Der Leitfaden soll Ende des Jahres 2009 veröffentlicht werden. Es standen von 53 Talsperren insgesamt 330 Jahresgänge zur Verfügung. Die Thesen von Benndorf et al. (2002) konnten anhand dieses großen Datensatzes bestätigt und für Talsperren präzisiert werden.

Material und Methoden

Von Mitgliedsunternehmen der ATT e.V. wurden Daten zum Gesamtphosphor, Sichttiefe, Chlorophyll-a, Zooplankton und Phytoplankton zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden nach einheitlichen Kriterien auf Plausibilität geprüft und alle Datensätze mit ausreichender Zahl von Messwerten pro Jahr in eine einheitliche Datenbank eingegeben. Die Zooplanktondaten wurden nur ausgewertet, wenn eine Erfassung des Biovolumens in Größenklassen gemäß ATT TI-7 vorlag (210 Jahresgänge). Zum Fischbestand wurden sämtliche verfügbaren Daten wie Besatz, Bestandserfassungen und Beobachtungen des Personals vor Ort (v.a. Jungfischauftreten) ausgewertet.

Es wurde ein Cladoceren Größenindex (CSI: cladocera size index) entwickelt. Dieser berechnet sich als prozentualer Anteil filtrierender Cladoceren über 1,0 mm Länge am gesamten Crustaceenplankton ohne Berücksichtigung von Nauplien und Rotatorien. Ausgewertet wurden die Jahresmittelwerte als relative Anteile, wodurch sich Werte zwischen 0 bis maximal 1 ergeben.

Ergebnisse und Diskussion

Einflussfaktoren auf die Wassergüte

Die Nährstoffverfügbarkeit beeinflusst primär die Wassergüteparameter Sichttiefe und Chlorophyll-a. In Phosphor-limitierten Gewässern wird dies anhand der Korrelationen zwischen Gesamtphosphor und Sichttiefe bzw. Gesamtphosphor und Chlorophyll-a deutlich (s. Abbildung 1). Die Regressionsgeraden dieser Korrelationen geben die Erwartungswerte für die Güteparameter Sichttiefe und Chlorophyll-a bei den vorhandenen Konzentrationen an Gesamtphosphor wieder.

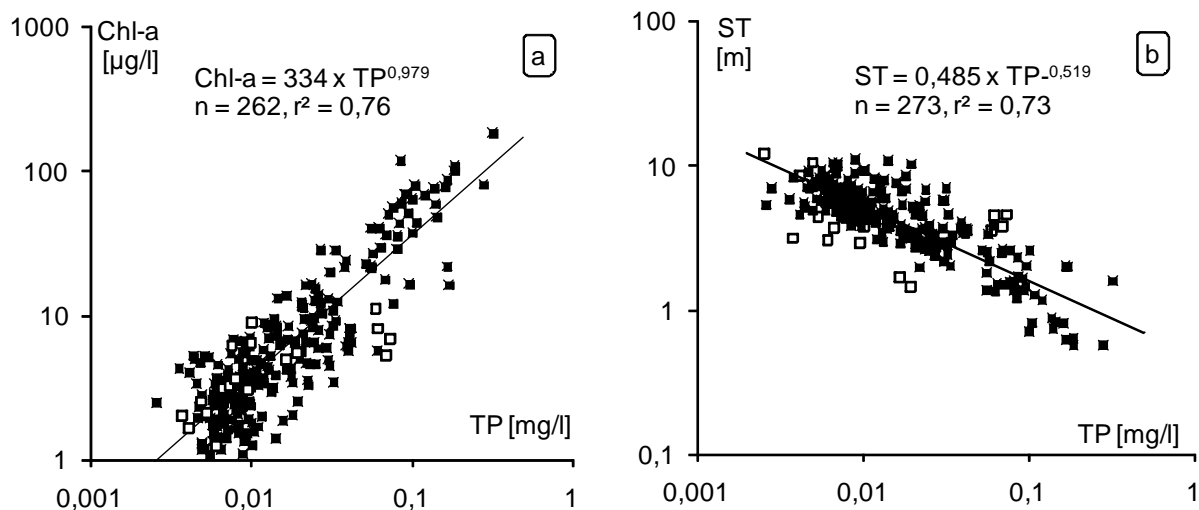


Abb. 1: Korrelation zwischen Gesamtphosphor (TP) und Chlorophyll-a (Chl-a) bzw. TP und Sichttiefe (ST), jeweils Jahresmittelwerte mit Regressionsgerade. Helle Symbole: von der Regression ausgeschlossen (Lichtlimitation, dystrophe bzw. saure Verhältnisse, Trübstoffe).

Die Hypothese lautete, dass die Residuen, also die Abweichungen von der in Abbildung 1 angegebenen Regressionsgeraden, neben abiotischen Faktoren auch zum Teil durch die Biofiltration großer Cladoceren verursacht werden. Diese These wurde anhand des CSI als Maß für die Biofiltration geprüft. Weiterhin wurde der Einfluss des Fischbestands auf den CSI ermittelt.

Einteilung der Talsperren in Kategorien

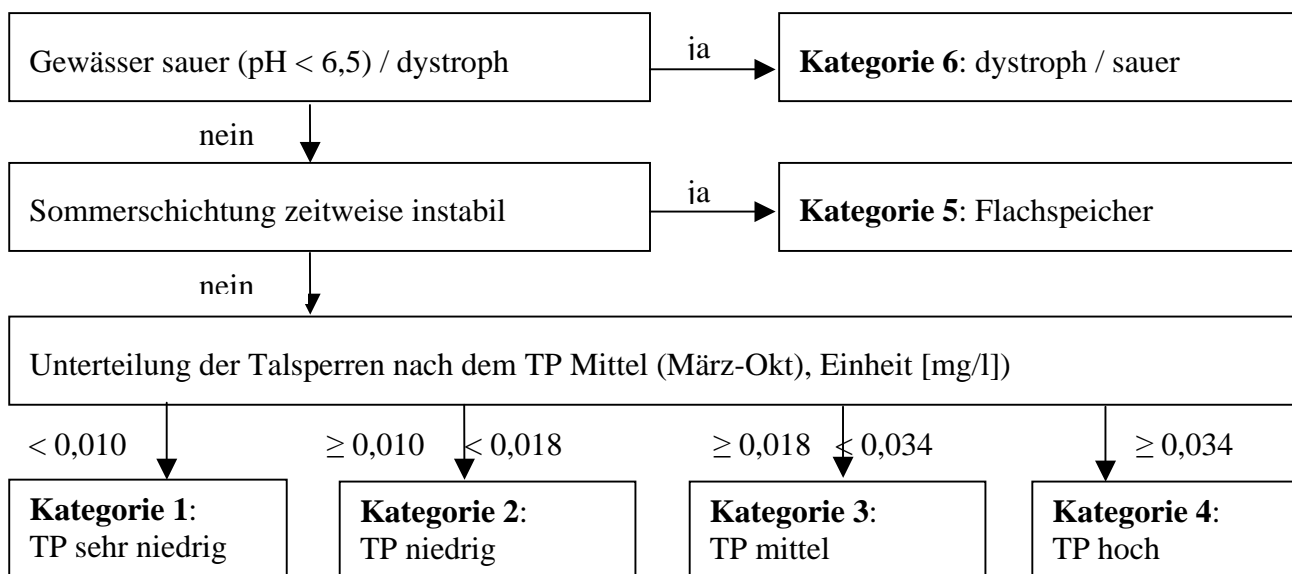


Abb. 2: Vorläufiger Entwurf eines Schemas zur Einteilung von Talsperren in Kategorien.

Es fand sich für den Gesamtdatensatz kein allgemeingültiger Zusammenhang zwischen dem CSI (als Maß für die Biofiltration durch Zooplankton) und den untersuchten Wassergüteparametern. Je nach der Trophie und der Morphologie sind die Auswirkungen der Biofiltration unterschiedlich (Benndorf et al. 2002). Daher erfolgte nach statistischer Analyse des Gesamtdatensatzes eine Einteilung der Talsperren in Kategorien (s. Abbildung 2).

Bewertung mit Entscheidungshilfe je Talsperren-Kategorie

Kategorie 1: TP Jahresmittel < 0,010 mg/l

Die Residuen der Sichttiefe schwankten stark zwischen +/- 5,5 m, die Residuen des Chlorophyll-a dagegen nur zwischen - 2 bis + 4 µg/l. Die Einzelmessungen des Gesamtphosphors lagen häufig unter der Bestimmungsgrenze, was hohe Unsicherheiten bzgl. des Sommermittels bedeutet.

Die Entwicklung, Größenwachstum und Konkurrenzstärke der Daphnien gegenüber Copepoden schien in manchen Gewässern zeitweise durch Phosphorlimitation eingeschränkt zu sein. In diesen Gewässern war die maximal erreichbare Höhe des CSI dadurch leicht eingeschränkt. Ein Einfluss der Biofiltration auf die Wassergüte war nicht für die Gewässer-Kategorie im allgemeinen, sondern nur für einzelne Talsperren mit langjährigen Daten nachzuweisen.

Oligotrophe Talsperren mit einem TP-Jahresmittel von maximal 0,009 mg/l besitzen in der Regel eine optimale Wassergüte. Ein ordnungsgemäßes fischereiliches Management als Salmonidengewässer (ATT TI-11) stabilisiert diese hohe Wasserqualität, während Fehlbesatz mit Cypriniden bzw. Perciden zur Verschlechterung führen kann.

Kategorie 2: TP Jahresmittel zwischen 0,010 bis < 0,018 mg/l

Die Residuen der Sichttiefe schwankten stark zwischen - 1,7 bis + 6,5m und die Residuen des Chlorophyll-a zwischen - 4 bis + 8 µg/l. Es war ein signifikanter Einfluss der Biofiltration bzw. des CSI auf die Residuen der Sichttiefe nachweisbar, nicht jedoch auf die Residuen des Chlorophyll-a (s. Abbildung 3). Somit sind bei Gewässern dieser Kategorie deutlich überdurchschnittliche Sichttiefen durch Nahrungsnetzbewirtschaftung erreichbar.

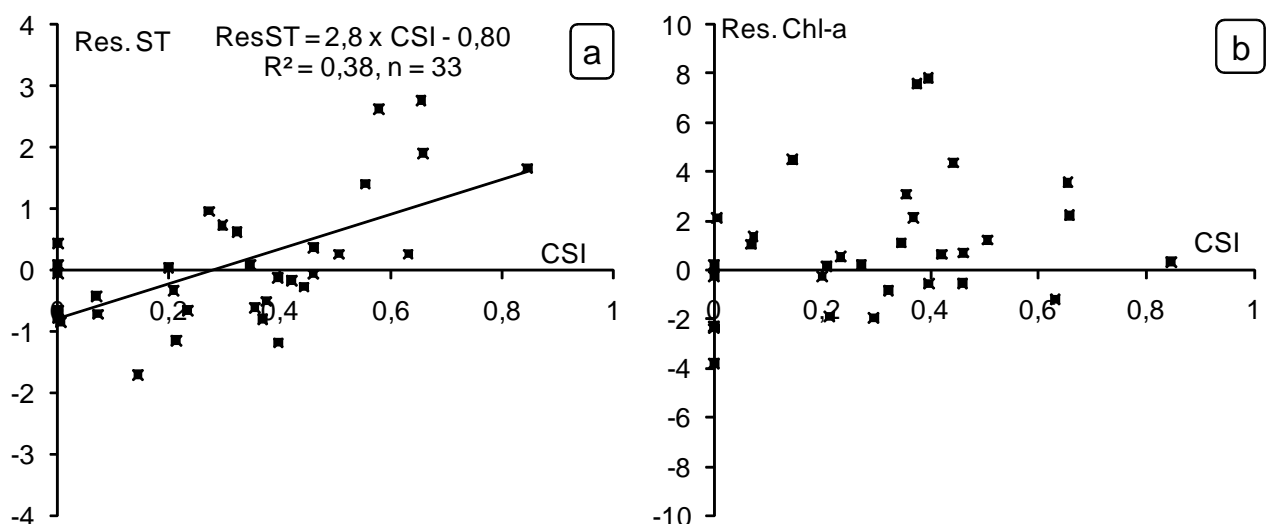


Abb. 3: Zusammenhang zwischen CSI und den Residuen der Sichttiefe (links, signifikant) bzw. den Residuen des Chlorophyll-a (rechts, nicht signifikant) in Talsperren der Kategorie 2.

Der Zusammenhang zwischen Planktivorie und CSI war deutlich ausgeprägt. Sehr hohe Anteile filtrierender Cladoceren am Zooplankton wurden bei einer Bewirtschaftung dieser Gewässer-Kategorie als reine Salmonidengewässer (ohne Barsche, Coregonen und Cypriniden) erreicht.

Kategorie 3: TP Jahresmittel zwischen 0,018 bis < 0,034 mg/l

Es wurde ein hoch signifikanter Zusammenhang zwischen dem CSI und den Residuen der Sichttiefe mit einem hohen Wert für die Steigung der Regressionsgeraden ermittelt. Es waren hohe absolute Veränderungen bezüglich der Sichttiefe und des Chlorophyll-a in Abhängigkeit von der Biofiltration sichtbar. Die Stärke des Jungfischaufkommens reproduktionsstarker Fischarten (Plötze, Barsch etc.) sowie der Anteil planktivorer Fische am Fischbestand bestimmten maßgeblich die Höhe des CSI. Die erreichbaren Güteverbesserungen mittels gezielter Nahrungsnetzsteuerung waren bei Gewässern der Kategorie 3 maximal.

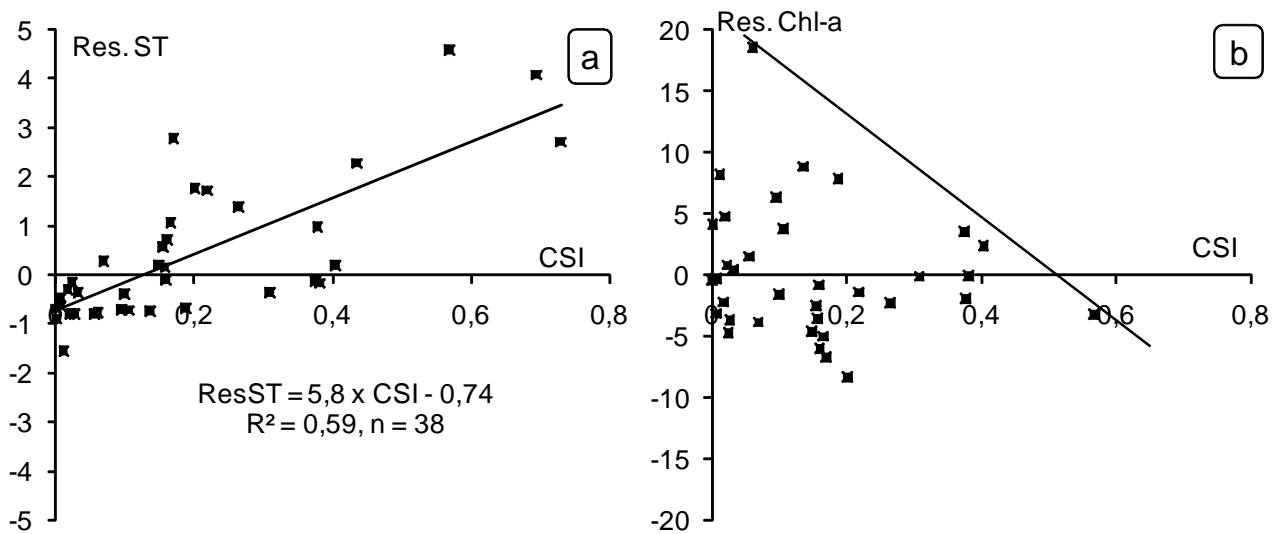


Abb. 4: Zusammenhang zwischen CSI und den Residuen der Sichttiefe (links, signifikant) bzw. den Residuen des Chlorophyll-a (rechts, obere Hüllkurve) in Talsperren der Kategorie 3.

Kategorie 4: TP Jahresmittel $\geq 0,034$ mg/l

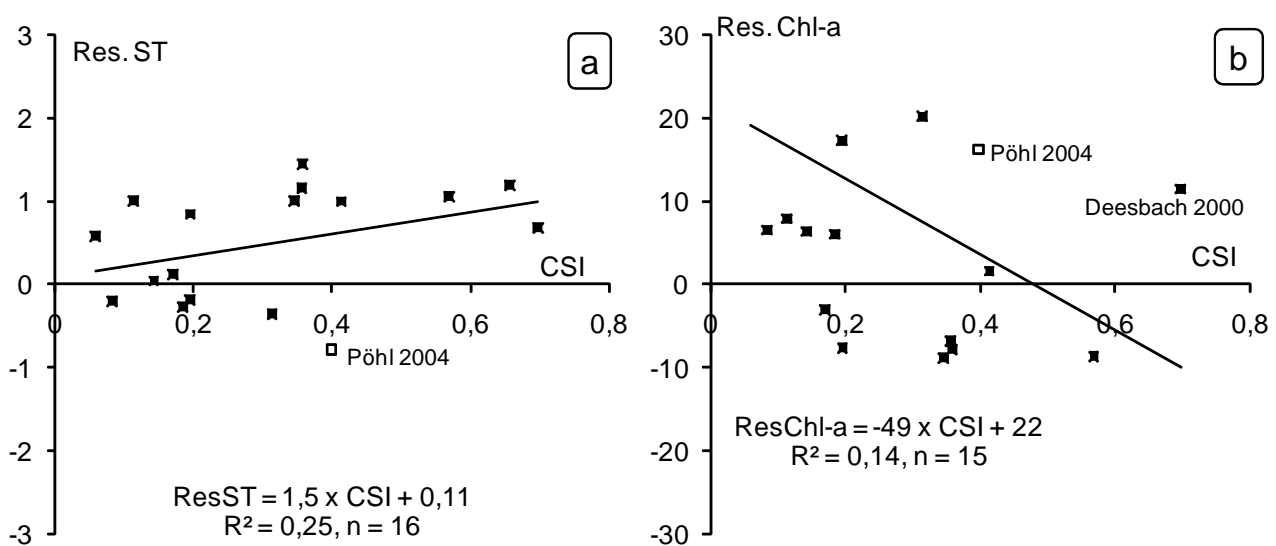


Abb. 5: Zusammenhang zwischen CSI und den Residuen der Sichttiefe (links, signifikant) bzw. den Residuen des Chlorophyll-a (rechts, nicht signifikant) in Talsperren der Kategorie 4.

Bei den ausgewerteten eu- bis polytrophen Talsperren mit Ausschluss von Flachspeichern zeigte sich ein gerade noch signifikanter Zusammenhang zwischen dem CSI und den Residuen der Sichttiefe. Der dargestellte Zusammenhang zwischen dem CSI und den Residuen des Chlorophyll-a war nicht signifikant (s. Abbildung 5). Die Möglichkeit zur Verbesserung der Güte stark eutrophierter Gewässer mittels Optimierung der Biofiltration hält sich somit in Grenzen. Primär ist eine Nährstoffreduktion auf zumindest schwach eutrophe Verhältnisse gemäß der Kategorie 3 nötig.

Kategorie 5: Flachspeicher

Bei den Flachspeichern mit instabiler Schichtung handelte es sich überwiegend um eutrophe bis polytrophe Gewässer. Bei diesen Gewässern traten insgesamt nur niedrige Residuen bezüglich der Sichttiefe auf. Die sehr hohen Schwankungen bezüglich des Chlorophyll-a waren vor allem durch eine starke räumliche und zeitliche Varianz der Entwicklung des Phytoplanktons verursacht. Bei den Flachspeichern beeinflussten aufgewirbelte Sedimente zeitweise die Sichttiefe. Der Einfluss der Biofiltration wurde nur anhand der maximalen Sichttiefe deutlich, also eines kurzen Klarwasserstadiums. Die Effekte der Biofiltration durch Cladoceren sind bei dieser Gewässerkategorie nur dann groß, wenn ein Wechsel zu einer Makrophyten-Dominanz erreicht wird (Benndorf et al. 2002).

Kategorie 6: dystrophe und saure Gewässer

Bei den dystrophen sowie bei den sauren Gewässern war der CSI immer sehr gering, unabhängig von der Planktivorie. Die Entwicklung und die Größenstruktur der Daphnien wurden offensichtlich stark von den sauren Bedingungen und den Huminstoffen beeinflusst. Entsprechend eingeschränkt sind hier die Möglichkeiten einer Biomanipulation.

Zusammenfassung / Ausblick

Die Möglichkeiten einer Stabilisierung bis Verbesserung der Wassergüte durch eine gezielte Nahrungsnetzbewirtschaftung konnten anhand des umfangreichen Datensatzes für verschiedene Gewässer-Kategorien deutlich herausgestellt werden. Dies bietet eine Entscheidungshilfe für typspezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen. Ein Leitfaden zur Bewertung von Zooplanktonergebnissen für eine Beurteilung des Gewässerzustands bezüglich des Nahrungsnetzes ist in Bearbeitung. Die Veröffentlichung dieses Leitfadens durch die ATT ist Ende des Jahres 2009 geplant.

Danksagung

Das Projekt wurde von der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT) e.V. finanziert und durch die kostenlose Bereitstellung der Daten von vielen Mitgliedsunternehmen der ATT e.V. erheblich unterstützt. Sämtlichen beteiligten Unternehmen sei für die Mitarbeit und die fruchtbaren Diskussionen auf den Arbeitskreissitzungen herzlichst gedankt.

Literatur

- ATT TI-7: Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (Hrsg., 1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT-Technische Information Nr. 7. ISBN 3-486-26369-2.
- ATT TI-11: Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (Hrsg., 2000): Fischerei und fischereiliches Management an Trinkwassertalsperren. ATT-Technische Information Nr. 11. ISBN 3-486-26495-8.
- Benndorf J., Böing, W., Koop, J. and I. Neubauer (2002): Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology* 47, 2282-2295.
- Brooks, J.L. & S.I. Dodson (1965): Predation, body size, and composition of plankton. - *Science* 150: 28-35.
- Shapiro, J., V. Lamarra & M. Lynch (1975): Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik, P.L. & J.L. Fox (eds.): *Water Quality Management through Biological Control*. Report No. ENV-07-75-1, University of Florida, Gainesville: 85-96.
- Tilman, D. (1982): *Resource Competition and Community Structure*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press.

Die Zusammensetzung der Frühjahrsmassenentwicklung in der Talsperre Saidenbach – Langzeittrend und Steuergrößen

Heidemarie Horn

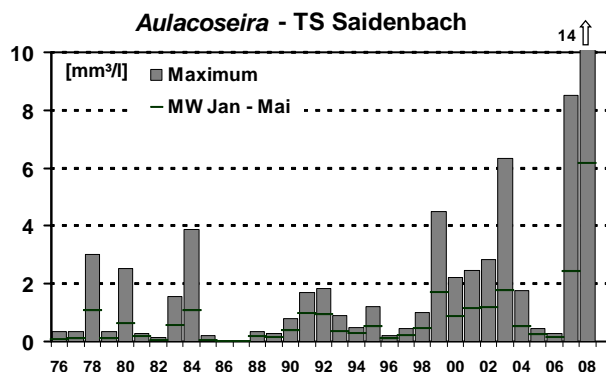
Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, Tel./Fax 037367-2501, horn.hw@t-online.de

Keywords: *Aulacoseira subarctica*, Frühjahrsmassenentwicklung, Langzeitentwicklung, Talsperre Saidenbach, Korrespondenzanalyse, Hauptkomponentenanalyse

Einleitung

Die Frühjahrsmassenentwicklung (FME), die erste und meist größte Phytoplanktonentwicklung in der Talsperre Saidenbach (TS SB), wird immer durch Diatomeen gebildet, welche mit ca. 74 % Anteil am Jahresbiovolumen die wichtigste Phytoplanktongruppe darstellen. Die dabei dominierenden Arten wie auch die erreichten Abundanzen können aber von Jahr zu Jahr beträchtlich schwanken. Nach 2007 folgte auch 2008 ein warmer Winter, die Eisbedeckung war kurz und wieder dominierte *Aulacoseira subarctica* (= *Melosira italica* ssp. *subarctica*) im Frühjahrsplankton. Sie erreichte Anfang April 2008 mit 14 mm³/l das weitaus höchste, bisher beobachtete Maximum. Damit setzte sich der seit Ende der 90'er Jahre beobachtete Trend der Zunahme von *Aulacoseira* weiter fort (Abb. 1).

Abb. 1: Die Langzeitentwicklung von *A. subarctica* seit 1976: dargestellt sind die im Frühjahr erreichten maximalen Konzentrationen und der Mittelwert von Anfang des Jahres bis Ende Mai (stets als Mittel über die gesamte Wassersäule)



Gewässer und Methoden

Die Trinkwassertalsperre Saidenbach (439 m ü. NN, $V_{\max} = 22,4$ Mio. m³, maximale/mittlere Tiefe = 45/15,3 m) wird seit 34 Jahren kontinuierlich, d.h. alle ein bis zwei Wochen, hinsichtlich ihrer wichtigsten hydrophysikalischen, chemischen und biologischen Parameter untersucht. Für die Erfassung des Phytoplanktons werden Wasserproben aus 6 bis 10 Tiefen entnommen und unter einem Umgekehrten Mikroskop ausgezählt. Die Zellzahlen aller Arten werden in Biovolumen umgerechnet und daraus tiefen- und zeitengewichtete Mittelwerte berechnet. Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Programm SYSTAT durchgeführt. Die Temperatur- und Zuflusswerte stellte Herr Paul (Ökologische Station Neunzehnhain, TU Dresden) zur Verfügung.

Langzeit-Veränderungen in der Zusammensetzung des Frühjahrsplanktons:

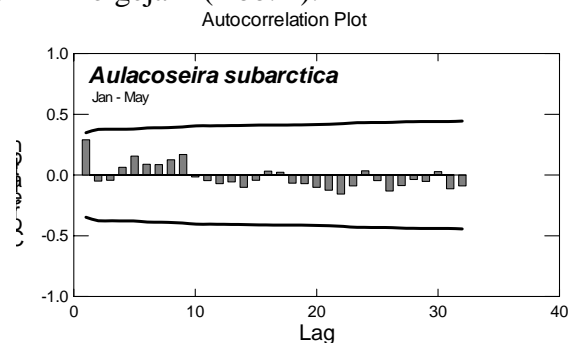
Während in den 70'er und 80'er Jahren meist *Asterionella formosa* während der FME dominierte und in den 90'er Jahren *Diatoma elongatum* stark an Bedeutung gewann, wurde ab Ende der 90'er Jahre zunehmend und verstärkt *Aulacoseira subarctica* im Frühjahr beobachtet (Tab. 1).

Tab. 1: Zusammensetzung der Diatomeen während der Frühjahrsmassenentwicklung in der TS Saldenbach (Anteil am Biovolumen aller Diatomeen, Mittel Januar – Mai).

	1976 - 1990	1991 - 1997	1998 - 2008
<i>Asterionella formosa</i>	60 %	21 %	16 %
<i>Diatoma elongatum</i>	13 %	34 %	2 %
<i>Aulacoseira subarctica</i>	20 %	22 %	40 %
<i>Synedra spp.</i>	5 %	15 %	15 %
Zentrische Diatomeen	--	2 %	15 %

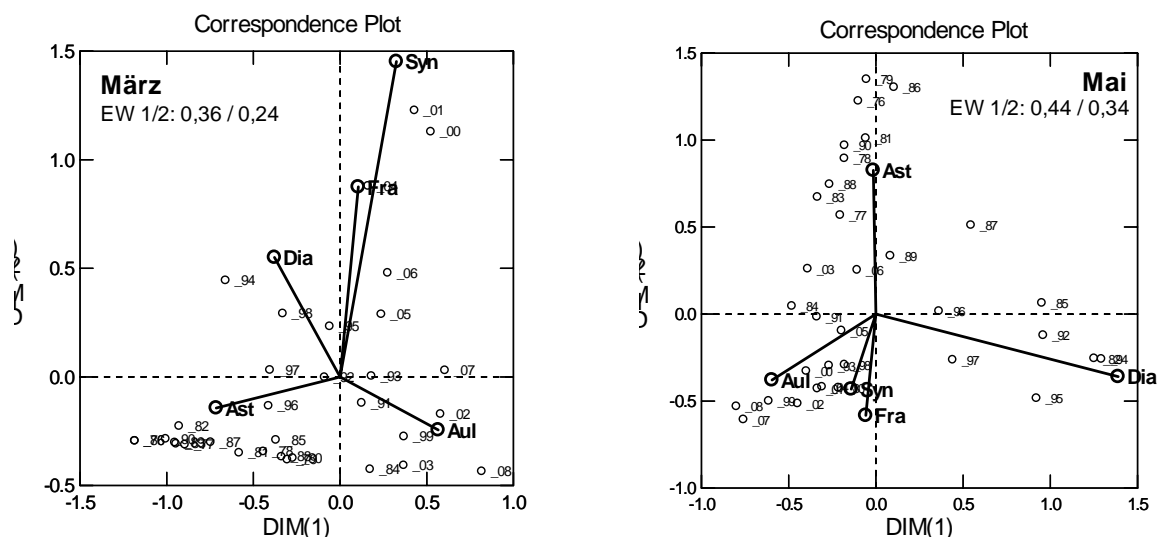
Die Zunahme von *A. subarctica* im Frühjahr seit 1998 ist offensichtlich (Abb. 1), selbst wenn ein signifikanter Trend ($p < 0,05$) nicht nachweisbar ist. Es lässt sich jedoch keine Autokorrelation nachweisen, d.h. das Massenwachstum in einem Frühjahr beeinflusst nicht notwendigerweise das Auftreten im Folgejahr (Abb. 2).

Abb. 2: Autokorrelationsanalyse der mittleren Konzentrationen von *A. subarctica* in den Monaten Januar bis Mai der Jahre 1976 bis 2008 (Lag = Jahre).



Die Korrespondenzanalyse zeigt (Abb. 3), dass sich *Asterionella*-, *Aulacoseira*- und *Diatoma*-Jahre grundsätzlich voneinander unterscheiden, und zwar schon in den Monaten Januar bis März, d.h. noch vor Beginn der eigentlichen Massenentwicklung, die meist erst danach einsetzt.

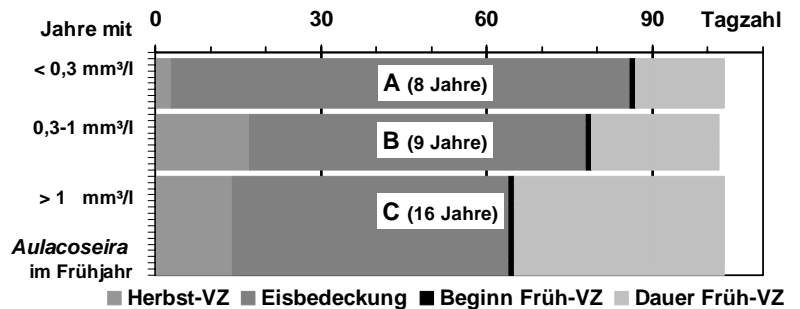
Abb. 3: Korrespondenzanalyse der Zusammensetzung der Diatomeen im Winter (Mittel Januar – März) und bis zum Ende der FME (Mittel Januar – Mai). (Die zentrischen Diatomeen blieben unberücksichtigt, da sie erstmals nach 1991 und seitdem auch nur in 3 Jahren in höheren Konzentrationen im Frühjahr auftraten). EW 1/2: Eigenwert erste/zweite Achse.



Wichtige Steuergrößen für die Zusammensetzung der FME in der Talsperre

Um die Bedeutung der möglichen Steuergrößen abzuschätzen, wurde eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt. Schon in Horn (2008) konnte gezeigt werden, dass für eine starke Entwicklung von *A. subarctica* in der TS Saldenbach vor allem **meteorologische** Faktoren im Winter und Frühjahr, d.h. die Dauer der Eisbedeckung (ICED), das Ende der Eisbedeckung (ICEE) und die Länge der Vollzirkulation (CIRC) einen großen Einfluss besitzen (Abb. 4).

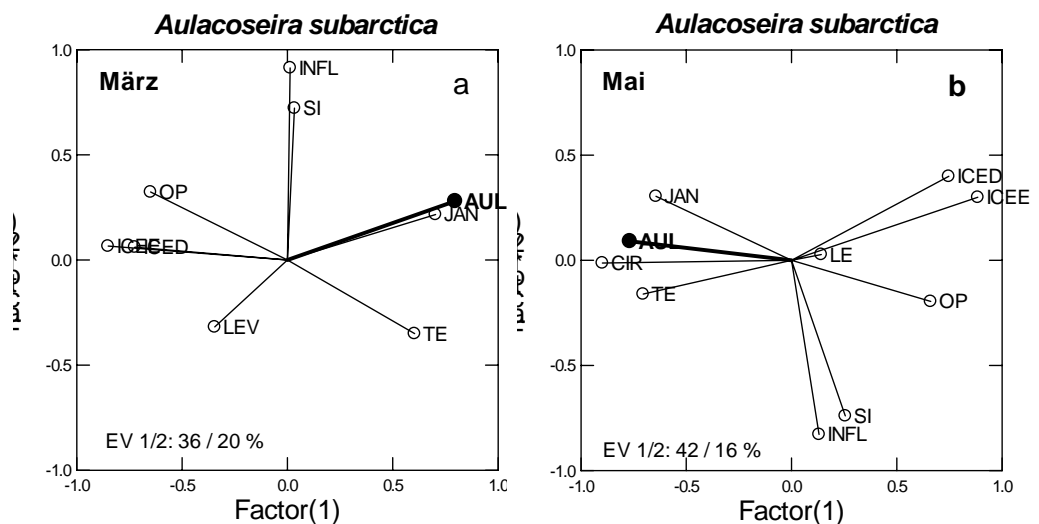
Abb. 4: Zeitpunkt und Dauer der Eisbedeckungs- und Vollzirkulationszeiten (VZ) in Jahren (A) mit sehr wenig *Aulacoseira* im Frühjahr (Maximum $< 0,3 \text{ mm}^3/\text{l}$), (B) mit moderater Bedeutung (Maximum zwischen $0,3$ und $1 \text{ mm}^3/\text{l}$) und (C) mit hohen Konzentrationen während der FME (Maximum $> 1 \text{ mm}^3/\text{l}$)



Zusätzlich einbezogen in die Auswertungen wurden jetzt die **Startbiomasse** im Jan (JAN) für die jeweiligen Diatomeen, die mittlere **Wassertemperatur** (TE) und **chemische Einflussgrößen**, und zwar die OP- und Silizium-Konzentrationen (OP, SI), die Zuflussmenge (INFL) als Maß für den Nährstoffimport sowie die Stauspiegeländerungen (LE) als Maß für die interne Nährstoffzufuhr.

Alle Größen wurden sowohl als Mittel für die Zeit von Januar bis März (März, charakteristisch für den Winter) als auch von Januar bis Mai (Mai, die FME ist dann in fast jedem Jahr vollständig beendet) berechnet und anschließend in einer PCA auf ihren möglichen Einfluss auf die erreichten Abundanzen der jeweiligen Diatomeen getestet.

Abb. 5a/b:
PCA möglicher
Einflussgrößen
auf die Höhe des
Biovolumens von
A. subarctica im
Winter (März)
und bis zum
Ende der FME
(Mai).
EV 1/2 = Erklärte
Varianz für die
Achsen 1 und 2.



Die PCA für *A. subarctica* zeigt, dass das Biovolumen im Winter (Mittel Januar – März, Abb. 5a) stark beeinflusst wird durch die Startbiomasse im Januar (JAN) und, negativ, durch die Dauer und das Ende der Eisbedeckung (ICED, ICEE).

Die während der FME erreichte Abundanz (Mittel Januar – Mai) wird dann weiter entscheidend erhöht durch eine lange Vollzirkulationsdauer (CIRC) und höhere Temperaturen (TE). Eisbedeckung und Januarbiomasse bleiben nach wie vor auch für die nach März erreichte Biomasse sehr wichtig.

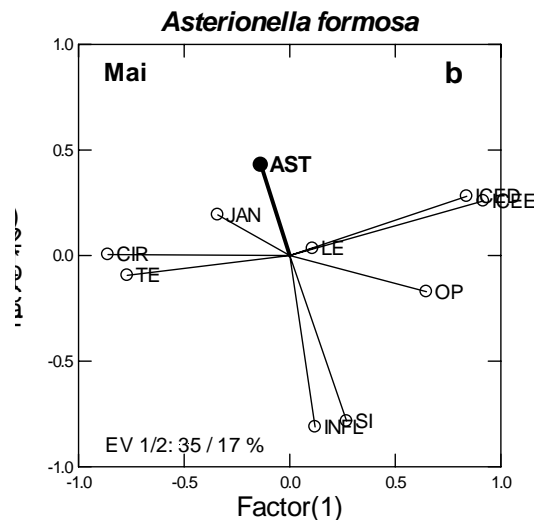
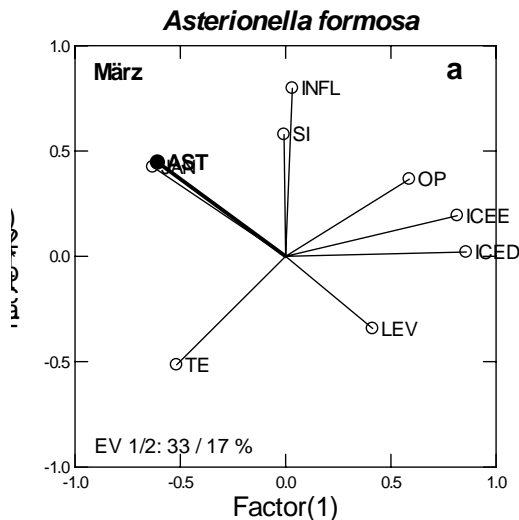


Abb. 6 a/b:
PCA möglicher
Einflussgrößen
auf die Höhe
des Biovolu-
mens von *A.
formosa* im
Winter (März)
und bis zum
Ende der FME
(Mai).
EV sh. Abb. 5

Auch *Asterionella* zeigt im Winter (Abb. 6a) eine enge Beziehung zur Startbiomasse im Januar und zur Eisbedeckung. Für alle anderen Diatomeen aber (hier nicht dargestellt) spielen die Eisverhältnisse im Winter keine entscheidende Rolle, und die Startbiomasse scheint nur für die zentrischen Diatomeen von Bedeutung zu sein.

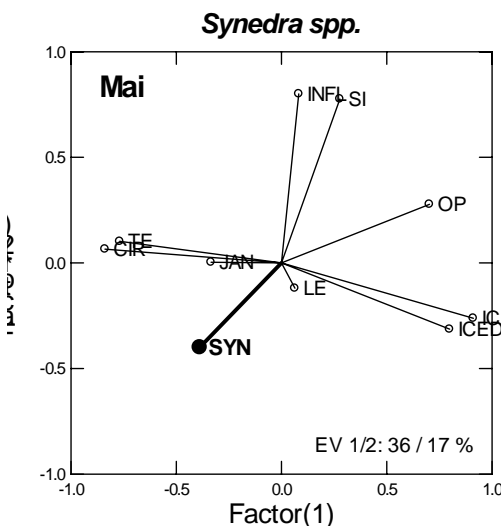
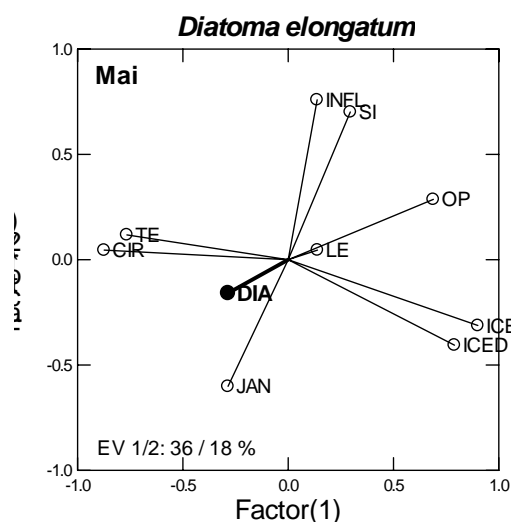
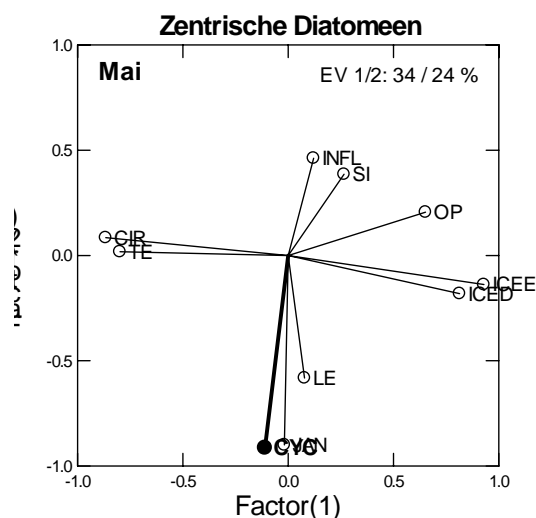


Abb. 7:
PCA möglicher
Einflussgrößen
auf die erreich-
ten Biovolumen
von *Diatoma*,
Synedra und der
zentrischen
Diatomeen bis
zum Ende der
FME (Mai).
EV sh. Abb. 5



Die Situation bis Ende Mai sieht in der PCA mit *Asterionella*, *Diatoma*, *Synedra* oder den zentrischen Diatomeen deutlich anders aus als bei *Aulacoseira* (Abb. 6b und 7):

* Die erreichten mittleren Biomassen sind hier stärker mit der 2. Hauptachse korreliert, d.h. weniger mit Eisbedeckung und Vollzirkulationsdauer (= 1. Hauptachse) verbunden wie bei *Aulacoseira*.

* Die Startbiomasse im Januar hat nur noch für die zentrischen Diatomeen eine Bedeutung.

Für keine der Diatomeen (auch nicht für *Aulacoseira*) ist zu irgendeiner Zeit ein stärkerer Einfluss des Nährstoff-Imports bzw. der aktuellen Nährstoffverfügbarkeit erkennbar.

Zusammenfassung:

- Die FME in der TS Saidenbach wurde bis Ende der 80'er Jahre meist durch *Asterionella formosa* gebildet. Später erlangten auch *Diatoma elongatum* oder *Synedra acus* größere Bedeutung und seit Ende der 90'er Jahre kommt es immer häufiger zu starken Massenentwicklungen von *Aulacoseira subarctica*.
- Die Korrespondenzanalyse lässt keine typischen Muster in der Zusammensetzung der Diatomeen im Frühjahr erkennen. In der Regel dominiert immer nur eine Art während der Massenentwicklung.
- Die Hauptkomponentenanalyse zeigt, dass *A. subarctica* entscheidend durch warme Winter und kalte Frühjahre gefördert wird, stärker und vor allem länger als das bei den anderen Diatomeen der Fall ist. Insbesondere wird die Dominanz von *Aulacoseira* durch eine lange Vollzirkulation verstärkt.
- Eine hohe Jahresanfangsbiomasse (im Januar) von *A. subarctica* wirkt sich positiv auf die schon unter Eis (d.h. bis März) erreichten Konzentrationen aus, im Gegensatz zu allen anderen Diatomeen ist sie auch noch für hohe Abundanzen danach enorm wichtig. Das weist darauf hin, dass eine entscheidende Weichenstellung für die FME von *Aulacoseira* schon vor Januar, d.h. wahrscheinlich im Herbst zuvor erfolgt.
- Bei allen anderen Diatomeen sind die Biomassen zu Anfang des Jahres (Ausnahme: zentrische Diatomeen) sowie die Eisbedeckungszeiten und der Zeitpunkt des Eisaufbruches, wenn überhaupt, nur mit den im Winter erreichten Abundanzen korreliert. Bemerkenswert ist, dass auch die Länge der Vollzirkulation hier einen geringeren Einfluss als bei *Aulacoseira* ausübt.
- Sämtliche Größen, die das Angebot und die Zufuhr von Nährstoffen charakterisieren (Zufluss, Si- und OP-Konzentration, Stauspiegelschwankung), zeigen bei allen geprüften Diatomeen nur eine geringe Korrelation zu den im Winter und während der FME erreichten Abundanzen.

Literatur:

Horn, H., 2008: Die Bedeutung von *Aulacoseira subarctica* während der Frühjahrsmassenentwicklung in der Talsperre Saidenbach – Profitiert sie von wärmeren Wintern? DGL-Tagungsbericht 2007 (Münster), 85-89.

Danksagung:

Die dargestellten Untersuchungen entstanden im Rahmen der SAW-Vorhaben "Langzeitstabilität von Talsperren-Ökosystemen" und „Biotische Struktur von Stauseen“, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem Freistaat Sachsen (Sächsisches Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst).

Langzeitdynamik planktischer Crustaceenpopulationen in der Talsperre Saidenbach – Tendenzen und mögliche Einflußgrößen

Wolfgang Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, AG "Biotische Struktur von Stauseen", Ökologische Station Neunzehnhain der TU Dresden, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, e-mail: horn @ saw-leipzig.de

Keywords: Langzeitentwicklung, *Daphnia*, Korrespondenzanalyse, Hauptkomponentenanalyse

Einleitung

Die planktischen Crustaceen spielen eine wichtige Rolle im Stoff- und Energiehaushalt der Standgewässer. Nahrung, Räuber, Temperatur u.a. Umweltverhältnisse, Parasiten und Dauerstadien steuern ihren Jahresverlauf und die längerfristigen Entwicklungstendenzen. Die Komplexität der Prozesse ist groß und macht die Beziehungen untereinander unübersichtlich. Mit Hilfe statistischer Methoden wird versucht, Zusammenhänge herauszuarbeiten, um diese dann mit den bisherigen Ergebnissen zu vergleichen, und neue Einsichten zu gewinnen.

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen folgende Fragen: (i) Lassen sich Trends in der Langzeitentwicklung von *Daphnia* erkennen? (ii) Wie stark sind die Jahre miteinander „verbunden“ (Überwinterung, Dauerstadien ...)? (iii) Gibt es wiederkehrende typische Muster in der Crustaceenzusammensetzung, d.h. ähnliche Jahre? (iv) Sind neue (statistische) und bisherige Befunde kongruent? (v) Ist eine einfache Vorhersage der Entwicklung möglich?

Den Auswertungen liegt vorerst das mittlere Jahres-Biovolumen der Zooplankter zu Grunde. Die Analysen werden schwerpunktmäßig am Beispiel der Langzeitentwicklung der Daphnien der Talsperre Saidenbach vorgenommen.

Gewässer und Methoden

Über die Trinkwassertalsperre Saidenbach (TS SB, 439 m ü.NN, V_{\max} : 22,4 Mio.m³, max./mittl. Tiefe: 45/15,3 m) liegen seit 34 Jahren kontinuierliche Untersuchungen im Abstand von ein bis zwei Wochen zu ihren wichtigsten hydrophysikalischen, chemischen und biologischen Parametern vor. Das Crustaceenplankton wurde dabei mittels Schließnetzen (Maschenweite 175 µm) über die gesamte Wassersäule untersucht (Tiefenauflösung: 0-5 Meter, 5-10, 10-15, 15-25, 25-40 m). Die Abundanzen und die dazugehörigen mittleren Individuenbiovolumen bildeten die Grundlage der Kalkulation von tiefen- und zeitengewichteten Mittelwerten, die zu Jahresmitteln verdichtet wurden. Die statistischen Betrachtungen (Trend-Analyse nach MANN-KENDALL, Autokorrelation (AC), Cluster-(CT) und Korrespondenzanalyse (CA), Vorhersage (ARIMA)) erfolgten mit Hilfe des Softwarepaketes SYSTAT 12, die linearen Regressionen (LR) mittels Excel 2003.

Ergebnisse:

1 Zeitreihenanalyse der Langzeitentwicklung von *Daphnia*

Die Jahresmittel des *Daphnia*-Biovolumens weisen zwischen 1975 und 2007 erhebliche Unterschiede auf. Dabei fallen die Konzentrationen von 1975-1991 ab, steigen aber von 1991-2007 wieder an (lineare Regression, $p < 0.005$). Über den gesamten Zeitraum betrachtet (Abb. 1a, 1b) ergibt sich trotz des offensichtlichen Wiederanstieges nach 1991 ein Langzeittrend zur Abnahme (MANN-KENDALL-Test und lineare Regression, $p < 0.005$).

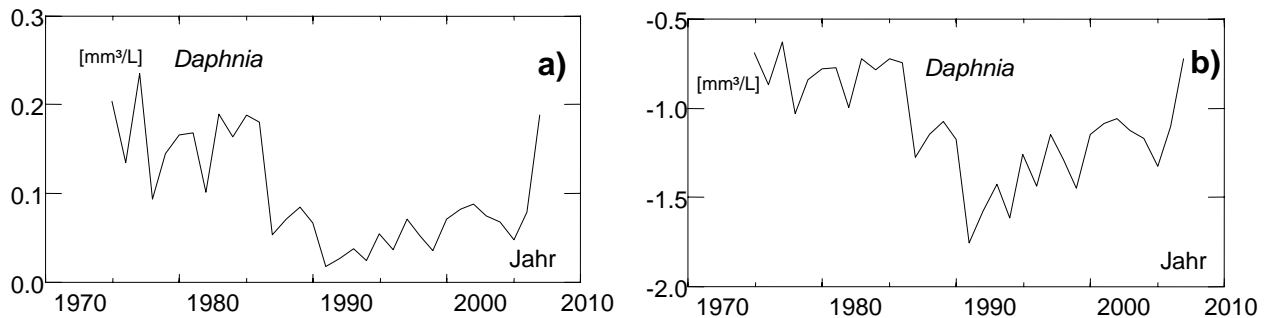
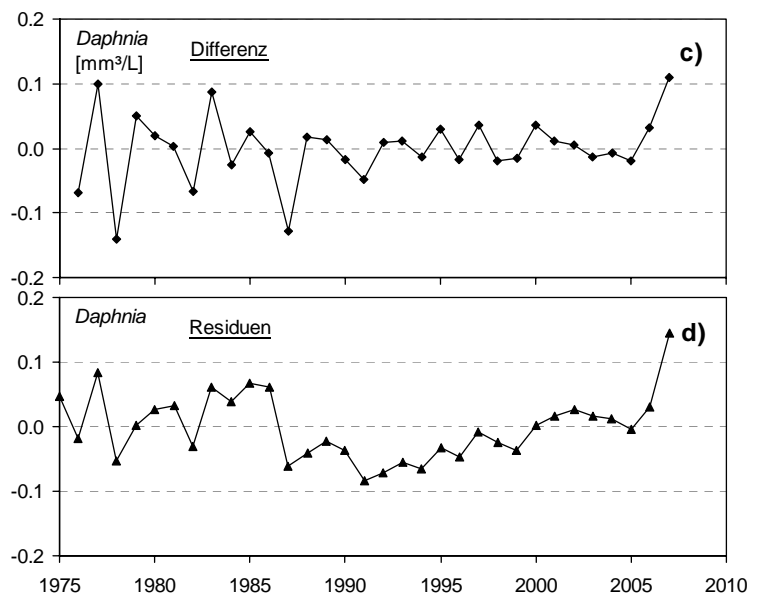


Abb. 1: Jahresmittel der *Daphnia*-Biovolume (a: normal, b: logarithmisch), deren Differenzen (zum Vorjahr; c) sowie die Residuen zum Schätzwert (d).



Die Differenzen (Jahr minus Vorjahr) und die Differenzen der Logarithmen (nicht dargestellt) ergeben keine Trendaussagen für *Daphnia*, weder über den gesamten Zeitraum ($p < 0.2$) noch für die beiden Teilperioden. Die Residuen dagegen zeigen eine signifikante Ab- (75-91) bzw. Zunahme (91-07) ($p < 0.05$ bzw. $p < 0.0005$).

Resumé: Für den Gesamtzeitraum von 1975 bis 2007 ist ein leicht abnehmender Trend des mittleren jährlichen *Daphnia*-Biovolumens festzustellen. Da sich ab 1992 wieder eine allmähliche und stetige Zunahme beobachten lässt, ist es jedoch sinnvoller, die Jahre zuvor und danach getrennt zu betrachten. Für sie ergeben sich bei den meisten Methoden Hinweise auf signifikante Veränderungen (d.h. eine Ab- bzw. Zunahme).

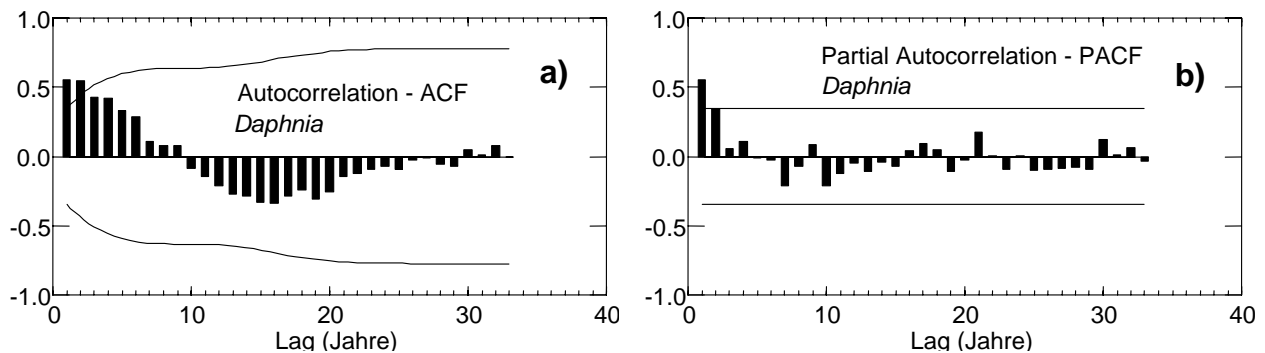
2 Autokorrelation [AC] und partielle Autokorrelation [pAC]

Die Autokorrelation prüft, ob die erreichten Jahresbiomassen von der Entwicklung im Vorjahr (lags; hier als Jahre) abhängen. Bei *Daphnia* ist das der Fall, sogar für die beiden letzten Jahre (Autokorrelation erster und zweiter Ordnung), wie die Abbildung 2a zeigt.

Mittels partieller Autokorrelation, die die Korrelationen größerer Zeitverzögerungen um die geringerer bereinigt, wird aber deutlich, dass nur das Vorjahr eine signifikante Bedeutung besitzt (Abb. 2b). Weiter zurückliegende Jahre haben dagegen keinen Einfluss, schon die partielle Autokorrelation zweiter Ordnung (Vorvorjahr) liegt an der Signifikanzschwelle, allerdings sehr knapp. Vor dem

Hintergrund der Ehippien-Bildung ist auch gut vorstellbar, dass selbst weiter zurückliegende Jahre Effekte haben können.

Abb. 2: Autokorrelation und partielle Autokorrelation der Jahresmittel der Daphnien-Biovolumen.



Resumé: Die aktuelle Daphnien-Entwicklung ist signifikant geprägt durch die Ereignisse im Vorjahr. Das ist eine Folge der im (Spät)Sommer produzierten Ehippien und der Auswirkung der Populationshöhe am Jahresende auf den Überwinterungserfolg (s. auch Zeis et al. 2009).

3 Cluster-Analyse [CT]

Das Dendrogramm zeigt für die Daphnien zwei deutliche Gruppen von Jahren, die hauptsächlich die Jahre zwischen 1975 und 1986 (einschließlich 2007) und zwischen 1987 und 2006 umfassen und die im Wesentlichen Jahre mit hoher bzw. geringer Biomasse charakterisieren (Abb. 3a). Diese Jahresgruppen finden sich grundsätzlich auch im Dendrogramm unter Berücksichtigung aller Crustaceen wieder (Abb. 3b), wenn auch nicht so eindeutig. Hier gibt es eine weniger gute Gruppenbildung mit mehr Restjahren. Das weist darauf hin, dass die Daphnien einen hohen Anteil des Gesamt-Biovolumens der Crustaceen ausmachen können (etwa 10 bis 65 %), aber auch, dass die anderen Crustaceen ähnlichen Veränderungen unterworfen waren wie die Daphnien. Dies betrifft vor allem die Abnahme der Biovolumen Ende der 80'er Jahre.

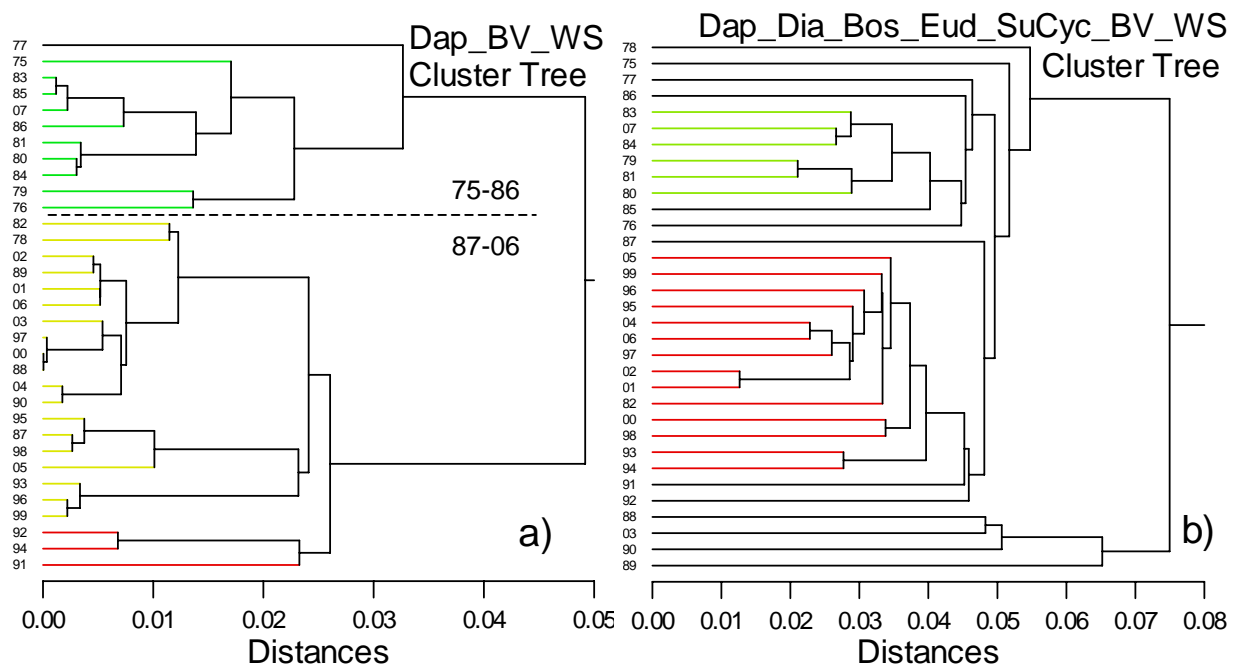
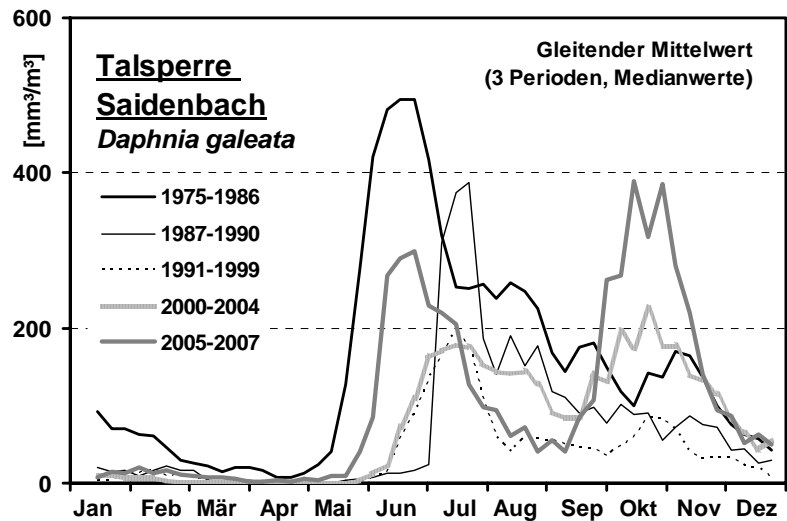


Abb. 3: Clusteranalyse der Daphnien-Biovolumen (a) und der Gemeinschaft (b). *Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Bosmina*, *Eudiaptomus*, Summe der Cyclopoiden, Biovolumen in der Wassersäule.

Abb. 4: Differenzierung der Daphnienjahresgänge seit 1975.

Empirisch lassen sich bei den Daphnien seit 1975 dagegen fünf Zeiträume abtrennen, die relativ ähnliche Jahre umfassen (Abb. 4) und sich vor allem durch folgende Langzeit-Veränderungen seit 1975 ergeben: (i) Abnahme des ersten Maximums im Frühsommer und der sommerlichen Konzentration (ab 1986), (ii) späterer Beginn der Entwicklung (von 1986 an bis 2004) und (iii) Zunahme der Bedeutung der Spätsommer/Herbst-Entwicklung (ab 2000).



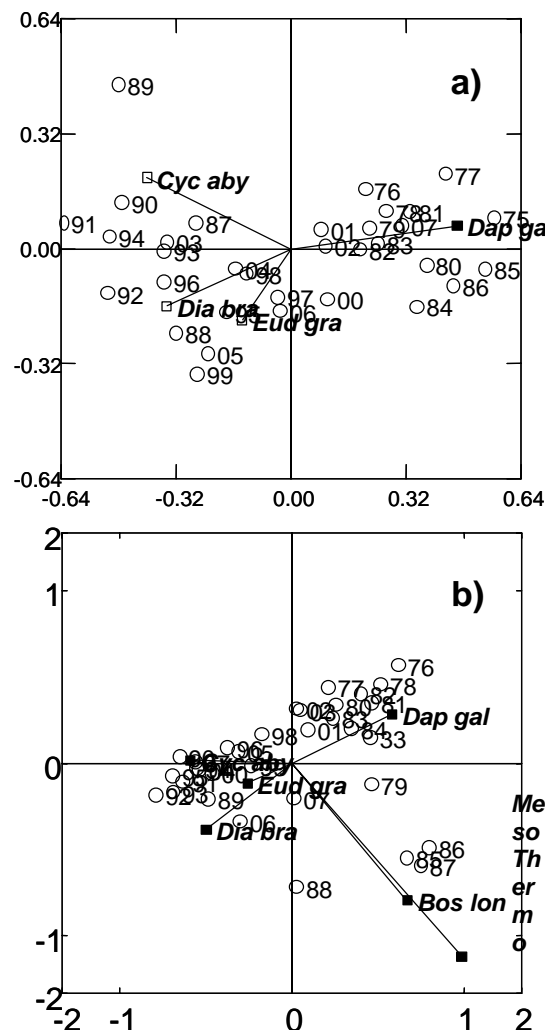
Resumé: Die Clusteranalyse zeigt keine so klare Auftrennung der Jahre. Der wesentliche „qualitative Sprung“ in der Langzeitdynamik der Daphnien, der 1986/87 erfolgte, wird jedoch ebenfalls nachgewiesen.

4 Korrespondenz-Analyse [CA]

Werden nur die vier Hauptarten betrachtet (Abb. 5a), ergibt sich eine Abtrennung der ersten Jahre von 1975 bis 1986 (rechter Bildteil), die vor allem durch hohe *Daphnia*-Biovolumen charakterisiert sind. Ähnlich sind wieder die Jahre 2000 bis 2002 und 2007. Deutlich separat liegen Jahre, in denen *Eudiaptomus*, *Cyclops* und *Diaphanosoma* eine größere Bedeutung besitzen.

Werden auch die eher seltenen Taxa mit einbezogen (Abb. 5 b), wird das Bild stärker durch diese geprägt. Es zeigt sich, dass *Diaphanosoma* verstärkt nur in Jahren mit weniger Daphnien auftritt, *Bosmina* und *Meso-/Thermocyclops* dagegen meist nur dann zu beobachten sind, wenn alle drei Hauptarten (*Daphnia*, *Eudiaptomus*, *Cyclops*) eine geringere Bedeutung besitzen.

Abb. 5: Korrespondenzanalyse: *Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Eudiaptomus*, *Cyclops* (Abb. a; Eigenwerte 1./2. Achse: 0.13/0.03) und mit *Bosmina*, *Meso-/Thermocyclops* (Abb. b; Eigenwerte 0.14/0.05).



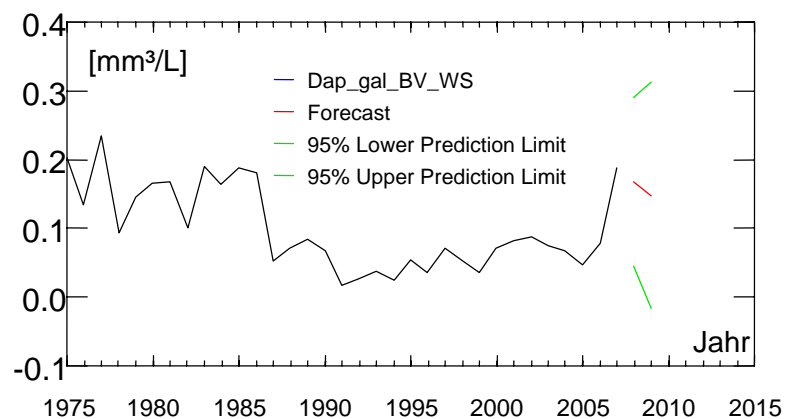
Resumé: Jahre mit Daphnien-Dominanz unterscheiden sich deutlich von allen anderen Jahren, d.h. je geringer deren Abundanzen desto größer die Artenvielfalt unter den Crustaceen. Aus Kenntnis der Lebensweise wird vermutet, dass dies vor allem Ausdruck für die Konkurrenz um Nahrung (*Eudi-*

aptomus, *Diaphanosoma*) ist und auch die Räuber-Beute-Beziehungen (*Cyclops* als omnivorer Vertreter) widerspiegelt.

5 Vorhersage [Autoregressive Integrated Moving-Average Modelling - ARIMA]

Abb. 6: Vorhersage des Daphnien-Biovolumens für die Jahre 2008 und 2009.

Das ARIMA-Vorhersage-Modell prognostiziert für die nächsten zwei Jahre einen Rückgang der Daphnien-Konzentrationen (Abb. 6), allerdings mit weiten Irrtumsgrenzen.



Zusammenfassung

Für die *Daphnia* Entwicklung gibt es in der Talsperre Saidenbach zwei signifikante Trends: Eine deutliche Abnahme ist von 1975 bis 1991 feststellbar, danach kommt es wieder zu einer allmählichen Zunahme, die sich jedoch im Gesamttrend statistisch noch nicht durchsetzt.

Die aktuelle Daphnien-Entwicklung wird signifikant vom Vorjahr geprägt. Ursache sind die im Jahr zuvor gebildeten Dauerstadien und die Überwinterung der Herbstbestände.

Mittels Clusteranalyse werden vor allem die Jahre vor 1986 von den nachfolgenden abgetrennt. Grund ist die deutliche Abnahme der Biovolumen aller Crustaceen ab 1986. Empirisch lassen sich dagegen mehrere aufeinanderfolgende Zeitperioden unterscheiden.

Die Zusammensetzung der Crustaceen-Population im Jahr folgt gewissen Mustern. Jahre mit hohen Daphnienbiovolumen unterscheiden sich z.B. hinsichtlich ihrer weiteren Zusammensetzung deutlich von Jahren, in denen andere Crustaceen dominieren.

Die statistischen Verfahren bestätigen im Wesentlichen die bisher vor allem kausalanalytisch oder empirisch gewonnenen Erkenntnisse und Befunde.

Eine Vorhersage der Daphnienentwicklung ist zwar interessant, erscheint aber auf Grund der hohen interannuellen Schwankungen als Jahreswert wenig sinnvoll.

Literatur

- Horn, W. (2003): Long-term development of the crustacean plankton in the Saidenbach Reservoir (Germany) - changes, causes, consequences. - *Hydrobiologia* 504: 185-192.
- Zeis, B., W. Horn, U. Gigengack, R. Pirow, R. J. Paul (2009): Änderungen der Genotypstruktur der Daphnienpopulation in der Talsperre Saidenbach nach dem ersten eisfreien Winter: Einfluss der Überwinterungsstrategie. (dieses Heft).

Danksagung

Die dargestellten Untersuchungen entstanden im Rahmen der SAW-Vorhaben „Langzeitstabilität von Talsperren-Ökosystemen“ und „Biotische Struktur von Staauseen“, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem Freistaat Sachsen (Sächsisches Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst).

Ablassen oder Aufstauen? - Mit Hilfe von Modellen und Beobachtungen zu einer integrierten Talsperrenbewirtschaftung

Susanne Rolinski¹, Thomas Petzoldt¹ & Jürgen Benndorf¹

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

Keywords: physikalisch-ökologische Modellierung, hydrologische Extremereignisse, Wassergüte, Hochwasserschutz

Einleitung

Die Fragestellung „Ablassen oder Aufstauen“ ergibt sich aus dem Zielkonflikt zwischen der Gewährleistung von Hochwasserschutz und Trinkwassergüte bei der Bewirtschaftung von mehrfach genutzten Talsperren. Das für die Trinkwasseraufbereitung möglichst große Hypolimnion-Volumen steht der für den Hochwasserschutz möglichst hohen Freihaltung der Talsperre entgegen.

Im BMBF-Verbundprojekt „IntegTa“¹ werden diese verschiedenen Anforderungen verknüpft und Management-Strategien für die einzelnen Systemkomponenten der Wasserversorgung entwickelt bzw. optimiert. Zu den Anforderungen gehören neben einer maximalen Versorgungssicherheit der Menge und Güte des Trinkwassers auch Hochwasserschutz sowie der „gute ökologische Zustand“ der unterliegenden Fließgewässer. Zu den Komponenten, die innerhalb des Projektes berücksichtigt werden, gehören die Fließgewässer, die Trinkwassertalsperre sowie die Aufbereitungsanlage.

Die Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren ist auf die ganzjährige Bereitstellung eines ausreichenden Wasservolumens ausgerichtet, wobei die Qualität des vorgehaltenen Wassers solange von nachrangiger Bedeutung ist, bis Probleme in der Aufbereitung auftreten. Ziel des hier vorgestellten Ansatzes ist es, die Wassergüte bereits in der Erstellung der Bewirtschaftungsstrategie zu berücksichtigen. Hierbei werden sowohl Modelle als auch Freilanduntersuchungen zur Beantwortung der Frage genutzt, wie gegensätzlich Forderungen nach Wasserquantität und/oder -Qualität sind und wie diese in Einklang gebracht werden können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Freilanduntersuchungen wurden 2007 und 2008 im Talsperrensystem Klingenberg-Lehnmühle (Erzgebirge, Sachsen) durchgeführt. Bei der Talsperre Klingenberg handelt es sich um einen Rinne-stausee mit einer maximalen Tiefe von 31 m (mitt. Tiefe: 7.80 m), einer Fläche von 116 ha und geringer Trophie (oligotroph, mixisTP etwa $6.3 \mu\text{g P L}^{-1}$). Aus ihr werden 1000 L s^{-1} an das Wasserwerk Coschütz abgeführt, welches etwa 73 % des Trinkwasserbedarfs der Stadt Dresden (0.5

¹ Integriertes Management mehrfach genutzter Trinkwassertalsperren, BMBF 02 WT 0720, Laufzeit 6/2006 bis 5/2009

Mio Einw.) gewährleistet. Beide Talsperren werden von der Wilden Weisseritz gespeist, wobei die Talsperre Lehnmühle etwa 8 km oberhalb gelegen ist.

Das Freilandprogramm war auf die Charakterisierung der partikulären Substanzen in der Talsperre Klingenberg ausgelegt. Die Beprobungen umfassten im 14-tägigen Abstand Sondenprofile an 5 Stationen im Längsschnitt (z.B. Temperatur, Leitfähigkeit, Trübung und Chlorophyll *a*). Im Hauptbecken wurden partikuläre Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs und des Eisens, Phyto- und Zooplanktonbiovolumina in mehreren Tiefen, sowie die Secchi-Tiefe und das Unterwasserlicht bestimmt (Hillert et al., 2009).

Eingesetzte Modelle

Für die Erarbeitung einer Management-Strategie werden zwei verschiedene Modelle eingesetzt. Für die Berechnung der Wassermengen wird das Modell TalSim des Beratungsunternehmens Sydro-Consult² genutzt, welches stochastisch generierte hydrologische Zeitreihen und Vorgaben des Talsperrenbetreibers bezüglich verbindlicher Abgabemengen benötigt. Zur Modellierung der Wassergüte kommt das gekoppelte physikalisch-ökologische Modell SALMO-HR zum Einsatz (Benndorf & Recknagel, 1982, Benndorf et al. 1985, Petzoldt et al. 2005, Rolinski et al. 2004, 2005).

Strategie der Modell-Verknüpfung

Für die Bewirtschaftung der Talsperre ist es weder sinnvoll noch wünschenswert, beide Modelle direkt miteinander zu koppeln. Trotz gestiegener Rechnerkapazitäten wären die Anforderungen immens. Ausserdem sind für die Wassergüte-Simulationen neben den durch TalSim generierten hydrologischen Zeitreihen weitere Antriebsgrößen notwendig (z.B. meteorologische Größen und Nährstoffflüsse). Für eine begrenzte Anzahl von Szenarien werden diese Antriebsdaten erstellt und für Simulationen beider Modelle genutzt. Die Übertragung der Erkenntnisse zur Wassergüte erfolgt durch den Vergleich der Szenarien gegenüber einem Referenzzustand, bei dem die Veränderungen in Relation zur hydrologischen Situation und der Bewirtschaftungs-Variante bewertet werden.

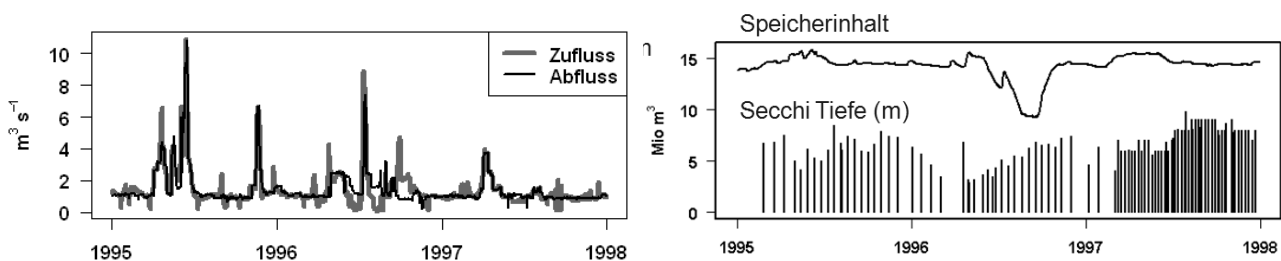


Abb. 1: Hydrologische Situation der Referenzjahre 1995 bis 1997 der Talsperre Klingenberg. Links: Zu- und Abfluss; rechts: Speicherinhalt (Linie) und Sichttiefe (senkrechte Linien).

Ergebnisse und Diskussion

Simulation der Referenzjahre

Für einen Vergleich mit beobachteten Daten wurde eine Referenzperiode (1995 bis 1997) ausgewählt, die sowohl von ihrer vorhandenen Datendichte als auch der Variation der hydrologischen Situation geeignet ist. In den Jahren 1995 bis 1997 nehmen die sommerlichen Zuflüsse sukzessive ab (Abb. 1). Sie werden nur 1996 nicht in gleichem Maße durch die Abflüsse ausgeglichen, so dass es zu einem starken sommerlichen Abstau kommt, der erst im Herbst wieder aufgefüllt wird.

² <http://www.sydro.de>; SYDRO Consult GmbH, Mathildenbergplatz 8, 64283 Darmstadt

Zugleich sind die Jahre klimatisch recht unterschiedlich. Nach dem NAO Winter-Index kann 1995 als warm, 1996 als kalt und 1997 als normal bezeichnet werden.

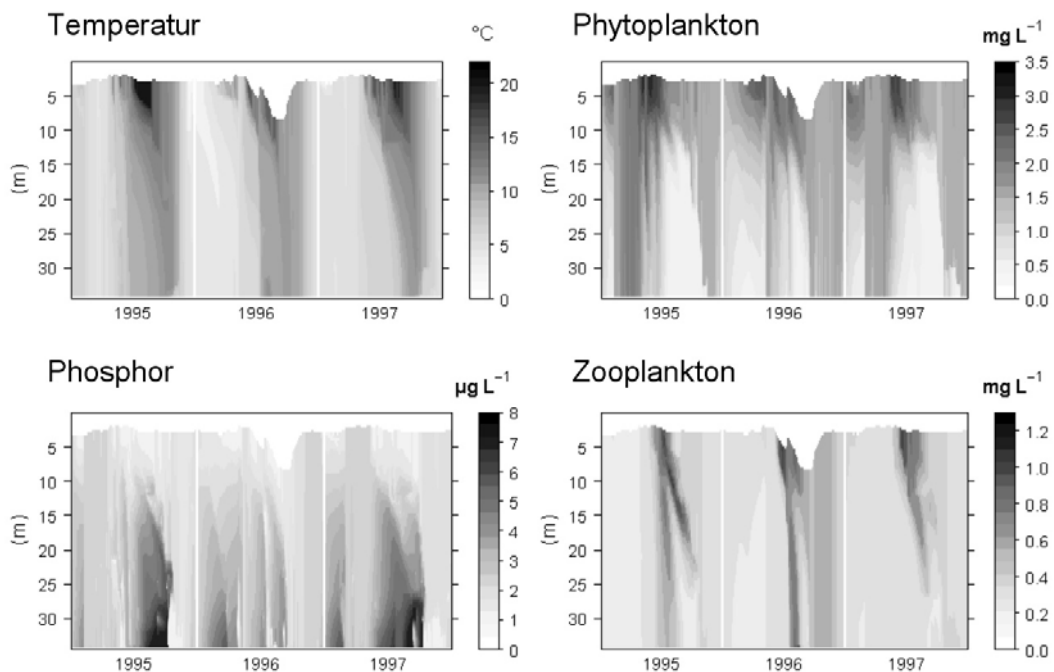


Abb. 2: Ergebnisse der Referenzsimulationen für die Jahre 1995 bis 1997 (Temperatur, Phytoplankton-, Phosphor- und Zooplankton-Konzentrationen).

Die klimatische Charakterisierung findet sich in der Entwicklung der Temperatur (Abb. 2) wieder. Die höchste epilimnische Erwärmung trat im Jahr 1995 auf, gefolgt von 1997. 1996 wurden dagegen kaum Werte über 15°C erreicht. Die daraus resultierende Schichtungssituation bewirkte 1995 und 1997 vermehrte Rücklösungen von Phosphor aus dem Sediment (bis zu $10\ \mu\text{g L}^{-1}$), die 1996 durch wiederholte Vermischungsereignisse fast unterbunden wurde. Dies spiegelt sich in der Intensität der Phytoplanktonentwicklung, die 1996 recht gering ($< 2.5\ \text{mg L}^{-1}$) und 1997 nach der winterlichen Auffrischung des Phosphor-Pools wieder stärker (bis $3.5\ \text{mg L}^{-1}$) ausgebildet ist.

Szenarien der Bewirtschaftung

Um den möglichen Einfluss einer Bewirtschaftungsstrategie zu illustrieren, wurden Simulationen mit Variationen der Entnahmetiefe des Trinkwassers durchgeführt.

Referenz: Entnahmetiefe wird durch den Betreiber zwischen 1 und 12 m über Grund gewählt.

Szenarien: Entnahme in konstanten Tiefen zwischen 2 und 30 m über Grund in 2 m Abständen, maximale Höhe 1 m unter der Wasseroberfläche.

Aus Betreibersicht sind derart oberflächennahe Entnahmen kaum sinnvoll, können aber in einer Studie auf ihre Auswirkungen hin überprüft werden. Mit dem Wassergüte-Modell kann die Rückwirkung der Wasser- und Stoff- Entnahme auf die Vermischung innerhalb des Wasserkörpers abgeschätzt werden. Bei einer bodennahen Entnahme wird der Austausch verstärkt und die Phosphorrücklösung im Vergleich zur Referenz weiter unterbunden (Abb. 3., unten). Bei oberflächennahen Entnahme tritt das Gegenteil ein. Geringe Vermischung fördert die Rücklösung und somit die verstärkte Entwicklung von Phytoplankton in der darauffolgenden Vegetationsperiode (Abb. 3., oben).

Zur Bewertung der Wassergüte ist es notwendig, aussagefähige Kriterien zu finden und mit der Referenz zu vergleichen. Hierfür kommt die Trübung und die Temperatur in Frage (Tab. 1). Es

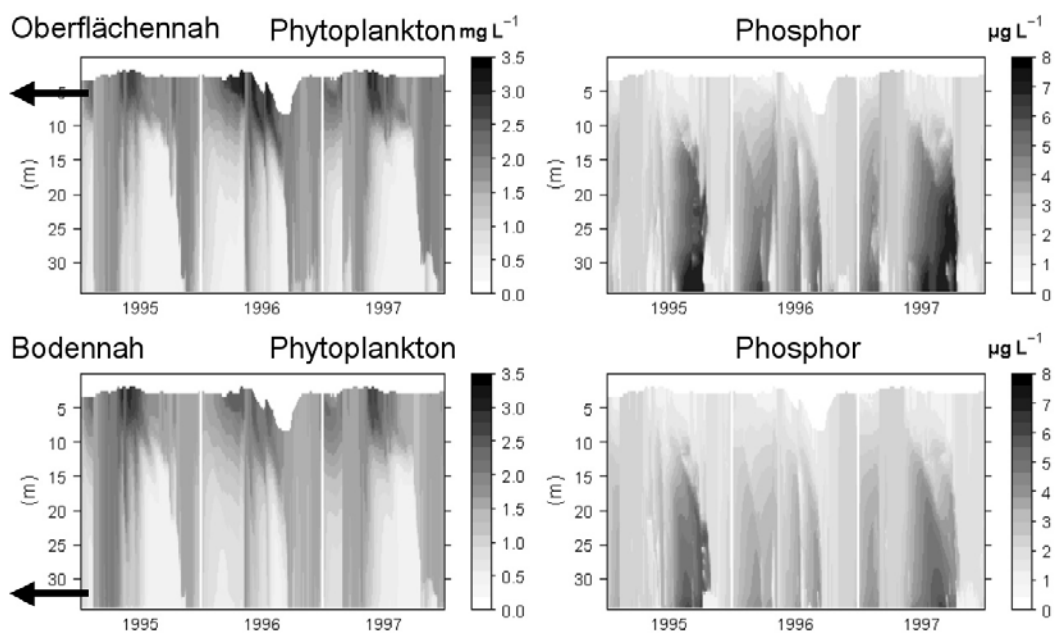


Abb. 3: Ergebnisse ausgewählter Szenarien (Phytoplankton- und Phosphorkonzentrationen) für oberflächennahe (oben) und bodennahe (unten) Entnahmetiefen.

wurden zunächst die biotischen Anteile der Trübung analysiert und zeitliche und räumliche Mittel berechnet. Folgende Kriterien wurden für die Phytoplanktonbiomasse und Temperatur definiert:

K1: saisonale Mittelwerte über die jeweils oberen 5 m der Wassersäule

K2: saisonale Mittelwerte im Trinkwasserentnahmehorizont

K3: Anzahl der Tage, an denen im Trinkwasserentnahmehorizont ein Schwellenwert überschritten wird (Phytoplankton: 1 mg L^{-1} , Temperatur: 10°C).

Tab. 1: Wassergütekriterien aus Betreibersicht sowie deren Repräsentation durch Modellvariablen.

Größe	Anzeiger	Quelle	Modellkomponente
DOC	organische Substanzen	Einzugsgebiet, Exsudate und Abbau von Organismen	in Vorbereitung
Trübung	Kontamination durch Partikel und Bakterien	lebende oder tote Organismen und anorganische Partikel	biotische Anteile: Planktonbiomasse; abiotische Anteile: anorganische Partikel (Partikelmodul in Erarbeitung)
Temperatur	Bakterienwachstum und Abbauraten		vorhanden

Die Werte der Kriterien K1 und K2 für die Phytoplanktonkonzentrationen (Abb. 4) erhöhen sich, wenn die Entnahme sich Richtung Oberfläche verschiebt (Abb. 4, rechts). Dies geht einher mit einer Steigerung der Produktivität des Gesamtsystems (Abb. 4, links). Der erste Effekt ist voraussehbar, da grundsätzlich höhere Planktonbiomassen nahe der Oberfläche vorhanden sind. Der zweite Effekt dagegen wurde nicht in dem Ausmaß erwartet. Er spiegelt die Rückkopplung von Entnahme, Vermischung und Phosphor-Rücklösung wider (vgl. Abb. 3). Für konstante Entnahmetiefen ist demnach eine oberflächennahe Rohwasserentnahme im Sinne der Bewirtschaftung kontraproduktiv. Dies kann sich bei einer jahreszeitlichen Variation anders darstellen. Obwohl eine statistische Ana-

lyse mit Ergebnissen eines deterministischen Modells kaum zulässig sind, wurde zunächst eine ANOVA zur Überprüfung der verschiedenen Einflussgrößen durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, dass sowohl die Entnahmetiefe als auch die Jahreszeit bei beiden Kriterien einen hochsignifikanten Einfluss haben. Der Stauinhalt und das Jahr wirkten sich für K1 signifikant ($p < 0.1$) und für K2 hochsignifikant ($p < 0.001$) aus.

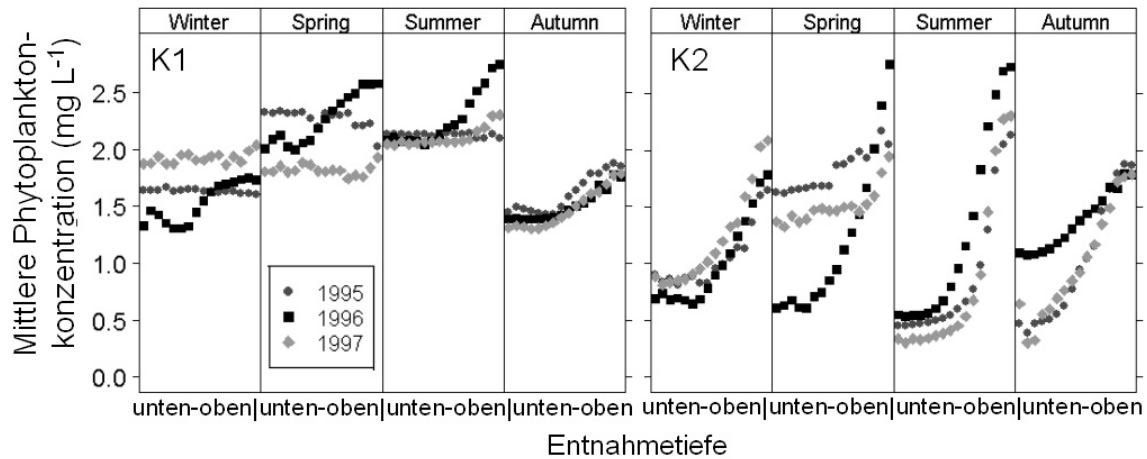


Abb. 4: Wassergütekriterien der Szenarien als Jahreszeitenmittel der Phytoplanktonkonzentration der oberen 5 m (K1, links) und in der Trinkwasserentnahmetiefe (K2, rechts).

Stochastische Simulationen

In einem weiteren Schritt wurden Simulationen mit stochastisch generierten Antrieben aus TalSim durchgeführt, für die Szenarien über je 100 Jahre zur Verfügung stehen. Ausser den Zu- und Abflüssen sind auch meteorologische Antriebe für die Simulationen notwendig, die mittels statistischer Zusammenhänge für dieses Einzugsgebiet sinnvoll ergänzt wurden. Hierbei wird sichergestellt, dass realistische Wettersituationen entstehen (Wechselspiel von Einstrahlung, Zufluss und relativer Feuchte) und die tatsächlich beobachtete Variationsbreite erreicht wird. Das ausgewählte Szenario zeichnet sich durch moderate Variationen der Zu- und Abflüsse sowie der Entnahmetiefen aus.

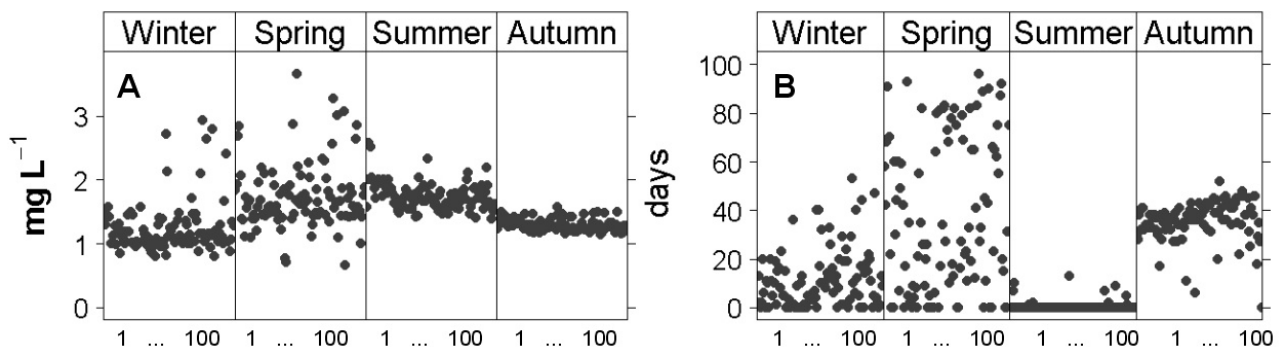


Abb. 5: Wassergütekriterien der stochastischen Simulationen über 100 Jahre für das Phytoplankton für die Kriterien K1 (A) und K3 (B).

Bei der Auswertung der verschiedenen Kriterien (Abb. 5) fällt auf, dass hohe Variationen lediglich im Winter und Frühjahr auftreten. Die hierfür verantwortlichen Einflussgrößen wurden wiederum mithilfe einer ANOVA ermittelt (Tab. 2). Variationen in der Temperatur lassen sich demnach insbesondere auf Schwankungen in den physikalischen Antrieben (Wind, Zuflusstemperatur, Globalstrahlung und Entnahmemenge) erklären. Für die Kriterien der Phytoplanktonkonzentrationen im

Trinkwasserentnahmehorizont (K2) sind ebenfalls die Entnahmemenge und deren Höhe über Grund von Bedeutung. Auch hier konnte also eine Einflussnahme der Bewirtschaftung festgestellt werden.

Tab. 2: Signifikanzniveau der ANOVA für Kriterien des Phytoplanktons und der Temperatur auf Antriebsgrößen der stochastischen Simulationen

	Phytoplankton			Temperatur
	K1	K2	K3	K1
Saison	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Wind	< 0.1	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Zuflusstemperatur		< 0.001		< 0.001
Lufttemperatur			< 0.001	< 0.001
Globalstrahlung				< 0.001
Entnahme		< 0.1		< 0.1
Entnahmetiefe		< 0.1		

Zusammenfassung

Zur Berücksichtigung der Wassergüte für das Management von mehrfach genutzten Trinkwassertalsperren wird ein Konzept vorgestellt, welches ein vielfach genutztes Bewirtschaftungsmodell (Tal-Sim) mit einem gekoppelten physikalisch-ökologischen Wassergütemodell (SALMO-HR) verknüpft. Das Zusammenspiel erfolgt nicht durch eine direkte Kopplung, sondern durch die Implementation von einfachen Regeln, die aus stochastischen Simulationen in Relation zu den antreibenden Kräften und der gewählten Bewirtschaftungsvariante extrahiert werden. Dieses Vorgehen wird für die Talsperre Klingenberg vorgestellt; die die Stadt Dresden mit Trinkwasser versorgt.

Danksagung

Herzlichen Dank an die Mitarbeiterinnen innerhalb des IntegTa-Teilprojektes „Wassergüte“, Katrin Hillert, Patricia Pätz, Anna-Maria Ertel und Marie Lange, den Partnern der Ökologischen Station Neunzehnhain, Nicole Scheifhacken und Lothar Paul, der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, dem Projektpartner SydroConsult und dem BMBF für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

- Benndorf, J., Recknagel, F. (1982): Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. *Ecological Modelling*, 17, 129-145.
- Benndorf, J., Koschel, R., Recknagel, F. Casper, S. (ed.) (1985): The pelagic zone of Lake Stechlin. An approach to a theoretical model. In: Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake. Casper, S.J.(ed.) Dordrecht-Boston-Lancaster: Junk Publishers, Junk Publishers, 443-453.
- Hillert, K., Rolinski, S., Benndorf, J. (2009): Biotisch oder abiotisch – Einfluss hydrologischer Ereignisse auf die Partikelzusammensetzung in einer oligotrophen Talsperre. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag, Berlin: in diesem Band.
- Petzoldt, T., Rolinski, S., Rinke, K., König, M., Baumert, H.Z., Benndorf, J. (2005): SALMO: Die ökologische Komponente des gekoppelten Modells. *WasserWirtschaft*, 5, 28-33.
- Rolinski, S., Petzoldt, T., Paul, L. (2004): Simulationsstudie zur Dynamik der vertikalen Struktur der thermischen Schichtung und deren Einfluss auf die Phytoplanktonentwicklung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 376 - 381.
- Rolinski, S., Petzoldt, T., Baumert, H.Z., Bigalke, K., Horn, H., Benndorf, J. (2005): Das physikalisch-ökologisch gekoppelte Talsperrenmodell. *WasserWirtschaft*, 5, 34-38.

Klimaeffekte auf die Entwicklung von Daphnienpopulationen: Modellsimulationen und Freilandmuster

René Sachse¹, Lothar Paul¹ & Thomas Petzoldt², Wolfgang Horn³ & Heidemarie Horn³

¹ TU Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, 09514 Lengefeld, rene.sachse@tu-dresden.de, lothar.paul@tu-dresden.de ² TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, thomas.petzoldt@tu-dresden.de ³ Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Biotische Struktur von Stauseen“, horn.hw@t-online.de

Keywords: Zooplankton, Daphnien, Mortalität, Klimawandel, Temperatur, Talsperre Saidenbach

Einleitung

In den vergangenen 50 Jahren ist im Zuge der Klimaerwärmung eine signifikante Erhöhung der Lufttemperaturen zu verzeichnen (Bernhofer *et al.* 2002). Gerten *et al.* (2001) weisen diesen Trend auch in vielen europäischen Standgewässern nach. In der Trinkwassertalsperre Saidenbach im Erzgebirge ist ebenfalls ein Anstieg der Temperatur im Epilimnion in vielen Monaten nachweisbar, was u.a. an einem zeitigeren Eisaufbruch seit 1990 sichtbar ist (Rolinski *et al.* 2007). Modellsimulationen von Schläpfer *et al.* (2008) zeigen einen starken Einfluss der Wassertemperatur auf den Zeitpunkt der Daphnienentwicklung und deren Abundanz.

In der Talsperre Saidenbach kam es im Zeitraum von 1987 bis 2005 zu stark reduzierten Daphnienbiomassen und zu einem um einen Monat verzögerten Start des Daphnien-Populationswachstums im Vergleich zum Zeitraum 1975 - 1986. Als Schlüsselfaktor einer erhöhten Daphnienmortalität wirkte ein Besatz mit Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) in den Jahren 1987 und 1991 (Horn, 2003, Horn *et al.* 2006). Weiterhin hypothesieren Wagner & Benndorf (2007), dass eine verstärkte Prädation der Daphnien ebenfalls aus klimatisch bedingten match- und mismatch-Situationen resultieren könnte, in denen die Fische keine anderen Nahrungsressourcen erschließen können. Neben dieser top-down Perspektive ist jedoch wenig über klimatische Einflüsse auf die Entwicklung von Daphnien-Populationen in der Talsperre Saidenbach bekannt. Da veränderte Fischbesätze, Bewirtschaftungsänderungen und klimatische Einflüsse gleichzeitig auf die Talsperre einwirkten, ist eine Einzelbetrachtung der Faktorwirkungen nur schwer möglich. Die Trennung von bottom-up und top-down Effekten soll deshalb im Folgenden mit multivariater Statistik und mit Hilfe eines altersstrukturierten Daphnienmodells erfolgen.

Material und Methoden

Die 48 m tiefe und dimiktische Talsperre Saidenbach versorgt den Großraum Chemnitz mit Trinkwasser und wird seit 1975 ein- bis zweiwöchentlich im Tiefenprofil beprobt (Horn *et al.* 2006). Der Langzeitdatensatz enthält hydrometrische, physikochemische, meteorologische und auf Artniveau aufgelöste planktologische Daten. Für alle Untersuchungen wurden die epilimnischen Biomassen von *Daphnia galeata* und des Phytoplanktons tiefengewichtet gemittelt. Eine Breakpointanalyse der

mittleren jährlichen Daphnienbiomassen erfolgte mittels linearer Regressionsmodelle und Auswahl des wahrscheinlichsten Modells anhand des Bayesschen Informationskriteriums (Zeileis *et al.* 2002).

Zur Identifikation von signifikanten Umweltfaktoren, auf welche die Daphnienpopulation sensitiv durch Änderungen im Timing oder der Abundanz reagiert, wurde eine Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) mit Bray Curtis Abständen durchgeführt. Beginn, Maximum, Ende und die maximale erreichte Biomasse der jährlichen Populationswachstumskurven wurden durch Fitten einer Weibull-Funktion ermittelt (Rolinski *et al.* 2007)¹ und vor der Ordination wurzeltransformiert sowie Wisconsin-double-standardisiert (Oksanen *et al.* 2008). Post hoc wurden dann signifikante Umweltfaktoren mittels Permutationstests ermittelt. Als Umweltfaktoren wurden Monatsmitteltemperaturen in 3 Meter Tiefe, der Zeitpunkt des Beginns der stabilen Sommerschichtung sowie Schätzungen zu relativen Raub- und Friedfischanteilen untersucht. Wegen starker Effekte, die aus unterschiedlichem Fischbesatz resultieren, wurde zur Isolierung des reinen Temperatureffektes außerdem eine partielle Redundanzanalyse (RDA) mit den relativen Fischanteilen als Kovariablen durchgeführt.

Für die Simulation einer Daphnienpopulation wurden das Grazing- und Mortalitätsmodul des Wassergütemodells SALMO (Benndorf & Recknagel 1982; Rolinski *et al.* 2005) in das für *Daphnia galeata* parameterisierte und altersstrukturierte Daphnienmodell von Rinke & Vijverberg (2005) integriert. Die durch Fraßdruck bedingte Mortalitätsrate *mortz* (d⁻¹) wird dabei mit einer temperaturabhängigen Funktion beschrieben:

$$mortz = \frac{(MOMIN + MOT \cdot T) \cdot z}{KMO + z} \quad (1)$$

mit Mortalitätsrate nahe 0 °C *MOMIN* = 0.015 d⁻¹, Steigung der Funktion *MOT* in °C⁻¹ d⁻¹, welche ein indirektes Maß für die Anzahl planktivorer Fische darstellt, Temperatur *T* in °C, Daphnienbiovolumen *z* in g m⁻³ und Halbsättigungskonstante *KMO* = 0.35 g m⁻³. Als Antriebsdaten fungierten tiefengewichtete epilimnische Temperaturmittel und Phytoplanktondaten aus dem Jahr 1995. Das Phytoplankton wurde dabei in drei funktionelle Typgruppen eingeteilt. Für verschiedene Szenarien wurde die Temperatur von April bis Juni in 0.5 K Schritten um bis zu 4 K erhöht und der Mortalitätsfaktor *MOT* von 0 bis 0.015 variiert, um zunehmende Anteile planktivorer Fische zu simulieren. Kenndaten der simulierten Populationsverläufe wurden mit dem carddate-Paket für die Statistiksoftware R ermittelt (Rolinski *et al.* 2007).

Ergebnisse

Die Gleitmittelbildung über verschiedene Zeitperioden zeigt für die Freilanddaten von *Daphnia galeata* verschiedene Jahresverläufe der Populationsdynamik, die in ihren Grundmustern ähnlich sind. Die niedrigsten Biomassen sind im März und April zu finden. Danach setzt das sichtbare Populationswachstum ein, welches im Juni oder Juli die höchsten Biomassen erreicht. Im August bis September tritt häufig eine Sommerdepression ein, welche eine Folge von Ressourcenübernutzung und starkem Fraßdruck ist. Der Sommerdepression kann ein Herbstmaximum folgen. Nach 1987 sank die mittlere jährliche Daphnienbiomasse in der Talsperre Saldenbach um mehr als die Hälfte ab (Abbildung 1, links) und verblieb danach bis 2005 auf niedrigem Niveau. Gleichzeitig mit der Verringerung der Biomasse verzögerte sich auch der Start des sichtbaren Populationswachstums

¹ Der Algorithmus zur Bestimmung von Kardinaldaten liegt nutzbar in einer Implementation für die Programmier- und Statistiksprache R vor (<http://carddates.r-forge.r-project.org>). R ist Open Source Software und frei erhältlich.

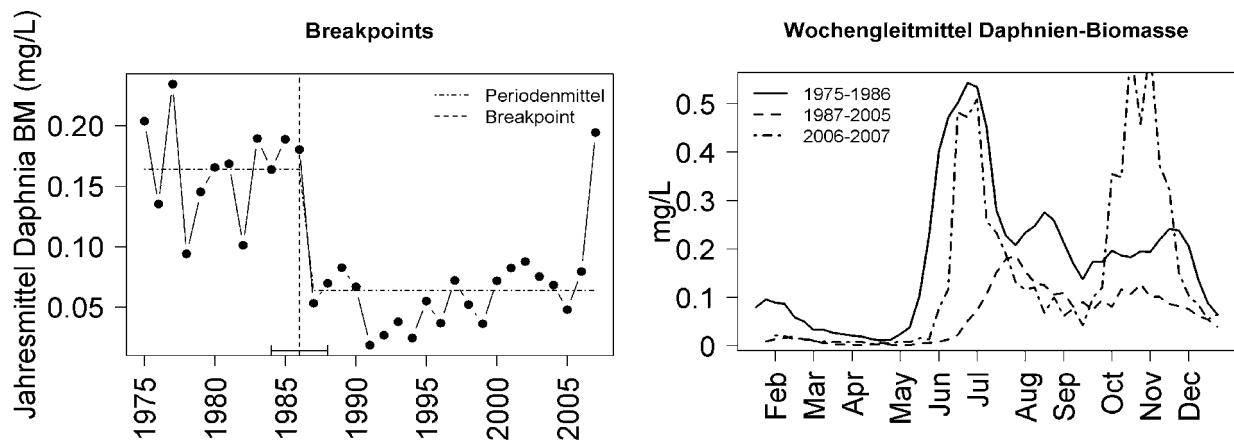


Abbildung 1: Links: Breakpointanalyse der mittleren jährlichen Daphnienbiomassen, mit einem Breakpoint um 1986. Rechts: Wochengleitmittel der Daphnienbiomassen in verschiedenen Phasen (nach Horn *et al.*, 2006).

um ca. einen Monat und das Maximum verlagerte sich vom Juni in den Juli hinein (Abbildung 1, rechts). In den letzten Jahren ab 2006 nahm die Daphnienbiomasse zu und auch das sichtbare Wachstum setzte wieder zeitiger ein

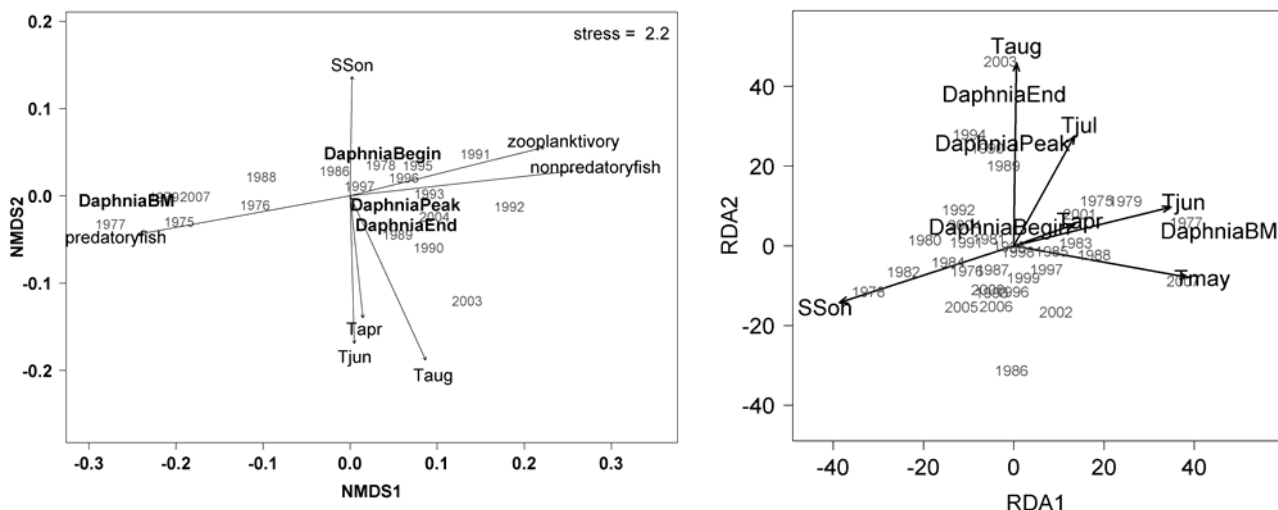


Abbildung 2: Ordination der Jahre des Langzeitdatensatzes hinsichtlich des Timings und der erreichten Biomasse von *Daphnia galeata* mit einer NMDS (links) und partiellen RDA (rechts) mit den relativen Raub- und Friedfischanteilen als Kovariablen. Die Umweltfaktoren wurden nachträglich an die NMDS angepasst. (Tmay, Tapr, Tjun, Tjul, Taug: Monatsmittel der Wassertemperatur in 3 m Tiefe in den Monaten Mai bis August; SSoN: Zeitpunkt des Einsetzens der stabilen Sommerschichtung; predatoryfish und nonpredatoryfish: relativer Anteil der Raub- bzw. Friedfische)

Die Ordination der NMDS verdeutlicht, dass sich die Jahre mit unterschiedlicher Populationsdynamik vor allem entlang der Achse der Fischzusammensetzung aufgliedern, wobei ein hoher Anteil an Raubfischen und damit niedriger Anteil planktivorer Fische hohe Daphnienbiomassen fördert (Abbildung 2). Die zweite dazu orthogonal verlaufende Achse wird von der Wassertemperatur aufgespannt. Die Wassertemperatur im Zeitraum von April bis August scheint dabei Auswirkungen auf das Timing (Maximum und Ende) zu haben. Bei der partiellen RDA wurde die durch die Fische erklärte Varianz herausgerechnet, so dass nur noch die Temperatureffekte betrachtet werden. Die

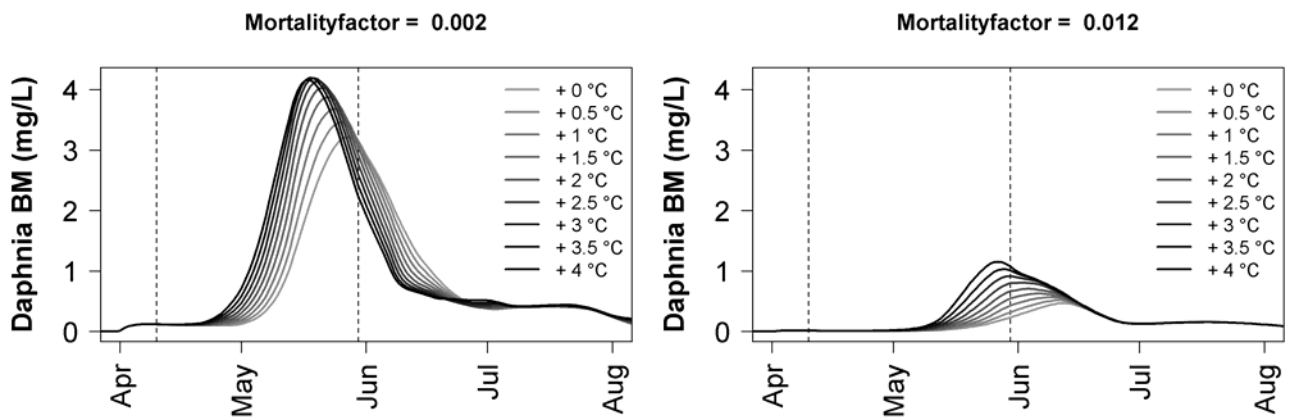


Abbildung 3: Simulierte Daphnien-Populationsdynamiken in unterschiedlichen Mortalitäts- und Temperaturszenarien. Die Temperatur wurde im markierten Zeitraum gegenüber dem Referenzszenario erhöht.

Wassertemperaturen von April bis Mai wirken demnach positiv auf die Daphnienbiomasse. Hohe Temperaturen später im Juli und August dagegen verschieben Maximum und Ende des Populationswachstums auf einen späteren Zeitpunkt. Es können 47 % der Varianz durch die Fischzusammensetzung und 17 % durch Temperatureffekte erklärt werden. Es verbleiben 36 % Restvarianz.

Die Modellsimulation zeigt ebenfalls eine stark verminderte Daphnienbiomasse, wenn eine erhöhte Mortalität durch Fischfraßdruck angenommen wird (Abbildung 3 rechts). Weiterhin kommt es auch im Modell zu einer Verzögerung der Daphnienentwicklung bei hohem Fraßdruck (Abbildung 3 und 4). Allerdings führen im Modell höhere Temperaturen auch unter Berücksichtigung einer höheren temperaturabhängigen Fraßaktivität der Fische (Gleichung 1) zu einem beschleunigten Populationswachstum und zeitigerem Erreichen des Wachstumsmaximums und Endes.

Diskussion

Daphnia galeata wird in der Talsperre Saldenbach stark top-down vor allem über den Fraßdruck der Fische gesteuert. Eine Schlüsselstelle ist dabei die vom Fischfraßdruck stark beeinflusste Startbiomasse von *Daphnia* im Frühjahr (Abbildung 1 rechts). Je niedriger die Daphnienbiomasse am Jahresanfang ist, desto stärker verzögert sich das sichtbare Populationswachstum. Im Gegensatz zu den

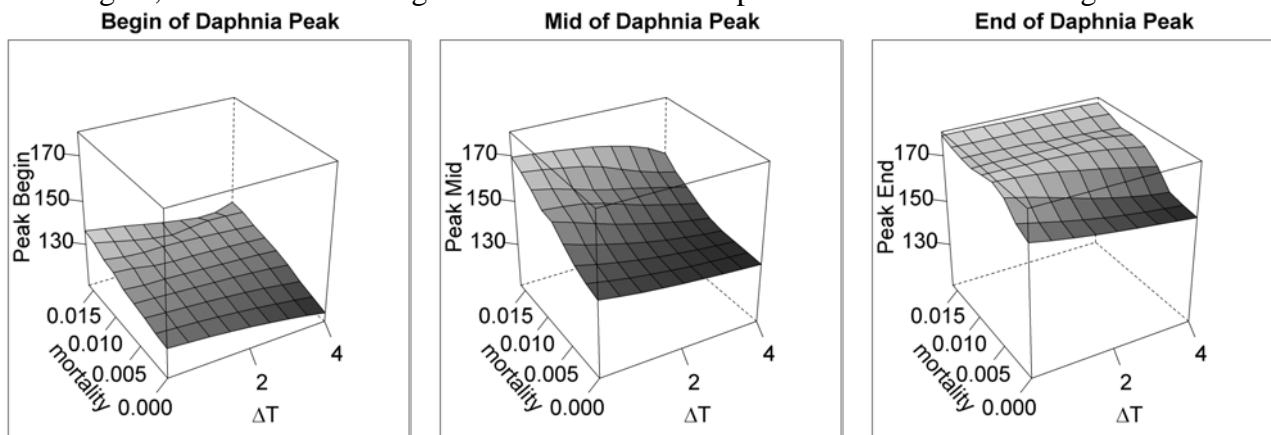


Abbildung 4: Timing einer simulierten Daphnienpopulation in Szenarien mit schrittweise erhöhten Temperaturen im Vergleich zum Referenzszenario und schrittweise erhöhtem Parameter *MOT* (mortality). ΔT in K, mortality in $^{\circ}\text{C}^{-1} \text{d}^{-1}$, peak in jul. Tag.

Modellsimulationen, in denen mit zunehmenden Temperaturen ein beschleunigtes Populationswachstum vorhergesagt wird, zeigt sich bei der Analyse des Langzeitdatensatzes ein verzögernder Einfluss der Juli- und August-Temperaturen auf das Timing des Daphnienmaximums und Peakendes. Sofern Gleichung 1 die temperaturabhängigen Fischfraßmortalitäten nicht unterschätzt, weist dies auf weitere indirekte Temperatureffekte hin. Einerseits könnte das Angebot an fressbarem Phytoplankton mit zunehmenden Temperaturen steigen und die Daphnienentwicklung entsprechend verlängern. Andererseits könnte durch temperaturbedingte Änderungen in der saisonalen Entwicklung anderer Organismen die Mortalität auch steigen. Dies wäre der Fall, wenn den Fischen andere Nahrungsquellen entfallen oder weitere Räuber, wie z.B. invertebrate Räuber oder Jungfische (YOY) im Zeitraum des größten Fischfraßdruckes auftreten (Wagner & Benndorf 2007).

Die multivariate Statistik zeigt, dass der direkte Temperatureffekt auf die Daphnien am Anfang der Wachstumskurve positiv auf die erreichten Biomassen und damit kompensatorisch zum Fischfraßdruck wirkt. Letztendlich sind zur Erklärung der saisonalen Variabilität der Daphnien in der Talsperre Saidenbach aber besonders die Menge an überwinterten Daphnien, welche maßgeblich durch den Fischfraßdruck beeinflusst wird, entscheidend als auch indirekte Temperatureffekte, die auf die Mortalitäten der Daphnien wirken.

Danksagung

Die Autoren danken S. Rolinski für die aufwändige Zusammenstellung der Fischdaten sowie der DFG für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des Schwerpunktprogrammes AQUASHIFT.

Literatur

- Benndorf J. & Recknagel F. (1982). Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. *Ecological Modelling*, 17, 129-145.
- Bernhofer C., Goldberg V. & Franke J. (2002). CLISAX II - Assimilation von standardisierten und abgeleiteten Klimadaten für die Region Sachsen und Ausbau der Sächsischen Klimadatenbank. - Abschlussbericht des Sächsischen Landesamts für Umwelt und Geologie. In: Dresden.
- Gerten D. & Adrian R. (2001). Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. *Limnology and Oceanography*, 46, 448-455.
- Horn H., Horn W., Paul L., Uhlmann D. & Röske I. (2006). Drei Jahrzehnte kontinuierliche Untersuchungen an der Talsperre Saidenbach - Fakten - Zusammenhänge - Trends. In: *Abschlussbericht zum Projekt "Langzeitstabilität der biologischen Struktur von Talsperren-Ökosystemen"*. SAW Leipzig.
- Horn W. (2003). Long-term development of the crustacean plankton in the Saidenbach Reservoir (Germany) - changes, causes, consequences. *Hydrobiologia*, 504, 185-192.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Simpson G., Stevens M. & Wagner H. (2008). *vegan: Community Ecology Package*.
- Rinke K. & Vijverberg J. (2005). A model approach to evaluate the effect of temperature and food concentration on individual life-history and population dynamics of Daphnia. *Ecological Modelling*, 186, 326-344.
- Rolinski S., Horn H., Petzoldt T. & Paul L. (2007). Identifying cardinal dates in phytoplankton time series to enable the analysis of long-term trends. *Oecologia*, 153, 997-1008.
- Rolinski S., König M., Rinke K., Petzoldt T. & Benndorf J. (2005). Gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Simulation zur Bewirtschaftung von Talsperren (GETAS) Teil 1: Hydrobiologie. In: *Abschlussbericht*. TU Dresden.
- Schalau K., Rinke K., Straile D. & Peeters F. (2008). Temperature is the key factor explaining interannual variability of Daphnia development in spring: a modelling study. *Oecologia*, 157, 531-543.
- Wagner A. & Benndorf J. (2007). Climate-driven warming during spring destabilises a Daphnia population: a mechanistic food web approach. *Oecologia*, 151, 351-364.
- Zeileis A., Friedrich L., Hornik K. & Kleiber C. (2002). An R Package for Testing for Structural Change in Linear Regression Models. *Journal of Statistical Software*, 7, 1-38.

Langzeit Biomanipulation in der Talsperre Saidenbach: Ein gescheitertes Experiment?

Torsten Schulze, Stephan Hülsmann, Robert Radke, Uwe Kahl, Matthias Pitsch & Jürgen Benndorf

Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, E-mail: torsten.schulze@tu-dresden.de

Keywords: Biomanipulation, Seeforellen, Besatz, Management

Einleitung

Die Förderung piscivorer Fische als Biomanipulationswerkzeug ist eine weit verbreitete Methode der Gewässergütesteuerung (Benndorf *et al.*, 1984; Benndorf, 1995). Bei der Biomanipulation sollen durch die Konsumtion der Raubfische die Biomasse der zooplanktivoren Fische soweit reduziert werden, dass es durch die Erhöhung der Filtration des Zooplanktons (sowie weiterer indirekter Effekte, s.u.) zu einer Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse bzw. durch Veränderungen in der Phytoplanktongemeinschaft zu einer Verbesserung der Wassergüte kommt. Im Rahmen eines Projektes zur Verbesserung der Rohwassergüte wurde die Trinkwasser-Talsperre Saidenbach 1998 und 1999 intensiv untersucht und von 2000 bis 2007 durch Seeforellenbesatz (*Salmo trutta f. lacustris*) manipuliert (Radke *et al.*, 2003b; Kahl & Radke, 2006; Kahl *et al.*, 2008; Finanzierung: Deutsche Forschungsgemeinschaft, Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V., Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V.). Das primäre Ziel war es, einen piscivoren Seeforellenbestand aufzubauen, um die dominante zooplanktivore Fischart Plötze (*Rutilus rutilus*) in ihrem Bestand zu reduzieren. Das weitergehende Ziel des Projektes war die Testung der Hypothese, dass top-down Manipulationen des pelagischen Nahrungsnetzes tiefer geschichteter Gewässer über indirekte Effekte zu einer Oligotrophierung des Systems führen und somit eine bottom-up Limitierung des Phytoplanktons induzieren (Hülsmann *et al.*, 2006). Im Folgenden werden die Besatzmaßnahmen, die Entwicklung des Seeforellenbestandes in der Talsperre und das Management in Absprache mit den verschiedenen Interessensgruppen an der Talsperre Saidenbach vorgestellt.

Material und Methoden

Die Talsperre Saidenbach liegt im Erzgebirge (Sachsen, 50° 44' 9" N, 13° 14' 3" E), hat eine Oberfläche von 1.46 km², eine mittlere Tiefe von 15.3 m, eine maximale Tiefe von 45 m und ist mesotroph. Sie dient hauptsächlich der Versorgung der Stadt Chemnitz mit Rohwasser und wird vom Anglerverband Südsachsen e.V. fischereilich genutzt (weitere Informationen bei Radke *et al.*, 2003a). Während des gesamten Projektes lag das Mindestmaß für alle Salmoniden bei 60 cm L_T bei einer Fangbeschränkung von einer Forelle pro Angler und Tag. Die Ziele und Ergebnisse des Projektes wurden einmal jährlich in einer Versammlung der verschiedenen Interessensgruppen (TU Dresden, Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Anglerverband Südsachsen e.V., Fischereibehörde Sachsen) vorgestellt und diskutiert. Die Untersuchungen des Fischbestandes wurden durch Kiemennetzbefischungen (mindestens drei pro Jahr: Frühjahr, Sommer, Herbst) und Elektrofischerei im Uferbereich bewerkstelligt. Der

Tab. 1: Masse, mittlere Totallänge (L_T), mittlere Masse und Anzahl der besetzten Forellen.*): Besatz mit Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*).

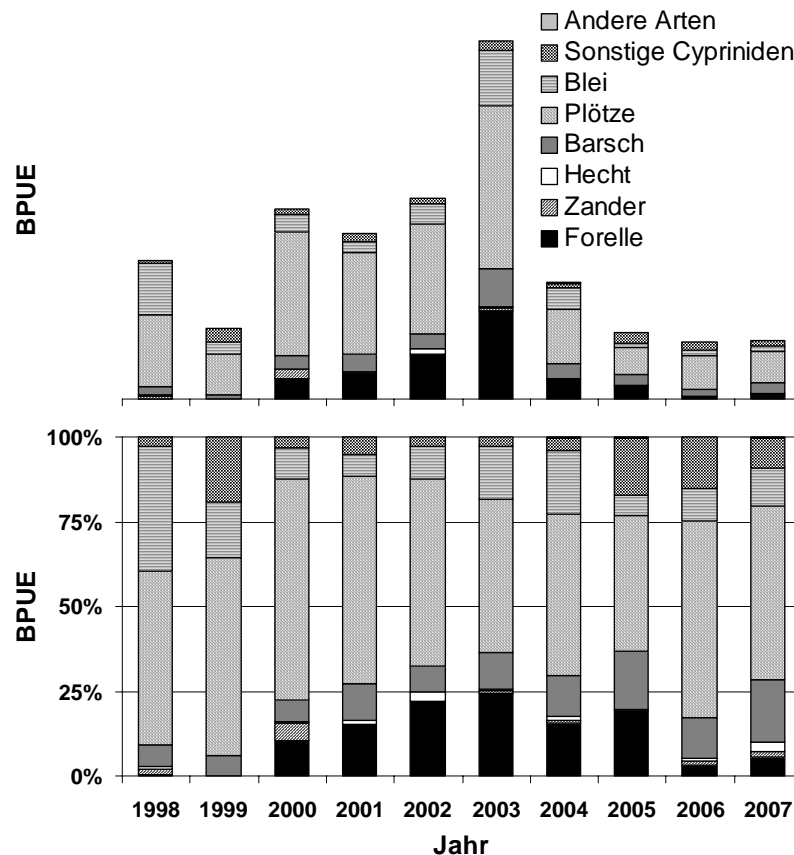
Datum	Masse (kg)	mittl. L_T (cm)	mittl. Masse (g)	N
13.03.00	350	36	663	528
08.04.00	1560	35	599	2604
03.10.00	300	k.D.	300-500	552
Summe 2000	2210			
07.04.01	720	36	596	1208
29.09.01	200	30	360	556
25.10.01 *	300	k.D.	k.D.	552
22.11.01	600	31	481	1247
Summe 2001	1820			
12.03.02	1150	30	347	3314
17.09.02 *	670	k.D.	k.D.	1233
28.09.02	230	32	417	552
03.10.02	420			773
Summe 2002	2470			
07.04.03	1000	43	1119	894
14.04.03 *	1600	31	359	4457
18.10.03	500	k.D.	k.D.	920
Summe 2003	3100			
29.03.04	750	38	652	1150
29.09.04	377	k.D.	k.D.	694
Summe 2004	1127			
12.01.05	650	28	318	2044
10.10.05	1060	k.D.	k.D.	1951
Summe 2005	1710			
17.11.06	700	34	545	1284
Summe 2006	700			
22.02.07	700	36	607	1153
Summe 2007	700			
Summe 2000 bis 2007	13837			27666

Bestand wurde anhand von hydroakustischen Aufnahmen und Kiemennetzfängen im Herbst jeden Jahres bestimmt. Der Einheitsfang wurde je nach Stellzeit, Netzfläche, Anzahl der Netzreihen und Auftreffwahrscheinlichkeit der unterschiedlichen Fischarten für alle Jahre normiert. Die Nahrungszusammensetzung wurde anhand der Analysen von Mageninhalten und der Bestimmung der Beuteorganismen, z.T. an verbleibenden Hartstrukturen, beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Nach der Untersuchung des Ausgangszustandes in den Jahren 1998 und 1999 wurde im Jahr 2000 mit dem Besatz von Seeforellen begonnen (Tab. 1). Insgesamt wurden rund 13,8 Tonnen Forellen besetzt. Eine nennenswerte Besatzmortalität wurde nicht festgestellt. 2003 konnte der größte Bestand an Forellen festgestellt werden (Abb. 1). Am Ende des Projektzeitraumes konnten im Herbst 2007 keine Forellen mehr nachgewiesen werden (Abb. 2). Es fehlten damit rund 13 Tonnen Forellen (ohne Zuwachs; rund 26.000 Tiere). Zudem bestand die Population praktisch während des gesamten Zeitraumes überwiegend aus Individuen < 45 cm (Abb.3). Nahrungsanalysen zeigten, dass Forellen ab einer Größe von 40 cm L_T zu 50 % piscivor waren (Anzahl untersuchter Forellen: 667). Damit bestand die Forellenpopulation bis auf wenige Jahre aus hauptsächlich nicht piscivoren Tieren. Der für eine erfolgreiche Biomanipulation empfohlene Raubfischanteil von 30 bis 40 % (Benndorf & Kamjunke, 1999) an der Biomasse der Fischgemeinschaft wurde nur im Frühjahr 2000 und im Herbst 2003 annähernd erreicht (Abb. 4). Somit ist es trotz intensiver Besatzmaßnahmen nicht gelungen, einen piscivoren Seeforellenbestand in der Talsperre Saidenbach zu etablieren. Konsumtion durch Hechte oder Vögel kann dabei als Verlustgröße ausgeschlossen werden.

Abb. 1: Absoluter und prozentualer Einheitsfang (BPUE: biomass per unit effort) für die Jahre vor (1998 und 1999) und nach (2000 bis 2007) dem Besatz mit Seeforellen. Dargestellt sind Jahresmittelwerte.



Von 115 untersuchten Hechten wurde nur in einem einzigen Magen eine Regenbogenforelle gefunden. Da weiterhin die mittlere Größe der Hechtpopulation bei 48 cm lag, kann ein starker Fraßdruck auf die besetzten Forellen (mittlere L_T bei Besatz zwischen 28 und 43 cm) ausgeschlossen werden (Hyvärinen & Vehanen, 2004). Während des gesamten Untersuchungszeitraums wurden nur in wenigen Jahren eine kleine Gruppe (4-5 Tiere) Kormorane beobachtet. Über den Verbleib der besetzten Forellen kann somit nur spekuliert werden. Eventuell spielt die illegale Entnahme von untermassigen Salmoniden eine Rolle. Zudem könnte es zu erhöhter Mortalität nach Fang und Zurücksetzen von untermaßigen Tieren gekommen sein. Die Talsperre Saidenbach hat in Anglerkreisen einen erstklassigen Ruf (Mende, 2004, siehe auch www.kormoranfeinde.de/sites/talsperren/saidenb).

FAZIT: In einer fischereilich genutzten Talsperre ohne natürliche Reproduktion war es nicht möglich, einen piscivoren Seeforellenbestand aufzubauen. Bezüglich der ursprünglichen Ziele ist das Experiment damit gescheitert, jedoch gehen die erhobenen Daten in die Bearbeitung diverser verwandter Fragestellungen ein (Radke & Kahl, 2002; Radke *et al.*, 2003b; Schulze *et al.*, 2004; Kahl & Radke, 2006; Kahl *et al.*, 2008). Zur Absicherung einer effektiven Nahrungsnetzsteuerung empfehlen wir daher in tiefen mesotrophen Gewässern, die Zuläufe soweit möglich anzubinden um ein Aufwandern der Salmoniden zum Laichen möglich zu machen. Außerdem muss die Mortalität der Seeforellen möglichst gering gehalten werden, was nur durch eine stärkere Reglementierung der Fischerei zu realisieren wäre. Falls dies nicht möglich ist, scheint die Förderung selbstreproduzierender Raubfischarten wie Hecht (*Esox lucius*) und Zander (*Sander lucioperca*) eine mögliche Alternative.

Abb. 2: Kumulierter Besatz, Bestandsschätzung und kumulierte Entnahme der Forellen. Die Entnahme der Forellen durch den AVS wurden den offiziellen Fangstatistiken entnommen. Die Bestandsschätzung wurde jeweils im Herbst jeden Jahres durchgeführt.

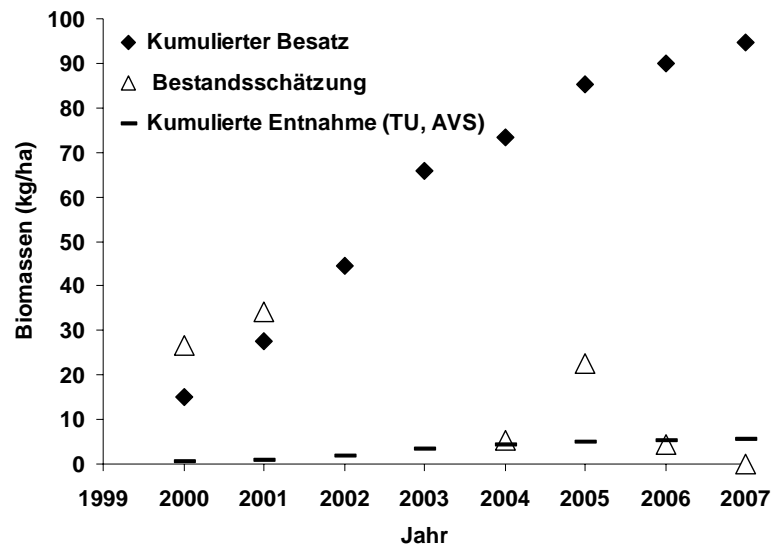


Abb. 3: Einheitsfang (CPUE: catch per unit effort) der Salmoniden für die Jahre 2000 bis 2007.

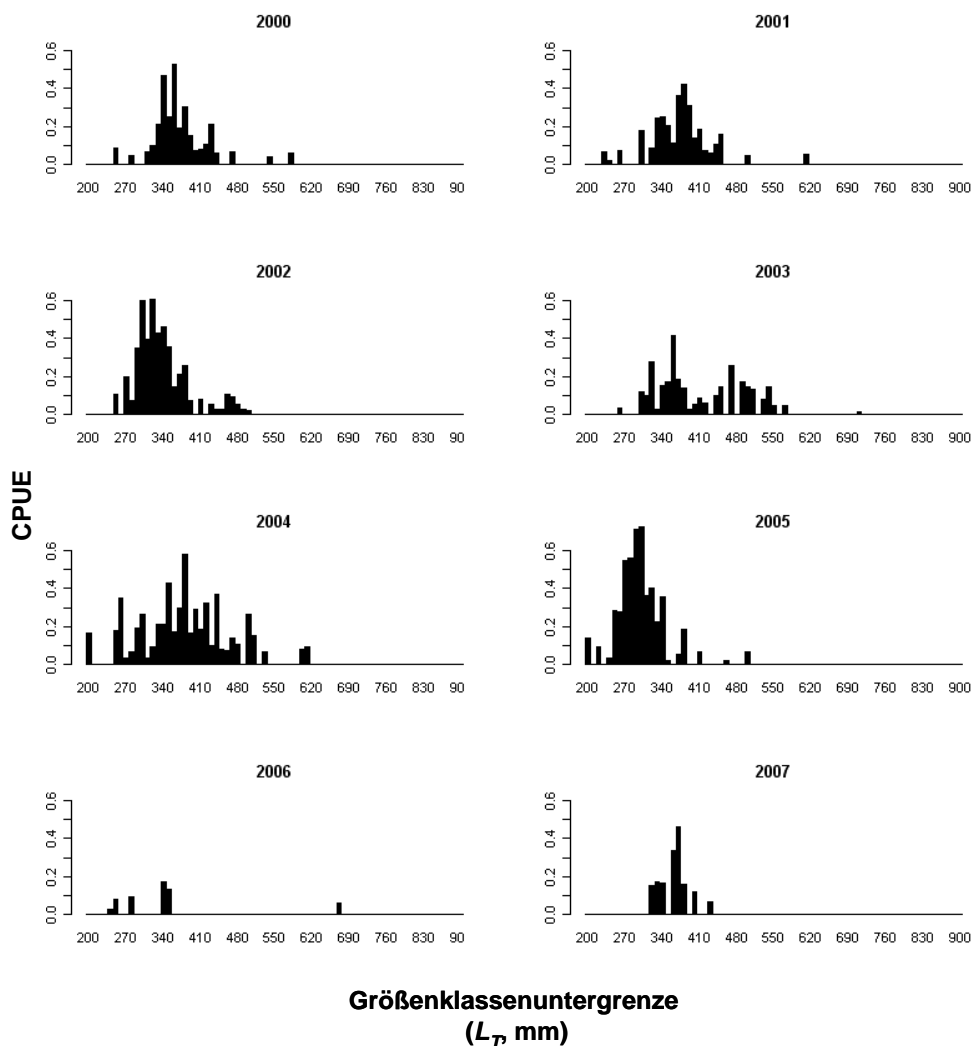
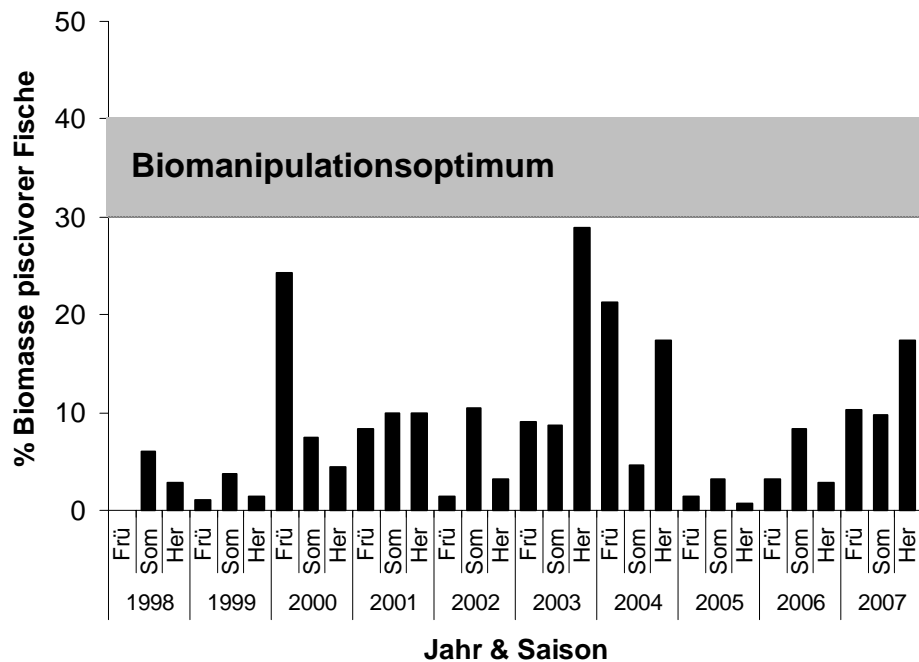


Abb. 4: Anteil piscivorer Fische an der Biomasse der Fischgemeinschaft. Als piscivor gelten Forellen >40 cm L_T , Barsche >20 cm L_T und alle Zander und Hechte.



Literatur

- Benndorf, J. (1995). Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 80, 519-534.
- Benndorf, J. & Kamjunke, N. (1999). *Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen*. Dresden: Lößnitz-Druck GmbH.
- Benndorf, J., Kneschke, H., Kossatz, K. & Penz, E. (1984). Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 69, 407-428.
- Hülsmann, S., Horn, H., Horn, W., Kahl, U., Paul, L., Radke, R.J., Worischka, S. & Benndorf, J. (2006). Relations between food web structure and nutrient budget in a stratified lake: results from a whole-lake experiment in Saldenbach Reservoir, Germany. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29, 1543-1547.
- Hyvärinen, P. & Vehanen, T. (2004). Effect of brown trout body size on post-stocking survival and pike predation. *Ecology of Freshwater Fish* 13, 77-84.
- Kahl, U., Hülsmann, S., Radke, R.J. & Benndorf, J. (2008). The impact of water level fluctuations on the year class strength of roach: Implications for fish stock management. *Limnologica* 38, 258-268.
- Kahl, U. & Radke, R.J. (2006). Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecology of Freshwater Fish* 15, 48-56.
- Mende, M. (2004). Dicke Dinger "made in Sachsen"! *Esox* 4, 13-15.
- Radke, R.J. & Kahl, U. (2002). Effects of a filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. *Freshwater Biology* 47, 2337-2344.
- Radke, R.J., Kahl, U. & Benndorf, J. (2003a). Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator. *Limnologica* 33, 92-98.
- Radke, R.J., Kahl, U. & Benndorf, J. (2003b). Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator. *Limnologica* 33, 92-98.
- Schulze, T., Kahl, U., Radke, R.J. & Benndorf, J. (2004). Consumption, abundance and habitat use of *Anguilla anguilla* in a mesotrophic reservoir. *Journal of Fish Biology* 65, 1543-1562.

Änderungen der Genotypstruktur der Daphnienpopulation in der Talsperre Saldenbach nach dem ersten eisfreien Winter: Einfluss der Überwinterungsstrategie

Bettina Zeis¹, Wolfgang Horn², Ulrike Gigengack¹, Ralph Pirow¹ & Rüdiger J Paul¹

¹Institut für Zoophysiologie, Hindenburgplatz 55 48143 Münster zeis@uni-muenster.de

²Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Straße 14, 09514 Lengefeld

Keywords: Abundanz, Allozyme, Dauereier, Parthenogenese, Rekrutierung, Temperatur

Einleitung

Die Temperatur übt entscheidenden Einfluss auf poikilotherme Lebewesen aus. Vor dem Hintergrund des aktuellen und erwarteten Klimawandels sind daher Reaktionen von Individuen und Organismengemeinschaften auf veränderte Temperaturbedingungen von verstärktem Interesse.

Die Auswirkungen saisonaler und inter-annualer Änderungen des Temperaturregimes auf das Zooplankton der Talsperre Saldenbach im Erzgebirge wurde in den Jahren 2005 bis 2007 untersucht. Der Winter der Saison 2006/2007 war ungewöhnlich warm und eine Eisbedeckung der Talsperre blieb zum ersten Mal seit ihrem Bestehen aus. Temperatureinflüsse auf die Abundanz der Tiere sowie die Zusammensetzung der Daphniengemeinschaft hinsichtlich der vertretenen Genotypen sind Gegenstand der Analysen. Der Beitrag überwinternder Tiere und der Anteil der aus Dauereiern rekrutierten Tiere zur Populationsentwicklung im Frühjahr soll anhand von Felddaten und Laborexperimenten abgeschätzt werden, um den Einfluss der Überwinterungsstrategie und ihre Rolle bei veränderten Temperaturbedingungen zu ermitteln.

Material und Methoden

Die Daphnien, die den Hauptteil der Cladoceren der Talsperre darstellen, gehören zum *Daphnia galeata-hyalina*-Hybrid-Komplex. Multilocus-Genotypen (MLG) wurden durch Cellulose-Acetat Allozymelektrophorese ermittelt (siehe Pinkhaus et al, 2007). Im Oktober 2005 gebildete Dauereier wurden im Labor im März 2006 revitalisiert und die MLG-Zugehörigkeit der geschlüpften Tiere ebenfalls bestimmt. Die Aldehydoxidase (AO) wurde als diagnostisches Allel zur Unterscheidung von *D. galeata* (ff), *D. hyalina* (ss) oder Hybriden (sf) herangezogen (Gießler 1997). Klone der häufigsten Genotypen wurden im Labor gehältert und untersucht. In life-table Experimenten wurden in drei Parallelansätzen jeweils 10 frisch geschlüpfte Tiere bei 5 °C gehalten und wöchentlich die Überlebensrate und die Anzahl der Nachkommen bestimmt, wobei die Jungtiere aus dem Glas entfernt wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Die saisonale Abfolge der Genotypen wies in den Jahren 2005 und 2006, die durch eine etwa dreimonatige Eisbedeckung im Winter gekennzeichnet waren, große Ähnlichkeit auf. Im Winter dominierten Tiere dreier Genotypen (MLG 1, 36, 40; AO *ff* oder *fs*), die im Frühjahr von anderen Genotypen (MLG 6, 8, 9; AO *ss*) abgelöst wurden. Diese zweite Tiergruppe dominierte während des Sommers die Daphnienpopulation und erreichte während der Abundanzmaxima im Juni/Juli und September/Oktober die höchsten Individuendichten. Im Jahr 2007 überwinterten ebenfalls Tiere der MLG-Gruppen, die das *f*-Allel der AO homozygot oder heterozygot aufwiesen. Der Anstieg der Abundanz der (in den Vorjahren dominanten) Tiere, die das *s*-Allel homozygot trugen, blieb allerdings aus. Erst im September konnten diese Tiergruppen in nennenswertem Umfang beobachtet werden. Die Abundanzmaxima im Juni, Juli und Oktober 2007 wurden aber von Tieren dominiert, die bezüglich der AO als *ff* oder *fs* charakterisiert waren.

Das Auftreten der *ss*-Genotypen im Frühjahr (2005 und 2006) erfolgte innerhalb von 2 Wochen und erreichte in dieser Zeit eine Dominanz von 70 % oder darüber hinaus. Diese explosive Entwicklung legt eine Rekrutierung aus Dauereiern nahe. Aus den Ephippien vom Herbst des Jahres 2005 schlüpften ausschließlich Individuen des *ss*-Genotyps (MLGs 6, 8 und 9 dominierten zu mehr als 80 %). Damit spiegeln sie die Genotypstruktur der Population im Herbst direkt wider. Nachdem im Winter Tiere dieser Genotypen nicht nachgewiesen werden konnten, erreichen sie im Mai des Folgejahres wieder hohe Populationsanteile und Individuendichten.

Um die Rolle der Überwinterungsstrategie für die Populationsentwicklung abschätzen zu können, wurden life-table Experimente im Labor durchgeführt. (Abb. 1) Für zwei unterschiedliche Klone des Genotyps T1 (isoliert aus der Talsperre im April 2005 und Mai 2006) wurde unter den kalten Bedingungen eine maximale Lebensdauer von über 200 Tagen ermittelt. Sie überlebten vom November bis zum Juni des Folgejahres. Die mittlere Lebensdauer betrug etwa 110 Tage. Die zehn Tiere produzierten parthenogenetisch in dieser Zeit durchschnittlich etwa 200 Nachkommen. Zwei Klone des Genotyps T6 (Freilandentnahme Mai 2005 und Mai 2006) wiesen eine deutlich kürzere Lebensdauer auf (durchschnittlich etwa 70 Tage). Sie produzierten ausschließlich Dauereier. Da nur zwei Dauereier pro Ephippium angelegt werden, fällt damit die Nachkommenzahl deutlich geringer aus. Außerdem bleibt der Anteil erfolgreicher Schlupfereignisse unbekannt, so dass die Zahl mit hoher Wahrscheinlichkeit noch niedriger liegen würde. Die Ähnlichkeit der aus unterschiedlichen Jahren isolierten Klone unterstreicht die Konstanz der untersuchten Variablen.

Die maximale Lebensdauer der Hybrid-Klone betrug 189 bzw. 147 Tage (T27, T44), die mittlere Lebensspanne wurde mit 105 bzw. 56 Tagen berechnet (Isolation der Klone aus dem Freiland T27: Mai 2007, T44: Juli 2007). Die Hybride produzierten ebenfalls Dauereier. Die erste Brut der Tiere vom MLG T 44 umfasste auch parthenogenetische Jungtiere.

Die Unterschiede in der Fortpflanzungsstrategie könnten im Freiland zur Folge haben, dass Tiere des *ff*-Genotyps überwintern und einen parthenogenetischen Ausgangspool für das kommende Frühjahr zur Verfügung stellen. Dagegen hätten *ss*-Genotypen ein größeres Potential, aus Dauereiern geschlüpfte Tiere zur Populationsentwicklung beizutragen. Beim Ausbleiben der Eisbedeckung können dann die unterschiedlichen Überwinterungsstrategien zu einer Verschiebung der jeweiligen Beiträge zur Zooplanktongemeinschaft führen.

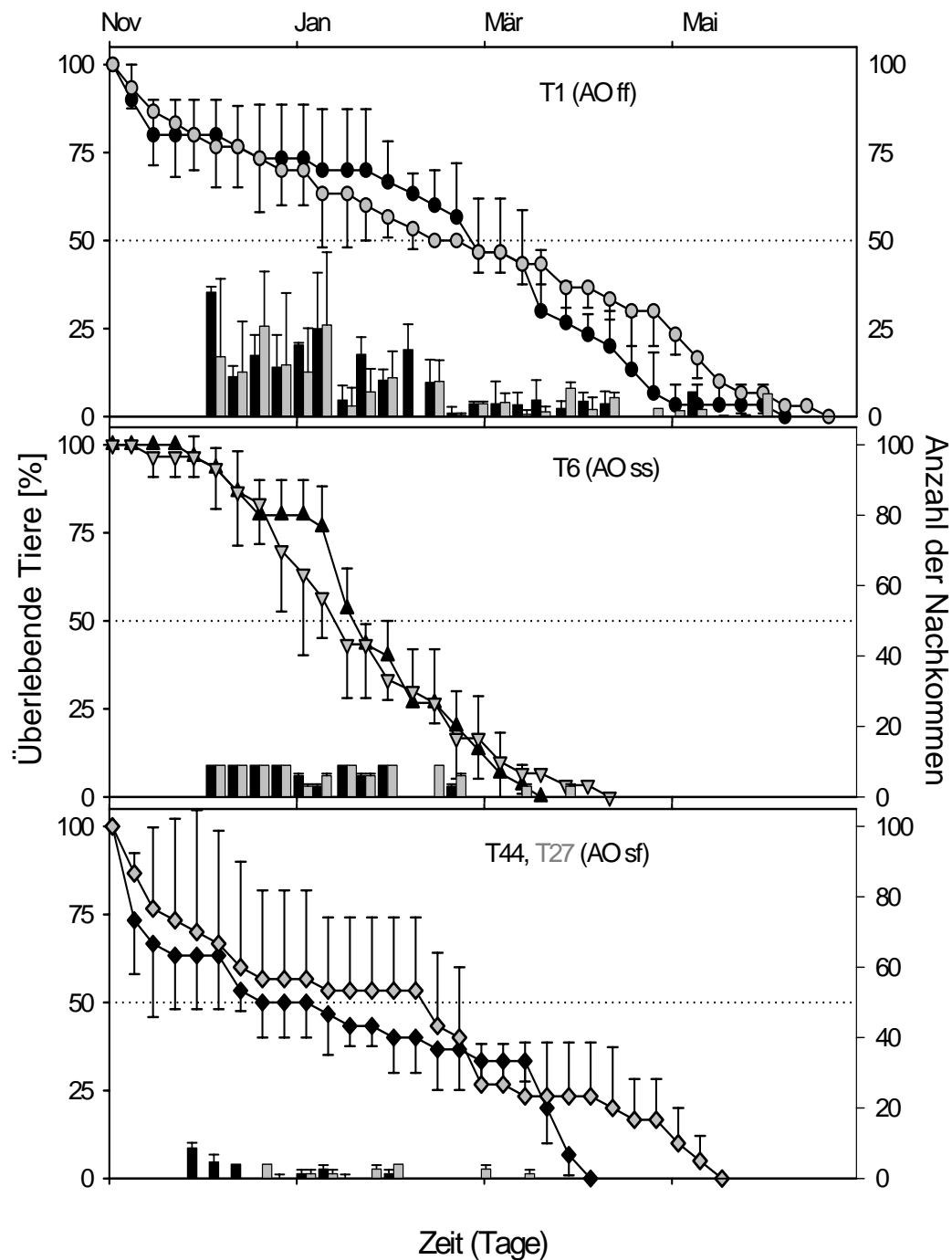


Abb. 1: Überlebensrate und Nachkommenproduktion ausgewählter Klone unter Winter-Bedingungen. Dreimal 10 juvenile Tiere jedes Klons wurden bei 5 °C und einem Licht:Dunkel-Rhythmus von 8:16 h gehalten und wöchentlich die Anzahl der Tiere sowie der Nachkommen erfasst. Tiere vom MLG Typ 1 erreichten die längsten maximalen und mittleren Lebensspannen. Sie produzierten eine hohe Zahl parthenogenetischer Nachkommen, während die Tiere der MLG 6 und 27 ausschließlich Dauereier produzierten.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die im Labor beobachteten Unterschiede in der Überlebensrate und Fortpflanzung der untersuchten ML-Genotypen korrelieren mit der im Freiland beobachteten Präsenz im Winter und dem Beitrag zum Dauereipool. In der auf den eisfreien Winter 2006/07 folgenden Saison konnten die überwinternden Genotypen deutlich höhere Populationsanteile und Individuendichten erreichen als in den Vorjahren. Auch der Anteil und die Individuendichte der Hybride war stark angestiegen. Die Veränderung der Genotypstruktur als Folge des eisfreien Winters steht im Zusammenhang mit der Überwinterungs- und Rekrutierungsstrategie der Daphnien. Warme Winter begünstigen demnach die überwinternde Teilpopulation und wirken sich noch während des exponentiellen Populationswachstums im folgenden Frühjahr und Sommer auf die Genotypstruktur der Daphniengemeinschaft aus.

Danksagung

Herrn Lothar Paul und dem Team der Ökologischen Station Neunzehnhain gilt unser herzlicher Dank für die Unterstützung. Gefördert durch die DFG (Schwerpunktprogramm AQUASHIFT).

Literatur

- Giessler, S (1997): Analysis of reticulate relationships within the *Daphnia longispina* species complex. Allozyme phenotype and morphology. J Evol Biol 10:87-105
- Pinkhaus O, Schwerin S, Pirow R, Zeis B, Buchen I, Gigengack U, Koch M, Horn W, Paul RJ (2007): Temporal environmental change, clonal physiology and the genetic structure of a *Daphnia* assemblage (*D-galeata-hyalina* hybrid species complex). Freshwater Biology 52:1537-1554

STRUKTUR UND FUNKTION DES LITORALS

HOFMANN, H., A. LORKE & F. PEETERS: Wellen-induzierte Variabilität des Unterwasser-Lichtklimas

KABUS, T.: Verbreitung submerser Makrophyten in den Weichwasserseen des brandenburgischen Jungmoränenlandes. Erste Ergebnisse

RÖNICKE, H., O. BÜTTNER, M. SCHULTZE & P. HERZSPRUNG.: Abundanzdynamik und interne Nährstoffversorgung der Litoralbestände submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche

SCHEIFHACKEN, N. & K.-O. ROTHHAUPT: Wellendynamik im Litoral – Auswirkungen auf das Benthos

VÁRI, Á. & V. TÓTH: Der Einfluss verschiedener Umweltgradienten im Plattensee auf die Morphologie von *Potamogeton perfoliatus*

Wellen-induzierte Variabilität des Unterwasser-Lichtklimas

Hilmar Hofmann, Andreas Lorke & Frank Peeters

Arbeitsgruppe Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, D-78465 Konstanz, hilmar.hofmann@uni-konstanz.de

Keywords: PAR, wave focussing, hochfrequente Fluktuationen, Oberflächenwellen, Litoral,

Einleitung

Das Unterwasserlicht-Klima in Seen unterliegt starken Schwankungen. Die Fluktuationen der Lichtintensität, gemessen in photosynthetisch aktiver Strahlung (PAR), werden nicht nur durch die Änderung der einfallenden Strahlung erzeugt, sondern auch durch Oberflächenwellen, die die Wasseroberfläche auslenken und krümmen (Snyder and Dera 1970; Kirk 1994; Zaneveld et al. 2001). Oberflächenwellen induzieren auch die Resuspension von Partikeln im Litoral und führen damit indirekt zur Änderung der Lichtextinktion und der Unterwasser-Lichtintensität (Hofmann et al. 2008a; Hofmann et al. in revision). Besonders in geringen Wassertiefen sind die Fluktuationen der Lichtintensität besonders hoch (Dera and Gordon 1968; Rørslett et al. 1997; Schubert et al. 2001) und stellen dadurch einen bedeutenden Faktor für das Wachstum von Phytoplankton (Finger et al. 2007), Biofilmen und Makrophyten (Scheffer et al. 1993) dar; und beeinflussen die Habitatwahl, die Nahrungsaufnahme und den Predationsdruck von Fischen (Utne-Palm 2004; Schleuter and Eckmann 2006). Die biologische Bedeutung ergibt sich nicht nur aus den Amplituden der Fluktuation der Lichtintensität, sondern auch durch deren zeitliche Skalen (Walsh and Legendre 1983; Pahl-Wostl 1992).

Die hier präsentierten experimentellen Untersuchungen zur Variabilität des Unterwasser-Lichtklimas hatten zum Ziel die Amplituden und zeitlichen Skalen der Fluktuationen der Lichtintensität, die durch die Auslenkung der Wasseroberfläche und dem Prozess des „wave focussing“ (Linseneffekt der Wellen) erzeugt werden, zu bestimmen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Geräte

Die Messungen wurden im westlichen Teil des Bodensee-Obersees an der Stelle Litoralgarten (LG; 47°41'29''N, 09°12'11''E) durchgeführt. Das Ufer ist sowohl gegenüber Wind- als auch Schiffswellen exponiert und zeichnet sich durch eine hohe Variabilität aus (Hofmann et al. 2008a).

Das Unterwasser-Lichtklima wurde mit sehr hoher zeitlicher Auslösung (128 Hz) durch eine Kette, bestehend aus 6 synchronisierten sphärischen PAR-Sensoren (LI-193SA, LI-COR) kombiniert mit einem Drucksensor (PS, PDCR 1730, DRUCK), gemessen. Die Messungen wurden im April und

Mai 2007 in einer Wassertiefe von 2,2 m durchgeführt. Alle Sensoren waren auf einem Stativ, das auf dem Seeboden stand, befestigt und vertikal angeordnet. Einer der PAR-Sensoren (S 0) war als Referenzsensor 0,4 m über der Wasseroberfläche angebracht, um das einfallende Licht zu messen. Die anderen 5 PAR-Sensoren waren 0,2 (S 1), 0,7 (S 2), 1,2 (S 3), 1,7 (S 4) und 2,0 m (S 5) unterhalb der Wasseroberfläche angebracht. Der Drucksensor wurde direkt neben S 1 installiert.

Datenanalyse

Die Zeitreihe der Unterwasser-Druckfluktuationen, gemessen durch den PS, wurde in die Zeitreihe der Oberflächenauslenkung nach der Methode beschrieben in Hofmann et al. (2008a) umgewandelt.

Die Spektren der Lichtintensität und der Oberflächenauslenkung wurden jeweils aus Einzelspektren, bestehend aus 8.192 Datenpunkten (1,1 min) mit einem Überlappingsintervall von 50% und daran anschließenden Mitteln über 56 auf einander folgenden Einzelspektren (Verringerung des Konfidenzintervalls), bestimmt.

Die Amplituden der Fluktuationen des Unterwasser-Lichtklimas als Funktion der Tiefe wurden aus den 10 s-Minima und -Maxima der Unterwasser-Lichtintensität der 5 Unterwasser-PAR-Sensoren mit dem jeweiligen 1-Stunden-Mittelwert und der dazugehörigen Standardabweichung berechnet.

Der Effekt der Oberflächenauslenkung auf die Unterwasser-Lichtintensität konnte über das Lambert-Beer'sche Gesetz bestimmt werden. Dazu wurden erst die Extinktionskoeffizienten (K_d) zwischen zwei benachbarten PAR-Sensoren aus deren 1-Stunden-Mittelwerten für den jeweiligen Tiefenbereich bestimmt. Diese wurden zusammen mit der Auslenkung der Wasseroberfläche in das Lambert-Beer'sche-Gesetz eingesetzt und ergaben dann die Fluktuationen der Lichtintensität durch den Effekt der Oberflächenauslenkung.

Ergebnisse und Diskussion

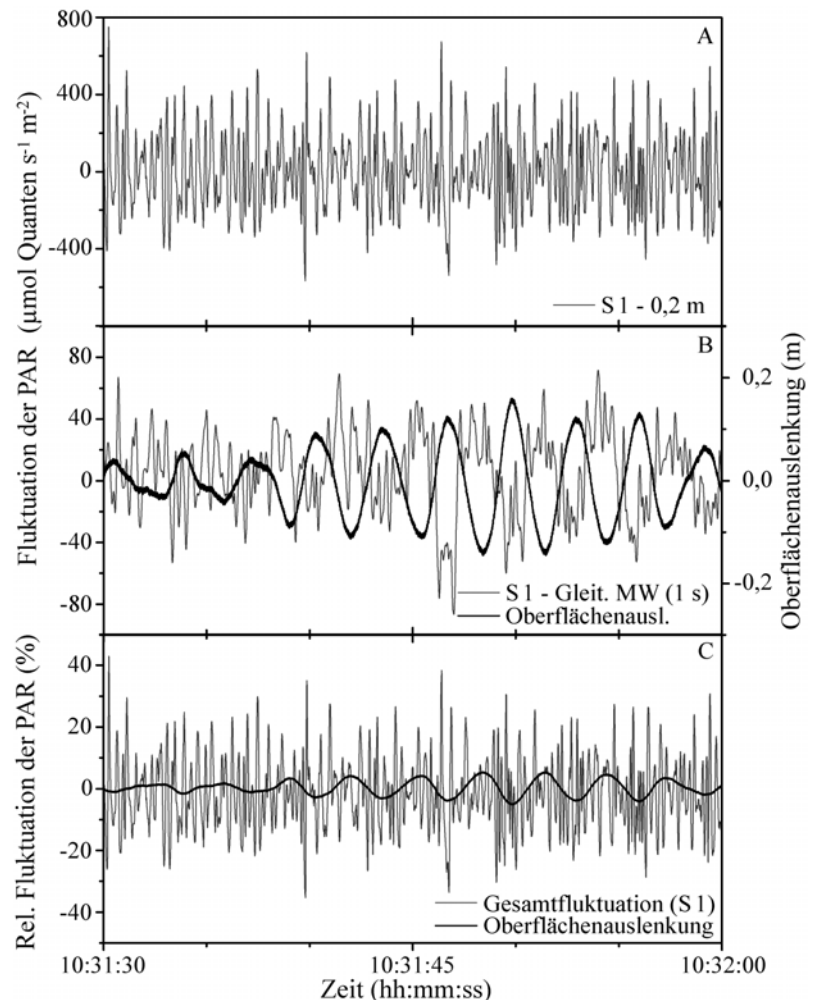
Amplituden der Unterwasser-Lichtfluktuationen

Die Bandbreite der Eigenschaften des Unterwasser-Lichtklimas wird im nun Folgenden am Beispiel des 19. April 2007, ein wolkenloser Tag, dargestellt. Zwischen 10:00 und 11:00 Uhr änderte sich das einfallende Licht nur geringfügig, dagegen zeigten alle Unterwasser-Sensoren hochfrequente Fluktuationen der Lichtintensität mit großen Amplituden. Die größten Amplituden wurden nahe der Oberfläche gemessen. Zwischen 10:31:30 und 10:32:00 Uhr zeigte der Sensor S 1 (0,2 m unter der Wasseroberfläche) Fluktuationen der Lichtintensität von bis zu $\pm 700 \mu\text{mol Quanten s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ um den Mittelwert von $1.684 \mu\text{mol Quanten s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (Abb. 1A). Während dieser Zeit war das Oberflächenwellenfeld durch niedrige (0,01-0,05 m), hochfrequente (1-2 Hz), kurzwellige (0,4-1,6 m) Windwellen (Rippel-Wellen) und eine Schiffswellengruppe mit einer maximalen Wellenhöhe von ca. 0,3 m charakterisiert (Abb. 1B). Die Rippel-Wellen sind bekannt als Ursache für wave focussing (Snyder and Dera 1970; Rørslett et al. 1997), wo hingegen die Schiffswellen mit einer Periode von 2,9 s und einer Wellenlänge von 13 m eine deutliche Auslenkung der Wasseroberfläche verursachen, aber der Linsen-Effekt des einfallenden Licht gegenüber den Rippel-Wellen zu vernachlässigen bleibt (Rørslett et al. 1997; Stramska and Dickey 1998). Der Effekt der Auslenkung der Wasseroberfläche durch Schiffswellen auf die Unterwasser-Lichtintensität ist in Abbildung 1B dargestellt. Der gleitende Mittelwert (1 s) der S 1-Zeitreihe zeigt periodische Schwankungen der Lichtintensität, die gegenüber der Auslenkung der Oberfläche um 180° phasenverschoben sind. Die Amplitude der oszillierenden Lichtintensität betrug $\pm 70 \mu\text{mol Quanten s}^{-1} \text{ m}^{-2}$, die verglichen zur

Gesamtschwankung der Lichtintensität relativ klein ist. Die Differenz zwischen der Gesamtfluktuation der Lichtintensität (Abb. 1A) und der der Auslenkung der Wasseroberfläche (Abb. 1B) ergibt den Anteil des wave focussing und betrug ca. $\pm 40\%$ der mittleren Lichtintensität (Abb. 1C). Dagegen erzeugten die Oberflächenauslenkungen der Wasseroberfläche nur ca. $\pm 5\%$ der Gesamtfluktuation. Der Effekt des wave focussing ist somit der bedeutendste Prozess für die Erzeugung von hochfrequenten Lichtfluktuationen mit großen Amplituden.

Abb. 1: Amplituden der oberflächennahen Unterwasser-Lichtfluktuationen und der Oberflächenauslenkung am 19. April 2007 zwischen 10:31:30 und 10:32:00 Uhr. A) Absolute Gesamtfluktuationen der Lichtintensität um den Mittelwert für S 1. B) Oberflächenauslenkung (Schiffswellen, dicke schwarze Linie) und die dazugehörige absolute Gesamtfluktuation als 1 s-gleitender Mittelwert für S 1 (dünne graue Linie). C) Relative Fluktuationen der Lichtintensität (dünne graue Linie) mit dem Anteil der Oberflächenauslenkung (dicke schwarze Linie).

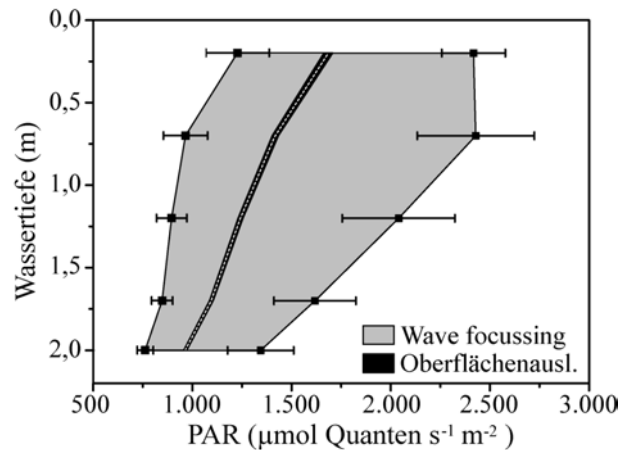
© Hofmann et al. 2008b



Die vertikale Verteilung der Amplituden der Lichtintensitätsfluktuationen, die durch den Prozess des wave focussing und der schiffswellen-induzierten Oberflächenauslenkung erzeugt wurden, sind in Abbildung 2 gezeigt. Die Abbildung zeigt die Minima und Maxima der Lichtintensitäten 0,2, 0,7, 1,2, 1,7 und 2,0 m unter der Wasseroberfläche am 19. April 2007 zwischen 10:00 und 11:00 Uhr. In allen Tiefen sind die Fluktuationen, die durch das wave focussing erzeugt wurden, wesentlich größer als die durch die Oberflächenauslenkung. Die mittlere Lichtintensität nimmt stetig mit zunehmender Wassertiefe von ca. $1.680 \mu\text{mol Quanten s}^{-1} \text{m}^{-2}$ in 0,2 m bis ca. $960 \mu\text{mol Quanten s}^{-1} \text{m}^{-2}$ in 2,0 m ab. Im Gegensatz dazu nimmt die maximale Lichtintensität nicht stetig mit der Wassertiefe ab. Die größte Amplitude der Fluktuationen ($1.400 \mu\text{mol Quanten s}^{-1} \text{m}^{-2}$) und die Maxima der Lichtintensität ($2.750 \mu\text{mol Quanten s}^{-1} \text{m}^{-2}$) wurden in 0,7 m und nicht in 0,2 m Wassertiefe gemessen. Die Daten verdeutlichen auch, dass die Fluktuationen der Lichtintensität in allen Wassertiefen zu Gunsten der Maxima asymmetrisch um die Mittelwerte verteilt sind (Abb. 2). Diese vertikale Verteilung der Lichtintensität war bereits von Snyder & Dera (1970) beobachtet worden, ohne aber

Messungen zum Oberflächenwellenfeld gemacht zu haben. Die Tiefe des Maximums und die maximale Lichtintensität selbst hängen sehr stark von den Eigenschaften des Oberflächenwellenfelds ab (Zaneveld et al. 2001). Niederfrequente Wellen (Schiffswellen) verschieben das Maximum der Lichtintensität in größere Tiefen, wo hingegen hochfrequente Wellen (Rippel-Wellen) das Maximum der Lichtintensität zu geringeren Tiefen verschieben und zugleich die Lichtintensität erhöhen.

Abb. 2: Amplituden der Unterwasser-Lichtfluktuationen als Funktion der Tiefe durch den Effekt des wave focussing (graue Fläche) und den der Oberflächenauslenkung (schwarze Fläche) am 19. April 2007 zwischen 10:00 und 11:00 Uhr. Die ausgefüllten Quadrate zeigen die Mittelwerte der minimalen und maximalen Lichtintensitäten pro 10 s-Zeitintervall mit den dazugehörigen Standardabweichungen (nicht dargestellt für den Effekt der Oberflächenauslenkung). Die weiße gestrichelte Linie stellt den 1-Stunden-Mittelwert der Lichtintensität dar. © Hofmann et al. 2008b



Zusammenhang zwischen den zeitlichen Skalen der Lichtfluktuationen und den Eigenschaften des Oberflächenwellenfelds

Die Spektren der Unterwasser-Lichtintensität von S 1 und der Oberflächenauslenkung (bestimmt aus den Messungen mit PS) zwischen 10:00 und 11:00 Uhr (Std 1) und 13:00 und 14:00 Uhr (Std 2) zeigen den klaren Zusammenhang zwischen den Eigenschaften des Oberflächenwellenfelds und des Unterwasser-Lichtklimas (Abb. 3). Während beider Zeitperioden (Std 1 und 2) zeigte das Spektrum der Lichtintensität signifikante Peaks bei 0,27 Hz und zwischen 0,5 und 0,6 Hz. Zwischen 13:00 und 14:00 Uhr waren diese Peaks noch stärker ausgeprägt und ein zusätzlicher Peak bei 0,35 Hz wurde sichtbar (Abb. 3A). Alle diese Peaks ließen sich auch in den Spektren der Oberflächenauslenkung wieder finden und sind durch niederfrequente Oberflächenwellen erzeugt (Abb. 3B). Die Peaks bei 0,27, 0,35 und 0,5-0,6 Hz werden durch die Fähre, Passagierschiffe und Wind induziert (Hofmann et al. 2008a). Die in Abbildung 3 gezeigten Wind- und Schiffswellen hatten Wellenhöhen zwischen 0,05 und 0,3 m, die bereits einen deutlichen Einfluss auf das Unterwasser-Lichtklima haben. Der Peak bei 0,16 Hz im Spektrum der Oberflächenauslenkung wurde durch die Katamaran-Fähre induziert (Hofmann et al. 2008a; Abb. 3B). Dieser Peak ist im Spektrum der Lichtintensität nicht sichtbar (Abb. 3A), weil die Wellenhöhe (<0,05 m) des Katamaran an der Stelle LG zu klein ist um ausreichend Varianz in der Zeitreihe der Lichtintensität zu erzeugen. Zusätzlich zu den bereits genannten Peaks im Spektrum der Lichtintensität erkennt man in Std 1 einen weiteren breiten Peak zwischen 1,2 und 4 Hz, der in Std 2 wesentlich schmaler und weniger hoch ist. Im Spektrum der Std 2 ist der Peak bei 2,5 Hz und ist zwei Größenordnungen kleiner als der breite Peak in der Std 1 (Abb. 3A). Die Varianz der Lichtintensität in den Spektren mit einer Frequenz von >1 Hz ist größtenteils durch den Effekt des wave focussing hervorgerufen.

Genauso wie die Spektren der Lichtintensität unterscheiden sich auch die Spektren der Oberflächenauslenkung im hochfrequenten Bereich zwischen 1 und 2 Hz. In Std 1 zeigte das Spektrum Peaks bei 1,5 und 2,0 Hz, die aber in Std 2 nicht mehr auftraten (Abb. 3B, gestrichelte Ellipse). Diese Peaks sind eindeutig durch Rippel-Wellen erzeugt. Das gemeinsame Auftreten von Rippel-Wellen und den starken Fluktuationen der Lichtintensität deuten darauf hin, dass die Bündelung des

Lichts (wave focussing) durch die Rippel-Wellen getriggert ist, da während der Std 1 das wave focussing besonders stark und während Std 2 fast verschwunden war.

Bei Frequenzen >2 Hz zeigen die Spektren der Oberflächenauslenkung kaum noch Varianz außer dem Rauschen und der Resonanzeffekte des Drucksensors. Oberflächenwellen mit Frequenzen >2 Hz haben Wellenlängen $<0,4$ m. Druckfluktuationen dieser Wellen attenuieren sehr schnell mit zunehmender Wassertiefe und liegen außerhalb des Messbereichs des Sensors.

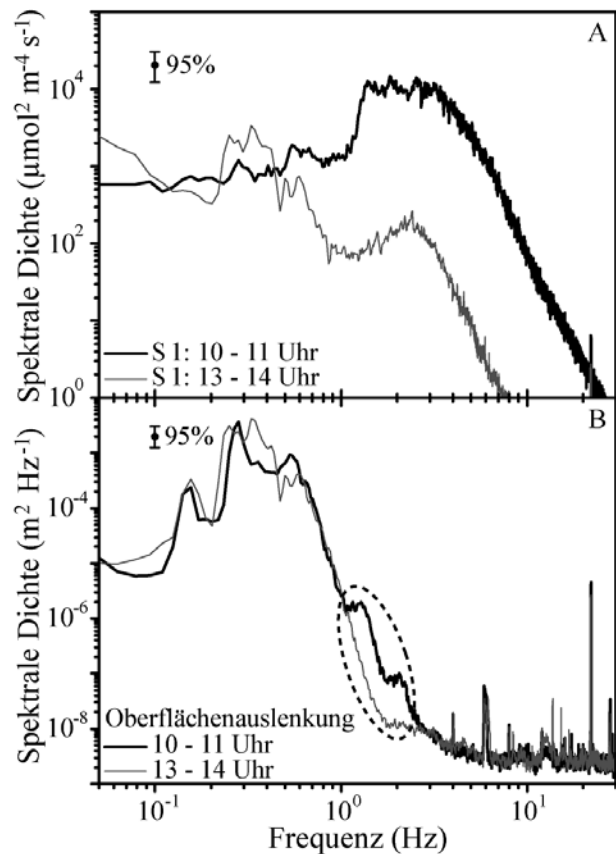


Abb. 3: Spektren der Lichtintensität für S 1 (A) und der Oberflächenauslenkung (B) am 19. April 2007 zwischen 10:00 und 11:00 Uhr (dicke schwarze Linie) und 13:00 und 14:00 Uhr (dünne graue Linie). © Hofmann et al. 2008b

Zusammenfassung

Zeitlich synchronisierte, hochfrequente und hochaufgelöste Messungen der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) und des Drucks konnten den Einfluss von Oberflächenwellen auf die Skalen der Fluktuationen des Unterwasser-Lichtklimas durch die Auslenkungen und den Linseneffekt des Licht an der Wasseroberfläche (wave focussing) bestimmen. Die PAR zeigte nahe der Wasseroberfläche (0,2-2,0 m) hochfrequente Intensitätsschwanken mit den größten Amplituden. Die Intensitätsschwankungen waren besonders ausgeprägt während strahlendem Sonnenschein und dem Auftreten von kleinen Oberflächenwellen (Rippel-Wellen). Unter diesen Bedingungen waren die Amplituden der Fluktuationen des Lichts durch wave focussing wesentlich größer als die durch die reine Auslenkungen der Wassersäule durch Wind- oder Schiffswellen. Die Untersuchungen ergaben, dass in Abhängigkeit der Eigenschaften des Oberflächenwellenfelds der Prozess des wave focussing das Maximum der Unterwasser-Lichtintensität in größere Wassertiefen verschiebt.

Danksagung

Wir danken Georg Heine und seinen Kollegen vom der Elektronik- und Mechanikwerkstatt der Universität Konstanz für deren technische Hilfe und Entwicklung der Lichtmesskette. Besonderer Dank gilt Dr. R. Kipfer für die Bereitstellung der Sensoren. Weiterer Dank gilt den technischen Mitarbeitern des Limnologischen Instituts und Tobias Merz und Matthias Kohndorfer für die Arbeit im Feld. Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) im Rahmen des Sonderforschungsbereichs (SFB) 454 „Bodenseelitoral“ gefördert.

Literatur

- Dera, J., and H. R. Gordon. 1968. Light fluctuations in the photic zone. *Limnol. Oceanogr.* 13: 697-699.
- Finger, D., P. Bossard, M. Schmid, L. Jaun, B. Müller, D. Steiner, E. Schäffer, M. Zeh, and A. Wüest. 2007. Effects of alpine hydropower operations on primary production in a downstream lake. *Aquat. Sci.* 69: 240-256, doi:10.1007/s00027-007-0873-6.
- Hofmann, H., A. Lorke, and F. Peeters. 2008a. The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. *Limnol. Oceanogr.* 53 (1): 368-380.
- . 2008b. Wave-induced variability of the underwater light climate in the littoral zone. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30 (4): 627-632.
- . in revision. Wave-induced resuspension in the littoral zone of a large lake. *Water Resour. Res.*
- Kirk, J. T. O. 1994. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*, 2nd ed. Cambridge University Press.
- Pahl-Wostl, C. 1992. Dynamic versus static models for photosynthesis. *Hydrobiol.* 238: 189-196.
- Rørslett, B., I. Hawes, and A. M. Schwarz. 1997. Features of the underwater light climate just below the surface in some New Zealand inland waters. *Freshwater Biol.* 37 (2): 441-454.
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M.-L. Meijer, B. Moss, and E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8 (8): 275-279.
- Schleuter, D., and R. Eckmann. 2006. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*): the advantage of turning night into day. *Freshwater Biol.* 51: 287-297, doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01495.x.
- Schubert, H., S. Sagert, and R. M. Forster. 2001. Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. *Helgol. Mar. Res.* 55: 12-55, doi:10.1007/s10150000064.
- Snyder, R. L., and J. Dera. 1970. Wave-induced light-field fluctuations in the sea. *J. Opt. Soc. Am.* 60 (8): 1072-1079.
- Stramska, M., and T. Dickey. 1998. Short-term variability of the underwater light field in the oligotrophic ocean in response to surface waves and clouds. *Deep Sea Res. Part I* 45: 1393-1410.
- Utne-Palm, A. C. 2004. Effects of larvae ontogeny, turbidity, and turbulence on prey attack rate and swimming activity of Atlantic herring larvae. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 310: 147-161.
- Walsh, P., and L. Legendre. 1983. Photosynthesis of natural phytoplankton under high frequency light fluctuations simulating those induced by sea surface waves. *Limnol. Oceanogr.* 28 (4): 688-697.
- Zaneveld, R. J. V., E. Boss, and A. Barnard. 2001. Influence of surface waves on measured and modeled irradiance profiles. *Appl. Opt.* 40 (9): 1442-1449.

Verbreitung submerser Makrophyten in den Weichwasserseen des brandenburgischen Jungmoränenlandes. Erste Ergebnisse

Timm Kabus¹

¹ Institut für angewandte Gewässerökologie, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddin, kabus@gmx.de

Keywords: Weichwasserseen, Brandenburg, submerse Makrophyten, Armleuchteralgen, *Littorella*

Einleitung

Im nordostdeutschen Jungmoränenland herrschen kalkreiche Substrate vor. Auch führt die meist gute Durchlässigkeit der Bodenschichten dazu, dass die meisten Seen durch Grundwasser gespeist werden und ein relativ großes Einzugsgebiet im Verhältnis zu ihrer eigenen Größe haben. Seen mit kleinem Einzugsgebiet in kalkarmen, z. B. sandigen Substraten oder Kessel- und Himmelseen, bei denen die Speisung mit kalk- und basenarmem Regenwasser überwiegt, sind daher vergleichsweise selten. Im brandenburgischen Jungmoränenland existieren etwa 3000 Seen mit einer Fläche > 1 ha. Nur rund 235 Seen können im weitesten Sinne als kalk- bzw. basenarm bezeichnet werden. Für die Untersuchungen der Wasserchemie und der Makrophytenbesiedlung dieser Seen werden hier erste Ergebnisse vorgestellt. Dafür wurde die Makrophytenerfassung von 173 der 235 Seen ausgewertet.

Material und Methoden

Die potenziellen Weichwasserseen > 1 ha konnten wesentlich durch Auswertung des Seenkatasters im Institut für angewandte Gewässerökologie (Seddin) ausgewählt werden. Zusätzlich wurden die einschlägige Fachliteratur und Gebietskundige hinzugezogen. Eine weitere Anzahl von Weichwasserseen konnte durch die Auswertung Topographischer Karten identifiziert werden (relativ am höchsten gelegene Kleinseen in sandigen Substraten kamen potenziell in Frage und waren wenn ihre Größe < 1 ha betrug, meist im Seenkataster nicht enthalten).

Alle Seen wurden soweit zugänglich mit dem Boot befahren und mindestens einmal limnochemisch beprobt (für die meisten Seen liegen erheblich mehr Daten vor) und ihre Makrophytenbesiedlung erfasst. Vor Ort wurden mit WTW-Sonden Sauerstoffgehalt, Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit bestimmt. Im Labor des Instituts für angewandte Gewässerökologie (Seddin) wurden neben trophischen Parametern und weiteren Daten, insbesondere Säure-Base-Parameter analysiert. Dies waren Gesamthärte, Alkalinität und Calcium-Konzentration.

Gewässerauswahl

Nach Kabus et al. (2004) wurde insbesondere die Alkalinität für die Gewässerauswahl berücksichtigt. Hierzu wurden alle Seen mit einer Alkalinität < 1,3 mmol/l (entspricht einer Karbonathärte von 3 °dH), sowie einige Seen mit einer Alkalinität < 1,6 mmol/l ausgewählt. Daraus ergab sich für die

weiteren Säure-Base-Parameter, dass alle brandenburgischen Seen mit einer Gesamthärte < 5 °dH berücksichtigt waren, alle Seen mit einer Ca^{2+} -Konzentration < 32 mg/l, alle Seen, in denen der pH-Wert im Epilimnion auch nur temporär < 7 lag und alle Seen, deren Leitfähigkeit < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ betrug. Aus der Auswahl ergab sich aber auch, dass in manchen Seen die genannten Parameter höhere Werte aufwiesen.

Ergebnisse

Die in den Untersuchungsgewässern gefundenen Wasser- und Sumpfpflanzen lassen sich in drei Gruppen teilen: in die für die Indikation des Wasserkörpers besonders wichtigen submersen Makrophyten, in die natanten Arten (Schwimdblattpflanzen, sowie frei flottierende Arten) und in die emersen, aus dem Wasser herauswachsenden Arten (u.a. Röhrichte und Sumpfpflanzen).

Die Zahl der emersen Arten war am höchsten, es wurden 133 dauerhaft unter der Wasseroberfläche wurzelnde Arten nachgewiesen. Natante Makrophyten waren mit 11 Arten vertreten. Die submersen Makrophyten lassen sich in die taxonomischen Gruppen der Gefäßpflanzen (27 nachgewiesene Arten), der Armleuchteralgen (14 nachgewiesene Arten) und der Moose (5 Arten) unterteilen.

Die für die Indikation eines Gewässerzustandes weniger bedeutsamen natanten Makrophyten traten in 151 der 173 Untersuchungsgewässer auf. Die häufigsten Arten waren die Weiße Seerose (*Nymphaea alba*, 72 Seen), die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*, 55 Seen) und Schwimmendes Laichkraut (*Potamogeton natans*, 49 Seen). Weitere Arten waren deutlich seltener. Eine erste Auswertung ergab, dass die genannten drei Arten weit verbreitet und nicht an bestimmte Säure-Base- oder Nährstoffparameter gebunden sind.

Submerse Makrophyten

Unterwasserpflanzen traten nur in gut der Hälfte, nämlich in 92 Untersuchungsgewässern auf – die übrigen 81 Seen waren submers makrophytenfrei.

ArMLEUCHTERALGEN (Characeae)

In 30 der 92 Untersuchungsgewässer mit Unterwasserpflanzen waren Armleuchteralgen vorhanden, wobei diese in 19 Seen die einzigen submersen Makrophyten waren.

Von den 14 nachgewiesenen Armleuchteralgen-Sippen traten sechs Sippen nur in jeweils einem See auf, sieben weitere Sippen wurden in zwei bis fünf Gewässern nachgewiesen und nur eine Art war häufiger verbreitet. Hierbei handelt es sich um *Chara virgata*, die in 17 Seen nachgewiesen wurde. Diese Art wird von Krause (1997) für elektrolytarne Moortümpel ebenso wie für kalkarm-oligotrophe Klarwasserseen beschrieben. In den Untersuchungsgewässern besiedelte die Art deutlich eine eigene Nische: In fast allen Fällen wurde *C. virgata* im Flachwasser eutrophierter und zugleich mehr oder weniger stark von Huminstoffen braun gefärbten Seen gefunden. Nur selten wurde die Art in basenarmen Klarwasserseen gefunden. Die Ufer- und Flachwasserzonen aller Fundorte waren mineralisch geprägt und das Substrat wurde von Sand gebildet.

Unter den übrigen gefundenen Armleuchteralgen befindet sich mit *Nitella gracilis* auch eine typische Art elektrolytarmer Gewässer, die jedoch zugleich eine Kleingewässerart ist und in brandenburgischen Jungmoränenland aktuell nur mit Einzelfunden belegt ist (vgl. Korsch et al. 2008). Der Fund im Rahmen der Untersuchungen gelang 2005 im Kleinen Glasowsee, einem kalkarmen Kleensee (Alkalinität 0,8 mmol/l, Calcium-Konzentration 20 mg/l) im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (dazu vgl. Kabus 2008). Die Art konnte 2008 in dem Gewässer nicht bestätigt werden (Kabus, unveröff.).

Typische Armleuchteralgen der nährstoffarmen, kalkreichen Klarwasserseen (vgl. Kabus 2004) fehlen in den Daten, was aufgrund der Gewässerauswahl erwartungsgemäß ist. Allerdings sind in dem vorläufigen Datensatz die untersuchten großen, mäßig weichen bis mäßig kalkreichen Seen noch nicht enthalten. Hierunter fallen z. B. der Peetschsee, der Clanssee und der Poviestsee, deren Armleuchteralgenbestände aus der Literatur bekannt sind (vgl. zusammenfassend in Mauersberger 2004) und deren Artenkombination zur Eichung der Grenze zwischen Weich- und Hartwasserseen herangezogen werden muss.

Submerse Arten der Moose

Submerse Moose waren nur in geringer Anzahl vorhanden. Neben den eher als natant zu bezeichnenden, auf und unter der Wasseroberfläche schwebenden Lebermoosen *Riccia fluitans* (in 10 Seen) und *Ricciocarpos natans* (in 4 Seen) wurden nur fünf Sippen nachgewiesen. Dabei waren die *Drepanocladus*- und *Sphagnum*-Arten sehr selten, was insbesondere auf das Fehlen geeigneter Gewässer im Untersuchungsgebiet (z. B. saure, nährstoffarme Moorseen) zurückzuführen ist. Lediglich *Fontinalis antipyretica* war mit zehn Fundgewässern etwas häufiger, hierbei handelt es sich aber um eine auch in anderen Seentypen verbreitete Art.

Submerse Arten der Gefäßpflanzen

Unter den Gefäßpflanzen war *Myriophyllum spicatum* die häufigste Art (25 Seen), gefolgt von *Ceratophyllum demersum* (15 Seen), *Potamogeton crispus* (12 Seen) und *Utricularia vulgaris* (8 Seen). Alle übrigen Arten waren noch seltener. Es fällt auf, dass es sich bei den genannten Arten um weitverbreitete Arten ohne Zeigerfunktion für Weichwasserseen handelt (vgl. in Petzold et al. 2006 u. zit. Lit.).

Sucht man unter den übrigen nachgewiesenen Unterwasserpflanzen nach Arten, die in der Literatur als Zeiger kalk- und basenarmer Seen beschrieben werden (vgl. z. B. Kabus et al. 2004 u. zit. Lit.), so finden sich mit *Juncus bulbosus* (in 5 Seen) und *Myriophyllum alterniflorum* (in 4 Seen der hier ausgewerteten Daten) lediglich zwei deutliche Zeigerarten.

Die Zwiebelbinse (*Juncus bulbosus*) besiedelt dabei unter den Untersuchungsgewässern bevorzugt die klaren, nährstoffarmen Seen mit sauren pH-Werten. Dieser Seentyp ist jedoch sehr selten, so dass nur wenige Funde gelangen, z. B. in der Kleinen Göhlenze im Schlaubetal (siehe Müller et al. 2003). Das Wechselblütige Tausendblatt (*Myriophyllum alterniflorum*) ist eine Art, die sowohl in kalkreichen Klarwasserseen, als auch in „*Littorella*“-Seen auftritt, wie Pietsch (1984) anhand pflanzensoziologischer Aufnahmen zeigt. Innerhalb der basenarmen Seen tritt diese Art in den mäßig gepufferten Weichwasserseen auf (Alkalinität ca. 1,2 mmol/l), die im Jahresmittel keine subneutralen pH-Werte erreichen (Kabus et al. 2004).

***Littorella uniflora* als Art der amphibischen Wasserwechselzone**

Der Strandling (*Littorella uniflora*) kann sowohl untergetaucht wachsen, als auch in den Uferzonen auftreten. Da *L. uniflora* namensgebend für eine als Weichwasserzeiger bekannte Pflanzengesellschaft (*Littorelletea*) ist, wäre eine deutliche Zeigerfunktion der Art für Weichwasserseen zu erwarten.

An den Untersuchungsgewässern trat der Strandling nur an 4 Gewässern auf und auch hier nur an trockengefallenen Uferzonen. Große submerse Bestände des Strandlings konnten nicht (mehr) nachgewiesen werden. Damit unterscheiden sich die Verhältnisse von z. T. unmittelbar angrenzenden Gewässern in Mecklenburg-Vorpommern, wo solche Bestände z. B. im Peetschsee b. Peetsch, im Dreetzsee (vgl. Jeschke 1959, Kabus & Täuscher 2008) oder im Treptowsee (vgl. Doll 1978, Kabus & Mietz 2006) auftreten.

Diskussion

Betrachtet man das oben skizzierte Artenspektrum der untersuchten Weichwasserseen, so fallen mehrere Aspekte auf.

Deutlich wird, dass in 82 der 173 untersuchten Seen (47 %) keine Unterwasserpflanzen auftreten. Unter diesen Gewässern befinden sich zwar viele Seen, in denen aufgrund erhöhter Trophie oder stärkerer Braunfärbung durch Huminstoffe geringe Sichttiefen herrschen, doch verbleibt eine größere Gruppe von Seen, die als mesotroph anzusprechen sind und die trotz hoher sommerlicher Sichttiefen makrophytenfrei sind. Die Ursache für das Phänomen, das z. B. am Milasee bei Bugk und am Großsee bei Schönhöhe auftritt, bleibt vorerst unklar. Offenbar aber verlieren diese weichen Seen schon bei geringer Eutrophierung ihre Wasserpflanzen, was mit der fehlenden Steuerungsfunktion des Calciums zusammenhängen kann, das in (mesotrophen) Hartwasserseen bei der Kalzitfällung einen Austrag des trophierelevanten Phosphors verursacht. Weichwasserseen haben daher bei gleicher TP-Konzentration eine höhere Plankton-, d.h. Chlorophyll-a-Konzentration und damit geringere Sichttiefen (Haakanson et al. 2005). Auch die geringen Kohlenstoffkonzentrationen in Weichwasserseen wirken sich nachteilig auf das Pflanzenwachstum aus (Boston et al. 1989).

Weiterhin wird deutlich, dass die häufigsten Unterwasserpflanzen solche Arten sind, die relativ anspruchslos sind, also eine weite ökologische Amplitude aufweisen und zwar sowohl hinsichtlich der Nährstoff- als auch hinsichtlich der Säure-Base-Parameter. Es ist daher schwierig, Zeigerarten zu benennen. Deutlich treten solche Arten vorallem in den sehr klaren und dauerhaft sauren Gewässern auf. In den organisch geprägten, von Torfmoos-Schwingrasen umgebenen Seen sind dies z. B. *Sphagnum cuspidatum* und *Drepanocladus fluitans*. Dieser Seentyp ist in einem guten Erhaltungszustand (mesotropher Klarwassersee) im Untersuchungsgebiet jedoch extrem selten, so dass nur ein gut ausgeprägtes Gewässer benannt werden kann (Plötzendiebel bei Glambeck, vgl. auch Mauersberger & Mauersberger 1996 und Schmidt et al. 2005).

Ebenfalls sehr selten ist der sandgeprägte Typ dieser sauren Gewässer in guter Ausbildung, die wie oben bereits angeführt v.a. durch submerse Bestände von *Juncus bulbosus* dominiert wird.

Zusammenfassung/ Ausblick

Im Nordostdeutschen Jungmoränenland wurden die Weichwasserseen hinsichtlich limnochemischer Parameter und ihrer Besiedlung mit (Unter-)Wasserpflanzen untersucht und erste Ergebnisse für 173 der 235 berücksichtigten Seen dargestellt. Es fällt auf, dass nur 47 % der Seen überhaupt Unterwasserpflanzen aufweisen und dass das Artenspektrum von weit verbreiteten Arten dominiert wird. Typische Weichwasserarten (z. B. *Sphagnum* spp., *Drepanocladus* spp., *Myriophyllum alterniflorum*, *Nitella gracilis*, *Juncus bulbosus*) wurden nur vereinzelt gefunden. Lediglich *Chara virgata* ist häufiger und kann in Flachwasserzonen als typische Art gelten. Ursachen für die geringe Besiedlung mit Unterwasserpflanzen überhaupt, bzw. das Fehlen typischer Arten sind neben der Degradierung von Gewässern auch der Reichtum an Typen von Weichwasserseen. Diese Typen lassen sich am besten über eine Kombination mehrerer Parameter beschreiben.

Danksagung

Ich danke Herrn Professor O. Mietz (Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Seddin) für die Möglichkeit, außerhalb meiner Arbeitszeit das Equipment für die Seenuntersuchungen nutzen zu dürfen, sowie für die Übernahme der Wasseranalysen im Labor des Instituts. Weiter danke ich

allen, die mich an den Wochenenden auf Exkursionen begleitet haben und ohne deren Hilfe die Untersuchung mancher Seen nicht möglich gewesen wäre.

Literatur

- Boston, H. L., Adams, M. S., Madsen, J. D. (1989): Photosynthetic strategies and productivity in aquatic systems. – *Aquatic Botany* 34: 27-57.
- Doll, R. (1978): Drei bemerkenswerte Seen im südlichen Mecklenburg und ihre Vegetation. – *Limnologica* 11 (2): 379-408.
- Haakanson, L., Blenckner, T., Bryhn, A. C., Hellström, S. S. (2005): The influence of calcium on the chlorophyll-phosphorous relationship and lake Secchi depths. – *Hydrobiologia* 537: 111-123.
- Jeschke, L. (1959): Pflanzengesellschaften einiger Seen bei Feldberg in Mecklenburg. – *Feddes Repertorium, Beih.* 138: 161-214.
- 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. (2008): Der Kleine Glasowsee. Über einen Neufund von *Nitella gracilis* in Brandenburg. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 19: 17-22.
- 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.
- Kabus, T., Mietz, O. (2006): Die Besiedlung ausgewählter Großseen in West-Mecklenburg mit Makrophyten und eine Bewertung ihres ökologischen Zustandes. – *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft West-Mecklenburg* 6 (1): 8-19.
- Kabus, T., Täuscher, L. (2008): Der Dreetzsee im Feldberger Seengebiet. Exkursionsbericht der 3. Tagung der „AG Characeen Deutschlands“. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 19: 13-16.
- Korsch, H., Raabe, U., van de Weyer, K. (2008): Verbreitungskarten der Characeen Deutschlands. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 19: 57-108.
- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). = Süßwasserflora von Mitteleuropa, 18. – Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm. 202 S.
- Mauersberger, H., R. Mauersberger (1996): Die Seen des Biosphärenreservates "Schorfheide-Chorin" - eine ökologische Studie. Untersuchungen zur Struktur, Trophie, Hydrologie, Entwicklung, Nutzung, Vegetation und Libellenfauna. - Dissertation Univ. Greifswald, 736 S.
- Mauersberger, R. (2004): Zum Vorkommen von Armleuchtergewächsen (Characeae) im Norden Brandenburgs. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 13: 85-104.
- Müller, R., Kabus, T., Hendrich, L. (2003): Beitrag zur Kenntnis des Makrozoobenthos, der Makrophyten und der Limnochemie eines mesotroph-basenarmen Kleinsees: Die Kleine Göhlenze – ein bemerkenswerter Heideweiher in Brandenburg. – *Lauterbornia* 48: 1-11.
- Petzold, F., Kabus, T., Brauner, O., Hendrich, L., Müller, R., Meisel, J. (2006): Natürliche eutrophe Seen (FFH-Lebensraumtyp 3150) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos. – *Naturschutz und Landschaftspflege* 15 (2): 36-47.
- Pietsch, W. (1984): Zur Soziologie und Ökologie von *Myriophyllum alterniflorum* D. C. in Mitteleuropa. *Mitteilungen der AG Geobotanik* 33: 224-245
- Schmidt, D., Krüger, G., Täuscher, L., Meisel, J., Kabus, T. (2005): Seen im BR Schorfheide-Chorin, in: Luthardt, V.: Lebensräume im Wandel. Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖÜB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. – *Fachbeiträge des Landesumweltamtes* 94: 140-149.

Abundanzdynamik und interne Nährstoffversorgung der Litoralbestände submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche

Helmut Rönicke, Olaf Büttner, Martin Schultze & Peter Herzsprung

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Seenforschung Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, E-Mail: helmut.roenicke@ufz.de, olaf.buettner@ufz.de, martin.schultze@ufz.de, peter.herzsprung@ufz.de

Keywords: Makrophyten, *Elodea nuttallii*, Characeen, interne Nährelementkonzentrationen

Einführung

Mit einer Fläche von über 13,3 km², einem Volumen von 216 Mio m³ und einer Maximaltiefe von fast 50 m gehört der Goitschensee zu den größten Gewässern Deutschlands. Nach der 1999 begonnenen Flutung mit Muldewasser lagen seit Ende 2001 oligo- bis mesotrophen, chemisch-neutralen Gewässerverhältnisse vor. Sie bieten optimale Voraussetzungen für eine zügige Etablierung komplexer Biozönosen (Rönicke et al. 2001, 2002).

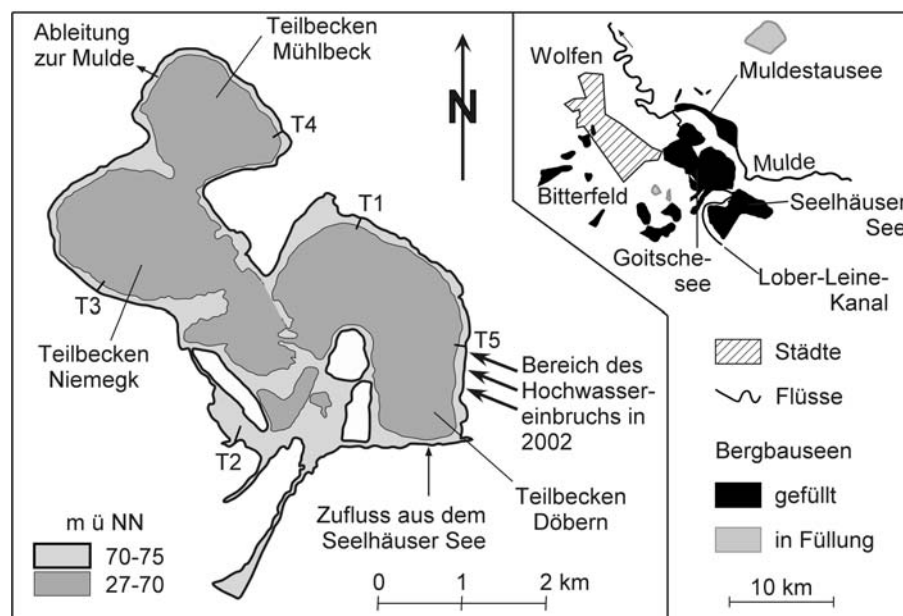


Abb. 1: Lage des Goitschesees und der Transekte Pouch (T1), Bärenhof (T2), Niemegk (T3), Mühlbeck (T4) und Döbern (T5) in dem von *E. nuttallii* besiedelten Litoralbereich (Fläche 70 – 75 m ü NN)

2004 eroberte die Art *Elodea nuttallii* (Planchon) H. St. Johns den gesamten Litoralbereich des Goitschesees (Rönicke et al. 2006). Die dichten Einartenbestände im Uferbereich führten zu erheblichen Einschränkungen in der fischereilichen und touristischen Nutzung. Darüber hinaus kann es durch die Remineralisierung der abgestorbenen *Elodea*-Fragmente im Winterhalbjahr zur Erhöhung

der Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser kommen, was eine zunehmende Eutrophierung begünstigen würde (Nino et al. 2005; Ozimek et al. 1993; Thiebaut et al. 1997).

Quantitative Untersuchungen zum Makrophytenwachstum

In den Vegetationsperioden 2005 bis 2008 wurden in den Teilbecken Niemeck, Mühlbeck und Pouch des Goitschesees (Abb.1) entlang der Transekte der gesamte Makrophytenbestand pro m² aus den Wassertiefen von 1, 2, 3, 4 und 5 m durch Tauchbeprobungen entnommen und die jeweiligen Biomassefrischgewichte bestimmt. Als dominante Arten konnten *Elodea nuttallii* sowie in Teilbereichen Characeen (ein Mischbestand aus *C. contraria* und *C. vulgaris*) erfasst werden.

Die geernteten Biomassen schwankten zwischen 0,05 und 12,3 kg/m² für *Elodea nuttallii* sowie 0,05 und 2,7 kg/m² für *Chara* (Abb. 2). Die Characeen traten vorzugsweise in den Tiefenstufen 2 und 4 m in Erscheinung und bildeten charakteristische Mischbestände. Diese Arten bildeten zumindest auf Teilflächen (Tiefenbereich 2 und 4 m am Transekt Pouch) Dominanzbestände aus und verdrängten *Elodea*. Möglich war dies durch ein mäßiges Wachstum von *Elodea nuttallii* in den Jahren 2005 und 2006, die im Gegensatz zum Jahr 2004 keine flutenden Bestände ausbildete und so nicht durch Beschattung ein Aufkommen anderer Arten gänzlich verhinderte (Beck, 2007). Im Jahr 2007 erfolgte wieder eine Makrophytenentwicklung, die mit dem Massenaufkommen von 2004 vergleichbar war. Das Wachstum von *Elodea* erfolgte 2007 und 2008 sehr intensiv, die Bestände waren sehr kompakt und erreichten fast die Wasseroberfläche.

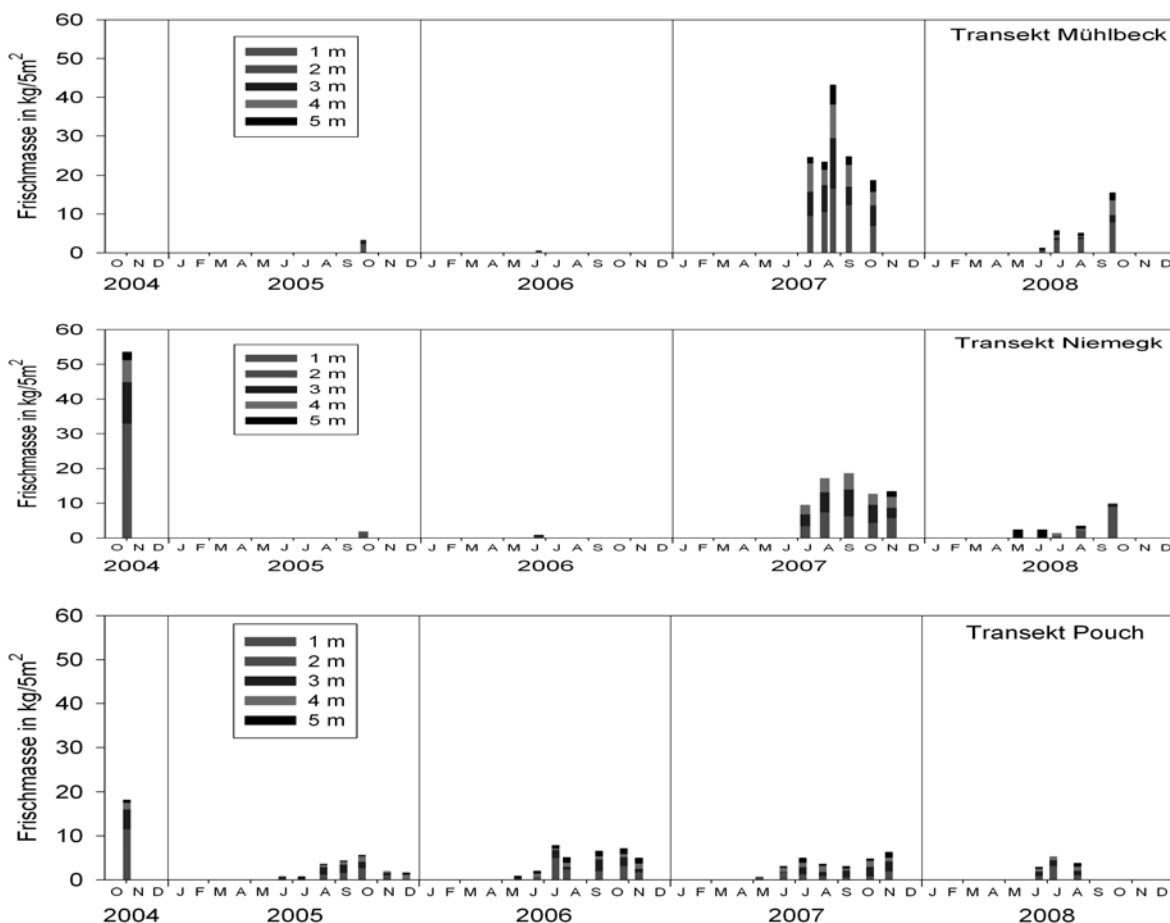
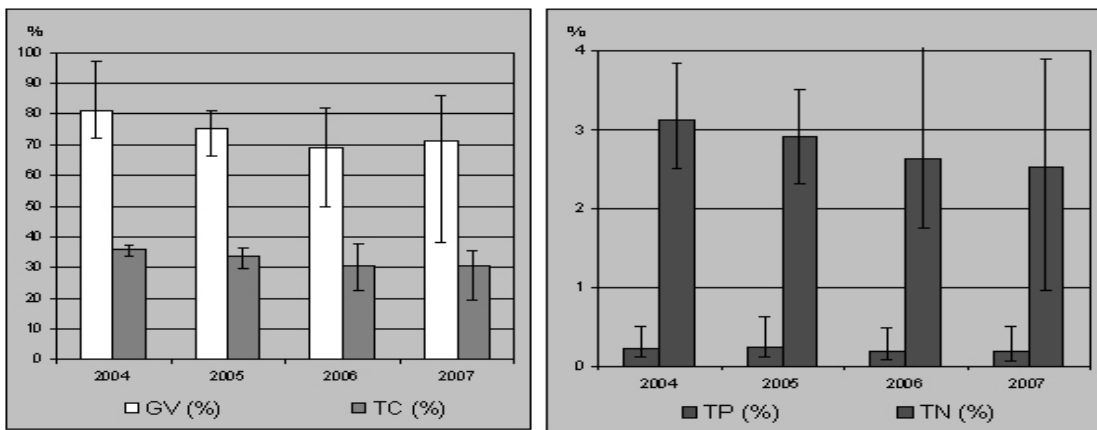


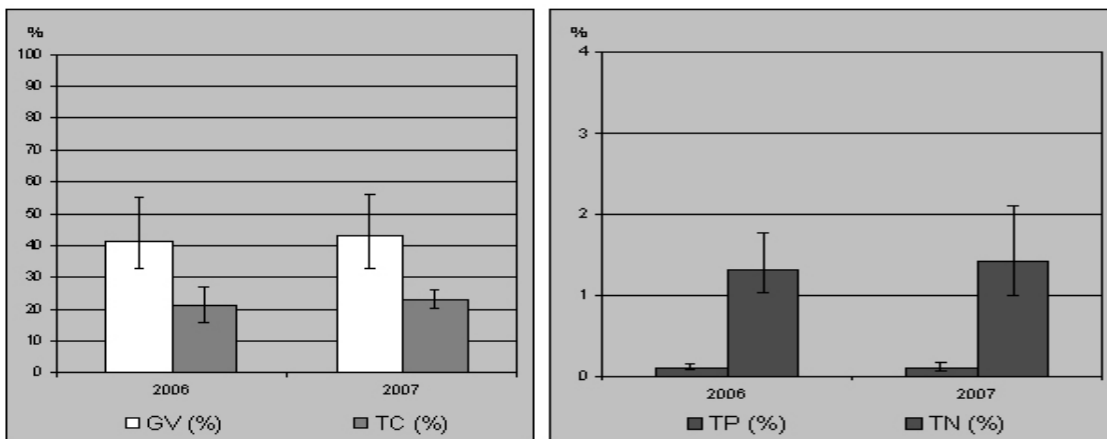
Abb. 2: Abundanzen submerser Makrophyten in verschiedenen Tiefenstufen an den Transekten Mühlbeck, Niemeck und Pouch, Goitschensee 2004-2008

Interne Nährelementkonzentrationen der Makrophyten

Nach der Erfassung der Makrophytenbiomassen und Bestimmung ihrer Trockenmasse erfolgte eine Analyse der internen Konzentrationen der Makronährelemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P). Der mittlere P-Gehalt von *Elodea nuttallii* lag in den Untersuchungsjahren 2004 bis 2007 auf einem recht ähnlichen Niveau (Abb.3). Er schwankte zwischen 0,19 % (2006) und 0,25 % (2005). Die deutlich höheren Maximalwerte von zum Teil über einem halben Prozent (2005) wurden durchweg in den größten Ausbreitungstiefen erfasst. So stammten alle *Elodea*- Proben mit einem internen P-Gehalt von über 0,4 % aus den Wassertiefen von 3 - 5 m (Abb.4). Der interne Stickstoffgehalt lag im Mittel zwischen 2,61 % (2006) und 3,13 % (2004). Die Spannweite zwischen den maximalen und minimalen N-Gehalten war deutlich geringer als bei den P-Gehalten. Wie erwartet, stellte der Kohlenstoffgehalt den größten Part in der Nährelementzusammensetzung von *Elodea* dar. Er reichte von 35,8 % (2004) bis 30,6 % (2006). Diese Spannweite zwischen den Maximalwerten und Minimalwerten kann als sehr gering bezeichnet werden.



Elodea nuttallii



Chara vulgaris, *Chara contraria*

Abb. 3: Mittel- Max- und Min- Werte der internen Makronährelemente und Glühverluste von *Elodea nuttallii* und *Chara contraria*, *C. vulgaris* 2004 – 2007

In den Jahren 2006 und 2007 konnten erstmalig die Reinbestände von *Chara* am Transekt Pouch einer Nährelementanalyse unterzogen werden. Es zeigten sich deutliche Unterschiede gegenüber

Elodea (Abb.3). So betrugen die mittleren P- und N-Konzentrationen nur etwa die Hälfte von jenen, die in der Elodea-Biomasse analysiert werden konnten. Auch der mittlere C-Gehalt lag nur bei 2/3 des Kohlenstoffgehaltes von Elodea. Der Schwankungsbereich zwischen den maximalen und minimalen Makronährelementkonzentrationen lag im Gegensatz zu Elodea auf einem geringen Niveau. Das kann natürlich auch auf den weitaus kleineren Datensatz für Chara bezüglich der Analysenergebnisse zurückzuführen sein. Trotzdem sind deutliche Unterschiede in den internen Nährelementgehalten zwischen diesen dominanten Makrophytenarten des Goitschesees unverkennbar.

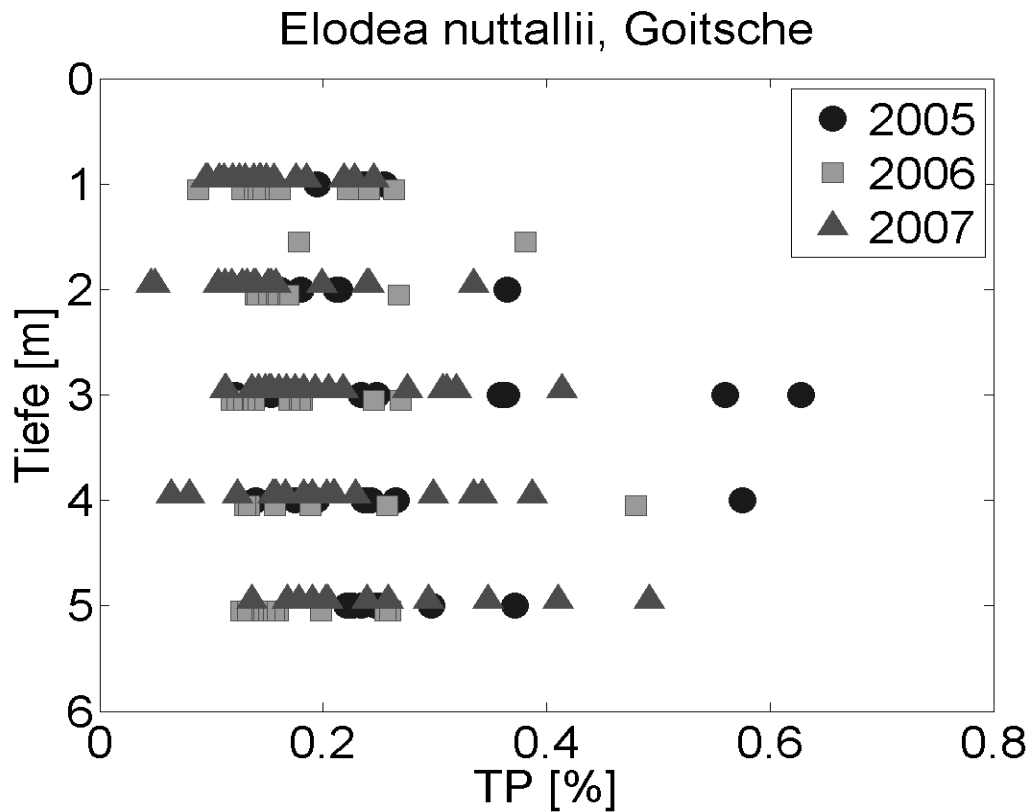


Abb. 4: Interne Phosphorkonzentrationen in der Elodea-Biomasse (in % bezogen auf die Trockenmasse) in Abhängigkeit von der Ausbreitungstiefe, 2005 bis 2007

Porenwasseranalyse

Die gelösten Nährstoffe im Porenwasser des besiedelbaren Sediments im Flachwasserbereich des Goitschesees stellen für *Elodea nuttallii* die wichtigste Quelle für die Nährstoffversorgung über das Wurzelsystem dar. Abb. 5 verdeutlicht die Konzentrationsbereiche für den gelösten Phosphor (SRP), (die dunklen Säulen dokumentieren den Goitscheseesee, grauen Säulen den benachbarten Seelhausener See). Bei Betrachtung der SRP-Konzentrationen im Goitscheseesee fällt auf, dass die überwiegende Anzahl der analysierten Porenwasserproben sehr niedrige P-Gehalte aufwiesen. Sie lagen zwischen weniger als 6 µg/l und 20 µg/l. Höhere Konzentrationen von 20 µg/l bis über 100 µg/l wurden vergleichsweise selten vorgefunden. Im Seelhausener See verwiesen die meisten Proben auf Konzentrationsbereiche von 6 bis 20 µg/l bzw. 20 bis 50 µg/l. Damit ist das Porenwasser beider Bergauseen bezüglich des gelösten Phosphors als gering belastet anzusehen.

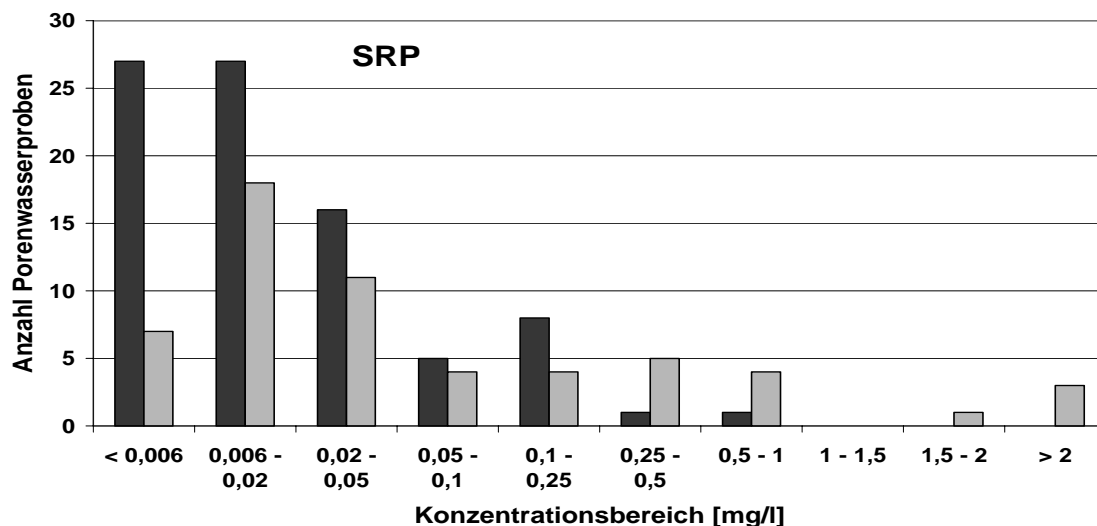


Abb. 5: Konzentrationen an SRP im Porenwasser des Litoralsediments des Goitschesees und des Seelhausener Sees 2006

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Entwicklung der Makrophytenbestände des Goitschesees weisen durch den beginnenden Übergang von *Elodea nuttallii*-Reinbestände zu Mischbeständen mit *Chara* auf oligo- bis mesotrophe Gewässerbedingungen hin. Allerdings konnte diese Entwicklung der letzten drei Jahre nur am Transekt Pouch eindeutig nachgewiesen werden. In den Litoralbereichen der anderen Teilbecken wurde 2007 ein massives Wachstum von *Elodea* erfasst, das an das Massenaufkommen von 2004 heranreichte. Die über die Untersuchungsjahre recht ähnlichen internen Makronährelementkonzentrationen in der *Elodea*-Biomasse, vor allem ihre P-Gehalte, müssen als Hinweis darauf verstanden werden, dass das *Elodea* Wachstum offensichtlich noch keiner Nährstofflimitation unterliegt. Die höchsten Phosphorkonzentrationen wurden allerdings durchweg in größeren Ausbreitungstiefen ermittelt. Die Porenwasseranalysen ergaben eine geringe Belastung an gelöstem Phosphor im Litoralsediment. Es konnten deutliche Unterschiede in den internen Nährelementkonzentrationen zwischen *Elodea nuttallii* und den Characeen erfasst werden. Großflächige flutende Makrophytenareale wurden im Unterschied zu 2004 in den Nachfolgejahren nicht wieder erreicht. Dennoch muss bei einer neuerlichen Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* zukünftig mit dichten Beständen im Litoralbereich gerechnet werden, die die Erholungsnutzung des Goitschesees stark beeinträchtigen können.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt den Forschungstauchern der Arbeitsgruppe Prof. Melzer, Limnologische Station Iffeldorf (TU München), sowie den Forschungstauchern des Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH-UFZ, Department Seenforschung Magdeburg, die uns bei den Makrophytenuntersuchungen tatkräftig unterstützt haben.

Literatur

- Beck, B. (2007): Abschlussbericht Transektkartierung im Goitsche- und Seelhausener See 2006 bis 2007. Limnologische Station Iffeldorf der TU München: 1-55.
- Nino, F.D., Thiébaud, G., and Muller, S. (2005): Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France. *Hydrobiologia* 551, 147-157.
- Ozimek, T., Van Donk, E., and Gulati, R.D. (1993): Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 251, 13-18.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2001): Phytoplanktonaufkommen in den Restseen des Tagebaues Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing: 488-492.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2002): Einfluss der Flusswasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktodynamik. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 359-363.
- Rönicke, H., Angelstein, S., Schultze, M., Geller, W. (2006): Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder: 139-143.
- Thiébaud, G., Rolland, T., Robach, F., Tremolieres, M., and Muller, S. (1997): Some consequences of the introduction of two macrophyte species, *Elodea canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* St. John, in continental aquatic ecosystems: example of two areas in the north-east of france: alsace plain and northern vosges.. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 344/345, 441-452.

Wellendynamik im Litoral – Auswirkungen auf das Benthos

Nicole Scheifhacken^{1,2} & Karl-Otto Rothhaupt²

¹Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, 09514 Lengefeld, nicole.scheifhacken@tu-dresden.de

²Universität Konstanz, Limnologisches Institut Konstanz, Mainaustr. 252, 78467 Konstanz, Karl.Rothhaupt@uni-konstanz.de

Keywords: Windexposition, Fetch, Pegelschwankungen, Mesokosmos, Wellenmaschine, *Radix ovata*

Einleitung

Im Litoral von Seen interagieren Oberflächenwellen direkt mit dem Gewässergrund, sie verändern damit stetig die abiotischen Umweltbedingungen oder wirken direkt auf einzelne Individuen ein und beeinflussen darüber die Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaft.

Solche Effekte sind bisher überwiegend in marinen Habitaten untersucht worden und nur selten in Binnengewässern (z. B. James et al. 1998, Scheifhacken et al. 2007, Gabel et al. 2008). Der Schwerpunkt lag zudem in der Beschreibung extremer Ereignisse und ihren Auswirkungen auf die benthischen Lebensgemeinschaften. Viele mobile Taxa können solche kurzzeitigen Extreme aber erstaunlich gut tolerieren, ebenso sind schnelle Wiederbesiedlungsraten dokumentiert. Eine dauerhaft erhöhte Wellenexponiertheit kann dagegen nachhaltig die Habitatparameter und die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft verändern. Die Topographie, die Fetchlänge (Überstreichlänge des Windes über die Wasseroberfläche) und die Lage des Uferbereiches zur Hauptwindrichtung (HWR), die Uferstruktur und das Gefälle, sowie die Wassertiefe beeinflussen die Wellenentwicklung in Binnengewässern. Zudem tragen Boots- und Fährverkehr in vielen Gewässern maßgeblich zu einer Wellenbelastung bei, die tagesperiodisch und saisonal stark schwanken kann (Hofmann et al. 2008).

Hier vorgestellt werden die Ergebnisse einer einjährigen Freilanduntersuchung an drei unterschiedlich wellenexponierten Uferbereichen des Bodensees, bei der die Auswirkungen auf einzelne Arten und die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft untersucht wurden. Parallel dazu wurden im Mesokosmos Wellensimulationen durchgeführt und das Verhalten der herbivoren Schnecke *Radix ovata* unter turbulenten mit denen unter ungestörten Bedingungen verglichen. Solche Mesokosmos-Experimenten helfen, die Auswirkungen von Wellendynamik unabhängig von anderen möglicherweise überlagernden abiotischen Faktoren oder biotischen Interaktionen und saisonalen Unterschieden zu untersuchen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Etwa 10 % der Gesamtfläche des Bodensees (Wessels 1998) können dem Litoral zugeordnet werden. Die insgesamt 186 km lange Uferzone des Obersees variiert jedoch sehr stark in Gefälle (G), Fetchlänge (F) und Windexponiertheit (WE) und Frequenz des Fährverkehrs (FF) (Scheifhacken et al. 2007, Hofmann et al. 2008). Der Bodensee unterliegt zudem großen saisonalen Wasserstandsschwankungen (P) (ca. 2 m). Die Sommer sind durch hohe, die Winter durch niedrige Wasserstände gekennzeichnet. Der am SW-Ufer gelegene Abschnitt Litoralgarten (Lit) (19 % G, mittlere FF, geringe WE) ist insgesamt geschützter (Wind- und Schiffswellen) als die beiden am NO-Ufer gelegenen Untersuchungsgebiete Meersburg (Mee) (30 % G, starke FF, mittlere F, hohe WE) und Immenstaad (Imm) (5 % G, geringe FF, hohe F, hohe WE).

Versuchsdesign

Für die Freilanduntersuchungen konnten die Winddaten des DWD (Richtung, Geschwindigkeit) genutzt werden, um die Windexposition der drei Uferabschnitten zu bestimmen. Die Situation wurde für die Tage 1, 3, 7, 14 und 28 vor der Benthosprobenahme analysiert. In gleicher Weise wurde mit den Wasserstandsschwankungen verfahren (s. Scheifhacken et al. 2007). Die Benthosaufsammlungen (25 x 25 cm, 4 Replikate) erfolgten monatlich von Mai 2002 bis April 2003 in 0.4 m Wassertiefe (orientiert am aktuellen Wasserstand) mit Hilfe eines Saug-Surber-Samplers (Mörtl 2003, Baumgärtner 2004), der für den Flachwasserbereich modifiziert wurde (Scheifhacken et al. 2007). Die Abundanzen einzelner dominanter Taxa sowie die Zusammensetzung der Benthogemeinschaften wurden in Hinblick auf die beiden abiotischen Parameter im Jahresverlauf analysiert.

Der Mesokosmos (10 x 1 x 1 m) war mit einem für den Bodensee typischen Ufergefälle ausgestattet und mit natürlichem Substrat gefüllt (Abb. 1A). Die Wellen wurden mit Hilfe einer pneumatisch betriebenen Wellenmaschine erzeugt (Abb. 1B, Scheifhacken et al. under revision). Diese erlaubt die Manipulation von permanenten (kurz-, langfristigen) oder periodischen (regelmäßigen, sporadischen) Wellen ($H_{\max} = 0.065\text{--}0.12\text{ m}$, $T_s = 1.1\text{--}1.9\text{ s}$, u_{\max} up to 0.25 m s^{-1}) und ermöglicht damit die Manipulation typischer Wellensituationen im Litoral. Diese sind vergleichbar mit den Oberflächenwellen, wie sie bei Windstärken zwischen 1-2 Bft gebildet werden, der Hauptwindkomponente im Jahresverlauf vieler Seen (Hofmann et al. 2008, Scheifhacken et al. 2007). Die ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten in 0.2 m ($0.21\text{--}0.25\text{ ms}^{-1}$), 0.4 m ($0.10\text{--}0.12\text{ ms}^{-1}$) und 0.8 m ($0.05\text{--}0.07\text{ ms}^{-1}$) Tiefe belegen eine deutliche Zunahme des Shear-Stresses für bodennahe Organismen (hier *Radix ovata* (0.2 m, 0.4 m Tiefe) mit abnehmender Wassertiefe (Scheifhacken et al. under revision)).

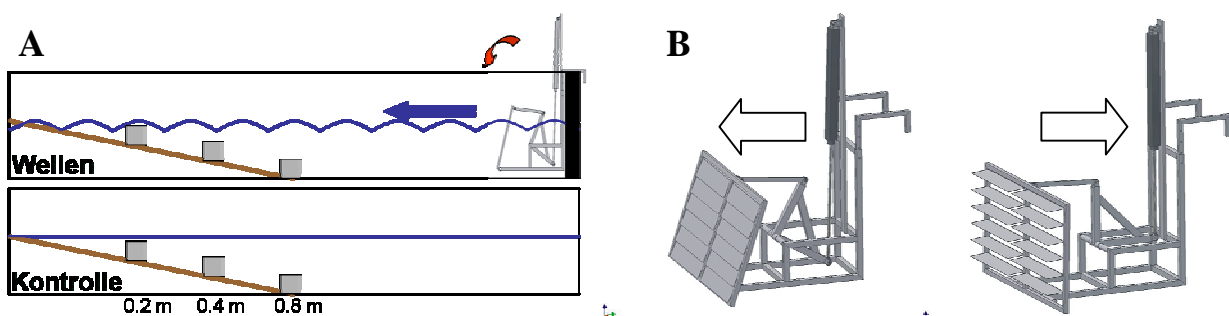


Abb. 1: Design (A) Wellenmesokosmos und (B) Wellenmaschine in vorwärts (links) und rückwärts (rechts) gerichteter Bewegung.

Ergebnisse und Diskussion

Windexposition und Wasserstandsschwankungen

Im Untersuchungsjahr wurden dominante Westwinde (betrifft: Mee, Imm) v. a. in den Herbst- und Wintermonaten (Oktober bis Januar) gemessen, begleitet von einzelnen Stürmen im Oktober, November und Januar, dominante Ostwinde (betrifft: Lit) dagegen im späten Winter bis Frühjahr (Februar bis April). Ausgeprägte Pegelschwankungen (Tagesschwankungen 10-40 cm) fanden in den Monaten Mai, Juni, August und November statt (s. Scheifhacken et al. 2007 für Details). Kurz- und langfristige Veränderungen der Windexposition und Pegelschwankungen überlagern sich regelmäßig und können in ihrer Wirkung auch innerhalb kurzer Zeiträume gegenläufig gerichtet sein.

Benthodynamik

Die Entwicklung der Abundanzen, Biomassen und Diversität der Benthosgemeinschaften zeigte eine hohe Dynamik im Jahresverlauf (Abb. 2). Deutliche Veränderungen konnten z. B. in den Monaten festgestellt werden, in denen auch starke Winde und/oder Pegelschwankungen dokumentiert wurden (z. B. in den Monaten Juni, August, November, März; Pfeile Abb. 2).

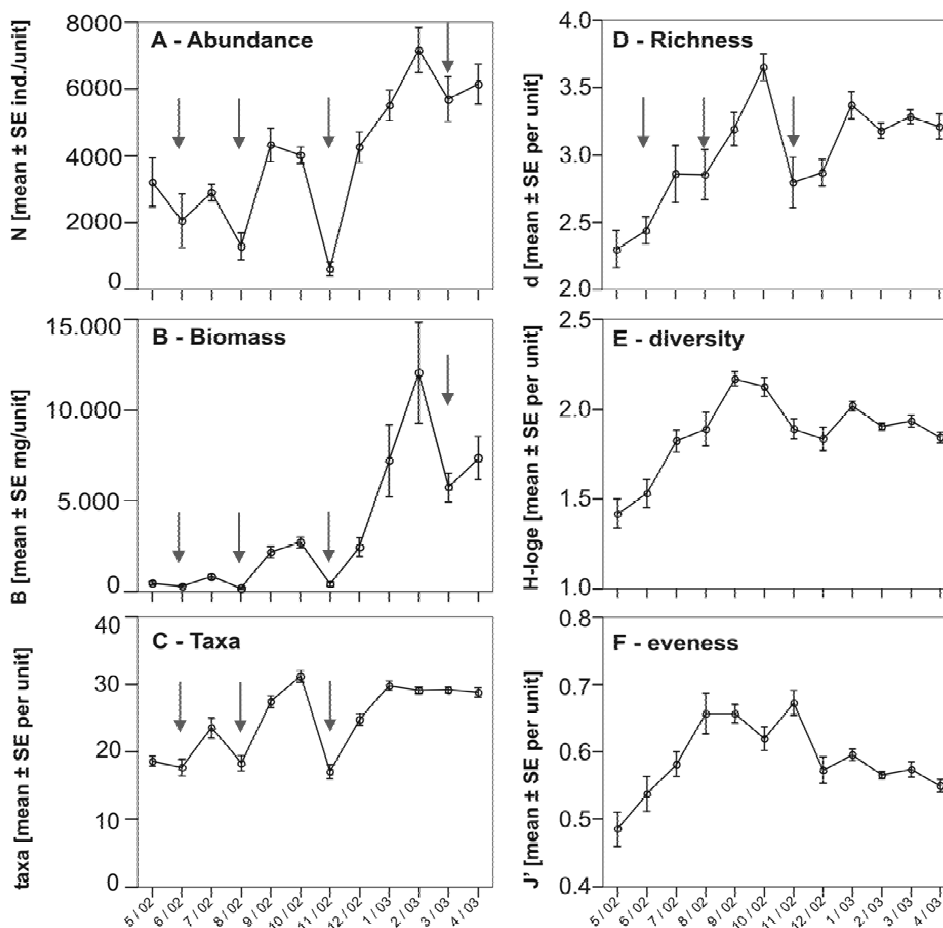


Abb. 2: Monatliche Entwicklung der Benthosabundanz (A), -biomasse (B) und diversitätsparameter (C-F) im Jahresverlauf (Mai 2002 bis April 2003), gemittelt für alle drei Uferabschnitte (0.4 m Wassertiefe). Mit Pfeilen hinterlegt sind die Monate, in denen starke Windereignisse oder Pegelschwankungen verzeichnet wurden. (Unit A = 0.625 m²).

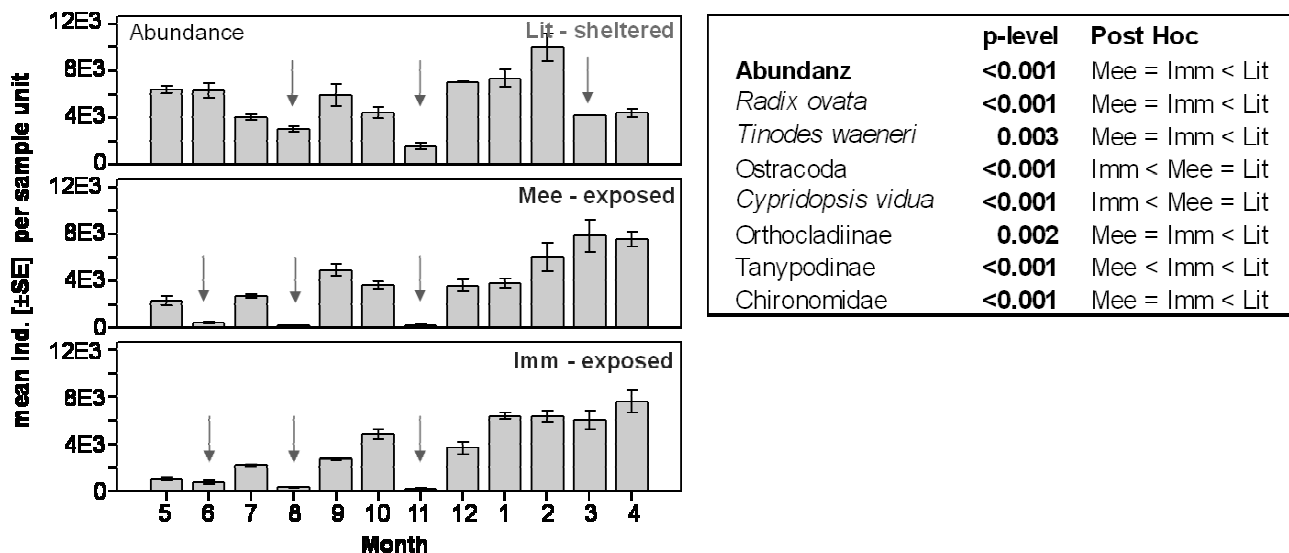


Abb. 3: Monatliche Entwicklung der Benthosabundanz (links) im Jahresverlauf (Mai 2002 bis April 2003) an drei Uferabschnitten (Lit, Mee, Imm, 0.4 m Wassertiefe). Mit Pfeilen hinterlegt sind die Monate, in denen starke Windereignisse oder Pegelschwankungen verzeichnet wurden. Die signifikanten Unterschiede der Abundanzen dominanter Einzeltaxa zwischen den Uferabschnitten (ANOVA, Tukey-Post-Hoc Test) sind rechts aufgelistet.

Signifikante Unterschiede in den Benthosabundanzen (total, Einzeltaxa) finden sich auch zwischen den drei Uferbereichen im Jahresverlauf (Abb. 3). Die Abundanzen waren in den Monaten Juni, August und November deutlich reduziert (Vergleich Vormonat). An den exponierten NO-Ufern (Imm, Mee) war dies wesentlich ausgeprägter als am geschützten SW-Ufer (Lit). Die dominanten Ostwinde im Frühjahr (März) reduzierten dagegen die Abundanz ausschließlich am SW-Ufer (Lit) (Abb. 3).

Die Änderungen der Windexposition und Pegelschwankungen beeinflussen auch die Zusammensetzung der Benthosgemeinschaften nachhaltig, wirken aber in unterschiedlicher Richtung (Abb. 4). Kurzfristige Windereignisse sind ebenso bedeutsam wie mittel- und langfristige Veränderungen der Windexposition. Bei den Wasserstandsschwankungen haben insbesondere die mittel- bis langfristigen Änderungen einen noch deutlicheren Einfluss auf die Zusammensetzung der Benthosgemeinschaft (Abb. 4).

Mesokosmosversuche

Die Aktivität der Schnecken war signifikant reduziert unter Wellenexposition (Intensitätslevel: 3 bar, permanente Wellen) (Abb. 5).

Definition Aktivität: aktive Schnecken zeigen Kriechbewegungen und/oder sichtbare Körperteile (Kopf, Fuß, Tentakeln), im Gehäuse zurückgezogene Schnecken sind als inaktiv klassifiziert worden, unklare Fälle wurden separat erfasst.

Im Kontrollmesokosmos waren 73 % der Individuen aktiv (20 Ind. per Tiefenstufe), während nur 18 % der Individuen im Wellenmesokosmos solche Aktivitätsmerkmale zeigten. Der Einfluss der Tiefe war nicht signifikant wohl aber in Interaktion mit Treatment und Zeitpunkt der Beobachtung (Abb. 5, rm-MANOVA). Grundsätzlich konnten sich die Schnecken auch im Wellenmesokosmos auf dem Substrat halten. Sie scheinen turbulente Situationen aber durch den Rückzug ins Gehäuse auszuharren und während dieser Zeit auch keine Nahrung aufzunehmen (s. Scheifhacken et al.

under revision für Details). Die Ergebnisse zeigen, dass auch kleinere Oberflächenwellen, die längerfristig am Ufer auflaufen, sehr wirksam das Verhalten einzelner Taxa ändern können.

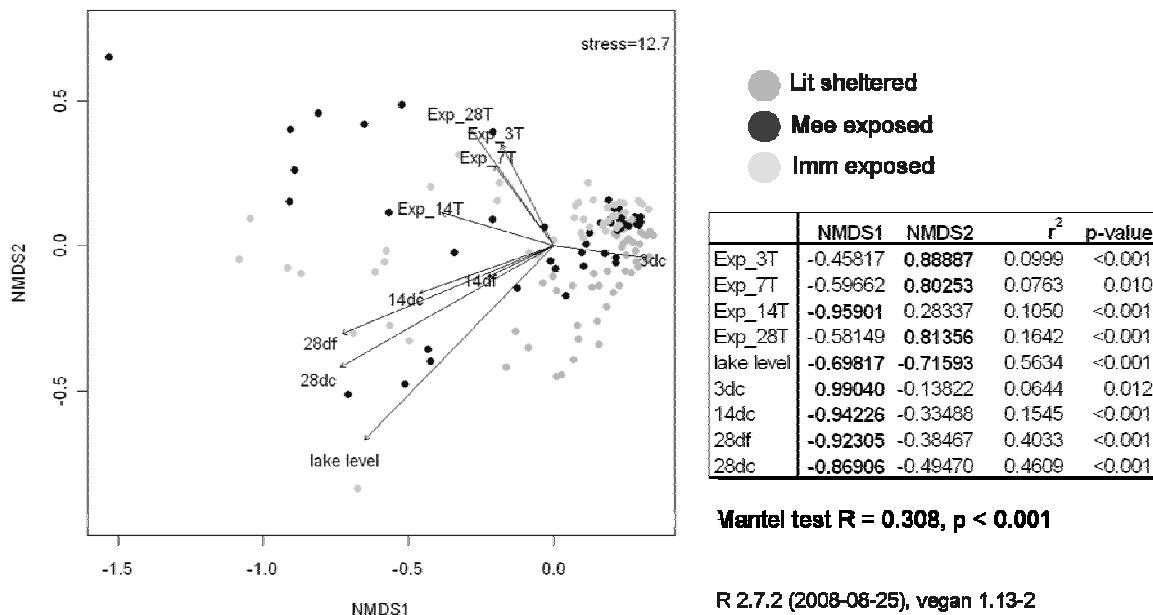


Abb. 4: NMDS Plot der monatlichen (Mai 2002-April 2003) Benthosabundanzen ($\log(x+1)$ transformiert, Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix) für die Untersuchungsgebiete Litoralgarten (Lit, SW-Ufer), Meersburg (Mee, NO-Ufer) und Immenstaad (Imm, NO-Ufer). Die Änderungen der Windexposition (Exp) und Pegelschwankungen (dc-täglich kumulativ, df-tägliche Fluktuation) vor jeder Probenahme (3, 7, 14, 28 Tage) sind als Umweltfaktoren über die Benthos-Ähnlichkeitsmatrix gefittet worden. Die Richtung der Vektoren zeigt die größte Veränderung der Umweltvariable (Gradient) an, die Vektorlänge ist proportional zur Korrelation der Ordination mit der Umweltvariablen (Stärke des Gradienten).

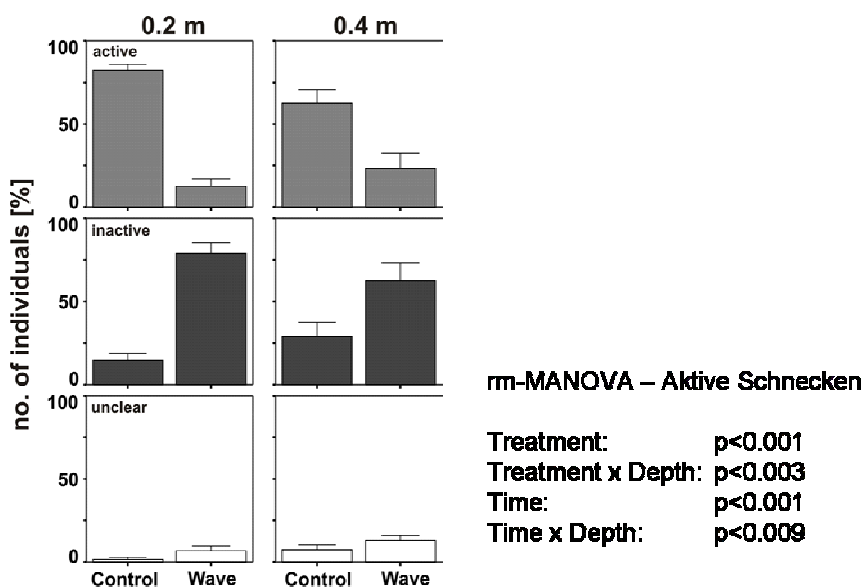


Abb. 5: Verhalten der Schnecke *Radix ovata* unter Wellen- und Kontrollbedingungen im Mesokosmos. Je Tiefenstufe wurden 20 Individuen in Aluminiumboxen (4 Stk.) zusammen mit einem vorbesiedelten Aufwuchs-Betonstein als Nahrungsresource ausgebracht. Der Aktivitätsstatus wurde unter permanenter Bewellung mit Hilfe eines Bathyscopes bestimmt (3 Tage, 7 Termine, Intensitätslevel 3 bar).

Zusammenfassung

Die Wellenexponiertheit eines Uferabschnittes wirkt sich auch in der Zusammensetzung der Benthosgemeinschaft aus. Neben dem Faktor Wind sind im Bodensee auch Pegelschwankungen als starke abiotische Umweltkomponente im Jahresverlauf sehr dominant und beeinflussen die Zusammensetzung der Artengemeinschaften im Uferbereich. Die Wirkung kurz-, mittel und langfristiger Änderungen beider Umweltfaktoren konnte im Rahmen einer einjährigen Freilandstudie gezeigt werden. Die Mesokosmos-Ergebnisse zeigen, dass auch kleinere Oberflächenwellen, die längerfristig am Ufer auflaufen, sehr wirksam das Verhalten einzelner Taxa (hier *Radix ovata*) ändern können.

Danksagung

Die Winddaten wurden vom Deutschen Wetterdienst, die täglichen Wasserstandsschwankungen am Pegel Konstanz von L. Peters aus <http://www.wetteronline.de> übernommen und freundlicherweise zur Verfügung gestellt. Die Entwicklung der Wellenmaschine erfolgte im Rahmen der Dissertationen von N. Scheifhacken und P. Klahold, die Beschreibung der Wellendynamik im Mesokosmos während der Dissertation von H. Hofmann. Den Mitarbeitern der wissenschaftlichen Werkstätten gilt der Dank für die Konstruktion und Betreuung der Wellenanlage, insbesondere M. Wolf. Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 454 „Bodenseelitoral“ von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziert.

Literatur

- Baumgärtner, D. (2004): Principles of macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance. Verlag Regionalkultur: 197 S.
- Gabel, F., Garcia, X.-F., Brauns, M., Sukhodolov, A., Leszinski, M., Pusch, M. T. (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology*: 53: 1567-1578.
- Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F. (2008): The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. *Limnology and Oceanography*: 53: 368-380.
- James, M. R., Weatherhead, M., Stanger, C., Graynoth, E. (1998): Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand: Effects of habitat stability, wind exposure, and macrophytes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*: 32: 287-305.
- Mörtl, M. (2003): Biotic interactions in the infralittoral of Lake Constance. Dissertation, Universität Konstanz: 163 S.
- Scheifhacken, N., Fiek, C., Rothhaupt, K.-O. (2007): Complex spatial and temporal patterns of littoral benthic communities interacting with water level fluctuations and wind exposure in the littoral zone of a large lake. *Fundamental and Applied Limnology*: 169/2: 115-129.
- Scheifhacken, N., Klahold, P., Hofmann, H. (under revision): Wave mesocosm experiments as tool for behavioural and ecological studies in lake littorals. *Hydrobiologia*.
- Wessels, M. 1998: Geological history of the Lake Constance area. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues. Advanc. Limnol.*: 53: 1-12.

Der Einfluss verschiedener Umweltgradienten im Plattensee auf die Morphologie von *Potamogeton perfoliatus*

Ágnes Vári & Viktor Tóth

Limnologisches Institut am Plattensee der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Klebelsberg K. u. 3, 8237 Tihany, Ungarn, agnesvari@yahoo.com, donvito@tres.blki.hu

Keywords: Potamogeton, Umwelt, Morphologie, phänotypische Plastizität, Anpassung, saisonal

Einleitung

Die Fähigkeit der Pflanzen sich anzupassen ist eine Grundlage für das Überleben der Individuen und (langfristig) der Arten, insbesondere unter sich ändernden Umweltverhältnissen. Wasserpflanzen sind einer Reihe von Umweltgradienten ausgesetzt, einerseits innerhalb ihres Verbreitungsgebietes, andererseits aber auch innerhalb eines einzelnen Sees (Santamaria 2002). Eine Anpassung an die örtlichen Gegebenheiten kann auf verschiedene Weise erfolgen, so z.B. in den physiologischen Vorgängen in der Pflanze, wie die Anpassung der photosynthetischen Rate an das Lichtklima, das u. a. von Barko & Smart (1981) an Wasserpflanzen untersucht wurde. Anpassung kann aber auch im Lebenszyklus erfolgen (van Wijk 1989) oder auch in der Morphologie der Pflanzen. Morphologische Anpassung wird teilweise auf Veränderungen in der Pflanzen-Biomasse bezogen, teilweise aber auch auf Unterschiede im Aufbau der Pflanzen oder auch in der Blattgestalt (Pearsall & Hanby 1925, Aiken 1981, Barko & Smart 1981, Idestam-Almquist & Kautsky 1995). Zudem ist die Ausprägung der Morphologie oft auch saisonal veränderlich, wie auch von Preston (1995) hinsichtlich der Laichkräuter betont wird.

Die Gattung *Potamogeton* ist besonders variabel und fähig sich an unterschiedlichste Umweltverhältnisse anzupassen (Hutchinson 1975, Casper & Krausch 1980, Preston 1995). Das trifft auch auf *Potamogeton perfoliatus* zu, wie das von Glück (1924) schon früh erkannt wurde.

Der Plattensee ist groß (589 km²), flach (durchschnittliche Tiefe: 3,5 m) und länglich mit zwei Hauptufern die mit gewisser Ungenauigkeit als „Nord-“ und „Südufer“ bezeichnet werden. Das Nordufer ist geschützt, in Ufernähe tiefer und schlickiger mit nährstoffreicherem Sediment, während das Südufer seichter ist, Wind und Wellenschlag stärker ausgesetzt und hauptsächlich sandige Sedimente aufweist (Entz & Sebestyén 1942). Abgesehen von diesem Unterschied an Nord- und Südufer gibt es ein West-Ost-Gefälle, da sich der Hauptzufluss des Plattensees in seiner westlichen Ecke befindet, und über diesen der größte Anteil an Nährstoffen eingetragen wird. Der See ist heutzutage im Westen eutroph und im Osten mesotroph (Istvánovics et al. 2007).

Die untersuchte Art *P. perfoliatus* ist im Plattensee dominant, und kommt an allen Uferabschnitten des Sees vor. Daher war zu erwarten, dass sie sich den unterschiedlichen Bedingungen an den einzelnen Uferstellen anpassen wird. Ziel unserer Untersuchung war es, Unterschiede in der Morphologie dieser Laichkraut-Art aufzuzeigen und diese mit bestimmten Umweltgradienten in Verbindung zu bringen und sie saisonal zu diskutieren.

Material und Methoden

Probenahme

Im Sommer 2007 wurden im Juni, Juli und August Pflanzen an 17 Punkten um den Plattensee herum gesammelt, wobei pro Probenahempunkt jeweils 5-7 einzelne Triebe entnommen wurden, wo möglich auch aus unterschiedlichen Tiefen (s. Abb.1).

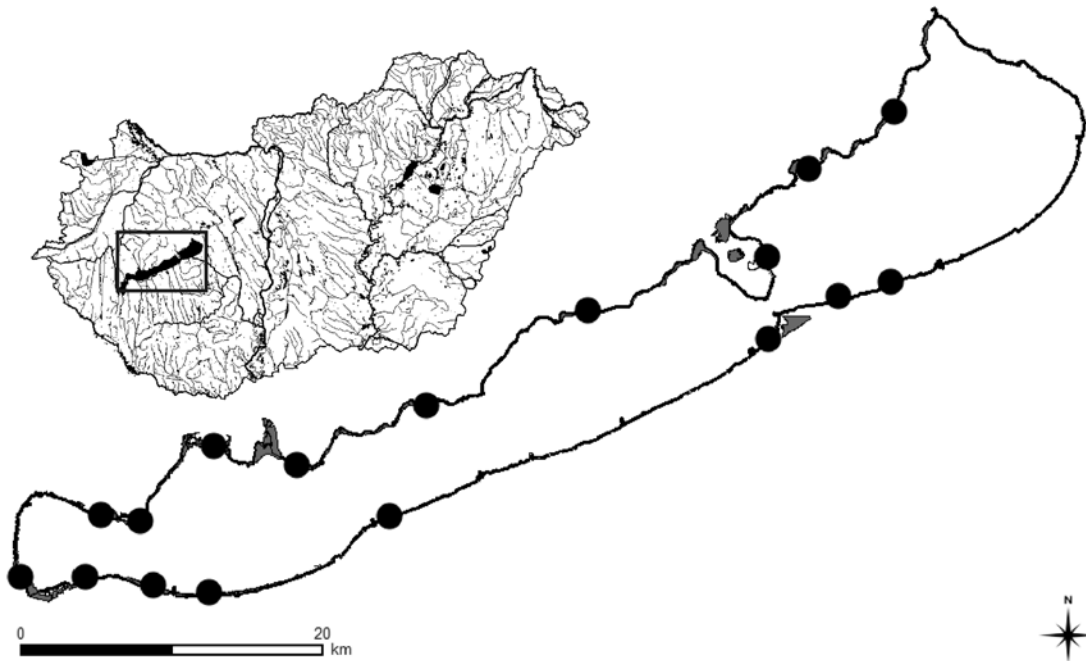


Abb. 1: Der Plattensee in Ungarn und die 17 Probenahmepunkte (schwarze Punkte) um den See.

Aufbereitung und Vermessung

An jedem Spross wurden 14 morphologische Parameter abgemessen, von denen sich einige auf die Größe und Gestalt der Blätter (z. B. Blattfläche, -breite, -länge, Trockengewicht) bezogen und einige auf den gesamten Spross (Sprosslänge, -durchmesser am Grund und an der Spitze, Länge der Internodien, Trockengewicht). Sprosslänge und -durchmesser wurden mit Maßband bzw. mit Schublehre abgemessen, die Blätter wurden eingescannt und mit der Software ImageJ (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>) vermessen, Blätter und Stiel wurden getrocknet und gewogen.

Es wurden 10 Variablen ausgewählt bzw. aus den Abmessungen berechnet: Sprosslänge, Internodienlänge, Blatttrockengewicht, durchschnittliche Blattfläche, Blattbreite : Blattlänge, Gesamt-Trockengewicht der Pflanze, Trockengewicht des Stieles, Durchmesser des Stieles, Standard Leaf Area (SLA = Blattfläche/ Blatttrockengewicht), Stielfestigkeit (Stieltrockengewicht/ Stielvolumen – letzteres als Kegelstumpf angenähert).

Auswertung

Die Daten wurden für jeden Monat statistisch in einem General Linear Model ausgewertet (Statistica), wobei die Zugehörigkeit zum Nord- bzw. Südufer als kategoriale Variable in das Modell einging und die Wassertiefe und die Entfernung zum Westufer als lineare Variable. Wo nötig wurde

eine (log oder Wurzel-)Transformation durchgeführt. Aufgrund der Vielzahl der durchgeführten Tests wurden die p-Werte anschließend über Bonferroni korrigiert.

Ergebnisse und Diskussion

In den drei untersuchten Sommermonaten wurde die Wirkung verschiedener Umweltfaktoren statistisch untersucht (s. Tab. 1). Allgemein wirkten die Wassertiefe und die Entfernung zum Westufer am stärksten, aber auch der Unterschied zwischen Nord- und Südufer war oft zu sehen, wenn dies auch meist weniger signifikant war.

Tab. 1: Einfluss verschiedener Faktoren auf morphologische Parameter von *P. perfoliatus* zu den untersuchten Zeitpunkten. Ergebnisse des General Linear Model mit Ufer, Entfernung zum westlichsten Punkt, Wassertiefe und Interaktion der ersten beiden Faktoren. Abkürzungen: SLA: Standard Leaf Area, TG: Trockengewicht, N: Nord, S: Süd, W: West, *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$, leer: nicht signifikant.

		S/N-Ufer	Entf W	Wassertiefe	Ufer X	Entf W
Juni	Sprosslänge		***	*		**
	Internodienlänge		***			
	Blattfläche	N>S*	***			
	Länge : Breite	N>S*	***			
	SLA	N>S*				
	Anzahl Blätter	S>N***				**
	Stieldurchmesser					
	Stielfestigkeit		*			
	TG Stiel		**			
	TG Blätter	S>N*	***			
	TG gesamt	S>N*	***			
Juli	Sprosslänge			***		
	Internodienlänge	S>N*		***		**
	Blattfläche		***	***		
	Länge : Breite		***			
	SLA	N>S*				
	Anzahl Blätter					
	Stieldurchmesser	S>N*		***		
	Stielfestigkeit	S>N**		***		
	TG Stiel	S>N**		***		
	TG Blätter			***		
	TG gesamt	S>N*		***		
August	Sprosslänge			**		
	Internodienlänge			***		*
	Blattfläche		*	***		
	Länge : Breite	N>S*				
	SLA	N>S***				*
	Anzahl Blätter					
	Stieldurchmesser			*		
	Stielfestigkeit	S>N*				
	TG Stiel					
	TG Blätter					
	TG gesamt					

Auffällig ist, dass die Stärke der Einflüsse sich in den drei Monaten änderte. Folgendes Muster machte sich bemerkbar: im **Juni** sind die beobachteten morphologischen Unterschiede laut unserem Modell in erster Linie auf die Entfernung zum **Westufer** und teilweise auch auf die Zugehörigkeit zum **Nord- bzw. Südufer** zurückzuführen. Zum Westen hin waren die untersuchten Merkmale meist größer, während sich die Merkmale am Nord- bzw. Südufer unterschiedlich ausprägten. Da der einzige nennenswerte Zufluss wie in der Einleitung bereits erwähnt im Westen des Sees liegt, ist

der West-Ost-Gradient praktisch einem Nährstoffgradienten gleichsetzbar. Das erklärt wohl die wachsende Tendenz aller untersuchten morphologischen Parameter zum Westen hin.

Im **Juli** machten sich eher die **Wassertiefe** (s. Abb. 2) und die Zugehörigkeit zum **Nord- bzw. Südufer** (Ufereinfluss) bemerkbar. In tieferem Wasser waren die meisten untersuchten morphologischen Variablen größer ausgeprägt, die Sprosse selber waren oft größer und kräftiger. Ein Einfluss der Wassertiefe auf die Blattform (Verhältnis von Blattbreite zu Blattlänge), ein Zusammenhang den Pearsall & Hanby 1925 beschrieb und der auch von Hutchinson (1975) betont wird, konnte von uns in keinem der drei untersuchten Monate festgestellt werden.

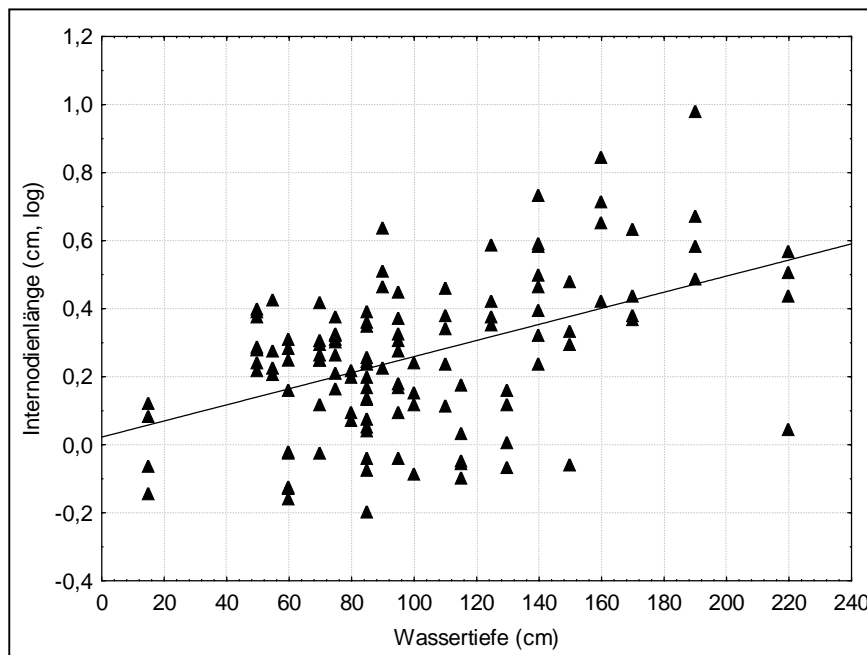


Abb. 2: Einfluss der Wassertiefe am Beispiel der Internodienlänge im Juli.

Im **August** bestand weiterhin der Einfluss der **Wassertiefe**, die anderen Faktoren traten hingegen in den Hintergrund.

Der West-Ost-Nährstoffgradient wirkt sich in erster Linie auf das frühe Wachstum der Pflanzen aus (im Juni), wobei eine verstärkte „Düngung“ schon früh kräftigeren Wuchs bedingt, das bis zur Mitte des Sommers, als die untersuchte Wasserpflanze ihren Klimax erreicht, verwischt wird (nur noch an 2 Parametern signifikanter Einfluss im Juli) und im August praktisch nicht mehr vorhanden ist. Unterschiede aufgrund der Zugehörigkeit zum Nord- bzw. zum Südufer sind in den ersten beiden Monaten vorhanden, diese sind vermutlich „echte“ Unterschiede in der Morphologie. Dass sich gegen Ende der Saison hin insgesamt deutlich weniger signifikante Unterschiede nachweisen lassen, ist wahrscheinlich auf ein Fortschreiten der Seneszenz zurückzuführen, das die Merkmale, und dementsprechend die morphologischen Unterschiede, sozusagen erodiert.

Das Nord-Südufer-Gefälle ist etwas komplexer gestaltet, da es sich hierbei einerseits um Unterschiede handelt, die direkt aufgrund des stärkeren Windes und Wellenschlages am Südufer auswirken, andererseits indirekt durch diese bedingt sind, wie z. B. die Akkumulation von gröberkörnigem Material (Sand) am Südufer und feinerem, schlickigerem Sediment am Nordufer, das auch einen Unterschied in der Nährstoffversorgung nach sich zieht. Von daher erwarteten wir am Nordufer größere Pflanzen, bei denen die untersuchten morphologischen Merkmale größer waren und fanden dies bei einem Teil der untersuchten Parameter auch tatsächlich vor. Zum anderen Teil fanden wir am Südufer Pflanzen, die aus der vorhandenen Blattmasse (Trockengewicht) verhältnismäßig weni-

ger Blattfläche produzierten (SLA), deren Stiele kräftiger (von größerem Durchmesser und fester) waren und sogar in ihrer Gesamtmasse schwerer waren als Pflanzen vom Nordufer, also mit Merkmalen ausgestattet waren, die in einem exponierten Habitat adaptiv sein können.

Zusammenfassung

Wir konnten in dieser Untersuchung morphologische Unterschiede entlang der von uns untersuchten Umweltgradienten, die die Wassertiefe, die Nährstoffversorgung und die Exposition mit einschließen nachweisen. Diese Umweltfaktoren zeigten einen gewissen saisonal variierenden Einfluss. Einige der morphologischen Veränderungen können als Anpassung an die lokalen Gegebenheiten verstanden werden, wohingegen andere eher auf unterschiedliche Entwicklungsstadien zurückzuführen sind.

Danksagung

Dank gilt Balázs Németh für die Unterstützung bei den Freilandarbeiten. Die Arbeit entstand als Teil der Doktorarbeit der Erstautorin.

Literatur

- Aiken, S.G (1981): An experiment relating vegetative morphology of *Myriophyllum alterniflorum* DC. (Haloragaceae) to growth substrate. *Aquatic Botany* 10: 383-388.
- 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* 52 (2): 219-236.
- Casper, S. J. & Krausch, H.-D. (1980): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. Gustav Fischer Verlag, Jena, 403 S.
- Entz, G., Sebestyén, O. (1942): Leben im Plattensee (ungar.). Természettudományi Könyvkiadóvállalat, Budapest, 366 S.
- Glück, H. (1924): Biologische und morphologische Untersuchungen über Wasser- und Sumpfgewächse. IV. Untergetauchte und Schwimmblattflora. Gustav Fischer Verlag, Jena: 746 S.
- Hutchinson, G. E. (1975): A Treatise on Limnology. Vol. III. Limnological Botany. J. Willey & Sons, New York et al., 660 S.
- Idestam-Almqvist, J., Kautsky, L. (1995): Plastic response in morphology of *Potamogeton pectinatus* L. to sediment and above-sediment conditions at two sites in the northern Baltic proper. *Aquatic Botany* 52: 205-216.
- Istvánovics, V., Clement, A., Somlyódy, L., Specziár, A., G.-Tóth, L., Padisák, J. (2007): Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. *Hydrobiologia* 581: 305–318.
- Pearsall, W.H. & Hanby, A.M (1925): The variation of leaf form in *Potamogeton perfoliatus*. *New Phytol.* 24: 112-120.
- Preston, C.D. (1995): Pondweeds of Great Britain and Ireland. Botanical Society of the British Isles, London, 352 S.
- Santamaria, L. (2002): Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica* 23: 137–154.
- Van Wijk, R.J. (1989): Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. III. Reproductive strategies and germination ecology. *Aquatic Botany* 33: 271-299.

HUPFER, M., F. GOHR & A. KLEEBERG: Zustandsanalysen und Prognosen vor dem Einsatz chemischer Fällmittel zur Trophiesenkung: Fallstudie Arendsee

LEWANDOWSKI, J. & M. HUPFER: Wirkt sich Meromixie positiv oder negativ auf die Trophie aus? Fallbeispiel Burgsee

MÄHLMANN, J., U. WERNKE, U. KÖNIG & J. BORCHERDING: Technische Textilien zur (Wieder-) Herstellung von aquatischen Lebensräumen

Zustandsanalysen und Prognosen vor dem Einsatz chemischer Fällmittel zur Trophiesenkung: Fallstudie Arendsee

Michael Hupfer¹, Friedemann Gohr² & Andreas Kleeberg¹

¹Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, hupfer@igb-berlin.de, kleeberg@igb-berlin.de, ²Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW), Gewässerkundlicher Landesdienst, Otto-von-Guericke Str. 5, 39104 Magdeburg, friedemann.gohr@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de

Keywords: Eutrophierung, P-Bilanz, Restaurierung, P-Fällung

Einleitung

Ziel der EG-WRRL ist es, bis zum Jahr 2015 einen „guten ökologischen Zustand“ der Gewässer zu erreichen. Für zahlreiche eutrophierte Seen bedeutet das, dass unter hohem Kostenaufwand die Phosphor (P)-Belastung weiter gesenkt werden muss. Maßnahmen im Einzugsgebiet wirken sich aber wegen der oft langen Wassererneuerungszeit und des internen P-Kreislaufs in vielen Seen sehr verzögert aus. Eine Kombination mit seeinternen Maßnahmen kann diesen Zeitraum verkürzen oder sogar einen Teil der zu hohen externen Last kompensieren, wodurch die Kosten zur Erreichung eines bestimmten Güteziels reduziert werden (Benndorf & Clasen 2001). Besonders von Fällmitteln wird erwartet, dass sie durch deutliche Abnahme der P-Konzentration im Wasser unmittelbar den Trophiegrad senken und somit Teil einer Therapiekonzeptes sein können. Dem internationalen Trend folgend, ist in vielen Seen Norddeutschlands der Einsatz von Fällmitteln geplant. Aus der Abwasserbehandlung und Seentherapie bereits bekannte aber auch neue Produkte (z. B. Bentophos[®]) zur P-Fällung sind auf den Markt verfügbar. Es stellt sich die Frage, unter welchen Voraussetzungen und in welcher Dosierung eine P-Fällung einen nachhaltigen Effekt auf das Gewässer hat. An Fallstudie Arendsee soll in diesem Beitrag gezeigt werden, welche Bilanzgrößen vorliegen müssen und wie mit einfachen Modellrechnungen der Entscheidungsprozess im Vorfeld von Restaurierungsmaßnahmen erleichtert werden kann.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Der ovale und buchtenlose Arendsee in der Altmark (Sachsen-Anhalt) ist ein durch Auflösung eines Salzstockes entstandener Subrosionssee mit einer Fläche von 5,13 km². Auffällig sind die große Durchschnittstiefe von 30 m und die lange Wassererneuerungszeit von 68 Jahren. Zu Beginn des letzten Jahrhunderts wies die Planktonzusammensetzung noch auf einen oligo- bis mesotrophen Zustand hin. Durch Abwassereinleitungen aus der Stadt Arendsee, durch Intensivierung der Landwirtschaft und durch Trockenlegung des nahe gelegenen Faulen Sees wurde der See offenbar in relativ kurzer Zeit eutrophiert. Bereits ab 1960 betrug die Gesamt-P (TP) Konzentration des kalkreichen Sees etwa 150 µg L⁻¹. Es kam in folgenden Jahrzehnten zu Massenentwicklung von Cyanobakterien, die die Nutzung als attraktives Badegewässer einschränkten. Die Fernhaltung von Molke-

rei-Abwässern und ungeklärten kommunalen Abwässern (Bau der Kläranlage) hat sich nicht erkennbar auf die TP-Konzentrationen in den nachfolgenden Jahren ausgewirkt. Die ab 1978 installierte Tiefenwasserableitung und die Aufspülung von Seekreide Ende 1995 erwiesen sich als wirkungslos. Im Jahr 2007 betrug die mittlere TP-Konzentration $190 \mu\text{g L}^{-1}$. Nach trophischen Kriterien gemäß LAWA (1999) wird der See als hocheutroph (eutroph e2) klassifiziert. Gegenwärtig wird die Realisierbarkeit externer und interner Maßnahmen für eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität geprüft. Ein Teil dieses Konzeptes ist die Anwendung von Fällmitteln im See.

Ermittlung der Bilanzdaten

Wie bei vielen anderen Seen, die hauptsächlich von Grund- und Regenwasser gespeist werden, liegt für den Arendsee keine verlässliche Quantifizierung der einzelnen P-Eintragspfade vor. Neben dem P-Eintrag über das Grundwasser und über die Atmosphäre kommt möglicherweise den im Arendseegebiet überwinterten nordischen Gänsen eine besondere Bedeutung zu (Rönicke et al. 2008). Mit Hilfe des Vollenweider (1976)-Modells wurde aus der mittleren TP-Konzentration im See ein theoretischer P-Eintrag von 3,5 Tonnen pro Jahr berechnet. Dieser Wert ist durch die an datierten Sedimentkernen bestimmte P-Retention gut bestätigt (Hupfer & Lewandowski 2005).

Die Berechnung des P-Inhaltes im Wasserkörper erfolgte volumengewichtet mit Hilfe von Vertikalprofilen an der tiefsten Stelle (49,5 m) auf der Basis von monatlichen Routinemessungen.

Die Ermittlung des mobilisierbaren Phosphors aus dem Sediment erfolgte durch die Entnahme von Sedimentkernen an zwei weit voneinander entfernten Positionen (>40 m Wassertiefe) im Herbst 2007 und Frühjahr 2008. In einzelnen Sedimentschichten bis zu einer Tiefe von 5 cm wurden der TP-Gehalt und die P-Fractionen nach Psenner et al. (1984) bestimmt. Aus dem jeweiligen Gradienten und dem Vergleich mit dem minimalen P-Gehalt in der Tiefe erfolgte die Berechnung des temporär gebundenen Phosphors.

Einbox-Modell

Für Modellsimulationen über die Wirksamkeit der Fällmittel-Anwendung wurde das Einbox-Modell von Imboden & Gächter (1978) verwendet. Details dieses Bilanzmodells für die Planung von Therapie-Maßnahmen sind in Hupfer & Scharf (2002) und Stein et al. (2008) beschrieben. Der Verlauf der mittleren P-Konzentration nach einer Lastsenkung oder nach einer P-Fällung kann für einen See nach Gleichung [1] berechnet werden:

$$cP(t) = (cP_0 - cP_{\text{stat}}) * e^{\{-(\beta/\tau + \sigma) * t\}} + cP_{\text{stat}} \quad [1]$$

$cP(t)$ aktuelle P-Konzentration zum Zeitpunkt t [g m^{-3}]

t Dauer seit Beginn der Änderung [Jahre]

cP_0 P-Konzentration zum Beginn des betrachteten Zeitraumes [g m^{-3}]

cP_{stat} P-Konzentration im neuen Gleichgewicht [g m^{-3}]

β Quotient aus den mittleren P-Konzentrationen im Abfluss (Epilimnion) und im gesamten See (Stratifikationsfaktor)

σ Nettosedimentationsrate [a^{-1}]

τ theoretische Verweilzeit des Wassers im See [a].

Die Nettosedimentationsrate (σ) gibt den relativen Anteil des jährlich im Sediment verbliebenen Phosphors im Vergleich zum P-Inhalt des Sees an. Der P-Rückhalt im Sediment wurde unter Annahme von Gleichgewichtsbedingungen (Eintrag = Verlust) aus der Differenz zwischen P-Import und P-Austrag berechnet. Der Quotient aus den mittleren Konzentrationen von Abfluss und See (β) wird auch als Stratifikationsfaktor bezeichnet. Für den Arendsee wurde der Wert 1 gesetzt, weil nicht klar ist, welcher Anteil unter- oder oberirdisch abfließt. Man geht vereinfachend davon aus,

dass sich sowohl der P-Austrag als auch die Nettsedimentation proportional zum P-Inhalt des Sees (P_{See}) verhalten. Eine Fällung wird mit Veränderung von cP_0 und eine externe Lastsenkung über cP_{stat} simuliert.

Ergebnisse und Diskussion

Bilanzgrößen

Für das Jahr 2007 wurde für den Arendsee ein P-Inhalt von 27,8 t ermittelt. Die im Vergleich zum Eintrag von 3,5 t hohe P-Menge im Wasserkörper lassen eine seeinterne P-Fällung besonders aussichtsreich erscheinen. Für die Dosierung des Fällmittels muss außerdem der im Sediment mobilisierbare Phosphor bestimmt werden. Abbildung 1 zeigt, dass die TP-Gehalte von der Sedimentoberfläche mit zunehmender Tiefe auf einen konstanten Wert abnehmen. Das Alter der Sedimentschicht in 5 cm beträgt etwa 7 Jahre. Die Abnahme des Phosphors erklärt sich vor allem aus der Mobilisierung von sorptiv gebundenem P, reduktiv-löslicher P-Verbindungen und aus der Hydrolyse organischer P-Verbindungen. Für die Berechnungen des mobilisierbaren Phosphors wurde jeweils der TP-Gehalt in 4 - 5 cm als „Endpunkt der Diagenese“ betrachtet. Die P-Mengen in den darüber liegenden Schichten, die über diesem P-Gehalt liegen, wurden aufsummiert. Die so berechneten P-Mengen betrugen im Durchschnitt $780 \pm 148 \text{ mg m}^{-2}$ ($n = 4$). Bezieht man diese Angaben auf die hypolimnische Fläche ($>15 \text{ m}$ Wassertiefe), so ergeben sich daraus P-Mengen von durchschnittlich 3,0 t. Die gegenüber dem mobilisierbaren P-Vorrat im Sediment deutlich höhere hypolimnische P-Akkumulation von 4,0 bis 8,1 t pro Jahr erklärt sich aus dem ständigen Nachschub von sedimentierendem Phosphor und einer sehr schnellen P-Freisetzung.

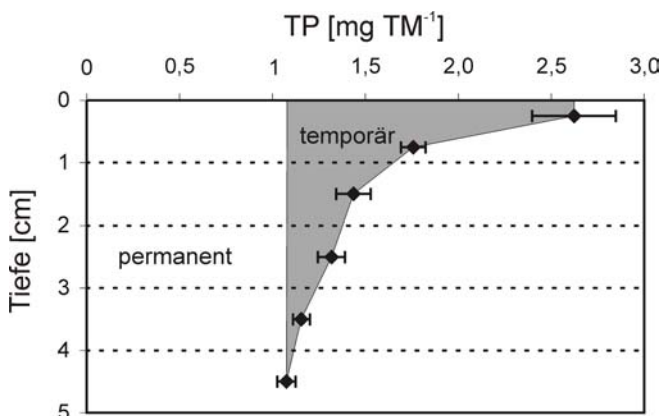


Abb.1: TP-Verteilung im Sediment des Arendsees mit Standardabweichung ($n=4$) und Ermittlung des mobilisierbaren (=temporären) Phosphors (grau).

Szenarien zur Wirkung einer seeinternen P-Fällung

Für eine Prognose, welche Wirkungen eine interne P-Fällung theoretisch auf die P-Entwicklung hat, wurden fünf Szenarien mit Hilfe des Einboxmodells (Gleichung 1) berechnet.

1. Szenario: Die externe Last wird innerhalb von 5 Jahren auf 50 % der gegenwärtigen externen P-Last gesenkt. Innerhalb von etwa 20 Jahren würde sich der See einem neuen niedrigeren TP-Niveau von $85 \mu\text{g L}^{-1}$ stark annähern. Ob und wie sich das P-Retentionsvermögen bei niedrigerem P-Niveau verändert, ist schwer vorherzusagen. Eine Erhöhung der Nettsedimentationsrate (σ) bei sinkender Produktivität ist wahrscheinlich und könnte zu einer geringeren Gleichgewichtskonzentration für Phosphor führen.

2. Szenario: Die externe Last bleibt unverändert. Die TP-Konzentration im See wird durch den Einsatz einer adäquaten Fällmittelmenge auf $15 \mu\text{g L}^{-1}$ gebracht. Bereits drei Jahre nach der Maßnahme würde die P-Konzentration wieder über $60 \mu\text{g L}^{-1}$ liegen und sich allmählich der ursprüngli-

chen Konzentration von $170 \mu\text{g L}^{-1}$ annähern. Eine Trophie steuernde Wirkung wäre tatsächlich nur über eine Zeitdauer von 3 bis 5 Jahren zu erwarten.

3. Szenario: Die externe Last wird innerhalb von 5 Jahren auf 50 % der gegenwärtigen externen P-Last gesenkt. Die TP-Konzentration im See wird durch den Einsatz einer adäquaten Fällmittelmenge auf $15 \mu\text{g L}^{-1}$ gebracht. Hier würde sich langfristig die stationäre P-Konzentration einstellen, die sich aus der Senkung der externen Belastung ergibt ($85 \mu\text{g L}^{-1}$). Der Vorteil einer gleichzeitig durchgeführten Fällung wäre darauf beschränkt, dass das Trophie steuernde P-Schwellenwerte viel früher unterschritten werden als in Szenario 1.

4. Szenario: Die externe Last bleibt unverändert. Die TP-Konzentration im See wird durch den Einsatz einer adäquaten Fällmittelmenge auf $15 \mu\text{g L}^{-1}$ gebracht. Es wird eine zusätzliche P-Bindekapazität zur Verfügung gestellt, die einen Teil der externen Belastung kompensiert. Da diese zusätzliche P-Bindekapazität hauptsächlich im Sediment wirkt, wurde die Nettosedimentation so angepasst ($\sigma = 0,35$), dass eine Konzentration von $65 \mu\text{g L}^{-1}$ permanent unterschritten wird. Daraus wurde die Menge Phosphor berechnet, die jährlich zusätzlich im Sediment gebunden werden muss. Damit lässt sich grob ermitteln, welcher Überschuss an Fällmitteln zugegeben werden sollte. Werden 25 t P zusätzlich entfernt, kann bis zu 12 Jahren nach der Einbringung des Fällmittels die P-Konzentration von $65 \mu\text{g L}^{-1}$ unterschritten werden.

5. Szenario: Die externe Last wird innerhalb von 5 Jahren auf 50 % der gegenwärtigen externen P-Last gesenkt. Die TP-Konzentration im See wird durch den Einsatz einer adäquaten Fällmittelmenge auf $15 \mu\text{g L}^{-1}$ gebracht. Es wird eine zusätzliche P-Bindekapazität zur Verfügung gestellt, die einen Teil der externen Belastung kompensiert. Die Nettosedimentation wurde so angepasst, dass über 20 Jahre die Konzentration unter $40 \mu\text{g L}^{-1}$ liegt. Mit 25 t zusätzlicher P-Bindekapazität kann in diesem Szenario mit einer Lastsenkung von 50 % ein sehr nachhaltiger Effekt auf die P-Konzentration erzielt werden.

Die Szenarien zeigen, dass eine akzeptable Nachhaltigkeit einer Fällung nur bei gleichzeitiger Lastsenkung zu erreichen ist. In Abbildung 2 werden Szenarien zusammengefasst, die den Effekt der P-Fällung in Kombination mit einer Lastsenkung von 50% zeigt.

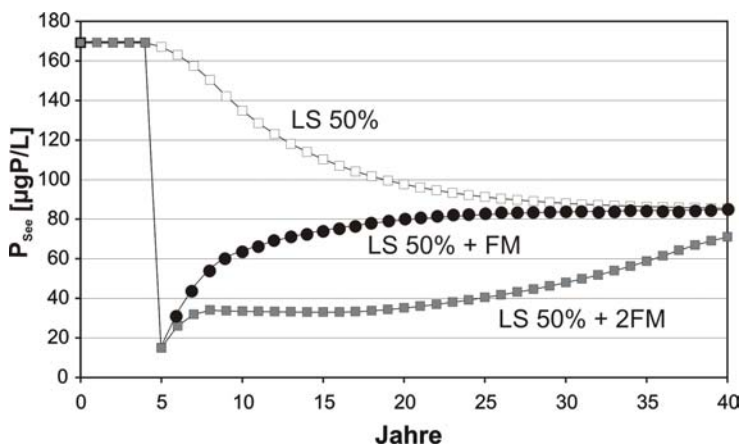


Abb.2: Szenarien zur Entwicklung der TP-Konzentration im Arendsee bei externer Lastsenkung (LS) um 50% mit und ohne seeinterne P-Fällung (FM), 2FM=doppelte Fällmittelmenge

Bei einer Dosierung, die den P-Inhalt im Wasserkörper (27,8 t) und mobilisierbaren P-Anteil im Sediment (3,0 t) berücksichtigt, stellt sich der erwartete Stationärzustand 10 - 15 Jahre früher ein. Bei einer Überdosierung kann ein Teil der bestehenden externen Last kompensiert werden. Es stellt sich sofort nach der Zugabe des Fällmittels ein sehr niedriges P-Niveau für 20 Jahre ein. Bei der Dosierung des Fällmittels muss allerdings berücksichtigt werden, dass die P-Bindefähigkeit durch Alterung der Fällmittelprecipitate verringert wird (De Vicente et al. 2008).

Insgesamt müssen für die P-Fällung 27,8 t im Wasserkörper, 3 t im Sediment und ca. 25 t P zur Kompensation externer Belastungen einbezogen werden. Auf der Basis durchgeführter Laborexperimente zur Auswahl und Dosierung eines geeigneten Fällmittels (Krebs 2008) wurden in der Vorplanung technologische Konzepte zur Umsetzung unter Berücksichtigung des Naturschutzes erarbeitet sowie Kostenschätzungen vorgenommen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Szenarien mit dem Einbox-Modell zeigen, dass eine starke Verminderung der P-Konzentration im Wasserkörper des Arendsees durch chemische Fällmittel trotz der langen Wassererneuerungszeit nach wenigen Jahren durch die fortbestehende externe Last ausgeglichen wird. Bei gleichzeitiger Senkung der externen Last kann sich durch Einbeziehung einer seeinternen P-Fällung der daraus resultierende Gewässerzustand früher einstellen und einen Teil der fortbestehenden externen Last kompensieren. Zur Kosten- und Verfahrensoptimierung erfordert genaue Kenntnisse zum Reaktionsverhalten des Fällmittels im Sediment und Prognosen zur P-Sedimentation bei geringerem Trophiegrad, wenn damit auch ein Teil der externen Last kompensiert werden soll.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) im Rahmen einer Vorplanung finanziert. Monitoring-Daten zum Phosphor wurden vom UFZ, LHW und IGB zur Verfügung gestellt. Die Sedimentanalysen wurden von Christiane Herzog (IGB) durchgeführt.

Literatur

- Benndorf, J. & Clasen, J. (2001). Integrierte Wasserbewirtschaftung von Trinkwassertalsperren - Integration gewässerinterner Maßnahmen. ATT-Schriftenreihe 3: 149–185.
- de Vicente, I., Huang, P., Andersen, F.O., Jensen, H.S. (2008): Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. Environ. Science & Technol. 42 : 6650-6655.
- Hupfer M., Lewandowski, J. (2005): Retention and early diagenetic transformation of phosphorus in Lake Arendsee (Germany) - consequences for management strategies. Archiv für Hydrobiologie 164(2): 143-167.
- Hupfer, M., Scharf, B. (2002): Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In: Handbuch Angewandte Limnologie/ Hrsg.: C. Steinberg, W. Calmano, H. Klapper, R.D. Wilken. ecomed-Verlag, Landsberg Kap. VI-2.1.: 1-67.
- Imboden, D. & Gächter, R. (1978): A dynamic lake model for trophic state prediction. J. Ecol. Modelling 4: 77-98.
- Krebs, C. (2008): Testung verschiedener Fällmittel zur Verminderung der Phosphorkonzentration im Arendsee. Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, 89 S. + Anhang
- 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.
- Psenner, R., Pucsko R., Sager M. (1984). Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch. Hydrobiol./Suppl. 70: 111-155.
- Rönicke, H., Doerffer, R., Siewers, H., Büttner, O., Lindenschmidt, K.-E., Herzsprung, P., Beyer, M., Rupp, H. (2008): Phosphorus input by nordic geese to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. Fundamental and Appl. Limnol. 172: 111-119.
- Stein, A., Rietz, C., Hupfer, M. (2008): Seentherapie: Anwendung eines Phosphor-Bilanzmodells zur Abschätzung der Wirksamkeit einer Tiefenwasserableitung bei sinkender externer Belastung durch Flächenstilllegung. Hydrologie und Wasserwirtschaft 52: 66- 75.
- Vollenweider, R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53–83.

Wirkt sich Meromixie positiv oder negativ auf die Trophie aus? Fallbeispiel Burgsee

Lewandowski, Jörg¹ & Hupfer, Michael²

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin

¹ lewe@igb-berlin.de, ² hupfer@igb-berlin.de

Keywords: Meromixie, Phosphorfreisetzung, Phosphorbilanzierung, Phosphatelimination, Diffusion

Einleitung

Die besonderen physikalischen Verhältnisse in meromiktischen Seen lassen einen starken Einfluss auf den internen Nährstoffkreislauf und damit die Trophie erwarten. Wegen der fehlenden Vollzirkulation verläuft der Abtransport von Phosphor (P) aus dem Monimolimnion sehr langsam und P reichert sich im Laufe der Zeit im überstehenden monimolimnischen Wasserkörper und im Porenwasser stark an. Es stellt sich nun die Frage, welche Rolle diese hohen P-Konzentrationen für den See spielen und ob sich ein Monimolimnion eher positiv oder eher negativ auf die Trophie eines Sees auswirkt. Die mehrjährigen Daten aus einer Fallstudie, bei der das P-reiche Monimolimnion weitgehend beseitigt wurde, dienen zur Entwicklung eines konzeptionellen Modells, um den Einfluss der Meromixie auf die Trophie abschätzen zu können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der 10,3 ha große Burgsee liegt im Zentrum des Kurortes Bad Salzungen. Bedingt durch seine innerstädtische Lage wurden jahrzehntelang erhebliche Abwasserfrachten in den See geleitet, so dass der See heute stark eutrophiert ist. Der See hat eine einzigartige Morphometrie. 80 % sind flacher als 4,3 m, so dass der See den Charakter eines Flachsees hat; gleichzeitig handelt es sich aber um einen Einbruchsee mit einem etwa 25 m tiefen Trichter am nördlichen Ufer (Abb. 1). Unterseeische Salzzutritte und die windgeschützte Lage des Sees in einem Talkessel führen dazu, dass der Burgsee meromiktisch ist (crenogene Meromixie). Von Juli 2000 bis November 2002 wurde am Burgsee eine externe Phosphateliminationsanlage (PELICON) zur kombinierten P- und H₂S-Entfernung mit Polyaluminiumchlorid und Fe(III)chloridsulfat betrieben und das Monimolimnion zerstört (Andres & Scharf 2003). Während der Anlagenbetriebsdauer wurde das 1,5fache Seeevolumen durch die Anlage geleitet.

Untersuchungsmethoden

Von 1999 bis 2008 wurden regelmäßig hochaufgelöste Tiefenprofile des Wasserkörpers an der tiefsten Stelle des Burgsees aufgenommen, um den P-Inhalt des Wasserkörpers zu berechnen. Außerdem wurden mehrfach Porenwassersammler (Hesslein 1976) für jeweils 14 Tage an der Sedi-

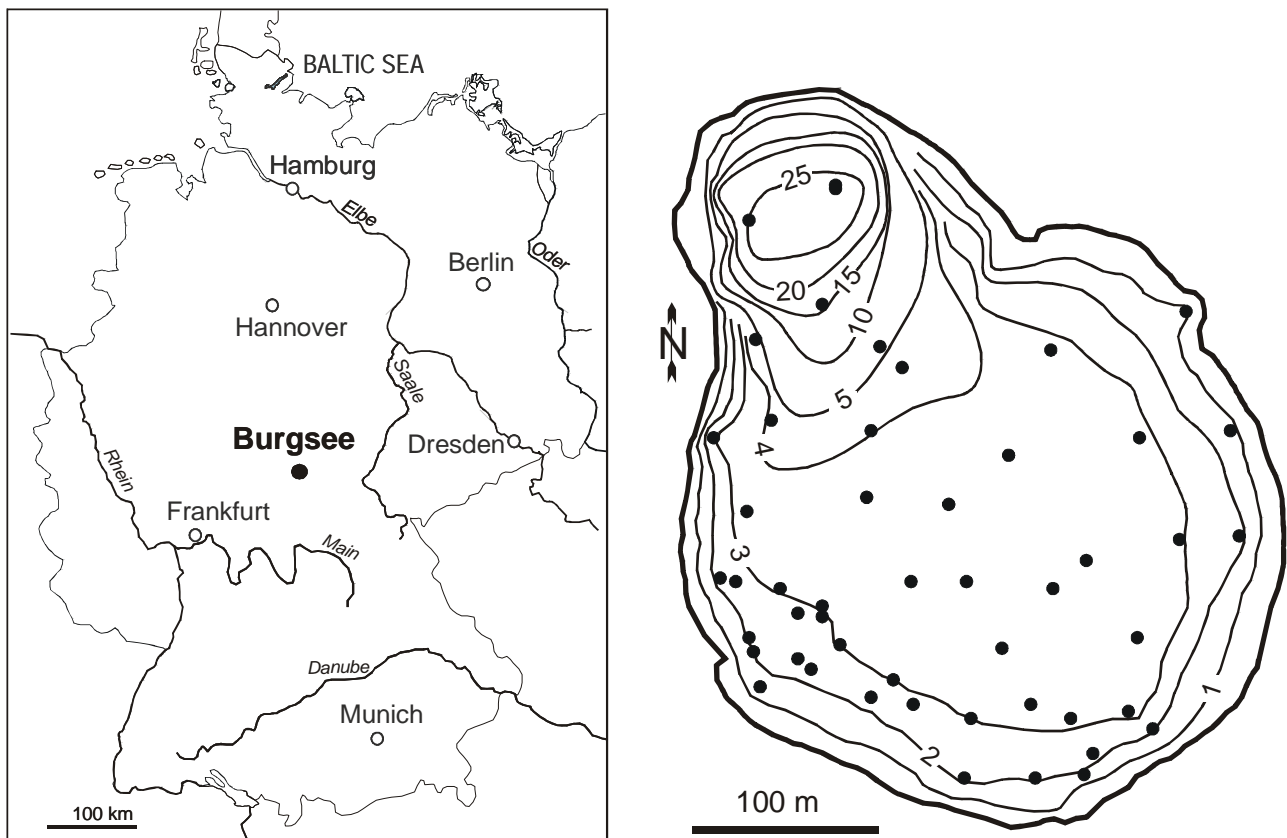


Abb. 1: Lage und Morphometrie des Burgsees

ment-Wasser-Grenze des Epi-, Hypo- und Monimolimnions exponiert, um aus den Konzentrationsgradienten mit dem 1. Fick'schen Gesetz die P-Fluxe zu berechnen (Lewandowski 2002).

Ergebnisse und Diskussion

Während der Betriebsdauer der Phosphateliminationsanlage wurde das Monimolimnion zerstört und die P-Konzentrationen über den ehemals monimolimnischen Sedimenten wurden stark reduziert (Abb. 2). Der P-Inhalt des gesamten Wasserkörpers wurde um etwa 90 % reduziert. Der Anteil des Monimolimnions am gesamten P-Inhalt des Sees betrug vor der Maßnahme etwa 91 %.

Die Untersuchungen mit Porenwassersammlern an der epilimnischen Sediment-Wasser-Grenze zeigten typische Konzentrationsverläufen der SRP-Konzentrationen wie sie auch in anderen Flachseen mit hoher Produktivität vorkommen. Aus den Konzentrationsgradienten wurden diffusive SRP-Fluxe aus dem Sediment in den Wasserkörper von $1.4 \pm 0.2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Standardabweichung \pm Standardfehler, $n = 3$) berechnet. Im konzeptionellen Modell (Abb. 3A - 3C) sind diese Umsatzprozesse schematisch dargestellt: Im Sediment wird partikulärer Phosphor (PP) durch Mineralisations- und Desorptionsprozesse in gelösten Phosphor (DP) umgewandelt. Dieser gelöste Phosphor diffundiert über die Sediment-Wasser-Grenze in den Wasserkörper. Die Umwandlung von gelöstem Phosphor in partikulären Phosphor spielt im Sediment keine nennenswerte Rolle; lediglich an der oxischen, belichteten Sedimentoberfläche kommt es zur P-Sorption und zur P-Aufnahme in Biomasse. Der in den Wasserkörper diffundierte gelöste Phosphor wird im Epilimnion vom Phytoplankton aufgenommen, so dass der gelöste P-Pool im Epilimnion klein ist. Mit dem Absterben des Phytoplanktons wird ein Teil des Phosphors noch im Wasserkörper als gelöster Phosphor freigesetzt wohingegen der partikuläre Phosphor allmählich sedimentiert. Für das Hypolimnion wurden

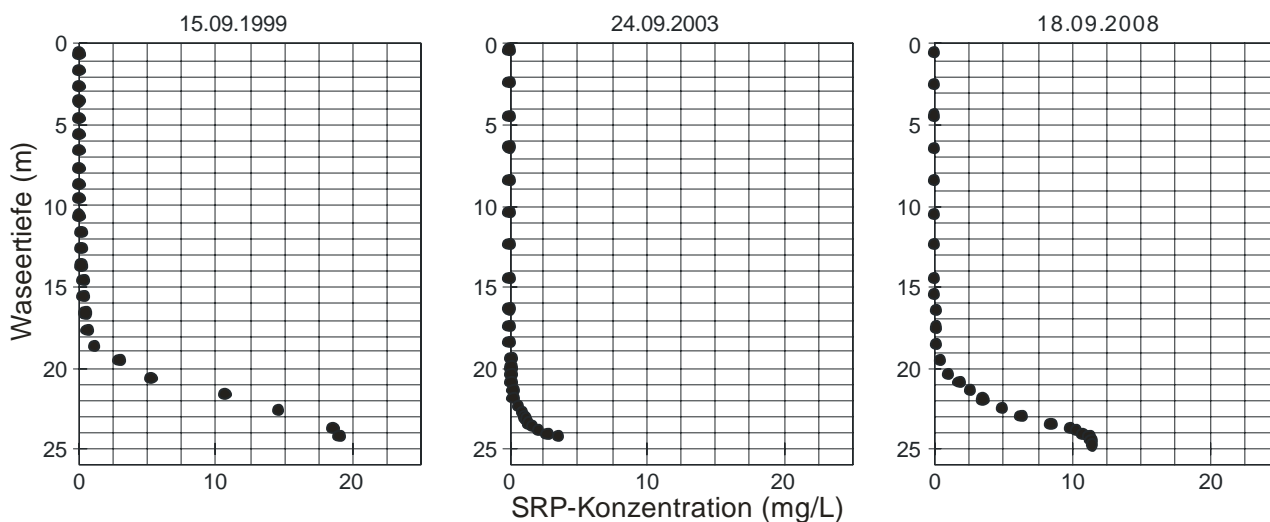


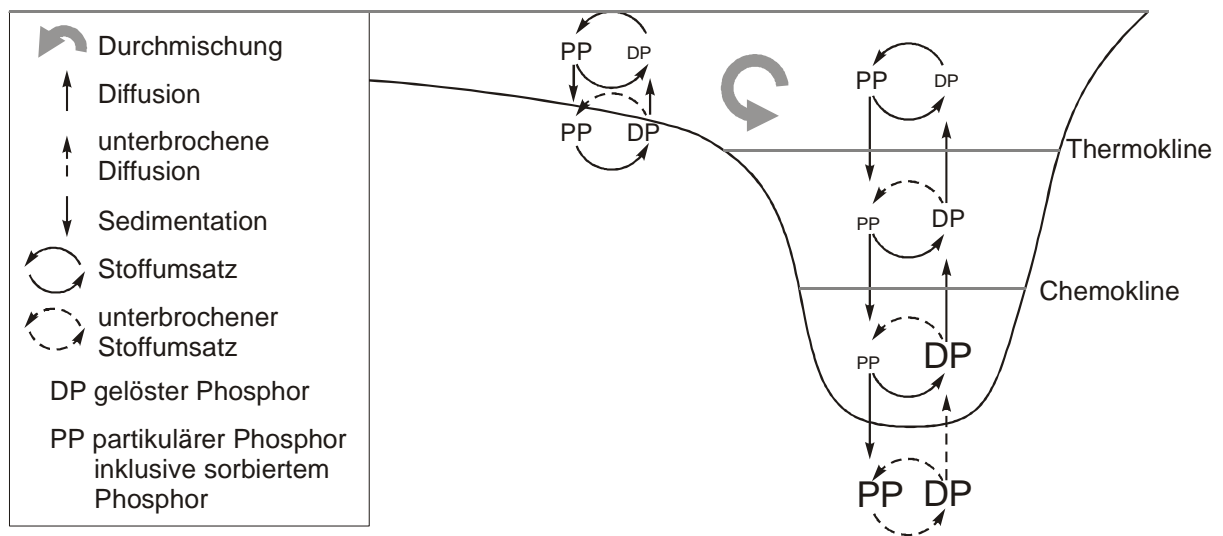
Abb. 2. SRP-Tiefenprofile von der tiefsten Stelle des Burgsees vor Inbetriebnahme der Phosphateliminationsanlage, kurz nach deren Abschaltung und 5 Jahre später

aus Peeper-Profilen P-Freisetzungsraten von 6.9 ± 0.7 ($n = 2$) $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ermittelt. Im konzeptionellen Modell (Abb. 3) wurde die hypolimnische P-Freisetzung der Einfachheit halber weggelassen, weil das Hypolimnion nur etwa 5 % der gesamten Seefläche ausmacht. Prinzipiell ist der P-Kreislauf mit dem des Epilimnions vergleichbar.

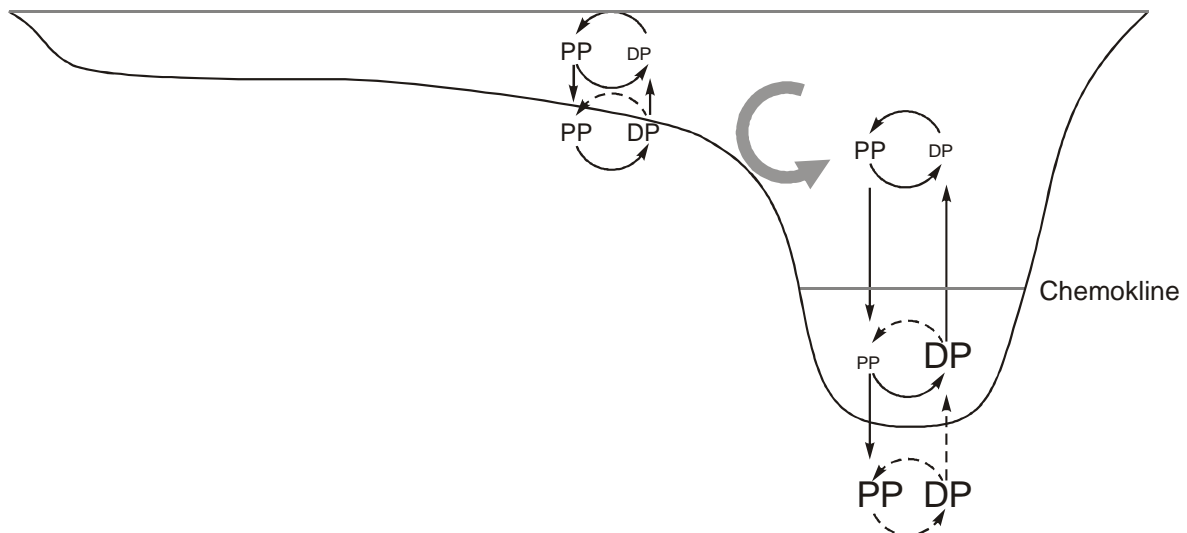
Partikulärer Phosphor aus dem Epilimnion sinkt im Sommerhalbjahr über die Thermokline hinweg in das Hypolimnion ab (Abb. 3A). Im Hypolimnion wird ein Teil dieses Phosphors freigesetzt und in gelösten Phosphor umgewandelt. Im Hypolimnion ist dagegen die Umwandlung von gelöstem in partikulären Phosphor unterbrochen. Der verbleibende partikuläre Phosphor sinkt über die Chemokline weiter ins Monimolimnion ab. Auch hier wird ein Teil des Phosphors freigesetzt wohingegen die Umwandlung von gelöstem in partikulären Phosphor auch im Monimolimnion keine nennenswerte Rolle spielt (Fig. 3A und 3B). Partikulärer Phosphor aus dem Monimolimnion sinkt weiter ab und erreicht die Sedimentoberfläche. Im Gegensatz zu den Konzentrationsverläufen an der Sediment-Wasser-Grenze des Epilimnions und des Hypolimnions zeigen Porenwassersammler die 1999 an der Sediment-Wasser-Grenze des Monimolimnions ausgebracht worden waren, ungewöhnlich hohe Konzentrationen im Porenwasser und im Überstandswasser (jeweils etwa 20 mg L^{-1}). Da die Konzentrationen über die Sediment-Wasser-Grenze hinweg weitgehend konstant waren, gab es vor dem Einsatz der Phosphateliminationsanlage keinen nennenswerten diffusiven SRP-Flux aus dem Sediment in den überstehenden Wasserkörper (Abb. 3A und 3B). Trotz permanenter Nachlieferung von leicht löslichem P mit der partikulären, sedimentierenden Phase stellte sich im Monimolimnion offensichtlich zwischen Porenwasser und Sediment ein Sorptions-/Desorptionsgleichgewicht ein. Aus dem Monimolimnion gibt es einen vorwiegend diffusiven Stofftransport in das Hypolimnion und weiter in das Epilimnion (Fig. 3A). Im Winterhalbjahr entfällt die Thermokline, so dass die beiden oberen Wasserkörper durchmischt werden (Fig. 3B).

Wegen der verminderten P-Konzentrationen über den ehemals monimolimnischen Sedimenten (siehe Abb. 2) kommt es zu einer diffusiven Freisetzung von gelöstem Phosphor aus dem Sediment. Gleichzeitig sinken die Konzentrationen des gelösten Phosphors im Sediment ab. Damit wird das Sorptions-/Desorptionsgleichgewicht gestört. Eine Umwandlung von partikulärem in gelösten Phosphor kommt in Gang. SRP- und TP-Tiefenprofile des Wasserkörpers nach Abschalten der Phosphateliminationsanlage ergaben, dass die SRP-Konzentrationen im tiefen Wasserkörper allmählich wieder anstiegen und sich erneut eine Monimolimnion ausbildet. Von April 2003 bis Sep-

A. Sommer



B. Winter



C. Winter ohne Meromixie

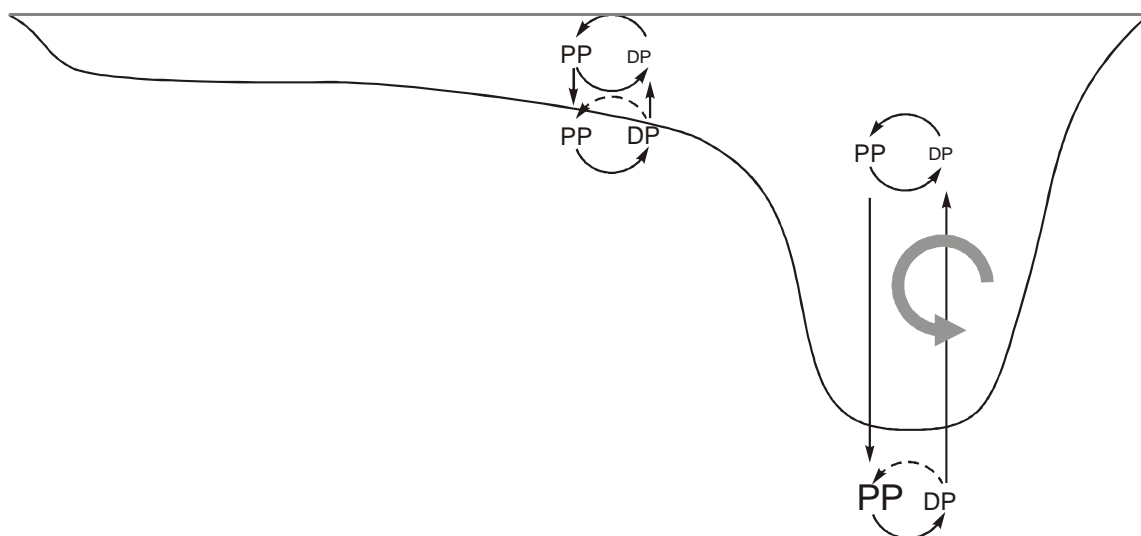


Abb. 3: Konzeptionelles Modell der P-Transport- und Umsatzprozesse im Burgsee im Sommer und Winter sowie ohne Meromixie nach einer Beseitigung des Monimolimnions

tember 2008 wurde aus der Konzentrationszunahme des monimolimnischen Wasserkörpers eine mittlere P-Freisetzungsrates der monimolimnischen Sedimente von $7,2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ berechnet. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Freisetzungsrates vor Zerstörung des Monimolimnions wie oben beschrieben viel geringer war. Geht man jedoch von $7,2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ als Maximalabschätzung aus und berücksichtigt, dass die monimolimnische Fläche nur 6,7 % der gesamten Seefläche ausmacht, so können bezogen auf den Gesamtsee maximal $0,5 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ aus dem monimolimnischen Wasserkörper freigesetzt werden. Bezogen auf die Freisetzung aus den epi- und hypolimnischen Sedimenten wäre auch das verhältnismäßig klein.

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen legen nahe, dass die Meromixie weder einen positiven noch einen negativen Effekt auf die Trophie des Gewässers hat. Da der meromiktische Wasserkörper nicht an der Zirkulation teilnimmt, geht von ihm trotz der hohen SRP-Konzentrationen keine starke trophische Belastung aus. In einem begrenzten Umfang kommt es zu einer diffusiven P-Freisetzung aus dem Monimolimnion, die mit Sedimentation und Diagenese im Gleichgewicht zu stehen scheint. Damit übernimmt die Chemokline an der tiefsten Stelle des Burgsees eine ähnliche Funktion wie die Sediment-Wasser-Grenze in den übrigen Teilen des Gewässers. Der interne P-Kreislauf im Burgsee wird weitgehend vom Flachwasserbereich kontrolliert.

Danksagung

Wir danken Christiane Herzog und weiteren Mitarbeitern des IGBs, Herrn Scheuer vom Bootsverleih Bad Salzungen und Herrn Andres von der IMA Umwelttechnik für die Unterstützung bei der Durchführung der Arbeiten. Ein Teil der Untersuchungen wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanziert (FKZ: 02WT9822/4).

Literatur

- Andres, T., Scharf, B. W. (2003): Auswirkungen einer externen P-Eliminierung auf den meromiktischen Burgsee in Bad Salzungen/Thüringen. *Wasser & Boden* 55, 4: 25-28.
- Hesslein, R. H. (1976): An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnol. Oceanogr.* 21, 912-914.
- Lewandowski, J. (2002): Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten. Dissertation HU Berlin: 107 S.

Technische Textilien zur (Wieder-)Herstellung von aquatischen Lebensräumen

Jens Mählmann¹, Ulrich Wernke², Ulrike König³ & Jost Borcharding³

¹ Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V., Annaberger Str. 240, 09125 Chemnitz; jens.maehlmann@stfi.de, ²Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V., Niederstr. 3, 46459 Rees-Bienen, werneke@nz-kleve.de, ³Uni-Köln, Zool. Inst., Allg. Ökol. & Limnol. Ökol., Ökol. Forschungsst., 46459 Rees-Grietherbusch, Jost.Borcharding@Uni-Koeln.de

Keywords: Technische Textilien, Strukturhöhung, Baggerseen, Makrophyten, Makrozoobenthos, Fischfauna, Trauerseeschwalbe

Einleitung

Die durch Abgrabungen von Kies und Sanden entstandenen Baggerseen stellen heute nicht nur am Unteren Niederrhein einen wesentlichen Anteil der gesamten Gewässerflächen. Baggerseen unterscheiden sich strukturell wesentlich von den natürlichen Gewässern der Region, für die sie Ersatzlebensräume darstellen könnten. Die Baggerseen sind zwar verglichen mit den natürlichen Gewässern der Region relativ nährstoffarm, jedoch i.d.R. wesentlich tiefer, haben ein ungünstigeres Verhältnis von Fläche zu Volumen sowie von Uferlänge zu Fläche. Häufig fehlen ausgeprägte Flachwasserzonen, die Kinderstuben z.B. von vielen Fischarten.

Material und Methoden

Dazu wurden schwimmende textile Pflanzeninseln, jeweils 5 miteinander verkettete Inseln von 20 m², und künstliche textile Flachwasserzonen (Abb.1) in zwei Versuchsgewässer (Kiesgruben Reeser Meer und Büderich/Ginderich) mit herkömmlich rekultivierten Abschnitten verglichen.

Die schwimmenden textilen Inseln wurden mit standortgerechten Pflanzen (*Veronica beccabunga*, *Carex gracilis*, *Caltha palustris*, *Myosotis palustris*, *Lythrum salicaria*, *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus*, *Phalaris arundinacea*) so bepflanzt (Abb. 2 links), dass die Wurzeln durch die Matten frei in den Wasserkörper ragten.

Bei den künstlichen textilen Flachwasserzonen konnten autochtone submerse Makrophyten (*Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus*, *Chara contraria*) direkt in die Vliesstofftaschen der künstlichen Textilien Flachwasserzonen eingesetzt werden.

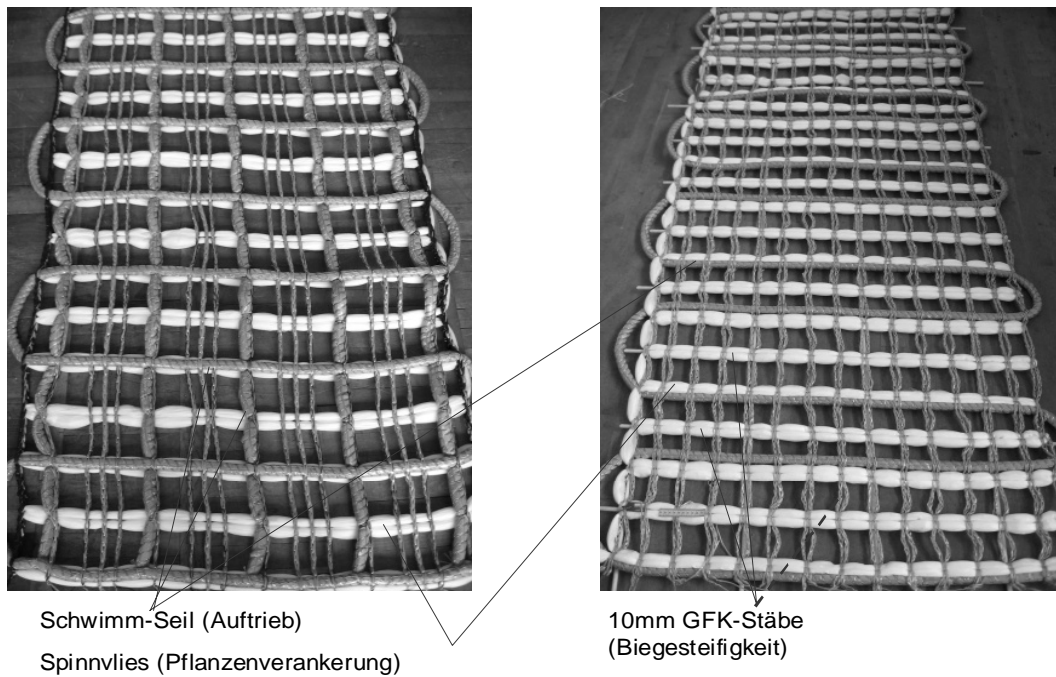


Abb. 1: Textile Gitterkonstruktionen aus Spinnvliesstoff, Auftriebs- und Versteifungselementen als Träger für künstliche Flachwasserzonen



Abb. 2: Bepflanzen von Schwimminseln (links) und künstlichen Flachwasserzonen (rechts) mit standorttypischem/autochtonem Pflanzenmaterial.

Die Pflanzenentwicklung wurde über ein Monitoringprogramm erfasst. Makrozoobenthosproben wurden mittels eines Suction-Samplers (modifiziert nach Mörtel 2003) durch Taucher gewonnen. Der Suction-Sampler erlaubte die gleichartige (flächenbezogene) Beprobung sowohl der textilen Strukturen als auch der herkömmlich rekultivierten kiesigen Vergleichsflächen. Die Fischdichte und -Struktur wurde über Stellnetzfisherei abgeschätzt.

Am Bienenener Altrhein wurden schwimmende textile Flöße als Alternative zu bisher verwendeten Kunststoffflößen (Abb. 3) im Wiederansiedelungsprogramm der Trauerseeschwalbe am Niederrhein erprobt.



Abb. 3: linke Seite: textile schwimmende Inseln; rechte Seite konventionelle Kunststoff-Flöße (Fotos Achim Vossmeier)

Ergebnisse

Textilien

Eine unter Wasser schwebende Positionierung der textilen künstlichen Flachwasserzonen mittels passiver Elemente (textile Auftriebskörper und Beschwerungselemente) war nicht erfolgreich. Die textilen Strukturen sanken mehrmals unkontrolliert in lichtarme Gewässertiefen ab, sodass hier keine Pflanzenentwicklung möglich war.

Über den Versuchszeitraum von 2 Jahren konnten an der textilen Struktur der schwimmenden textilen Pflanzeninseln keine direkte Beschädigung durch Wellen- oder Windangriff festgestellt werden. Trotz vereinzelter Scheuerschäden in Folge der nachträglich aufgebrachten Fraßschutzgitter, blieb die Gesamtstruktur über die Projektlaufzeit stabil.

Pflanzen

Auf den schwimmenden Pflanzeninseln setzten sich wenige Arten durch (*Carex gracilis*, *Veronica beccabunga*, *Lythrum salicaria*). Zusätzlich zu den gepflanzten Arten konnte eine Spontanbesiedlung mit weiteren Pflanzenarten beobachtet werden. Bereits nach etwa 3 Monaten war unter den Schwimmiseln ein stark strukturierter Wurzelraum mit bis zu 80 cm langen Wurzeln entwickelt. Ein hoher Fraßdruck durch Gänse, Enten, Blesshühner erforderte das Abdecken der Inseln mit Fraßschutzgittern. Die Pflanzenentwicklung im Reeser Meer verlief positiver als in Buderich/Ginderich. An beiden Standorten traten Pflanzenverluste in Folge von Wellenschlag auf.

Trauerseeschwalben

Die Flexibilität und stärkere Texturierung der textilen Flöße führten durch üppigeres Pflanzenwachstum zu einem besseren Schutz der Gelege und Jungvögel. Die Zahl der flüggen Küken konnte gesteigert werden (Abb. 4).

**Bestandsentwicklung der Trauerseeschwalbenkolonie
von 1997 bis 2006**

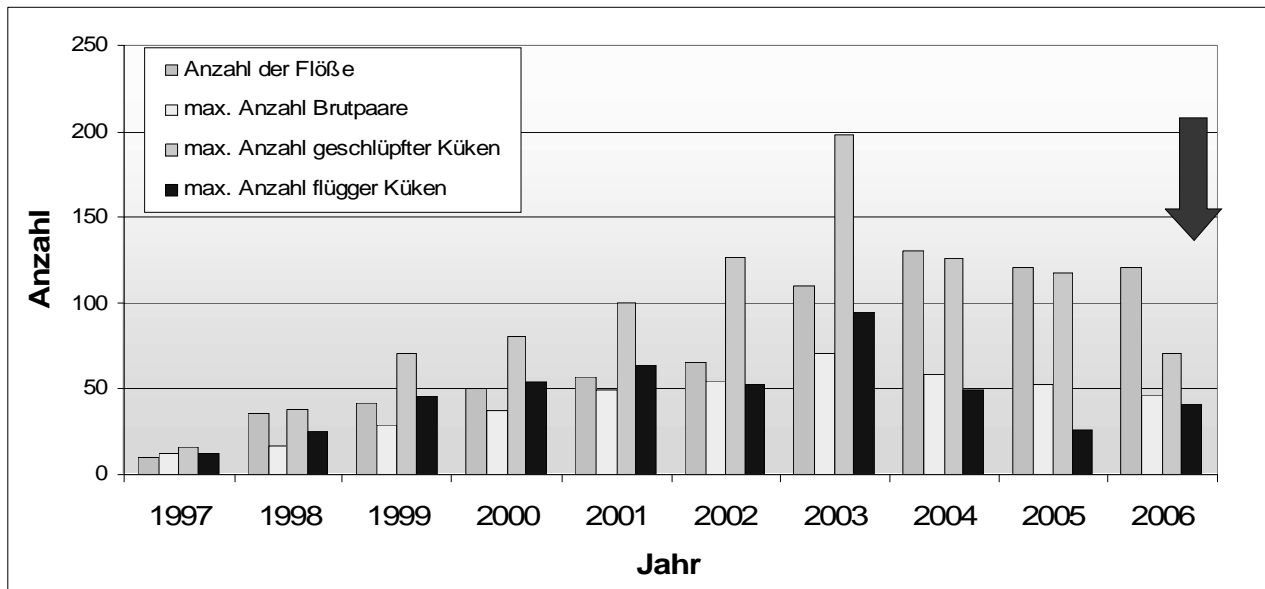


Abb. 4: Bestandsentwicklung der Trauerseeschwalbenkolonie am Bienener Altrhein von 1997 bis 2006 (Einsatz textiler Inseln).

Makrozoobenthos

Beim Makrozoobenthos konnten gemäß der Ernährungstypen eine unterschiedliche Besiedlung des Wurzelraums der schwimmenden Inseln im Vergleich zu naturnah rekultivierten Uferbereichen festgestellt werden. Auf der Unterseite der Matten im Wurzelraum wurden überwiegend Räuber und Filtrierer gefunden, in den naturnah rekultivierten Uferbereichen hingegen mehr Detritivore, Weidegänger oder Arten mit gemischter Ernährung. Die Wirkung der Pflanzeninseln war für die meisten Gruppen selektiv, ein zusätzlicher Lebensraum wurde nur vereinzelt erzielt. Die Besiedlung der Pflanzeninseln erfolgte wesentlich durch Neozoen mit hohem Ausbreitungs- bzw. Besiedlungspotential. Der Wurzelraum unterhalb der Pflanzeninseln wies erheblich höhere Individuen-Dichten auf als herkömmlich rekultivierte Referenzstellen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet wurde die Gesamtabundanz des Makrozoobenthos durch das Ausbringen der Pflanzeninseln lokal deutlich erhöht und damit auch das Nahrungsangebot für die Fischfauna vergrößert. Dieser Effekt wurde durch das Verlagern der Pflanzeninseln in Ufernähe, so dass der Wurzelraum in räumlichen Kontakt mit dem makrophytenbestandenen Litoral kam, wesentlich verstärkt.

Fische

Der Wurzelbereich unter den Inseln bietet Lebensraum für eine reichhaltige Evertebratenfauna, die eine zusätzliche Nahrungsgrundlage für Fische sein könnte. Es konnte ein positiver Einfluss auf das Nahrungsspektrum der 0+Barsche hinsichtlich des Makrozoobenthos und der Mysidaceen festgestellt werden. Diese energiereiche Nahrung wurde vermehrt an den textilen Schwimmiseln konsumiert. Dieser Effekt konnte für den Standort Ginderich nicht gezeigt werden. Hierbei spielt der

weitaus schlechter entwickelte Pflanzenbestand in Ginderich, neben den generellen Unterschieden zwischen beiden Gewässern eine wichtige Rolle. Dies ist vermutlich auch bedingt durch die viel höhere Trübung in Ginderich. Eine generelle Nutzungspräferenz der schwimmenden Inseln durch die Fischfauna konnte nicht nachgewiesen werden. Allerdings wurden die Inseln am Reeser Meer am Tag deutlich stärker von den juvenilen Flussbarschen aufgesucht als in der Nacht. Dies lässt darauf schließen, dass die Matten nicht nur als Nahrungsquelle dienen, sondern auch als Schutzstrukturen vor anderen piscivoren Fischen genutzt werden. Es hat sich gezeigt, dass die Nutzung dieser zusätzlichen Lebensräume für diese Tiergruppe vor allem durch die Lage der textilen Inseln relativ zur Uferlinie und der Entwicklung des Pflanzenbestandes beeinflusst wurde.

Diskussion

Die starken Unterschiede in der Pflanzenentwicklung auf den schwimmenden Pflanzeninseln an den beiden Vergleichsgewässern Reeser Meer und Buderich/Ginderich sind vermutlich auf unterschiedliche Nährstoffgehalte zurückzuführen.

Insgesamt sind die Matten als Renaturierungstool für die Fischartengemeinschaft nur bedingt zu empfehlen. Ein strukturreiches Flachufer scheint die bessere Alternative für Jungfische zu sein. Dies wird durch die höheren Fischdichten in den Weidenwurzelbereichen in Ginderich angedeutet. Schwimmende textile Pflanzeninseln können aber in solchen Bereichen eine sinnvolle Ergänzung sein, wo eine herkömmliche Rekultivierung nicht möglich ist oder war. Durch eine dichte Bepflanzung und eine räumliche Nähe zum natürlichen Ufer können sie zu einer örtlichen Erhöhung der Strukturdiversität beitragen und durchaus vermehrt von Jungfischen genutzt werden, wie dies 2007 am Reeser Meer im Vergleich zum dortigen Ufer der Fall gewesen ist.

Hinsichtlich des Bruterfolgs der Trauerseeschwalben haben sich die Flöße aus der Erfahrung der letzten zwei Jahre insgesamt bewährt. Sie bieten günstige Voraussetzungen für das Wachstum der aufgebrachten Bepflanzung. besitzen ein besseres Potential, dass der aufgebrachte Aufwuchs erhalten bleibt. Die (bisher) vorliegenden Untersuchungsergebnisse zum Bruterfolg der Trauerseeschwalben lassen noch keine eindeutige Aussage darüber zu, ob die neuartigen textilen Nistflöße einen dauerhaft positiven Effekt auf den Bruterfolg der Trauerseeschwalbe haben. Offensichtlich stellen sie bei extremen Witterungen (lang anhaltend kühle, niederschlagsreiche Wetterlagen) keinen verbesserten Schutz für die Küken dar. Ob sie in Jahren mit weniger schlechten Bedingungen einen positiven Effekt auf den Bruterfolg haben, bleibt abzuwarten. Die Ergebnisse aus 2006 geben hierfür ein Indiz ab.

Danksagung

Dieses Projekt (Reg-Nr. IW041197) wurde aus Haushaltsmitteln des Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit und durch die Beteiligung der Niederrheinische Kies- und Sandbaggerei GmbH, Rees sowie der Hülskens Stiftung für Natur- und Landschaftspflege, Wesel finanziert.

Wir danken den o.g. Firmen, den Mitarbeitern des Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V., des STFI e.V. und freiwilligen Helfern der Universität Köln für tatkräftige Mithilfe.

Literatur

Mörtl, Martin 2003. Biotic interactions in the infralittoral of Lake Constance. Hochschulschrift Universität Konstanz, Dissertation

GRÜNER, N., J. FREUND, M. BOERSMA & K. WILTSHIRE: Können artspezifische Wachstumsbedingungen für Repräsentanten der Phytoplanktongesellschaft in den Helgoland Reede Daten gefunden werden?

MISCHKE, U. & B. NIXDORF: Was wäre wenn: Phytoplankton-Bewertung nach EU-WRRL und Klimawandelszenarios

NIXDORF, B., F. VEDDER, J. POLTZ & O. MIETZ: Ressourceneffizienz (Chla/TP) des Phytoplanktons und Lichtregime in Flachseen

PÄTZ, P., S. ROLINSKI, N. SCHEIFHACKEN, S. JÄHNICHEN & J. BENNDORF: Solo, Quartett oder Orchester? Koloniebildung bei *Asterionella formosa* und ihr Erscheinungsbild im Größenspektrum

SCHÖL, A., W. BLOHM, A. BECKER & H. FISCHER: Untersuchungen zum Rückgang hoher Algenbiomassen im limnischen Abschnitt der Tideelbe

WIEHLE, I.: Phytoplanktonentwicklung in einem hocheutrophen, polymiktischen Flachsee während einer Restaurationsmaßnahme (Großer Seddiner See)

Können artspezifische Wachstumsbedingungen für Repräsentanten der Phytoplanktongesellschaft in den Helgoland Reede Daten gefunden werden?

Nico Grüner^{1a}, Jan Freund^{1b}, Maarten Boersma^{2a} & Karen Wiltshire^{2b}

¹Institut für Chemie und Biologie des Meeres – Universität Oldenburg, Carl-von-Ossietzky-Str. 9-11, 26111 Oldenburg;

^agruener@icbm.de, ^bfreund@icbm.de

²Biologische Anstalt Helgoland, Alfred Wegener Institut für Polar- und Meeresforschung, Kurpromenade, 27498 Helgoland;

^aMaarten.Boersma@awi.de, ^bKaren.Wiltshire@awi.de

Keywords: Phytoplankton, Helgoland, PCA

Einleitung

Die Phytoplanktongesellschaft der Nordsee ist ein hochdynamisches System in dem das Wachstum der verschiedenen Arten von vielen abiotischen und biotischen Faktoren beeinflusst wird.

Unter Verwendung der Helgoland Reede Daten (HRD), eines außergewöhnlich hoch aufgelösten marinen Langzeitdatensatzes (Wiltshire et al., 2004), streben wir eine Charakterisierung einzelner Arten anhand ihrer Bedürfnisse an. Hierbei zielen wir darauf ab, Kombinationen von Umweltparametern zu identifizieren, welche ein maximales Wachstum für einen Satz ausgewählter Arten des Phytoplanktons ermöglicht. Diese Analyse soll uns ein besseres Verständnis der treibenden Faktoren in diesem System ermöglichen und eine Einschätzung der Risiken des globalen Klimawandels auf dieses System geben.

Material und Methoden

Daten

Die Probennahme findet werktäglich seit 1962 bis heute zwischen den beiden Inseln von Helgoland (54° 11.3' N, 7° 54.0' O) statt. Das Phytoplankton wird ausgezählt und bis auf Artniveau bestimmt. Des Weiteren werden Nährstoffe (Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Silikat) und abiotische Faktoren (Salinität, Secchi-Tiefe und Temperatur) aufgenommen.

Analyse

Wir schließen diese abiotischen Faktoren in unsere Analyse mit ein (Summation von Ammonium, Nitrat und Nitrit zu gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN)) und nehmen außerdem die Sonnenstunden pro Tag hinzu (Daten vom Deutschen Wetterdienst).

Für die Analyse der Wachstumsbedingungen wählten wir 17 repräsentative Phytoplanktonarten (+ *Noctiluca scintillans*) aus den HRD und normalisieren alle Zeitreihen separat auf das jeweilige Jahresmaximum. Als nächstes werden die Wendepunkte als Punkte des maximalen Wachstums ermittelt. Die zu diesen Wendepunkten gehörenden abiotischen Faktoren werden anschließend ausgelesen. Wir setzen einen Schwellenwert von 10% des Jahresmaximums, Werte unterhalb dieses Schwellenwertes wurden aus der Berechnung ausgeschlossen (Abb. 1).

Wir wenden eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) und eine „independent component analysis“ (ICA, Gävert et al.) an, um Informationen über die Wachstumsfaktoren und deren Einfluss zu bekommen.

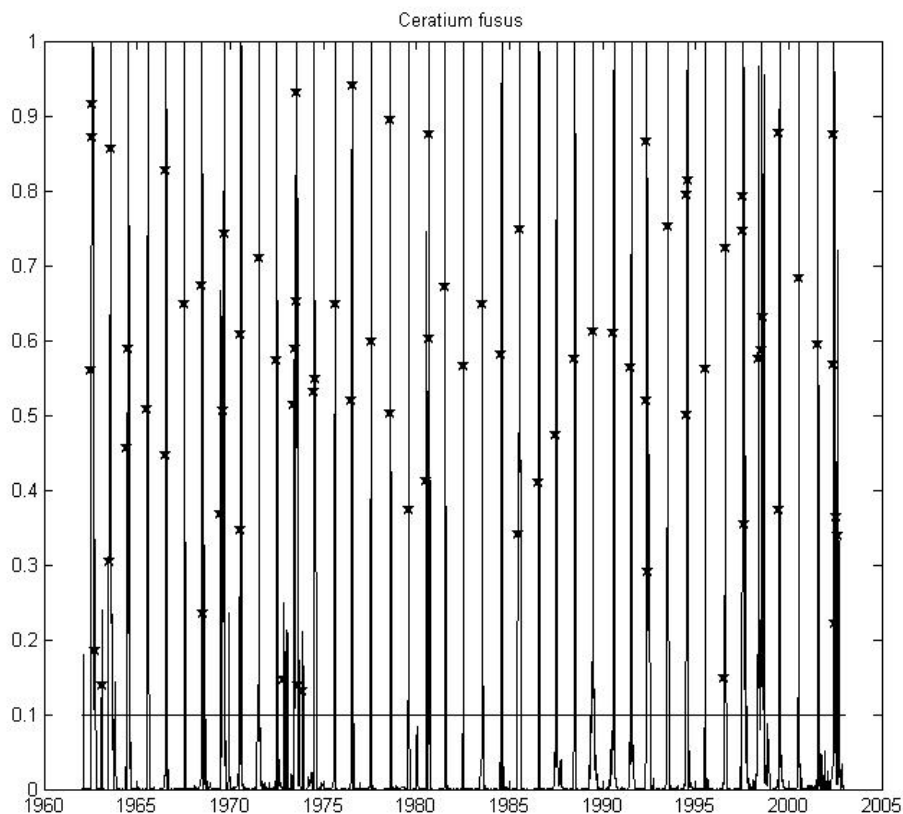


Abb. 1: Illustration der Wendepunkte als Punkte des maximale Wachstums am Beispiel (*Ceratium fusus*)

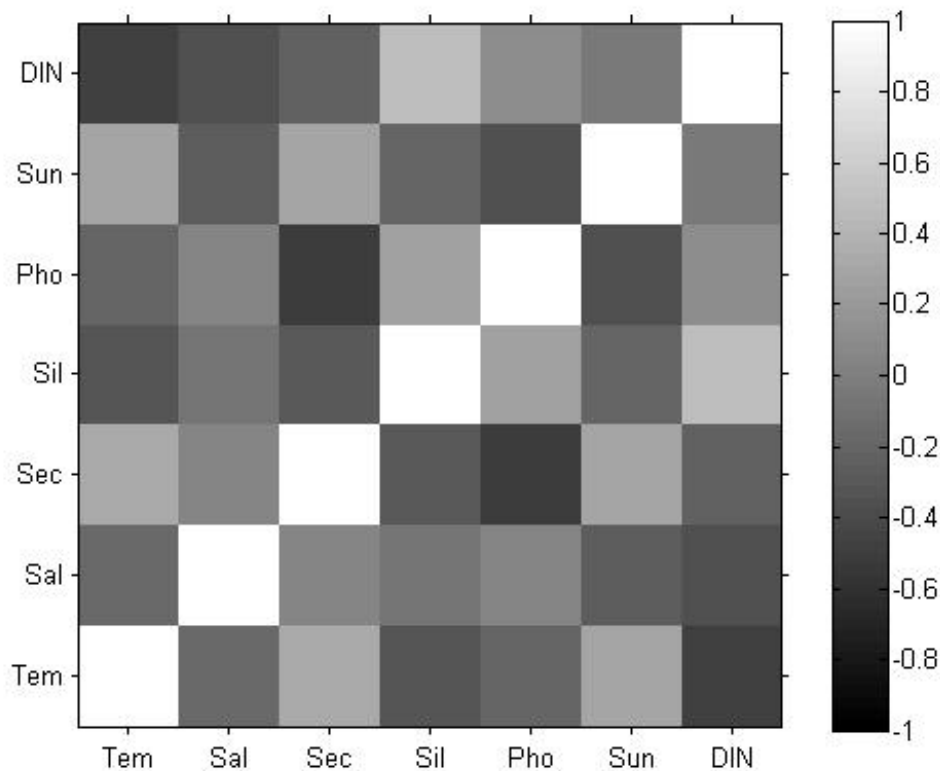


Abb. 2: Kreuzkorrelationsmatrix der abiotischen Faktoren (DIN = gelöster anorganischer Stickstoff, Sun = Sonnenscheindauer, Pho = Phosphat, Sil = Silikat, Sec = Secchi-Tiefe, Sal = Salinität, Tem = Temperatur)

Ergebnisse

Die Kreuzkorrelationen der abiotischen Faktoren sind in Abbildung 2 dargestellt. Es sind positive Korrelationen zwischen gelöstem anorganischen Stickstoff und Silikat sowie Temperatur und Sonnenscheindauer zu erkennen. Anti-Korrelationen zeigen sich zwischen Temperatur und gelöstem anorganischen Stickstoff sowie zwischen Phosphat und Sonnenscheindauer.

Der Temperaturbereich der einzelnen Arten zum Zeitpunkt des maximalen Wachstums (Abb. 3) zeigt ein sehr unterschiedliches Bild. Einige Arten (*Prorocentrum micans*, *Ceratium furca*, *Ceratium tripos*, *Noctiluca scintillans*) haben ein schmales Temperaturfenster zum Zeitpunkt des maximalen Wachstums, bei anderen Arten (*Scrippsiella trochoidea*, *Odontella regia*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*) hingegen variiert das Temperaturfenster über den Untersuchungszeitraum stark.

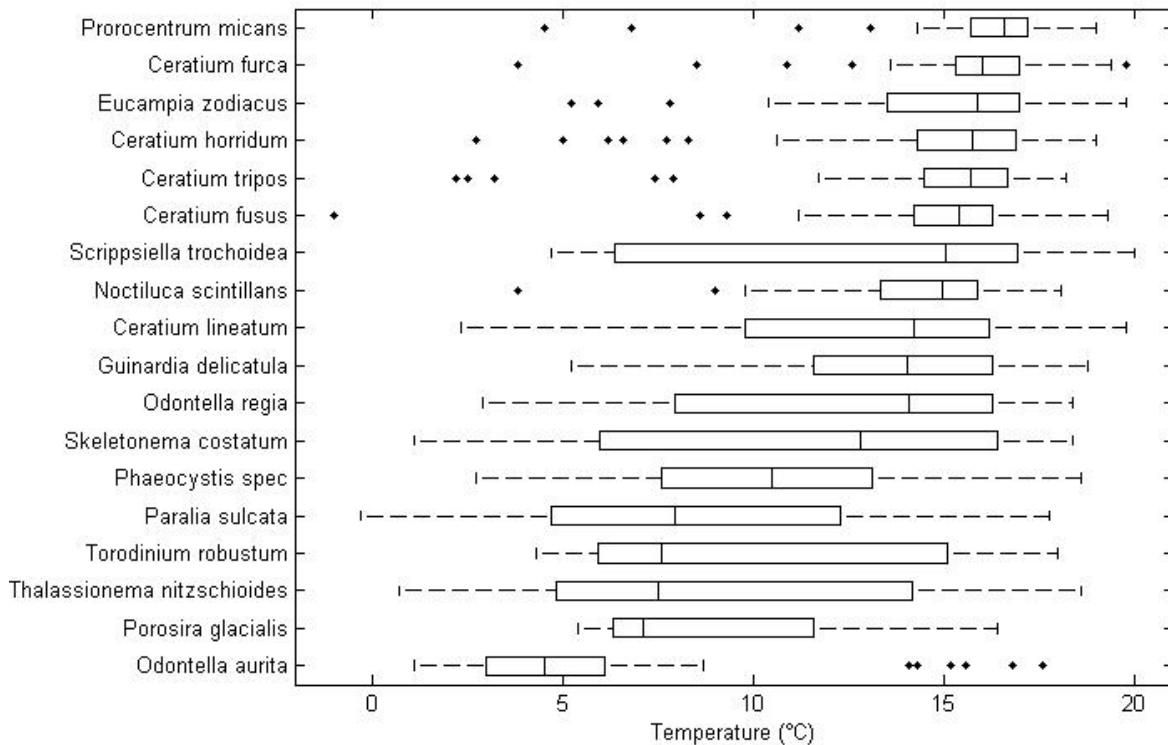


Abb. 3: Box-and-Whisker Plot des Temperaturbereichs zur Zeit des maximalen Wachstums (dargestellt sind jeweils der Median, oberes und unteres Quartil sowie Ausreißer)

Diskussion

Die Hauptkomponentenanalyse zeigt einen starken Einfluss der Temperatur. Die erste Hauptkomponente (nicht gezeigt) wird am stärksten durch die Temperatur bestimmt. Auch die Sonnenscheindauer hat einen deutlichen Einfluss auf die erste Hauptkomponente. Die abiotischen Faktoren zeigen eine erwartete Korrelation zwischen Temperatur und Lichtverhältnissen, einige der negativen Zusammenhänge erklären sich durch das Phytoplanktonwachstum, z. B. Sonnenscheindauer und Phosphat. Die Temperatur zur Zeit des maximalen Wachstums zeigt bei einigen Arten eine geringe Streuung und somit eine geringe Variabilität der bevorzugten Temperaturbereiche.

Zusammenfassung

Diese Analyse der Helgoland Reede Daten weist auf die Rolle von Temperatur und Lichtverhältnissen als treibende Faktoren des Phytoplanktonwachstums hin. Ebenfalls werde bei einigen Arten Temperaturen bestimmt, welche zur Zeit des maximalen Wachstums vorliegen.

Danksagung

Ein besonderer Dank geht an die Besatzungen der ‘‘Aade’’, ‘‘Ellenbogen’’ und ‘‘Uthörn’’, für die tägliche Probennahme. Diese Studie ist Teil des DFG-Schwerpunktprogramms 1162 – AQUASHIFT und wurde im Rahmen einer Doktorarbeit angefertigt.

Literatur

Gävert, Hurri, Särelä, Hyvärinen: FastICA 2.5 for MatLab © 1996-2005
 Whiltshire, K.H. et.al (2004): Sonderband Helgoland Marine Research, 58, 4, 221-310

Was wäre wenn: Phytoplankton-Bewertung nach EU-WRRL und Klimawandelszenarios

Ute Mischke¹ & Brigitte Nixdorf²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D - 12587 Berlin, Tel. 030/64181 690, Email: mischke@igb-berlin.de, ² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, Tel. 033631 8943, Email: b.nixdorf@t-online.de

Keywords: Phytoplankton; Seen; Klimawandel; Bewertung; Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Im Zentrum dieser Arbeit stehen Bioindikatoren, die im begründeten Verdacht stehen, gleichzeitig auf die anthropogenen Belastungen „Eutrophierung“ und „Klimaerwärmung“ zu reagieren. Cyanobacteria werden als Bioindikatoren mit 42 Arten und mittels ihres gesamten Biomasseanteils am Phytoplankton unter weiteren Kenngrößen im neuen deutschen Seebewertungssystem, dem Phyto-See-Index (PSI) zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) genutzt (Mischke et al. 2008). Die meisten Vertreter der Cyanobacteria profitieren in ihrem Wachstum sowohl von einer Erhöhung der Trophie, als auch von erhöhten Wassertemperaturen.

Für die Region Brandenburg wird nach Szenario B des PIC Potsdam mit einem Anstieg der Lufttemperatur um +1,5°C bis 2050 gerechnet (Jacob & Gerstengarbe. 2005). Dies hat eine Verlängerung der Schichtungsperiode (Adrian et al. 1993, Kirillin et al. 2008) in dimiktischen Seen, eine Annäherung der Wassertemperatur an die Optima vieler Arten und eine erhöhte hypolimnische P-Rücklösung (Adrian et al. 1993) zur Folge, was insgesamt einen höheren Trophiestatus der Seen einhergehend mit höheren Phytoplanktonbiomassen erwartet lässt. Es wird postuliert, dass die globale Erwärmung zur Verschiebung der Referenzzönosen („composition metrics“ wie PTSI und Algenklassen-Metrik) und der Biomasseausprägung („biomass metrics“) führt und damit die Bewertungsmatrix angepasst werden müsste.

Um den Effekt der prognostizierten Erhöhung von Cyanobacteria auf die Bewertung mittels Phyto-See-Index zu dokumentieren, wird in diesem Beitrag der Biomasseanteil dieser Gruppe in einem Szenario anhand realer Seendaten künstlich verdoppelt und der Bewertung „ohne potentiellen Klimaeinfluss“ gegenübergestellt.

Ein weiteres Phänomen aufgrund der Klimaerwärmung wird anhand eines Populationsmodells, welches zur Berücksichtigung der Überwinterung mittels Dauerzellen (Akineten) für eine Art der Nostocales (Cyanobacteria) entwickelt wurde, vorausgesagt (Wiedner et al. 2007): Es besagt, dass nostocale Arten mit einem Lebenszyklus bei Klimaerwärmung aufgrund der früheren Keimung höhere sommerliche Biomassen aufbauen werden. Um den Effekt einer Erhöhung der Lufttemperatur im vorausgehenden Winter oder Frühjahr auf die Nostocales in Freilanddaten zu beobachten, werden Langzeitdaten von 35 Seen mit kalten und warmen Jahren (-zeiten) ausgewertet.

Material und Methoden

Es wurden reale Erhebungsdaten der Bundesländer mit mindestens 6 Beprobungsterminen zwischen April und Oktober und guter Bestimmungstiefe des Phytoplanktons aus den Bundesländern Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein aus der nationalen Datenbank „Seen- Phytoplankton“ verwendet, welche im Rahmen von Projekten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens Phyto-See-Index für natürliche Seen des Tieflandes gesammelt wurden.

Szenarioberechnung des ökologischen Zustandes nach PSI

Als reale Erhebungsdaten („Heute“) wurde aus der Seendatenbank je ein Gewässer der Seetypen in Tieflandseen (s. Mischke et al. 2008) mit geringer bis mäßiger Belastung ausgewählt und falls vorhanden, mehrere Seejahre berechnet. Die realen Daten wurden für das Szenario „Szen1“ und „Szen2“ künstlich durch die Verdoppelung der Taxabiovolumina aller Arten der Nostocales bzw. aller Cyanobacteria manipuliert. Für die Berechnung der Bewertung wurde das Auswertungsprogramm PhytoSee (Mischke & Böhmer 2008) benutzt.

Untersuchungsgewässer und Nostocales in kühlen und warmen Jahren

Es wurden Cyanobacteria - Befunde von 35 Tieflandseen ausgewählt, für die mehrere Untersuchungsjahre zwischen 1980 und 2007 und mindestens ein Wertepaar „kaltes Jahr“ und „warmes Jahr“ mit Phytoplanktondaten vorlagen. Die Lufttemperaturmittel wurden für Sommer, Winter und Frühjahr (s. Tab. 1) getrennt aus Wetterdaten (Quelle Monatsmittel: PIC Potsdam Internet) gemittelt. Jedem Seendatensatz wurde der dem Beprobungsdatum entsprechende Monatsmittel der Lufttemperatur zugeordnet und neben dem Jahresmittel auch getrennt für die saisonalen Zeiträume Sommer, Winter und Frühsommer ein Lufttemperaturmittelwert je See errechnet, um spezielle Einflüsse einer Erwärmung in diesen Zeiträumen auf das Phytoplankton zu erkennen.

Anschließend wurde einzeln die Differenz (Wertepaar) zwischen warmen und kalten Jahren (w-k); warmen zu durchschnittlichen (w-d), bzw. durchschnittliche zu kalten (d-k) gebildet. Die verfügbaren Untersuchungsjahre der 35 Seen ermöglichten die Bildung von mindestens 18 und bis zu 30 Wertepaaren je Temperaturdifferenz und Jahreszeit (s. Tab. 2). Manche Seen waren nicht in allen 3 Kategorien (k, d, w) mit Untersuchungsjahren mit Phytoplanktondaten vertreten, aber mindestens in 2 Kategorien.

Tab. 1: Definition der Zeiträume der gewählten 3 Jahreszeiten, Angabe des langjährigen Mittels von 1961-1990 (LM) der Lufttemperatur in diesen Jahreszeiten und Definition der Abweichung vom langjährigen Mittel zur Zuordnung der Untersuchungsdaten zu den Kategorien „kalt“, „durchschnittlich“ und „warm“.

			Zustand k, d und w def. als Abweichung (°C) vom LM			Mittlere Differenz (°C) der Wertepaare im genutzten Datensatz		
in + °C	gemittelte Zeiträume	(LM) in °C	Kalt	durchschnittl.	warm	Diff w-k	Diff w-d	Diff d-k
Sommer	Jul - Okt	14,5	< 0,0	0 - 1,5	>1,5	2,8	1,5	1,3
Winter	Jan - Mrz	1,3	< 0,0	0 - 2,0	>2,0	5,2	1,9	0,7
Frühsommer	Apr - Jun	12,4	< 0,0	0,0 - 1,0	>1	2,4	1,4	1,0
Jahresmittel	Jan-Dez	8,7	< - 0,5	-0,5 - 1,0	>1	2,8	0,9	1,9

Tab. 2: Anzahl an verfügbaren Wertepaaren. Jedes Wertepaar stellt die Differenz von 2 planktologischen Untersuchungs Jahren eines Sees mit unterschiedlichen mittleren Lufttemperaturen dar.

Kategorie	Sommer	Winter	Frühsommer
Differenz warm zu kalt	18	27	20
Differenz warm zu durchschnittlich	31	30	31
Differenz durchschnittlich zu kalt	22	30	22

Ergebnisse

Je nach Gewässertyp ist der theoretische, maximale Beitrag der Blaualgen-basierten Bewertungsmetriks für die Gesamtbewertung nach dem Phyto-Seen-Index 33% bis 44% (Tab.3), da die Biomasse-Bewertung und andere Taxa zumeist ein hohes Gewicht in der Bewertung haben. Da nie alle Indikatorarten im PTSI allein durch die Cyanobacteria gestellt werden, ist das Gewicht im Phyto-See-Index nach WRRL zumeist kleiner als ein Drittel.

Tab. 3: Prozentualer Beitrag der Bewertungsmetriks „Biomasse“, „Algenklasse“ und „Phyto-Taxa-Seen-Index(PTSI)“ und Einzelkenngrößen wie eine Indikatorart oder die Bewertung nur mittels der Cyanobacteria zum gesamten Phyto-See-Index (PSI) je nach Gewässertyp (Spalte 1; 10 und 13 = geschichtete Seen; 11 = polymiktische Seen). Alle Details zur PSI-Bewertung in Mischke et al. 2008.

See Typ_Nr	Biomasse	Algen- klasse	PTSI	1 Indikator- taxon, wenn N = 12	Cyano- Bewertung	Dino_Cyano- Bewertung
10.1+10.2	33	33	33	3		11
13	57	14	29	2		4,8
11.1	57	14	29	2	14	
11.2	57	29	14	1	7	

Tab. 4: Resultierende Bewertungsklasse durch den Phyto-See-Index (PSI) der Originaldaten und der Szenarios bei Verdoppelung des Nostocales (Szen 1) bzw. des Cyanobacteria- Anteils (Szen 2).

					Szen 1	Szen 2	Bewertungsklasse PSI		
See- Typ Nr	Seename	Jahr	Chla µg/l	BV [mm ³ /l]	Nosto- cales 2x. Biovol. + %	Cyano 2x. Biovol. + %	Original Gesamt- klasse	Szen 1 Nosto- cales 2x	Szen 2 Cyano 2x
13	Wittwensee	2005	2,4	1,4	1,3	16,3	sehr gut	sehr gut	sehr gut
13	Wittwensee	2007	4,6	2,4	1,3	18,8	Gut	gut	gut
14	Tietzensee	2005	4,8	2,1	0,6	0,6	sehr gut	sehr gut	sehr gut
13	Großer Plö	2006	7,4	1,5	0,9	2,2	M _[M1] äßig	mäßig	mäßig
13	Großer Plö	2001	8,8	1,7	2,3	4,4	Mäßig	mäßig	mäßig
13	Großer Plö	2005	9,1	1,1	4,4	5,9	Mäßig	mäßig	mäßig
13	Großer Plö	2007	9,5	1,4	4,6	5,5	Mäßig	mäßig	mäßig
13	Großer Plö	1998	12,0	2,6	6,1	8,2	Mäßig	mäßig	mäßig
13	Großer Plö	1999	12,3	3,0	1,0	2,3	Mäßig	mäßig	mäßig
13	Großer Plö	2000	13,6	3,2	1,4	3,3	Mäßig	mäßig	mäßig
13	Mahlgastsee	2006	20,6	2,6	10,8	47,3	unbefried.	unbefried.	unbefried.
11.1	Beutelsee	2006	22,8	11,1	0,5	65,0	unbefried.	unbefried.	unbefried.
10.1	Glind. See	2006	25,1	4,1	41,8	42,9	mäßig	unbefried.	unbefried.
12	Werd Havel	2006	38,5	4,2	13,9	14,6	Mäßig	mäßig	Mäßig
11.2	Wublitz	2006	70,8	11,2	24,8	25,7	unbefried.	unbefried.	unbefried.

Die Szenario-Ergebnisse der ökologischen Bewertungsklasse mittels des Phyto-Seen-Indexes mit und ohne Verdoppelung des Blaualgenanteils sind bis auf eine Ausnahme identisch zu den Originaldaten (Tab. 4), unabhängig davon, ob die Cyanobacteria überwiegend von Nostocales gebildet werden und ob der prozentuale Anteil 0,3% oder 20% am Gesamtbiovolumen ausmachte.

Beobachtete Anteile der Nostocales am Gesamtbiovolumen in kühlen und warmen Jahren

Im Beobachtungszeitraum von 1980-2007, aus dem die Phytoplanktondaten stammen, ist ein Lufttemperaturanstieg im Vergleich zum langjährigen Mittel (1961-1990) im Jahresmittel von $+0,7\text{ }^{\circ}\text{C}$, in der Winterperiode (Jan-Mrz) von $+0,91\text{ }^{\circ}\text{C}$ und in der Sommerperiode (Jul-Okt = PSI- Bewertungszeitraum Cyano) von $+0,60\text{ }^{\circ}\text{C}$ zu beobachten. Deshalb ließen sich Untersuchungsjahre mit unterschiedlichen Temperaturbedingungen selektieren, wobei die 27 Differenzen zwischen den „warmen“ und „kalten“ Wintern mit durchschnittlich $5,2^{\circ}\text{C}$ am höchsten waren (s. Tab. 1, Spalte 7). Auch wenn die Differenzen im Frühsommer (April-Juni) zur potentiellen Keimungszeit der Nostocales mit durchschnittlich $2,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ und im Sommer mit $2,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ (s. Tab. 1) dagegen nur moderate ausfielen, überstieg ihr mittlerer Differenz deutlich das Klimawandelszenario B ($+1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$).

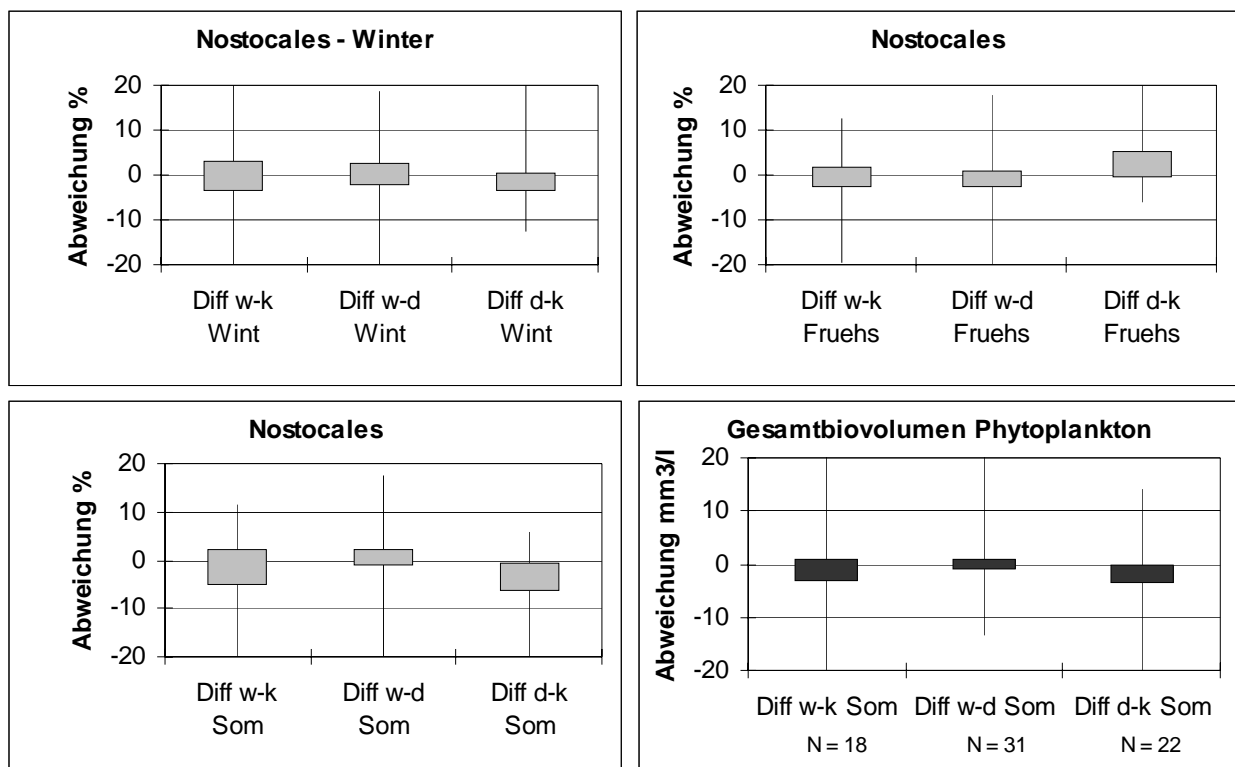


Abb. 1: Boxplot-Darstellung der Abweichungen der Biomasseanteile der Nostocales in wärmen Beobachtungsjahren von kälteren Jahren (Diff w-k; etc. in Methoden) sowie die Verteilung des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons (unten rechts).

Ausgehend von den erheblichen Temperaturunterschieden im verfügbaren Langzeitdatensatz der 35 Seen kann deshalb nach den in der Einleitung formulierten Hypothesen erwartet werden, dass die Cyanobacteria in warmen Sommern, oder nach warmen Wintern und Frühsommern einen erhöhten Anteil der Biomasse ausmachen als in kalten Jahren. Die um durchschnittlich $5,2^{\circ}\text{C}$ höhere Wintertemperatur bewirkte mit Ausnahme einer geringfügigen Zunahme der Oscillatoriales (Diff d-k) keine signifikante Zunahme der Cyanobacteria (s. Tab 5). Der prozentuale Anteil der Nostocales war im Median weder in warmen noch in durchschnittlichen Jahren gegenüber den kalten Jahren erhöht, unabhängig davon, ob die Winter-, Frühsommer oder Sommerabweichung betrachtet wurde (s. Abb. 1), mit Ausnahme der Zunahme der Nostocales (Diff d-k) in durchschnittlichen gegenüber

kalten Frühsommern (Mittel um 1 °C höhere Lufttemperatur). Sommer mit höheren Temperaturen hatten keinen Effekt auf den Anteil der Cyanobacteria und auch nicht auf das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons (s. Abb. 1 unten).

Tab. 5: Mediane und 75% Perzentile der Differenzen der Biomasseanteile der Algenordnungen der Cyanobacteria von wärmen Beobachtungsjahren gegenüber kälteren Jahren (s. Methoden).

Algenordnung:	Chroococcales		Nostocales		Oscillatoriales		N Jahres- paare
	Median	75% Perz	Median	75% Perz	Median	75% Perz	
Diff w-k Winter	-0,4	2,9	-0,4	3,1	0,0	5,8	27
Diff w-d Winter	0,3	2,4	-0,1	2,7	-0,1	3,3	30
Diff d-k Winter	0,0	1,6	-0,8	0,4	0,8	5,2	30
Diff w-k Fruehs.	1,1	11,3	0,2	1,9	0,0	3,2	20
Diff w-d Fruehs.	0,0	0,4	-0,2	1,1	0,0	2,9	31
Diff d-k Fruehs.	1,2	4,5	0,8	5,4	0,2	2,0	22
Diff w-k Sommer	0,7	3,5	-2,0	2,1	-2,8	1,8	18
Diff w-d Sommer	0,0	1,0	0,4	2,1	-1,6	0,0	31
Diff d-k Sommer	2,7	4,9	-1,7	-0,5	-1,0	1,1	22

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die temperatur-sensitiven Bioindikatoren beeinflussen das Gesamtergebnis des Phyto-See-Index aufgrund der Gewichtung weiterer Kenngrößen nur zu maximal einem Drittel. Deshalb verursacht eine Verdoppelung ihres Anteils nur selten eine Veränderung der Qualitätsklasse nach WRRL. Jahre (-zeiten) mit ungewöhnlich hohen Lufttemperaturen ($>+2^{\circ}\text{C}$) bewirkten in den 35 langjährig untersuchten Tieflandseen zumeist keine signifikante Erhöhung des Anteils der Nostocales oder des Gesamtbiovolumens. Während in einigen Seen ein solcher Trend zu beobachtet war, wurde dies durch den gegenläufigen Trend in anderen Seen aufgehoben, sodass die Mediane sich nicht signifikant unterscheiden. Als Fazit ist deshalb zu erwarten, dass die Nostocales und die Cyanobacteria im Rahmen eines mittleren Klimaerwärmungsszenarios nicht entscheidend die aktuell vorliegende Bewertung nach WRRL verändern.

Die Auswertungen sind als vorläufig zu betrachten, da Einflüsse durch Sanierungsmaßnahmen noch nicht berücksichtigt wurden, die eine Verminderung des trophischen Zustandes bewirkten.

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des Projektes LAWA O 9.08. Besonderer Dank gilt den Bundeslandvertretern im LAWA AK „Biologische Seenbewertung“ für die Bereitstellung der Daten.

Literatur

- Adrian, R., R. Deneke, U. Mischke, R. Stellmacher, & P. Lederer (1995): A long-term study of the Heiligen-see (1975-1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie* 133(3): 315-337
- Jacob, D., and F.-W. Gerstengarbe. 2005. Klimaszenarien für den deutschen Teil des Elbe-Einzugsgebietes. Pages 85-118 in F. Wechsung, A. Becker, and P. Gräfe editors. *Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet*. Weissensee, Berlin
- Kirillin, G. & S. Golosov (2008): Shallow Lake Response to Climate Change: the Role of the Heat Storage by Sediments. Poster ASLO meeting 2008.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & B. Nixdorf (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). In: Mischke & Nixdorf (Hrsg.), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 7-115.
- Wiedner, C., J. Rücker, R. Brüggemann, & B. Nixdorf (2007): Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia* 152: 473-484

Ressourceneffizienz (Chla/TP) des Phytoplanktons und Lichtregime in Flachseen

Brigitte Nixdorf¹, Franziska Vedder², Jens Poltz² & Olaf Mietz²

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, (b.nixdorf@t-online.de)

² Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddiner See, (info@iag-gmbh.info)

Keywords: Flachseen, Phytoplankton, Cyanobakterien, Trophie, Ressourceneffizienz, Lichtausnutzung

Einleitung

Es ist seit langem bekannt, dass das Phytoplankton in sehr flachen polymiktischen Seen den Phosphor sehr viel effizienter in Biomasse umsetzen kann, als das in tieferen geschichteten Seen der Fall ist. Das bedeutet u. a. eine höhere Trophieausprägung bei gleicher externer P-Belastung und wurde für die Referenzzustände dieses Seentypes national (LAWA 1999, Mischke & Nixdorf 2008) und international (EU-WRRL 2000) auch berücksichtigt. Im Beitrag werden Ergebnisse aus der Analyse der in den vergangenen 15 Jahren untersuchten Seen in Brandenburg vorgestellt und mit Werten aus dem dimiktischen Scharmützelsee verglichen. Folgende Hypothesen stehen im Focus der Analyse:

1. Eine hohe Ressourceneffizienz zeigt sich in Chl a/TP-Relationen um und über 1 und wird hauptsächlich in eutrophierten und cyanobakteriendominierten Flachseen erreicht.
2. Flache und (vegetations-) trübe Seen können über eine sehr gute Lichtversorgung verfügen.
3. Oscillatoriales stabilisieren hocheutrophe Zustände und bedingen eine zeitliche Verzögerung von Restaurierungen (Tristabilität nach Scheffer 1998, Jeppesen et al. 2007a, b) besonders dann, wenn die Sanierung zu einer kontinuierlichen Reduzierung der TP-Konzentrationen führt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Drei Flachseen vom Typ 11.2 (sehr flache Hartwasserseen des Norddeutschen Tieflandes, $Z_{\text{mean}} < 3\text{m}$) wurden im Scharmützelseegebiet (Langer See, Melangsee, Petersdorfer See) und aus dem Seddiner Seengebiet (Großer Seddiner See) analysiert. Als Vergleichssee wurde der dimiktische Hartwassersee vom Typ 13, der Scharmützelsee, gewählt, der im gleichen Einzugsgebiet wie die o.g. Flachseen liegen. Alle Werte wurden für Perioden im Temperaturbereich $> 10^\circ\text{C}$ berechnet.

Tab. 1: Limnologische Charakteristika der Untersuchungsseen als Jahresmittel von 2003 bis 2007 für die Seen des Scharmützelseegebietes, von 1993-2007 für den Großen Seddiner See (CA – catchment area, Z_{mean} und Z_{max} mittlere und maximale Tiefe, SD Sichttiefe)

Lake	Mixis	Area	CA	Z _{max}	Z _{mean}	TP	Chla	SD
		ha	km ²	m	m	µg/L	µg/L	m
Scharmützelsee (RIE eutroph until 2002)	di-mictic	1210	110	29.5	9.0	62	24	1.9
RIEmeso (from 2003)						26	10	3.0
Langer See (LAN)	poly-mictic	155	392	3.8	2.1	69	90	0.6
Melangsee (MEL)		11	4	3.3	1.6	52	69	0.7
Petersdorfer See (PET)		23	3.5	4.0	2.3	42	64	0.6
Großer Seddiner See (GSS) - polytroph		217	26.7	7.3	2.7	63	67	0.6
Großer Seddiner See (GSS) - eutroph						40	33	0.9

Ressourceneffizienz (resource use efficiency, RUE) wird dabei als die Menge Phytoplanktonbiomasse (Chlorophyll a – Konzentration in µg/L) pro TP-Einheit (TP-Konzentration in µg/L) kalkuliert. Die Lichtausnutzung berechnet sich aus der Relation des Phytoplanktonbiomasseäquivalentes Chl a zum verfügbaren Lichtangebot I_{mix} als PAR, gemessen mit einem Liqor Sensor (in mmol Photonen / (m² s)) in der durchmischten Schicht (Z_{mix}) der Seen als Durchschnittswert in der Woche vor der Probenahme (Flachseen bis zur mittleren Tiefe, dimiktischer Scharmützelsee = Epilimniontiefe) I_{mix} . nach Riley (1957, s. Wiedner et al. 2007), K_d = Attenuations- oder auch Extinktionkoeffizient:

$$I_{mix} = 0.45 \cdot I_o \cdot \left(\frac{1 - e^{-K_d \cdot z_{mix}}}{K_d \cdot z_{mix}} \right)$$

Nährstoff-, Chlorophyll a – und Phytoplanktonanalysen wurden nach den Standardmethoden (Mischke & Nixdorf 2008) in wöchentlichem bis monatlichem Abstand durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

1. Ressourceneffizienz (Chla/TP)

In der Abb. 1 zeigt sich deutlich folgendes Bild: Je flacher der See, desto höher ist die Ausnutzung des TP-Angebotes. Es sei noch angemerkt, dass in allen Seen die SRP-Konzentrationen während der Vegetationsperiode an die Nachweisgrenzen sinken. Die höchste RUE weist der Petersdorfer See mit einem Medianwert von 1,4 auf. Aber auch der Melang- und der Lange See liegen mit ihren langjährigen Medianwerten über 1 und damit über dem von Scheffer (1998) angegebenen „upper limit“ der Ressourcennutzung. Der dimiktische Scharmützelsee liegt fast um die Hälfte unter der Effizienz der P-Verwertung in Flachseen. Er war jedoch in seiner eutrophen Phase (bis ca. 2002)

deutlich effizienter in der TP-Verwertung als in der mesotrophen Phase seit 2003: Die RUE sank von 0,7 auf 0,4 (Median).

Diese Ergebnisse belegen, dass die Primärproduktion in eutrophen Flachseen im Wesentlichen vom Angebot der limitierenden Nährstoffressource Phosphor gesteuert wird.

In welchem Maße das Lichtregime der Flachseen diese Prozesse positiv beeinflussen kann, wird im Punkt 2 vorgestellt. Im dimiktischen Scharmützelsee ist zwar die TP-Konzentration für die Minderung der Phytoplanktonbiomasse verantwortlich, aber gleichzeitig gewinnen andere Mechanismen wie klimatische und nahrungsnetzsteuernde Prozesse eine größere Bedeutung für die Planktonentwicklung, so dass die Phosphorreserven nicht mehr so effizient ausgenutzt werden können wie in eutrophen Flachseen.

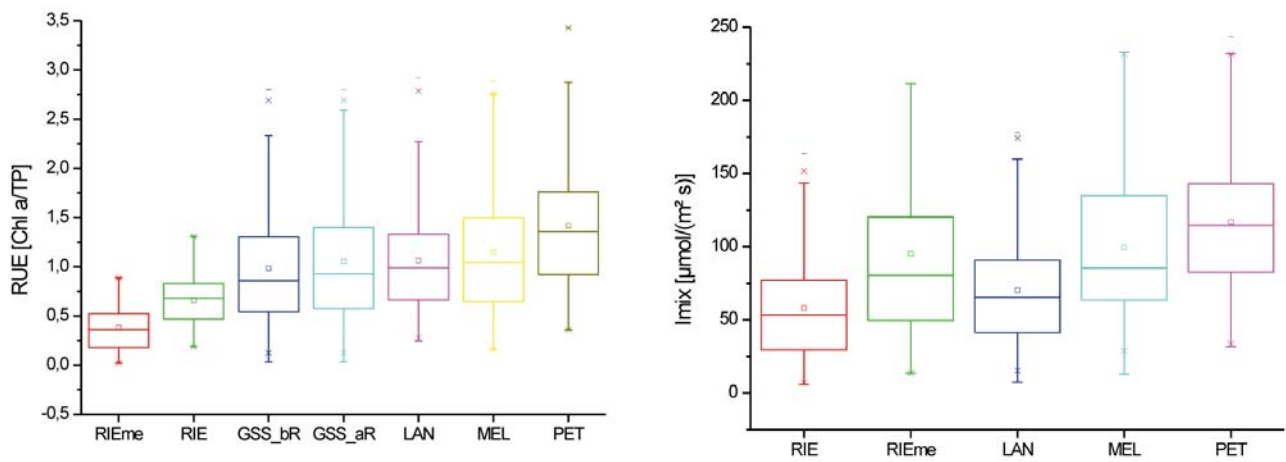


Abb. 1: Ressourceneffizienz (RUE, Chl a/TP, links) und Lichtversorgung (rechts) in Flachseen des Scharmützelseegebietes: PET-Petersdorfer See, MEL-Melangsee, LAN-Langer) und im Großen Seddiner See vor (GSSbR) und nach der Restaurierung (GSSaR) im Vergleich zum dimiktischen Scharmützelsee in seiner eutrophen (RIE) und mesotrophen Phase (RIEmeso)

2. Das Lichtangebot in trüben Seen

Für viele Seen existieren nur Ergebnissen aus Sichttiefenmessungen zur groben Charakterisierung des Unterwasserlichtdargebotes. Unsere Regressionsanalysen ergaben einen guten Zusammenhang zwischen der Sichttiefe und dem Attenuationskoeffizienten (K_d) der Gewässer, der jedoch auch seetyp-spezifisch ausgeprägt sein kann. Für alle untersuchten Seen des Scharmützelseegebietes ergibt sich ein mathematischer Zusammenhang von:

$$K_d = 1.413 SD^{0.7406}, n = 560; R^2 = 0.9$$

Die allgemeine Vorstellung, dass in trüben Flachseen weniger Licht für die Primärproduzenten zur Verfügung stünde, wird durch die Abb. 1 (rechts) widerlegt: In den Flachseen herrschen zwar geringere Sichttiefen vor (Jahresmittel 0,6 m, Saisonmittel 0,3-0,4 m), jedoch führt die geringe Wassertiefe zu einer relativ guten Lichtversorgung in der durchmischten Schicht (1,6 – 2,3 m), während im viel tieferen Epilimnion des Scharmützelsees (4-6 m) das Lichtdargebot nach Reynolds (1997) eine gewisse „Verdünnung“ erfährt. Folglich standen im Epilimnion des eutrophen Scharmützelsee während der Vegetationsperiode im langjährigen Durchschnitt nur 58 μmol Photonen/(m² s) zur Verfügung, während der ressourceneffizientere Petersdorfer See den doppelten Lichtgenuss mit 116

$\mu\text{mol Photonen}/(\text{m}^2 \text{ s})$ aufweisen konnte (Abb.1). Lichtlimitation ist damit ein Phänomen, dem tiefere Seen eher ausgesetzt werden als Flachseen.

3. Rolle fädiger Cyanobakterien für die Energie- und Ressourceneffizienz und Konsequenzen für die Restaurierung von Flachseen

Unsere Analysen zeigen, dass die hohe Stabilität im Systemverhalten der Flachseen auf der Dominanz fädiger Cyanobakterien basiert. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Vertreter der Gruppen: Oscillatoriales und Nostocales. Wir beobachten, dass im Zuge der Nährstoffreduzierung die Oscillatoriales in ihrer Biomasse abnehmen (insbesondere *Planktothrix agardhii* zugunsten feinfädiger Arten) und Nostocales an relativer Bedeutung gewinnen. Die Flachseen des Scharmützelseegebietes sind in der Vegetationsperiode zwischen 70 und über 80% (Median) von diesen Cyanobakterienvertretern dominiert, wobei insbesondere der Petersdorfer See mit der höchsten Ressourcen- und Energieeffizienz ein äußerst stabiles Cyanobakterienregime mit geringen saisonalen Schwankungen aufweist (Abb. 2). Die günstige Konstellation von Regulation des Unterwasserlichtdargebotes durch hohe Biomassebildung bei gleichzeitig optimaler Lichtversorgung scheint auch (oder gerade?) bei relativ geringen TP-Angeboten ein Garant für ein ökologisch effizientes Cyanobakterienregime in Flachseen zu sein. Dieser Faktorenkomplex bietet sich auch für eine mögliche Erklärung der Persistenz der Oscillatoriales und Nostocales und der geringen Reaktionen auf Sanierungsmaßnahmen. Die hier vorgestellten Flachseen sind mit TP-Konzentrationen im Jahresdurchschnitt von 28 (Großer Seddiner See), 42 (Petersdorfer See), 52 (Melangsee) bis 69 (Langer See) $\mu\text{gTP/L}$ schon in einem Bereich, in dem der Umschlag in ein trophisch niedrigeres Niveau bzw. in einen makrophytendominierten Zustand bereits eingetreten sein müsste, jedoch kaum bzw. geringe Reaktionen in der Biomasse auf Nährstoffreduzierung zu belegen sind.

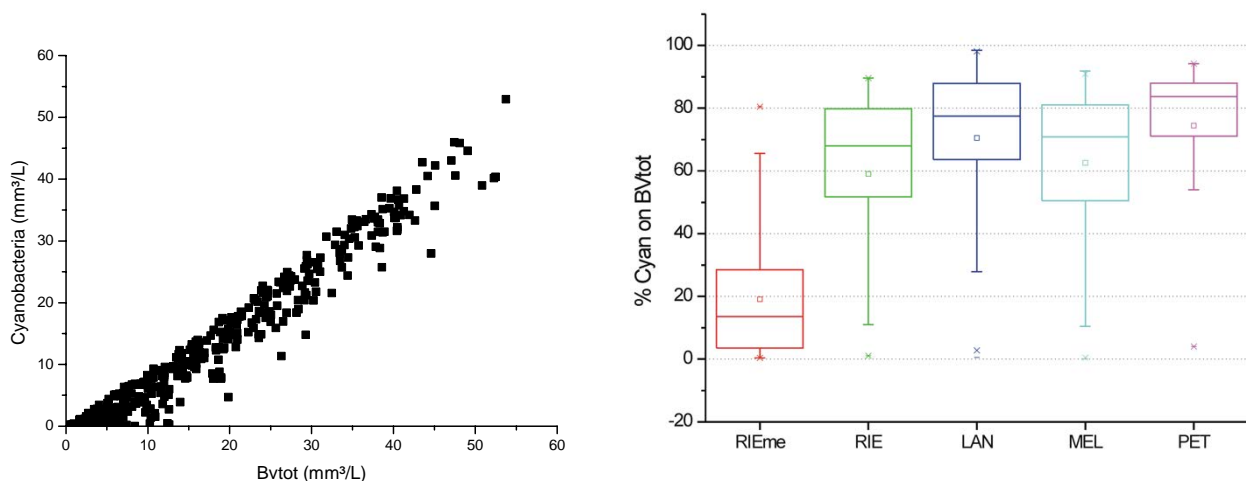


Abb. 2: Anteil von Oscillatoriales und Nostocales an der Gesamtbiomasse (Bvtot) des Phytoplankton

Nach Reynolds (1992) sollte die TP-Kapazität des Phytoplanktons bei Nährstoffreduzierung nach Unterschreitung des Sättigungsplateaus erschöpft sein. Dieses Phänomen scheint für unsere Untersuchungsseen auch zuzutreffen, denn der gelöste anorganische Phosphor ist jeweils an der Nachweisgrenze. Die erwartete P-Limitation tritt aber in den Flachseen aus folgendem Grunde nicht bzw. außerordentlich stark verzögert ein: Die Cyanobakterienpopulationen verfügen über Kompensationsmechanismen, die Sanierungseffekte durch Nährstoffreduzierung aufgrund der effizienteren P-Nutzung in Biomasse nicht wirksam werden lassen. Dazu gehören auch Verschiebungen in der

Zusammensetzung zugunsten der Nostocales und feinfädiger Oscillatoriales. Dabei stellt sich ein komplexes Wechselgefüge zwischen der trübungsrelevanten Biomasse der Cyanobakterien, einer optimalen Lichtversorgung in der durchmischten Schicht und einer hohen Effizienz der P-Ausnutzung ein.

Dieses Phänomen hat Reynolds sehr treffend mit der Frage: „What Vollenweider couldn't tell us?“ beschrieben (Reynolds 1992). Aus dem unterschiedlichen Trophieverhalten des (Cyanobakterien-) Planktons im Prozess der Eutrophierung im Vergleich zur Trophieminderung stellt sich erneut die Frage nach Schwellenwerten zur Erreichung eines leicht eutrophen bis mesotrophen oder guten ökologischen Zustandes unserer Seen. Dieser ist auf jeden Fall vom Seetyp, aber auch von der Sanierungshistorie und vor allem vom Phytoplanktonregime abhängig.

Dieses Problem ist für das Management von Seen von großer Relevanz, da bislang für eine Vielzahl von Seen (und hier insbesondere die Flachseen), die Zielerreichung „Guter ökologischer Zustand“ bis 2015 als unwahrscheinlich gilt (Abb. 3). Hier besteht erheblicher Bedarf zur Klärung der Frage, in welcher Weise die Flachseen restauriert werden können, um das ehrgeizige Ziel der EU-WRRL zu erreichen. Eine kontinuierliche Trophieminderung durch Sanierungsmaßnahmen wie in den Flachseen dieser Studie beschrieben, erzeugt in Seen mit Dominanz von Oscillatoriales und Nostocales eine hohe Persistenz dieser Phytoplanktonvertreter aufgrund der sehr guten Ausnutzungsraten für Phosphor und Licht.

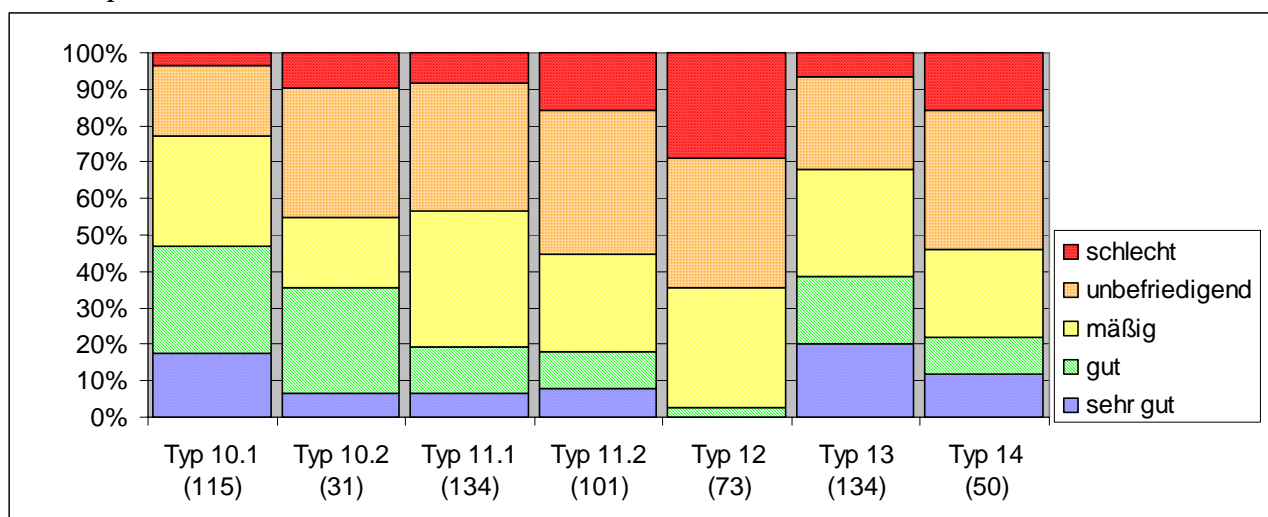


Abb. 3 Seenbewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie für verschiedene Seentypen anhand des Phytoplanktons in der Norddeutschen Tiefebene: ca. 70% der über 600 klassifizierten Seen sind nicht im guten ökologischen Zustand. Zahlen in Klammern = Anzahl der untersuchten Seen (Mischke & Nixdorf 2008)

Biogene Selbstreinigungsmechanismen wie Filtration bzw. Grazing durch Zooplankton oder Makroinvertebraten wird dabei ebenso unterdrückt wie das Umschlagen in einen makrophytendominierten Zustand. Inwieweit die aktuelle Zusammensetzung der Fischbiozönose und die Beschaffenheit des Substrates (Sediment) den Wechsel innerhalb der Tristabilität von Flachseen (Scheffer 1998) entgegenstehen, sollte im Rahmen geplanter Restaurierungen untersucht werden. Für diese Seen schlagen Jeppesen et al. (2007a) ein „Puschen“, d.h. einen gravierenden Eingriff in das ökologisch stabile Regime vor, um zum einen die Persistenz der fädigen Cyanobakterien zu schwächen und zum anderen bessere Grundlagen für die Besiedlung mit Makrophyten zu schaffen. Biomanipulationen und Nährstofffällungen scheinen dafür geeignete Instrumente.

Danksagung

Ingo Henschke und Wolfgang Terlinden haben in unzähligen Probenahmen für eine breite Grundlage unserer wissenschaftlichen Analysen gesorgt. Diese Proben wurden von Gudrun Lippert und Uta Abel auf die Nährstoff- und Chlorophyllkonzentrationen analysiert. Dafür unseren herzlichen Dank ebenso wie an Frau Dr. Jacqueline Rücker für die Erstellung und Aktualisierung unserer Seendatenbank und die Berechnung der Unterwasserlichtwerte.

Literatur

- Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. Dezember 2000. – EG WRRL.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T.L., Jensen, J.P. (2007a): Shallow lake restoration by nutrient loading reduction – some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584, 239-252
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B.A., Hansen, R., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Mazzeo, N., Branco, C.W. (2007b): Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581, 269-285
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin, 74 S.
- Mischke, U., Nixdorf, B. (Hrsg) (2008): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerreport (Nr.10). BTUC-AR 2/2008
- Reynolds, C. S. (1992): Eutrophication and the management of planktonic algae: What Vollenweider couldn't tell us. In D. W. Sutcliffe & J.G. Jones (eds): Research and application to water supply. Freshwater Biol. Ass. ISBN 0-900386-52-5.
- Scheffer, M. (1998): Ecology of Shallow Lakes. 357 pp. ISBN-0-412- 74920-3.

Solo, Quartett oder Orchester? Koloniebildung bei *Asterionella formosa* und ihr Erscheinungsbild im Größenspektrum

Patricia Pätz¹, Susanne Rolinski¹, Nicole Scheifhacken², Sabine Jähnichen¹ & Jürgen Benndorf¹

¹Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, patricia-paetz@web.de

²Technische Universität Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, 09514 Lengefeld, nicole.scheifhacken@tu-dresden.de

Keywords: Partikuläre Substanzen, Partikelgrößenspektren, Phytoplankton, Wassergüte, Trinkwassertalsperren

Einleitung

Die Wasserqualität in Trinkwassertalsperren wird durch die Konzentration verschiedener gelöster Stoffe (z.B. Mangan, Geruchsstoffe) und durch biotische und abiotische Trübstoffe beeinträchtigt. Die Zusammensetzung der Trübstoffe variiert saisonal und in Abhängigkeit von den hydrologischen Verhältnissen. Die Charakterisierung von partikulären Trübstoffen ist problematisch, da es sich im Freiland um Gemische handelt und Messgeräte deren integrale Eigenschaften ermitteln. Eine Aussage über ihre Zusammensetzung und damit ihr Sink- und Transportverhalten ist somit schwierig.

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „IntegTa“¹ (Hillert 2008, Hillert et al. 2009; Rolinski et al. 2009) wurden 2007 und 2008 innerhalb des Freilandprogramms an den Talsperren Klingenberg und Lehmühle auch die Partikelgrößenspektren (Scheifhacken & Paul 2008) erfasst. Hier zeigten sich Unterschiede in den Größenspektren v. a. nach hydrologischen Ereignissen im Vergleich zur Normalsituation. Während der Vegetationsperiode wurden zudem erhöhte Werte in einem Größenbereich beobachtet, der dem verschiedener Phytoplanktonarten entspricht. Diese Besonderheiten deuten auf das Vorhandensein von inhomogenem und biotischem Material hin.

Zur Klärung der Frage, ob und wie sich biotische und abiotische Anteile im Spektrum erkennen lassen, wurde das Phytoplankton erfaßt und eine dominante Art in Laborversuchen auf ihr Abbild im Partikelspektrum hin untersucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Freilanduntersuchungen wurden 2007 und 2008 im Talsperrensystem Lehmühle-Klingenberg (Erzgebirge, Sachsen) durchgeführt (Hillert 2008, Hillert et al. 2009). Beide Talsperren werden von der Wilden Weißeritz gespeist, wobei die Talsperre Lehmühle (natürliches Einzugsgebiet) etwa 8

¹ Integriertes Management mehrfach genutzter Trinkwassertalsperren, BMBF 02 WT 0720, Laufzeit 6/2006 bis 5/2009

km oberhalb der Talsperre Klingenberg (Zwischeneinzugsgebiet, Zufluss aus TS Lehmühle) gelegen ist. Bei der Talsperre Klingenberg handelt sich um einen oligotrophen Rinnenstausee (mixisTP $6.3 \mu\text{g P L}^{-1}$) mit einer maximalen Tiefe von 31 m (mitt. Tiefe: 7.80 m) und einer Fläche von 116 ha.

Die Probenahmen fanden im 14-tägigen Abstand in der Talsperre Klingenberg statt. Schöpferproben wurden aus 0, 2, 6, 10 und 15 m Tiefe entnommen und die Abundanzen und -biovolumina des Phytoplanktons sowie die Zellzahlen je Kolonie für *Asterionella formosa* (Bacillariophyceae) bestimmt (Hillert 2008, Hillert et al. 2009).

Versuchsdesign

Es wurden Wachstumsversuche mit zwei morphologisch unterschiedlichen Kulturen von *A. formosa* durchgeführt. Zunächst wurde der Laborstamm 8.95 der Sammlung von Algenkulturen Göttingen (SAG) kultiviert und zugleich ein Freiland-Isolat aus der Talsperre Klingenberg angefertigt. Diese unterschieden sich erheblich in ihren Zellgrößen (Tab. 1).

Tab. 1: Morphologische Angaben zu den Versuchskulturen von *A. formosa*. Angegeben sind Mittelwerte und Standardabweichungen.

	Laborstamm SAG N = 40	Freilandisolat TSK N = 660
Länge (μm)	17.6 ± 3.5	62.5 ± 4.9
Breite (μm)	4.51 ± 0.6	5.1 ± 1
Fläche einer Zelle (μm^2)	94.5 ± 18.8	255.4 ± 55
theor. Durchmesser (μm)	10.9 ± 1.1	15.9 ± 3.2

Zur Kultivierung wurden zwei unterschiedliche Medien genutzt: a) MIIKS (Nicklisch & Fietz 2001) und b) angereichertes Talsperrenwasser (TSK+), welches im Frühjahr entnommen, partikel-frei filtriert, autoklaviert und angereichert wurde (auf 1.54 mg P L^{-1} und $11.22 \text{ mg Si L}^{-1}$).

Während der Versuche wurden die optische Dichte (Spektrometer, Perkin Elmer, Lambda 12, Wellenlänge 750 nm), der Chlorophyll *a*-Gehalt am PhytoPam (Heinz Walz GmbH), die Zellgrößen sowie Zell- und Koloniezahlen am Inversmikroskop nach Utermöhl (1958) und Hoehn et al. (1998) sowie die Partikelgrössenspektren (ABAKUS fluid mobil, Modell LDS 30/30 Fa. Klotz Analytische Messtechnik / Lasertechnologien, Bad Liebenzell) erfasst. Es handelt sich um ein optisches Verfahren, bei dem Laserlicht durch eine Durchflusszelle geschickt wird und in einem gegenüberliegenden Detektor Flächen abgeschwächten Lichts erfasst werden. Die Eingruppierung eines Partikels in eine Größenklasse erfolgt durch die Umwandlung der Fläche des Schattens in den Durchmesser eines Kreises gleicher Fläche. Der kalibrierte Messbereich liegt zwischen 0.9 und 139 μm .

Ergebnisse und Diskussion

Freilanduntersuchungen

In beiden Untersuchungsjahren blieben die Biovolumina des Phytoplanktons relativ klein (Maximalwerte $< 3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) und wurden im Frühjahr insgesamt von Bacillariophyceen dominiert (Abb. 1). Nach einem Klarwasserstadium Anfang Juni dominierten zunächst Chrysophyceen das Biovolumen (*Dinobryon sociale* und *Dinobryon divergens*), gefolgt von Cryptomonaceae (*Crypto-*

monas spec.) im August. Wie in anderen Jahren auch (z.B. 2007, Hillert, 2008, Hillert et al., 2009), dominierte *A. formosa* die Frühjahrsmassenenwicklung. Diese koloniale Art tritt in der TS Klingenberg hauptsächlich vierzellig auf.

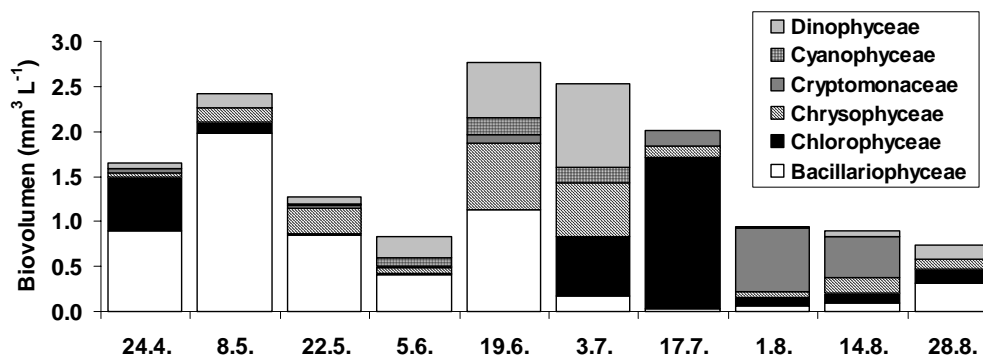


Abb. 1: Biovolumina des Phytoplanktons der Talsperre Klingenberg 2008 in 6 m Tiefe.

Die aufgenommenen Größenspektren zeigten meist erhöhte Werte im mittleren Bereich (Größenklassen von 3 bis 20 μm , d.h. Flächen von 7 bis 314 μm^2). Für partikuläres Material mit einer homogenen Zusammensetzung aller Größenklassen wird bei natürlicher Sedimentation von einem exponentiellen Abfall der Partikelzahlen mit der Größe ausgegangen. Dies erscheint auf einer logarithmischen Skala bei ebenfalls logarithmisch ansteigenden Größenklassen als linearer Abfall (Abb. 2, theor. Verteilung). Bei den Partikelgrößenspektren kommt es also im Größenbereich des Phytoplanktons (Tab. 1) zu erhöhten Werten, so dass mit Hilfe von Laborversuchen dieser Anteil der Spektren genauer beschrieben werden soll.

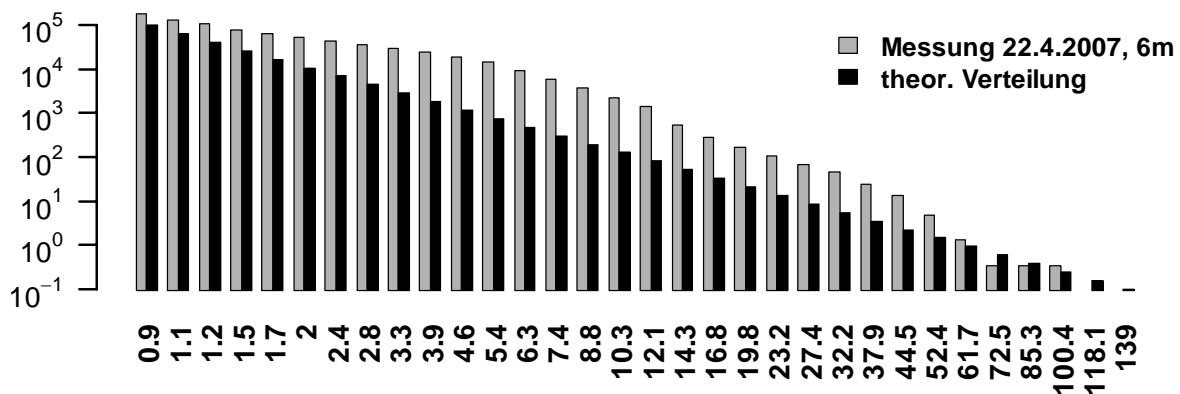


Abb. 2: Partikelgrößenspektren gemessen am 22.4.2008 in 6 m Tiefe und eine theoretische Verteilung.

Laborversuche

Wachstumsversuche wurden mit dem Laborstamm und dem Freilandisolat durchgeführt. Durch Anpassung der Messwerte an eine sigmoide Funktion wurden die maximalen Wachstumsraten für die gewählten Bedingungen ermittelt. Für den Laborstamm lagen die Werte im MIIKS etwas höher (0.7 ± 0.09) als für die Freilandkultur (0.59 ± 0.08). Im angereicherten Talsperrenwasser waren die Wachstumsraten unwesentlich niedriger (0.53 ± 0.10).

Die Größenunterschiede, die bei der mikroskopischen Zählung vermessen wurden, spiegelten sich auch bei der parallel durchgeführten Erfassung des Partikelgrößenspektrums wider (Abb. 3). Die Partikelspektren zeigen, dass die kultivierten Algen in einem relativ breiten Größenbereich erscheinen. Suspensionen mit Algen des Laborstamms ergaben die höchsten Partikelzahlen bei einem Durchmesser von 7.8 bis 10.3 μm (Abb. 3, unten, PZ), während die des Freilandisolates bei 10.3 bis 19.8 μm ermittelt wurden. Für einen Vergleich mit den mikroskopisch ermittelten Zell- und Kolo-

niezahlen wurde zunächst eine mittlere maximal sichtbare Fläche einer Zelle bestimmt (Tab. 1). Diese wurde in den Durchmesser eines Kreises gleicher Fläche umgerechnet und in die entsprechende Größenklasse des Partikelgerätes eingeordnet (theoretischer Durchmesser in Tab. 1). Da bei der Zählung auch die Koloniegrößen bestimmt wurden, konnten die Flächen der Kolonien in die jeweiligen Größenspektren eingeordnet werden (Abb. 3, MZ).

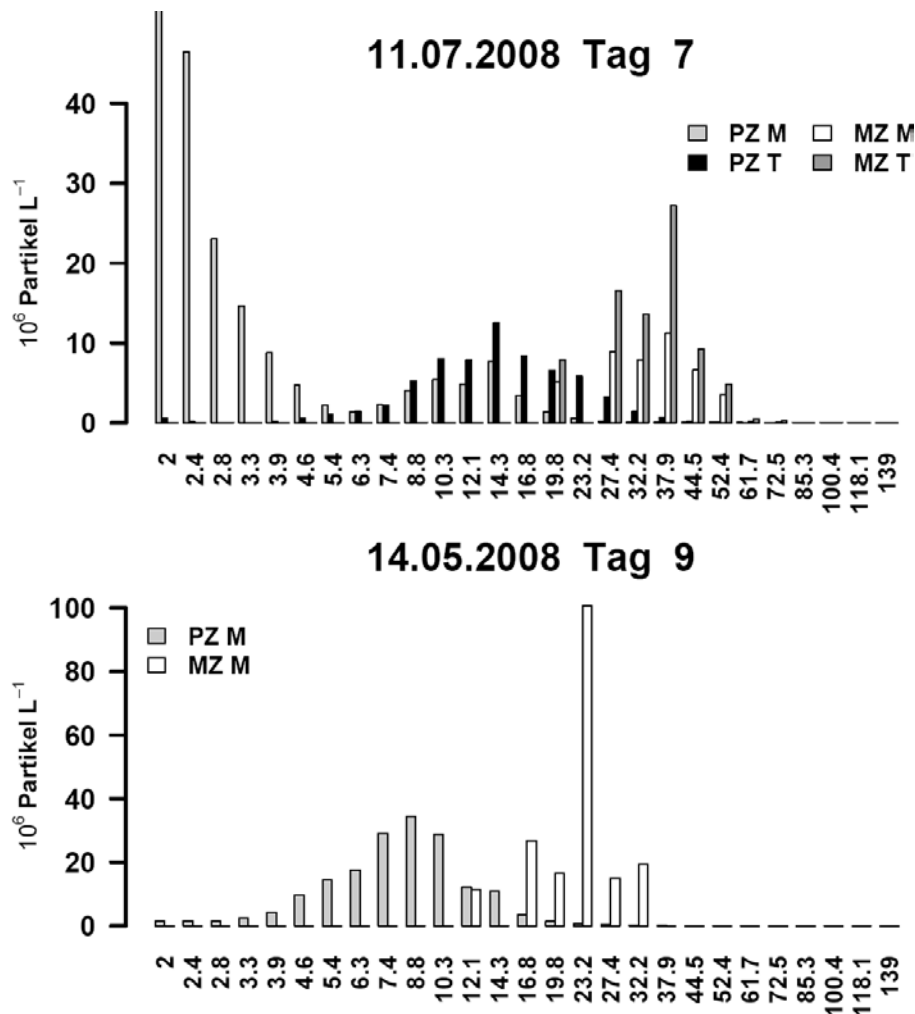


Abb. 3: Partikelspektren von *A. formosa* für das Freilandisolat (oben) und den Laborstamm (unten) am 7. bzw. 9. Tag des jeweiligen Wachstumsversuchs. PZ: Partikelzähler Abakus, MZ: am Mikroskop bestimmt. Kulturmedien waren MIIKS (M) und Talsperrenwasser (T).

Einen Vergleich der mit den verschiedenen Methoden ermittelten Gesamt-Partikelzahlen wurde für die Zellzahlen und für Kolonien durchgeführt (Abb. 4). Obwohl die Anzahl der verfügbaren Datenpunkte für den Laborstamm geringer sind, konnte hier eine hoch signifikante Korrelation festgestellt werden ($p < 0.001$, Abb. 4). Die Steigung der Regressionsgeraden kann als Maß für die Wiederfindung im Partikelgerät angesehen werden. Etwa 23 % der gezählten Zellen und 97 % der Kolonien werden auch vom Partikelgerät detektiert. Da der Laborstamm von *A. formosa* hauptsächlich 4-zellige Kolonien bildete, liegt die Schlussfolgerung nahe, dass vom Partikelgerät keine Einzelzellen, sondern die Kolonien erfasst werden. Dies bestätigt sich beim Vergleich mit dem Freilandisolat (Abb. 4, rechts), bei dem 23 % der Abundanz und 82 % der Kolonien erfaßt wurden. Auch hier sind hauptsächlich 4-zellige Kolonien gebildet worden.

Da bei der Messung im Partikelgerät eine Transformation der Größenklassen hin zu kleinen Flächendurchmessern erfolgt, die durch die Drehung der Kolonien in der Durchflusszelle verursacht wird, sind die ermittelten Abundanzen des Phytoplanktons in der Talsperre Klingenberg nicht direkt

mit den gemessenen Partikelgrößenspektren zu vergleichen. Um diesen Vergleich und somit eine Abschätzung des biotischen Anteils an den Partikeln zu ermöglichen, werden aktuell Versuche mit einer kleinen, einzelligen Alge, *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) durchgeführt, die einen Einblick in die unteren Größenklassen erlauben werden. Zudem wird eine Transformationsfunktion für die Veränderung der sichtbaren Fläche der Kolonien bei der Drehung in der Messkanüle erarbeitet, die für den Rückschluss auf die Freilanddaten notwendig ist.

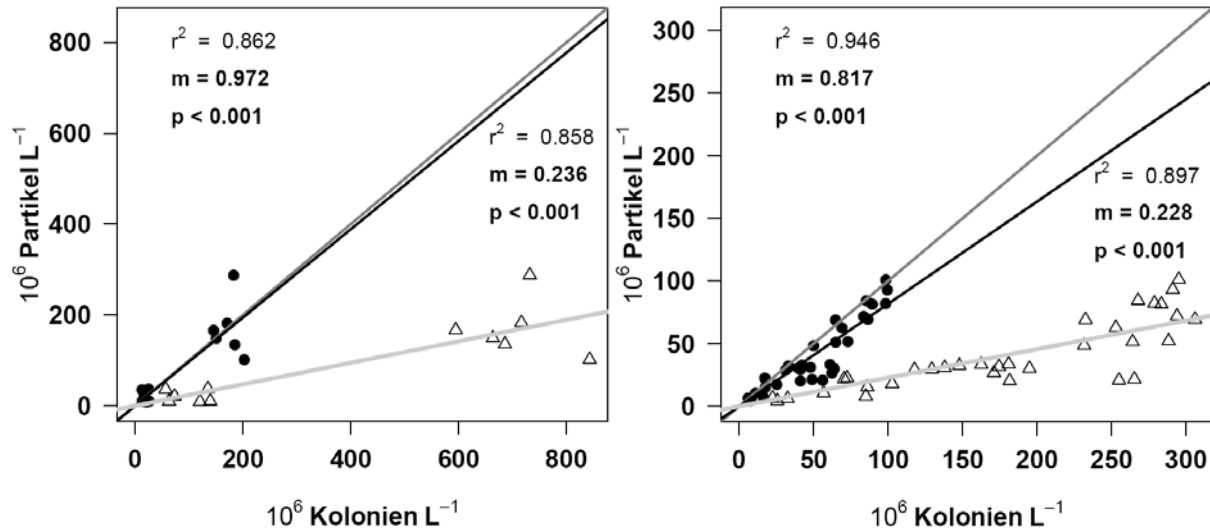


Abb. 4: Vergleich der am Mikroskop bestimmten Zell- (Dreiecke) und Koloniezahlen (Punkte) mit den vom Partikelgerät ermittelten Werten für den Laborstamm (links) und das Freilandisolat (rechts) von *A. formosa*. Für die Regressionen sind jeweils das Bestimmtheitsmass (r^2), die Steigung (m) und das Signifikanzniveau (p) angegeben.

Zusammenfassung

Um einen Einblick in die Zusammensetzung partikulären Materials im Hinblick auf dessen biotischen Anteil zu bekommen, wurden Versuche mit einer in der Talsperre Klingenberg dominanten Bacillariophyceae (*Asterionella formosa*) durchgeführt, bei denen das Partikelgrößenspektrum und die mikroskopische Erfassung von Abundanz und Koloniezahl erfolgte. In den Wachstumsversuchen mit zwei morphologisch unterschiedlichen Stämmen von *A. formosa* (Laborstamm der SAG und Freilandisolat der Talsperre Klingenberg) konnten maximale Wachstumsraten ermittelt werden. Beim Vergleich der mit beiden Methoden ermittelten Abundanzen wird deutlich, dass das Partikelzählgerät nicht die einzelnen Zellen einer Kolonie, sondern die Kolonie als Einheit erfasst. Dabei findet eine Transformation der sichtbaren Fläche hin zu kleineren Größenklassen durch die Drehung der Alge in der Messkanüle statt. Für eine Übertragung der Vorgehensweise auf Freilanddaten wird eine Übertragungsfunktion erarbeitet.

Danksagung

Die Untersuchung bildet einen Aspekt der Diplomarbeit von Patricia Pätz. Die AutorInnen möchten den Mitarbeiterinnen innerhalb des Teilprojektes „Wassergüte“, Katrin Hillert, Anna-Maria Ertel und Marie Lange, den Mitarbeiter/innen der Ökologischen Station Neunzehnhain für die Zusammenarbeit bei den Freilandarbeiten danken. Unser besonderer Dank gilt auch der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen für die kooperative Unterstützung und Bereitstellung von Daten.

Literatur

- Hillert, K., Rolinski, S., Benndorf, J. (2009): Biotisch oder abiotisch – Einfluss hydrologischer Ereignisse auf die Partikelzusammensetzung in einer oligotrophen Talsperre. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag, Berlin: in diesem Band.
- Hillert, K. (2008): Dynamik von biotischen und abiotischen Trübstoffen in einer oligotrophen Talsperre. Diplomarbeit, Institut für Hydrobiologie, TU Dresden, 97 S..
- Hoehn, E., Ketelaars, H.A.M., Ewig, B., (1998): ATT-Technische Informationen Nr. 7: Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. Kommissionsverlag R. Oldenburg, München.
- Nicklisch, A., Fietz, S. (2001): The influence of light fluctuations on growth and photosynthesis of *Stephanodiscus neoastraea* (diatom) and *Planktothrix agardhii* (cyanobacterium). Archiv für Hydrobiologie: 151:141-156.
- Rolinski, S., Petzoldt, T., Benndorf, J. (2009): Ablassen oder Aufstauen? - Mit Hilfe von Modellen und Beobachtungen zu einer integrierten Talsperrenbewirtschaftung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag, Berlin: in diesem Band.
- Scheifhacken, N., Paul, L. (2008): Meteorologische und hydrologische Extremereignisse, IntegTA Teilprojekt 3, Zwischenbericht für das BMBF, 17 S.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie: 9:1-38.

Untersuchungen zum Rückgang hoher Algenbiomassen im limnischen Abschnitt der Tideelbe

Andreas Schöl¹, Werner Blohm², Annette Becker¹ & Helmut Fischer¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, schoel@bafg.de,

² Institut für Hygiene und Umwelt, Marckmannstraße 129a, 20539 Hamburg, werner.blohm@hu.hamburg.de

Keywords: Phytoplankton, Algenpigmente, Zooplankton, Tideelbe

Einleitung

Der limnische Bereich der Tideelbe ist ein durch die Metropolregion Hamburg mit ihrem Hafen stark genutzter Gewässerabschnitt. In der oberhalb anschließenden Mittel- und Unterelbe werden seit Mitte der 90ziger Jahre im Sommer hohe Biomassen an Kieselalgen produziert, die in den limnischen Abschnitt der Tideelbe eingetragen werden. Im Bereich des Hamburger Hafens kommt es zu einem deutlichen Rückgang des Phytoplanktons. Der aus der Algenbiomasse freigesetzte organische Kohlenstoff dient den heterotrophen Bakterien als Substrat und verursacht beim Abbau ein starkes Sauerstoffdefizit in der Tideelbe, mit weitreichenden ökologischen Folgen u.a. für ästuartypische Wanderfischarten.

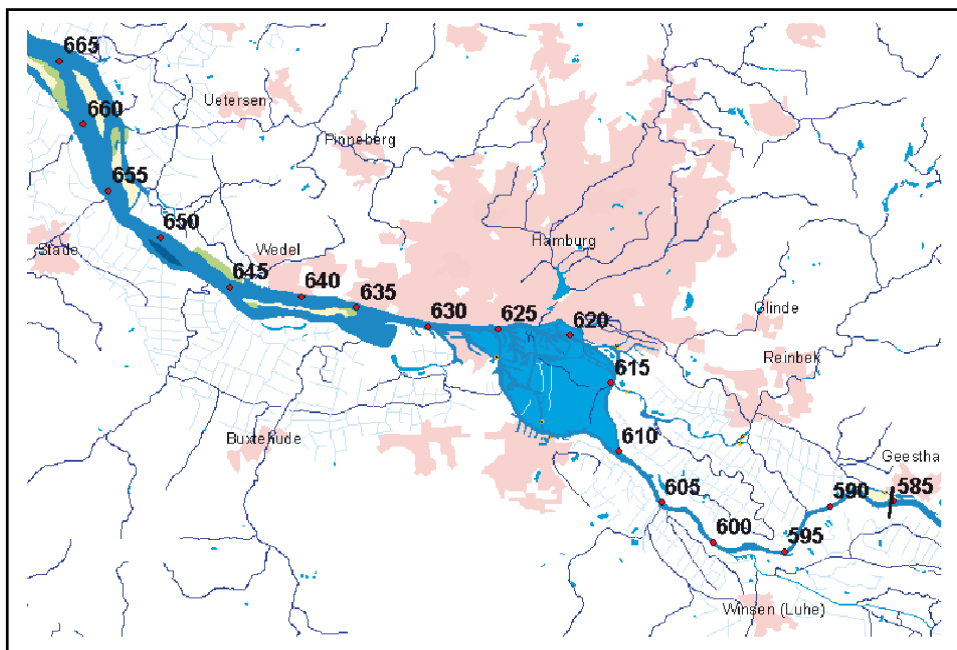


Abb. 1: Limnischer Abschnitt der Tideelbe vom Wehr Geesthacht (km 586) flussabwärts bis Stade (km 650)

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Elbe ist ein durchmisches mesotidales Ästuar mit einem Tidehub von 3,6 m beim Pegel St. Pauli (km 618). Das Ästuar erstreckt sich vom Wehr Geesthacht (km 586) bis zur Mündung in die südliche Nordsee bei Scharhörn (km 740). Der ausgedehnte limnische Abschnitt reicht vom Wehr Geesthacht bis nach Glückstadt (km 650) und umfasst dabei das Stromspaltungsgebiet mit dem Hamburger Hafen (km 610 bis km 630) (Abb. 1). Von der Nordsee bis hierhin reicht auch die Fahrrinne für die Seeschifffahrt, die eine Mindestwassertiefe von ca. 17 m aufweist (Abb. 2).

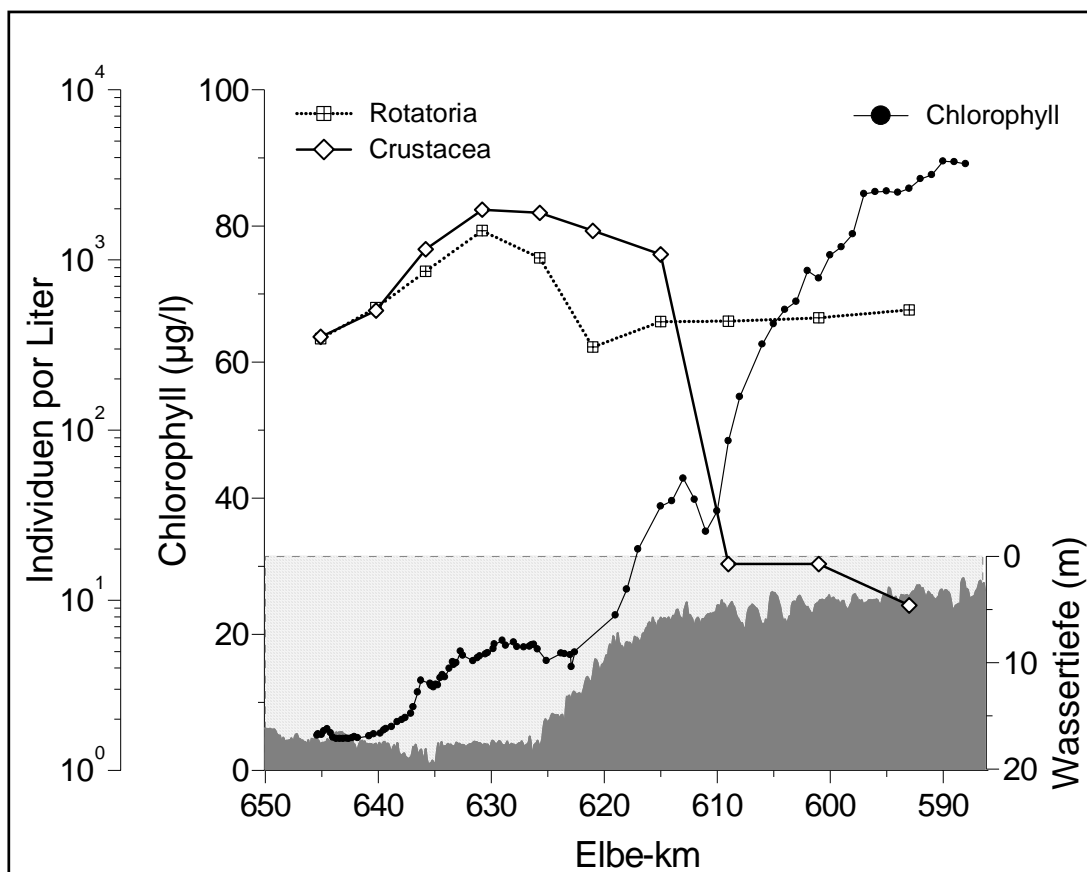


Abb. 2: Längsprofil des Gesamt-Chlorophylls (Fluoreszenzmessung mit bbe-Sonde MOLDAENKE), und Zooplanktondichte (Rotatoria und Crustacea) in der Tideelbe am 25. August 2005 sowie Angabe der Wassertiefe der Schiffsfahrrinne.

Ergebnisse und Diskussion

Die Längsprofilmessungen mittels Chlorophyllfluoreszenz im August 2005 zeigten einen starken Rückgang der Phytoplanktonbiomasse im limnischen Abschnitt der Tideelbe zwischen km 600 und km 640 von 90 µg/l auf 5 µg/l (Abb. 2). Die durch die Kieselalgen verursachte Fluoreszenz betrug im Mittel 70 % der Gesamtfluoreszenz. Gleichzeitig traten hohe Dichten an Rotatorien (bis 4000 Ind/l) und Crustaceen (2000 Ind/l) auf. Dabei wiesen die Rotatorien bereits am Wehr Geesthacht hohe Dichten auf, d.h. sie wurden aus der Mittel-Elbe in die Tideelbe eingetragen, während die Crustaceen erst im Bereich des Hamburger Hafens und unterhalb davon hohe Abundanzen entwi-

ckeln. Die Copepoden waren mit über 97 % Anteil an der Gesamtabundanz die dominierende Gruppe bei den Crustaceen. Der physiologische Zustand der Algen kann mit Hilfe der Bestimmung der Zusammensetzung der Algenpigmente mittels HPLC-Methode erfasst werden (Abb. 3). Im Längsverlauf von der Mittelbe bei Schmilka (km 0) bis zur Tideelbe ab km 586 waren im Mai 2006 mit ansteigenden Chlorophyllgehalten auch leicht ansteigende Anteile an Abbauprodukten des Chlorophylls (Chla) von 7 auf 15 % pro mol Chla zu messen. Mit dem Rückgang des Chlorophylls im Hamburger Hafen (km 620) kommt es zu einem deutlichen prozentualen Anstieg der Abbauprodukte ab km 635 auf Werte über 35 % pro mol Chla. Im Jahr 2006 traten im Zeitraum Juli bis Oktober bei 3 von 9 Probennahmen Siliziumgehalte unter 0,1 mg Si/l auf, bezogen auf den Zeitraum Mai bis Oktober betrug der Mittelwert 0,85 mg Si/l (Abb. 4). Im selben Zeitraum lag der ortho-Phosphatgehalt im Mittel bei 44 µg P/l.

Abbauprodukte des Chlorophylls, wie Chlorophyllid und Phaeophorbid, entstehen vermehrt unter ungünstigen Bedingungen, wie Licht- und Nährstoffmangel sowie Fraßdruck. Die in der Elbe dominante Gruppe der Kieselalgen unterliegt im limnischen Abschnitt der Tideelbe einer multifaktoriellen Wachstumslimitierung. Beim Übergang von flusstypischen Wassertiefen von 3-5 m auf Wassertiefen im Hamburger Hafen von ca. 17 m (Abb. 2) kommt es zu einer Lichtlimitierung und

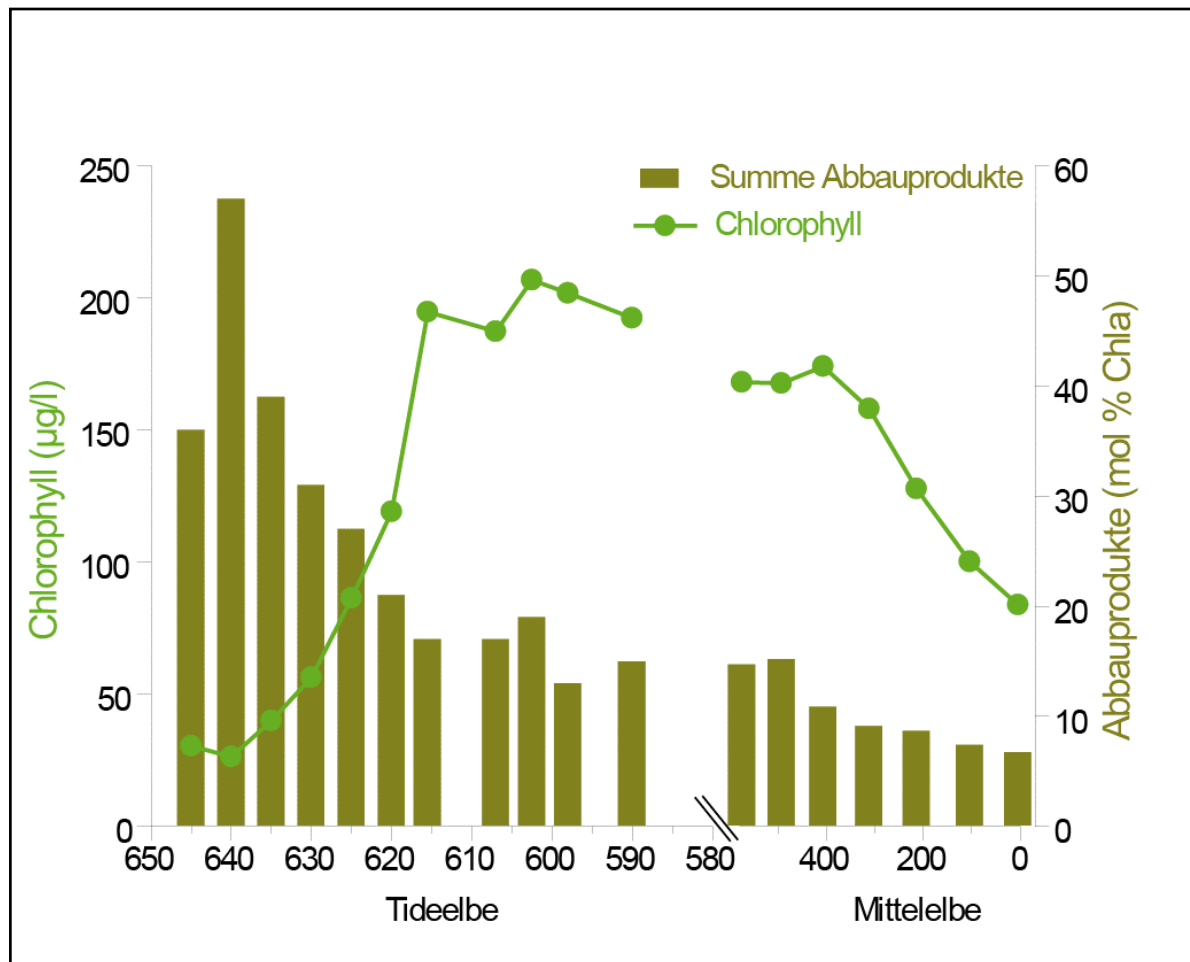


Abb. 3: Längsverlauf des Chlorophylls und seiner Abbauprodukte (Summe aus Chlorophyllid, Phaeophorbid und Phaeophytin) in der Mittel- und Tideelbe während einer fließzeitkonformen Beprobungskampagne vom 8.-17.5.2006.

damit zu einem Rückgang der Wachstumsrate. Der Anteil der euphotischen Schicht von 1 m bis 1,5 m an der Gesamttiefe nimmt deutlich ab. Eine im Sommer auftretende Silikatlimitierung der Kieselalgen bewirkt einen zusätzlichen Rückgang der Wachstumsrate. Als Halbsättigungskonstante wird eine Silikatkonzentration von 0,07 mg Si/l angegeben (Schöl et al. 2002). Externe Verluste an Algenbiomasse durch den zeitweise hohen Fraßdruck durch das Zooplankton führen dann zu einer Abnahme der Algenbiomasse (Kerner et al. 2004). Dabei weisen insbesondere die Copepoden und hier die Spezies *Eurytemora affinis* eine autochthone Populationsentwicklung in der Tideelbe auf (Peitsch et al. 2000; Köpcke 2004). Als ein weiterer Verlustprozess kann die Sedimentation von Algen in strömungsberuhigten Seitenräumen der Tideelbe zum Rückgang der Biomassen beitragen.

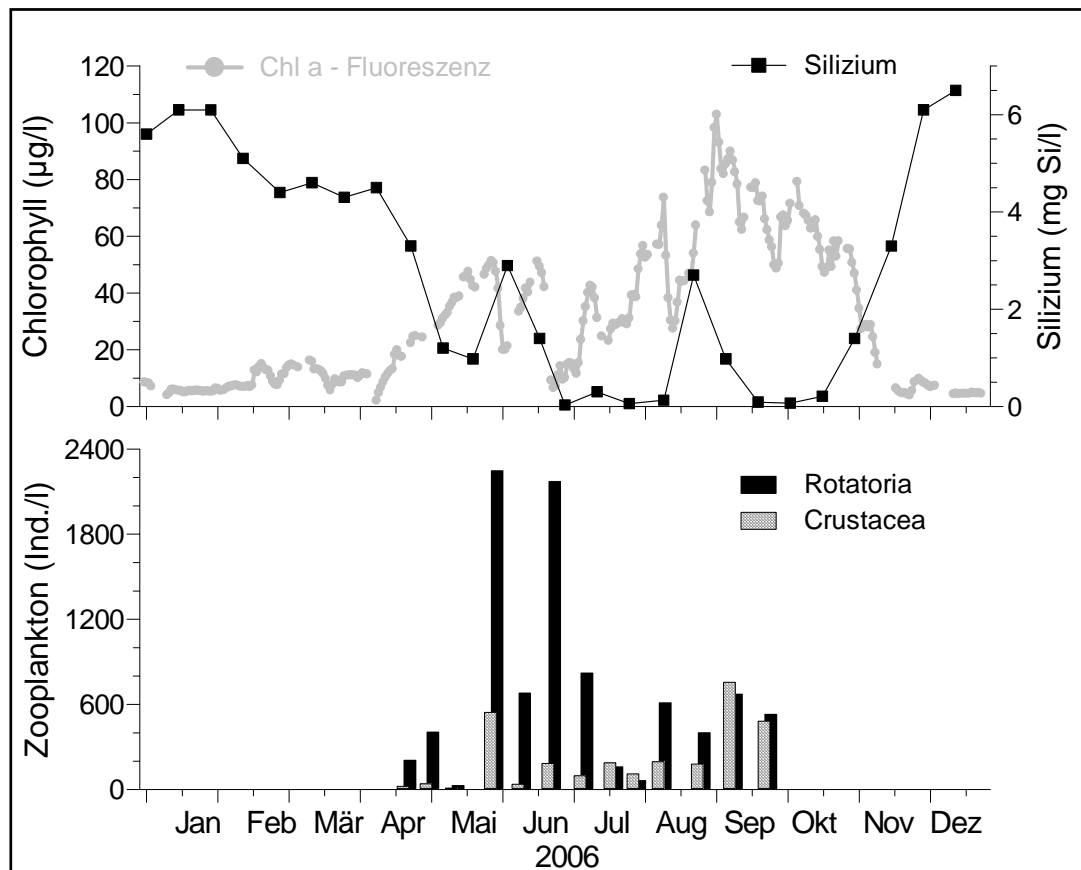


Abb. 4: Jahresgang 2006 des Gesamt-Chlorophyllgehaltes (Fluoreszenzmessung bei Bunthaus, km 609) sowie des Siliziumgehaltes und der Abundanzen der Rotatoria und Crustacea bei Seemannshöft (km 628).

Schlussfolgerungen

Für den beobachteten Rückgang der Algenbiomasse und den gleichzeitigen Anstieg der Abbauprodukte des Chlorophylls im oberen limnischen Abschnitt der Tideelbe sind sowohl interne, das Wachstum der Algen limitierende Prozesse als auch externe Verlustprozesse, wie Wegfraß durch Zooplankton und Sedimentation, verantwortlich. Für eine Quantifizierung der Anteile der einzelnen Prozesse ist eine Modellierung mit Hilfe eines Gewässergütemodells notwendig. Mit diesem Instrument kann zudem der organische Kohlenstoffkreislauf analysiert werden und so die Kopplung von Algenbiomasse zu den in diesem Bereich der Tideelbe auftretenden Sauerstoffdefiziten nachvollzogen werden (Bergemann et al. 1996).

Literatur

- Bergemann, M., Blöcher, G., Harms, H., Kerner, M., Nehls, R., Petersen, W., Schröder, F. (1996): Der Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. *Die Küste* 58: 199-261.
- Kerner, M., Ertl, S., Spitz, A. (2004): Trophic diversity within the planktonic food web of the Elbe Estuary determined on isolated individual species by ^{13}C analysis. *J. Plankton Res.*, Vol. 26, No. 9: 1039-1048.
- Köpcke, B. (2002): Die Bedeutung der Nebelben und Flachwasserbereiche für den Populationserhalt von *Eurytemora affinis* (POPPE, 1880) in der Tide-Elbe. Dissertation, Universität Hamburg, 324 S.
- Peitsch, A., Köpcke, B., Bernat, N. (2000): Long-term investigation of the distribution of *Eurytemora affinis* (Calanoida, Copepoda) in the Elbe estuary. *Limnologica* 30: 175-182.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borchert, J., Müller, D. (2002): Modelling the Chlorophyll a content of the River Rhine - Interaction between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *International Review of Hydrobiology*, 87, 295-317.

Phytoplanktonentwicklung in einem hocheutrophen, polymiktischen Flachsee während einer Restaurationsmaßnahme (Großer Seddiner See)

Ines Wiehle

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddiner See, Ines.Wiehle@iag-gmbh.info

Keywords: Blaualgen, Flachsee, Restauration, Phosphor, *Limnotherix redekei*, *Pseudanabaena limnetica*

Einleitung

Der Große Seddiner See befindet sich ca. 15 km südlich von Potsdam im Land Brandenburg. Die Wasserfläche umfasst 218 ha, die mittlere Tiefe beträgt 3 m (Tiefe_{max.} 7,3 m) und das Seevolumen 5,9 Mio. m³ (IaG unveröff. 2006). Aufgrund seiner windexponierten Lage ist der Flachsee polymiktisch. Durch intensive Nutzung hat sich der ursprünglich schwach eutrophe von Makrophyten dominierte Klarwassersee in ein hocheutrophes bis polytrophes, durch Blaualgen getrübbtes Gewässer umgewandelt. Besonders die Freiwasserhaltung von Enten in den 1950er Jahren sowie die Einleitung ungeklärter Abwässer einer Entenmastanlage im Jahr 1964 haben massiv zur Eutrophierung beigetragen (Vietinghoff 1998). Zudem wird der See seit den 1950er Jahren binnenfischereilich bewirtschaftet, wobei sich der Besatz mit Silber- und Marmorkarpfen sowie die Düngung des Sees mit Phosphor (Knösche 1998) negativ auf die Wasserqualität auswirkten. Eine weitere Belastung waren Düngemiteleinträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Veränderte Landnutzung, Schließung der Mastanlage und Anschluss der Haushalte an die Abwasserversorgung verringerten die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet in den 1990er Jahren deutlich. Dies reichte jedoch nicht aus, um den Zustand eines von Makrophyten dominierten Klarwassersees wiederherzustellen. Daher werden seit August 2006 Restaurationsmaßnahmen durchgeführt. Durch Fällmittelapplikation und Tiefenwasserbelüftung soll der verfügbare Phosphor des Freiwassers im Sediment festgelegt werden. Ziel ist es, das Phytoplankton in seinem Wachstum stark zu limitieren und seine Artstruktur zu verändern, somit die Transparenz des Wasserkörpers zu erhöhen und den Makrophyten die Möglichkeit zu geben, sich wieder stärker zu etablieren.

Material und Methoden

Der Gr. Seddiner See wird seit 1988 physiko-chemisch untersucht (Mietz 1991). Seit 1992 findet zusätzlich ein biologisches Monitoring statt. Im meist monatlichen Turnus werden Vertikalprofile (pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Temperatur) und die Sichttiefe (ST) gemessen sowie Wasserproben und Phytoplanktonproben aus 0,5 m Tiefe entnommen. Die Wasserproben dienen der Bestimmung von Chlorophyll-a (Chl-a), Phosphor (TP, SRP), Stickstoff (TN, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) und Härte. Die mit Lugolscher Lösung fixierten Phytoplanktonschöpfproben werden in Sedimentati-

onskammern lichtmikroskopisch bestimmt und ausgezählt. Für die hier vorrangig betrachteten Parameter ST, Chl-a und TP liegen von Mai 1992 bis August 2008 vollständige Datensätze vor. Das Phytoplankton wurde für den Zeitraum Mai 1992 bis November 1997 von Arp (Arp & Henker 1998) sowie für den Zeitraum Januar 2005 bis August 2008 bearbeitet. Die Fällmittelapplikation findet seit August 2006 in mehreren Kampagnen statt. Das Fällmittel Polyaluminiumchlorid (PAC) wird während der Belüftung von der Tiefenwasserbelüftungsanlage in das Wasser eingemischt. Zusätzlich wird in den Randbecken PAC durch Boote ausgebracht. Von August 2006 bis August 2008 wurden insgesamt 654 t PAC in den Gr. Seddiner See appliziert.

Ergebnisse

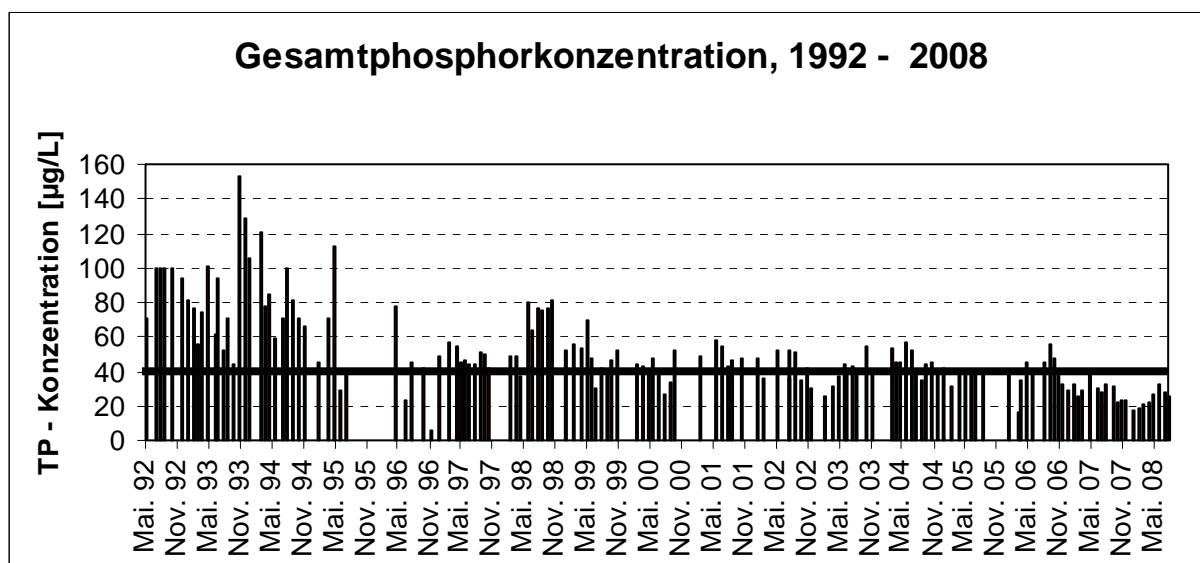


Abb. 1: Gesamtposphorkonzentration im Großen Seddiner See von 1992 bis 2008. Die dicke Linie kennzeichnet die TP-Konzentration ab welcher eine Abnahme der Phytoplanktendichte und ein Rückgang der Blaualgendominanz erwartet wird (Klein 1989, Chorus 1995).

Die TP-Konzentration war im Zeitraum 1992-2008 tendenziell rückläufig (Abb. 1). 1992 und 1993 betrugen die Jahresmittelwerte noch 94 bzw. 82 µg/L TP, in den Jahren 2004 und 2005 hingegen nur noch 44 bzw. 40 µg/L TP. Dies ist vor allem auf das Abstellen der beschriebenen Belastungen, auf die veränderte Landnutzung im Einzugsgebiet sowie auf Selbstreinigungsprozesse zurückzuführen. Seit dem Beginn der Fällmittelapplikation im August 2006 lag der TP um oder unter 40 µg/L. Von Januar bis August 2008 schwankte der TP zwischen 17 und 32 µg/L. Das TN:TP-Verhältnis war stets >30. Die Jahresmittelwerte des SRP schwankten in den Jahren 1992 bis 1996 zwischen 41 und 10 µg/L. In den darauf folgenden Jahren 1997-2008 waren die Jahresmittelwerte mit 2-6 µg/L deutlich niedriger. Im Juni 2008 fiel der SRP für drei Wochen unter die Nachweisgrenze, was auf eine Phosphorlimitation hindeutet (Chorus 1995).

Die Chl-a-Konzentrationen schwankten stark, wobei besonders hohe Chl-a-Werte und niedrige ST in den Jahren 1992 bis 1998 erreicht wurden (Jahresmittel Chl-a: 52 - 150 µg/L). Die ST lagen vornehmlich im Bereich von 0,5 bis 0,7 m. Auch in den Wintermonaten wurden stets hohe Chl-a-Werte und niedrige ST ermittelt (Abb. 2). Auffällig waren verhältnismäßig niedrige Chl-a-Werte (Jahresmittel 19-27 µg/L) bei gleichzeitig erhöhten ST (Jahresmittel 1,0-1,1 m) von 1999 bis 2003.

Seit der Fällmittelapplikation im August 2006 bis Ende 2007 schwankten die Chl-a-Werte zw. 18 und 134 $\mu\text{g/L}$, die ST zwischen 0,5 und 1,3 m. Der See klarte im Frühjahr 2008 kurzzeitig auf (ST:1,6 m, Chl-a: 10 $\mu\text{g/L}$), pegelte sich in den Folgemonaten jedoch wieder auf 0,8 m (Chl-a 26-70 $\mu\text{g/L}$) ein. Die Chl-a-Konzentrationen und die ST zeigten seit Beginn der Fällmittelapplikation keinen Trend.

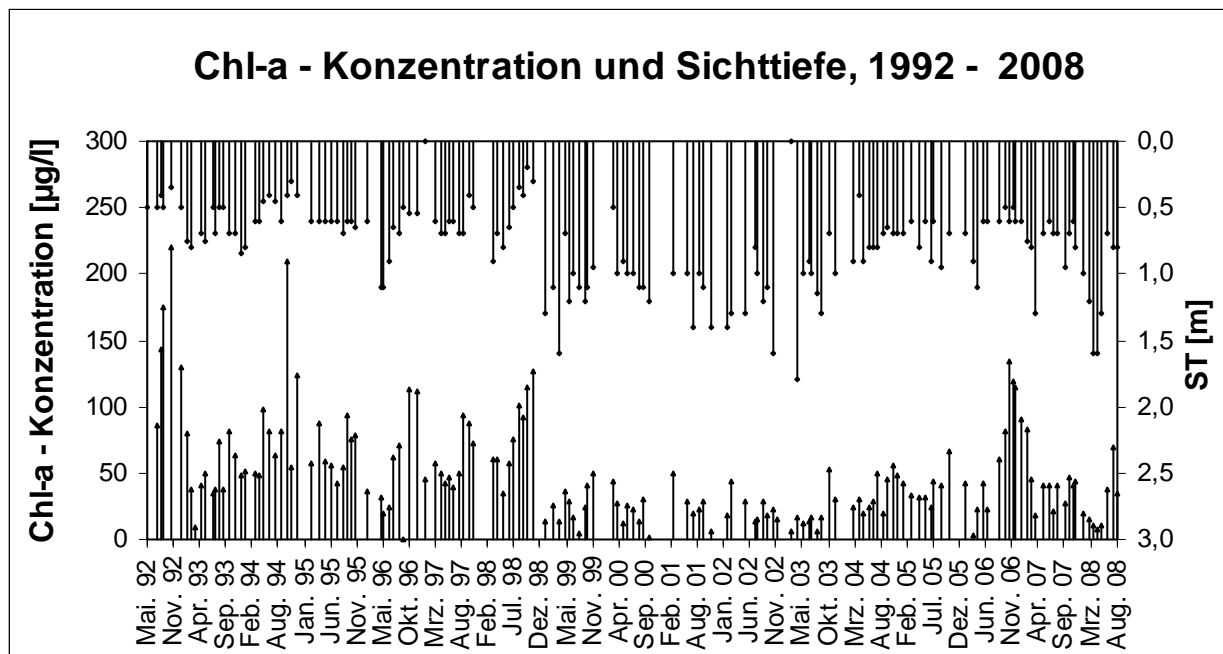


Abb. 2: Chl-a-Konzentration und Sichttiefe im Großen Seddiner See von 1992 bis 2008.

Die Phytoplanktonbiovolumina schwankten in den Jahren 1992-1997 vornehmlich zwischen 10 und 20 $\mu\text{g/L}$ (Arp & Henker 1998). Von 2005-2008 lagen die Biovolumina in der gleichen Größenordnung (Jahresmittel 10,4-12,9 mm^3/L). Ein Trend wurde auch hier nicht beobachtet. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurde das artenarme Phytoplankton von wenigen trichalen Blaualgenarten dominiert. Sie bildeten meist >90% des Biovolumens (Abb. 3). Arp & Henker (1998) beobachteten vor allem *Limnothrix* spp., weniger häufig waren *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon* spp. und *Cylindrospermopsis* spec. Nur im Frühjahr und Winter bildeten Cryptophyceen und Bacillariophyceen größere Anteile am Biovolumen. Im Zeitraum 2005-2008 war die Artstruktur sehr ähnlich. Besonders häufig waren *Limnothrix redekei* und *Pseudanabaena limnetica*. Als Begleitarten traten *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon gracile*, *Cylindrospermopsis raciborskii* sowie Arten anderer Algengruppen (Bacillariophyceen, Cryptophyceen, Dinophyceen) auf. Ausgeprägte jahreszeitliche Sukzessionen wurden nicht beobachtet.

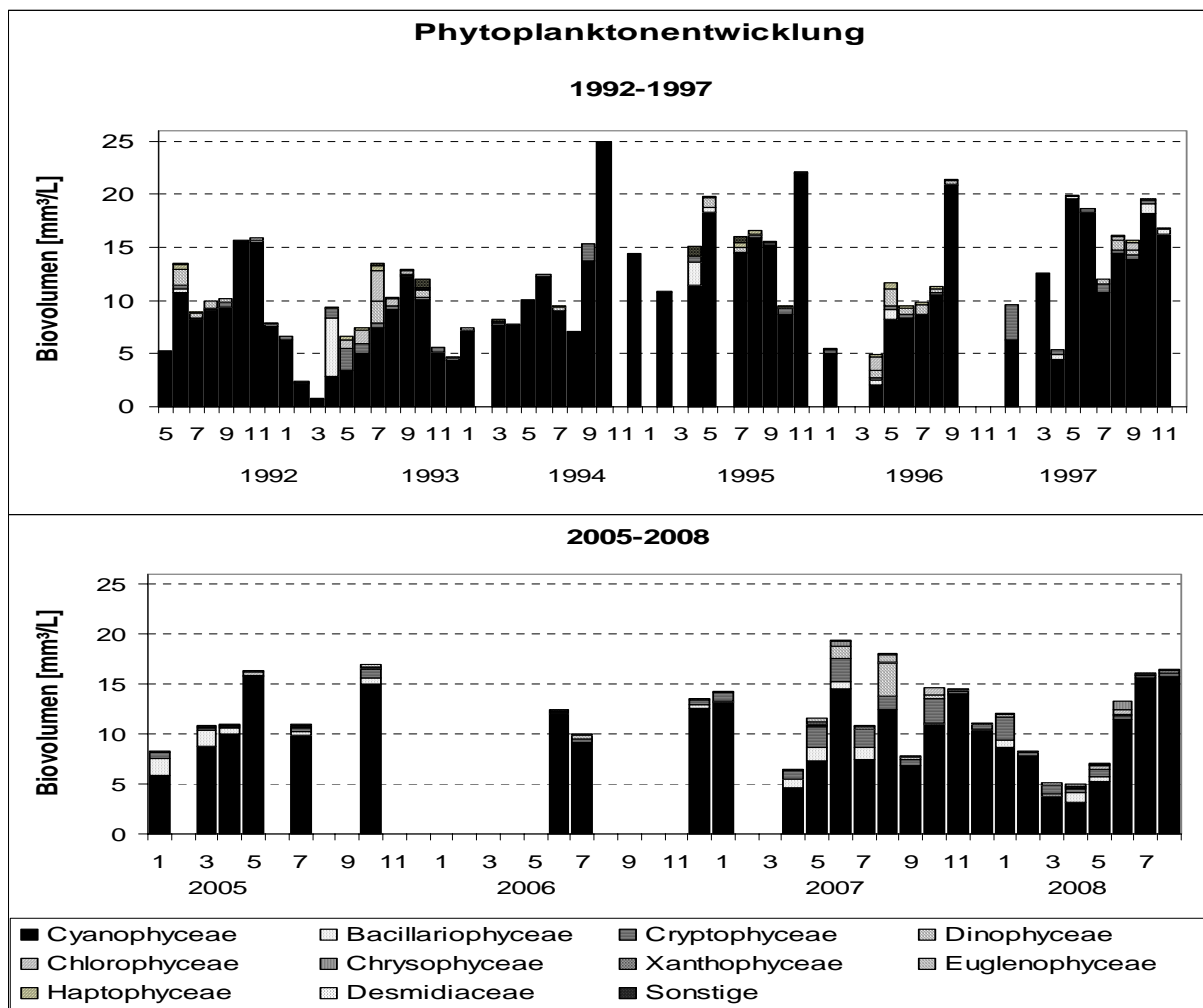


Abb. 3: Phytoplanktonentwicklung im Großen Seddiner See in den Zeiträumen 1992 bis 1997 (nach Arp und Henker 1998) und 2005 bis 2008. Dargestellt sind die Biovolumina der Phytoplanktongroßgruppen pro Monat und Jahr.

Diskussion

Chorus (1995) beobachtete im Schlachtensee und in der Krummen Lake eine sprunghafte Abnahme der Phytoplanktondichte und insbesondere einen Rückgang der Blaualgen bei einer Konzentration zwischen 60 und 40 $\mu\text{g/L}$ TP. Klein (1989) gibt einen Schwellenwert von 30-40 $\mu\text{g/L}$ TP an. Obwohl im Gr. Seddiner See die Schwelle von 40 $\mu\text{g/L}$ seit März 2007 deutlich unterschritten wurde und im Mittel sogar unter 30 $\mu\text{g/L}$ liegt, wurde keine deutliche Abnahme des Phytoplanktonbiovolumen oder eine Änderung der Artstruktur beobachtet. Nach Chorus (1995) sind die Phosphataufnahmeraten der Algen erst begrenzt, wenn die Konzentration des SRP im Sommer 1 $\mu\text{g/L}$ unterschreitet. Sas (1989) spricht von einer P-Limitation wenn der durchschnittliche SRP < 10 $\mu\text{g/L}$ ist. Beides ist spätestens seit 2008 im Gr. Seddiner See der Fall. Ein Auffüllen der P-Vorräte der Algen über Grund kann weitestgehend ausgeschlossen werden, da an der Sedimentoberfläche keine P-Rücklösung mehr erfolgt (Gonsiorczyk 2008), zudem hätte sich dies in einer höheren TP-Konzentration des Sees widerspiegelt. Besondere ökophysiologische Eigenschaften der dominierenden Blaualgentaxa (*Limnithrix redekei*, *Pseudanabaena limnetica*), wie z. B. Adaptation an Schwachlicht, Wachstum bei niedrigen Temperaturen und bedingte Fraßresistenz gegenüber

Zooplanktern, ermöglichen es ihnen, sich gegenüber anderen Algengruppen und Makrophyten durchzusetzen und diese langfristig zu dominieren. Durch die Speicherung von Polyphosphat sind Wachstum und P-Aufnahme vieler Blaualgentaxa voneinander entkoppelt, sodass sie auch bei kurzzeitigem P-Mangel wachsen können (Bolier et al. 1992), jedoch nicht mit lang anhaltender Limitation zurechtkommen. Es bleibt die Frage, warum die Blaualgen im Gr. Seddiner See bisher nicht auf die TP-Absenkung reagiert haben. Möglicherweise haben sich die dominanten Arten aufgrund der schrittweise erfolgte P-Absenkung genetisch an die neuen Bedingungen angepasst. Eine Erhöhung des C:P-Verhältnisses in den Zellen sowie die Absenkung der Aufnahmeraten und somit die Erhöhung der Aufnahmeeffizienzen sind denkbar. Nach Sas (1989) und Chorus (1995) soll der Schwellenwert der TP-Konzentration, bei welchem mit einem Rückgang der Blaualgendominanz zu rechnen ist, in Flachseen höher sein als in tiefen Seen. Das Fallbeispiel Gr. Seddiner See steht hierzu im Widerspruch. Von *L. redekei* ist bekannt, dass sie niedrigere TP-Konzentrationen toleriert als *Planktothrix agardhii* (Rücker et al. 1997). Es ist denkbar, dass *L. redekei* und *P. limnetica* bei wesentlich niedrigeren TP-Konzentrationen wachsen können als die meisten anderen in Massen auftretenden planktischen Blaualgentaxa. In der Alten Donau ist durch TP-Absenkung auf 27 µg/L in Verbindung mit Biomanipulation eine Verschiebung von trichalen Blaualgen (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *L. redekei*) zu Diatomeen und coccalen Grünalgen sowie eine Reduktion des Biovolums gelungen (Donabaum et al. 1999). Viele Studien zeigen, dass eine Kombination aus mehreren Maßnahmen erfolgsversprechender ist als eine Einzelmaßnahme (Donabaum et al. 1999, Jeppesen et al. 2007). Eine weitere Reduktion des TP im Gr. Seddiner See evtl. in Kombination mit einer Biomanipulation ist in Planung, um das Restaurationsziel zu erreichen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Durch Eutrophierungsprozesse hat sich der ursprünglich schwach eutrophe von Makrophyten dominierte Gr. Seddiner See in ein hocheutrophes bis polytrophes, von Blaualgen getrübtetes Gewässer umgewandelt. Durch Fällung mit PAC konnte die TP-Konzentration in einen Bereich gebracht werden, der für mesotrophe bis schwach eutrophe ungeschichtete Seen typisch ist. Das Phytoplankton reagierte bisher jedoch nicht darauf. Nach wie vor dominieren trichale Blaualgen das Phytoplankton. Es wird vermutet, dass die dominierenden Arten (*Limnothrix redekei*, *Pseudanabaena limnetica*) niedrigere TP-Konzentrationen tolerieren können als die meisten anderen in Massen auftretenden Blaualgentaxa oder sich aufgrund der schrittweise erfolgten TP-Absenkung an die niedrigeren Konzentrationen adaptieren konnten. Weitere Fällkampagnen evtl. in Verbindung mit einer Biomanipulation sind geplant, um den Gr. Seddiner See wieder in den Zustand eines von Makrophyten dominierten Klarwassersees zu bringen.

Danksagung

Diese Untersuchung fand im Rahmen des Projektes Restauration der Seddiner Seenkette statt, das vom Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH durchgeführt wird. Gefördert wird das Projekt durch das Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg und die Gemeinde Seddiner See.

Literatur

- Arp, W. & H. Henker (1998): Phyto- und Zooplanktonstruktur des Großen Seddiner Sees. Studien und Arbeitsberichte aus dem Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH 7: 45-66.
- Bolier, G., M. C. J. De Koningh, J. C. Schmale & M. Donze (1992): Differential luxury phosphate response of planktonic algae to phosphorus removal. *Hydrobiologia* 243/244: 113-118.
- Chorus, I. (1995): Müssen in der Seesanieung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? *Limnologie aktuell* 8: 21-28.
- Donabaum, K., M. Schagerl & M. T. Dokulil (1999): Integrated management to restore macrophyte domination. *Hydrobiologia* 395/396: 87-97.
- Gonsiorczyk, T. (2008): Sedimentbeschaffenheit und Nährstoffrücklösung im Seddiner See nach der Phosphatfällung mit Aluminiumchlorid. Bericht IaG, 25 S.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen & J. P. Jensen (2007): Shallow lake restoration by nutrient loading reduction-some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239-252.
- Knösche, R. (1998): Fischökologisches Gutachten zum Großen Seddiner See. Studien und Arbeitsberichte aus dem Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH 7: 95-122.
- Mietz, O. (1991): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses morphometrischer und topographischer Parameter auf den Chlorophyll-a-Gehalt. Diss., Berlin, 128 S.
- Rücker, J., C. Wiedner & P. Zippel (1997): Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 107-115.
- Sas, H. (1989): Lake Restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations/coordination. Academia Verlag Richarz, St. Augustin. 497 S.
- Vietinghoff, H. (1998): Gr. Seddiner See - Hydrographisch-limnologische Verhältnisse. Studien und Arbeitsberichte aus dem Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH 7: 1-24.

DENEKE, R.: Verstärkte Ausbreitung parasitischer Ellobiopsiden (Dinoflagellata) auf Copepoden – Erste Funde in Deutschland

GROSSART, H.-P., C. DZIALLAS & K. TANG: Effekte von Futter und Umwelt auf die bakterielle Diversität von Zooplankton

HÜLSMANN, ST., K. RINKE & W. M. MOOIJ: Konkurrenz im Zooplankton: Einfluss größenselektiver Prädation und Räuber-induzierter Änderungen der life history

MAIER, G & H.-B. STICH: Wie genau ist genau? Biomassenberechnung beim Zooplankton

STICH, H. B. & G. MAIER: Catch as catch can –die Fangeffizienz von Netzen unterschiedlicher Geometrie und Maschenweite

Verstärkte Ausbreitung parasitischer Ellobiopsiden (Dinoflagellata) auf Copepoden – Erste Funde in Deutschland

Rainer Deneke

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow email: info@zooplankton.eu

Keywords: Zooplankton, Parasitismus, TLA, Neobiota, Ellobiopsidae

“Tumor-ähnliche Abnormalitäten” (TLA) oder Ellobiopsiden ?

Das massive Auftreten von „tumor-ähnlichen Abnormalitäten“ (TLA) oder Vorwölbungen unterschiedlicher Form (rund, schlauchförmig) auf limnischen Copepoden war Gegenstand von Untersuchungen in den USA (Jude et al. 2002) und Italien (Manca et al. 2004). Trotz weiterhin vieler offener Fragen wird davon ausgegangen, dass es sich bei den TLA's um Infektionsstadien parasitischer Protisten, nämlich der bisher kaum untersuchten Ellobiopsiden handelt. Über diese Gruppe, den Infektionsverlauf sowie die Auswirkungen auf die Zooplankton-Entwicklung insgesamt ist nur wenig bzw. gar nichts bekannt. In dieser Untersuchung wird erstmals die Verbreitung von Ellobiopsiden auf Copepoden in Deutschland beschrieben.

Was sind Ellobiopsidae ?

Die Familie der Ellobiopsidae wurde von Coutière (1911) als parasitische chlorophylllose Dinoflagellaten konstituiert. Der Grund dafür war die Ähnlichkeit der Zoosporen von *Thalassomyces marsupii* mit parasitischen Peridineen. Diese Verwandtschaftsbeziehung ist aber noch umstritten.

...und wo kommen sie her?

Zuerst wurden Ellobiopsiden 1896 von Scott als Parasiten auf marinen Calanoiden beschrieben. Bis 1981 gab es weltweit nur Funde im marinen Bereich. Dann wurden zuerst in Süd-Afrika (Lake Midmar, Rayner 1981), später im Lago Maggiore (Manca et al 2004) und in den USA (Lake Michigan, u.a. Jude et al. 2002) auch im Süßwasser Vorkommen gemeldet. Es stellte sich später heraus, dass die sogenannten tumor-ähnlichen Veränderungen, die das infektiöse Stadium der Ellobiopsiden darstellen bzw. die von ihnen induziert werden, schon 1863 im Lake Superior (USA) auftraten, aber vorher nicht entdeckt worden waren.

Material und Methoden

Im Rahmen des ökologischen Gewässermonitorings wurden im Auftrag verschiedener Landesämter sowie der Forschungsstation der BTU Cottbus in Bad Saarow quantitative Zooplanktonanalysen von Proben aus Seen in Schleswig-Holstein, Berlin, Brandenburg und Sachsen durchgeführt. Die untersuchten Seen umfassen ein breites Spektrum verschiedener Seentypen – vom Strandsee bis zum Tagebausee – und unterschiedlicher Trophiestufen – von oligotroph bis polytroph. Die Probe-

nahmen wurden in monatlichem Abstand überwiegend im Zeitraum März/April bis September/Okttober von den Institutionen vorgenommen bzw. beauftragt. Es wurden Schöpfer oder Netze mit Maschenweiten von 41 bzw. 55 µm verwendet. Alle Untersuchungen umfassten das Metazooplankton (Rotatorien und Crustaceen) und wurden an formolfixierten Tieren durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Funde in Deutschland und Anmerkungen zur Ökologie

Ellobiopsiden wurden bisher weitgehend übersehen und scheinen viel weiter in Deutschland verbreitet zu sein als erwartet. Im Untersuchungsgebiet (Abb. 1) wurden in 18 von über 60 Seen (ca. 30%) Infektionen mit Ellobiopsiden anhand der typischen schlauchartigen, tumor-ähnlichen Strukturen (Abb. 2) nachgewiesen.

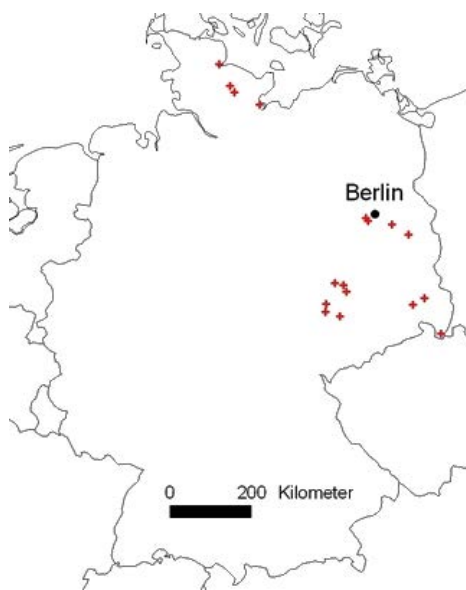


Abb. 1: Fundorte von Copepoden mit Befall durch parasitische Ellobiopsiden in Nord- und Ostdeutschland.

Die Fundorte verteilen sich auf das gesamte Untersuchungsgebiet in Nord- und Ostdeutschland. Es ist weder eine regionale Präferenz noch eine klare Beziehung zu einem speziellen Seetyp zu erkennen. Es waren fast ausschließlich Crustaceen aus der Klasse der Copepoda (Calanoida und Cyclopoida) befallen. Nur in seltenen Ausnahmefällen waren Rotatorien betroffen. Die Infektionsraten waren mit nur wenigen Ausnahmen sehr gering (einzelne Tiere). In Übereinstimmung mit Literaturangaben (Manca et al. 2004) scheinen Infektionen besonders im Winter und Frühjahr gehäuft aufzutreten, wenn Copepoden das Metazooplankton dominieren. Gerade im Winter werden allerdings keine Probenahmen im Rahmen des behördlichen Gewässermonitorings durchgeführt, so dass nur Daten aus dem Scharmützelseegebiet (Forschungsstation Bad Saarow der BTU Cottbus) vorliegen.

Dieser Untersuchung liegen ausschließlich formolfixierte Proben zu Grunde, so dass über die Vitalität befallener lebender Tiere oder den Infektionsverlauf noch keine Aussagen gemacht werden können.

Da der Beginn der Ausbreitung im Untersuchungsgebiet unbekannt ist, kann auch noch nicht abgeschätzt werden, ob die Verbreitung der Ellobiopsiden mit den globalen Klimaveränderungen in einem Zusammenhang steht. Das früheste Auftreten im Scharmützelsee (Brandenburg) kann bisher auf 1997 datiert werden.

Viele Fragen zur Taxonomie, Ökologie, Verbreitung und insbesondere zum Gefährdungspotential für die pelagischen Zönosen sind noch weiterhin ungeklärt. Unzweifelhaft wird aber die Verbreitung von Ellobiopsiden und damit auch ihr schädigender Einfluss unterschätzt. Gelegentlich in einzelnen Seen auftretende hohe Infektionsraten machen gemäß dem Vorsorgeprinzip unbedingt weitere Untersuchungen erforderlich.

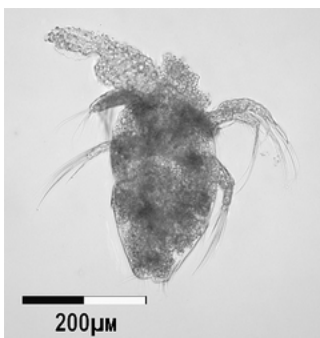
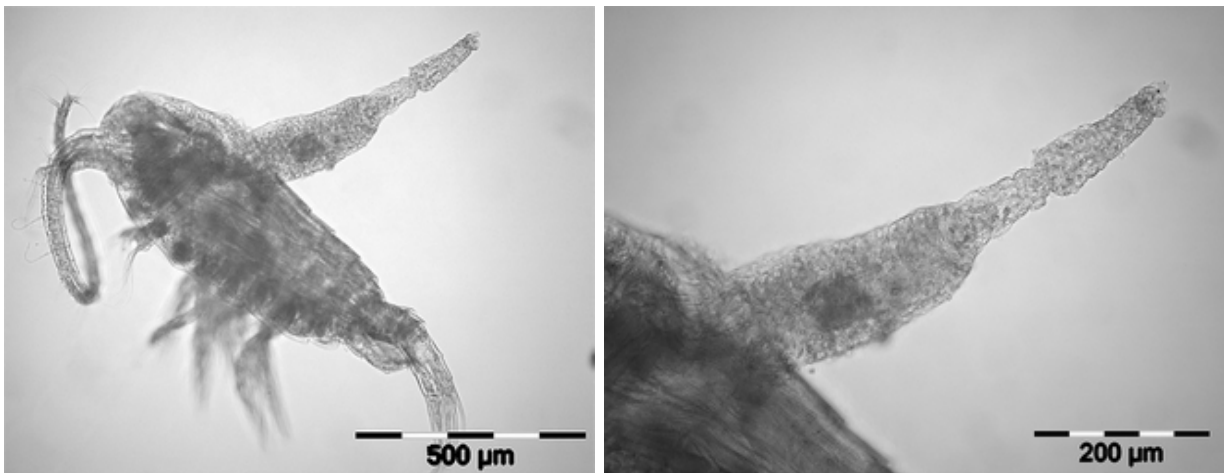


Abb. 2: Mit Ellobiopsiden infizierte Copepoden. Oben links: Juveniles Copepodid-Entwicklungsstadium von Eudiaptomus sp. (Calanoida) oben rechts: Ausschnittsvergrößerung der linken Abbildung. Links: Juveniles Nauplius-Stadium eines cyclopoiden Copepoden.

Ausblick

Um ein Bild von der wahren Verbreitung der Ellobiopsiden zu bekommen, will ich die Fundorte sammeln und ab Mai 2009 unter www.ellobiopsidae.eu im Internet veröffentlichen. Bitte melden Sie mir Ihre Beobachtungen.

Danksagung

Dieser Untersuchung liegen Daten zu Grunde, die im Rahmen von Aufträgen des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU), der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (SenStadt Berlin), der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (SBUL) sowie des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU Cottbus erhoben wurden. Für die gute Zusammenarbeit bedanke ich mich herzlich bei Frau Dr. Mandy Bahnwart (LANU), Frau Antje Köhler (SenStadt Berlin), Herrn Sebastian Bernhard (SBUL) sowie bei Frau Prof. Dr. Brigitte Nixdorf (BTU Cottbus).

Literatur

- Coutiere. H. (1911): Sur les Ellobiopsis des crevettes bathypelagiques. CR Acad. Sci. Paris, 152, 409 -411.
- Jude D.J., Omair, M., Rediske, R., Naylor, B., Beals, Th., Bellon, S. (2002): An investigation of herniations in Great Lakes Zooplankton. Report Michigan Great Lakes Protection Fund June.
- Manca, M., Carnovale, A., Alemani, P. (2004): Exotropic protrusions in zooplanktonic copepods of a large, deep subalpine lake, Lago Maggiore, in northern Italy. J. Plankton Research 11/26: 1257-1263.
- Rayner, N.A., King, E.M. (1986): 1st record of a fresh-water calanoid Tropodiatomus-spectabilis (Kiefer, 1929) (Crustacea, Copepoda) as host of an ellobiopsid parasite. J. Plankton Research 8: 837-840.

Effekte von Futter und Umwelt auf die bakterielle Diversität von Zooplankton

Hans-Peter Grossart¹, Claudia Dziallas¹ & Kam Tang²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Alte Fischerhütte 2 (OT Neuglobsow), 16775 Stechlin, hgrossart@igb-berlin.de, dziallas@igb-berlin.de

² Virginia Institute of Marine Sciences, P.O. Box 1346, 1208 Greate Road, Gloucester Point, VA 23062, USA, kamtang@vims.edu

Keywords: Zooplankton, Copepoden, Daphnia, Bakterien, Bakterielle Diversität, DGGE

Einleitung

Bakterien können Zooplankton entweder direkt durch Anheftung an den Zooplanktonkörper (Nagasaki & Nemoto 1988, Carman & Dobbs, 1997) oder indirekt durch Ingestion in den Zooplanktondarm nach Anheftung an Phytoplankton und an andere Futterpartikel (Tang 2005) besiedeln. Daher besteht ein ständiger Austausch zwischen Bakterien des Zooplanktons und des umgebenden Wassers. Jedoch scheinen die unterschiedlichen physikalisch-chemischen Bedingungen der unterschiedlichen Mikrohabitate, für spezifische Bakterien zu selektieren (Hansen & Bech, 1996). So begünstigt das anoxische Milieu im Zooplanktondarm und in den Fecal Pellets strikte Anaerobier, die sonst nicht im sauerstoffhaltigen Umgebungswasser überleben könnten (Braun et al. 1999). Zooplankter können daher als diverse und aktive „Hotspots“ betrachtet werden, die sich deutlich vom Umgebungswasser abheben.

Da die Bakteriengemeinschaft (BCC: bacterial community composition) und die Nahrungsumgebung sehr stark zwischen Seen variieren kann, können Zooplankter -sogar der gleichen Art- in unterschiedlicher Umgebung sehr verschiedene angeheftete Bakterien besitzen. Um dieses Phänomen besser zu verstehen, haben wir die BCC von Zooplankton des oligotrophen Stechlinsees (53°09'03 N, 18 13°01'40 E) und des eutrophen Dagowsees (53°09'01 N, 13°03'60 E) in Nordostdeutschland miteinander verglichen. Um weitere Effekte von Umweltvariablen auf die BCC zu testen, haben wir Experimente durchgeführt, in denen wir das Zooplankton vom ursprünglichen See in den jeweils anderen See überführt haben.

Material und Methoden

Feldexperiment I

Der Stechlin- (LS) und Dagowsee (LD) sind zwar durch einen kleinen Kanal miteinander verbunden, unterscheiden sich jedoch deutlich in ihrem trophischen Status: LS ist oligotroph wohingegen LD eutroph ist. Daher unterscheidet sich auch die BCC der beiden Seen deutlich voneinander (M.

Allgaier and H.-P. Grossart, unpubl. Daten). Feldexperiment I wurde zwischen dem 6. und 8. August 2007 durchgeführt.

Individuen gleicher Größe der Cladocere *Bosmina coregoni* aus dem LS und LD wurden vorsichtig mit sterilem Seewasser gewaschen, in 73 ml-Gläser mit einem 44 µm Machennetz eingesetzt (15 Tiere pro Container und 6 Replikate je See) und auf 3 m Tiefe im Ursprungssee bzw. dem fremden See inkubiert. Die Oberflächentemperatur in beiden Seen betrug $21 \pm 1^\circ\text{C}$. Lebende *Bosmina coregoni* aus dem oligotrophen LS wurden in 2 Fraktionen aufgeteilt: a) 15 Tiere (Triplikate) wurden sorgfältig mit sterilem Seewasser gespült und sofort für die spätere molekularbiologische Charakterisierung der Bakterien eingefroren, b) 15 Tiere (Triplikate) wurden nach 7 Stunden Inkubation in 73 ml 0.2 µm-vorfiltriertes Wasser eingefroren. Diese Tiere hatten ihren Darm entleert („empty gut“). Parallel dazu wurden 150 ml LS Wasser (3 m) auf 0.2 µm Nuclepore-Membranen filtriert, um die BCC im Umgebungswasser zu analysieren. Zum Vergleich analysierten wir zusätzlich die ursprüngliche BCC im Umgebungswasser und von *Bosmina coregoni* aus dem eutrophen LD (15 Tiere, Triplikate). Sowohl Tiere mit Darminhalt („full gut“) als auch ohne Darminhalt („empty gut“) wurden untersucht.

Nach 2 Tagen Inkubation wurden die Tiere aus den Seen gesammelt und wiederum direkt eingefroren („full gut“) bzw. für 7 Stunden in 0.2 µm-vorfiltriertem Seewasser vor dem Einfrieren inkubiert („empty gut“).

Feldexperiment II

In Feldexperiment II führten wir zwischen dem 10. und 12. August 2007 ein Kreuztransplantationsexperiment mit dem cyclopoiden Copepoden *Thermocyclops oithonoides* zwischen im LS und im LD durch. Lebende Tiere ähnlicher Größe wurden aussortiert und inkubiert. Probenentnahme und Inkubation der Tiere erfolgte entsprechend Feldexperiment I.

Molekularbiologische Analyse

Die Bakterienzusammensetzung (BCC) wurde mittels der denaturierenden Gradienten Gelelektrophorese (DGGE) und der Amplifizierung von 16S rRNA Genen durchgeführt (Tang et al. 2006). Die Clusteranalyse der DGGE Bandenmuster wurde mit der Software GelCompare II, Version 3.5 (Applied Maths) mittels einer „presence-absence“ Matrix der Banden und UPGMA (unweighted pair group method mit arithmetischen Mitteln) durchgeführt.

Die DNA der einzelnen DGGE Banden wurde re-amplifiziert, auf Agarose Gelen getestet und mit dem QIAquick PCR purification kit (Qiagen) aufgereinigt, um mittels des BigDye Terminator v3.1 cycle sequencing kit (Applied Biosystems), den IRDye800-markierten Primern 341f und 907r und einem ABI Prism 3100-Avant genetic analyser (Applied Biosystems) zu sequenzieren. Die erhaltenen Sequenzen wurden mit Referenzorganismen aus BLAST (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/blast>) verglichen und als identisch behandelt, wenn sie eine Übereinstimmung von mehr als 99% besaßen. Der taxonomische Browser des NCBI Servers wurde verwendet, um die phylogenetische Verwandtschaft zu bestimmen. Phylogentische Stammbäume wurden mit der Software ARB (www.arb-home.de) erstellt. Nur Sequenzen mit mehr als 1400 Nukleotiden und ein 50% base frequency Filter wurden verwendet, um möglichst robuste Kalkulationen zu erhalten. Phylogenetische Analysen wurden mit dem Maximum-Likelihood Algorithmus unter Verwendung des fastDNAmI Programms von ARB durchgeführt und mit Bäumen, die mit Neighbour Joining und Maximum Parsimony Algorithmen berechnet wurden, verglichen (Allgaier & Grossart 2006).

Ergebnisse & Diskussion

In Feldexperiment I scheint *Bosmina coregoni*, ähnliche Bakteriengemeinschaften nach 2 Tagen Inkubation im Ursprungssee und im fremden See aufzuweisen, unabhängig ob die Tiere ihren Darm entleert hatten oder nicht (Abb. 1). Dies lässt vermuten, dass *Bosmina coregoni* eine recht spezifische BCC besitzt, die nur wenig vom Futter und der Umgebung beeinflusst wird. Alle dominanten DGGE Banden waren in nahezu allen Versuchsansätzen vertreten und gehören zu dem Genus *Porphyrobacter* der *Alphaproteobacteria* (3 dominante Banden) und zum Genus *Hydrogenophaga* der *Betaproteobacteria* (1 dominante Bande). Das Genus *Porphyrobacter* wird typischerweise in Süßwasserhabitaten gefunden und produziert Bakteriochlorophyll *a* ähnlich wie die Gruppe der *Rhodobacteriaceae* in marinen Habitaten. Obwohl diese Gruppe noch nicht auf Zooplankton Körpern nachgewiesen wurde, so ist doch ihre chitinolytische Aktivität bemerkenswert, die eine gute Anpassung für ein Leben auf Zooplanktonkörpern und Exuvien darstellt. Das Genus *Hydrogenophaga* kommt in Süßwasser, Schlamm, Belebtschlamm und im Boden vor. Einige Vertreter dieser Gruppe können eine Vielzahl polymerer Substanzen abbauen. Nach unserer Kenntnis ist dies der erste Bericht, der eine enge Assoziation zwischen der *Hydrogenophaga* Gruppe und lebendem Zooplankton nachweist. Darüber hinaus wurden auch einige pathogene Bakterien, z.B. aus der *Aeromonas* Gruppe der *Gammaproteobacteria* gefunden.

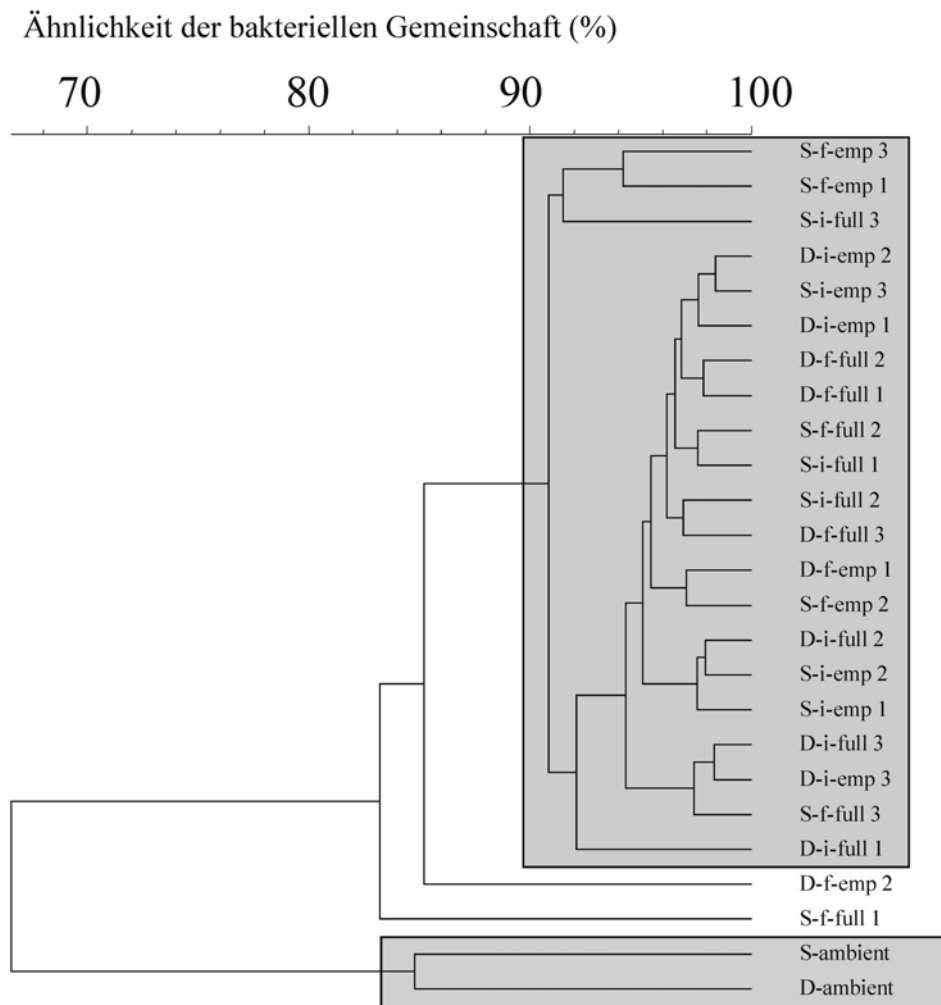


Abb. 1: Cluster Analyse der DGGE Bandenmuster von Bakterien auf *Bosmina coregoni*, die im Stechlinsee und Dagowsee inkubiert wurden. D = Dagowsee; S = Stechlinsee; i = Beginn; f = Ende; full = voller Darm; emp = leerer Darm; ambient = Epilimnion Seewasser.

Diese Ergebnisse führten uns zu der Hypothese, dass Bakterien im oligotrophen LS stärker an Zooplankton anheften als im eutropheren LD. Diese Hypothese haben wir in Feldexperiment II getestet.

In Feldexperiment II zeigten *Thermocyclops oithonoides* aus dem eutrophen LD eine sehr diverse BCC, wenn sie im LD oder LS inkubiert wurden (Abb. 2). Jedoch nahm die bakterielle Diversität sehr stark ab, wenn die Tiere ihren Darm entleert hatten. Dies deutet daraufhin, dass Futter eine wichtige Quelle und einen Vektor für die bakterielle Besiedlung von *T. oithonoides* (z.B. für *Neisseriaceae* oder *Microbacteriaceae*) darstellen. Die meisten Bakterien scheinen, transient zu sein, und nur wenige spezifische Bakterien verbleiben nach der Darmentleerung. Diese Beobachtungen stehen in deutlichem Widerspruch zu denen aus Feldexperiment I.

Ähnlichkeit der bakteriellen Gemeinschaft (%)

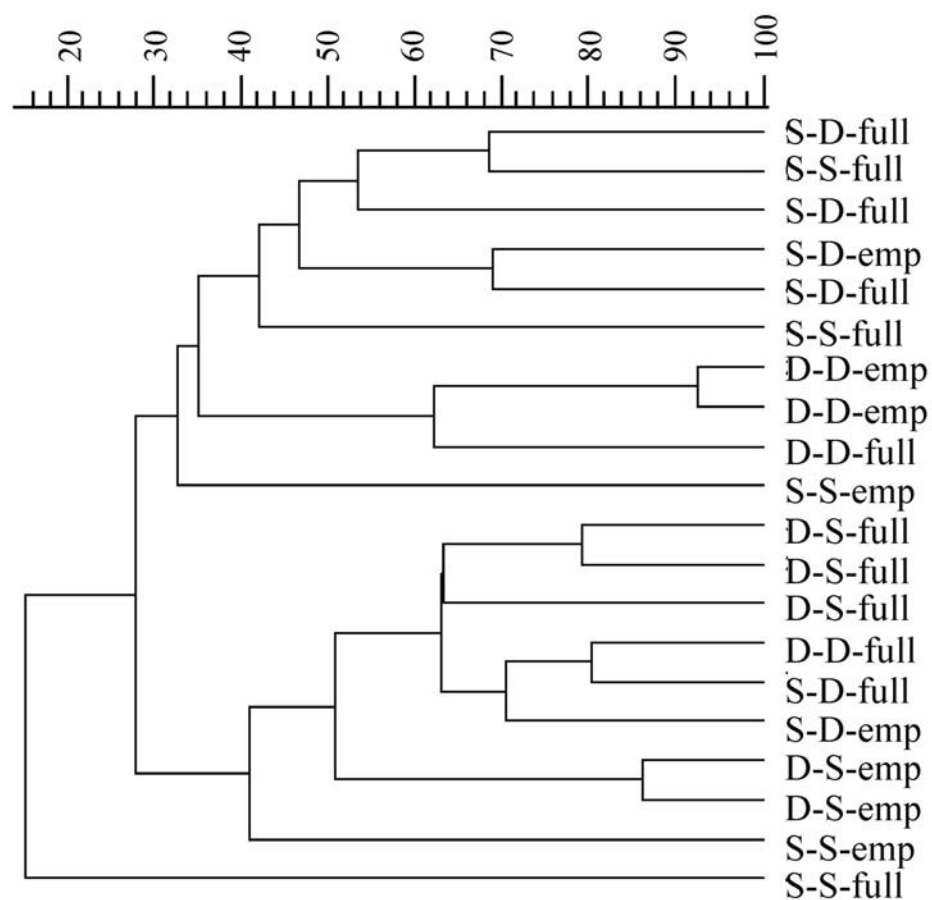


Abb. 2: Cluster Analyse der DGGE Bandenmuster von Bakterien auf *Thermocyclops oithonoides*, die im Stechlinsee und Dagowsee inkubiert wurden. D = Dagowsee; S = Stechlinsee; full = voller Darm; emp = leerer Darm; ambient = Epilimnion Seewasser.

Microbacteriaceae werden häufig auf Phytoplankton von LS und LD gefunden (C. Dziallas, unpub. Ergeb.). Das *Betaproteobacterium* nahe verwandt mit *Incertae sedis* 5 und *Firmicutes* nahe verwandt zu den *Bacillaceae* waren in allen Proben von *T. oithonoides*. Dies deutet auf eine enge Assoziation dieser Bakteriengruppen mit den Copepoden hin. BCC, die nach der Darmentleerung übrig blieben, waren jedoch sehr verschieden und hatten im LS und LD eine Ähnlichkeit von nur

28% (Abb. 2). Die bakterielle Diversität auf *T. oithonoides* im LS blieb jedoch auch nach der Darmentleerung hoch.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Bakteriengemeinschaften der Cladocere *B. coregoni* sind deutlich weniger divers als die des cyclopoiden Copepoden *T. oithonoides*. Während die Bakteriengemeinschaft von *B. coregoni* nur wenig mit dem Futter und der Umwelt variierte, wurde sie auf *T. oithonoides* sehr stark vom Futter als auch von der Umwelt beeinflusst. Unsere Beobachtungen deuten darauf hin, dass -entsprechend unserer Hypothese- Bakterien aus dem oligotrophen LS stärker an *T. oithonoides* angeheftet sind als solche aus dem eutrophen LD. Frühere Studien zur bakteriellen Besiedlung von Zooplankton haben sich hauptsächlich mit potentiell pathogenen Bakterien beschäftigt. Auf *B. coregoni* und *T. oithonoides* haben wir ebenfalls potentiell pathogene Bakterien gefunden, z.B. Bakterien aus der *Aeromonas* Gruppe. Bakterien aus der Familie der *Neisseriaceae*, z.B. *Chromobacterium* sind als Pathogene in Kliniken bekannt. Diese Beobachtungen zeigen, dass Süßwasserzooplankton wichtige Mikrohabitate für potentiell pathogene Bakterien darstellen, die eine rasche Ausbreitung und die Ausbildung stabiler Populationen dieser Bakterien ermöglichen.

Literatur

- Allgaier, M., Grossart, H.-P. (2006): Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria populations in four lakes in northeastern Germany. *Applied Environmental Microbiology* 72: 3489-3497.
- Braun, S.T., Proctor, L. M., Zani, S., Mellon, M. T., Zehr J.P. (1999): Molecular evidence for zooplankton-associated nitrogen-fixing anaerobes based on amplification of the *nifH* gene. *FEMS Microbiol Ecol* 28: 273-279.
- Carman, K.R., and Dobbs, F.C. (1997): Epibiotic microorganisms on copepods and other marine crustaceans. *Microsc Res Tech* 37: 116-135.
- Hansen, B., and Bech, G. (1996): Bacteria associated with a marine planktonic copepod in culture. I. Bacterial genera in seawater, body surface, intestines and fecal pellets and succession during fecal pellet degradation. *J Plankton Res* 18: 257-273.
- Nagasawa, S., and Nemoto, T. (1988) Presence of bacteria in guts of marine crustaceans and on their fecal pellets. *J Plankton Res* 10: 559-564.
- Tang, K.W. (2005): Copepods as microbial hotspots in the ocean: effects of host feeding activities on attached bacteria. *Aquatic Microbial Ecology* 38: 31-40.
- Tang, K.W., Hutalle, K.M.L., and Grossart, H.P. (2006): Microbial abundance, composition and enzymatic activity during decomposition of copepod carcasses. *Aquatic Microbial Ecology* 45: 219-227.

Konkurrenz im Zooplankton: Einfluss größenselektiver Prädation und Räuber-induzierter Änderungen der life history

Stephan Hülsmann¹, Karsten Rinke² & Wolf M. Mooij³

¹Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, stephan.huelsmann@tu-dresden.de

²Limnologisches Institut, Universität Konstanz, ³Netherlands Institute of Ecology, Centre for Limnology, Nieuwersluis, Niederlande

Keywords: Standgewässer, *Daphnia*, Fische, Dominanz, size-efficiency, phänotypische Plastizität

Einleitung

Das Zusammenwirken von Prädation und Konkurrenz im Hinblick auf die Größenstruktur des Zooplanktons wird üblicherweise über die „size efficiency Hypothese“ (SEH) erklärt (Brooks & Dodson 1965). Sie besagt, dass größere Arten bessere Konkurrenten um Ressourcen sind und in Abwesenheit von Räubern die Zooplanktongemeinschaft dominieren. Bei Anwesenheit größenselektiver Räuber (Fische) werden dagegen die großen Arten dezimiert, kleine Arten werden dominant. Während der Einfluss größenselektiver Prädation auf die Struktur von Zooplanktongemeinschaften relativ unstrittig ist (z.B. Gliwicz & Pijanowska 1989), ist der in der SEH postulierte positive Zusammenhang zwischen der Körpergröße und der Konkurrenzstärke nach wie vor umstritten (Gliwicz 1990; Tessier et al. 2000). Experimentelle Ansätze zur Testung der SEH erwiesen sich generell als problematisch (z.B. Dodson 1974; Gliwicz & Lampert 1993). Bisherige Modellansätze machten ebenfalls teils unrealistische Annahmen (z.B. Gerritsen 1984; Cushing 1992). Konkurrenzstärke ist durch das Konzept der Schwellenwerte der Nahrungskonzentration gut zu beschreiben. Auf der Ebene der Population sollte diejenige Art konkurrenzstärker sein, die den niedrigeren Schwellenwert aufweist, bei dem sich Populationswachstum und -Mortalität in Balance befinden. Bei Cladoceren wurde die Anwendbarkeit dieses Konzepts für die Interaktion zwischen *D. pulicaria* und *D. galeata* empirisch belegt (Kreutzer & Lampert 1999). In diesem gut untersuchten Beispiel ist die größere Art, *D. pulicaria*, tatsächlich der bessere Konkurrent um Futter, die SEH wird durch diese Befunde unterstützt. Allerdings erlaubt das Versuchsdesign keine Berücksichtigung des Faktors Prädation.

Größenstrukturierte Populationsmodelle auf der Basis von „dynamic energy budgets“ (DEB) sollten prinzipiell geeignet sein, um die Interaktion zwischen Prädation und Konkurrenz zu beschreiben. Wir benutzen ein physiologisch strukturiertes Modell auf der Basis von DEB, um die kritischen Prädationsraten vorherzusagen, bei denen es zu einem Wechsel von der Dominanz einer größeren Art, *D. pulicaria*, zu einer kleineren Art, *D. galeata*, kommt. Bei größenselektiver Prädation muss neben der Prädationsintensität (PI, entspricht z.B. Fischbiomasse) auch ein Schwellenwert der Größenselektion (SG, Größe, ab der eine Beute positiv selektiert wird) betrachtet werden. Weiterhin wird die Räuber-Beute Interaktion durch phänotypische Änderungen der life history als (durch chemische Signale, Kairomone) induzierte Verteidigungsstrategie beeinflusst. Während *D. galeata*

als Reaktion auf Fischkairomone Ihre Größe bei erster Reproduktion reduziert ((Hülsmann et al. 2003; Hülsmann et al. 2004), konnte das für *D. pulicaria* nicht gefunden werden ((Vijverberg et al. 2006).

Material und Methoden

Modell und Parameter

Wir benutzten ein physiologisch strukturiertes Populationsmodell für *D. pulex* (De Roos et al. 1992) welches modifiziert und hinsichtlich der Parameter auf die Arten *D. pulicaria* und *D. galeata* angepasst wurde (Hülsmann et al. 2005). Die Schwellenwerte der Nahrungskonzentration aus empirischen Befunden (Kreutzer & Lampert 1999) konnten bei realistischer Parameterisierung nachvollzogen werden (Tab. 1). Um den Aspekt der Fisch-induzierten life history Änderungen in *D. galeata* zu berücksichtigen, wurde für diese Art eine zweite Parameterisierung eingeführt. Hierbei wurde eine Verringerung der Größe bei erster Reproduktion (l_j) von 1,35 mm auf 0,9 mm angenommen. Dies entspricht einer Verringerung um 1/3 und damit der maximalen Verringerung dieser Variablen unter Freilandbedingungen (Hülsmann & Wagner 2007). Aufgrund der Kopplung von Größenvariablen wurde auch die Größe bei Geburt sowie die maximale Größe von *D. galeata* in der alternativen Parametrisierung entsprechend verringert, alle anderen Parameter blieben unverändert (Tab.1).

Tab. 1: Modellparameter und daraus abgeleitete (derived) Parameter des physiologisch strukturierten Populationsmodells für *D. pulicaria* und *D. galeata*. Für *D. galeata* wurde eine alternative Parametrisierung (induced) eingeführt, um Fisch-induzierte Änderungen der life history zu berücksichtigen.

Parameter (unit)	Description	<i>D. pulicaria</i>	<i>D. galeata</i> (standard)	<i>D. galeata</i> (induced)
model parameters				
f_m (eggs)	maximum clutch size	60	30	30
D (d)	egg development time	2.75	2.75	2.75
l_b (mm)	length at birth	0.65	0.55	0.37
l_j (mm)	length at maturity	1.7	1.35	0.90
l_m (mm)	maximum length	3.5	2.7	1.8
a_j (d)	age at maturity	5.5	5.5	5.5
a_m (d)	maximum lifespan	70	70	70
F_h (mg C L ⁻¹)	half-saturation food concentration	0.042	0.054	0.054
derived parameters				
F_c (mg C L ⁻¹)	lower critical food level	0.040	0.054	0.054
b_m (d ⁻¹)	maximum birth rate	0.485	0.407	0.407

Die größenselektive Prädation durch Fische wurde durch eine sigmoide Funktion implementiert (s. Rinke et al. 2008). Die Amplitude der Funktion repräsentiert hierbei die Prädationsintensität (PI, viel oder wenig Fische in verschiedenen Jahren, pulsartiges Auftreten von Jungfischen), der Wendepunkt den Schwellenwert der Größenselektion (SG), die Beutegröße, ab der eine positive Selektion durch die Fische auftritt. SG ist je nach Angebot an Beuteorganismen variabel, verändert sich

jedoch auch während des Wachstums der Fische (Janßen et al. 2000). Beide Parameter wurden in Simulationen über einen weiten Bereich variiert.

Unsere Analyse beruht auf der Euler-Lotka Formel zur Berechnung der Populationswachstumsrate r . Für die Berechnung von kritischen Schwellenwerten der Futterkonzentration bzw. des Prädationsregimes wurde $r = 0$ gesetzt, d. h. es wurden Gleichgewichtsfutterkonzentrationen für die verschiedenen Szenarien berechnet.

Ergebnisse / Diskussion

Betrachtet man die Bedingungen hinsichtlich Futterkonzentration und Prädation, unter denen die beiden untersuchten Arten gerade noch existieren können, so ergeben sich kritische Schwellenwerte („existence boundaries“, entsprechen Gleichgewichtsfutterkonzentrationen). Bei hohen Futterkonzentrationen können (aufgrund der hohen Fekundität) höhere Prädationsraten toleriert werden, bei schlechten Futterbedingungen nur geringe. Es ergeben sich folglich 2 Asymptoten, eine, die sich bei hoher Futterkonzentration einer hohen Mortalitätsrate, die der maximalen Geburtenrate entspricht, annähert, eine zweite, die bei fehlender Prädation den Wert des Schwellenwertes der Futterkonzentration annimmt (Schnittpunkt mit der Futter-Achse). Unter der Annahme unselektiver Prädation liegt die „existence boundary“ von *D. pulicaria* immer unter der von *D. galeata* (Hülsmann et al. 2005), d.h. bei gegebenem Futter kann die größere Art eine höhere Prädationsrate tolerieren und bei gegebener Prädation die schlechteren Futterbedingungen: Sie ist damit unter allen Bedingungen der bessere Konkurrent und würde, wenn das System sich Gleichgewichtsbedingungen annähert, die kleinere Art auskonkurrieren. Bei sehr hoher Prädation und/oder sehr geringem Futter kann keine der beiden Arten überleben.

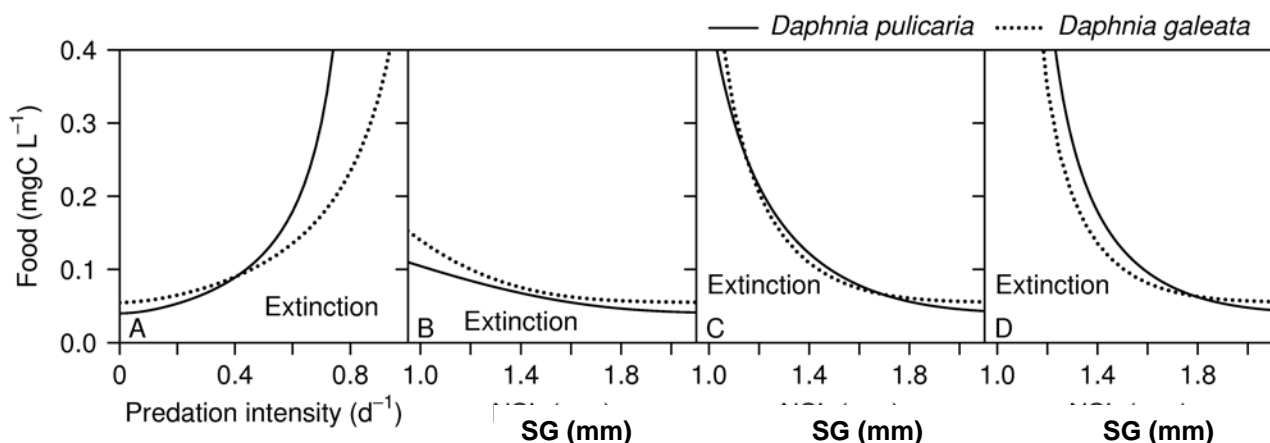


Abb. 1: Kritische Schwellenwerte der Futterkonzentration („existence boundaries“) bei verschiedenen Prädationsszenarien für *D. pulicaria* und *D. galeata*. In A wurde SG auf 1,4 mm gesetzt, in B-D wurde PI auf 0,3, 0,5 und 0,6 d⁻¹ festgesetzt, entsprechend einer geringen, mittleren und hohen Prädationsintensität.

Bei größenselektiver Prädation liegen die Dinge anders. Bei gegebener Fraßselektivität der Fische ist *D. pulicaria* nur bei geringer Prädationsintensität der bessere Konkurrent. Die „existence boundaries“ beider Arten kreuzen sich und *D. galeata* würde bei höheren Prädationsintensitäten dominieren (Abb. 1 A). In diesem Beispiel wurde SG auf 1,4 mm gesetzt, das bedeutet, *D. galeata* hat die Chance adult zu werden, bevor sie in den Bereich der positiven Selektion durch die Fische hineinwächst. Bei Szenarien mit geringer Prädationsintensität ist wieder *D. pulicaria* dominant,

unabhängig von der Größenselektivität der Fische (Abb. 1 B). Bei hoher Prädationsintensität dominiert dagegen fast immer *D. galeata*, außer bei einer Fraßselektivität, die erst bei einer Körperlänge der Daphnien von 1,8 mm einsetzt, also deutlich über der Größe bei erster Reproduktion (l_j) beider Arten (Abb. 1 D). In einem Bereich mittlerer Prädationsintensität ist das System am empfindlichsten gegenüber Änderungen der Fraßselektivität (Abb. 1 C): Die Linien kreuzen sich 2 mal, *D. pulicaria* dominiert bei niedrigen und hohen Werten von SG, *D. galeata* dominiert in einem mittleren Bereich und zwar genau dann, wenn die Fische Daphnien ab einer Größe etwa im Bereich von l_j von *D. galeata* positiv selektieren.

Betrachtet man nun die Kombination von Prädationsintensität und Größenselektivität, so ergibt sich wiederum ein Überkreuzen der „existence boundaries“ beider Arten (Abb. 2). Bei unlimitierten Futterbedingungen liegt dieser Kreuzungspunkt bei einer mittleren Prädationsintensität von ca. $0,5 \text{ d}^{-1}$ und $SG = 1,0 \text{ mm}$. Nur wenn SG noch geringere Werte annimmt, kann *D. pulicaria* eine höhere Prädationsintensität tolerieren als *D. galeata*. Beginnt eine positive Selektion durch die Fisch bei Größen $> 1 \text{ mm}$, so toleriert *D. galeata* die höheren Prädationsintensitäten.

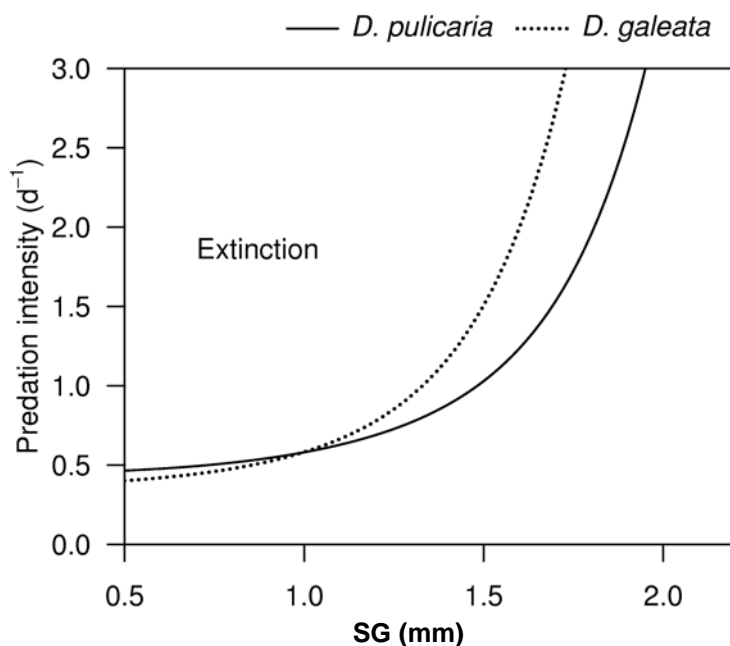


Abb. 2: Kritische Schwellenwerte („existence boundaries“,) von *D. pulicaria* und *D. galeata* bei variablen Werten von SG und PI bei unlimitierenden Futterbedingungen.

Aus Nahrungsanalysen an Fischen sowie aus Freilanduntersuchungen zum Zusammenhang zwischen dem Fischbestand und der Struktur der Zooplanktongemeinschaft lässt sich ableiten, dass Schwellenwerte einer positiven Größenselektion von Zooplankton durch planktivore Fische im Bereich von 1,0 – 1,4 mm liegt, während kleine Zooplanktonarten wie *Bosmina*, deren maximale Größe im gleichen Bereich liegt ($l_j < 0,6 \text{ mm}$), von Fischen weitgehend ignoriert werden (Hülsmann & Mehner 1997; Gliwicz 2001).

Bei systematischer Betrachtung von PI und SG unter variablen Futterbedingungen ergibt sich ein Bereich innerhalb bestimmter Grenzen von PI und SG, in denen *D. galeata* eine höhere Fitness hat als die normalerweise kompetitiv überlegene *D. pulicaria*. Dieser Bereich wird sogar deutlich größer, wenn *D. galeata* aufgrund Fisch-induzierter phänotypischer Plastizität l_j verringert. Unsere Ergebnisse belegen, dass eine Verringerung von l_j nicht nur die Räuber-Beute-Interaktion beeinflusst, sondern auch die Konkurrenz innerhalb der Zooplanktongemeinschaft. Ein Dominanzwechsel hin zu kleinere Arten wird durch Größenselektive Prädation (gegenüber unselektiver Mortalität) deutlich begünstigt, vor allem, wenn der Schwellenwert der Größenselektion $\leq l_j$ der dominierenden Arten ist. Phänotypische Plastizität hinsichtlich life history ist vor allem bei Arten zu erwarten, bei

denen l_j normalerweise im Bereich von SG der Fische liegt und die l_j unterhalb des Schwellenwertes reduzieren können. Größere Arten, wie *D. pulicaria* investieren folgerichtig eher in verhaltensbasierte Verteidigungsstrategien (Vertikalmigration), während kleinere (*D. cucullata*) sich eher morphologisch gegen invertebrate Räuber verteidigen.

Danksagung

Diese Arbeiten wurden teilweise gefördert durch die DFG, Projekt Be 1671/10-2. Wir danken J. Benndorf für seine Unterstützung.

Literatur

- Brooks, J. L. & S. I. Dodson (1965): Predation, body size, and the composition of the plankton. *Science*, 150: 28-35.
- Cushing, J. M. (1992): A discrete model for competing stage-structured species. *Theor. Popul. Biol.*, 41: 372-387.
- De Roos, A. M., O. Diekmann & J. A. J. Metz (1992): Studying the dynamics of structured population models: a versatile technique and its application to *Daphnia*. *American Naturalist*, 139: 123-147.
- Dodson, S. I. (1974): Zooplankton competition and predation: an experimental test of the size-efficiency hypothesis. *Ecology*, 55: 605-613.
- Gerritsen, Jeroen (1984): Size efficiency reconsidered: a general foraging model for free-swimming aquatic animals. *American Naturalist*, 123: 450-467.
- Gliwicz, Z. M. (1990): Food thresholds and body size in cladocerans. *Nature*, 343: 638-640.
- Gliwicz, Z. M. (2001): Species-specific population-density thresholds in cladocerans? *Hydrobiologia*, 442: 291-300.
- Gliwicz, Z. M. & W. Lampert (1993): Body-size related survival of cladocerans in a trophic gradient: an enclosure study. *Archiv für Hydrobiologie*, 129: 1-23.
- Gliwicz, Z. M. & J. Pijanowska (1989): The role of predation in zooplankton succession. In Sommer, U. (ed.) *Plankton Ecology; Succession in plankton communities*, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: pp. 253-295.
- Hülsmann, S. & T. Mehner (1997): Predation impact of underyearling perch (*Perca fluviatilis*) on a *Daphnia galeata* population in a short-term enclosure experiment. *Freshwater Biology*, 38: 209-219.
- Hülsmann, S., W. M. Mooij & J. Vijverberg (2003): Infochemikalien versus Grössenselektion: Effekte von juvenilen Fischen auf die Life history und Demographie von Daphnien. *DGL Tagungsbericht 2002*: 270-275.
- Hülsmann, S., K. Rinke & W. M. Mooij (2005): A quantitative test of the size efficiency hypothesis by means of a physiologically structured model. *Oikos*, 110: 43-54.
- Hülsmann, S., J. Vijverberg, M. Boersma & W. M. Mooij (2004): Effects of infochemicals released by gape-limited fish on life history traits of *Daphnia*: a maladaptive response? *Journal of Plankton Research*, 26: 535-543.
- Hülsmann, S. & A. Wagner (2007): Multiple defence strategies of *Daphnia galeata* against predation in a weakly stratified reservoir. *Hydrobiologia*, 594: 187-199.
- Janßen, M., S. Hülsmann & A. Wagner (2000): Fische sind findiger: Extreme Nahrungsselektivität bei 0+ Barschen. *DGL Tagungsbericht 1999*: 676-680.
- Kreutzer, C. & W. Lampert (1999): Exploitative competition in differently sized *Daphnia* species: a mechanistic explanation. *Ecology*, 80: 2348-2357.
- Rinke, K., S. Hülsmann & W. M. Mooij (2008): Energetic costs, underlying resource allocation patterns, and adaptive value of predator-induced life-history shifts. *Oikos*, 117: 273-285.
- Tessier, A. J., M. A. Leibold & J. Tsao (2000): A fundamental trade-off in resource exploitation by *Daphnia* and consequences to plankton dynamics. *Ecology*, 81: 826-841.
- Vijverberg, Jacobus, Arve Doksaeter & Ellen van Donk (2006): Contrasting life history responses to fish released infochemicals of two co-occurring *Daphnia* species that show different migration behaviour. *Archiv für Hydrobiologie*, 167: 89-100.

Wie genau ist genau? Biomassenberechnung beim Zooplankton

Gerhard Maier¹ & Hans-Bernd Stich²

¹ Büro für Gewässerökologie, Brucknerstr. 23, 89250 Senden, gmaier-senden@t-online.de, ² Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, hb.stich@lubw.bwl.de

Keywords: Zooplankton, Biomasse, Monitoring, Methode

Einleitung

Im Rahmen von Zooplanktonuntersuchungen für Monitoring-Zwecke wird praktisch immer eine Ermittlung der Biomasse gefordert. Die Vorgaben seitens der Auftraggeber sind dabei sehr unterschiedlich. Zum Teil wird eine Berechnung der Biomasse auf Frischgewichtsbasis (Biovolumen) zum Teil auf Trockengewichtsbasis über Längen-Gewichts Regression gefordert. Die mittels verschiedener Methoden und Gleichungen ermittelten Massen können erheblich variieren. Dies hat zur Folge, dass die von verschiedenen Bearbeitern für verschiedene Seen berechneten Zooplanktonmassen nur bedingt vergleichbar sind. Im Folgenden wird kurz, anhand des Beispiels „*Daphnia*“ auf die Variabilität der über verschiedene Gleichungen berechneten Trockenmassen eingegangen und anschließend mit genauer und ungenauer Verfahrensweise die Zooplanktonmassen für einen oligo- und eutrophen See hochgerechnet.

Methoden

Die für die Berechnung erforderlichen Längen-Gewichts-Parameter wurden der Literatur (Bottrell et al. 1976, Mc Cauley 1984, Tümping & Friedrich (1999) entnommen. Für verschiedene Längen (Abstand 1-2 mm; Bereich 0.4-3.2 mm) wurden die Massen von *Daphnien* mit verschiedenen Gleichungen hochgerechnet. Im zweiten Beispiel wurde die Biomassen des gesamten Zooplanktons mit genauen Verfahrensweisen (unter Berücksichtigung der Massen einzelner Stadien, Größenklassen etc.) und einer ungenauen Verfahrensweise (basierend auf einer mittleren Masse für jede Art) für 2 Seen hochgerechnet.

Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, dass die Daphnienmassen – je nach verwendeter Gleichung – stark variieren können (**Abb. 1**). Beispielsweise beträgt die Trockenmasse einer 2 mm großen Daphnie ca. 20 µg im anderen Extrem ca. 80 µg. Noch größer sind die in der Literatur angegebenen Massen-Unterschiede bei etwa bei Raubcladoceren und auch bei Copepoden liegen die Unterschiede ca. beim Faktor 2.

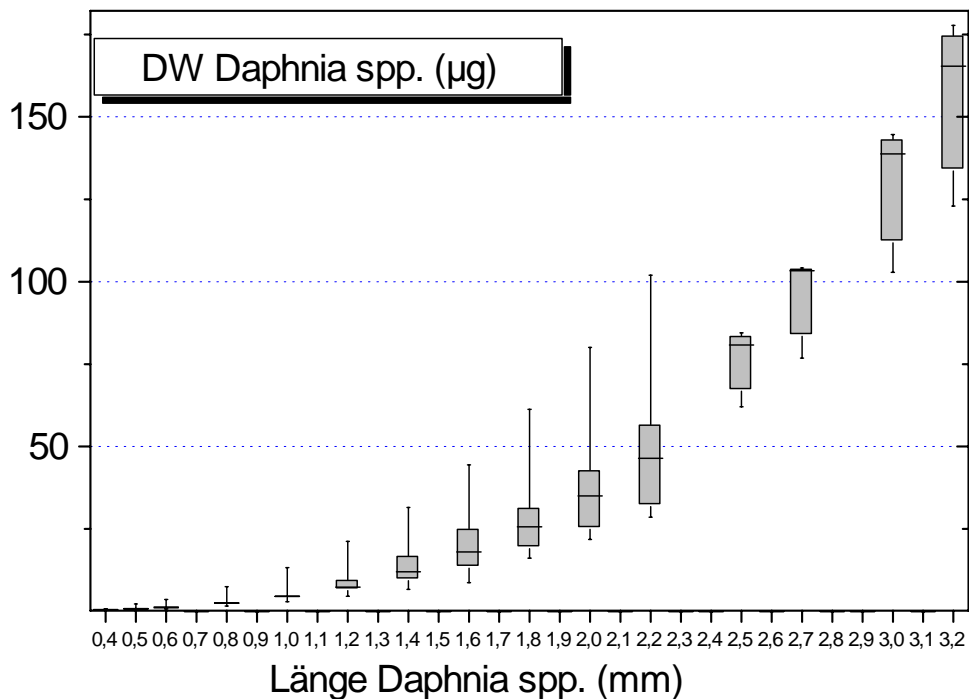


Abb. 1: Schwankungsbreite der Trockengewichte für „Daphnien“ berechnet nach verschiedenen Längen-Gewichts Regressionen aus der Literatur.

Die Berechnung der Zooplankton-Gesamtmasse für verschiedene Seen zeigt, dass – entgegen unserer Erwartung – die Kurven für genaue und ungenaue Verfahrensweise nur vergleichsweise wenig verschieden sind (Abb. 2). Der Biomasse-Unterschied zwischen den Seen bzw. der Biomassen-Anstieg von oligo- zu eutroph hin wurde mit beiden Rechenmethoden deutlich.

Diskussion / Fazit

Die Tatsache, dass verschiedene Autoren zu verschiedenen Längen-Gewichts Gleichungen gelangen liegt sicherlich u.a. in dem unterschiedlichen Ernährungszustand der Untersuchungstiere, z.T. auch an methodischen Unterschieden zwischen verschiedenen Untersuchungen. Erhebliche „Schwankungsbreiten“ können sich nicht nur ergeben wenn verschiedene Gleichungen verwendet werden, sondern auch bei Umrechnungsfaktoren von Biovolumen in Trockenmasse. Rädertiermassen werden über das Biovolumen berechnet. Beispielsweise schwanken die Angaben für den Trockenmassenanteil am Biovolumen in der Literatur für einige Rädertiere (z.B. Gattung *Asplanchna*) erheblich (cf. Schwoerbel 1994).

Trotz der überraschend guten Übereinstimmung der mittels genauer und ungenauer Methode ermittelten Gesamtmassen in Beispiel 2 ist eine Standardisierung der Vorgehensweise bei der Biomassenberechnung des Zooplanktons wünschenswert, damit die Ergebnisse von verschiedenen Sachbearbeitern bzw. von verschiedenen Seen besser vergleichbar sind. Vor einer Standardisierung der Biomasse-Berechnung müssen allerdings Vorgaben für die Verfahrensweise bei der Zählung erarbeitet werden. Zufriedenstellend genaue Biomassenberechnungen sind nur möglich wenn beispielsweise bei Copepoden Stadien getrennt und der jeweiligen Art zugeordnet werden.

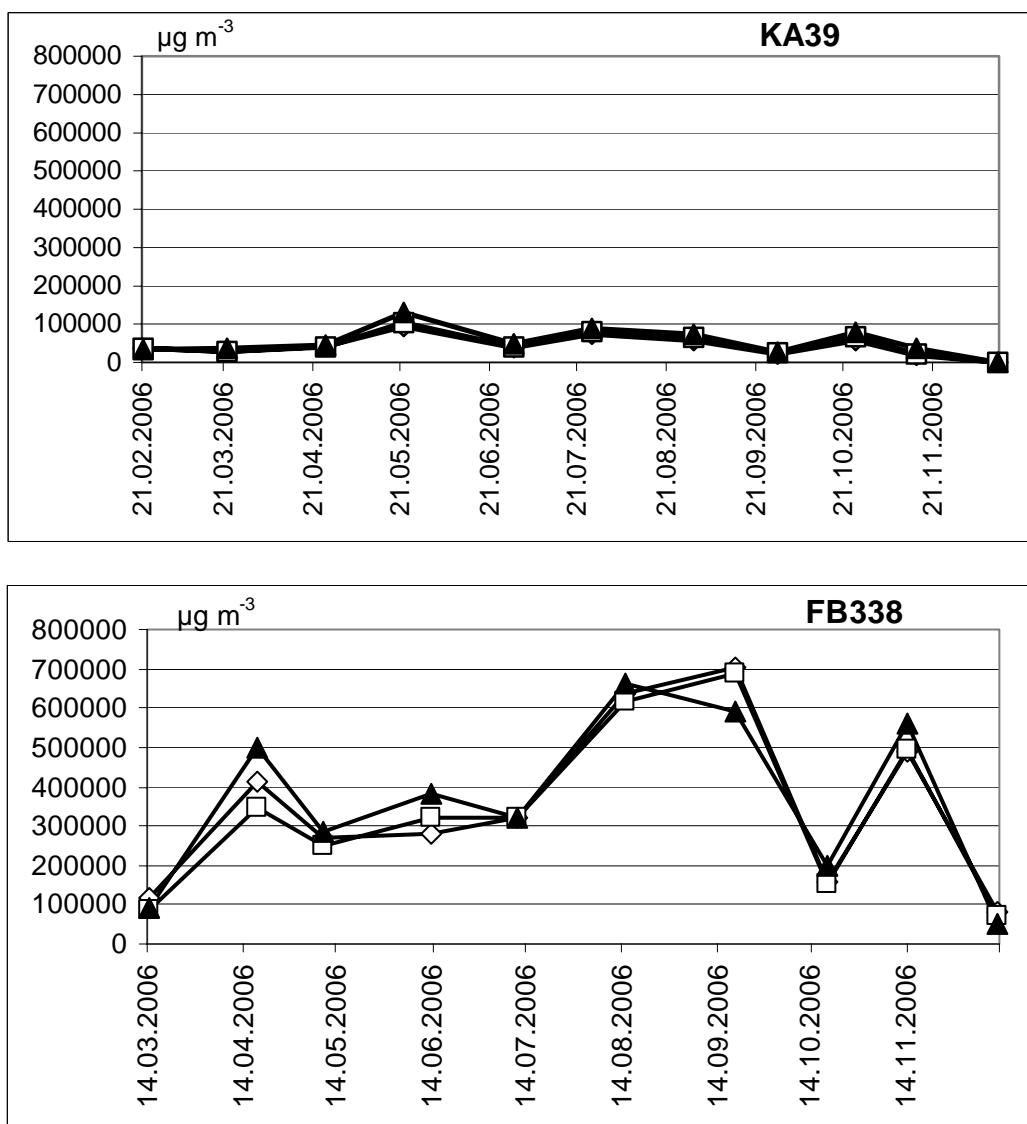


Abb.

2:

Trockenmasse-Berechnung für einen oligotrophen (obere Graphik) und eutrophen See (untere Graphik) mittels „genauer“ Verfahren (offene Symbole) und mittels eines „ungenauen“ Verfahrens (ausgefüllte Dreiecke)

Danksagung

Für die Unterstützung bedanken wir uns bei der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW 450013541, LUBW 450013660).

Literatur

- Bottrell H.H., Duncan A., Gliwicz Z.M., Grygierek E., Herzig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P. & Weglenska T. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology 24: 419-456.
- Tümping W.v. & Friedrich G. (1999) Band 2: Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Jena Stuttgart, Lübeck Ulm, 545 S.
- McCauley E. (1984): The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: A manual methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters (eds. Downing J.A. & Rigler F.H.). IBP Handbook 17. Blackwell Scientific Publications. Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne, S. 228-265.
- Schwoerbel, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie. 4.Auflage Gustav Fischer Verlag 368S.

Catch as catch can –die Fangeffizienz von Netzen unterschiedlicher Geometrie und Maschenweite

H. B. Stich¹ & G. Maier²

¹ Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, hb.stich@lubw.bwl.de, ² Büro für Gewässerökologie, Brucknerstr. 23, 89250 Senden, gmaier-senden@t-online.de

Keywords: Zooplankton, Probennahme, Monitoring, Methode

Einleitung

Untersuchungen von Gewässern im Rahmen des so genannten „Monitoring“ sind darauf ausgerichtet Änderungen eines Gewässers im Verlauf von Jahren zu erfassen, oder den Zustand verschiedener Gewässer zu dokumentieren. Die erzielten Ergebnisse sind Grundlage für eine Bewertung des Gewässerzustands oder der Gewässergüte. Dies ist auch ein Ziel der EU-WRRL, die u.a. die Erfassung des ökologischen Zustands zwingend vorschreibt.

Notwendige Voraussetzung dafür ist die Vergleichbarkeit der verwendeten der Methoden, Verfahren und Auswertungen mit denen die Ergebnisse erzielt werden, weil sie nur dann auch vergleichbar sind. Zooplankton wird mit unterschiedlichen Methoden entnommen und nach verschiedenen Methoden ausgewertet. Ziel unserer Untersuchung war der Vergleich unterschiedlicher Entnahmemethode. Da im Bereich Monitoring überwiegend mit „Standartnetzen“ gearbeitet wird standen diese im Fokus der Untersuchung.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Sommer 2007 in 9 verschiedenen Seen durchgeführt (3 Baggerseen im Rheineinzugsgebiet, 5 Baggerseen im Einzugsgebiet von Donau / Iller und im Zellersee (Boden-see / Untersee). Die Tiefe der Seen variierte zwischen 7 und 58 m, der Gesamtposphor zwischen 5 und 246 µgL⁻¹ und der Chlorophyll-a Gehalt zwischen 1 und 100 µgL⁻¹.

Entnahmemethoden

Getestet wurde die Fängigkeit von Netze mit unterschiedlichen Öffnungen, Netzbeuteln (www.hydrobios.de/deutsch/produkte_netze_plankton.html) und Maschenweiten für Zooplankton unterschiedlicher Größe (Tab. 1). Verglichen wurden auch Vertikalzüge (ein Netzzug von T_{max} bis Oberfläche) und Stufenfänge (mehrere Netzfänge auf der Strecke T_{max} bis Oberfläche). Zum Vergleich wurde zusätzlich wurde eine Planktonfalle getestet www.uwitec.at/html/frame.html).

Auswertung

Die Proben wurden mit Zuckerfomol fixiert (4%) und bei 40-100facher Vergrößerung ausgezählt. Eine Prüfung auf Unterschiede in der Fängigkeit zwischen verschiedenen Netztypen / Entnahmege-
räten, Maschenweiten und Stufen- vs. Vertikalfängen erfolgte mittels parameterfreier Tests für
verbundene Stichproben (Friedman- gefolgt von Wilcoxon-Test). Parameterfreie Tests wurden
verwendet, da die Stichprobenzahl relativ gering war und deshalb überwiegend keine Normalvertei-
lung (und keine Varianzgleichheit) bestand.

**Tab. 1: Kenndaten der verwendeten Netze (O: Offen, AK: Aufsatzkegel, SMK: Aufsatzkegel mit
Schließmechanismus, K: Länge Netzbeutel 50 cm, L: Länge Netzbeutel 100 cm)**

Parameter	OK	OL	AKK	AKL	SMK	SML
Durchmesser (cm)	25	49	39547	-	39576	39584
Länge (cm)	50	100	50	-	50	100
Netzöffnung (m2) [1]	0.049	0.189	0.007	-	0.006	0.021
Netzkegel. (m2) [2]	0.2	0.8	0.22	-	0.22	0.72
Maschenweite (µm)	30 / 55 / 100	30 / 55 / 100	30 / 55 / 100	-	30 / 55 / 100	30 / 55 / 100
Offene Siebfl.	17 / 32 / 47	17 / 32 / 47	17 / 32 / 47	-	17 / 32 / 47	17 / 32 / 47
Verhältnis Netzöffnung / -kegel	4	4	31	-	34	34
Siebfläche / Netzöffnung	0.7 / 1 / 1	0.7 / 1 / 1	5 / 10 / 15	-	6 / 12 / 16	6 / 12 / 16
Schließmech.	nein	nein	nein	-	ja	ja

Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen signifikante Effekte von Netzöffnung, Netzlänge und Maschenweite auf das
Artenspektrum und die Individuendichte (Tab. 2). Die besten Fangergebnisse liefern die langen
Netze mit Aufsatzkegel. Der Einfluss der Netzgeometrie und die Bedeutung des Aufsatzkegels wird
mit zunehmender Maschenweite aber deutlich geringer. Durchgehende Vertikalzüge (0 – 20m)
liefern niedrigere Abundanzen als vertikale Stufenfänge (0-5m, 5-10m, 10-15m, 15-20m), sicher-
lich aufgrund von Staueffekten.

Bei Rotatorien führt die Verwendung großer Maschenweiten (100 µm) erwartungsgemäß zu einer
deutlichen Verfälschung des Artenspektrums (Tab. 3). Große Arten werden noch zurückgehalten
während kleinere Arten das Netz passieren. Auch Nauplien werden mit 100 µm Netzen unterreprä-
sentativ erfasst. Netze mit 30 µm Maschenweite sind ungeeignet zur Erfassung von Crustaceen. Das
Netz mit der Maschenweite 55 µm liefert sowohl für Rotatorien als auch für Crustaceen gute Fang-
ergebnisse.

Tab. 2: Ergebnisse des Friedmann-Tests bezüglich der Unterschiede in der Fängigkeit verschiedener Netze

	Netztyp	Rangmittel	n	X ²	df	P
Cladocera	OK	1,56	9	10,67	4	0,031
	OL	2,89				
	SMK	3,33				
	SML	3,67				
	AKK	3,56				
Copepoda	OK	1,56	9	14,56	4	0,006
	OL	2,61				
	SMK	3,06				
	SML	3,56				
	AKK	4,22				
Nauplien	OK	1,44	9	22,80	4	0,0002
	OL	2,44				
	SMK	2,56				
	SML	4,56				
	AKK	4,00				
Rotatoria	OK	1,89	9	12,53	4	0,014
	OL	1,89				
	SMK	2,56				
	SML	4,22				
	AKK	3,67				

Im Vergleich zum Planktonnetz (SML 55µm) war die Fängigkeit der Planktonfalle bis zu zweimal höher. Allerdings werden Planktonfallen aufgrund des hohen Schöpf-/Arbeitsaufwandes im Monitoring nur bei entsprechender Fragestellung eingesetzt. Die hier verwendete Planktonfalle ist aufgrund ihres hohen Gewichts bei Monitoring praktisch nicht einsetzbar.

Tab. 3: Ergebnisse des Friedmann-Tests bezüglich der Unterschiede in der Fängigkeit verschiedener Maschenweiten

	MW	Rangmittel	n	X ²	df	P
Cladocera	100	2,47	15	16,90	2	0,0002
	55	2,,4				
	30	1,13				
Copepoda	100	2,60	15	22,80	2	0,0001
	55	2,40				
	30	1,00				
Nauplien	100	1,13	15	26,53	2	0,0001
	55	3,00				
	30	1,87				
Rotatoria	100	1,07	15	19,70	2	0,0001
	55	2,53				
	30	2,40				

MW: Maschenweite

Diskussion / Fazit

Die Ergebnisse zeigen, dass Netze mit 55 µm und Aufsatzkegel als Universalnetz für Monitoring-Untersuchungen gut geeignet sind. Allerdings ist zu beachten, dass in „extremen“ (z.B. hypertrophen) Seen andere Probenahme Geräte erforderlich sind bzw. sein können. Zu beachten ist, dass in manchen Seen (Seen mit Zu- Durchfluss oder inhomogener Morphologie) die Ergebnisse durch „Patchiness“ stark beeinflusst werden können. Sollen hier Aussagen über den gesamten See gemacht werden so ist eine Probenahme an mehreren Stationen erforderlich. Obwohl es keine „Einheitsprobenahme“ gibt, da sich Seen in morphologischer, physikalisch-chemischer etc. Hinsicht unterscheiden ist eine größere Einheitlichkeit der Probenahmegeräte und Vorgehensweise bei der Probenahme anzustreben, da die Ergebnisse nur so vergleichbar sind.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Probenahme bedanken wir uns bei B. Engesser, K. Weih und K. Sarembe und bei der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg für die finanzielle Förderung (LUBW 450013541, LUBW 450013660).

Literatur

- De Bernardi, R. (1984): Methods for the estimation of zooplankton abundance. In: Downing J.A. & Rigler, F.H.: A manual methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook 17. Blackwell Scientific Publications
- Einsle, U. (1969): Zur Frage der horizontalen Verteilung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee. GWF (Wasser-Abwasser) 110:109-111
- Fleminger, A. & Clutter, R. I. (1965): Avoidance of towed nets by zooplankton. Limnol.Oceanogr.10:96-104
- Karabin, A. (1971): A comparison of two methods of sampling the plankton predator *Leptodora kindtii* (Focke) (Crustacea, Cladocera). Bull.Acad.Pol.Sci.CI.Ser.Sci.Biol.19:197-200
- Likens, G. E. & Gilbert, J. J. (1970): Notes on quantitative sampling of natural populations of planktonic rotifers.Limnol. Oceanogr. 15:816-820
- McGowan, J. A. & Fraundorf, V. J. (1966): The relationship between size of net used and estimates of zooplankton diversity. Limnol. Oceanogr. 11:456-469
- ÖNORM EN 15110 (Ausgabe 2006-07-01): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Probenahme von Zooplankton aus stehenden Gewässern. Österreichisches Normungsinstitut, 1020 Wien (ON - Komitee 140) 24S
- DEUTSCHE NORM DIN EN 15110: Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Probenahme von Zooplankton aus stehenden Gewässern. Deutsche Fassung EN 15110: 2006 Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN.DEV. 67 Lieferung 2007, 38S
- Patalas, K. (1954): Comparative studies on a new type of self-acting water sampler for plankton and hydrochemical investigations. Ekol. Pol. A2:231-242
- Schwoerbel, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie. 4.Auflage Gustav Fischer Verlag 368S.

DITSCHKE-KURU, P. & J. H. E. KOOP: Morphologische Anpassungen von Heptageniiden-Larven (Ephemeroptera) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit im Habitat

GRAEBER, D. & M. PUSCH: Reaktion des Makrozoobenthos der Spree auf Durchflussverringern in Trockenjahren

KRAETZ, D. A., R. B. IBISCH, S. NERGUI, S. AVYLUSH, G. ENKHBAYAR & D. BORCHARDT: Gold-Tagebau und der Einfluss multipler Stressoren auf aquatische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern der Mongolei

LANGE, K., A. LIESS, J. PIGGOTT, C. KILROY, CH. MATTHAEI & C. TOWNSEND: Nutrients, light and grazing interact in determining a benthic algal community

LEHRIAN, ST., ST. U. PAULS & P. HAASE: Genetic population structure of the montane caddisfly *Chaetopterygopsis maclachlani* Stein, 1874: First results

SCHÄFFER, M., R. IBISCH & D. BORCHARDT: Invertebrate Lebensgemeinschaften als Indikatoren für Landnutzungseffekte im Norden der Mongolei

SCHÜTZ, W., M. ADLMÜLLER & P. POSCHLOD: Vegetation und Diasporenbank in Gewässern der Oberrheinaue

SEHMISCH-BARTEL, M., A. MEERHEIM, M. ZEIDLER, N. KASCHEK & E. I. MEYER: Makrozoobenthoszönosen eines temporären Fließgewässers der Paderborner Hochfläche: Besiedlungsstruktur und Anpassungsstrategien in der Alme

Morphologische Anpassungen von Heptageniiden-Larven (Ephemeroptera) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit im Habitat

Petra Ditsche-Kuru¹ & Jochen H. E. Koop²

¹Nees-Institut für Diversität der Pflanzen, Biological Interfaces Group, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Meckenheimer Alle 170, 53115 Bonn, ditsche-kuru@bafg.de, ²Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat für Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56002 Koblenz; koop@bafg.de

Keywords: Heptageniiden, Strömungsanpassungen, Haftorgane, Fließgeschwindigkeit, Haftkissen

Einleitung

Eintagsfliegen-Larven wurden bereits im vorletzten Jahrhundert in schwimmende, grabende, klammernde und kriechende Formen eingeteilt (Wesenberg-Lund, 1943 nach Pictet, 1843). Typische Vertreter des klammernden Typs, welcher vornehmlich im fließenden Wasser lebt, sind in Deutschland vor allem die Heptageniiden. Diese weiden von den Steinen den Algenbewuchs ab und halten sich dafür zeitweise auf der Steinoberfläche auf. Statzner and Holm (1982) zeigten für *Ecdyonurus*-Larven, dass diese deutlich durch die Strömung beeinflusst werden und nicht, wie früher angenommen, relativ geschützt in der Grenzschicht leben (Ambühl, 1959). Außerdem unterliegt die Höhe der Grenzschicht im Fließgewässer starken Schwankungen, da sie von verschiedenen Faktoren abhängig ist, wie der Position auf dem Substrat, der Fließgeschwindigkeit und der dynamische Viskosität. Tiere in der Strömung sind sowohl Schub- als auch Auftriebskräften ausgesetzt (Vogel, 1996). Als Anpassungen an die Strömung werden für die Heptageniiden vor allem die dorsoventrale Abflachung des Körpers, kräftige seitwärts gerichtete Beine und für einige Arten (*Epeorus*, *Iron*, *Rhithrogena*) die zu einer Art Saugnapf umgeformten Abdominalkiemen angegeben (u. a. Ruttner, 1962; Bauernfeind & Humpesch, 2001; Staniczek, 2003).

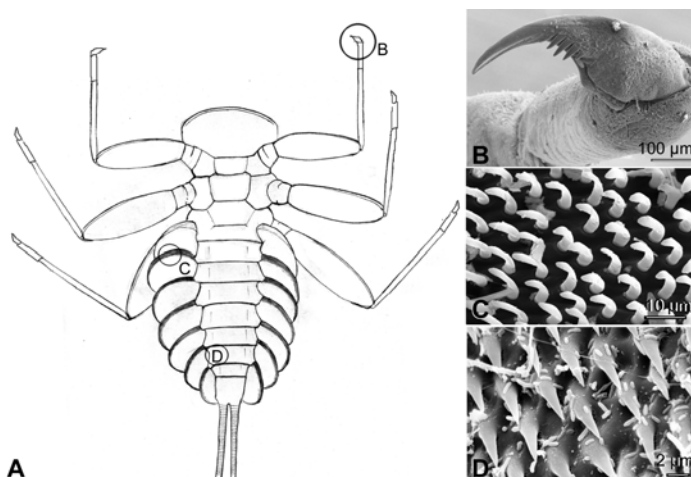


Abb. 1: Haftstrukturen von *Epeorus assimilis*: (A) ventrale Ansicht, (B) Kralle, (C) Setae der Haftkissen auf den Kiemenblättchen, (D) Spitzenfeld auf den Abdominalsterniten.

Tabelle 1. Ausgewählte Heptageniiden mit Fließgewässerregionen und Strömungspräferenzen

Art	<i>Iron alpicola</i>	<i>Epeorus assimilis</i>	<i>Eclyonurus insignis</i>	<i>Heptagenia flava</i>
Fließgewässerzone*	HK-ER	ER-HR, dort in stark strömenden Bereichen	ER-EP, dort in schwach strömenden Bereichen	EP-MP
Strömungspräferenz*	rheobiont	rheobiont	rheobiont	rheophil

* nach Ökologischer Typisierung Bayr. Landesamt f. Wasserwirtschaft
(HK-Hypokrenal, ER-Epirhithral, HR-Hyporhithral, EP-Epipotamal, MP-Metapotamal)

Neuere Untersuchungen zeigen für *Epeorus*-Larven, dass die Kiemen keine Saugnapffunktion haben (Ditsche-Kuru & Koop, 2007). Statt dessen besitzen die Larven spezielle Haftstrukturen auf der Unterseite: „Haarige“ Haftkissen auf den Kiemenblättchen und Spitzenfelder auf den Abdominalsterniten. Diese Ergebnisse haben uns inspiriert, Strömungsanpassungen ausgewählter Heptageniiden-Larven zu vergleichen, welche in verschiedenen Fließgewässerregionen zwischen Hypocrenal und Metapotamal vorkommen (Tab. 1). Entsprechend dem Fließgewässerkontinuum nimmt die Fließgeschwindigkeit im Generellen von der Quelle bis zur Mündung ab. Unsere Arbeit befasst sich mit der Frage, ob die morphologischen Strömungsanpassungen der ausgewählten Eintagsfliegenlarven eine Abhängigkeit von der vorherrschenden Strömungsgeschwindigkeit in ihrem Habitat zeigen. Als ausgewählte Strömungsanpassungen werden dabei Krallen, Spitzenfelder und Kiemenblättchen betrachtet.

Material und Methoden

Das verwendete Tiermaterial wurde in der Wied bei Neuwied (*Epeorus assimilis*, *Eclyonurus insignis*) und der Elbe bei Dresden (*Heptagenia flava*) gesammelt. *Iron alpicola* wurde freundlicherweise vom Senckenberg Institut zur Verfügung gestellt. Zur Untersuchung spezieller Strukturen wurden rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von zuvor in 70%-igem Ethanol fixierten Larven angefertigt. Dazu wurden gut erhaltene Exemplare des letzten Larvenstadiums ausgewählt und in einer Alkoholreihe mit aufsteigender Konzentration entwässert und mittels HMDS (1,1,1,3,3,3-Hexamethyldisilasan) getrocknet. Anschließend wurden die Tiere auf eine Präparationsnadel geklebt und mit Gold besputtert. Die Präparate wurden in dem Rasterelektronenmikroskop LEO 1450 (Leica-Zeiss, Oberkochen, Germany) mit 15 kV untersucht.

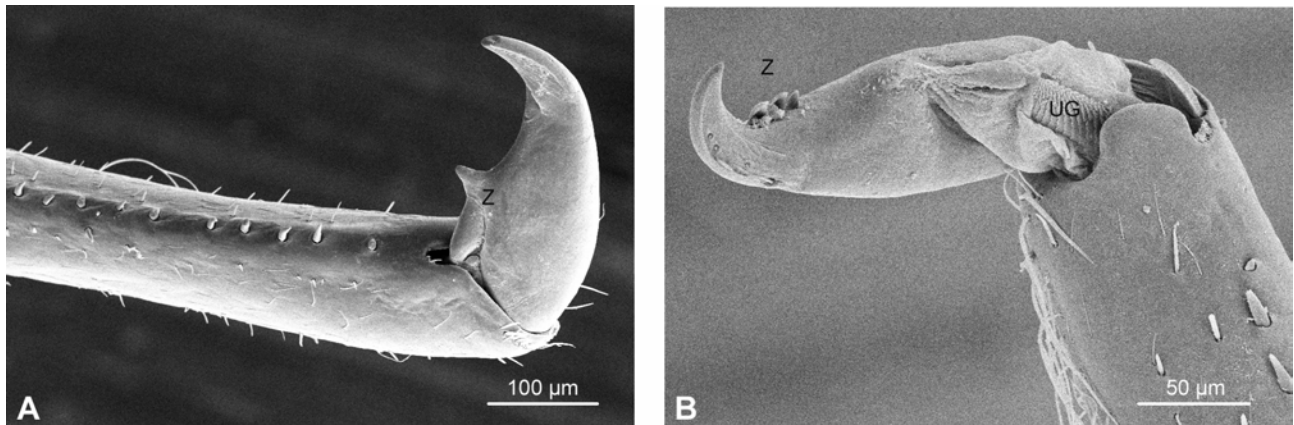
Ergebnisse und Diskussion

Krallen

Die Krallen aller vier Eintagsfliegenarten sind sehr kräftig und im vorderen Bereich stark gebogen. Die Spitze der Kralle verhakt sich in der entsprechenden Rauheit des Substrates. Die Krallen der meisten Arten sind dabei zusätzlich mit Zähnchen im mittleren Teil der Kralle ausgestattet (*I. alpicola*: 2 Zähnchen; *E. assimilis*: 4 Zähnchen und *E. insignis*: 3 Zähnchen) (Abb. 1B, Abb. 2B). *H. flava* hat dagegen einen ziemlich stumpfen und weiter proximal liegenden Zahn (Abb. 2A). Diese Zähnchen dürften bei geeigneter Lage der Kralle zum Substrat die Reibung mit dem Untergrund zusätzlich erhöhen. Die Kralle selbst ist über eine Sehne mit der Unguitractor Platte verbunden. Diese mit distal ausgerichteten Mikrotricha bestandene sklerotisierte Platte verhakt sich in einer entsprechenden Gegenstruktur der inneren Tarsuswand. Der Unguitractor ist von anderen

Insekten bekannt und wird allgemein als Energiesparsystem interpretiert (Seifert & Heinzeller, 1989). Folglich kann davon ausgegangen werden, dass das Halten der Krallen keinen Energieverbrauch verursacht und nur ein Positionswechsel einer aktiven Veränderung bedarf. Generell zeigen die Krallen somit eine gute Anpassung an die Strömungsbedingungen, klare Unterschiede zwischen den einzelnen Arten in Abhängigkeit von der Strömung lassen sich aber nicht ausmachen.

Abb. 3: Krallen von *Heptagenia flava* (A) und *Ecdyonurus insignis* (B), Z – Zähnchen, UG - Unguitraktor



Spitzenfelder

Bei allen untersuchten Heptageniiden-Larven ließen sich Spitzenfelder im lateralen Bereich der Abdominalsternite nachweisen. Die einzelnen Häkchen sind winzig und zeigen etwa in Strömungsrichtung. Es wird angenommen, dass sich die Spitzen in der entsprechenden Mikrorauheit der Substratoberfläche verhaken und so die Reibung stark erhöhen (Ditsche-Kuru & Koop, 2008). Dabei ist ein enger Kontakt zum Untergrund offensichtlich wichtig. Dieser wird wahrscheinlich durch die Schrägstellung der Femora erreicht, welche durch den gegen die Strömung angekippten Winkel zur Erzeugung von negativem Auftrieb führen (Gonser 1990, Ditsche-Kuru & Koop 2008).

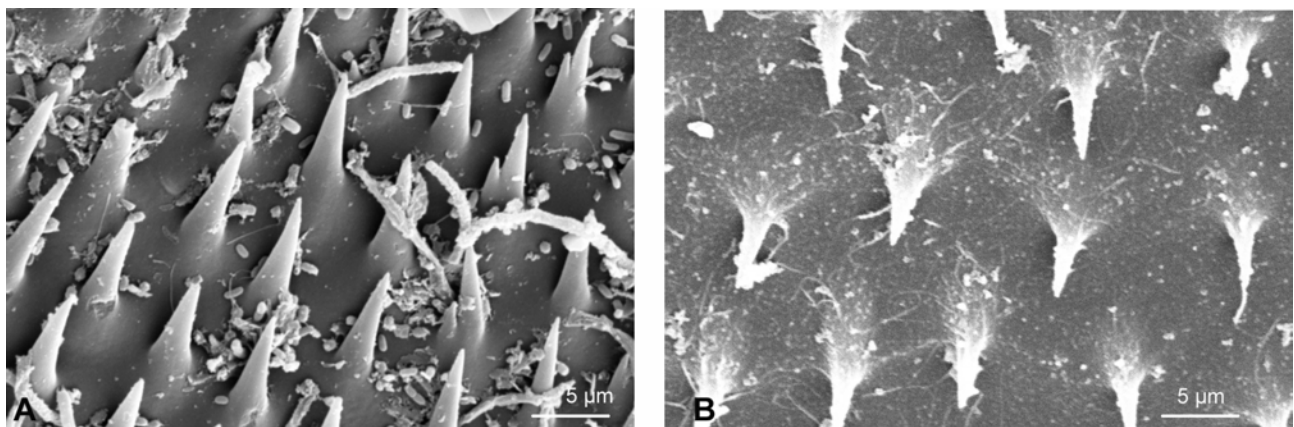


Abb. 3: Spitzenfelder von *Iron alpicola* (A) und *Heptagenia flava* (B)

Die Breite der einzelnen Fortsätze an der Spitze lag bei allen Arten in der gleichen Größenordnung (ca. 0,2 µm). Die Dichte der Spitzen wies dagegen deutliche Unterschiede auf. Die beiden Arten der höheren Strömungsgeschwindigkeit (*I. alpicola*: $7,0 \pm 0,95$ St./ $10^2 \mu\text{m}^2$, *E. assimilis*: $6,8 \pm 0,84$ St./ $10^2 \mu\text{m}^2$; Mittelwert \pm S.D., N=10) wiesen eine deutlich höhere Spitzen-Dichte auf als die beiden Arten, welche in geringerer Fließgeschwindigkeit vorkommen (*E. insignis*: $2,4 \pm 0,37$

St./10² µm²; *H. flava*: $2,3 \pm 0,27$ St./10² µm² Mittelwert \pm S.D., N=10). Die Unterschiede in der Spitzen-Dichte waren zwischen den Arten der beiden Gruppen in allen Fällen signifikant (Kruskal Wallis Test: *I. alpicola* vs. *E. insignis* H=14,29, P=0,000, d.f.=1; *E. assimilis* vs. *E. insignis* H=014,29, P=0,000, d.f.=1; *I. alpicola* vs. *H. flava*: H=14,29, P=0,000, d.f.=1; *E. assimilis* vs. *H. flava*: H=14,29, P=0,000, d.f.=1) und lassen sich bereits optisch leicht erkennen (Abb. 3).

„Haarige“ Haftkissen

„Haarige“ Haftkissen lassen sich nur auf der Ventralseite der Kiemenblättchen von *I. alpicola* und *E. assimilis* nachweisen. Im Gegensatz zu den meisten anderen Heptageniiden-Larven gelten die Kiemenblättchen dieser beiden Arten als unbeweglich. Die Haftkissen von *I. alpicola* und *E. assimilis* befinden sich auf genau der Fläche der Kiemenblättchen, welche mit dem Untergrund in Verbindung bleibt. Bei den einzelnen „Haaren“ handelt es sich um Setae (Ditsche-Kuru & Koop, 2007). Die Breite der Setae im Bereich der Spitze ist mit ca. 2 µm bei beiden Arten etwa gleich groß. Dagegen ist die Dichte der Setae auf den Kiemenblättchen von *I. alpicola* ($5,2 \pm 0,8$ µm; Mittelwert S.D., N=10) etwa drei mal so hoch wie bei *E. assimilis* ($1,6 \pm 0,2$ µm; Mittelwert S.D., N=10). Die Unterschiede in der Setae-Dichte sind dabei hochsignifikant ($t=14,3$, $P<0,001$, d.f.= 10, t-test).

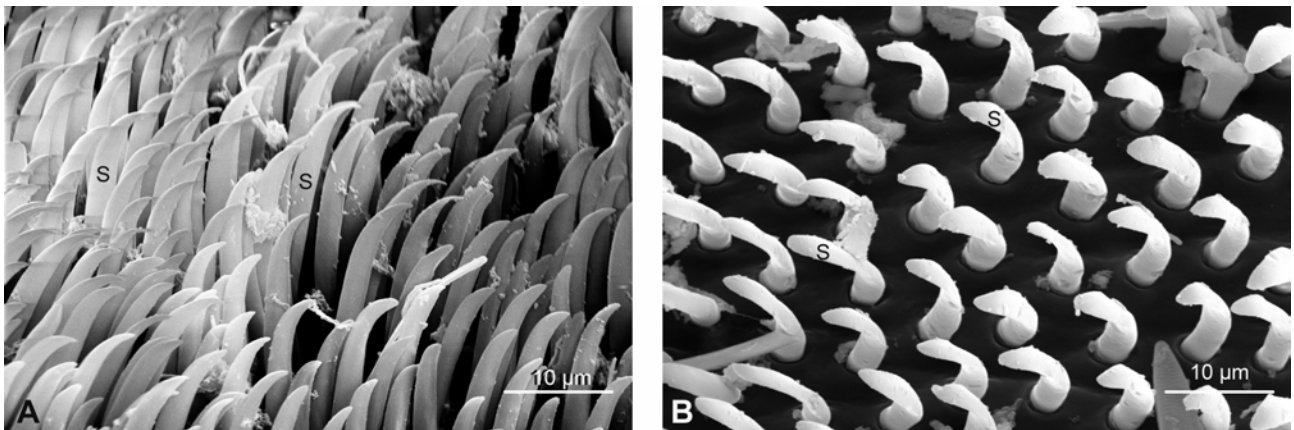


Abb. 4: „Haarige“ Haftkissen von *Iron alpicola* (A) und *Epeorus assimilis* (B), S-Setae

Nun lebt *I. alpicola* in größerer Strömungsgeschwindigkeit als *E. assimilis* und ist daher stärkeren Strömungskräften ausgesetzt. Von terrestrischen Haftsystemen ist bekannt, dass eine Erhöhung der Setae-Dichte zu einer Erhöhung der Haftkraft führt (Arzt et al., 2003). Wir nehmen daher an, dass die größere Setae-Dichte von *I. alpicola* eine höhere Haftkraft bedingt als bei *E. assimilis*. Allerdings ist inzwischen bekannt, dass das Funktionsprinzip bei der „Haarigen“ Haftkissen bei *Epeorus* und *Iron* ein anderes als bei den terrestrischen Insekten ist. Die Setae sind im Gegensatz zu den Setae oder Acanthae terrestrischer Haftkissen überwiegend posterior ausgerichtet, so dass Effekte durch Verhaken in der Rauheit des Untergrundes nahe liegen. Misstrauisch machte hier jedoch die stumpfe Spitze des überwiegenden Setae-Typs. Ditsche-Kuru, Koop & Gorb (2008) konnten zeigen, dass die „haarigen“ Haftkissen auf den Kiemenblättchen sowohl bei einigen Rauheiten als auch bei Glas signifikant zur Erhöhung der Haftkraft beitragen. Der signifikante Effekt der Kiemenblättchen auf Glas zeigt, dass es sich nicht allein um Verklammerungseffekte handeln kann. Die Autoren gehen daher davon aus, dass die strukturierte Oberfläche zur Verbesserung der Kontaktbildung zwischen zwei Festkörpern in der Flüssigkeit und deswegen zur Erhöhung des Beitrags der molekularen Kräfte zur Reibung/Adhäsion führt.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Es wurden Haftstrukturen von vier ausgewählten Heptageniiden-Larven verglichen, welche in Habitaten unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeit leben. Mehrere Haftstrukturen ließen dabei einen Zusammenhang zur Strömungsgeschwindigkeit erkennen. So wurden „Haarige“ Haftkissen nur bei den Arten mit hoher Strömungsgeschwindigkeit nachgewiesen. Dabei war die Setae-Dichte bei *I. alpicola*, der Art mit der höchsten Strömungsgeschwindigkeit im Lebensraum, signifikant höher als bei *E. assimilis*. Unterschiede zeigte auch die Dichte der Spitzenfelder, wobei die Arten mit hoher Strömungsgeschwindigkeit (*I. alpicola*, *E. assimilis*) eine signifikant höhere Spitzen-Dichte aufwiesen als die Arten mit Vorkommen in geringerer Strömungsgeschwindigkeit (*E. insignis*, *H. flava*). Die Krallen der vier Arten waren dagegen relativ ähnlich aufgebaut und ließen keinen klaren Zusammenhang zur Strömungsgeschwindigkeit erkennen. Insgesamt gesehen lässt sich jedoch ein klarer Zusammenhang zwischen der Ausprägung der Haftstrukturen und der Strömungsgeschwindigkeit im Habitat bei den untersuchten Heptageniiden-Larven erkennen.

Danksagung

Wir danken Herrn Prof. Wilhelm Barthlott und Prof. Dr. Stanislav Gorb für inhaltliche Anregungen zu Teilen dieser Arbeit. Bernd Mockenhaupt war eine große Unterstützung bei den Probenahmen und technischen Fragen. Besonderer Dank gilt auch dem Senckenberg Institut, welches die *Iron alpicola*-Larven zur Verfügung gestellt hat. Wir danken der Bundesanstalt für Gewässerkunde und dem Bundesministerium für Bau, Verkehr und Straßenwesen für die Projektfinanzierung.

Literatur

- Ambühl, H. (1959): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 21, 133-264.
- Arzt, E. Gorb, S & Spolenak, R. (2003): From micro to nano contacts in biological attachment devices. PNAS Vol. 100, 19,10603-10606.
- Bauernfeind E.& Humpesch U.H. (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. AV-Druck. Wien.
- Ditsche-Kuru, P. and Koop, J. (2007): Strömungsanpassungen torrenticoler Eintagsfliegenlarven - Bilden die Kiemen der Epeorus-Larven wirklich einen Saugnapf? In: Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung 2007, Münster.
- Ditsche-Kuru, P. and Koop, J.H.E (2008): New insights in a life in current: What is the role of the gill lamellae of Epeorus assimilis and Iron alpicola larvae (Heptageniidae) in attachment? Lecture at the Intern. Conference on Ephemeroptera in Stuttgart at 10.06.2008.
- Ditsche-Kuru, P., Koop, J.H.E. and Gorb (2008): Unterwasserhaftung in der Strömung – Die Haftorgane ausgewählter Eintagsfliegenlarven als mögliches Vorbild für bionische Anwendungen. Tagungsband des 9. Bionik-Kongress, Bremen.
- Gonser, T. (1990): Beiträge zur Biologie südneotropischer Ephemeropteren. Diss. Alb.-Lud. Universität Freiburg, Mai 1990.
- Ruttner, F. (1962): Grundriss der Limnologie. Walter De Gryter & Co. Berlin.
- Staniczek, A. (2003): Eintagsfliegen - Manna der Flüsse. Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde – Serie C : 53 (edit.) Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart und Gesell. Zur Förderung des Naturkundemuseums in Stuttgart.
- Statzner, B. & Holm, T. F. (1982): Morphological adaptations of benthic invertebrates to stream flow – An old question studied by means of a new technique (Laser Doppler Anemometry). Oecologia, 53, 290-292.
- Vogel, S. (1996): Life in Moving Fluids – The physical biology of flow. Princeton Press Chister, West Sussex.
- Wesenberg-Lund, C. (1943): Biologie der Süßwasserinsekten. Repr. 1989, Koeltz Scientific Books, Königstein.

Reaktion des Makrozoobenthos der Spree auf Durchflussverringering in Trockenjahren

Daniel Graeber¹ & Martin Pusch²

¹ Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, graeber@igb-berlin.de, ² pusch@igb-berlin.de

Keywords: Makrozoobenthos, Durchfluss, Fließgeschwindigkeit, Klima, Spree

Einleitung

Auswirkungen verringerten Wasserdargebots sind ein wichtiger Faktor für das Makrozoobenthos regulierter Flüsse (z.B. Castella et al. 1995). In der Folge beeinflusst die Verringerung der Durchflüsse insbesondere Ökotope und Mesohabitate mit hohen Dichten an Filtrierern aufgrund der benötigten minimalen Fließgeschwindigkeiten bei vielen dieser Arten (Brunke et al. 2001).

Die Spree ist stark durch direkte anthropogene Einflüsse betroffen, wobei insbesondere die Flussmorphologie und das Wasserdargebot und damit die Durchflussdynamik beeinflusst sind. Insbesondere der Abschnitt der Krummen Spree wurde verändert (Pusch & Hoffmann 2000; Pusch et al. 2001). Der Gewässerquerschnitt wurde im Laufe des 20. Jahrhunderts deutlich vergrößert, die Krumme Spree, außerdem begradigt und mit Steinschüttungen versehen. Zusätzlich wurden seit den 1950'er Jahren Sumpfungswässer aus dem Braunkohletagebau in der Lausitz in die Spree eingeleitet, was zu deutlich erhöhten Durchflüssen, verstärkter Tiefenerosion und damit zu einer weiteren Vergrößerung des Gewässerquerschnitts führte. Seit Anfang der 1990'er Jahre gingen die Einleitungen zurück und sind seit 2000 anhaltend gering. Der stark vergrößerte Gewässerquerschnitt und die zwischenzeitlich hohen Durchflüsse führten zu einer Flussmorphologie die an hohe Durchflüsse angepasst ist, was bei niedrigeren Durchflüssen zu stark verringerten Fließgeschwindigkeiten mit einem sehr gleichförmigen Fließgeschwindigkeitsmuster führt (Pusch et al. 2001).

Aufgrund der vorgenannten anthropogen bedingten Durchflussverringering, wurden substanzielle Veränderungen der Makrozoobenthosgemeinschaft in der Krummen Spree erwartet und an drei Transekten dieses Fließabschnittes wurde ein Langzeitvergleich zwischen den Jahren 1997/ 98 und 2007 durchgeführt. Zusätzlich wurden zweiwöchentlich chemische Daten und Nährstoffdaten aufgenommen, um möglichen Änderungen dieser Faktoren im Flußabschnitt zu berücksichtigen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Studie wurde an der Krummen Spree durchgeführt, einem Flussabschnitt der Spree im südlichen Brandenburg. Das erste Transekt (T1) liegt 850 m flussabwärts des Wehres in Alt Schadow (52°06'54"N 13°57'51"E), das zweite Transekt (T3) 1000 m flussaufwärts des

Wehres Kossenblatt (52°07'07"N 14°02'55"E) und das dritte Transekt (T5) 1500 m flussaufwärts der Brücke in Trebatsch (52°05'34"N 14°09'15"E). Die Nährstoffparameter wurden an zwei Brücken in Alt Schadow und Trebatsch aufgenommen.

Nährstoffparameter und Sauerstoffgehalt

Die Proben für die Nährstoffbestimmung wurden, beginnend 1997, alle zwei Wochen von den Brücken in Alt Schadow und Trebatsch genommen. Die Chlorophyll a-Konzentration wurde mittels HPLC (High Performance Liquid Chromatography) gemessen, die Sestonkonzentrationen, sowie die Kohlenstoff und Stickstoffgehalte im Seston wurden nach den in Zwirnmann, Krüger, und Gelbrecht (1999) beschriebenen Methoden gemessen.

Die Sauerstoffgehalte wurden durch eine Messsonde (YSI) in ca. 1,5 m Tiefe am Ende der Fließstrecke der Krummen Spree (Trebatsch; 52°05'34"N 14°09'15"E) ermittelt. Die Messungen wurden 1997 vom 01.Juli bis 10.Dezember und 1998 während der gesamten Vegetationsperiode (März bis November) durchgeführt, sowie 2008 vom 9.Juli bis 7.August.

Makrozoobenthos

Die Makrozoobenthosproben wurden im Frühling 1997, 1998 und 2007 an den drei Transekten für 8 Kategorien von Mesohabitaten genommen. Folgende Mesohabitatkategorien wurden beprobt: *Dreissena*-Bank, Unionidenfeld, Steinschüttung, Erlenwurzeln, Totholz, Treibsand, fester Sand und Schlamm. Die beprobte Fläche betrug 0,09 m² pro Replikat und Mesohabitat, bei drei Replikaten pro Mesohabitat. Für die Probenahme auf Treibsand, festen Sand und Schlamm platzierte ein Taucher einen Surber-Sampler (0,09 m², Maschenweite 0,5 mm) auf dem Sediment und wirbelte die obersten 5 cm auf, so dass die Wirbellosen und feinere Sedimente durch die Wasserströmung in das Netz transportiert wurden. Erlenwurzeln, Steine und Totholz wurden in einem Handnetz (Maschenweite 0,5 mm) an das Ufer gebracht und dort abgebürstet. Höhe und Breite jeder Seite der polygonalen Steine wurden gemessen und anschließend die Flächen berechnet. Die Oberfläche des Totholzes wurde unter Annahme einer zylindrischen Form berechnet. Im Labor wurden die Wirbellosen aus den Proben entfernt und bis zum Artniveau bestimmt, mit Ausnahme der Chironomidae, Ceratopogonidae, Empididae (Diptera); der Oligochaeta; sowie von *Pisidium* sp. und *Sphaerium* sp. (Bivalvia). Zur Bestimmung der Biomasse wurden die Wirbellosen bei 80°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und auf 0,01 mg genau gewogen. Die Wirbellosenbiomasse wurde für jedes Transekt taxon- und mesohabitatspezifisch ermittelt.

Ergebnisse

Durchflüsse

Die aus den Tagebauen in die Spree eingeleiteten Sumpfungsässer nahmen seit Ende der 1980er Jahre deutlich ab, was zu rückläufigen Durchflüssen in Cottbus und Leibsch führte (Tabelle 1). Der mittlere Durchfluss in den einzelnen Zeitabschnitten war zwar in Leibsch höher, allerdings war der mittlere sommerliche Durchfluss in Leibsch wesentlich geringer.

Tabelle 1: Jährliche und sommerliche Mittelwerte in verschiedenen Zeiträumen. Die Durchflüsse in Leibsch und Cottbus wurden durch das Landesumweltamt Brandenburg aufgenommen, die Grundwasserabflüsse sind die aus den Tagebauen in der Lausitz in die Spree eingeleiteten Sumpfungswässer (Vattenfall). MW= Mittelwert der täglichen Werte.

Zeitraum	Grundwasserabfluss	Durchfluss in Cottbus		Durchfluss in Leibsch	
	[m ³ *s ⁻¹]	[m ³ *s ⁻¹]		[m ³ *s ⁻¹]	
	MW	MW	MW Jun, Jul, Aug	MW	MW Jun, Jul, Aug
1981 - 1990	31.3	20.6	15.0	24.3	17.6
1991 - 2000	18.6	13.3	10.8	14.8	8.2
2001 - 2006	11.9	8.7	7.8	9.7	3.9

Sauerstoffgehalt

Es gab einen hochsignifikanten Zusammenhang zwischen dem Durchfluss und dem Sauerstoffgehalt in der Krummen Spree (Abbildung 3). Um mit 95 % Wahrscheinlichkeit einen minimalen Sauerstoffgehalt von 3 mg*L⁻¹ zu gewährleisten, musste 1997/ 98 ein Durchfluss von mindestens 4,2 m³*s⁻¹ und 2007 ein Durchfluss von 1,8 m³*s⁻¹ herrschen. Ein Durchfluss von 4,2 m³*s⁻¹ wurde im Zeitraum 1995 – 1999 an 8,1 % der Tage unterschritten und ein Durchfluss 1,8 m³*s⁻¹ wurde im Zeitraum 2004 – 2008 an 6,6 % der Tage unterschritten.

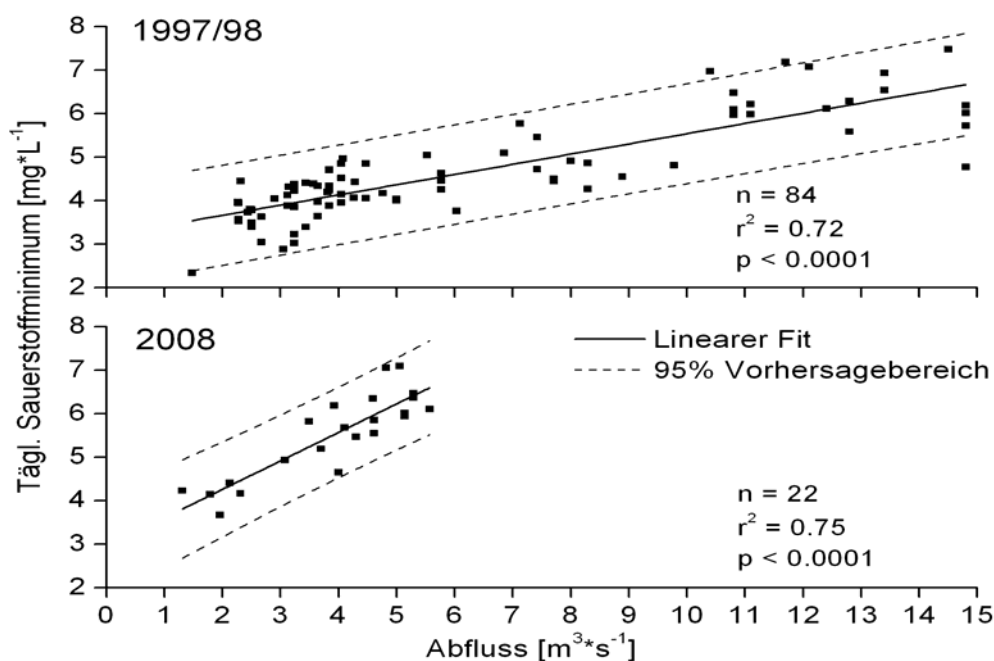


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen Durchfluss und Sauerstoffgehalt am Ende der Fließstrecke der Krummen Spree.

Nährstoffparameter

Alle Nährstoffparameter (Seston-Konzentration, POC, PON, TP, Chlorophyll a) zeigten einen Anstieg der Konzentration am Seeausfluss. Alle Veränderungen waren signifikant ($p < 0,005$), bis auf die Konzentrationsunterschiede des Chlorophyll a zwischen 1998 und 2007.

Makrozoobenthos

Im Probezeitraum 1997/98 waren die Crustacea die häufigste Großgruppe mit 78 % Anteil an der Individuenzahl des Makrozoobenthos, gefolgt von den Bivalvia (12 %) und den Diptera (4 %). Individuen von *Chelicorophium curvispinum* Sars machten hierbei 99,5 % der Dichte der Crustacea und *Dreissena polymorpha* Pallas 93,4 % der Bivalvia aus. Im Probezeitraum 2007 waren die Diptera die domierende Gruppe mit 56 % Anteil an der Gesamtabundanz. Die zweithäufigste Großgruppe waren die Oligochaeta (13 %), die dritthäufigste die Crustacea (13 %) und die Bivalvia machten 8 % der Individuen aus. Wieder dominierten die Chironomidae die Diptera mit einem Anteil von 99,4 % an ihrer Abundanz. Der Anteil von *C. curvispinum* an der Individuenzahl der Crustacea betrug 87,4 % und der von *D. polymorpha* nur noch 18,5 %. Die Zusammensetzung der Artengemeinschaft zwischen 1997 und 1998 war sehr ähnlich (ANOSIM, R-Statistik = 0,01, $p = 0,326$, Bray-Curtis-Ähnlichkeit). Im Unterschied hierzu zeigte die ANOSIM-Analyse hochsignifikante Unterschiede zwischen 1997/98 und 2007 (R-Statistik = 0,31, $p < 0,001$). Zusätzlich zu den sehr deutlichen Veränderungen der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos waren die Dichten und Biomassen 2007 sehr viel geringer (Abbildung 1). Im Probenahmezeitraum 1997/98 waren am Seeausfluss die höchsten Dichten des Makrozoobenthos zu finden. Dies war 2007 nicht mehr gegeben und die Verringerung der Biomassen war deutlich höher als die der Dichten, was auf verringerten Muscheldichten von *Dreissena polymorpha*, sowie der Unionideae zurückzuführen ist. Die Fließgeschwindigkeitspräferenzen des Makrozoobenthos unterlagen ebenfalls deutlichen Veränderungen. So wurden 2007 wesentlich mehr limnophile Arten (16 %) gefunden als noch 1997/98 (3 %) und der Anteil an rheo-limnophilen (1997/98 = 23 %; 2007 = 14 %), sowie rheophilen Arten (1997/98 = 13 %; 2007 = 4 %) nahm ab.

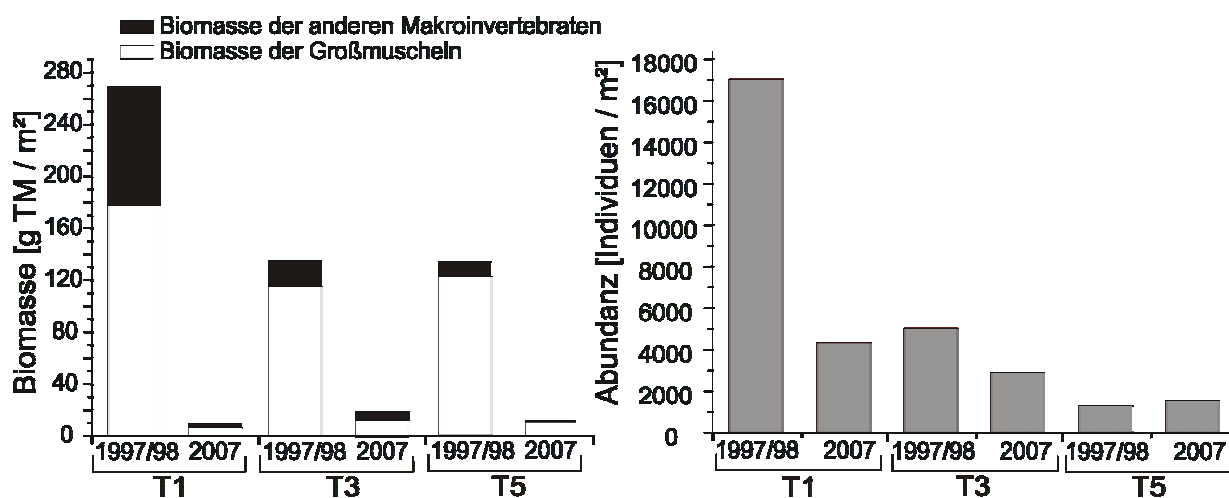


Abb.1: Transektenspezifische Biomassen und Dichten des Makrozoobenthos der beiden Probenahmekampagnen an den drei Transekten. T1= nahe des Seeauflusses; T3= Mitte der Fließstrecke; T5= Ende der Fließstrecke

Diskussion

Die Zusammensetzung der Artengemeinschaft des Makrozoobenthos hat sich zwischen 1997/98 und 2007 gravierend verändert. Vom Dichte- und Biomasserückgang waren vor allem Filtrierer betroffen, was eine verminderte Nahrungsquantität, beziehungsweise Nahrungsqualität des Sestons vermuten lässt. Solche Effekte konnten für das Seston nicht nachgewiesen werden, im Gegenteil nahm die Konzentration des Seston und die der limitierenden Nährstoffe Phosphor und Stickstoff am Seeausfluss sogar zu. Dass Limitierung durch Nährstoffe eine Rolle bei den Änderungen in der Makrozoobenthosgemeinschaft gespielt haben könnte ist somit unwahrscheinlich.

Im Probezeitraum von 2007 wurden wesentlich mehr limophile Arten und weniger rheophile Arten gefunden, was auf verringerte Fließgeschwindigkeiten im Flussabschnitt schließen lässt. Die Durchflüsse lagen im Sommer der letzten Jahre bei durchschnittlich $3,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Bei diesen geringen Durchflüssen sind die Fließgeschwindigkeiten in diesem Flussabschnitt aufgrund seiner hohen Querschnittsfläche bei Niedrigwasser (Pusch et al. 2001) sehr stark erniedrigt. Der Sauerstoffgehalt ist davon direkt betroffen, da ein sehr deutlicher Zusammenhang zwischen Sauerstoffgehalt und Durchfluss gefunden wurde. Dieser Zusammenhang ist vermutlich durch die hohen Nährstoffeinträge bedingt und wurde in Fließgewässern mit anthropogen verringerten Fließgeschwindigkeiten noch nicht gefunden, allerdings schon vermutet (Dewson, et al. 2007). Aufgrund der Konstanz der anderen Parameter ist es sehr wahrscheinlich, dass die Änderungen in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft direkt auf Durchflussverringering, sowie auf Sauerstoffzehrungsereignisse im Sommer zurückzuführen ist.

Der Durchfluss der Krummen Spree wird sich aufgrund der globalen Erwärmung weiter verringern. Ausgehend von einer Erwärmung um 1,4 K bis 2100 (Scenario A1B, IPCC, Albritton et al. 2008) wurden die Effekte höherer Temperaturen auf die Wasserbilanz in Brandenburg durch das PIK Potsdam untersucht. Die Autoren fanden die deutlichsten Änderungen in reduziertem Niederschlag und erhöhter Verdunstung bis 2055 (Gerstengarbe et al. 2003). Relativ zu der Referenzperiode von 1951 - 2000 wird hauptsächlich der verringerte Niederschlag zu einem um 43 % verringerten mittleren Durchfluss in der Zeit von 2001 – 2055 führen (Gerstengarbe et al. 2003). Die gefundenen Änderungen der Zusammensetzung des Makrozoobenthos werden somit sehr wahrscheinlich noch zunehmen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Durchfluss in der Spree ist stark verringert. Hierdurch kommt es im Sommer zu Sauerstoffzehrungen in der Krummen Spree, einem Flußabschnitt der Spree.

Die Artengemeinschaft des Makrozoobenthos ist hiervon stark betroffen. Es kam zwischen 1997/98 und 2007 zu signifikanten Änderungen in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft, sowie zu deutlichen Dichte- und Biomasserückgängen. Diese sind auf niedrigere Fließgeschwindigkeiten und häufigere Sauerstoffminima im Sommer zurückzuführen.

Der Trend der niedrigen Durchflüsse wird sich in den nächsten Jahren verstärken was wahrscheinlich weitergehende Schädigungen der Artengemeinschaft des Makrozoobenthos bedingen wird.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit. Die Autoren danken allen Mitarbeitern des IGB, die an der Entstehung dieser Arbeit mitgewirkt haben, insbesondere Mario Brauns und Jürgen Schreiber.

Literatur

- Albritton DL, Allen MR, Baede APM, Church JA, Cubasch U, Xiaosu D, Yihui D. IPCC, Third assessment report: Climate Change 2001. 2008. Geneve, Switzerland, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Brunke M, Hoffmann A, Pusch M. (2001) Use of mesohabitat-specific relationships between flow velocity and river discharge to assess invertebrate minimum flow requirements. *Regulated Rivers-Research & Management*, 17, 667-676.
- Castella E, Bickerton E, Armitage PD, Petts GE. (1995) The effects of water abstractions on invertebrate communities in U.K. streams. *Hydrobiologia*, 308, 167-182.
- Chen L-Y, Heath AG, Neves RJ. (2001) Comparison of oxygen consumption in freshwater mussels (Unionidae) from different habitats during declining dissolved oxygen concentration. *Hydrobiologia*, 450, 209-214.
- Cohen AN. A Review of Zebra Mussels' Environmental Requirements. 420, 1-33. 2005. California Department of Water Resources.
- Davis JC. (1975) Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32, 2295-2332.
- Dewson ZS, James ABW, Death RG. (2007) A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26, 401-415.
- Gerstengarbe F-W, Badeck F, Hattermann F, Krysanova V, Lahmer W, Lasch P, Stock M, Suckow F, Wechsung F, Werner PC. Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft, sowie die Ableitung erster Perspektiven. Gerstengarbe, F.-W. 83. 2003. Potsdam, Germany, Potsdam Institute for Climate Impact Research. PIK Report.
Ref Type: Report
- Pusch M, Hoffmann A. (2000) Conservation concept for a river ecosystem (River Spree, Germany) impacted by flow abstraction in a large post-mining area. *Landscape and Urban Planning*, 51, 165-176.
- Pusch M, Köhler J, Wanner SC, Ockenfeld K, Hoffmann A, Brunke M, Grünert U, Kozerski H-P. (2001) Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflussreduktion, Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.
- Zwirmann E, Krüger A, Gelbrecht J. (1999) Analytik im zentralen Chemielabor des IGB. In: *Berichte des IGB, Heft 9*, 3-24, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.

Gold-Tagebau und der Einfluss multipler Stressoren auf aquatische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern der Mongolei

Daniel A. Kraetz¹, Ralf B. Ibisch¹, Soninkhishig Nergui², Saulyegul Avylush², Ganganmurun Enkhbayar² & Dietrich Borchardt³

¹ Universität Kassel, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung (CESR), Abteilung Integriertes Gewässermanagement (INTEGER), Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel, e-mail: d.kraetz@uni-kassel.de

² Nationaluniversität der Mongolei, Fakultät für Biologie, Ulan Bator, Mongolei, e-mail: soninkhishig2000@yahoo.com

³ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management (A-SAM), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, e-mail: dietrich.borchardt@ufz.de

Keywords: Biodiversität, Multiple Stressoren, Trübung, Kolmation, Makroinvertebraten, Bergbau

Einleitung

Im Nord-Osten der Mongolei finden sich großräumig, ungestörte Naturräume und Fließgewässer-Ökosysteme, die durch den schnell expandierenden Gold-Tagebau mit steigenden Nutzungsinteressen und daraus folgenden Umweltbelastungen konfrontiert sind. Der Großteil der Goldvorkommen dieser Region befindet sich in Seifenlagerstätten in den alluvialen Sedimenten der Fließgewässerauen, deren Abbau vielfältige Auswirkungen auf das Fließgewässer-Ökosystem hat. Die Effekte des Gold-Tagebaus auf die aquatischen Lebensgemeinschaften sind für die Region der Mongolei weitestgehend unbekannt. Das Ziel der vorliegenden Arbeit war daher die vergleichende Untersuchung der Artengemeinschaften der Kieselalgen, benthischen Invertebraten und Fische in natürlichen und durch Gold-Tagebau beeinflussten Fließgewässern. Hieraus können Grundlagen für angepasste Monitoring- und Managementstrategien abgeleitet werden, die in dieser Form für den Gold-Tagebau bisher nicht existieren.

Untersuchungsgebiet

Die zwei Untersuchungsgebiete liegen im Norden der Mongolei, im Randbereich des streng geschützten Gebiets „Khan Khentii“, das sich nord-östlich der Hauptstadt Ulan Bator erstreckt. Beide Untersuchungsgebiete weisen sowohl anthropogen unbelastete Fließgewässerabschnitte, als auch durch Gold-Tagebau beeinflusste Gewässerstrecken auf, die vergleichend untersucht wurden. Im West-Khentii wurden Zuflüsse des Eroo untersucht. Der großflächige Abbau der Lagerstätten im Tal des Flusses Yalbag führt zum Verlust der Aue sowie zur Veränderung des Stoff- und Sedimenthaushalt der Gewässerstrecken unterhalb des Abbaubereiches. Als Referenzgewässer dienten in diesem Gebiet der Tsagaan Chuluut und der Barchuluut (vgl. Abbildung 1 a). Im Süden des Khentii wurde der Fluss Terelj, ein Zufluss des Kherlen untersucht. Hier liegt das Abbaubereich im Unterschied zum Yalbag im Oberlauf des Gewässers. Am Terelj wurde ein Längstransect von ca. 40 km Länge untersucht, das Probestellen oberhalb und unterhalb des Abbaubereichs beinhaltete. Zusätzlich

wurden als Referenzgewässer drei Zuflüsse des Terelj beprobt. Die untersuchten Gewässer in den beiden Gebieten sind dem Epi- bis Metarhithral zuzuordnen.

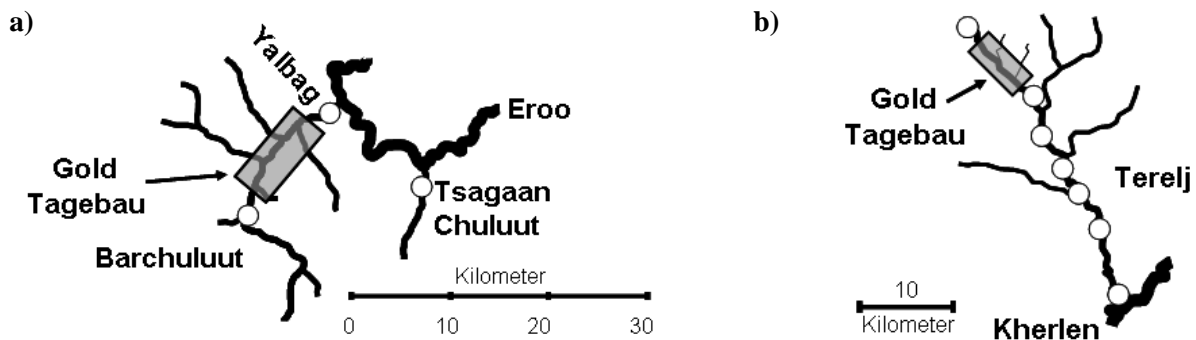


Abbildung 1: Untersuchungsgebiete im West- (a) und im Süd-Khentii (b) und Lage der Probestellen (weiße Kreise) an den Referenzgewässern und den durch Gold-Tagebau beeinflussten Abschnitten.

Material und Methoden

Die Auswirkungen des Gold-Tagebaus auf die biologischen Komponenten der Gewässerökosysteme wurden an Hand der Kieselalgen, Makroinvertebraten und Fische untersucht. Die Kieselalgen wurden in den Jahren 2004 und 2005 monatlich in der Zeit von Mai bis September beprobt. Hierzu wurden mit Standardmethoden qualitative Proben von Steinen, Feinsubstraten und Makrophyten entnommen. Zeitgleich zu der Kieselalgenprobennahme wurden quantitative Aufnahmen der Makroinvertebraten durchgeführt. Die Aufnahmen erfolgten mit Hilfe eines Surber-Samplers (500 µm Gaze) in den Mesohabitaten Rausche, Kolk und Ufer. Die Bestimmung der Kieselalgen und Makroinvertebraten erfolgte in Laboratorien der Nationaluniversität der Mongolei. Das Biomonitoring der Fischfauna bestand aus quantitativen Aufnahmen mit Hilfe der Elektrofischerei und anschließendem Vermessen und Wiegen der gefangenen Fische. Hieraus wurde für ausgewählte Arten der Konditionsfaktor nach Fulton berechnet. Zusätzlich wurde mit Hilfe von Reusen die Ausbreitung der Fische unterhalb und innerhalb des Abbaugebiets untersucht. Diese zweiwöchige Untersuchung fand im Frühjahr 2006 mit folgenden Reusenstandorten statt: unterhalb des Abbaugebiets, oberhalb des Abbaugebietes in einem Gewässerarm, der das Abbaugebiet über etwa 3 km durchfließt und oberhalb des Abbaugebietes in einem Umgehungsgerinne.

Ergebnisse

Die Analysen im Labor ergaben insgesamt 62 **Kieselalgenarten** aus 35 Gattungen, wobei keine signifikanten Unterschiede in der Arten- bzw. Gattungszahl zwischen den Referenzstellen und den beeinflussten Gewässerstrecken festgestellt wurden. Kanonische Korrespondenzanalysen (CCA) auf Basis der relativen Abundanzen wiesen jedoch auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Probestellen hin. In den beeinflussten Abschnitten unterhalb des Gold-Tagebaugebiets waren die relativen Anteile der motilen Arten (v.a. Vertreter der Gattungen *Cylindrotehca*, *Gyrosigma*, *Navicula*, *Nitzschia* und *Surirella*) gegenüber den Referenz signifikant erhöht.

Beim **Makrozoobenthos** wurden in den Referenzgewässern des Eroo-Einzugsgebiet sowohl für die Anzahl der Taxa, als auch für die Individuendichten deutlich höhere Werte gefunden, als in den gestörten Gewässerstrecken am Yalbag. Diese Unterschiede waren jedoch nur während der Probe-

nahmen im Mai und Juni signifikant, im weiteren Jahresverlauf glichen sich die Werte aneinander an. Am Terelj ergaben sich noch deutlichere Unterschiede. Hier verminderte sich die Abundanz von über 8000 Individuen/m² oberhalb der Mine auf wenige hundert Individuen/m² unterhalb der Mine. Entlang des ca. 40 km langen Probenahmetranssektes unterhalb des Abbaugebietes blieben die Abundanzwerte gering und erreichten nur vereinzelt Werte von über 2.000 Individuen/m². Der Gold-Tagebau beeinflusst auch die Artengemeinschaft der Makroinvertebraten. Ein nichtmetrisches multidimensionales Scaling (NMDS) auf Basis der Häufigkeitstabellen der nachgewiesenen Taxa im Eroo-Einzugsgebiet zeigte, dass sich die Referenzstellen von den beeinflussten Gewässerstrecken signifikant abtrennten (ANOSIM Significance: < 0.001). Signifikante Unterschiede zwischen den Gewässern zeigten auch die abiotischen Kenngrößen Leitfähigkeit, pH, Sauerstoffkonzentration, Temperatur und suspendierte Sedimente.

Das Biomonitoring an Hand der **Fische** ergab für das Arteninventar keine Unterschiede zwischen den Gewässern. An den Probestellen entlang des Terelj wurden jeweils sieben Arten gefunden und im Einzugsgebiet des Eroo wies der Yalbag mit acht Arten sogar ein höheres Arteninventar auf als die Referenzgewässer Tsagaan Chuluut (sieben Arten) und Barchuluut (fünf Arten). Ähnliches zeigte sich für die Abundanz, die im Yalbag im Frühjahr und Sommer signifikant höher war, als in der Referenz (Man-Whitney-Test, $p < 0,05$). Die Analyse mit Hilfe einer NMDS zeigt, dass sich die Artengemeinschaft zwischen der Referenz und den Gewässerstrecken am Yalbag deutlich unterscheidet. So sind z.B. im Yalbag euryöke Arten wie *Leuciscus baicalensis* oder *Barbatula toni* eudominant vertreten, wohingegen sie in der Referenz fehlen oder nur rezident vorkommen. Unterschiede gibt es auch bei der Fitness einiger Arten. Bei *Thymallus arcticus*, *Brachymystax lenok* und *Phoxinus phoxinus* wurden in den Strecken unterhalb des Gold-Tagebaus signifikant geringere Konditionswerte gefunden als in den Referenzgewässern (Man-Whitney-Test, $p < 0,005$). Bei den Reusenbefischungen im Frühjahr 2006 zeigte sich, dass die Fische je nach Art unterschiedliche Wanderrouen wählen. *Brachymystax lenok* und *Thymallus arcticus* wurden fast ausschließlich im Umgehungsgerinne gefangen, wohingegen *Phoxinus phoxinus* in der Reuse innerhalb des Abbaugebiets deutlich häufiger vorkam.

Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigte beim Vergleich von Referenz- und belasteten Gewässerabschnitten, dass die untersuchten biologischen Gruppen ganz unterschiedlich auf die durch den Gold-Tagebau verursachten Umweltstressoren reagierten.

Die durchgeführte Studie konnte aufzeigen, dass es einen Wechsel in der Zusammensetzung der **Kieselalengesellschaft** gab, von nicht-motilen (angehefteten) Spezies zu motilen (beweglichen) Arten. Es ist davon auszugehen, dass bei verstärkter Sedimentation die benthischen Biofilme zunehmend mit Feinsedimenten überdeckt werden. Als Reaktion darauf können bewegliche Arten auf die Sedimentoberfläche migrieren, wohingegen fest angeheftete Kieselalengruppen vom Sediment überdeckt bleiben und mit der Zeit aufgrund von Lichtmangel absterben. Daher kommt es zu höherer Abundanz der motilen Diatomeen (Dickman et al., 2005).

Die Lebensgemeinschaft des **Makrozoobenthos** zeigt in der vorliegenden Untersuchung direkte Reaktion auf die veränderten Umweltbedingungen unterhalb der Goldabbaugebiete. Als wesentliche Störgröße muss aufgrund vorliegender unveröffentlichter Daten die erhöhte Schwebstofffracht angesehen werden. Die negativen Einflüsse von überhöhten Schwebstofffrachten sind in der Literatur bekannt und zahlreich belegt (Newcombe und MacDonald, 1991) und resultieren z.B. aus der Zunahme der Scherkräfte und erhöhtem Abtrag von Organismen (Berry et al., 2003). Indirekte Effekte auf die Makroinvertebraten ergeben sich aus der Verminderung der Aufwuchsbiomassen

auf Grund signifikanter Verschlechterung der Lichtmenge (Van Nieuwenhuysse und LaPerriere, 1986, Ryan, 1991) und einer bottom-up Steuerung der Makroinvertebratenbiomasse und –abundanz (Wagener und LaPerriere, 1985, Wood und Armitage, 1997, Fossati et al., 2001) sowie der Diversität der Lebensgemeinschaft (Quinn et al., 1992). Wesentliche Verantwortung für den Rückgang des Makrozoobenthos trägt auch die Kolmation des hyporheischen Interstitials, die an den Probestellen des Yalbag nachgewiesen wurde (Ibisch et al., 2007). Die Kolmation führt zum Verlust von geeigneten Habitaten im Kieslückensystem, insbesondere auch während der kalten und langen Winter.

Bei den **Fischen** wurden für einige Arten signifikant geringeren Korpulenzwerte gefunden. Die negativen Effekte der Trübung und erhöhter Sedimentfrachten auf das Wachstum der Fische wurde auch von anderen Autoren beschrieben und wird z.B. durch eine verminderten Effizienz bei der Nahrungsaufnahme verursacht (Rowe und Dean, 1998). Aus Abbildung 2 geht hervor, dass hierbei jedoch auch die verminderte Produktivität des Gewässers auf Grund des Feinsedimenteintrags von Bedeutung ist. Die Untersuchungen konnten auch zeigen, dass es in Folge des Gold-Tagebaus zu Änderungen bei der Wahl der Wanderrouen kommt. Verhaltensänderungen auf Grund erhöhter Sedimentfrachten sind zahlreich belegt (Newcombe und MacDonald, 1991) und führen etwa dazu, dass Fische die Aufwanderung in ein Gewässer unterbrechen (McLeay et al., 1987). Es konnten keine direkten Effekte auf die Artenzahl und die Abundanz festgestellt werden. Hierfür sind die in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen mittleren Schwebstoffkonzentrationen von unter 200 mg/l (Ibisch et al., 2007) möglicherweise zu gering. Der Zusammenfassung von Newcombe und MacDonald (1991) zu Folge sind diese als eher geringfügig bis mäßig schädlich einzuordnen. Deutliche Effekte scheint es auf die Dominanz einzelner Arten zu geben, wobei hier insbesondere Habitatveränderungen eine Rolle spielen, die indirekt durch den Gold-Tagebau gefördert werden. So z.B. weisen die Gewässerstrecken unterhalb des Abbaugbiets signifikant höhere Temperaturen auf (Ibisch et al., 2007), was zur Förderung von Warmwasser-Arten führen kann (Reeves et al., 1987). Eine wesentlicher Effekt des Gold-Tagebaus auf die Fischfauna resultiert erneut aus der Kolmation der Gewässersohle, die z.B. zu einem verminderten Reproduktionserfolg kieslaichender Fischarten führt.

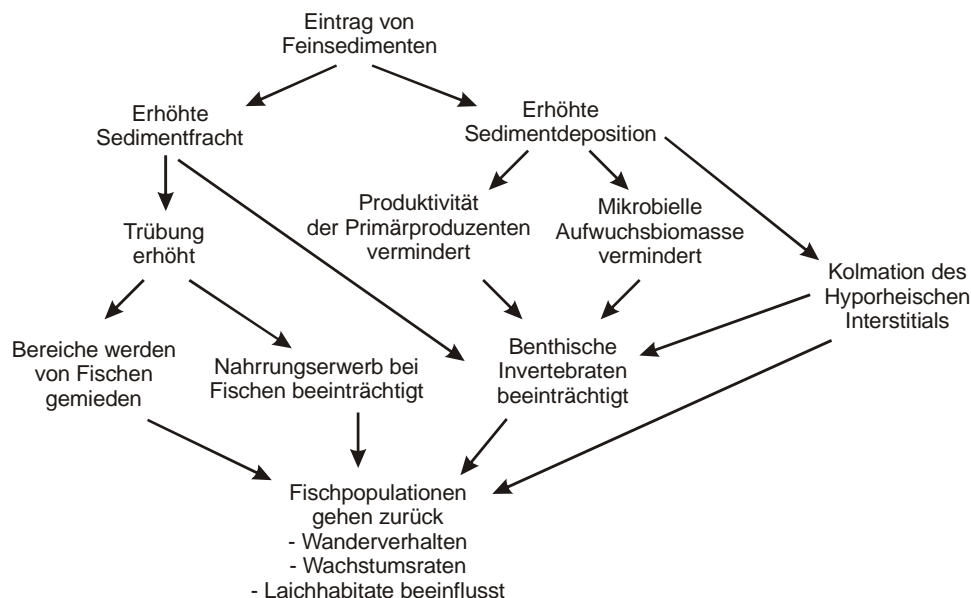


Abbildung 2: Schematisches Modell der Effekte von Feinsedimenteinträgen auf die biotischen Komponenten eines Gewässerökosystems (nach Rowe und Dean, 1998, erweitert).

Die folgende Tabelle fasst die Ergebnisse zusammen und veranschaulicht, dass die untersuchten, biologischen Gruppen unterschiedlich reagieren. Hieraus ergeben sich wesentliche Konsequenzen, die bei der zukünftigen Konzeption von angepassten Management- und Monitoringstrategien des Goldminen-Tagebaus in der Mongolei berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 1: Auswirkungen des Gold-Tagebaus auf unterschiedliche biologische Gruppen und Niveaus
(+++ = deutlich; ++ = mäßig; + = gering/keine; k.A. = keine Angaben).

	Kieselalgen	Makroinvertebraten	Fische
Anzahl der Taxa	+	+++	+
Artengemeinschaft	+++	+++	++
Abundanz	k.A.	+++	+
Individ. Fitness	k.A.	k.A.	++
Migration/Verhalten	k.A.	k.A.	+++

Danksagung

Die Untersuchung wurde finanziell gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Förderkennzeichen 0330398.

Literatur

- Berry, W., Hill, B., Melzian, B. and Rubinstein, N., 2003. The Biological Effects of Suspended and Bedded Sediments (SABS) in Aquatic Systems: a Review, Internal report prepared by the U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- Dickman, M.D., Peart, M.R. and Yim, W.W.-S., 2005 Benthic diatoms as indicators of stream sediment concentration in Hong Kong. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 90(4): 412– 421.
- Fossati, O., Wasson, J.G., Hery, C., Salinas, G. and Marin, R., 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Archiv für Hydrobiologie*, 151(1): 33-50.
- Ibisch, R.B., Kraetz, D. and Borchardt, D., 2007. Beeinflusst die Kolmation des hyporheischen Interstitials den Temperaturhaushalt von Fließgewässern? In: D.G.f.L. (DGL) (Editor), Tagungsbericht 2006 Dresden.
- McLeay, D.J., Birtwell, B.F., Hartman, G.F. and Ennis, G.L., 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 658-673.
- Newcombe, C.P. and MacDonald, D.D., 1991. Effects of Suspended sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11: 72-82.
- Quinn, J.M., Davies-Colley, R.J., Hickey, C.W., Vickers, M.L. and Ryan, P.A., 1992. Effect of clay discharges on streams - 2 Benthic invertebrates. *Hydrobiologia*, 248: 235–247.
- Reeves, G.H., Everest, F.H. and Hall, J.D., 1987. Interaction between reidside shiner (*Richardsonius balteatus*) and the steelhead trout (*Salmo gairdneri*) in western Oregon: the influence of water temperature. . *Can. J. Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 1603-1613.
- Rowe, D.K. and Dean, T.L., 1998. Effects of turbidity on the feeding ability of the juvenile migrant stage of six New Zealand freshwater fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32: 21-30.
- Ryan, P.A., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams, a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 25: 207–221.
- Van Nieuwenhuysse, E.E. and LaPerriere, J.D., 1986. Effects of placer gold mining on primary production in subarctic streams of Alaska. *Water Resources Bulletin*, 22: 91-99.
- Wagener, S.M. and LaPerriere, J.D., 1985. Effects of placer mining on invertebrate communities of interior Alaska streams. *Freshwater Invertebrate Biology*, 4: 208–214.
- Wood, P.J. and Armitage, P.D., 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21(2): 203-217.

Nutrients, light and grazing interact in determining a benthic algal community

Lange, Katharina¹; Liess, Antonia²; Piggott, Jeremy J.²; Kilroy, Cathy³; Matthaei, Christoph² & Townsend, Colin²

¹ Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden, Germany, katha.lange@googlemail.com,

² University of Otago, Department of Zoology, PO Box 56, Dunedin 9054, New Zealand, zoology@otago.ac.nz,

³ National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd., PO Box 8652, Christchurch 8011, New Zealand,

Keywords: stream benthic diatoms, functional groups, grazing, light, nutrients

Introduction

Benthic algae are found associated with bacteria, fungi, protozoa, small metazoa and non-living organic material covering almost all surfaces in aquatic environments; this assemblage is called the periphyton. The growth and architecture of periphytic biofilms is shaped by many factors, including the availability of resources such as nutrients and irradiance, consumption by herbivores, physical disturbance, water temperature and stress induced by inorganic chemicals, organic toxic substances or acidification. The availability of the two key resources nutrients and light and herbivore consumption can play important antagonistic roles in controlling stream periphyton (Steinman 1992; Biggs & Lowe 1994; Hill *et al.* 1995; Rosemond *et al.* 2000; Hill & Fanta 2008) and are therefore the focus of the present research.

We will identify which of the experimental factors have the strongest effect on benthic algal community composition. Further, we will aim to assign groups of algal species to functional groups (or guilds; see Passy 2007) according to their adaptive response to different resource and grazing regimes.

Passy (2007) proposed that when focusing on diatoms, being the predominant taxonomic group in many benthic algal communities, such communities could be segregated into three main ecological guilds based on their abilities to utilize resources and counteract disturbances (see Figure 1). These three guilds are present as: the low profile guild that includes species of short stature, the high profile guild that comprises species of tall stature, and the motile guild that consists of relatively fast-moving species.

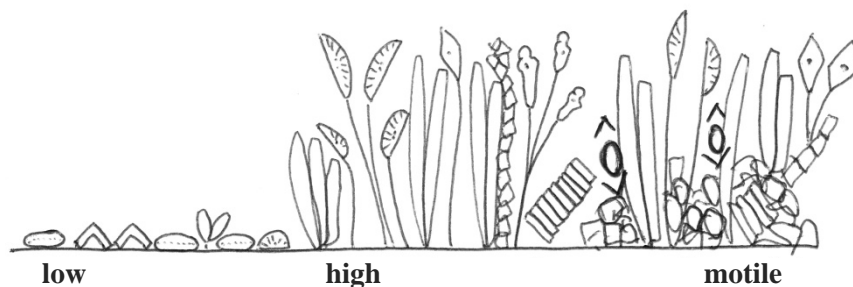


Figure 1.: The major physiognomic growth forms of periphytic diatoms: low profile forms on the left; high profile forms in the middle and motile forms (within a thicker algal mat) on the right

Our hypotheses are

- (1) Snail grazing will have an impact on algal community composition, at least at high grazing intensity, and will induce a change to either faster-growing or grazing-resistant algal species.
- (2) The 'low profile' algal growth guild will dominate the diatom community under low resource supply conditions, and the 'high guild' in treatments with sufficient resource supply of nutrient and light.
- (3) The 'motile guild' will be more abundant under conditions of higher resource supply.

Methods

The experiment was conducted in 128 circular streamside channels at the Kauru River, a 3rd order stream in North Otago on the South Island of New Zealand (170°44.6' East, 45°6.5' South), during the Austral summer in November and December 2007. The benthic algal community of the Kauru River is dominated by diatoms, a pattern observed in the majority of rivers with similar resource supply and disturbance frequency (Biggs 1996). The Kauru River served as a local species pool for our experiment, which was conducted in circular stream channels fed with stream water.

We used a full factorial design with four nutrient levels, four grazing levels and two light levels, and four replicates of each treatment combination (128 experimental units in total). Nutrient treatments were randomly distributed between eight blocks of 16 stream channels. Light and grazing treatments were distributed randomly within the nutrient treatments. Four experimental units were omitted from data analysis due to treatment errors, resulting in 124 units.

Nutrient treatments were chosen to cover the natural range concentrations found in New Zealand streams (Buck *et al.* 2004; Doledec *et al.* 2006; Scarsbrook 2006). For grazing treatments, we used the herbivorous snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843; length: 2-4 mm, body mass: 2-3 mg), which is abundant throughout New Zealand. Target snail densities were based on its natural density range in the Kauru River (Herrmann *et al.* submitted) and a survey of 18 New Zealand streams (Collier *et al.* 1998). Light treatments were ambient and reduced light levels; the latter was achieved by covering half the stream channels with shade cloth, which reduced light intensity by 65%.

The periphyton was sampled from the tiles. Chlorophyll *a* was determined by the established method of Biggs & Kilroy (2000). The chlorophyll *a* content of the concentrated periphyton sample was determined spectrophotometrically following extraction in 1 mL boiling 90 % ethanol (78 °C for five minutes) and soaked in the dark at 4 °C for 14 hours (Sartory & Grobbelaar 1984). To allow diatom identification to the lowest possible taxonomic level, all algal community samples were acid-cleaned and mounted using standard techniques (Round *et al.* 1990; Biggs & Kilroy 2000).

Community response variables, e.g. chlorophyll *a* [mg m⁻²], were analyzed using three-way ANOVAs (between-subjects factors: enrichment level, grazer density and light level). To gain an overview of the distribution of individual diatom species under different environmental conditions, the most common species were clustered based on their relative abundance within treatment combinations using complete linkage cluster analysis. Further, we evaluated how the groupings of diatom species in these clusters (i.e. species showing a similar ecological response to the experimental changes in environmental conditions) compared to the 'diatom ecological guilds' (functional groups of diatom species) proposed by Passy (2007). Treatment effects on the relative distributions of the three diatom growth guilds were determined using three-way ANOVAs

Results and Discussion

In the present experiment, benthic algal biomass accrual (measured as chlorophyll *a*) was controlled by strong single and interactive effects of light and nutrient availability (Figure 2). By contrast, no biomass loss through grazing was detected. Further, grazing showed no interactive effects with nutrient enrichment or light on biomass accrual.

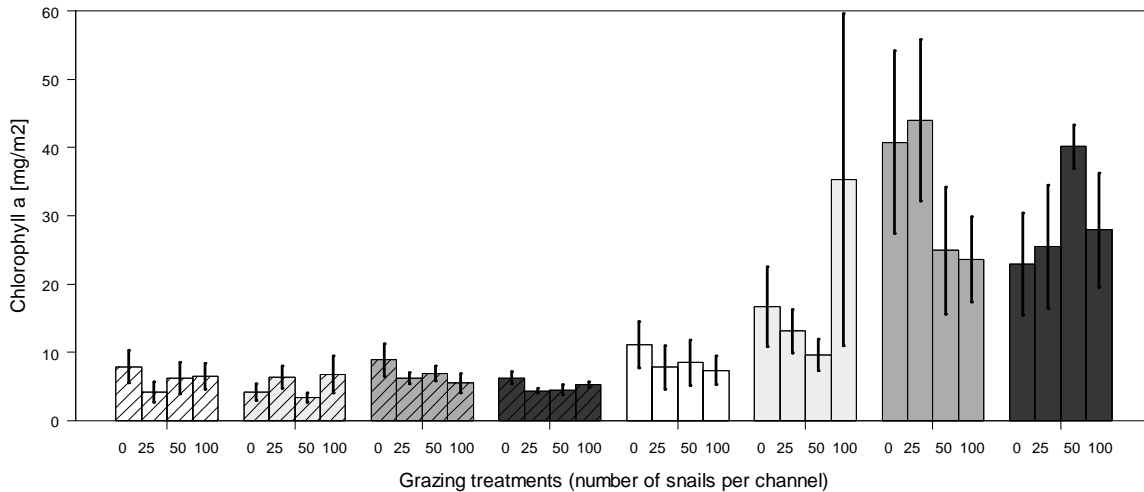


Figure 2.: Chlorophyll a [mg m^{-2}] (means \pm standard errors) under different grazer densities (no snails = 0, low = 25, medium = 50, high = 100 snails per channel), in reduced light (hatched bars or ratios on grey background) and ambient light (non-hatched bars or ratios on white background) conditions and in ambient (white), medium (yellow), high (orange) and very high (red) nutrient treatments

Overall, algal biomass accrual at ambient light levels was four times higher than at reduced light levels. Light was therefore available only in sub-saturating intensities and limited algal growth in the reduced light treatments. Nutrients acted as a subsidy for algal biomass accrual, but only when light was not limiting. Consequently, light limitation was stronger than nutrient limitation in the present experiment. Several authors have also observed a similar dominant effect of light limitation on benthic algal biomass accrual in natural streams. For example, Hill & Knight (1988) observed that nutrient enrichment did not increase the accrual of algal biomass in a shaded compared with an unshaded stream in northern California.

The grazing behavior and efficiency of *P. antipodarum* were not the only reasons why algal biomass was not affected by grazing in our experiment. This is due we believe to the manipulation of light having such a strong impact on the periphyton community. Under ambient light conditions, the findings of our experiment were in agreement with one of the universal patterns found in long-term temporal studies of algal succession in natural streams (Biggs 1996); that benthic algal communities go through regular cycles of rapid biomass accrual (blooms) and autogenic (self-induced) sloughing. Autogenic sloughing of the algal mat can lead to dramatic and rapid losses of algal biomass. Sloughing is seen as a consequence of resource stress of underlying layers within a thicker biofilm (Biggs 1996). It occurs in a patchy manner across all benthic substrata (Biggs & Close 1989) and therefore also on the tiles in experimental stream channels. In our experiment, sloughing occurred to a greater extent in nutrient-rich than in nutrient-poor conditions and only when light was not limiting (K. Lange, *personal observations*).

Snail grazing had no significant effect on diatom community composition. By contrast, both shading and nutrient enrichment changed algal community composition significantly. Cluster analysis separated the response patterns of these 14 common species to the experimental manipulations in four distinct groups (Figure 3), and these groups turned out to be in good agreement with the three physiognomic diatom guilds proposed by Passy (2007). The first group contained three ‘motile’ (relatively fast-moving) species and one species with a filamentous (‘high-profile’) growth form, the second and third groups comprised only ‘high-profile’ taxa, and the fourth group only ‘low-profile’ forms (adnate, prostrate or short-stalked species).

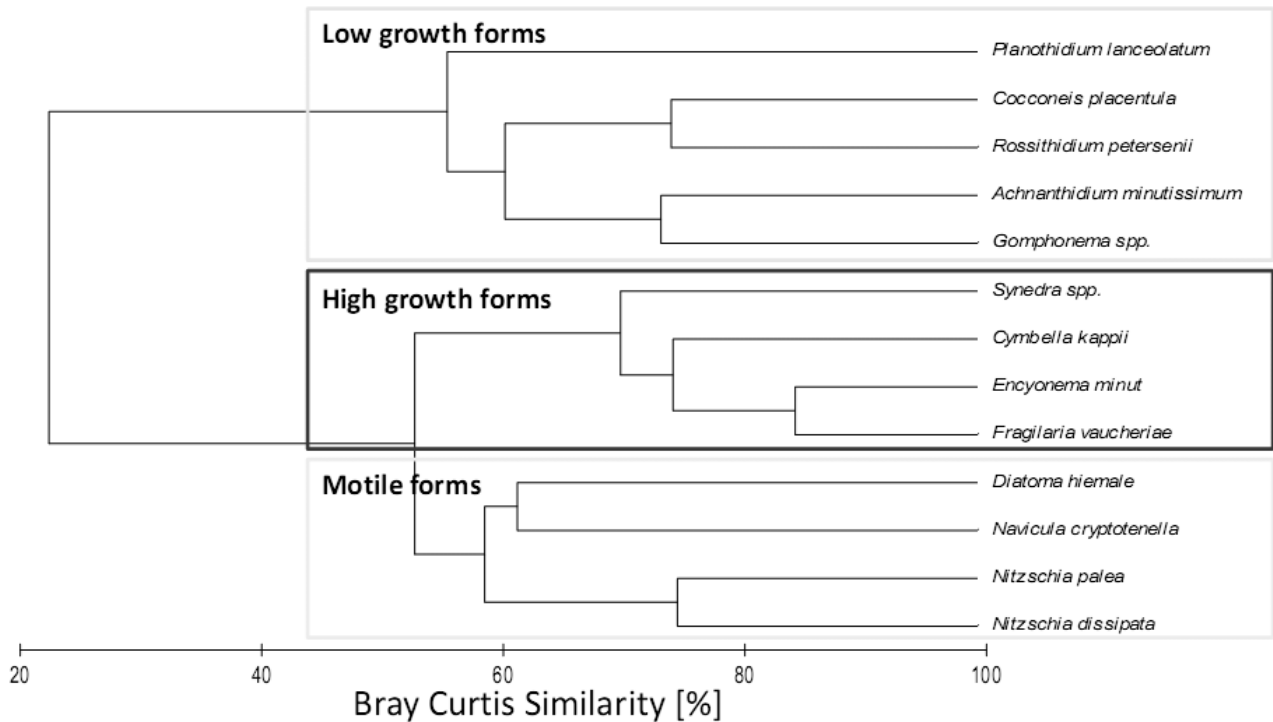


Figure 3.: Dendrogram of 13 most common diatom species in terms of their distribution among treatment combinations using complete-linkage cluster analysis. The dashed line is the cutting line for defining the four diatom groups.

The assignment of all 45 diatom species found in the 124 stream channels to one of the three physiognomic guilds after Passy (2007) and subsequent comparisons between experimental treatments showed the responses to nutrient enrichment and shading predicted. The ‘low profile’ guild was more abundant at reduced light levels and the ‘high-profile’ guild at ambient light levels. Further, the ‘motile’ diatom guild was more common under higher supply regimes of both resources as predicted. In addition to these expected effects of resource supply levels, increasing grazing intensity had a negative effect on the relative abundance of the ‘motile’ diatom guild. To our knowledge, our experiment represents the first time that the effects of grazing on this diatom ecological guild were investigated; therefore we had had no specific expectation regarding their response to increased grazing pressure. The physiognomy, form and structure of the diatom community also displayed also a strong response to changes in environmental conditions. The growth forms are therefore a good indicator for the functional response of the diatom community as supported with studies by Steinman *et al.* (1992), McCormick (1996) and Passy (2007).

The ‘low guild’, as hypothesized was most abundant at low resource supply regimes and clearly dominated the communities under reduced light levels. It was therefore the limited light availability that prevented the establishment of a complex three-dimensional biofilm. The abundance of the low

guild declined with nutrient enrichment and was lower under ambient light conditions. Higher resource availability is said to increase growth rates and induce competition for these resources (McCormick 1996). The competitive strategy of species for light and nutrients within the biofilm is to simply elevate oneself above all others. That development leads to a thicker three-dimensional periphyton mat with an understory and canopy layer. The low guild, which comprises species of this understory layer, experiences shading and a shortage of nutrient supply within the biofilm and therefore declines under higher resource supply. The high guild is therefore, more abundant in ambient light conditions and suppresses the low guild through withdrawal of light due to its more efficient light-gathering strategies within the biofilm. Similar shifts in the community composition from adnate growth forms under lower light levels to filamentous, erect and stalked forms under higher light levels was also reported by Steinman *et al.* (1989) and Passy (2007). The ‘motile guild’ was more abundant under higher resource supply, which supported the hypothesis that it was a better competitor under conditions of higher light intensities and higher nutrient availability. Passy (2007) proposed that the motile guild is a superior competitor in nutrient-rich environments because these species are able to avoid resource stress by changing their position within the periphyton mat. This hypothesis is supported in the present study.

Conclusions

Our experiment showed clearly that ‘bottom-up’ or ‘top-down’ control of benthic periphyton biomass are not always predictable, a conclusion also drawn by (Lamberti 1996) who reviewed the role of periphyton in benthic food webs. Although grazing did not affect algal biomass accrual, it changed the relative abundance of individual diatom species and therefore diatom community diversity, as well as the abundance of functional groups of diatom species. Further, the response patterns of the functional groups of the diatom assemblage to the experimental resource supply regimes agreed with the predictions of (Passy 2007) for these functional groups. Together, these findings imply that strong changes in periphyton community composition can occur even in the absence of a visible grazing effect on periphyton biomass accrual.

Acknowledgements

The following people have helped with this project in various ways: Friederike Schulz, Fabien Champion, Mathide Berahou, Sarai Coscove & Peter Herrmann (field work), Nicky McHugh (laboratory analyses), Barry Baxter (technical support) and the Douglas family (for access to their land). This present research was part of K. Lange’s Diplomarbeit which was conducted at the Department of Zoology, University of Otago.

Literature

- Biggs B.F.J. (1996) Patterns in Benthic Algae of Streams. In: Algal Ecology – Freshwater Benthic Ecosystems (eds. Stevenson RJ, Bothwell ML & Lowe RL), pp. 31–56. Academic Pre, San Diego
- Biggs B.F.J. & Kilroy C. (2000) Stream periphyton monitoring manual. National Institute of Water and Atmospheric Research, Christchurch, New Zealand. In:
- Biggs B.J.F. & Close M.E. (1989) Periphyton Biomass Dynamics in Gravel Bed Rivers - the Relative Effects of Flows and Nutrients. *Freshwater Biology*, 22, 209-231
- Biggs B.J.F. & Lowe R.L. (1994) Responses of 2 Trophic Levels to Patch Enrichment Along a New-Zealand Stream Continuum. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28, 119-134
- Buck O., Niyogi D.K. & Townsend C.R. (2004) Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, 130, 287-299

- Collier K.J., Wilcock R.J. & Meredith A.S. (1998) Influence of substrate type and physico-chemical conditions on macroinvertebrate faunas and biotic indices of some lowland Waikato, New Zealand, streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32, 1-19
- Doledec S., Phillips N., Scarsbrook M., Riley R.H. & Townsend C.R. (2006) Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 44-60
- Herrmann P.B., Matthaei C.D. & Townsend C.R. (2008) Abiotic disturbance reduces the effect of predatory fish on benthic communities. submitted to *Ecology*
- Hill W.R. & Fanta S.E. (2008) Phosphorus and light colimit periphyton growth at subsaturating irradiances. *Freshwater Biology*, 53, 215-225
- Hill W.R. & Knight A.W. (1988) Nutrient and Light Limitation of Algae in 2 Northern California Streams. *Journal of Phycology*, 24, 125-132
- Hill W.R., Ryon M.G. & Schilling E.M. (1995) Light Limitation in a Stream Ecosystem - Responses by Primary Producers and Consumers. *Ecology*, 76, 1297-1309
- Lamberti G.A. (1996) The Role of Periphyton in Benthic Food Webs. In: *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. (eds. Stevenson RJ, Bothwell ML & Lowe RL), pp. 533-572. Academic Press
- McCormick P.V. (1996) Resource Competition and Species Coexistence. In: *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. (eds. Stevenson RJ, Bothwell ML & Lowe RL), pp. 229-252. Academic Press
- Passy S.I. (2007) Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86, 171-178
- Rosemond A.D., Mulholland P.J. & Brawley S.H. (2000) Seasonally shifting limitation of stream periphyton: response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients, and herbivores. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 66-75
- Round F.E., Crawford R.M. & Mann D.G. (1990) *The diatoms: Biology & Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sartory D.P. & Grobbelaar J.U. (1984) Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114, 177-187
- Scarsbrook M.R. (2006) *State and Trends in the National River Water Quality Network (1989–2005)*. Technical Report published by the Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand
- Steinman A.D. (1992) Does an Increase in Irradiance Influence Periphyton in a Heavily-Grazed Woodland Stream. *Oecologia*, 91, 163-170
- Steinman A.D., McIntire C.D., Gregory S.V. & Lamberti G.A. (1989) Effects of Irradiance and Grazing on Lotic Algal Assemblages. *Journal of Phycology*, 25, 478-485

Genetic population structure of the montane caddisfly *Chaetopterygopsis maclachlani* Stein, 1874: First results

Stephanie Lehrian*[‡], Steffen U. Pauls* & Peter Haase*

* Research Institute and Natural History Museum Senckenberg, Department of Limnology and Conservation, Clamecystrasse 12, 63571 Gelnhausen, Germany (place where the work was carried out)

[‡] Johann Wolfgang Goethe University Frankfurt am Main, Department Aquatic Ecotoxicology, Siesmayerstrasse 70, 60054 Frankfurt, Germany

slehrian@senckenberg.de

Keywords: Trichoptera, *Chaetopterygopsis maclachlani*, montane, mitochondrial DNA, COI fragment, population structure

Introduction

Examining a species' genetic population structure can provide valuable insight into its conservation status. We are thus conducting a series of studies to examine the genetic diversity, structure and historical population dynamics of various aquatic insects to help assess their vulnerability in light of future climate warming and habitat loss (Engelhardt et al. in press, Lehrian et al. 2008a, Pauls et al. 2006).

In this study we analyzed mitochondrial sequence data (mt COI) to reveal the genetic population structure of the montane caddisfly *Chaetopterygopsis maclachlani* Stein, 1874. *C. maclachlani* inhabits mountain streams with large cobbles and boulders that are covered with moss, which it uses to build its case. We collected and analysed individuals from almost the whole distribution range, which ranges from the Pyrenees in the west to the Carpathians and Rhodope Mountains in south-eastern Europe.

Our aim is to compare *C. maclachlani*'s genetic diversity and population structure with that of other montane or highland caddisflies with insular distribution patterns, e.g. *Hydropsyche tenuis*, *Drusus discolor* or *Rhyacophila pubescens*.

Material and Methods

We collected and analyzed 282 specimens of *C. maclachlani* from 28 different sites from 13 montane regions across the whole distribution range and analyzed a 497 bp fragment of the mt COI fragment. The sampling covered almost every known region of its distribution. The only missing regions are the Jura Mountains and the Pyrenees. Larval and adult specimens were collected using hand nets and were stored in ethanol until DNA extraction. Individuals were determined using Waringer & Graf (1997) and Malicky (2004), respectively. Vouchers are deposited at the Senckenberg Research Institute and Natural History Museum, Germany.

DNA extraction and PCR protocols are outlined in Lehrian et al. (2008) for *H. tenuis* and are the same for *C. maclachlani*. Primers were Dave and Inger (ZHANG & HEWITT 1996). ABI traces were aligned, checked and

manually edited using Sequencher Vers. 4.8 (Gene Codes Corporation, Michigan, USA). The sequence alignment was imported into DnaSP 4.50.2 (Rozas et al. 2003) to generate a haplotype matrix for calculating a median-joining haplotype network (Bandelt et al. 1999) in Network 4.5.0.1. (Fluxus Technology). Exact tests of population differentiation (Raymond & Rousset 1995) and AMOVA (Analysis of molecular variance) analysis were calculated as implemented in Arlequin 3.11 (Excoffier et al. 2005) to analyze differentiation between mountain ranges.

Results

A median-joining haplotype network was calculated and displays 47 unique haplotypes in *C. maclachlani*. The most common haplotype was found in the Bohemian Massif, Alps, Slavskovsky Les and Sudety Mountains. In the network there are two main haplotype groups. Group 1 (top) comprises 33 haplotypes while group 2 (bottom) represents a south-eastern lineage with 14 haplotypes that is diverged from group 1 by six mutational steps. Geographically this break between group 1 and 2 is located between the Tatra Mountains and the Southern Carpathians. 41 of 47 haplotypes (87.23%) are endemic to a single mountain range and the maximum divergence between two haplotypes is 3.82%.

Exact test of population differentiation shows that all regions are significantly differentiated from at least six other regions. The AMOVA shows that most molecular diversity is attributed to differentiation among mountain ranges (59.79%) (Tab.1).

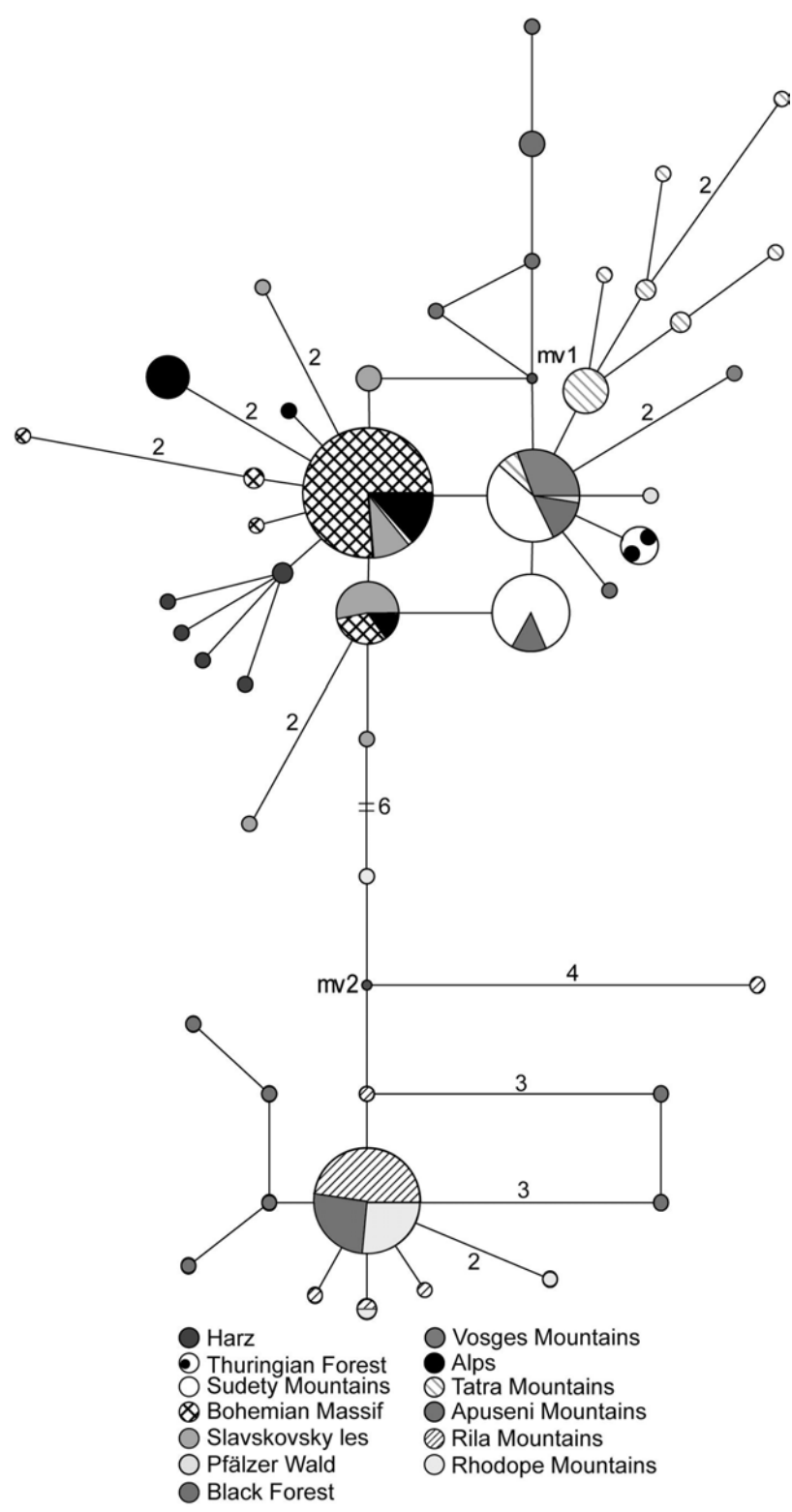
Tab.1 Results of AMOVA. All values are significant ($p < 0.05$).

Source of variation	Variance components	% of variation
Among mountain ranges	1.3011	59.79
Among populations within mountain ranges	0.3666	16.85
Within populations	0.5084	23.36

Discussion

Results of mtCOI sequence data show that there is large haplotype diversity and high degrees of divergence between haplotypes in *C. maclachlani*. In another montane caddisfly, *H. tenuis*, only nine haplotypes and a maximum divergence of 0.8% was observed (Lehrian et al. 2007, Lehrian et al. 2008a, Lehrian et al. 2008b) while a montane Limnephilid, *D. discolor*, also shows significant variability and divergence between haplotypes across its whole distribution range as is the case in *C. maclachlani* (Pauls et al. 2006). As in *D. discolor*, there are a high number (85%) of regionally private haplotypes in *C. maclachlani*, and there are also regionally endemic and differentiated mitochondrial lineages. These independent lineages probably result from independent Pleistocene refugia for *C. maclachlani*. Multiple independent Pleistocene refugia are also proposed for the caddisfly *D. discolor* (Pauls et al. 2006, 2008) as well as for other aquatic taxa e.g. Dytiscidae (Ribera & Vogler 2004) or *Cottus gobio* (Hänfling et al. 2002). For *C. maclachlani* several regions with high levels of diversity, e.g. Tatra Mts or Harz, should be investigated further to test if these served as refugia. Today genetic data can be used to identify important geographic regions of high genetic diversity (Soltis & Gritzendanner 1999) and molecular phylogeny (Moritz 1995) and phylogeography (Moritz & Faith 1998) are furthermore used to identify valuable areas for conservation. To protect high levels of genetic biodiversity in *C. maclachlani* the highly diverse populations of *C. maclachlani* should be prevented from extinction. If e.g. the populations from the Harz went extinct a large portion of the genetic diversity in *C. maclachlani* would vanish.

Fig. 1 Median-joining haplotype network of *C. maclachlani*. The numbers indicate how many mutational steps are between these two haplotypes. If nothing else is mentioned, there is one mutational step.



Acknowledgments

We wish to thank all our colleagues who supported this study by providing material and information or assisting in collecting. This study was financially supported by the “Studienstiftung des deutschen Volkes” and the “Deutsche Forschungsgemeinschaft” (HA-3431-2-1) and is part of the PhD of SL.

References

- Bandelt H.-J., Forster P. & Röhl A. (1999). Median-Joining Networks for Inferring Intraspecific Phylogenies. *Mol. Biol. Evol.* 16 (1): 37-48.
- Engelhardt C.H.M., Pauls S.U. & Haase P. (in press). Population genetic structure of the caddisfly *Rhyacophila pubescens*, Pictet 1834, north of the Alps. *Fundamental and Applied Limnology*.
- Excoffier, L., Laval, G & Schneider, S., (2005): Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online* 1: 47-50.
- FLUXUS TECHNOLOGY LTD 2005. Network, Ver. 4.1.0.8., www.fluxus-engineering.com.
- Hänfling B., Hellemans B., Volckaert F.A. & Carvalho G.R. (2002): Late glacial history of the cold-adapted freshwater fish *Cottus gobio*, revealed by microsatellites. *Molecular Ecology*, **11**, 1717-1729.
- Lehrian, S., Pauls, S. U. & Haase, P. (2007): Preliminary results of the phylogeography of the montane caddisfly *H. tenuis* and a comparison of its population structure with the one of *D. discolor*. *Entomologica .romanica*: 12: 77-82.
- Lehrian S., Pauls S. U. & Haase P. (2008a): Contrasting patterns of population structure in the montane caddisflies *H. tenuis* and *D. discolor* in the Central European Highlands. *Freshwater Biology* doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02107.x.
- Lehrian, S., Pauls, S. U. & Haase, P. (2008b): Vergleichende Populationsstruktur der montanen Köcherfliegen *Hydropsyche tenuis* und *Drusus discolor*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2007 (Münster), Weißensee Verlag, Berlin.
- Malicky H. (2004): *Atlas of European Trichoptera*, 2nd edn. Springer, Dodrecht.
- Moritz, C. (1995): Uses of molecular phylogenies for conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 9: 113-118.
- Moritz, C. & Faith, D.P. (1998): Comparative phylogeography and the identification of genetically divergent areas for conservation. *Molecular Ecology* 7: 419-429.
- Pauls, S. U., Lumbsch, H. T. & Haase, P. (2006): Phylogeography of the montane caddisfly *Drusus discolor*: evidence for multiple refugia and periglacial survival. *Molecular Ecology* 15: 2153-2169.
- Raymond, M. & Rousset F. (1995): An exact test for population differentiation. *Evolution* 49: 1280-1283.
- Ribera, I. & Vogler, A. P. (2004): Speciation of Iberian diving beetles in Pleistocene refugia (Coleoptera, Dytiscidae). *Molecular Ecology* 13: 179-193.
- Rozas, J., Sánchez-DelBarrio, J. C., Messeguer, X. & Rozas R. (2003): DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. - *Bioinformatics* 19: 2496-2497.
- Soltis, P. S. & Gritzendanner, M. A. (1999): Molecular systematics and the conservation of rare species. *Conservation Biology* 13: 471-483.
- Waringer J. & Graf W. (1997): *Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven. Unter Einschluss der angrenzenden Gebiete*, 1st edn. Facultas Universitätsverlag.
- Zhang, D.-X., Hewitt, G. M. (1996): Assessment of the universality and utility of a set of conserved mitochondrial COI primers in insects. *Insect Molecular Biology* 6: 143-150.

Invertebrate Lebensgemeinschaften als Indikatoren für Landnutzungseffekte im Norden der Mongolei

Michael Schäffer¹, Ralf Ibisch¹ & Dietrich Borchardt²

¹Universität Kassel, Center for Environmental Systems Research (CESR), Abt. Integriertes Gewässermanagement (INTEGER), Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, e-mail: michael.schaeffer@uni-kassel.de, ibisch@uni-kassel.de

²Helmholtzzentrum für Umweltforschung (UFZ), Dept. Aquatische Ökosystemanalyse und Management (ASAM), Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, e-mail: dietrich.borchardt@ufz.de

Keywords: Makrozoobenthos, Fließgewässer, semi-aride Gebiete, Landnutzung, Mongolei

Einleitung

Große Gebiete Zentralasiens sehen sich infolge von Klimaveränderungen und einhergehender Zunahme der unterschiedlichen Wassernutzer mit einer erhöhten Wasserproblematik konfrontiert. Auf der anderen Seite existieren kaum nachhaltige Managementstrategien im Wassersektor. Dies wirkt sich inzwischen erheblich auf die Oberflächengewässer aus. Beispielsweise ergab eine vom National Water Committee durchgeführte Inventarisierung in der Mongolei, dass in den letzten Jahren 887 Bäche und Flüsse, 2096 Quellen und 1166 Seen ausgetrocknet sind (Badrakh et al. 2008). Daneben führen ein starkes Bevölkerungswachstum und eine daran gekoppelte Intensivierung der Landwirtschaft sowie eine Zunahme im Bergbausektor zu erhöhtem Wasserverbrauch. Zudem lässt das starke Wachstum der Viehherden unter Berücksichtigung der vorherrschenden traditionellen Form der Weidewirtschaft durch erhöhte Erosion und somit erhöhtem Eintrag von Feinsedimenten und Nährstoffen einen weiteren negativen Einfluss auf die Fließgewässer vermuten.

Im Rahmen eines Verbundprojektes, das sich mit der Erarbeitung von Strategien für ein Integriertes Wasserressourcen-Management (IWRM) in einer Modellregion im Norden der Mongolei, dem Einzugsgebiet des Kharaa, beschäftigt, erfolgt eine Charakterisierung der Makrozoobenthos-Gesellschaften unter verschiedenen Belastungsquellen und -intensitäten. Einflüsse von verschiedenen Landnutzungsarten auf aquatische Lebensgemeinschaften werden zunehmend in der Literatur beschrieben (e.g. Townsend et al. 1997, Roy et al. 2003, Scrimgeour & Kendall 2003). Es soll in der vorliegenden Arbeit geprüft werden, ob sich die Einflüsse der Landnutzung auf das Makrozoobenthos im Untersuchungsgebiet durch dessen strukturelle, funktionelle Analyse sowie unter Einbeziehung physiologischer Messgrößen für einzelne Arten darstellen lassen. Weitere Ziele im Projekt sind die Bewertung des ökologischen Status der Gewässer im Untersuchungsgebiet und die Erstellung einer Basis für ein Biomonitoring anhand der Makrozoobenthos-Organismen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen werden im Einzugsgebiet des Kharaa im Norden der Mongolei, nordwestlich der Hauptstadt Ulaanbaatar durchgeführt (Abb. 1). Es gehört zum Selenge-Einzugsgebiet und damit zu dem des Baikalsees. Es deckt eine Fläche von 14.535 km² und weist verschiedene Landnutzungsformen auf. Der Kharaa selbst ist ein Fluss 4. Ordnung und mündet nach einer Lauflänge von ca. 324 km in den Orkhon. Das langjährige Abflussmittel beträgt mündungsnah 11,14 m³ s⁻¹, wobei etwa 50 % der Abflussspende durch die Zuflüsse aus dem Khentii Gebirge im Süd-Westen des Einzugsgebiets geliefert werden.

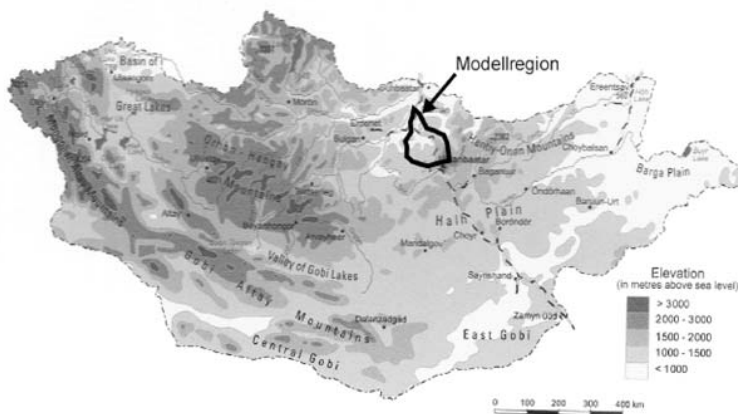


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes innerhalb der Mongolei, Grenzen des Einzugsgebietes des Kharaa (Modellregion) schematisch hervorgehoben

Seit dem Herbst 2006 werden bis zu 19 Probestellen im Hauptlauf und in den Nebengewässern beprobt. In der vorliegenden Untersuchung wurde sich zunächst jedoch auf die Probestellen im longitudinalen Verlauf des Hauptgewässers bezogen. Die Probenahme für die strukturelle und funktionelle Analyse erfolgt durch ein an das PERLODES Verfahren (Meier et al. 2006) angelehntes Multi-Habitat-Sampling, wobei immer alle vorkommenden Habitate anteilmäßig beprobt werden. Die taxonomische Bestimmung sowie die Längenvermessung wird unter Verwendung von Stereomikroskop und Objektmikrometer durchgeführt. Zur Biomasseabschätzung wurden Längen-Massen-Regressionen für die einzelnen Taxa angewendet (Meyer 1989, Benke et al. 1999, eigene unveröff. Daten).

Zur Bestimmung des physiologischen Status von einzelnen Arten verschiedener trophischer Gilden wurden zunächst an einigen Probestellen im Kharaa sowie an zwei Referenzprobestellen in einem benachbarten Flussgebiet ohne Nutzung jeweils 10 Individuen mittels Handnetz gefangen, deren Frischlänge vermessen (CO₂-narkotisiert), bei -10 °C eingefroren, im Labor bei 80°C über 12 h getrocknet und anschließend deren Trockengewicht bestimmt. Durch Berechnung des Korpulenzfaktors nach Fulton (Ricker 1975) wurde der Ernährungszustand der Organismen verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Mittels eines multivariaten Methodenansatzes (NMDS) konnten die Arten- und Abundanzlisten der einzelnen Probestellen unter Einbeziehung der gemessenen abiotischen Größen zweidimensional dargestellt werden (Abb. 2). Dabei zeigte sich eine deutliche Abtrennung der Probestellen im Unter- („Kh_1“, „Kh_2“ und bedingt „Kh_3“) und Oberlauf („Sug_1“, „Kh_9“) entlang der ersten NMDS-Achse, die weitestgehend der biozönotischen Charakterisierung anhand hydromorphologischer Daten folgt. Dies wird unterstützt durch das Anpassen der Umweltvariablen Abfluss (Q), Leitfähig-

keit (cond), Höhenlage (elev) und Chloridkonzentration (Cl), die alle deutliche longitudinale Gradienten aufweisen.

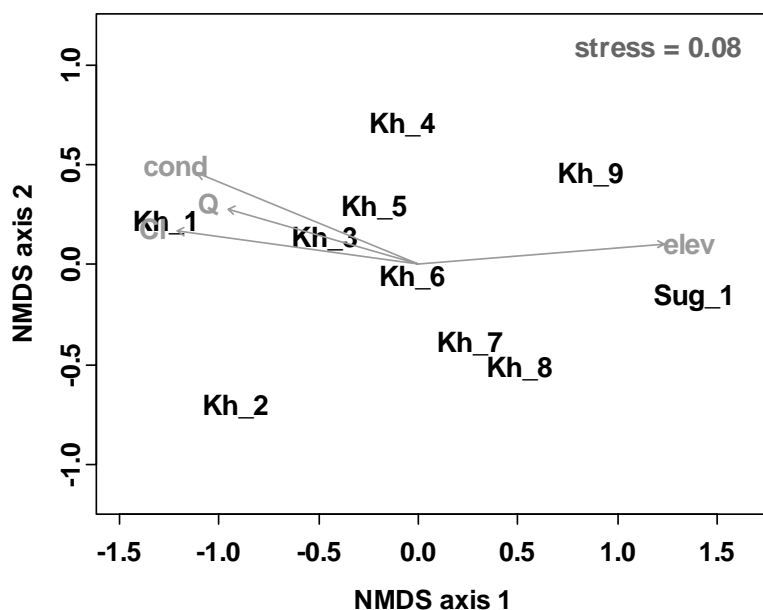


Abb. 2: NMDS der Probestellen anhand der Artenlisten. Die Umweltvariablen mit dem longitudinalen Gradienten grau eingefügt.

Die Probestellen im Mittellauf („Kh_4“ – „Kh_8“; entspr. Hyporhithral) gruppieren sich entlang eines weiteren Gradienten, der zweiten NMDS-Achse folgend. Diese Variabilität kann mit den vorliegenden Daten noch nicht erklärt werden. Die Ergebnisse der strukturellen Analyse der Makrozoobenthos-Gemeinschaften deuten aber auf einen Belastungsgradienten mit zunehmender Beeinträchtigung von „Kh_8“ nach „Kh_4“ hin (Tab. 1). Aufgrund unserer Beobachtungen vor Ort gehen wir davon aus, dass es sich dabei um durch unterschiedliche Landnutzungsintensitäten verursachte Effekte handelt.

Tab. 1: Berechnungsergebnisse wichtiger Indices und Metrices für die Probestellen im Mittellauf des Kharaa. (%EPT – Anteil der Individuen von Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)

Site	Artenzahl	EPT-Taxa	%EPT	Pleco Ind/m ²	Shannon	Eveness
Kh_8	51	32	79,3%	203,8	2,23	0,25
Kh_7	43	33	77,0%	241,6	2,38	0,30
Kh_6	34	22	66,2%	110,0	2,36	0,26
Kh_5	35	20	23,0%	76,3	1,86	0,20
Kh_4	30	17	5,5%	47,5	1,22	0,13

Bei der Auswertung hinsichtlich der funktionellen Charakteristika der MZB-Lebensgemeinschaften zeigen sich zunächst Grundmuster, die sich aufgrund allgemeiner Fließgewässersmodelle relativ leicht erklären lassen. Bezüglich der Habitatpräferenzen (Abb.3) lässt sich eine mehr oder minder kontinuierliche Abnahme der Lithalbesiedler-Biomasse vom Oberlauf zum Unterlauf feststellen. Dementsprechend nimmt der Anteil von Organismen an der Gesamtbiomasse, die sandige Habitate bevorzugen im Unterlauf stark zu. Das Auftreten von Lithalbesiedlern in der am weitesten mündungsnah gelegenen Probestelle „Kh_1“ erklärt sich durch das Vorhandensein von Steinschüttungen in geringem Umfang zur Bewässerung. Auffällig ist jedoch die erhebliche Zunahme in der Biomasse von Pelalbesiedlern an der Probestelle „Kh_4“, was für einen erhöhten Anteil an Feinseimenten spricht.

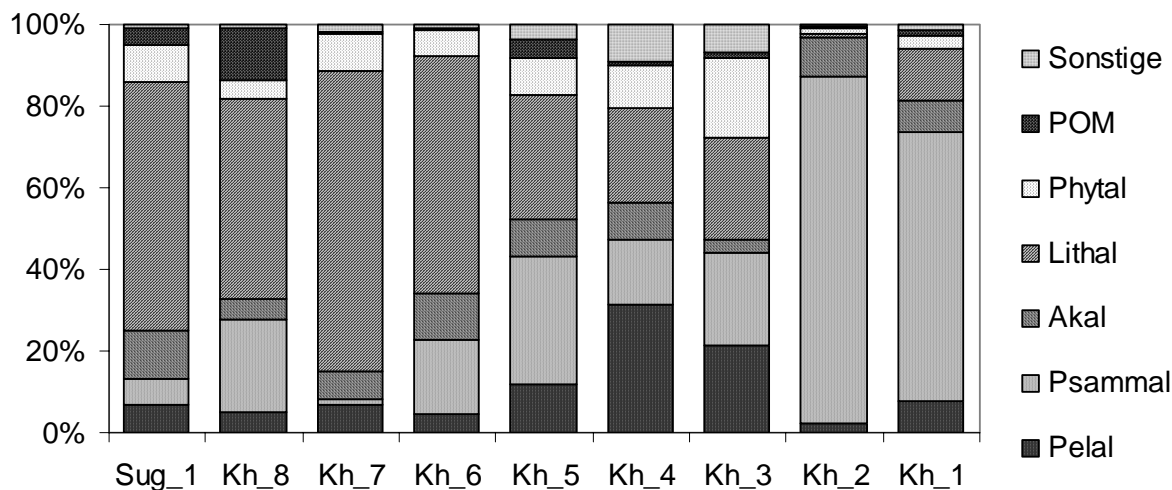


Abb. 3: Biomasseanteile der verschiedenen Habitattypen an den Probestellen im Längsverlauf des Kharaa (Fließrichtung von links nach rechts)

Hinsichtlich der Ernährungstypen nimmt die Biomasse der Weidegänger im Fließverlauf erwartungsgemäß ab und Zerkleinerer treten nur in den stromaufwärts gelegenen Probestellen in nennenswerten Biomassen auf. Räuber stellen in allen Gewässerabschnitten einen größeren Biomasseanteil. Dies folgt weitestgehend dem River Continuum Concept (Vannote et al. 1980). Aber auch hier fällt die Probestelle „Kh_4“ mit einem erhöhten Biomasseanteil von Sammlern und aktiven Filtrierern auf. Auch dieses Muster deutet auf eine Belastung mit feinpartikulären Stoffen hin.

Tab. 2: Biomasse (mg m^{-2}) der einzelnen Ernährungstypen für die Probestellen im Längsverlauf des Kharaa (Fließrichtung von links nach rechts)

	Sug_1	Kh_8	Kh_7	Kh_6	Kh_5	Kh_4	Kh_3	Kh_2	Kh_1
Weidegänger	678,1	498,9	488,8	1156,0	871,0	873,2	249,6	29,1	31,5
Zerkleinerer	76,5	504,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sammler	235,7	252,6	139,8	267,1	327,6	695,3	306,0	62,8	47,7
AktivFilter	6,3	188,6	52,2	135,4	98,3	381,8	75,2	12,3	3,2
PassivFilter	44,2	300,4	232,4	328,7	109,6	41,7	108,2	11,6	9,7
Räuber	556,3	978,7	281,6	648,5	1186,5	532,6	440,6	1949,1	216,1
Sonstige	6,7	17,6	16,3	18,8	89,8	243,8	75,2	12,3	3,2

Dass sich auf der Basis funktioneller Charakteristika kein so deutlicher Gradient, verglichen mit den strukturellen Merkmalen darstellt, erklären wir mit der etwas stärkeren Plastizität der funktionellen Eigenschaften. Infolge des Stellvertreterprinzips können Funktionen von stenöken Arten, die infolge Belastung beeinträchtigt sind durch andere weniger anspruchsvolle Arten übernommen werden, so dass die Funktion innerhalb des Ökosystems erhalten bleibt. Erst massive Beeinträchtigungen, wie an „Kh_4“ spiegeln sich auch auf der funktionellen Ebene im Makrozoobenthos wider.

Die Bestimmung des individuellen physiologischen Status mittels des Korpulenzfaktors nach Fulton erbrachte für keine der untersuchten Spezies signifikante Unterschiede, weder zwischen den Probestellen im Kharaa, noch im Vergleich zu den Referenzstellen. Dies ist möglicherweise in der relativ groben Methode begründet, weshalb in einer weiteren Untersuchung alternativ der Gehalt an Triacylglyceriden (TAG) als Hauptenergiespeicherstoff untersucht werden soll.

Der quantitative Zusammenhang mit den aktuellen Landnutzungsdaten kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht hergestellt werden, da die Aufarbeitung und Klassifizierung der Satellitenbilder noch

nicht abgeschlossen ist. Allerdings deutet ein Vergleich mit einer Landnutzungskarte von 1989 auf einen Nutzungsgradienten im longitudinalen Verlauf des Kharaa hin. Nach Fertigstellung der aktuellen Landnutzungskarte sollen Korrelationsanalysen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen durchgeführt werden.

Zusammenfassung

Wie die dargestellten Ergebnisse zeigen, liefern die Untersuchungen der strukturellen Zusammensetzung der MZB-Gesellschaften im Kharaa deutliche Hinweise auf einen Belastungsgradienten im longitudinalen Verlauf. Dies fällt besonders drastisch bei der Betrachtung der Probestellen im Mittellauf von „Kh_8“ bis „Kh_4“ auf, die aufgrund der biozönotischen Charakterisierung vergleichend betrachtet werden können. Auf funktioneller Basis lassen sich hinsichtlich der Biomasseverteilung der Habitattypen sowie der Ernährungstypen keine so deutlichen Gradienten abbilden, was wir der etwas größeren Plastizität dieser Betrachtungsweise zuordnen. Jedoch deutet der gestiegene Anteil an Pelalbesiedler-Biomasse sowie der von Sammlern und aktiven Filtrierern an der Probestelle „Kh_4“ auf einen erhöhten Gehalt von feinpartikulären Stoffen hin. Die bisher durchgeführten Untersuchungen bezüglich des physiologischen Status zeigen keinerlei Unterschiede zwischen den betrachteten Probestellen. Auch wenn in der Landnutzungskarte für das Jahr 1989 ein Gradient in der Nutzungsintensität im Mittellauf des Kharaa ersichtlich ist, können quantitative Zusammenhänge zur Landnutzung erst dargestellt werden, wenn aktuelle Karten vorliegen.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Rahmen einer Promotionsarbeit im Verbundprojekt „Integriertes Wasserressourcen-Management in Zentalasien: Modellregion Mongolei (MoMo)“, gefördert durch das BMBF, durchgeführt.

Literatur

- Batsukh, N., Dorjsuren, D., Batsaikhan, G. (2008): Water Resources, use and conservation in Mongolia. (First national report), Ulaanbaatar 2008. 38 pp.
- Benke, C.B., Huryn, A.D., Smock, L.A. & Wallace, J.B. (1999): Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18(3): 308-343.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung [Stand Mai 2006], www.fliessgewaesserbewertung.de
- Meyer, E. (1989): The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 117(2): 191-203.
- Ricker, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191: 1 - 382.
- Roy, A.H., Rosemond, A.D., Paul, M.J., Leigh, D.S. & Wallace, J.B. (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 48: 329-346.
- Scrimgeour G.J. & Kendall, S. (2003): Effects of livestock grazing on benthic invertebrates from a native grassland ecosystem. *Freshwater Biology*, 48: 347-362.
- Townsend, C.R., Arbuckle, C.J., Crowl, T.A. & Scarsbrook, M.R. (1997): The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, 37: 177-191.
- 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.

Vegetation und Diasporenbank in Gewässern der Oberrheinaue

Wolfgang Schütz¹, Michaela Adlmüller² & Peter Poschlod²

¹Büro für Ökologie und Vegetationskunde, Im Jägeracker 28, D - 79312 Emmendingen, wolf.schuetz@gmx.de

² Universität Regensburg, Institut für Botanik, D - 93040 Regensburg, peter.poschlod@biologie.uni-regensburg.de

Keywords: Diasporenbank, Wasserpflanzen, Rheinaue, Altrhein, Entschlammung

Einleitung

Im LIFE-Projekt „Lebendige Rheinauen bei Karlsruhe“ wurden mehrere kostenintensive Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt, deren Ziel es ist, die Verlandung von Auegewässern aufzuhalten oder in Teilen rückgängig zu machen, u.a. um die Gewässer als Lebensraum für gefährdete Wasser- und Sumpfpflanzen zu erhalten. Zu den umfangreichsten Maßnahmen gehören die Entschlammung des „Eggensteiner Altrheins“ und die noch ausstehende Wiederanbindung des Rhein-Seitengewässers „Salmengrund“ bei Neuburgweier an den Rhein (IUS 2002). Um Aussagen zu Sukzessionsabläufen und zum biotischen Potential dieser beiden Gewässer machen zu können und um Management-Empfehlungen für zukünftige Projekte zu erarbeiten, wurden zusätzlich zu Vegetationsaufnahmen auch Untersuchungen zur Diasporenbank durchgeführt (Schütz 2007, 2008). Weiterhin konnten einige der in der einschlägigen Literatur postulierten Hypothesen überprüft werden, nach der (1) Wasserpflanzen in der Diasporenbank unterrepräsentiert sind, (2) eine geringe Ähnlichkeit zwischen Diasporenbank und Vegetation die Regel ist und (3) die Diasporenbank temporärer Gewässer arten- und individuenreicher ist als die Diasporenbank permanenter Gewässer.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der „**Eggensteiner Altrhein**“ liegt nördlich von Karlsruhe und besteht aus den Teilen „Oberer Altrhein“, „Unterer Altrhein“ und „Niederauwasser“. Der Altrhein ist vom Hauptstrom durch einen Binnendamm getrennt und wird nicht mehr vom Rhein überflutet. Es handelt sich um eutrophe, permanente Gewässer mit geringen Schwankungen des Wasserstandes.

Der „**Salmengrund**“ befindet sich südlich von Karlsruhe bei Neuburgweier in direkter Nachbarschaft zum Rhein, dessen Wasserstandsschwankungen er folgt. Bei niedrigen Wasserständen fällt das Gewässer weitgehend trocken und hat daher einen temporären Charakter. Durch einen Grundwasserzutritt zeigt der Salmengrund zumindest streckenweise einen mesotrophen Zustand.

Diasporenbank und Vegetation

Im Sommer 2005 wurde die Vegetation der beiden Gewässer flächendeckend kartiert, sowie Dauerflächen von 200 – 600 m² Größe angelegt und aufgenommen. Die Flächen umfassen jeweils neben

der Wasseroberfläche den angrenzenden Uferstreifen. Im Winter 2005/2006 wurden in jeder von vier (Eggensteiner Altrhein) bzw. drei (Salmengrund) Dauerflächen 8 bis 10 Sedimentproben mit einem Volumen von je 1 Liter entnommen. Die Proben wurden bis zur Weiterverarbeitung kühl gelagert, hernach durch Siebe von 3 mm und 0.2 mm Maschenweite gespült und das im Sieb verbliebene Sediment mit den darin konzentrierten Diasporen in dünner Schicht in Schalen auf steriles Substrat aufgebracht. Die Schalen wurden in einem Gewächshaus und entweder unter dauerhaft feuchten Bedingungen (emers) oder unter einer 10 cm hohen Wasserschicht (submers) kultiviert. Aufgelaufene Keimlinge wurden bestimmt und ausgezählt. Die Diasporenbank des Eggensteiner Altrheins wurde vor und nach der Entschlammung untersucht.

Ergebnisse

Vegetation

Der Eggensteiner Altrhein war vor der Entschlammung fast völlig von der Teichrose bedeckt und ist nach der FFH-Richtlinie dem LRT 3150 zuzurechnen. Im Gewässer selbst sind neben der Teichrose *Hippuris vulgaris*, *Hottonia palustris* und *Potamogeton berchtoldii* am weitesten verbreitet. Die Ufer begleitet ein dichtes Schilfröhricht, unterbrochen von Seggen-Beständen, Grauweiden-Gebüsch und Feuchtwäldern. Insgesamt wurden in den drei Teilgewässern einschließlich der Uferzone 89 Arten (Gefäßpflanzen und Characeen) gefunden. Der Salmengrund wurde zwar als mesotrophes Gewässer eingestuft und dem LRT 3140 zugeordnet, weist aber über weite Strecken einen eutrophen Charakter auf. Weit verbreitet sind *Potamogeton pectinatus*, *P. lucens* und vor allem *Elodea nuttallii*, während Characeen selten sind. In der Uferzone siedeln neben Strauchweiden vor allem *Carex elata*, *Rorippa amphibia* und *Veronica catenata*). Im Salmengrund wurden 69 Arten gefunden.

Diasporenbank

Aus den Sedimentproben liefen insgesamt 4.364 Keimlinge auf, die zu insgesamt 103 Arten gehörten. Unter diesen Arten waren 93 Samenpflanzen, zwei Armleuchteralgen und acht Moose. Die Menge der Diasporen und die Verteilung der Arten im Sediment war lokal sehr unterschiedlich. In den emers kultivierten Proben keimten zwischen einem und 430 Samen/l, bei einem Medianwert von 25 Samen/l (Abb. 1). Die Zahl der Arten je Probe schwankt ebenfalls beträchtlich. Sie lag im Schnitt bei sieben Arten, bei einem Minimum von einer und einem Maximum von 20 Arten. Im Salmengrund lag der Median der Artenzahl in den emersen Proben mit 10 Arten/l deutlich höher als im Eggensteiner Altrhein, aus dessen Sedimenten 5 Arten/l keimten. Auch die Diasporenzahl war mit einem Median von 50 Diasporen/l im Salmengrund deutlich höher als im Eggensteiner Altrhein mit 15 Diasporen/l. In den submers kultivierten Proben war die Keimung mit durchschnittlich vier Keimlingen/l gering. Der Median der Artenzahl lag im Eggensteiner Altrhein 0.5 Arten/l, während im Salmengrund vier Arten/l aufliefen. Den größten Anteil an der Diasporenbank hatten in allen Gewässern Helophyten und Hemikryptophyten (Tab. 1). Wasserpflanzen waren nur im Salmengrund stärker vertreten, wo sie 22.8 % der aufgelaufenen Diasporen stellten, während ihr Anteil im Eggensteiner Altrhein bei 2% lag. Am häufigsten waren *Ranunculus trichophyllus*, *R. circinatus*, *Chara vulgaris* und *Potamogeton berchtoldii*. Einjährige Arten, bei denen es sich meist um typische Schlammboden-Besiedler handelt, waren mit einem Anteil zwischen 5 und 10 % vertreten. Phanerophyten, die nur mit wenigen Keimlingen aufliefen, gehörten meist zur Gattung *Salix*. Die in der Diasporenbank am weitesten verbreiteten Arten waren *Carex pseudocyperus* die in 54,1 % aller emers kultivierten Proben vorkam, gefolgt von *Phragmites australis* mit 43,5 %, *Lythrum salicaria* mit 42,4 % und *Carex elata* mit 47,1 %. Die Mehrzahl der Arten war nur in weniger als 5 % der Proben anzutreffen.

In Proben aus den noch nicht entschlammten Flächen des Eggensteiner Altrheins fanden sich im Durchschnitt (Median) sechs gegenüber 3 Arten in entschlammten Flächen. Die Variabilität war jedoch sehr groß, die Zahl der Keimlinge lag zwischen einem und 43 Keimlingen in den Proben der entschlammten und zwischen einem und 418 Keimlingen in den Proben nicht entschlammter Flächen.

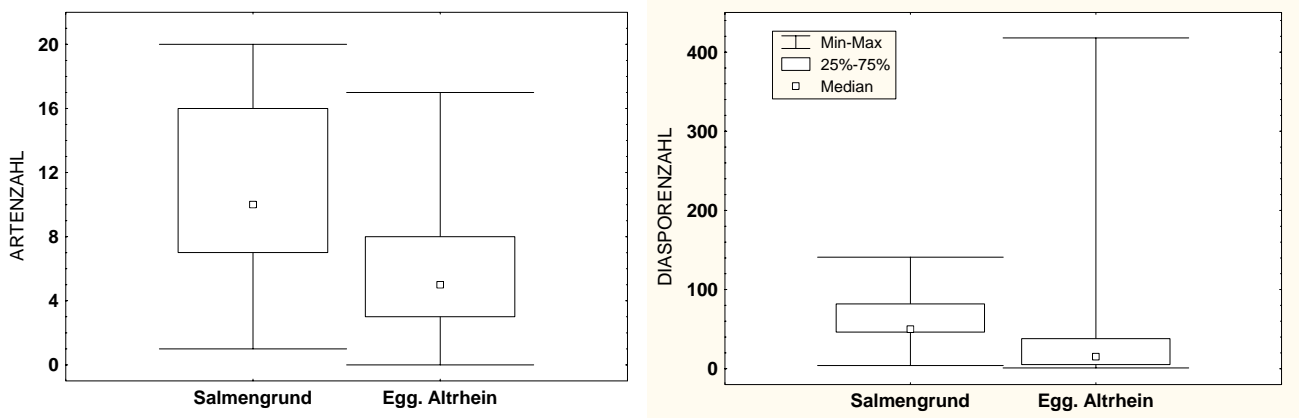


Abb. 1: Minima, Maxima, Quartile und Median der Artenzahl und der Diasporenzahl je Probe (1 Liter Sediment) in der Diasporenbank eines permanenten (Eggensteiner Altrhein) und eines temporären Gewässers (Salmengrund) der nördlichen Oberrheinaue.

Die Übereinstimmung zwischen Diasporenbank und Vegetation der Dauerflächen war in beiden Gewässern gering. Dies beruhte überwiegend auf dem Fehlen von Schlammboden-Arten (*Alopecurus aequalis*, *Bidens* spp., *Carex bohemica*, *Cyperus fuscus*, *Eleocharis acicularis*, *Ranunculus sceleratus*, *Polygonum* spp.), mehreren windverbreiteten Arten (*Epilobium* spp., *Typha latifolia*) und einer Reihe ruderaler Arten in der Vegetation aller oder vieler Dauerflächen. Nur in der Vegetation, nicht aber in der Diasporenbank kamen dagegen einige, sich ausschließlich oder überwiegend vegetativ vermehrende Wasserpflanzen (*Elodea* spp., *Myriophyllum* spp., *Utricularia australis*), sowie *Nuphar lutea* vor. Allerdings wird die Ähnlichkeit deutlich größer, wenn das gesamte Arteninventar eines Gewässers einschließlich der im Uferbereich wachsenden Arten berücksichtigt wird, denn viele der in der Diasporenbank gefundenen Pflanzen wuchsen in der Nähe der Dauerflächen oder in deren weiterem Umkreis am Ufer oder in Ufernähe. So lag der zur Berechnung der Ähnlichkeit zwischen Vegetation und Diasporenbank verwendete Jaccard-Index im Eggensteiner Altrhein bei 15% für Dauerflächen, aber bei 42% für das gesamte Gewässer, im Salmengrund bei 33% bzw. 47%.

Diskussion

Höhere Wasserpflanzen machen in den meisten Gewässern nur einen geringen Anteil an der Diasporenbank aus (Abernethy & Willby 1999, de Winton et al. 2000). Dies wird auf die überwiegende oder ausschließliche vegetative Vermehrung vieler Wasserpflanzen zurückgeführt (Combroux et al. 2001). Eine Ausnahme sind Characeen, deren Oosporen oft den Großteil einer submersen Diasporenbank ausmachen (De Winton et al. 2000). In fast allen anderen Fällen stellen Sumpfpflanzen den größten Teil von Gewässer-Diasporenbanken (Poschlod et al. 1999, Schütz 2007). Auch in der Diasporenbank des Salmengrundes waren Characeen verhältnismäßig stark vertreten. *Nuphar lutea*, im Eggensteiner Altrhein in Massenbeständen vorhanden, bildet keine persistente Samenbank aus (Smits et al. 1990). Ihre Samen waren vermutlich aus diesem Grund nicht in den Sedimenten vorhanden. Die über einen Beobachtungszeitraum von fünf Jahren ausgebliebene Rekrutierung von

Pflanzen aus Keimlingen in einem Rhone-Altwater bestätigt die geringe Bedeutung der generativen Vermehrung bei der Teichrose zumindest in Altwässern (Barrat-Segretain 1996).

Tab. 1: Anteil (%) der Lebensformen an der Diasporenzahl der drei untersuchten Gewässer (Das Niederauwater ist der unterste Abschnitt des Eggensteiner Altrheins).

	Eggenst. Altrhein	Niederauwater	Salmengrund
Phanerophyten	1.1	0.2	0.6
Therophyten	10.5	11.4	5.7
Hemikryptophyten	8.5	63.9	38.0
Helophyten	77.9	23.0	32.8
Hydrophyten	2.0	1.5	22.8

Gewässer mittlerer Störungsintensität mit gelegentlich trockenfallenden Flachwasserbereichen, haben in der Regel eine arten- und individuenreiche Diasporenbank. Hier ist auch der Salmengrund mit seinen erheblichen Wasserstandsschwankungen einzuordnen, dessen Diasporenbank diasporen- und artenreicher als die des permanent wasserführenden Eggensteiner Altrheins ist. Die Werte liegen allerdings unter denen der von Abernethy & Willby (1999) untersuchten, dem Salmengrund vergleichbaren Gewässer in Nordwest-Europa, die zwischen 16 und 35 Arten und im Mittel 15.450 Diasporen/m² aufwiesen. Fehlende Überschwemmungen und die in Folge ausbleibenden Einträge allochthoner Diasporen erniedrigen die ohnehin geringe Diasporendichte permanent wasserführender und von der umliegenden Aue abgeschnittene Gewässer. Von daher ist die Diasporenbank des Eggensteiner Altrheins mit Mittelwerten von sechs Arten und 3.473 Diasporen/m² ein typisches Beispiel für die in der Literatur postulierte kleine und relativ artenarme Diasporenbank von Gewässern geringer Störungsintensität (Abernethy & Willby 1999). Die geringe Ähnlichkeit zwischen Diasporenbank und Vegetation der untersuchten Gewässer ist zu einem nicht unerheblichen Teil auf das Vorkommen mehrerer, in der Vegetation fehlender Schlammboden-Arten zurückzuführen. Dies ist insbesondere bei dem seit langem ausgediechten, nicht mehr vom Rhein erreichten Eggensteiner Altrhein bemerkenswert, da hier wegen der geringen Wasserstandsschwankungen weder Regenerationsmöglichkeiten für Arten offener Schlammböden vorhanden waren, noch eine Zufuhr von Samen durch Überflutungen mehr möglich ist. Trotz der vermutlich langfristigen Überdauerungsfähigkeit vieler Sumpf- und Wasserpflanzen (Characeen) in den Sedimenten der Rheinaue ist die zunehmende Seltenheit der meisten Schlammboden-Arten auch als Hinweis auf die Erschöpfung des Diasporen-Speichers im Boden zu werten (Schütz 2007). Unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten ist daher eine Wiederherstellung der ursprünglichen Dynamik von Überflutungen, Trockenfallen und Sedimentumlagerungen in der Aue wünschenswert, da nur auf diese Weise ein signifikanter Eintrag von Diasporen und Regenerationszyklen kurzlebiger annueller Arten auf offenliegenden Böden möglich werden.

Die Entfernung der Schlammsedimente des Eggensteiner Altrheins mit einem Saugbagger hatte einen unerwartet schwachen Rückgang der Arten- und Diasporenzahlen zur Folge. Dies kann in erster Linie auf die (auch technisch bedingte) Aussparung der Uferzone bei der Ausbaggerung und das Nachrutschen von diasporenhaltigen Ufersedimenten in die vertiefte Mitte des Gewässers zurückgeführt werden. Auch war der Nachtransport frischer Diasporen durch Strömung und Wind offensichtlich nicht unerheblich.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Untersuchung der Diasporenbank zweier Gewässer der Rheinaue ergab eine der Vegetation der untersuchten Flächen vergleichbare Artenzahl und eine erhebliche, doch kleinräumig sehr unterschiedliche Dichte keimfähiger Diasporen. Die Diasporenbank des temporären Gewässers (Salmengrund) war wesentlich arten- und individuenreicher als die Diasporenbank des ausgedeichten, permanenten Gewässers (Eggensteiner Altrhein). Weiterhin war eine geringe floristische Ähnlichkeit zwischen Diasporenbank und Vegetation festzustellen, die mehrere Ursachen hat. Viele der in der Vegetation dominierenden Wasserpflanzen waren nicht in der Diasporenbank enthalten, während Sumpfpflanzen, insbesondere Gräser und Seggen, mit hohen Individuenzahlen vertreten waren. Die vorgenannten spezifischen Eigenschaften stehen in guter Übereinstimmung mit vergleichbaren Untersuchungen in anderen Gewässern. Besonderes Augenmerk sollte in der Rheinaue auf die in der Vegetation fehlenden, aber in den Sedimenten vorhandenen Schlammboden-Pioniere gerichtet werden. Der Fund lange verschollener Arten (*Carex bohemica*!) in der Diasporenbank der untersuchten Gewässer legt eine langfristige Überdauerung keimfähiger Samen im Sediment nahe. Trotzdem ist unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten eine Wiederherstellung der ursprünglichen Dynamik in der Aue im Sinne des „Integrierten Rheinprogrammes“ wünschenswert, da nur auf diese Weise ein signifikanter Eintrag von Diasporen und damit Regenerationszyklen kurzlebiger annueller Arten auf offenliegenden Böden möglich werden. Die Ausräumung der Sedimente im Eggensteiner Altrhein mit einem Saugbagger führte nicht zu einer anfangs befürchteten Vernichtung des Regenerationspotentials von Wasserpflanzen. Die Absenkung der Arten- und Diasporenzahlen im Gewässer war recht gering und auch in der Vegetation gab es keine Artenverluste. Daher ist bei vergleichbaren Maßnahmen eine signifikante Beeinträchtigung oder gar eine Vernichtung des Regenerationspotentials nicht zu befürchten.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Auftrag der LUBW durchgeführt und bewegt sich im Rahmen des vom RP Karlsruhe betreuten LIFE-Projekts „Lebendige Rheinauen bei Karlsruhe“. Mein besonderer Dank gilt Herrn Grönitz (LUBW), der diese Studie ermöglichte und förderte.

Literatur

- Abernethy, V. J., Willby, N. J. (1999): Changes along a disturbance gradient in the density and composition of propagule banks in floodplain aquatic habitats. *Plant Ecol.* 140: 177-190.
- Barrat-Segretain, M.-H. (1996): Germination and colonisation dynamics of *Nuphar lutea* (L.) Sm. in a former river channel. *Aquatic Bot.* 55: 31-38.
- Combroux, I., Bornette, G., Willby, N. J., Amoros, C. (2002): Regenerative strategies of aquatic plants in disturbed habitats: The role of the propagule bank. *Arch. Hydrobiol.* 152: 215-235.
- De Winton, M. D., Clayton, J. S., Champion, P. D. (2000) : Seedling emergence from seed banks of 15 New Zealand lakes with contrasting vegetation histories. *Aquatic Bot.* 66: 181-194.
- IUS – Institut für Umweltstudien (2002): Fortführung der ökologischen Untersuchungen in verlandeten Altwässern der Rheinaue bei Eggenstein-Leopoldshafen. Ökologisches Untersuchungsprogramm Rheinaue bei Eggenstein-Leopoldshafen, Unveröff. Gutachten im Auftrag der LfU, 102 S. Karlsruhe.
- Poschlod, P., Böhringer, J., Fennel, S., Prume, C., Tiekötter, A. 1999. Aspekte der Biologie und Ökologie von Arten der Zwergbinsenfluren. *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz* 17: 219-260.
- Schütz, W. (2007): Untersuchung der Diasporenbanken in vier Gewässern der Rheinaue - Ableitung grundsätzlicher Schlußfolgerungen für künftige Renaturierungsmaßnahmen. Unveröff. Gutachten im Auftrag der LUBW, Karlsruhe.
- Smits, A. J. M., van Avesaath P. H., van der Velde, G. (1990): Germination requirements and seed banks of some nymphaeid macrophytes (*Nymphaea alba* L., *Nuphar lutea* (L.) Sm. and *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze). *Freshwater Biol.* 24: 315-326.

Makrozoobenthoszönosen eines temporären Fließgewässers der Paderborner Hochfläche: Besiedlungsstruktur und Anpassungsstrategien in der Alme

Manuela Sehmisch-Bartel, A. Meerheim, M. Zeidler, N. Kaschek & E. I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüferstraße 1, 48149 Münster, email: m_sehm01@uni-muenster.de

Keywords: Makrozoobenthos, Karst, alpha- und beta-Diversität, Anpassungsstrategien

Einleitung

Die Ökologie von Karstbächen steht derzeit im Mittelpunkt vieler Untersuchungen der Abteilung Limnologie an der Universität Münster. Das Untersuchungsgebiet ist die Paderborner Hochfläche im Osten Nordrhein-Westfalens (Abb. 1a), die einen ausgeprägtem Karstcharakter aufweist. Typisch für dieses Gebiet sind Bäche, die vor allem in den Sommermonaten ein teilweise temporäres Abflussregime aufweisen. Die vorliegende Untersuchung in der Alme, einem Karstbach, der dem Gewässersystem der Lippe zuzuordnen ist, soll die Frage beantworten, ob sich die Makrozoobenthoszönosen unterschiedlich stark temporärer Abschnitte unterscheiden und welche Anpassungen dabei zu Grunde liegen.

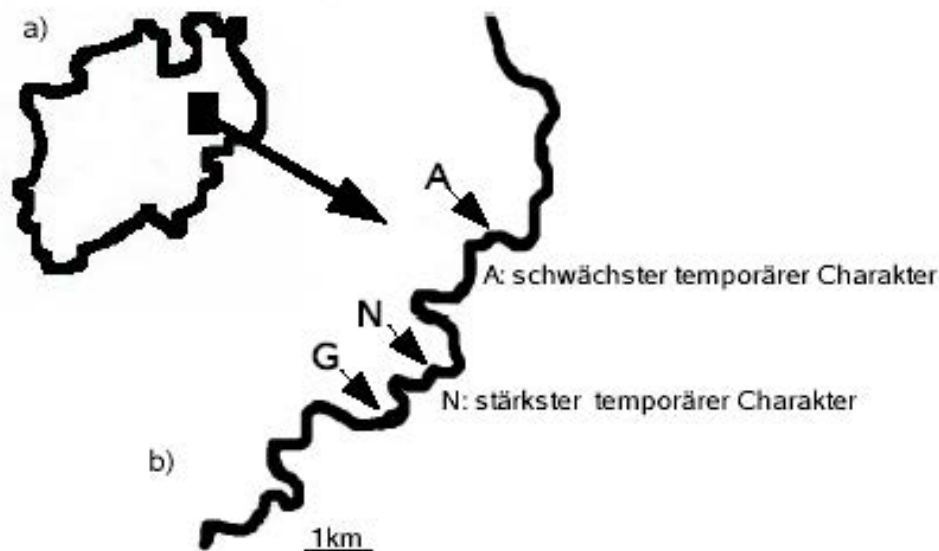


Abb. 1: a) Lage der Alme in NRW b) Probestellen in deren Verlauf (G=Graffeln, N=Niederntudorf, A=Alfen) und Bewertung des temporären Charakters

Fragestellungen und Hypothesen

Aufgrund des unterschiedlich stark ausgeprägten temporären Charakters der drei Probestellen Grafeln, Niederntudorf und Alfen (im Folgenden mit G, N, A abgekürzt, Abb. 1b), welche sich im Mittellauf der Alme befinden, leiten sich folgende Fragestellungen ab:

- Unterscheidet sich die Besiedlung durch das Makrozoobenthos an den einzelnen Stellen?
- Welche Anpassungsstrategien an Trockenheit kann man finden?

Die Hypothese dazu lautet:

- Arten mit und ohne Anpassungen an Austrocknung sind an den einzelnen Standorten jeweils unterschiedlich stark vertreten.

Methoden

Zur Überprüfung wurden die 3 Probestellen an 3 verschiedenen Terminen (19.3., 21.4., 28.5.08) aufgesucht. Innerhalb einer Probestelle wurden die beiden Uferbereiche und die Mitte des Baches beprobt (3 Parallelproben). Zur Entnahme der Proben kamen Surber-Sampler (Fläche 20x20 cm und 30x30 cm, Maschenweite 300 µm) zum Einsatz. Die Proben wurden vor Ort in 70%igem Ethanol konserviert, im Labor ausgesammelt und, wenn möglich, bis auf Artenniveau bestimmt. Aus den Mittelwerten der Parallelproben wurden die Individuendichten pro m² für jeden Standort und Termin bestimmt. Oft wurden auch die Mittelwerte über alle 3 Termine gebildet, da weniger die Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Besiedlung im Mittelpunkt stand als vielmehr der Vergleich der An- oder Abwesenheit der vorgefundenen Arten. Zur Auswertung der Faunenähnlichkeit wurden die alpha-Diversität (Shannon-Wiener-Index) und die beta-Diversität (Sørensen- und Wainstein-Index) berechnet. Außerdem erfolgte eine biozönotische Charakterisierung nach SCHMEDITJE und COLLING (1996) und nach TACHET et. al. (2000) sowie eine Analyse von möglichen Taxa (vornehmlich Arten) mit Anpassungsstrategien.

Ergebnisse

In Abb. 2 sind die Verteilungen der Dichten der vorgefundenen Taxa dargestellt. Es fällt hier neben der überragenden Dominanz der Insecta auf, dass an Probestelle N wenige bis keine Individuen der Klasse Crustacea zu finden waren und außerdem der Anteil an den Anneliden ein wenig geringer war als bei den beiden anderen Probestellen. Mollusken waren dagegen nur an den Probestellen N und G vertreten, wobei deren Anteil an der Gesamtbesiedlung sehr gering war. Die Betrachtung der Dichteverteilungen der Klasse Insecta (Abb. 3) zeigt einen sehr geringen Anteil der Ordnung Trichoptera. Die meisten Individuen wurden bei den Dipteren und den Ephemeropteren gefunden. An der Stelle N waren die Dichteanteile der Plecopteren ein klein wenig höher und die der Coleopteren ein klein wenig geringer als an den beiden anderen Probestellen.

Es wurden insgesamt 85 verschiedenen Arten mit Gesamtdichten zwischen 2000 und 4500 Individuen/ m² gefunden. 31 Arten konnten an allen 3 Probestellen nachgewiesen werden. Es zeichnet sich ab, dass an den einzelnen Probestellen unterschiedliche Arten zu finden waren, diese sich aber auf die höheren Taxa in etwa gleich verteilen. Das spiegelt sich auch in der Berechnung der Diversitätsindizes wider. Während die alpha-Diversität (Shannon-Wiener-Index) relativ hoch war

(Tab. 1), zeigten die beta-Diversitäten (Sørensen- und Wainstein-Index) wenig Ähnlichkeit zwischen den Standorten, vor allem wenn die Dominanzverhältnisse einbezogen wurden (Tab. 2).

Beim Vergleich der autökologischen Merkmale und der species traits deutet sich ein gewisser Trend an. An Probestelle N gibt es etwa 10% mehr Arten mit einem Lebenszyklus, von weniger als einem Jahr. Es gab außerdem auch eine geringere Anzahl an Arten, die noch im adulten Stadium auf Wasser angewiesen sind (Abb. 4 und 5). Diese beiden traits wurden nur beispielhaft ausgewählt.

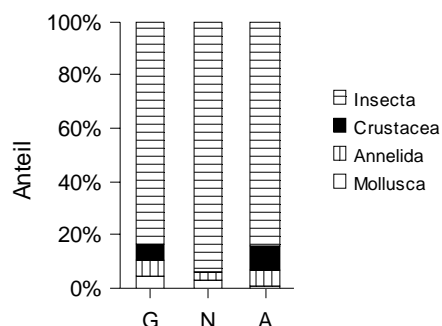


Abb. 2: Vergleich der Dichteverteilungen der höheren Taxa (Stämme, Klassen) an den einzelnen Probestellen. Dargestellt sind die Mittelwerte über alle Termine.

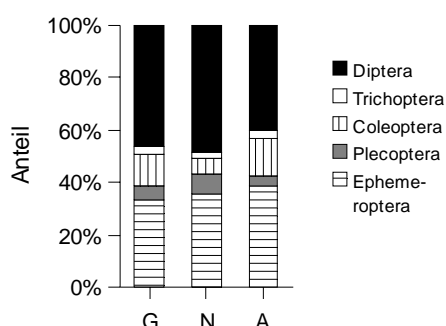


Abb. 3: Verteilung der Dichten in den verschiedenen Insektenordnungen an den einzelnen Probestellen.

Tab. 1: Übersicht über Shannon-Weaver-Indizes sowie Evenness der einzelnen Probestellen. Dargestellt ist jeweils die Berechnung für alle drei Termine und auch für die durchschnittlichen Werte der Dichten über die drei Termine (Spalte „Mittelwert“).

G				
	19.3.	21.4.	28.5.	Gesamt
Hs	2.95	2.49	2.53	2.86
E	0.78	0.66	0.73	0.69

N				
	19.3.	21.4.	28.5.	Gesamt
Hs	2.28	2.4	2.06	2.49
E	0.68	0.65	0.58	0.62

A				
	19.3.	21.4.	28.5.	Gesamt
Hs	2.73	2.29	2.24	2.71
E	0.76	0.63	0.67	0.68

Tab. 2: Darstellung der Sørensen- (weiße Kästchen) und Wainstein- (graue Kästchen) Indizes beim Vergleich der einzelnen Probestellen. a) Vergleich der mittleren Dichten aller drei Termine an der jeweiligen Probestelle, b), c), d) Vergleich der Dichten an den jeweiligen Terminen. In Fettdruck sind die höchsten Werte dargestellt.

Gesamt			
	G	N	A
G		50	43.18
N	31.02		43.18
A	27.54	27.54	

19.3.			
	G	N	A
G		28.41	30.68
N	10.48		26.14
A	9.65	7.05	

21.4.			
	G	N	A
G		34.09	30.68
N	13.44		26.14
A	11.11	10.74	

28.5.			
	G	N	A
G		25	21.59
N	8.26		23.86
A	6.32	10.14	

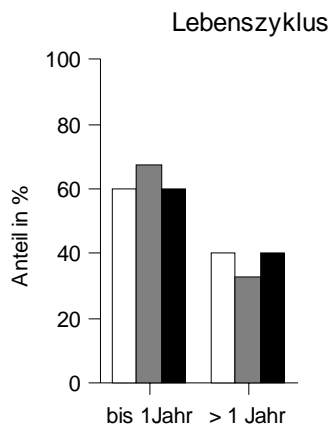


Abb. 4: Verteilung der Arten auf den trait "Lebenszyklus". Dargestellt sind die Mittelwerte über alle drei Termine pro Standort.

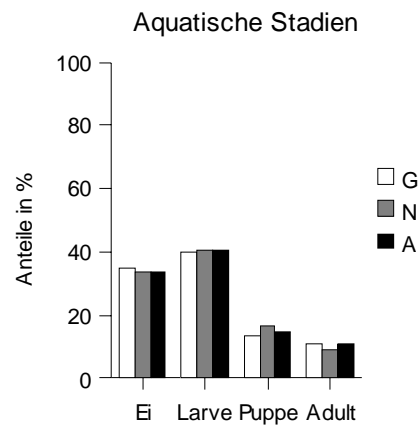


Abb. 5: Verteilung der Arten auf den trait "Aquatische Stadien".

Tab. 3: Anpassungsstrategien der Klasse Insecta und Zuordnung der Taxa zum Fundort (G, N, A) [1] SCHELLENBERG (2000), [2] FOLTYN (2000), [3] BOH-LE (2000), [4] SOMMERHÄUSER (2000), [5] MEYER (2006)

	G	N	A	mögliche Anpassungen von Arten der Klasse Insecta an Austrocknungsperioden temporärer Gewässer
<i>Baetis rhodani</i>	x	x	x	Abw. Änderung in permanente pools, aber nur kurzzeitiges Überleben [1]
<i>Centroptilum luteolum</i>		x		verlassen Gewässer vor Austrocknung, w. wahrscheinlich Überdauern im Ei-/Larvalstadium? [2]
<i>Ecdyonurus</i> sp.	x	x	x	Abw. Änderung in permanente pools, längeres Überleben dort möglich [1]
<i>Rhithrogena</i> sp.	x	x	x	Abw. Änderung in permanente pools [1]
<i>Habrophlebia fusca</i>	x	x	x	verlassen Gewässer vor Austrocknung, w. wahrscheinlich Überdauern im Ei-/Larvalstadium [2], dann aber feuchte Rückzugsstellen mit mind. 15% Luftfeuchtigkeit nötig [3]
<i>Ephemera</i> sp.	x	x	x	Abw. Änderung in permanente pools [1]
<i>Amphinemura</i> sp.	x			Quieszenz im Eistadium [2]
<i>Isoperla</i> sp.	x	x	x	feuchte Rückzugsstellen mit mind. 15% Luftfeuchtigkeit nötig [3]
zahlreiche Wasserkäferarten +Larven	x	x	x	feuchte Rückzugsstellen mit mind. 15% Luftfeuchtigkeit nötig [3]
<i>Melampophylax mucoreus</i>		x	x	relativ späte Verpuppung im Jahr, Persistenz auch im trockenen Gewässerbett, Gelege in gallertigen (trockenresistent) Paketen in Gewässernähe abgelegt, Larven schlüpfen, wenn w. wieder Wasser da [5]
<i>Micropterna lateralis</i>	x			ausgedehnte Flugperiode Frühjahr bis Herbst, mit Imaginaldiapause [4], Imaginal-Übersommerer (Adulte mit langer Lebensdauer v. Frühjahr bis Herbst, w. während Trockenperiode als diapausierende Imagines an dunklen, humiden Orten in der Aue), w. während der Imaginaldiapause Entwicklung der Ovarien angehalten, setzt erst w. wieder gegen Ende des Sommers ein, Gallerte um Eier, evtl. Dormanz in Gallerte im 1. Larvalstadium [2]
<i>Simulium</i> sp.	x	x	x	Sommerliche Ruhephase im Eistadium [4]
Tipulidae	x	x	x	Rückzug ins Interstitial [1]
Limoniidae	x	x	x	Rückzug ins Interstitial [1]

In Tab. 3 sind einige ausgewählte Anpassungsstrategien zusammengefasst, die in verschiedenen Literaturangaben zu finden sind. Dabei wurde sich auf die Strategien der Insekten beschränkt, da diese in den Proben am weitaus häufigsten vertreten waren. Von den insgesamt 68 gefundenen In-

sektenarten (bzw. -gattungen) verbleiben nur ein paar wenige, die an die besonderen Bedingungen temporärer Gewässer angepasst sind. Und selbst in diesem Fall ist oft eine gewisse Restfeuchtigkeit für das Überleben nötig oder es wird gar nur durch Abwanderung in Restpools, die dann wiederum extreme physikalisch-chemische Bedingungen aufweisen, ein Überleben möglich. Man kann keine Präferenz dieser Arten für den trockensten Standort N finden, sie verteilen sich über alle 3 beprobten temporären Stellen.

Diskussion und Fazit

Die Besiedlung an den einzelnen Probestellen unterscheidet sich zwar, jedoch nicht in Bezug auf das Vorkommen von Anpassungsstrategien. Weder gibt es einen erhöhten Anteil an Arten bzw. Taxa, die mit Austrocknungsereignissen zurechtkommen, noch ist ein geringerer Anteil ohne Anpassungen für die Probestelle mit dem höchsten temporären Charakter (N) zu verzeichnen. Einzige Ausnahme bilden die Crustacea. Der Nachweis entsprechend angepasster Arten kennzeichnet allgemein den temporären Charakter aller Probestellen.

Es scheint eher eine untergeordnete Rolle zu spielen, wie stark die Austrocknungsereignisse eines Jahres sind. Allein die Tatsache, ob solche Extremereignisse stattfinden, entscheidet über die Besiedlungsstrukturen.

Einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Besiedlung könnte in diesem Zusammenhang die Tatsache haben, dass die nur 9 Tage andauernde Trockenheit des vorangegangenen Jahres die Besiedlungsstrukturen durch die fehlenden Auslesemechanismen beeinflusst hat. Um generelle Aussagen über die Faunenzusammensetzung in den temporären Bereichen der Alme machen zu können, müssen trockene Jahre vorangehen oder es müssen Proben aus mehreren Jahren ausgewertet werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Bachelorarbeit der Erstautorin. Wir danken allen Personen, die diese Arbeit unterstützt haben, insbesondere dem Fachbereich Umwelt, Natur und Landschaftspflege des Kreises Paderborn für die Genehmigung der Untersuchung.

Literatur

- BOHLE, H. W. (2000): ANPASSUNGSSTRATEGIEN AUSGEWÄHLTER ORGANISMEN AN TEMPORÄRE WASSERFÜHRUNG – INSEKTEN PERIODISCHER FLIEßGEWÄSSER MITTELEUROPAS. NUA-SEMINARBERICHT 5: 53-71.
- FEIGE, W. (1999): DIE ALME ALS KARSTGEWÄSSER. ABFLUß UND FLUßSCHWUND ZWISCHEN BRENKEN UND BORCHEN IN IHRER ABHÄNGIGKEIT VON KARSTGRUNDWASSERSCHWANKUNGEN UND ZUFLUß AUS DEN ALMEQUELLEN UND DEM UNVERKARSTETEN OBERLAUF. DER ANTIBERG, MITTEILUNGEN ZUR KARST- UND HÖHLENKUNDE 70: 5-36.
- FOLTYN, S. (2000): ÜBERLEBENSSTRATEGIEN IN SOMMERTROCKENEN LÖSS-LEHMBÄCHEN. NUA-SEMINARBERICHT. 5: 72-81.
- MEYER, E. L. (2006): FLIEßGEWÄSSER UND NIEDRIGWASSER – EINE ÖKOLOGISCHE PERSPEKTIVE. BEITRÄGE DER AKADEMIE FÜR NATUR- UND UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 42: 62-85.
- SCELLENBERG, E. T. (2000): ANPASSUNGSSTRATEGIEN VON MAKROINVERTEBRATEN AN AUSTROCKNUNG UND NIEDRIGWASSER IN FLIEßGEWÄSSERN. DISSERTATION. WESTFÄLISCHE WILHELMS-UNIVERSITÄT, MÜNSTER.
- SCHMEDTJE, U., & COLLING, M. (1996): ÖKOLOGISCHE TYPISIERUNG DER AQUATISCHEN MAKROFAUNA. IN BAYR. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.): INFORMATIONSBERICHT DES BAYR. LANDESAMTS FÜR WASSERWIRTSCHAFT HEFT 4/96.
- SOMMERHÄUSER, M. (2000): SOMMERTROCKENE FLIEßGEWÄSSER IM NORDRHEIN-WESTFÄLISCHEN TIEFLAND – LEBENSRAUMBEDINGUNGEN UND LEBENSGEMEINSCHAFTEN. NUA-SEMINARBERICHT 5: 101-114.
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M., & USSEGLIO-POLATERA, P. (2000): INVERTÉBRÉS D'EAU DOUCE, SYSTÉMATIQUE, BIOLOGIE, ÉCOLOGIE. CNRS ÉDITIONS, PARIS: 1-588.

BAER, J. & A. BRINKER: Sind die Wiederfang- und Wachstumsraten von besetzten und angestammten Bachforellen (*Salmo trutta* L.) dichteabhängig?

BEECK, P., E. LAGES, ST. STOLL, H. HOFMANN, R. ECKMANN & P. JATTEAU: Der Einfluss von Oberflächenwellen und Bodensubstrat auf die Ei- und Larvenentwicklung von Maifischen (*Alosa alosa*)

DONNER, M. & R. ECKMANN: Tagesperiodische Vertikalwanderung von Trübschenlarven (*Lota lota*) als Anpassung zur Optimierung des Wachstums im Bodensee

GABEL, F., ST. STOLL, X.-F. GARCIA, M. PUSCH & P. FISCHER: Schiffs- und windinduzierte Wellen beeinflussen die Nahrungsaufnahme juveniler Cypriniden

HARRER, D. & J. BEHRMANN-GODEL: Habitatbezogene Unterschiede in der Parasitierung von Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) als Hinweis auf lokale Adaptation im Bodensee

LANGKAU, M. & J. BORCHERDING: Fischräuber versus Planktonfresser. Wie beeinflussen morphologische Veränderungen das ökologische Leistungspotential

RÖDIGER, S., B. KÖNIG, A. ANLAUF & J. KOOP: Einfluss der Abflussdynamik auf die Jungfischgemeinschaften in Bühnenfeldern der mittleren Elbe

WIERZCHOWSKI, F. & R. ECKMANN: Inter- und intraspezifische Nahrungskonkurrenz zwischen Flussbarsch, Kaulbarsch und Amerikanischem Kamberkrebs

Sind die Wiederfang- und Wachstumsraten von besetzten und angestammten Bachforellen (*Salmo trutta* L.) dichteabhängig?

Jan Baer & Alexander Brinker

Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen,
Jan.Baer@lvvg.bwl.de, Alexander.Brinker@lvvg.bwl.de

Keywords: Bachforelle, Besatz, Wachstum, Wiederfang, Dichteabhängigkeit

Einleitung

Innerhalb des Managements von Fischbeständen ist das Aussetzen von Fischen, die in einer Fischzucht aufgewachsen sind, gängige Praxis (Baer 2008). Oftmals sollen so Defizite, die in einem Fischbestand aufgrund anthropogener Einflüsse existieren können, ausgeglichen werden. Es ist bis heute allerdings nicht eindeutig geklärt, wie sich Fische aus der Zucht im Freiland verhalten. Ein wichtiges, kontrovers diskutiertes Thema ist dabei die Frage, inwieweit besetzte Fische in Interaktion mit artgleichen, angestammten Individuen treten. Eine intraspezifische Konkurrenz um Nahrung und Standplätze könnte sich unter Umständen negativ für angestammte Fische auswirken. Angepasste Standortpopulationen könnten durch konkurrenzstärkere Zuchtfische verdrängt werden. Es könnte somit der Widerspruch bestehen, dass das, was man durch Besatz stützen und schützen möchte, also die residente Population, durch Besatz in Mitleidenschaft gezogen werden würde.

Um zu beantworten, ob Wachstum und Wiederfang dichteabhängig sein können, wurden in einem Versuch markierte Besatzforellen (ca. 1,5 Jahre alte Tiere, hier „Jährlinge“ genannt) in unterschiedlichen Dichten ausgesetzt und ihr Wachstum und Wiederfang nach dem Besatz bestimmt. Parallel dazu wurde in dem Besatzgewässer der Bestand an angestammten Bachforellen markiert und ebenfalls deren Wachstum und Wiederfang nach Besatz ermittelt.

Material und Methoden

Die Untersuchung fand im Saubach statt. Der weitgehend natürlich Saubach mündet oberhalb der Stadt Singen in die Radolfzeller Aach, einem Zufluss des Bodensee-Untersees. Der untersuchte Abschnitt befindet sich ca. 1,5 km von der Mündung entfernt. Der beprobte Bereich (1000 m Länge) ist ca. 3 m breit, hat eine mittlere Tiefe von 0,4 m und entspricht aufgrund der Gewässermorphologie der oberen Forellenregion. Die Fischfauna besteht aus Bachforellen (*Salmo trutta* L.) und Groppen (*Cottus gobio* L.). Der Saubach wird nur sehr eingeschränkt mit der Angel befischt, wurde aber in den letzten 10 Jahren regelmäßig mit Jährlingen besetzt. Dadurch sollten Rekrutierungsdefizite ausgeglichen werden.

Der Saubach wurde in sechs 100 m lange Untersuchungsstrecken unterteilt. Jede Strecke wurde durch eine 50 m lange Pufferzone getrennt. Zusätzlich wurde vor der ersten Strecke und nach der sechsten Strecke ein 50 m langer Abschnitt für eine anschließende Beprobung eingeplant. Im April

2002 wurden die sechs Untersuchungsstrecken mit Netzen abgesperrt und watend befischt (Gleichstromgerät, 7 kW, 600 V, EFKO, Leutkirch). Alle sechs Strecken wurden hintereinander zweimal ausgefischt, zusätzlich je einmal die Pufferzonen und angrenzenden Gewässerstrecken. Alle gefangenen Bachforellen wurden als „angestammt“ definiert und anschließend gemessen, gewogen und mit unterschiedlichen Farben (Visible-Implant-Elastomer (VIE) tags; Northwest Marine Technology, Seattle, Washington, USA) markiert. Die Farben bzw. „VIE-tags“ wurden nach einer Betäubung der Fische mit Nelkenöllösung (0,1 mL/L H₂O) mittels einer feinen Kanüle unter die transparente Membran caudal hinter das Fischauge injiziert. Nach der Markierung wurden die Fische wieder im Bereich der Fangstelle ausgesetzt. Zwei Tage danach wurden markierte Jährlinge aus einer nahegelegenen Fischzucht besetzt. In zwei Abschnitten wurde der Bestand dadurch verdreifacht, in zwei Abschnitten verfünffacht. Zwei Abschnitte wurden nicht besetzt. Nach 43 und 161 Tage wurde das Untersuchungsgewässer nach der gleichen Methode wie im April befischt und die Fangdaten (Länge, Gewicht, Markierung) aufgenommen. Der Versuch wurde 2003 mit der gleichen Versuchsanordnung wiederholt. Im April 2004 wurde eine zusätzliche Befischung nach dem gleichen Muster durchgeführt. Im April 2002 wurden 176 angestammte Bachforellen markiert und 460 markierte Besatzfische mit einem mittleren Gewicht von ca. 30 g besetzt, im April 2003 wurden 171 angestammte Bachforellen markiert und 390 markierte Bachforellen mit einem Stückgewicht von ca. 11 g besetzt (Baer & Brinker 2008).

Für die besetzten und angestammten Bachforellen-Jährlinge wurde die thermische Wachstumsrate (TGC) nach Iwama & Tautz (1981) berechnet. Als Wiederfang wurde der Fang einer markierten Besatzforelle oder angestammten Bachforelle nach dem Besatz bzw. nach der Markierung verstanden. Der Anteil der Fische, der von einer bestimmten Anzahl an besetzten oder angestammten Bachforellen wiedergefangen wurde, ist die Wiederfangrate (%). Erfolgte der Wiederfang eines markierten Fisches außerhalb seines Besatz- bzw. Markierungsortes, wurde dieses als Wanderung eingeordnet. Um eventuelle Wachstumsunterschiede zwischen besetzten und angestammten Jährlingen herauszufinden, wurden ein lineares Modell entwickelt, welches unterschiedliche Faktoren wie Besatzjahr, Tage nach Besatz oder Besatzgruppe berücksichtigt (Baer & Brinker 2008).

Ergebnisse

Im Saubach war die Populationsgröße der angestammten Jährlinge inklusive der älteren Wildforellen im April 2002 vor der ersten Besatzmaßnahme bzw. im April 2003 und 2004, also jeweils ein Jahr nach den Besatzmaßnahmen in 2002 und 2003, nicht signifikant unterschiedlich und lag bei ca. 0,08 Individuen pro m².

Wachstum

Generell zeigten alle besetzten Jährlinge nach mehreren Wochen ein gewisses Wachstum. Allerdings war die Wachstumsrate der angestammten Jährlinge deutlich höher, als die der besetzten Forellen. Insgesamt war das Wachstum der angestammten Jährlinge - und auch das der älteren angestammten Forellen - nicht dichteabhängig, d.h. nach dem intensiven Besatz wurden bei ihnen keine Veränderungen in der Wachstumsrate in Abhängigkeit der Populationsdichte festgestellt (Abbildung 1). Im Gegensatz dazu war das Wachstum der besetzten Bachforellen negativ dichteabhängig, d.h. je höher die Besatzdichte, desto geringer waren die Wachstumsraten (Abbildung 1).

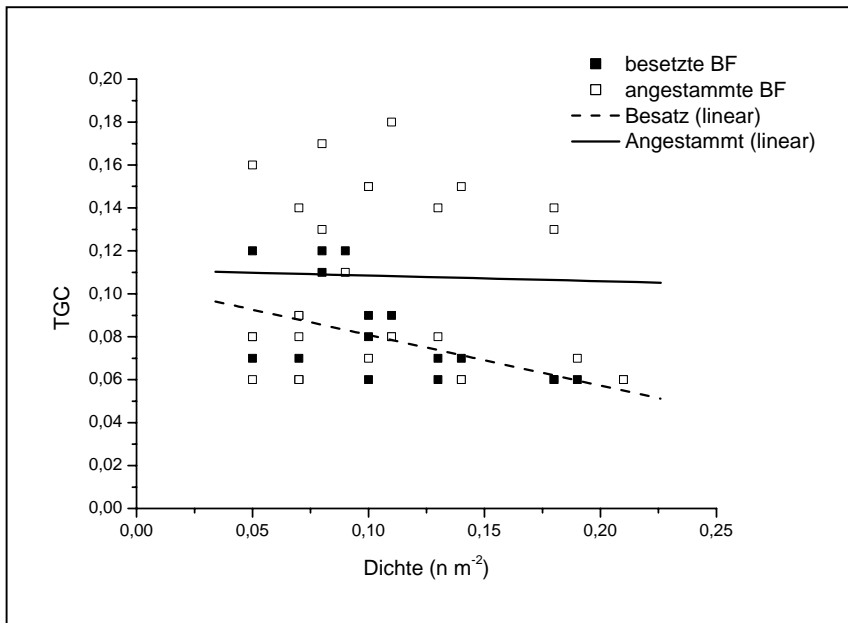


Abbildung 1: Wachstumsraten (TGC: thermal growth coefficient) angestammter und besetzter ein-jähriger Bachforellen in Abhängigkeit von der Besatzdichte

Wiederfang

Die meisten wiedergefangenen angestammten Jährlinge wurden in dem Bereich nachgewiesen, in welchem sie auch markiert wurden. Nur 14,4% wurden außerhalb ihrer Markierungsstrecken gefangen. Auch die meisten besetzten Jährlinge wurden in der näheren Umgebung ihrer Aussatzstelle wiedergefangen. Insgesamt wurden 44,2% außerhalb ihres Besatzortes wiedergefangen, diese allerdings nur ca. 50 - 150 m oberhalb oder unterhalb ihrer Besatzstrecke. In die unbesetzten Bereiche wanderten fast keine Fische ein (< 3%).

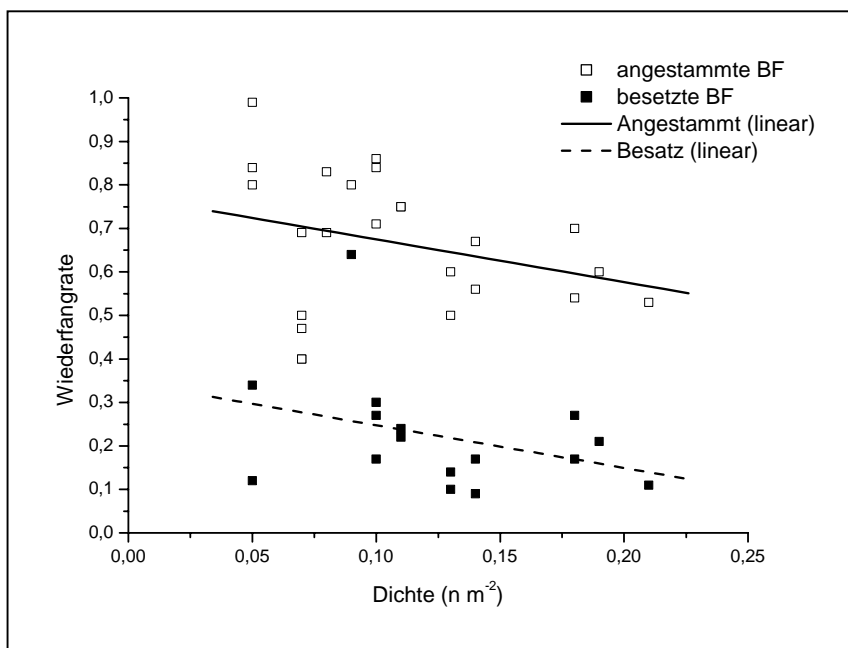


Abbildung 2: Wiederfangraten angestammter und besetzter einjähriger Bachforellen in Abhängigkeit von der Besatzdichte

Je später nach einem Besatztermin gefischt wurde, desto weniger besetzte Bachforellen wurden wiedergefangen: Nach 43 Tagen wurden im Mittel ca. 23% der besetzten Fische wiedergefangen, nach 161 Tagen 15% und nach fast einem Jahr (354 Tage) nur noch 2%. Der Wiederfang angestammter Fische hingegen war deutlich höher. Im Mittel wurden nach 43 bzw. 161 Tagen im Saubach 66% der markierten angestammten Jährlinge wiedergefangen, nach einem Winter bzw. ein Jahr nach der Markierung noch 28%. Im Gegensatz zum Wachstum war der Wiederfang bei beiden Gruppen, also sowohl bei besetzten, als auch bei angestammten Jährlingen, negativ dichteabhängig: Mit zunehmender Bestandsdichte sank die Wiederfangrate (Abbildung 2). Dieser Zusammenhang war nur über den Sommer messbar, nach einem Winter wurde im April aufgrund von zuwandernden oder nachwachsenden Bachforellen die Populationsgröße des Vorjahres wieder erreicht.

Alle Ergebnisse sind statistisch über ein lineares Modell abgesichert (Baer & Brinker 2008). Interaktionen zwischen besetzten und älteren angestammten Bachforellen (≤ 2 Jahre), wurden nicht festgestellt. Deren Wachstums- bzw. Wiederfangraten waren nicht dichtebeeinflusst.

Diskussion

Frühere Studien haben gezeigt, dass das Wachstum von besetzten Bachforellen dichteabhängig verläuft (z.B. Bohlin et al. 2002, Sundström et al. 2004). Auch das mit zunehmender Fischdichte die Wiederfangrate rückläufig ist, wurde bereits in Studien von Berg & Jörgensen (1991) dokumentiert. Je höher die Dichte an Konkurrenten (hier: Besatz- und Wildfische) ist, desto mehr Energie müssen die besetzten Jährlinge für Konkurrenzkämpfe aufbringen (Deverill et al. 1999) und desto geringer ist - wie im Saubach gezeigt - das Wachstum. Dieses verringerte Wachstum bzw. die geringere Fitness führte aller Wahrscheinlichkeit nach im Saubach zu vermehrt abwandernden Fischen bzw. zu höherer Mortalität.

Für angestammte Bachforellen wurde schon mehrfach ein von der Dichte unabhängiges Wachstum festgestellt (z.B. Egglisshaw & Shackley 1977, Elliot 1984). Ein dichteabhängiger Wiederfang wurde bisher allerdings nicht beobachtet. Ein Grund für den dichteabhängigen Wiederfang - also Abwanderung oder Mortalität - ist möglicherweise in der starken und lang anhaltenden Dichteerhöhung in der vorliegenden Studie zu sehen. Die Aussage von Johnsson et al. (1999), dass zum Großteil der residente Fisch den Standortkampf mit Eindringlingen gewinnt, beruht auf Aquarienuntersuchungen, in welchen die Revierkämpfe von einem standortbesetzenden Fisch und einem Eindringling ausgewertet wurden. Im Saubach mussten die anwesenden Fische allerdings über mehrere Tage bzw. Wochen mit einer Vielzahl von Eindringlingen konkurrieren. Möglicherweise führte diese lange Zeitspanne, gerade direkt nach dem Besatz im April mit sehr hohen Dichten neuer Fische bzw. Invasoren, zu verstärktem Stress und dadurch zu vermehrten Abwanderungen und/oder Mortalitäten.

Im Saubach stellte sich trotz des Verdrängungsprozesses der residenten (und besetzten) Jährlinge die ursprüngliche Populationsdichte wieder ein. Durch Zuwanderung und Nachwachsen wurde ein konstantes Populationsniveau beibehalten. Im Saubach war damit allem Anschein nach die Tragfähigkeit des Gewässers schon vor dem Besatz erreicht bzw. durch die natürliche Rekrutierung ausgeschöpft. Die Besatzmaßnahmen führten zwar dazu, dass kurzfristig die Bestandsdichte und daran gekoppelt die Mortalitätsrate stiegen, nicht aber dass längerfristig (hier: innerhalb von drei Jahren) die Populationsdichte ab- oder zunahm. Aufgrund dieser Ergebnisse erscheint ein Besatz in angepasste Bestände nicht ratsam.

Die hohen Mortalitätsraten nach der Winterperiode unterstreichen die Vermutung von Berg & Jörgensen (1991), dass nicht der Konkurrenzkampf im Sommer um Futter und Standplätze, sondern

die hohe, witterungsbedingte Mortalität im Winter der Faktor ist, welcher die Abundanz der Bachforellen maßgeblich limitiert.

Zusammenfassung

In zwei aufeinanderfolgenden Jahren (2002, 2003) wurde im Frühjahr in einem kleinem, naturnahen Bach die Populationsdichte der Bachforellen (*Salmo trutta* L.) in sechs gleichgroßen Abschnitten gezielt manipuliert. In zwei Abschnitten wurde die natürliche mittlere Populationsdichte durch den Besatz mit einjährigen Bachforellen aus der Zucht verdreifacht und in zwei weiteren Abschnitten verfünffacht. Zwei Abschnitte wurde nicht besetzt. Anschließend wurden die Abschnitte in regelmäßigen Abständen quantitativ elektrisch befischt. Dabei zeigte sich, dass die Bachforellen aus der Zucht stärker wanderten und langsamer wuchsen als die angestammten Bachforellen. Zudem war das Wachstum der Bachforellen aus der Zucht dichteabhängig, d.h. mit zunehmender Bestandsdichte sank die Wachstumsrate. Im Gegensatz dazu war die Wachstumsrate der angestammten Bachforellen nicht dichteabhängig. Die Wiederfangrate der angestammten einjährigen Bachforellen war jedoch, ebenso wie bei den besetzten Forellen, negativ dichteabhängig. Als Ursache wird intraspezifische Konkurrenz um Standplätze diskutiert.

Der Effekt der rückläufigen Bestandsdichte infolge von Besatz zeigte sich ausschließlich im Sommer und betraf nur die Altersklasse 1+. Nach einem Winter wurde die gleiche Ausgangsdichte wie vor den Besatzmaßnahmen festgestellt. Der Vorteil von Besatz, wie z.B. eine kurzfristig erhöhte Biomasse, muss demnach gegen den eventuellen Nachteil, sprich den Rückgang angestammter Fische über den Sommer hinweg, abgewogen werden.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch die Fischereiabgabe Baden-Württemberg finanziert. Der Pächtergemeinschaft Dzuiba-Härtner sei für die tatkräftige Unterstützung und der Erlaubnis zur Elektrofischerei gedankt. Den Kollegen der FFS, die bei der Feldarbeit geholfen haben, sei ebenfalls gedankt.

Literatur

- Baer, J. (2008): Untersuchungen zur Optimierung des Besatz- und Bestandsmanagements von Bachforellen (*Salmo trutta* L.). Shaker Verlag, Aachen: 130 S.
- Baer, J., Brinker, A. (2008): Are growth and recapture of hatchery-reared and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) density dependent after stocking? Ecology of Freshwater Fish, 17, 455-464.
- Berg, S., Jørgensen, J. (1991): Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. Journal of Fish Biology, 39, 151-169.
- Bohlin, T., Sundström, L. F., Johnsson, J. I., Höjesjö, J., Pettersson, J. (2002): Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. Journal of Animal Ecology, 71, 683-692.
- Deverill, J. I., Adams, C. E., Bean, C. W. (1999): Prior residence, aggression and territory acquisition in hatchery-reared and wild brown trout. Journal of Fish Biology, 55, 868-875.
- Egglishaw, H. J., Shackley, P. E. (1977): Growth, survival and production of juvenile Salmon and trout in a Scottish stream, 1966-1975. Journal of Fish Biology, 11, 647-672.
- Elliot, J. M. (1984): Population regulation for different life stages of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake district stream, 1966-1983. Journal of Animal Ecology, 54, 617-638.
- Iwama, G. K., Tautz, A. F. (1981): A simple growth model for salmonoids in hatcheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 38, 649-656.
- Johnsson, J. I., Nöbbein, F., Bohlin, T. (1999): Territorial competition among wild brown trout fry: effects of ownership and body size. Journal of Fish Biology, 54, 469-472.
- Sundström, L. F., Bohlin, T., Johnsson, J. I., (2004): Density-dependent growth in hatchery-reared brown trout released into a natural stream. Journal of Fish Biology, 65, 1385-1391.

Der Einfluss von Oberflächenwellen und Bodensubstrat auf die Ei- und Larvenentwicklung von Maifischen (*Alosa alosa*)

Beeck, Peter¹, Lages, Eva², Stoll, Stefan³, Hofmann, Hilmar³, Eckmann, Reiner³ & Jatteau, Philippe⁴

¹Stiftung Wasserlauf, Aquazoo Löbbecke Museum, Kaiserswerther Str. 380, 40200 Düsseldorf, Peter.Beeck@stadt.duesseldorf.de

²Brukterer Str. 2, 50679 Köln, eva.lages@wur.nl

³Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz

⁴CEMAGREF, Unité Ecosystèmes Estuariens et Poissons Migrateurs Amphihalins, 50 Avenue de Verdun, 33612 CESTAS Cedex, Frankreich

Keywords: Wellenschlag, Verhalten, Schlupfrate, Maifisch, Wiederansiedlung

Einleitung

Maifische waren noch vor 100 Jahren in ganz Westeuropa verbreitet. Das Verbreitungsgebiet dieser Art hat sich aber, durch Überfischung, Gewässerverschmutzung und Ausbau der Flüsse dramatisch verringert. Große Maifischpopulationen existieren in heutiger Zeit nur noch in Frankreich. In einem europäischen Life Projekt wird derzeit daran gearbeitet, den Maifisch im Rheinsystem wieder anzusiedeln (www.alosa-alosa.eu). In Laborversuchen wurde untersucht, inwieweit Wanderhindernisse in den Flüssen, oder Oberflächenwellen, die z.B. durch die Schifffahrt ausgelöst werden, die Schlupf- und Überlebensrate der Maifische beeinflussen. Maifische laichen natürlicherweise über kiesigem Bodensubstrat (Aprohmanian et al. 2002). Wanderhindernisse in den Flüssen können allerdings dazu führen, dass die Maifische gezwungen werden, über weniger geeigneten Substraten abzulaichen, was zu verringerten Schlupfraten führen kann. Um diesen Zusammenhang genauer zu untersuchen wurden Maifisch-Eier in einer Durchflussrinne in verschiedenen Substraten exponiert und die Schlupfraten bestimmt. In einem zweiten Versuchsansatz wurde das Verhalten von Maifischlarven in einem Wellenmesokosmos analysiert und eventuelle Strandungsereignisse dokumentiert.

Material und Methoden

A Untersuchungen zum Einfluss des Bodensubstrats auf die Ei-Entwicklung

Für die Untersuchungen wurde die neu entwickelte Durchflussrinne SCOLA (Structure expérimentale d'étude du COmportement LARvaire) des französischen Projektpartners CEMAGREF in der Versuchsanlage in St.Seurin/Isle, Frankreich eingesetzt (Abb. 1). Drei identische SCOLA Systeme mit gleicher Temperatur, Tag-Nacht-Rhythmus und abiotischen Parametern wurden mit drei unterschiedlichen Kiessubstraten befüllt: A= 4-8 mm, B = 8-16 mm, C = 30-95 mm. In Vorversuchen

wurde die Strömungsgeschwindigkeit so eingestellt, dass ein Rollen der Maifischeier über die Substrate beobachtet werden konnte (ca. 12 cm s^{-1}). In jedes der drei Scola wurden 300 Maifischeier (Alter 1 Tag) gegeben und die Schlupfraten bestimmt. Zur Kontrolle wurden 300 Eier in einem Mc Donald Erbrütungsglas erbrütet. Aufgrund schlechter Eierverfügbarkeit im Jahre 2008 konnten die Versuche nicht repliziert werden.

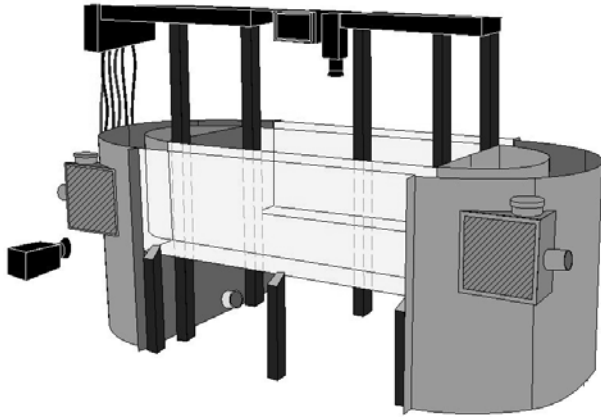


Abb. 1: Schema des SCOLA Systems.
Die hellgrauen Bereiche markieren die Beobachtungsfenster

B Untersuchungen zum Einfluss des Wellenschlags auf das Verhalten von Maifischlarven

Für die Verhaltensbeobachtungen wurden 2 Mesokosmen der Universität Konstanz eingesetzt. Die Mesokosmen sind 10 m lang, 1 m breit und 0,8 m tief und an jeweils einer Längsseite befindet sich ein Beobachtungsfenster. In die Mesokosmen wurde ein schrittweise abfallendes Ufer eingebaut und in einem der Mesokosmen am gegenüberliegenden Ende eine pneumatische Wellenmaschine installiert (Abb. 2). Am oberen Ende des Ufers wurde ein Netzsack eingebaut, um Strandungsereignisse dokumentieren zu können. Die hydrodynamischen Verhältnisse im Mesokosmos wurden mit einem akustischen Strömungssensor (NORTEK Vector, Acoustic Doppler Velocity Meter (ADV)), einen Drucksensor (DS), und ein Video Bildanalyse System (VBAS) bestimmt (Hofmann 2007). Für die Versuche wurde die maximale Wellenintensität (Wellenhöhe: 12 cm, Wellenperiode: 1,9 s) eingestellt. Pro Stunde wurden 10 Wellenereignisse mit einer Dauer von jeweils 1 Minute simuliert.

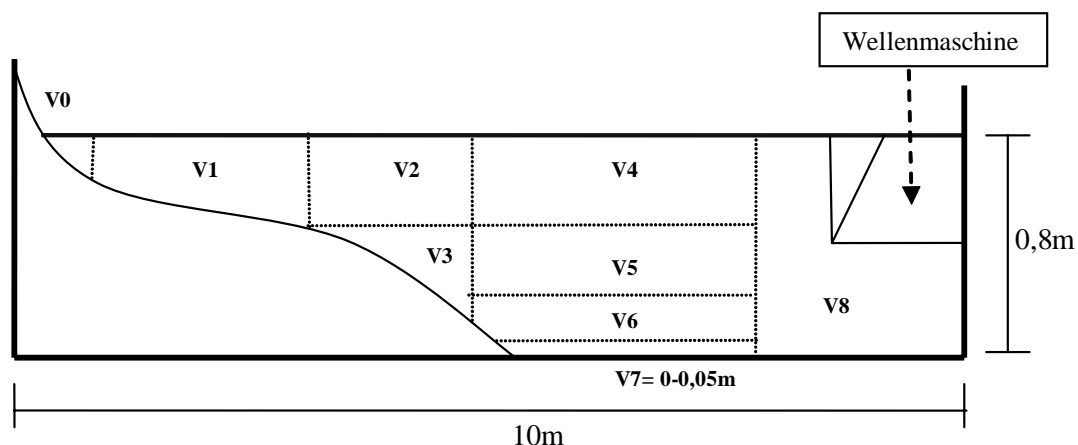


Abb. 2: Schema des Wellenmesokosmos

Um das Verhalten der Maifische untersuchen zu können wurde der Mesokosmos in 9 Segmente unterteilt, die mit Nummerncodes (V0-V8) versehen wurden (Abb. 2). Der Aufenthaltsort der Fische während des Versuchs konnte so mit Hilfe eines speziell entwickelten Computerprogramms

vom Beobachter aufgenommen wurden. Für die Versuche wurden jeweils 20 Fische (Alter = 23-28 Tage; TL = 17 ± 1 mm) in die Mesokosmen eingesetzt. Der Mesokosmos ohne Wellenmaschine diente als Kontrolle. Hier wurden die Fische nicht ausgetauscht und in zufälligen 5-Minuten-Intervallen beobachtet. Im Wellenmesokosmos wurden die Fische 1 Stunde vor dem Start der Wellenmaschine eingesetzt. Das Verhalten der Fische wurde danach zufällig mit einem repeated-measurement-design über einen Zeitraum von 2 Stunden untersucht und führte zu max. 5 Analysen pro Replikat. Nach jedem Replikat wurden die Fische ausgetauscht. Jede Analyse dauerte 11 Minuten, beginnend mit 5 Minuten Beobachtung ohne Welle, 1 Minute Beobachtung mit Welle und wieder 5 Minuten Beobachtung ohne Welle. Für die Beobachtung wurde das Verhalten eines einzelnen Fisches ausgewertet, obwohl die Tiere meist in kleinen Schwärmen von 2-5 Tieren gruppiert waren. Für die statistische Auswertung wurde der bevorzugte Aufenthaltsort des Fisches in den 5 Minuten vor dem Wellenereignis, während des Wellenereignisses und in den 5 Minuten nach Wellenereignis bestimmt und in einer ANOVA ausgewertet.

Ergebnisse

A Untersuchungen zum Einfluss des Bodensubstrats auf die Ei-Entwicklung

Die Schlupfraten der Maifische in den drei getesteten Bodensubstraten unterschieden sich und lagen zwischen 67% und 90% mit der höchsten Schlupfrate im Ansatz B. Im Vergleich dazu lag die Schlupfrate im Mc Donald Erbrütungsglas mit 94% nur knapp darüber. Die Totallänge der geschlüpften Larven im Ansatz B war auch signifikant größer als in den Ansätzen A und C (Tab. 1; t-test $p < 0,05$).

Tab. 1: Totallänge und Anzahl der geschlüpften Maifische in den Versuchsansätzen (A, B, C) im SCOLA

	A = 4-8 mm		B = 8-16 mm		C = 30-95 mm	
	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.
Totallänge	9,8	0,7	10,7	0,8	9,7	0,9
Anzahl / % geschlüpfter Maifische	248 / 83%		270 / 90%		200 / 67%	

B Untersuchungen zum Einfluss des Wellenschlags auf das Verhalten von Maifischlarven

Als generelle Beobachtung ist festzuhalten, dass sich die Maifische in beiden Mesokosmen, also unabhängig vom Vorhandensein von Wellenereignissen, hauptsächlich in den tieferen Wasserschichten (Segmente V5-V7, vgl. Abb. 2) aufgehalten haben. Fast überhaupt keine Maifische wurden in der Nähe der Oberfläche bzw. in Ufernähe beobachtet. Entsprechend wurden in den Wellenschlagversuchen keine Strandungsereignisse dokumentiert.

Während eines Wellenereignisses gab es einen Trend, dass sich der Aufenthaltsort der Maifische im Vergleich zum Aufenthaltsort in den 5 Minuten vor Wellenereignis von Segment V5 zu Segment V6, d.h. Richtung Boden, verschoben hat ($p = 0,087$, Abb. 3).

Die hydrodynamischen Messungen während eines Wellenereignisses zeigten, dass die welleninduzierten, horizontalen Strömungsgeschwindigkeiten von der Oberfläche hin zum Boden stark abnehmen (Abb. 3). Die Beobachtungen haben gezeigt, dass sich die Maifischen während der Wellen-

ereignisse in größere Tiefen des Mesokosmos zurückziehen, wo geringere Strömungsgeschwindigkeiten vorherrschen.

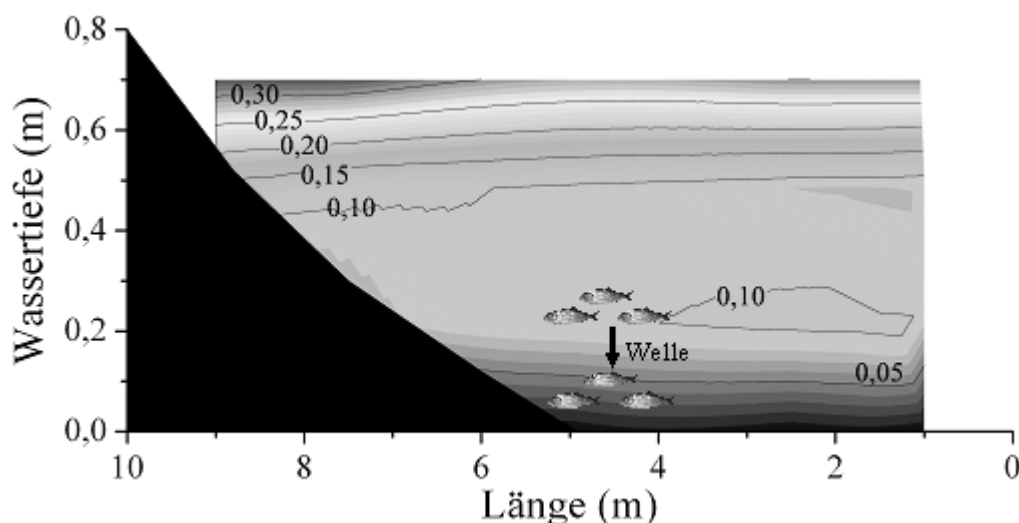


Abb. 3: Strömungsgeschwindigkeiten im Mesokosmos während des Wellenereignisses. Dargestellt ist die Verteilung der mittleren, welleninduzierten, horizontalen Strömungsgeschwindigkeit (in der Längsachse). Die eingezeichneten Fische symbolisieren den Aufenthaltsort vor und während des Wellenereignisses

Diskussion

A Untersuchungen zum Einfluss des Bodensubstrats auf die Ei-Entwicklung

Die Untersuchungen in den SCOLA Versuchsrinnen konnten erste Hinweise geben, dass das Bodensubstrat einen Einfluss auf den Schlupferfolg der Maifische hat. Der höchste Schlupferfolg trat bei einer Korngröße von 8-16 mm auf. Dies ist etwas ungewöhnlich, da typische Bodensubstrate an Laichgebieten üblicherweise zwischen 20-200 mm groß sind (Aprahamian et al. 2002) und von daher zu erwarten gewesen wäre, dass bei der Korngröße 30-95 mm (Ansatz C) die meisten Tiere schlüpfen. Da Maifische oberflächennah ablaichen, muss die Substratbeschaffenheit allerdings nicht der ausschlaggebende Faktor für die Laichplatzwahl sein. Viel mehr können auch Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit die entscheidenden Kriterien darstellen, die wiederum die Sortierung der Korngrößen beeinflussen. So wurden in der Loire Laichplätze mit sandig-kiesigem Substrat (2-20 mm) gefunden (Boisneau et al. 1990).

Leider konnte während des Versuchs nicht beobachtet werden, ob Eier in die Substrate verdriftet wurden, und so die Schlupfrate beeinflusst wurde. Auch mechanische Einflüsse durch den Rolleffekt der Eier über das Substrat konnten nicht abgeschätzt werden, da Maifischeier sehr durchsichtig sind und in den Mesokosmen kaum wiederzufinden waren. Es ist geplant die Versuche in den nächsten Jahren zu wiederholen und zusätzliche Substratkategorien (z.B. Feinsediment) hinzuzufügen, um zu statistisch verwertbaren Aussagen zu gelangen.

B Untersuchungen zum Einfluss des Wellenschlags auf das Verhalten von Maifischlarven

Bei den hier untersuchten Maifischlarven (Alter = 23-28 Tage; TL = 17 ± 1 mm) konnten keine starken Auswirkungen der Wellenereignisse auf das Verhalten beobachtet werden. Die Tiere hielten sich unabhängig vom Vorhandensein von Wellenereignissen, im tiefen Teil des Mesokosmos und

nicht ufernah auf. Bei Wellenereignissen gab es eine Tendenz zur Wanderung in Richtung Bodennähe. Die hydrodynamischen Messungen ergaben, dass dort welleninduzierten Strömungsgeschwindigkeiten am Kleinsten sind und dieses Verhalten somit als Antwort auf die erhöhten Strömungsverhältnisse während der Welle gedeutet werden kann. Strandungsereignisse wurden nicht beobachtet. Die mit der Wellenmaschine erzeugten Wellen entsprechen in ihrer Ausprägung und Komplexität nicht schiffsinduzierten Wellen am Rheinufer. In einer Reihe von Untersuchungen bei verschiedenen Tiergruppen konnten allerdings deutliche Auswirkungen der Wellenereignisse beobachtet werden, so dass die Wellenmesokosmen als Modellsystem durchaus geeignet sind (Scheifhacken 2006, Scheifhacken et al. in revision). Die in den vorliegenden Versuchen verwendete Häufigkeit der Wellenereignisse ist mit der Freilandsituation vergleichbar. Das Verhalten der Maifische, sich unabhängig von Wellenereignissen im tiefen Bereich des Mesokosmos aufzuhalten und während eines Wellenereignisses in weniger beeinflusste Bereiche zu schwimmen, lässt vermuten, dass die Einflüsse auch von schiffsinduzierten Wellen für das untersuchte Altersstadium eher gering einzustufen sind. Veron et al. (2003) haben in Laborversuchen zeigen können, dass Maifischlarven nach Schlupf periodische Vertikalwanderungen („Hoch-Runter-Schwimmbewegungen“) durchführen und danach bis zu einem Alter von 19 Tagen eine oberflächennahe Schwimmweise bevorzugen. Erst danach suchen die Tiere tiefere Wasserschichten auf. Es ist angedacht, auch die sensiblen Altersstadien der Maifisch in den ersten 3 Wochen nach Schlupf in den Wellenmesokosmen zu untersuchen, um die Auswirkungen der Wellenereignisse abschließend bewerten zu können.

Danksagung

Diese Arbeiten wurden durchgeführt im Rahmen einer Studienarbeit von Eva Lages, Hogeschool Van Hall Larenstein, Niederlande und finanziert vom EU Life Projekt zur Wiederansiedlung des Maifischs im Rhein (LIFE06NAT/D/00005). Unser Dank geht an Myriam Schmid, Martin Wolf (Universität Konstanz) und Katia Charles (CEMAGREF, Frankreich) für die Hilfe bei den praktischen Untersuchungen und an Dr. Jost Borchering (Universität zu Köln) für die Hilfe bei der statistischen Auswertung und die Überlassung des Computerprogramms für die Wellenschlagversuche.

Literatur

- Aprahamian, M.W., Bagliniere, J.L., Sabatie, M.R., Alexandrino, P. & Aprahamien C.D. (2002) *Alosa alosa* and *Alosa fallax* spp. Literature review and Bibliographie Agency R&D Technical Report W1-014. Environment Agency UMR INRA-ENSAR University of Porto. 307 S.
- Boisneau, P., Mennesson-Boisneau, C. & Baglinière, J. L. (1990) Description d'une frayère et comportement de reproduction de la Grande Alose (*Alosa alosa* L.) dans le cours supérieur de la Loire. [Description of a spawning ground and reproductive behaviour of the allis shad (*Alosa alosa* L.) in the upper R. Loire]. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 316:15-23
- Hofmann, H. (2007) Characteristics and implications of surface gravity waves in the littoral zone of a large lake (Lake Constance). Konstanz, Univ., Diss., 2007
- Scheifhacken, N. (2006) Life at turbulent sites: benthic communities in lake littorals interacting with abiotic and biotic constraints. PhD Thesis. University of Konstanz.
- Scheifhacken, N., Klahold P., and Hofmann H.. (in revision) The use of wave mesocosm experiments for behavioural and ecological studies in lake littorals. Hydrobiologia
- Veron, V., Jatteau, P. & Bardonnet, A. (2003) First results on the behavior of young stages of allis shad (*Alosa alosa*) in: Biodiversity, status and conservation of the world's shads (eds. Limburg K.E. & Waldman J.R.) American Fisheries Society, Symposium 35, Bethesda Maryland: 241-251

Tagesperiodische Vertikalwanderung von Trüschelarven (*Lota lota*) als Anpassung zur Optimierung des Wachstums im Bodensee

Michael Donner¹ & Reiner Eckmann²

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz, michael.donner@uni-konstanz.de

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

Keywords: Tagesperiodische Vertikalwanderung, DVM, Trüschchen, *Lota lota*, Wachstum

Einleitung

Der einzige Vertreter der Gadiformes im Süßwasser, die Trüsche (*Lota lota*; lokal: Quappe, Rutte), laicht im Bodensee von Januar bis Ende März in Tiefen von 60 bis 100 Metern. Die nicht-schwebenden Eier entwickeln sich am Grund bei Temperaturen zwischen 4 bis 5 °C innerhalb von 120 bis 130 Tagesgraden. Nach dem Schlupf schwimmen die Larven an die Oberfläche, um ihre Schwimmblase zu füllen und beginnen eine tagesperiodische Vertikalwanderung (DVM [engl.: diel vertical migration]) mit zunehmender Amplitude von der Oberfläche bis in 70 Meter Tiefe (Probst 2006) für etwa 60 Tage, bevor sie nach der Metamorphose ins Litoral abwandern (Fischer 1999).

Ziel unserer Untersuchung ist, die Anpassung der Trüschchen an die DVM im Hinblick auf eine Wachstumsoptimierung durch den Aufenthalt in verschiedenen Wasserkörpern experimentell zu überprüfen.

Material und Methoden

Kreislaufanlage

Wir entwickelten speziell für die experimentellen Studien an Trüschchenlarven und juvenilen Trüschchen eine Kreislaufanlage mit 15 Aquarien (20L), in denen 5 verschiedene Versuchsansätze mit je 3 Replikaten parallel durchgeführt werden können. Durch eine präzise Steuerung der Ein- und Rückläufe in und aus den einzelnen Aquarien und mithilfe von Kühl- und Heizgeräten können wir verschiedene Temperatur-Regime gleichzeitig simulieren.

Für diesen Versuch simulierten wir in der Kreislaufanlage fünf mögliche Strategien von Trüschchenlarven im Pelagial des Bodensees: (I) ein dauerhaftes Verweilen im Epilimnion (konstant 20°C), (II) ein Aufwachsen unterhalb der Thermokline (konstant 5°C) oder (III) eine mittlere Temperatur von konstant 12°C sowie zwei verschiedene DVM-Ansätze. Der (IV) normale DVM-Ansatz simulierte das im See beobachtete Verhalten, bei dem sich die Trüschchenlarven tagsüber unterhalb der Thermokline aufhalten und in der Abenddämmerung an die Oberfläche wandern sowie (V) eine reverse DVM, bei der das natürliche Verhalten umgekehrt wurde. Das im See beschriebene Freßverhalten der Trüschchenlarven wurde mit einer einmal täglichen *ad lib.* Fütterung mit *Artemia salina* während der Dämmerungsphase simuliert.

Standardlänge und Nassgewicht

Die Trüschelarven wurden direkt nach der Probenahme in einem TCMP-Bad (1,1,1-Trichlor-2-methyl-2-propanol-Hemihydratlösung) getötet und in 0,64%-iger NaCL-Lösung bei -80°C einzeln eingefroren. Die Messung der Standardlänge erfolgte mit einem Stereomikroskop über eine digitale Bildbearbeitungs-Software auf 0,05 mm genau. Das Nassgewicht wurde mit einer Analysewaage auf 0,1 mg genau bestimmt.

Ergebnisse

Mortalität

Die Mortalität der Trüschelarven (Abb.1) ist im warmen Versuchsansatz mit 62,8% am höchsten. Im kalten Versuchsansatz verhalten sich die Trüschelarven passiv und die Mortalität ist niedrig (12,0%). Im DVM-Ansatz ist die Mortalität zu Beginn des Versuchs niedrig, steigt aber ab Experimenttag 14 an bis auf 45,4% am Ende des Versuchs.

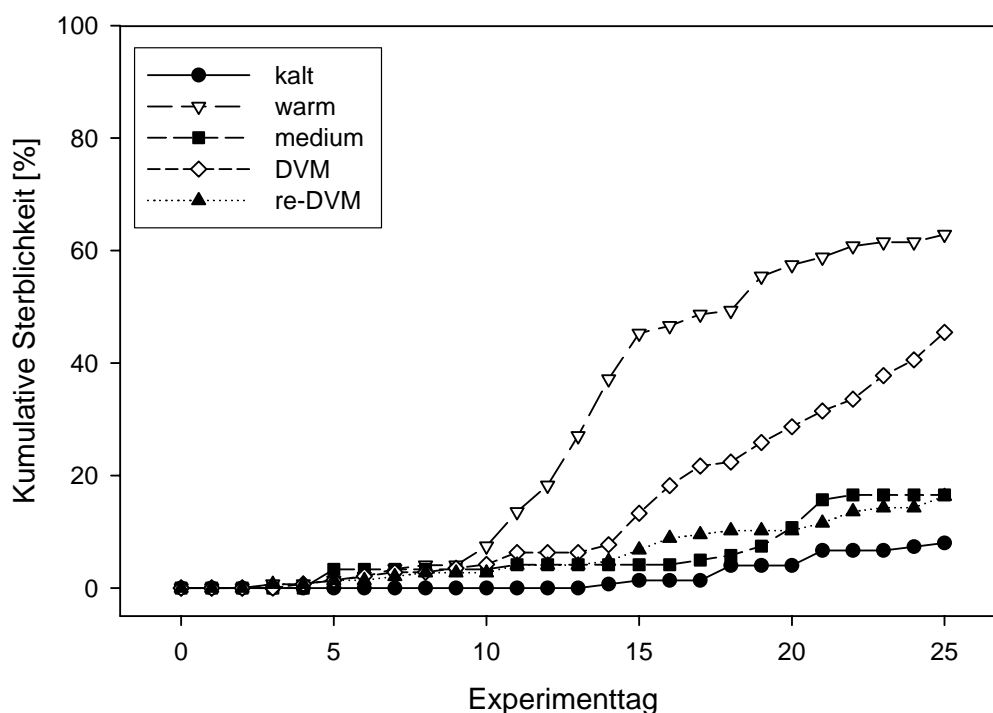


Abbildung 1. Kumulative Mortalität der Trüschelarven während des Experiments für die 5 Versuchsansätze.

Wachstum

Am Ende des Experiments unterscheiden sich Standardlänge (Abb. 2 links) und Nassgewicht (Abb. 2 rechts) entsprechend der erlebten Temperatur in den 5 Versuchsansätzen. Insgesamt wurden 784 Trüschelarven vermessen. Im kalten Versuchsansatz sind SL und NG am niedrigsten mit $16,9 \pm 2,5$ mm und $53,2 \pm 23,5$ mg. Im warmen Versuchsansatz wachsen die Trüschelarven am schnellsten (SL: $29,3 \pm 3,4$ mm und NG: $216,6 \pm 88,3$ mg). Der DVM-Versuchsansatz führt zu einem hohen Wachstum mit einer SL von $27,7 \pm 2,7$ mm und einem NG von $198,8 \pm 59,9$ mg am Ende des Versuchs. SL und NG der Trüschelarven aus dem DVM-Versuchsansatz zeigen keinen signifikanten

ten Unterschied (ANOVA, Tuckey-Kramer-HSD) zum warmen Versuchsansatz am Ende des Experiments. Das Wachstum unter DVM-Bedingungen führt zu signifikant (ANOVA, Tuckey-Kramer-HSD, $p < 0,05$) höheren SL und höherem NG im Vergleich zu den Versuchsansätzen „kalt“ und „redvdm“.

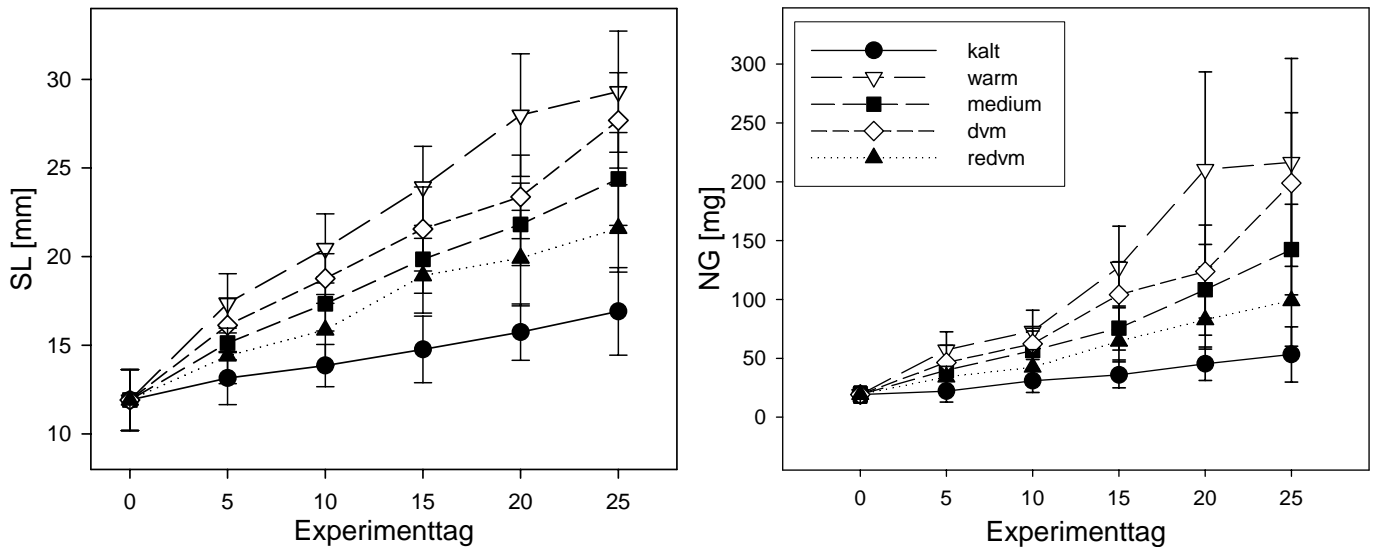


Abbildung 2. Standardlänge (links) und Nassgewicht (rechts) mit Standardabweichung der Trüschel-Larven aus den 5 Versuchsansätzen. Dargestellt sind die Messwerte an den 6 Probenahmetagen des Experiments.

Diskussion

Das Pelagial des Bodensees dient der Trüsche als Aufwuchsgebiet (Wang & Appenzeller 1998) bevor die juvenilen Trüschchen zu ihrer bentischen Lebensweise im Litoral übergehen (Fischer 1999). Die tagesperiodische Vertikalwanderung der larvalen und juvenilen Trüschchen während ihrer pelagischen Phase ist eine spezielle Anpassung an den dauerhaft geschichteten Wasserkörper des Bodenseepelagials und erzeugt einen bioenergetischen Vorteil durch den Aufenthalt zum Fressen im warmen Oberflächenwasser von der Abenddämmerung bis zur Morgendämmerung und durch ein passives, ruhendes Verhalten unterhalb der Thermokline während des Tages. Unser Experiment zeigt, dass die konstante Temperatur von 5°C, welche einem dauerhaften Verweilen unterhalb der Thermokline im Hypolimnion entspricht, nicht für ein effektives Wachstum der Trüschchen ausreicht und die Trüschchen ein passives Verhalten zeigen. Ein effektives Wachstum der Trüschchenlarven findet erst bei Temperaturen über 8°C statt (Shodjai 1980). Ein dauerhafter Aufenthalt an der Oberfläche ist mit hohem Stress behaftet, da die maximale Vorzugstemperatur für juvenile Trüschchen bei 21°C (Müller 1997), respektive das obere Temperaturlimit bei 23°C (Sott & Crossmann 1973) liegen. Dies zeigt auch die hohe Mortalität in unserem Experiment bei dem Versuchsansatz mit konstant hoher Temperatur von 20°C. Eine Anpassung an Temperatursprünge von 4-21°C ohne Adaptation ist für juvenile Trüschchen physiologisch unbedenklich (Shodjai 1980) und entspricht dem Temperaturgradienten im Bodensee, welchen die Trüschchen täglich durchwandern. Bei der simulierten DVM in unserem Experiment zeigen die Trüschchen besseres Wachstum wie im konstant mittle-

ren Ansatz, welcher den gleichen erlebten Tagesgraden wie der DVM-Ansatz entspricht und nahe an der Vorzugstemperatur der Trütschen von 16-18°C liegt (Scott & Crossmann 1973). Weiterhin zeigt der Versuchsansatz der reversen DVM, dass nur eine Nahrungsaufnahme im warmen, sprich im Epilimnion, einen Vorteil im Wachstum bringt und nicht allein der erlebte Temperaturgradient durch eine tagesperiodische Vertikalwanderung. Die Experimente belegen die Notwendigkeit der DVM der Trütschenlarven im Bodensee, um ihr Überleben und ihr Wachstum im permanent geschichteten Bodensee zu optimieren.

Zusammenfassung

Unsere Ergebnisse zeigen, erstens, eine erhöhte Mortalität der Larven bei einer konstant hohen Temperatur (20°C), welche ein dauerhaftes Verweilen an der Oberfläche simuliert und, zweitens, ein passives Verhalten und reduziertes Wachstum bei einer konstant niedrigen Temperatur (5°C). Weiterhin sind Überleben und Wachstum bei simulierter tagesperiodischer Wanderung hoch. Die Trütschenlarven ziehen einen physiologischen Vorteil aus den verschiedenen Temperaturen, die sie während ihrer täglichen Vertikalwanderung zum Fressen ins Epilimnion und zum Ruhen unter der Thermokline erleben.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen des SFB 454 „Bodenseelitoral“. Besonders danken möchten wir Joachim Böhler, Myriam Schmid, Alfred Sulger und Hendrik Wocher für Ihre Hilfe bei der Beschaffung und Aufzucht der Trütschenlarven sowie Martin Wolf und Jens-Peter Herrmann für die Unterstützung bei der Planung und dem Aufbau der Kreislaufanlage.

Literatur

- Fischer, P. (1999) Otolith microstructure during the pelagic, settlement and benthic phases in burbot. *Journal of Fish Biology* 54:1231-1243.
- Mann, R.H.K. (1996) Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323, 223-235.
- Müller, R. (1997) *Fischkunde der Schweiz*, Vorlesungsskript ETH Zürich, WS 1997/98, 110 S.
- Probst, W. (2006) Hydroakustische Untersuchungen über das Verhalten juveniler Flussbarsche *Perca fluviatilis* und Trütschen *Lota lota* im sommerlichen Bodenseepelagial. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Eigenverlag der DGL, Werder 2006: 131-135.
- Scott, W.B.; Crossmann, E.J. (1973) Freshwater fishes of Canada. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 184, 641-645.
- Shodjai, F. (1980) Entwicklungs-, stoffwechsel- und ernährungsphysiologische Untersuchungen an der Aalquappe (*Lota lota* L.) unter Berücksichtigung ihrer Eigenschaft als Kulturfisch. Dissertation Universität Kiel.
- Wang N., Appenzeller A. (1998) Abundance, depth distribution, diet composition and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and burbot (*Lota lota*) larvae and juveniles in the pelagic zone of Lake Constance. *Ecology of Freshwater Fish* 7:176-183.

Schiffs- und windinduzierte Wellen beeinflussen die Nahrungsaufnahme juveniler Cypriniden

Friederike Gabel¹, Stefan Stoll², Xavier-François Garcia¹, Martin Pusch¹ & Philipp Fischer³

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie u. Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, gabel@igb-berlin.de,

² Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, Stefan.Stoll@uni-konstanz.de,

³ Alfred-Wegener-Institut, Biologische Anstalt Helgoland, 27498 Helgoland, philipp.fischer@awi.de

Keywords: Hydrodynamische Störung, Windwellen, Schiffswellen, Fraßerfolg, Mesokosmenexperiment

Einleitung

Wellen verdriften benthische Invertebraten des Littorals (Winnell & Jude 1991, Commito 1995, Gabel et al. 2008) und erhöhen damit möglicherweise das potenzielle Nahrungsangebot für Fische in der Wassersäule. Allerdings werden auch Fische von Wellen beeinflusst. So wurden erhöhte Mortalität von Fischeiern und Larven durch erhöhte Sohlschubspannungen und Strandungen von Jungfischen durch Schiffswellen nachgewiesen (Morgan et al. 1976, Holland 1986, Arlinghaus et al. 2002, Wolter & Arlinghaus 2003, Wolter et al. 2004). Auch das Wachstum juveniler Cypriniden wird von Wellen beeinflusst. So konnten Stoll & Fischer (eingereicht) zeigen, dass unter Wellen das Wachstum vom Alter und von der Körperform der Fische abhängt. Während spindelförmige 0-Hasel mit Wellen besser wachsen als die Kontrollgruppe ohne Wellen, wachsen wellenexponierte hochrückige 0-Brachsen erheblich weniger als die Kontrollgruppe. Ältere Fische (spindelförmige 1-Hasel und hochrückige 1-Brachsen) wachsen unter Wellenbedingungen langsamer als die Kontrollgruppe und haben einen erhöhten Energieumsatz (Stoll & Fischer, eingereicht). In der vorliegenden Studie wurde untersucht, ob Fische das zusätzliche Nahrungsangebot durch Wellen nutzen können und möglicherweise damit die Beeinträchtigungen durch Wellenschlag kompensiert werden. Dazu wurden die Fraßerfolge spindelförmiger und hochrückiger Fische unter drei Wellenszenarien (permanente Wellen zur Simulation von Windwellen, gepulste Wellen zur Simulation von Schiffswellen und eine Kontrolle ohne Wellen) untersucht. Es wurde vermutet, dass spindelförmige Fische das zusätzliche Nahrungsangebot nutzen können, während hochrückige Fische es nicht nutzen können und dass die Effekte vom Wellentyp abhängen.

Material und Methoden

Die Versuche wurden im Wellenkanal (10 m lang, 1 m hoch und 1 m breit) des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz durchgeführt. Die Wellen wurden mit Hilfe eines pneumatischen Wellengenerators erzeugt. Der Untersuchungsabschnitt im Wellenkanal war durch einen Käfig (1 m lang, 0,5 m breit und 1 m hoch) mit einem Drahtgeflecht von 1mm Maschenweite begrenzt. Die Wassertiefe im Untersuchungsabschnitt betrug 0,4 m, wodurch das Volumen des Käfigs bei 0,20 m³ lag. Der Boden des Käfigs war mit Sand und einzelnen Kieselsteinen bedeckt. Die Wellencharakteristika im Untersuchungsabschnitt wurden mit einem Acoustic Doppler Velocimeter (ADV, Nortek, Rudd,

Norwegen) im vorderen und im hinteren Teil des Käfigs jeweils 6,5 cm und 16,5 cm über Grund gemessen. Die gemessenen maximalen orbitalen Geschwindigkeiten der Wellen betrugen 18 cm s^{-1} , und der resultierenden Wellenenergieflux lag bei 22 W m^{-1} und damit in der gleichen Größenordnung wie an einer Referenzstelle am Bodensee, dem Litoralgarten (Hofmann et al. 2008). Die Länge und Periode der Wellen war jedoch aufgrund der limitierenden Maße des Wellenkanals geringer als *in situ*.

Es wurden drei verschiedene Wellenszenarien über jeweils 60 Minuten generiert: permanente Wellen zur Simulation von Windwellen, gepulste Wellen (eine Minute Wellen und drei Minuten Pause) zur Simulation von Schiffswellen und ein KontrollszENARIO ohne Wellen. Darin wurden jeweils drei Fischgruppen, spindelförmige 0-Haseln (*Leuciscus leuciscus*, H0), spindelförmige 1-Haseln (H1) und hochrückige 0-Brachsen (*Abramis brama*, B0) getestet. Jeder Versuchsansatz wurde dreimal repliziert. Am Tag vor den Versuchen wurden jeweils fünf Individuen einer Fischgruppe im Käfig des Wellenkanals ausgesetzt. Drei Stunden vor Versuchsbeginn wurden alle 15 Minuten Wellen für fünf Minuten generiert, um die Fische an das Anspringen des Wellengenerators zu gewöhnen. Eine Stunde vor Versuchsbeginn wurde ein Plexiglaszylinder eingesetzt, in den 100 Gammariden (*Gammarus roeseli*) gesetzt wurden. Der Zylinder wurde zu Beginn der Versuche entfernt, sodass die Gammariden für die Fische zugänglich waren. Die Anzahl an Gammariden in der Wassersäule wurde mittels hochauflösender digitaler Fotos ermittelt. Durch Videoanalysen wurden die Fischaktivität und die Schnappversuche der Fische ermittelt. Für die Fischaktivität wurde gezählt, wie häufig die Fische ein Käfigdrittel passierten. Die Schnappversuche wurden direkt vom Video gezählt. Im Anschluss der einzelnen Versuche wurde über Mageninhaltsanalysen die Anzahl an gefressenen Gammariden bestimmt. Unterschiede wurden jeweils mit einer 2-faktorielle-Anova mit anschließendem Student's Post hoc-Tests getestet (Jump 4.0; SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

Ergebnisse und Diskussion

Die meisten Gammariden befanden sich bei den Pulswellen, wenn Wellen generiert wurden, in der Wassersäule (Tab. 1), gefolgt von den Pulswellenpausen und den permanenten Wellen, wobei keine signifikanten Unterschiede gefunden wurden. Die wenigsten Gammariden befanden sich in der Kontrolle ohne Wellen in der Wassersäule. Damit stand bei den Pulswellen fast dreimal so viele Gammariden in der Wassersäule und damit suspendierte Nahrung zur Verfügung wie in der Kontrolle ohne Wellen.

Tab. 1: Anzahl Gammariden in der Wassersäule (MW \pm SF) bei den verschiedenen Wellenszenarien. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an (2-faktorielle Anova mit Student's post hoc-Test).

Kontrolle	Permanent	Puls an	Puls aus
3,5 \pm 1,0 a	8,0 \pm 0,7 b	11,9 \pm 2,0 b	9,1 \pm 1,7 b

Die Schwimmaktivität der spindelförmigen 0-Hasel war in allen Szenarien nicht signifikant verschieden. Sie fraßen jedoch die meisten Gammariden im Pulswellenszenarium gefolgt vom KontrollszENARIO und den permanenten Wellen (Abb. 1). Die meisten Fraßversuche wurden im Pulswellenszenarium, wenn die Wellen generiert wurden, beobachtet. Signifikant weniger Fraßversuche wurden in der Kontrolle und im Pulswellenszenarium, wenn keine Wellen generiert wurden, erfasst. Die vielen Fraßversuche deuten auf eine Stimulierung durch das große Nahrungsangebot hin. Die

große Anzahl an gefressenen Gammariden bei nur geringfügig erhöhter Schwimmaktivität lässt vermuten, dass 0+-Hasel von den Wellen profitieren und das zusätzliche Nahrungsangebot nutzen können. Ein erhöhtes somatisches Wachstum unter Wellenexposition (Stoll & Fischer, eingereicht) unterstützt diese Aussage.

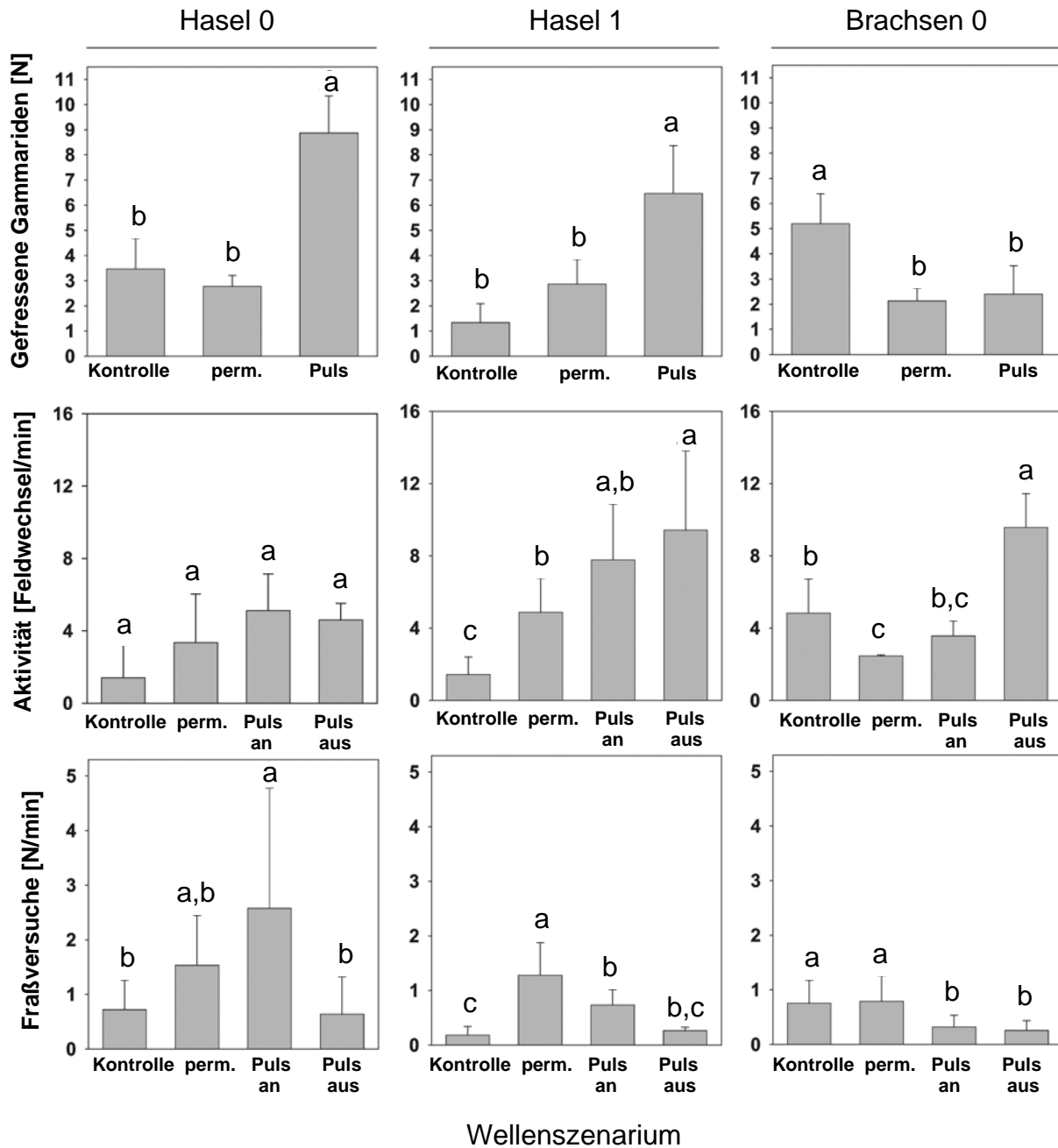


Abb. 1: Anzahl gefressener Gammariden, Schwimmaktivität und Fraßversuche pro Fisch (MW \pm SD) für Hasel 0, Hasel 1 und Brachsen 0 in den verschiedenen Wellenszenarien. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an.

Auch die 1-Hasel fraßen die meisten Gammariden im Pulswellenszenarium, die wenigsten jedoch in der Kontrolle (Abb. 1). Die Schwimmaktivität der 1-Haseln war in den Wellenszenarien signifikant höher als in der Kontrolle. Die meisten Fraßversuche wurden unter permanenten Wellen, gefolgt von den Pulswellen, gezählt. Im Gegensatz zu den 0-Haseln wurden weniger Fraßversuche in den Pulswellenszenarien unternommen, aber eine ähnlich hohe Anzahl an Gammariden gefressen.

Vermutlich können die älteren Haseln aufgrund ihrer größeren Körpergröße und somit größeren Kraft besser manövrieren und treffen pro Fraßversuch häufiger erfolgreich Nahrung. 1-Haseln scheinen das zusätzliche Nahrungsangebot nutzen zu können, allerdings nur unter erhöhter Schwimmaktivität, was zu einem niedrigeren somatischen Wachstum führt (Stoll & Fischer, eingereicht). Folglich profitieren sie nicht von den Wellen.

Hochrückige 0-Brachsen hingegen zeigen ein vollständig anderes Verhalten. Sie fraßen signifikant weniger Gammariden in den Wellenszenarien (Abb. 1). Die größte Schwimmaktivität wurde im Pulswellenszenarium in den Wellenpausen aufgezeichnet. Die Fraßversuche wurden in den Pulswellenszenarien im Vergleich zur Kontrolle und den permanenten Wellen reduziert. Die erhöhte Schwimmaktivität und auch die reduzierten Fraßversuche in den Pausen des Pulswellenszenariums deuten auf eine Fluchtreaktion auf die gepulsten Wellen hin. Die Brachsen scheinen im ruhigeren Wasser zwischen den Wellen zu versuchen, den störenden Wellenereignissen zu entgehen und in ruhigere Zonen zu schwimmen. Sie profitieren nicht von den Wellen und können das zusätzliche Nahrungsangebot nicht nutzen. Dies korrespondiert mit Ergebnissen von Stoll & Fischer (eingereicht), die bei 0-Brachsen, die Wellen ausgesetzt waren, ein stark reduziertes somatisches Wachstum beobachteten.

Schlussfolgerungen Wellen verdriften benthische Invertebraten und erhöhen damit das potenzielle Nahrungsangebot für Fische in der Wassersäule. Die Ergebnisse zeigen, dass spindelförmige Haseln signifikant mehr Gammariden in den Schiffswellenszenarien als in den Windwellenszenarien und doppelt so viele wie in den Kontrollszzenarien fraßen. Bei den hochrückigen Brachsen war die Nahrungsaufnahme in den Wellenszenarien um 40% geringer als in der Kontrolle. Folglich beeinflussen Wellen die Nahrungsaufnahme juveniler Fische in Abhängigkeit des Wellentyps (Effekte waren unter Pulswellen besonders deutlich) und der Körperform der Fische. Spindelförmige kleine Fische können das zusätzliche Nahrungsangebot gut nutzen und profitieren von Wellen, während größere spindelförmige Fische das Nahrungsangebot nur unter erhöhter Schwimmaktivität nutzen können und somit nicht von den Wellen profitieren. Bei hochrückigen kleinen Fischen jedoch ist die Nahrungsaufnahme bei Wellen reduziert. Folglich können sie das zusätzliche Nahrungsangebot nicht nutzen und werden von den Wellen gestört. Es ist somit wahrscheinlich, dass Wellen die Wettbewerbsfähigkeit von spindelförmigen Fischarten innerhalb der litoralen Fischgemeinschaft erhöhen.

Danksagung

Wir möchten uns bei M. Wolf für die technische Unterstützung während der Experimente und bei T. Hintze für die Hilfe bei der Videoanalyse bedanken. Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 454 „Litoral des Bodensees“ durchgeführt und von der Deutschen Forschungsgemeinschaft, dem Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (F. Gabel) und der Deutschen Studienstiftung (S. Stoll) gefördert.

Literatur

- Arlinghaus, R., Engelhardt, C., Sukhodolov, A., Wolter, C. (2002): Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. *Journal of Fish Biology*, 61: 1386-1402.
- Commuto, J. A., Thrush, S. F., Pridmore, R. D., Hewitt, J. E., Cummings, V. J. (1995): Dispersal dynamics in a wind-driven benthic system. *Limnology and Oceanography*, 40:1513-1518.
- Gabel, F., Garcia, X.-F., Brauns, M., Sukhodolov, A., Leszinski, M., Pusch, M. T. (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology*, 53:1567-1578.
- Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F. (2008): The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. *Limnology and Oceanography*, 53: 368-380.
- Morgan, R. P., Ulanowicz, R. E., Rasin, V. J., Noe, L. A., Gray, G. B. (1976): Effects of shear on eggs and larvae of striped bass, *Morone saxatilis*, and white perch, *Morone americana*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 105: 149-154.
- Stoll, S., Fischer, P. (Submitted): Effect of low-intensity waves on growth of littoral fish in shallow water: a mesocosm study.
- Winnell, M. H., Jude, D. J. (1991): Northern Large-River Benthic and Larval Fish Drift - St Marys River, Usa Canada. *Journal of Great Lakes Research*, 17:168-182.
- Wolter, C., Arlinghaus, R. (2003): Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13, 63-89.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Sukhodolov, A., Engelhardt, C. (2004): A model of navigation-induced currents in inland waterways and implications for juvenile fish displacement. *Environmental Management*, 34: 656-668.

Habitatbezogene Unterschiede in der Parasitierung von Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) als Hinweis auf lokale Adaptation im Bodensee

Daniela Harrer¹ & Jasminca Behrmann-Godel²

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz, Daniela.Harrer@uni-konstanz.de

² Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz, Jasminca.Behrmann@uni-konstanz.de

Keywords: Makroparasiten, lokale Adaptation, *Perca fluviatilis*, *Gymnocephalus cernuus*

Einleitung

Das Litoral des Bodensees ist die Hauptkontaktzone für viele Fischarten mit ihren Makroparasiten und unterscheidet sich stark in den lokalen biotischen und abiotischen Habitatparametern (Invertebraten, Wind-/Wellenexposition, strukturelle Komplexität, Strömungsgeschwindigkeit, Trophiegrad). Parasiten sind ein allgegenwärtiger Bestandteil der Umwelt und durch hochentwickelte Parasit-Wirt-Interaktionen und komplexe Wirt-Zyklen gekennzeichnet. Viele Makroparasiten sind sehr artspezifisch im Befall ihrer Wirte. Dies kann zu räumlichen und zeitlichen Variationen in der Parasitengemeinschaft (Karvonen et al. 2005) oder zu Abwesenheit einiger Parasitenarten in Habitaten führen, in denen ein bestimmter Wirt nicht vorkommt (Halmetoja et al. 2000). So können sich die Gegebenheiten des Ökosystems in der spezifischen Parasitengemeinschaft widerspiegeln (Moser & Cowen 1991). Antagonistische Koevolution zwischen Wirten und Parasiten in diesen räumlich heterogenen Habitaten kann hier zu lokaler Adaptation führen (Gandon et al. 1998; Morgan et al. 2005).

Ziel unserer Studie war die Untersuchung geographischer Unterschiede in der Makroparasitengemeinschaft einheimischer Flussbarsche und neozoeer Kaulbarsche (erster Nachweis 1987) im Bodensee. Wir untersuchten dazu lokale Unterschiede in Habitatparametern, in der Prävalenz, der Intensität der Infektion und dem Artenreichtum der Makroparasitengemeinschaft dieser beiden Fischarten.

Material und Methoden

Probenahmestellen und Beprobung der Kaulbarsche und Flussbarsche

Die Kaulbarsche und Flussbarsche wurden an zwei beziehungsweise vier Probenahmestellen (Abb. 1) im Obersee des Bodensees im Frühjahr 2008 mit Kiemennetzen (6-32 mm Maschenweite) und drei Doppelreusen gefangen. Die Probenahmestellen wurden nach Unterschieden in abiotischen Parametern gewählt (Tab. 1).

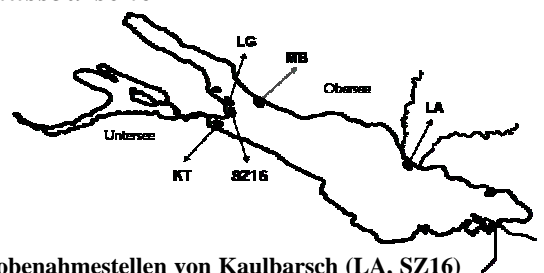


Abbildung 1: Probenahmestellen von Kaulbarsch (LA, SZ16) und Flussbarsch (MB, LA, LG, KT) im Bodensee.

Tabelle 1: Abiotische Parameter an den Probenahmestellen der Kaulbarsche und Flussbarsche.

Probenahmestelle	Substrat	Wind-/Wellenexposition
Meersburg (MB)	Gestein, Kies	stark
Langenargen (LA)	Sand, Kies	sehr stark
Litoralgarten (LG)	verschiedenartig	mittel
Konstanzer Trichter (KT)	Kies	mittel
Seezeichen 16 (SZ16)	Gestein, Sand	mittel

Untersuchung der Kaulbarsche und Flussbarsche

Die Kaulbarsche und Flussbarsche wurden in 0,64%-iger NaCl-Lösung exponiert und unter dem Stereo- oder dem Lichtmikroskop auf ihre Makroparasitengemeinschaft (Endo- und Ektoparasiten) untersucht. Dazu wurde ein Hautabstrich genommen, die Augen seziiert und Quetschpräparate aller Organe und Gewebe und des Filets analysiert.

Ergebnisse

Makroparasitengemeinschaft von Kaulbarsch und Flussbarsch

Tabelle 2: Makroparasitenarten im Kaulbarsch und Flussbarsch.

Parasitenart	Kaulbarsch	Flussbarsch
Monogenea		
<i>Dactylogyrus amphibothrium</i>	X	
<i>Gyrodactylus gasterostei</i>		X
<i>Gyrodactylus markewitschi</i>	X	
Cestoda		
<i>Caryophyllaeus fimbriceps</i>	X	
<i>Caryophyllaeus laticeps</i>	X	
<i>Eubothrium crassum</i>	X	
<i>Proteocephalus cernuae</i>	X	
<i>Proteocephalus percae</i>		X
<i>Triaenophorus nodulosus</i>		X
Trematoda		
<i>Bucephalus polymorphus</i>	X	
<i>Bunodera luciopercae</i>	X	X
<i>Cotylurus pileatus</i>	X	X
<i>Diplostomum spathaceum</i>	X	X
<i>Hysteromorpha triloba</i>	X	X
<i>Ichthyocotylurus variegatus</i>	X	X
<i>Paracoenogonimus ovatus</i>	X	
<i>Phyllodistomum pseudofolium</i>		X
<i>Rhipidocotyle illense</i>	X	
<i>Tylodelphys clavata</i>	X	X
Nematoda		
<i>Anguillicoloides crassus</i>	X	
Palaeacanthocephala		
<i>Acanthocephalus lucii</i>	X	X
<i>Acanthocephalus clavula</i>	X	
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	X	X
Clitellata		
<i>Piscicola geometra</i>	X	
Maxillopoda		
<i>Ergasilus sieboldi</i>	X	X

Insgesamt wurden 25 verschiedene Makroparasitenarten gefunden (Tab. 2). 21 davon im Kaulbarsch, 13 im Flussbarsch. Neun der gefundenen Makroparasitenarten kamen in beiden Fischarten vor, alle anderen konnten nur in der jeweiligen Art gefunden werden.

Prävalenzen

Die häufigsten Makroparasitenarten beider Fischarten waren die Metacercarien der digenen Trematoden *C. pileatus*, *D. spathaceum* und *T. clavata* (Abb. 2). Die Prävalenzen lagen hier über 95,7%. Metacercarien des digenen Trematoden *I. variegatus* traten in höherem Maß im Flussbarsch als im Kaulbarsch auf, genauso wie die Palaeacanthocephala. Im Gegensatz dazu, war der digene Trematode *B. luciopercae* häufiger im Flussbarsch zu finden als im Kaulbarsch.

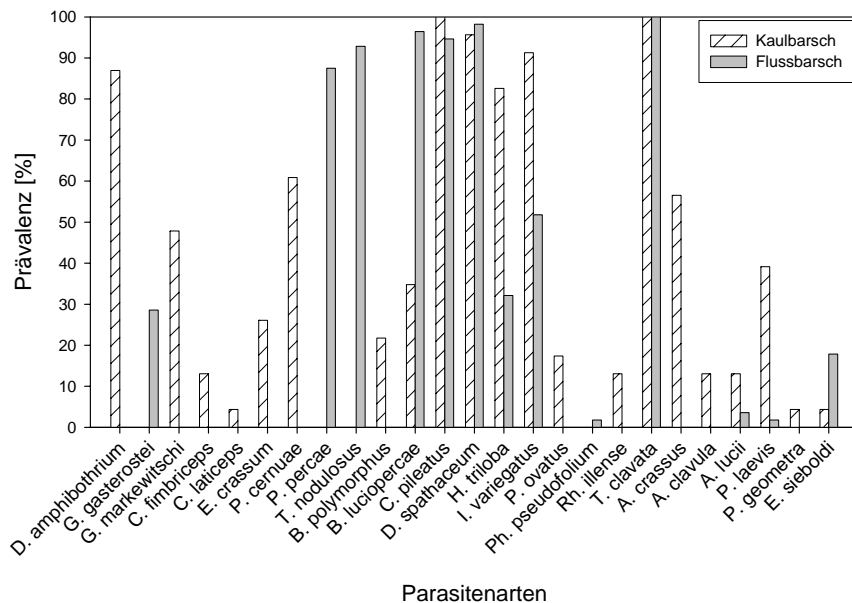


Abbildung 2: Prävalenz der Infektion mit Makroparasiten von Kaulbarsch und Flussbarsch aus dem Bodensee.

Mittlere Intensitäten der Infektion mit Makroparasiten

Für den Kaulbarsch wurden am Standort LA 18 und am Standort SZ16 16 unterschiedliche Makroparasitenarten gefunden. Auch die mittlere Intensität der Infektion war am Standort LA höher als am Standort SZ16 (Abb. 3 a). Die Metacercarien der häufigsten und hoch infektiösen digenen Trematoden *C. pileatus* (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,001$), *D. spathaceum* ($p < 0,001$), *I. variegatus* ($p < 0,001$) und *T. clavata* ($p < 0,01$) zeigten alle signifikante Unterschiede in der Intensität der Infektion zwischen den beiden Standorten.

Für den Flussbarsch wurden 12 unterschiedliche Makroparasitenarten am Standort LG, 11 an LA, 10 an KT und 8 an MB gefunden. Betrachtet man die mittleren Intensitäten der Infektion der Flussbarsche mit den Metacercarien der häufigsten und hochinfektiösen digenen Trematoden *C. pileatus*, *D. spathaceum* und *T. clavata*, konnten wir nur für *C. pileatus* einen signifikanten Unterschied zwischen den Standorten LA und LG (Kruskal-Wallis ANOVA, $p < 0,05$) und LA und KT ($p < 0,01$) feststellen (Abb. 3 b).

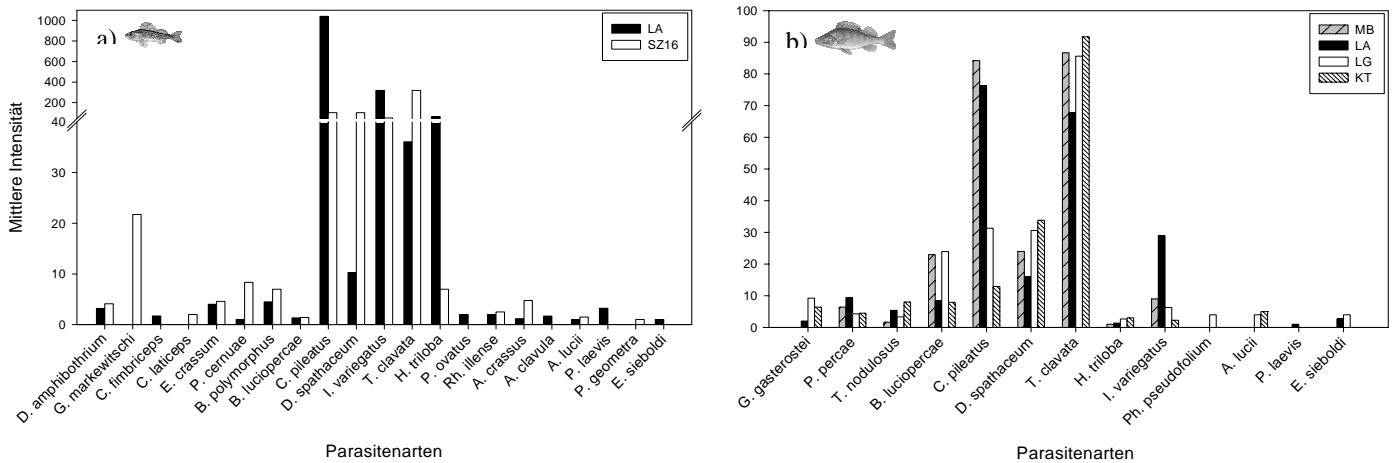


Abbildung 3: Mittlere Intensität der Makroparasiteninfektion von a) Kaulbarsch und b) Flussbarsch an den unterschiedlichen Probenahmestellen im Bodensee.

Unterschiede in den lokalen Makroparasitengemeinschaften

Die individuelle Makroparasitengemeinschaft der Kaulbarsche war am gleichen Standort sehr ähnlich, unterscheid sich aber signifikant zwischen den zwei verschiedenen Standorten (Abb. 4 a) (ANOSIM: $R=0,718$, $p=0,01$).

Ein ähnliches Bild zeigte sich für die Flussbarsche (Abb. 4 b). Signifikante Unterschiede ließen sich allerdings nur zwischen den Standorten LA und LG (ANOSIM: $R=0,226$, $p=0,01$) und LA und KT (ANOSIM: $R=0,413$, $p=0,02$) finden.

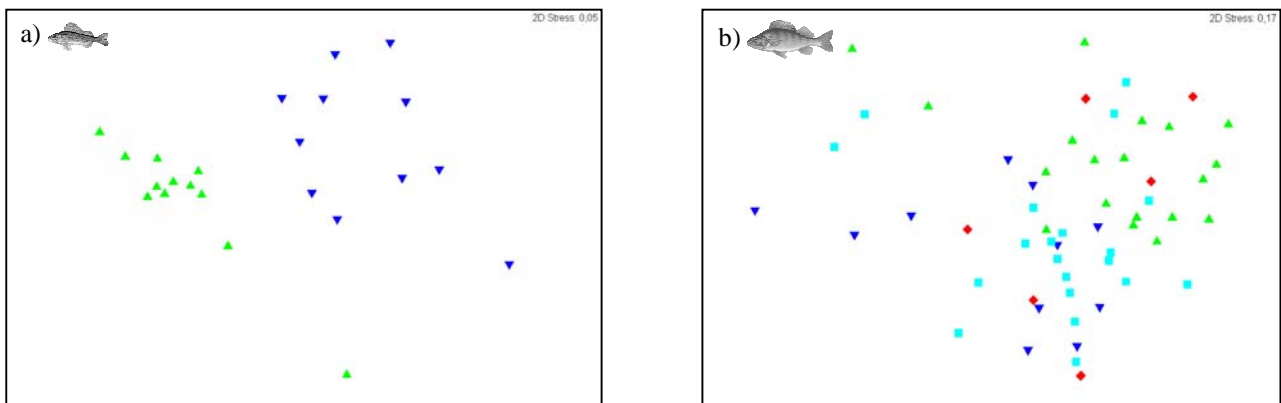


Abbildung 4: nMDS-Plot der Bray-Curtis similarity indices der Makroparasitengemeinschaft von a) Kaulbarsch und b) Flussbarsch an den Probenahmestellen LA (▼) und SZ16 (▲) bzw. MB (◆), LA (▲), LG (■) und KT (▼). Die Daten der Makroparasitengemeinschaft wurden mit der Quadratwurzel transformiert.

Diskussion

Flussbarsche und Kaulbarsche zeigten in dieser Studie signifikante lokale Unterschiede in der Infektion mit spezifischen Makroparasitenarten. Diese Ergebnisse lassen auf ein Vorkommen lokaler, räumlich getrennter Fischpopulationen schließen. Lokale Unterschiede in der Infektion mit Metacercarien von *D. spathaceum* und *T. clavata* konnten bereits früher für den Flussbarsch im Boden-

see gezeigt werden (Balling & Pfeiffer 1997). Wir fanden signifikante lokale Unterschiede vor allem in der Infektion mit Metacercarien von digenen Trematoden, welche aquatische Schnecken als erste Zwischenwirte haben. Das Vorkommen dieser Schnecken und ihre Infektion mit Cercarien fischinfektöser Trematodenarten kann wiederum stark durch lokale Begebenheiten wie Substratvorkommen, Wind-/Wellenexposition und die Häufigkeit fischfressender Vögel (meist Endwirte der fischinfektösen Trematoden) beeinflusst sein (Andrews 1979).

Die Ergebnisse unserer Studie könnten ein erster Hinweis auf einen selektiven Mechanismus sein, welcher zur lokalen Adaptation von Fischpopulationen an einen unterschiedlichen Parasitenbefallsdruck führt. Lokale Adaptation könnte vor allem solche Gene des Immunsystems betreffen, welche bei einer Parasitenabwehr beteiligt sind (z.B. Gene des MHC). In der Folge könnte die lokale Adaptation zu weiterer Populationsauftrennung und letztendlich zu Cladogenese führen.

Zusammenfassung

Unsere Untersuchungen der Makroparasitengemeinschaft von Flussbarschen und Kaulbarschen des Bodensees zeigen zum Teil eindeutige lokale Unterschiede. So unterscheidet sich die Befallsintensität mit Metacercarien der digenen Trematoden *C. pileatus*, *D. spathaceum* und *T. clavata*, die zu den häufigsten Makroparasitenarten beider untersuchter Fischarten gehören, signifikant zwischen den beiden Probenahmestellen des Kaulbarschs und zwischen zwei der vier Probenahmestellen des Flussbarschs. Aufgrund dieser Ergebnisse können wir folgern, dass lokale Fischpopulationen vorkommen und sich die Unterschiede in den biotischen und abiotischen Faktoren des jeweiligen Habitats auch in der spezifischen Makroparasitengemeinschaft dieser Fischpopulationen widerspiegeln.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des SFB 454 „Bodenseelitoral“. Besonders danken möchten wir Joachim Böhler und Andreas Revermann für die großartige Hilfe bei den Befischungen sowie Myriam Schmid. Für die Unterstützung mit PRIMER danken wir Martin Mörtl.

Literatur

- Andrews, C. (1979): Host specificity of the parasite fauna of perch *Perca fluviatilis* L. from the British Isles, with special reference to a study at Llyn Tegid (Wales). *Journal of Fish Biology* 15, 195-209.
- Balling, T.E., Pfeiffer, W. (1987): Location-dependent infection of fish parasites in Lake Constance. *Journal of Fish Biology* 51: 1025-1032.
- Gandon, S., van Zandt, P.A. (1998): Local adaptation and host-parasite interactions. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 214-216.
- Halmetoja, A. Valtonen, E.T., Koskenniemi, D. (2000): Perch (*Perca fluviatilis* L.) parasites reflect ecosystem conditions: a comparison of a natural lake and two acidic reservoirs in Finland. *International Journal for Parasitology* 30: 1437-1444.
- Karvonen, A. Cheng, G.H., Valtonen, E.T. (2005): Within-lake dynamics in the similarity of parasite assemblages of perch (*Perca fluviatilis*). *Parasitology* 131: 817-823.
- Morgan, A.D., Gandon, S., Buckling, A. (2005): The effect of migration on local adaptation in a coevolving host-parasite system. *Nature* 437: 253-256.
- Moser, M., Cowen, R.K. (1991): The effects of periodic eutrophication on parasitism and stock identification of *Trematomus bernacchii* (Pisces: Nototheniidae) in McMurdo Sound, Antarctica. *Journal of Parasitology* 77: 551-556.

Fischräuber versus Planktonfresser. Wie beeinflussen morphologische Veränderungen das ökologische Leistungspotential

Manuel Langkau & Jost Borcharding

Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Allgemeine Ökologie und Limnologie, Ökologische Forschungsstation, D-46459 Rees-Grietherbusch, langkau@smail.uni-koeln.de

Keywords: *Perca fluviatilis*, kinematics, performance, phenotypic plasticity, morphology

Abstract

Für die Optimierung einer bestimmten ökologischen Eigenschaft werden häufig Einbußen in einer anderen Eigenschaft erwartet. Analog einer Kosten-Nutzen-Betrachtung wurden solche ökologischen Anpassungsprozesse auch für jene morphologischen Veränderungen vermutet, die mit einer piscivoren Ernährung bei Fischen einhergehen. Dabei wurde postuliert, dass der Fischjäger manövrierfähiger und sprintstärker ist als seine planktivoren Altersgenossen, er gleichzeitig aber der schlechtere „Langstreckler“ sein soll. Inwieweit diese Vermutungen auch der Realität entsprechen, wurde mit piscivoren und planktivoren 0+Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) untersucht. Hierfür wurden experimentell erzeugte Morphen des Flussbarsches auf ihre Fähigkeiten in unterschiedlichen Disziplinen untersucht: Fraßverhalten und -erfolg, Energieverbrauch bei gleicher Schwimmleistung, sowie Leistungsfähigkeit und Art des Schwimmens. Die Messungen erbrachten z.T. erstaunliche Ergebnisse, die sich nicht mit einer ausgeglichenen Kosten-Nutzen-Analyse hinsichtlich der Leistungsfähigkeit dieser beiden Morphen erklären lassen. Piscivore Barsche waren ihren planktivoren Altersgenossen praktisch in allen Disziplinen überlegen oder zumindest gleichwertig. Ein ökologisch relevanter Nachteil ließ sich mit unseren Experimenten für die piscivore Morphe des Flussbarsches nicht nachweisen. Diese Ergebnisse zeigen, dass bedingt durch die direkte Verknüpfung von Körperform zu Nahrungsaufnahme oder Räubervermeidung, bereits leichte morphologische Veränderungen große Auswirkungen auf die individuelle Leistungsfähigkeit und Fitness haben können.

Einleitung

Die Evolution begünstigt Körperformen, die optimal an die Lebensweise der Fische angepasst sind. Das ist besonders wichtig für die Leistungsfähigkeit bei Nahrungsaufnahme, der Räubervermeidung, bei Habitatwechseln und der Überbrückung von Langstrecken zum Erreichen der Reproduktionsgebiete. Eine Anpassung bedeutet oft extreme Formveränderungen und wird oft interspezifisch diskutiert. Z.B. ist die optimale Anpassung an dauerhaftes Schwimmen, thuniformer Fische, mit einem langen, strömungslinienförmigen, schlanken Körper verbunden. Hochrückige, kompakte Sprinterformen sind dagegen besser an strukturreiche Habitate im Litoral angepasst (Webb, 1984). Phänotypische Plastizität ist eine verbreitete Strategie zur Fitnessoptimierung in variablen Lebensräumen bei Fischen (Price et al., 2003) und führt zu verschiedenen Morphen einer Art innerhalb der

Population. Die Körperform von Fischen soll dabei direkt an ihre ökologische Funktion gekoppelt sein (Alexander, 1974; Lauder, 1996).

Unter bestimmten Bedingungen tauchen im Speldroper Baggersee am Niederrhein (Rees) zwei verschiedene Morphen von 0+Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) auf (Beeck et al., 2002). Heermann et al. (2007) zeigten, dass die morphologische Veränderung durch Spezialisierung auf unterschiedliche Nahrungsressourcen induziert werden kann. Für die Optimierung einer bestimmten ökologischen Eigenschaft werden häufig Einbußen in einer anderen Eigenschaft erwartet. Analog einer Kosten-Nutzen-Betrachtung wurden solche ökologischen Anpassungsprozesse auch für jene morphologischen Veränderungen vermutet, die mit einer piscivoren Ernährung bei Fischen einhergehen. Deshalb sollte in dieser Arbeit die Hypothese geprüft werden, dass die piscivoren Barsche manövrierfähiger und sprintstärker sind als ihre planktivoren Altersgenossen, dabei jedoch die schlechteren „Langstreckler“ sein sollten. Zur Überprüfung dieser Hypothese wurde die ökologische Leistungsfähigkeit der beiden Morphen in folgenden Disziplinen analysiert: Fraßverhalten und -erfolg, Energieverbrauch bei gleicher Schwimmleistung, sowie Leistungsfähigkeit und Art des Schwimmens.

Material und Methoden

Anfang Juni wurden 0+Barsche ($41 \text{ mm} \pm 2.79 \text{ SD}$) im Speldroper Baggersee am Niederrhein (Rees) gefangen. Die Fische wurden in zwei Gruppen aufgeteilt und in vier Mesokosmen über sechs Wochen mit jeweils Fisch (juvenile Cypriniden) oder Zooplankton gefüttert. Dabei wurden die Futtermengen so angepasst, dass die Energiegehalte des Futters für beide Gruppen einander entsprechen (Cummins & Wuycheck, 1971). Jeweils 20 Barsche pro Morph wurden für die nachfolgenden Analysen verwendet. Während der Fütterungsphase wurden die Fische drei Mal vermessen und gewogen. Temperatur, PH-Wert und Sauerstoffgehalt wurden täglich kontrolliert.

Um die morphologischen Unterschiede nachzuweisen wurden die Fische am Ende der Studie mit Nadeln präpariert, fotografiert und mittels Software (tpsDigit und tpsUtility <http://life.bio.sunysb.edu/morph/>) auf jedem Fisch 18 Landmarks gesetzt. Diese digitalen Landmarks wurden dann mit einer weiteren Software (Integrated Morphometrics Package (IMP) (<http://www2.canisius.edu/~sheets/morphsoft.html>)) statistisch auf morphologische Unterschiede zwischen den Gruppen analysiert. Schließlich wurde das Verhältnis von Muskelmasse zu Körpergesamtwicht für alle Individuen ermittelt ($n=20$, Piscivore, Planktivore und Feldprobe).

Der Theoretische Widerstand wurde nach Pettersson & Brönmark (1999) für eine Strömungsgeschwindigkeit von $0,3 \text{ m s}^{-1}$ berechnet. Die Fraßversuche zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit bei der Beutejagd wurden in einem hohen Aquarium ($1,3 \text{ m} \times 1,2 \text{ m} \times 0,3 \text{ m}$) durchgeführt. Das Becken wurde durch eine per Seilzug anhebbare, transparente Trennwand aufgeteilt, durch die die Versuchsbarsche bis zum Versuchsbeginn von ihrer Beute getrennt waren. Zur späteren Analyse von Schwimgeschwindigkeiten wurde ein Raster auf die Scheibe aufgetragen. Die Rückwand und Seiten waren mit Schwarzer Folie beklebt. Die Barsche wurden vor Beginn der Versuche eine Woche lang an das Versuchsbecken gewöhnt. Es jagten immer jeweils 4 Individuen in einer Gruppe. Die Versuche dauerten 20 min nach einer Eingewöhnungszeit von 10 min. Alle Gruppen jeden Morphs wurden sowohl bei der Jagd auf Fisch als auch auf Zooplankton gefilmt (Sony MiniDV Handycam). Jeder Vierergruppe standen zwanzig Jungfische (Cypriniden) bzw. eine Daphniendichte von 5 Daphnien pro Liter (Beeck, 2002) zur Verfügung. Die Videos wurden mit Apple iMovie digitalisiert und weiterverarbeitet. Der Jagderfolg wurde für die Fischversuche anhand der Anzahl

der Attacken gemessen, die nötig waren, um einen Fisch zu fangen und zusätzlich anhand der Zeit, die bis zur ersten Attacke verstrich.

Des Weiteren wurde die Angriffsgeschwindigkeit aus der bei einer Attacke zurückgelegten Strecke und der benötigten Zeit bestimmt. Für die Planktonversuche wurde nach jeweils 20 gefressenen Daphnien die verstrichene Zeit notiert. Daraus wurde die Gesamtzahl der gefressenen Daphnien errechnet. Auch bei den Planktonversuchen wurde die Zeit bis zur ersten Attacke auf eine Daphnie gemessen.

Die Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit beim Schwimmen wurden in zwei Strömungskanälen am BIC der Hochschule Bremen durchgeführt. Die Analyse der Schwimmmodi und die Erfassung der kinematischen Parameter fand in einem großen O-förmigen Strömungskanal (500 Liter) statt, die respiratorischen Messungen in einem kleinen (40 Liter). Die Analyse des Schwimmmodusgebrauchs erfolgte mit der gleichen Gruppenaufteilung, wie in den Fraßversuchen. Die Fische wurden in ventraler Aufsicht gefilmt (Panasonic Modell AG-DVX100AE), während die Strömung schrittweise, alle 20 s (2 Hz Schritte = 0,006 m·s⁻¹) von einer niedrigen (0,03 m·s⁻¹) auf eine hohe Geschwindigkeit (0,43 m·s⁻¹) beschleunigt wurde. Wir untersuchten, ob die Barsche verschiedene Schwimmmodi verwenden und bei welchen Geschwindigkeiten sie zwischen ihnen wechseln. Die kinematischen Parameter (tail beat frequency, amplitude, maximum stride length) wurden aus Videosequenzen einer Hochgeschwindigkeitskamera (Photron Fastcam APX RS) per Einzelbildanalyse mit dem Bildbearbeitungsprogramm ImageJ (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>) für Geschwindigkeiten von 0,1 m·s⁻¹ und 0,3 m·s⁻¹ ermittelt.

Die Respiration wurde im kleinen Strömungskanal bei einer Geschwindigkeit von 0,3 m·s⁻¹ gemessen. Die erste Gruppe wurde über fünf Stunden gemessen, um zu überprüfen, ob der Verbrauch konstant ist, die weiteren Messungen liefen dann jeweils über drei Stunden. Der Sauerstoffverbrauch wurde mit einem WTW Multi 350i – Cell Ox 325 Sensor gemessen und die Strömungsgeschwindigkeit mit einem Almemo 2390-1 Ahlborn Flügelradanemometer überwacht.

Ergebnisse und Diskussion

Die morphometrische Analyse ergab signifikante Unterschiede zwischen piscivoren und planktivoren Barschen (CV axis 1 ($l=0,0244$ $\chi^2=81,6457$ d.f. =32 $p=3,22197 \cdot 10^{-6}$, Eigenvalue =39,90). Die Barsche entsprachen dem oben beschriebenen Bild, typisch für piscivore und planktivore Ernährung. Dabei waren die Piscivoren signifikant hochrückiger ($21,9 \pm 2,1$ [mm]), als die Planktivoren ($16,5 \pm 1,9$ [mm]); (ANCOVA: $F=6,177$, $p=0,018$), allerdings gab es keine Unterschiede in der Körperbreite. Mit den weiteren Untersuchungen konnten wir zeigen, dass die piscivoren Barsche in allen analysierten Kategorien überlegen oder gleichgestellt waren. Die Piscivoren Barsche zeigten sich bei der Jagd auf beide Futterressourcen als überlegen. Sie erbeuteten im Mittel $19,8 \pm 0,4$ Beutefische pro 20 min, während die Planktivoren nur $4 \pm 3,9$ Fische fangen konnten (T-test: $T=-8,916$, $p<0,0001$) und starteten nach 50 Sekunden auch signifikant früher mit dem Beutefang, als die Planktivoren nach 481 Sekunden (U-test: $Z=-2,611$, $p=0,009$). Die Untersuchung der Angriffsgeschwindigkeiten auf Beutefische ergab keine signifikanten Unterschiede (T-test: $T=0,306$, $p=0,767$). Auch während der Plankton-Fraßversuche starteten die Piscivoren nach 163 Sekunden früher mit dem Beutefang als die Planktivoren, die erst nach 211 Sekunden mit der Nahrungsaufnahme begannen. Außerdem fingen die Piscivoren im Schnitt 116 Daphnien mehr, als die Planktivoren am Ende eines Fraßversuchs.

Es gab trotz der Hochrückigkeit keine signifikanten Unterschiede im theoretischen Widerstand beim Schwimmen. Die piscivoren Barsche wiesen mittlere Widerstandswerte von $0,079 \pm 0,011$ und die Planktivoren von $0,055 \pm 0,010$ auf (ANCOVA: $F=0,208$, $p=0,651$). Ebenso waren die

Muskelmassenanteile nicht signifikant verschieden (ANCOVA: $F=0,559$, $p=0,220$)). Die Barsche verwendeten 3 verschiedene Schwimmstile für unterschiedliche Geschwindigkeiten: MPF Modus für geringe Geschwindigkeiten, BCF Modus für mittlere Geschwindigkeiten und Kick&Glide Modus für hohe Geschwindigkeiten. Die beiden Morphen unterschieden sich signifikant in der Geschwindigkeit, bei der sie vom BCF Modus in den Kick&Glide Modus wechseln. Die Piscivoren wechselten schon bei einer Geschwindigkeit von ca. einer Fischlänge/s weniger in den Kick&Glide Modus, als die Planktivoren (Piscivore: mittlere Geschwindigkeit, Fischlängen $s^{-1} \pm \text{STABW}$: $3,95 \pm 0,38$; Planktivore: mittlere Geschwindigkeit, Fischlängen $s^{-1} \pm \text{STABW}$: $4,74 \pm 0,26$; T-test: $3,8$, $p=0,005$)).

Auch die kinematischen Analysen ergaben signifikante Unterschiede. Die Piscivoren wiesen eine signifikant niedrigere Amplitude der Schwanzflosse bei beiden untersuchten Geschwindigkeiten auf ($0,1 \text{ m/s}$ MPF Modus und $0,3 \text{ m/s}$ BCF Modus) Ebenso war die Schlagfrequenz der Schwanzflosse bei den Piscivoren signifikant niedriger. Dies kann als ein Vorteil für die piscivoren Barsche gewertet werden, da auch die Respirationswerte der Piscivoren beim Schwimmen im BCF Modus ($0,3 \text{ m/s}$) signifikant niedriger waren (Mittlerer O_2 -Verbrauch $\text{g FW}^{-1} \text{ O}_2 \text{ Tag}^{-1} \pm \text{STABW}$: $0,0063 \pm 0,0012$), als die der Planktivoren (Mittlerer O_2 -Verbrauch $\text{g FW}^{-1} \text{ O}_2 \text{ Tag}^{-1} \pm \text{STABW}$: $0,0110 \pm 0,0009$; T-test: $T=-6,141$, $p<0,001$). Die maximale Schrittlänge unterschied sich nur für die niedrigere Geschwindigkeit ($0,1 \text{ m s}^{-1}$) im MPF Modus (Piscivore: $0,34 \pm 0,02 \text{ [LT]}$; Planktivore: $0,37 \pm 0,03 \text{ [LT]}$; (T-test: $T=4,010$, $p=0,0003$)). Allerdings ist die Schrittlänge bei niedrigen Geschwindigkeiten im Allgemeinen unstabil und kann daher in dem Fall nicht als Vor- oder Nachteil bewertet werden.

Zusammenfassend konnten wir mit dieser Studie zeigen, dass anscheinend keine Kosten mit einer piscivoren Ernährung und der damit verbundenen morphologischen Veränderung der Barsche verbunden waren, jedenfalls in den von uns untersuchten Disziplinen. Es zeigte sich im Gegenteil in allen untersuchten Disziplinen entweder eine Überlegenheit der piscivoren Barsche oder eine gleichwertige, nie jedoch eine schlechtere Leistungsfähigkeit gegenüber den planktivoren Barschen. Nur der Wechsel vom BCF Modus in den Kick&Glide Modus kann an dieser Stelle, wegen fehlender Daten über die Energiekosten beider Morphen in beiden Schwimmmodi, nicht mit hinreichender Sicherheit als Vor- oder Nachteil bewertet werden. Allerdings deuten die meisten Daten und die Anwendung theoretischer Modelle darauf hin, dass es eher ein Vorteil, oder zumindest kein Nachteil für die Piscivoren zu sein scheint. Die Studie zeigt, dass bedingt durch die direkte Verknüpfung von Körperform zu Nahrungsaufnahme bereits leichte morphologische Veränderungen große Auswirkungen auf die individuelle Leistungsfähigkeit und Fitness haben können.

Literatur

- Alexander, R. McN. (1974) Functional design in fishes. London, UK: Hutchinson Publishers.
- Beeck, P., Tauber, S., Kiel, S. & Borcharding, J. (2002). 0 + perch predation on 0+ bream: a case study on a eutrophic gravel pit lake. *Freshwater Biology* 47, 2359–2369.
- Cummins, K.W. & Wuycheck, J.C. (1971) Caloric equivalents for investigations in ecological energetics. *Mitteilungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 18: 1–158.
- Heermann, L., Beeck P., Borcharding J. (2007) Two size classes of 0+ perch: is phenotypic plasticity based on food resource? *Journal of Fish Biology* 70, 1365–1377
- Lauder, G. V. (1996) The argument from design. In *Adaptation* (eds M. R. Rose & G. V. Lauder), pp. 55–91. San Diego, CA: Academic Press.
- Pettersson, L. B. & Brönmark, C. (1999) Energetic consequences of an inducible morphological defense in crucian carp. *Oecologia* 121, 12–18.
- Price, T.D., Qvarnström A., Irwin D.E. (2003) The role of phenotypic plasticity in driving genetic evolution. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270:1433-1440
- Webb, P. W. (1984) Body form, locomotion and foraging in aquatic vertebrates. *Amer. Zool.* 24: 107–120.

Einfluss der Abflussdynamik auf die Jungfischgemeinschaften in Buhnenfeldern der mittleren Elbe

Silke Rödiger, Bernd König, Andreas Anlauf & Jochen Koop

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U4 – Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, roediger@bafg.de

Keywords: Fischfauna, Abfluss, Elbe, Buhne

Einleitung

Die Zusammensetzung von Fischgemeinschaften in Flüssen wird überwiegend durch morphologische und hydrologische Umweltfaktoren determiniert und insbesondere die Habitate in Uferbereichen unterliegen einer starken räumlichen und zeitlichen Dynamik, die durch das Abflussgeschehen beeinflusst wird.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe“ werden seit mehreren Jahren in 15 Buhnenfeldern der mittleren Elbe faunistische und vegetationskundliche Daten erhoben. Eines der Ziele des Projektes ist die Quantifizierung geeigneter Habitate für Fische in den Buhnenfeldern in unterschiedlichen Abflusssituationen. Hierfür wurde der Parameter der aktiven Buhnenfeldlänge als neues Maß für die den Jungfischen bei verschiedenen Wasserständen zur Verfügung stehende Fläche untersucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der mittleren Elbe südöstlich von Wittenberge, Elbe-km 439 bis Elbe-km 446. Untersucht wurden 15 Buhnenfelder mit z. T. sehr unterschiedlicher Morphologie. Neun Felder liegen am Eingang des „Rühstädter Bogens“ in der Gemarkung Schönberg („100' Buhnen“), sechs Buhnenfelder liegen am Ausgang des Bogens in der Gemarkung Scharpenlohe („300' Buhnen“) (Rödiger et al. 2007). Die Datenerhebung erfolgte durch Elektrofischerei mit der Methode des point abundance sampling (Thiel et al. 2006, 2007). Herangezogen wurden die Jungfischdaten der Jahre 2006 und 2007.

Statistische Auswertung der fischfaunistischen Daten

Die statistische Auswertung der fischfaunistischen Daten erfolgte in drei Schritten. Zuerst wurden die Buhnen anhand der Konstanzstruktur der Arten nach einheitlichen Besiedlungen gruppiert (KÖNIG 2005). Anschließend wurde die ermittelte Gliederung der Buhnen mit Hilfe der Diskriminanzanalyse geprüft. Die Klassifikationsvariable ist hier die ermittelte Buhnengliederung (hier Standorttyp 100 oder 300) und die Merkmalsvariablen bilden die Abundanzwerte (Individuenzahlen je 12 points) der Arten. Eine weitere Prüfung bzw. Gegenüberstellung der Buhnengruppierung erfolgt anhand der RA-Technik (HILL 1974).

In einem zweiten Schritt wurden für jeden Besiedlungstyp (hier Standorttyp) und jede Aufnahmekampagne die Strukturparameter der Besiedlung berechnet. Im dritten und letzten Schritt wurden die ermittelten Be-

siedlungsgruppen hinsichtlich ihrer artspezifischen Präferenzen und der aktuell bestehenden abiotischen Lebensbedingungen untersucht, um so Rückschlüsse auf mögliche Ursachen für die Besiedlungsgliederung zu ziehen bzw. Veränderungen der Besiedlung zu prognostizieren. Für die statistische Absicherung dieser Zusammenhänge wurde eine einfaktorielle Varianzanalyse eingesetzt.

Ermittlung der „aktiven Bühnenfeldlänge“

Die Größe der überschwemmten Bereiche in den Bühnenfeldern während der Probenahmen wurde im GIS ermittelt. Als Eingangsgrößen lagen die Abflüsse des Pegels Wittenberge (Tagesmittel) und ein digitales Geländemodell der Elbe vor.

Berechnung der Wasserspiegellagen

Zunächst wurden aus den Abflusswerten mit Hilfe des hydraulisch-morphologischen-Informationssystems (HyMoInfo BAW 2003, Version 1.31) der Bundesanstalt für Wasserbau Wasserspiegellagen berechnet. HyMoInfo ermittelt auf Grundlage eindimensionaler hydrodynamischer Modellrechnungen die Wasserspiegellagen für vorgegebene Abflüsse.

Für die Interpolation der Wasserspiegellagen zum Zeitpunkt der Probenahmen wurden die dem gewünschten Abflusswert am nächsten liegenden Abflussereignisse aus HyMoInfo ausgewählt und mit diesen Werten eine lineare Interpolation durchgeführt (Abb. 1).

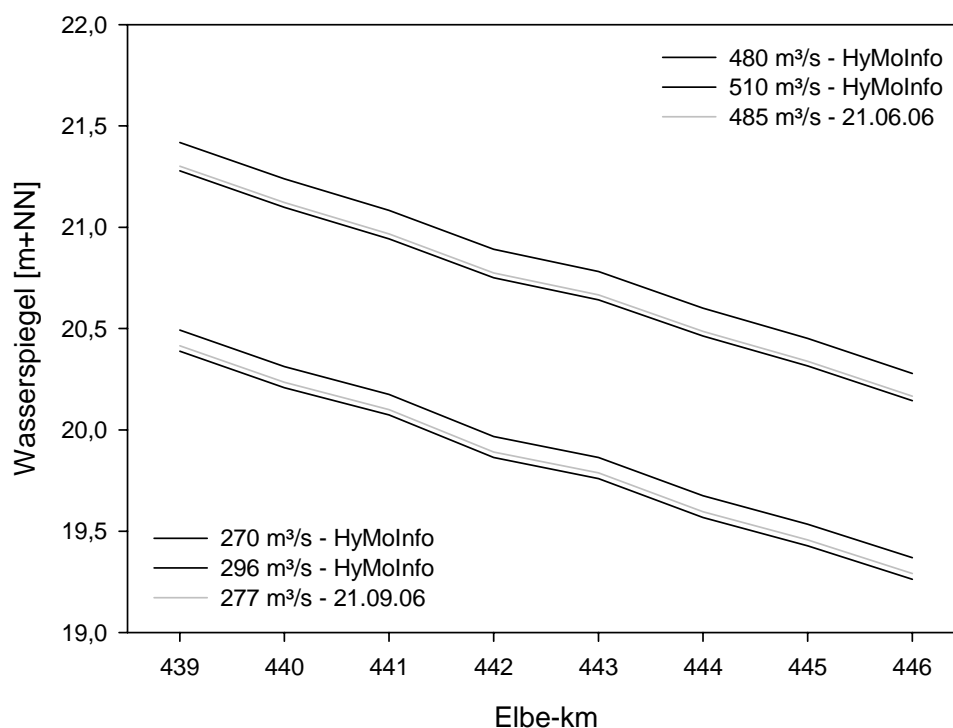


Abbildung 1: Interpolation der Wasserspiegellagen für die Abflüsse 277 m³/s (21.09.2006) und 485 m³/s (21.06.06) mit Hilfe der Modellergebnisse aus HyMoInfo

Modellierung der überschwemmten Flächen

Die Ermittlung der Größe überschwemmter Flächen zum Zeitpunkt der Probenahmen wurde mit der Software ArcGIS 9 vorgenommen. Zunächst wurden die stationsgebundenen Wasserspiegellagen in die Fläche übertragen. Es wurde dann ein Triangular Network (TIN) erzeugt und anschließend in ein regelmäßiges Raster umgewandelt. Im nächsten Schritt wurde die Differenz zwischen Wasserstandraster und Digitalem

Geländemodell (DGM) ermittelt. Das Ergebnis ist ein normiertes DGM mit der Wasserspiegellagenhöhe Null, d. h. alle Bereiche, die bei diesem Wasserstand überschwemmt sind erhalten negative Werte und Werte größer Null stellen trockene Bereiche dar.

Berechnung der aktiven Bühnenfeldlänge

Mit dem Begriff der „aktiven Bühnenfeldlänge“ wird von uns der Abstand zwischen der mittleren Uferlinie und der parallel liegenden kürzesten Verbindung der benachbarten Bühnenköpfe bezeichnet (Abb. 2). Es ist also die mittlere Länge des benetzten überstauten Bereichs im von der Streichlinie aus betrachteten Bühnenfeld gemeint.

$$\text{aktive Bühnenfeldlänge} = \frac{\text{Bühnenfeldfläche}}{\text{Bühnenfeldbreite}}$$

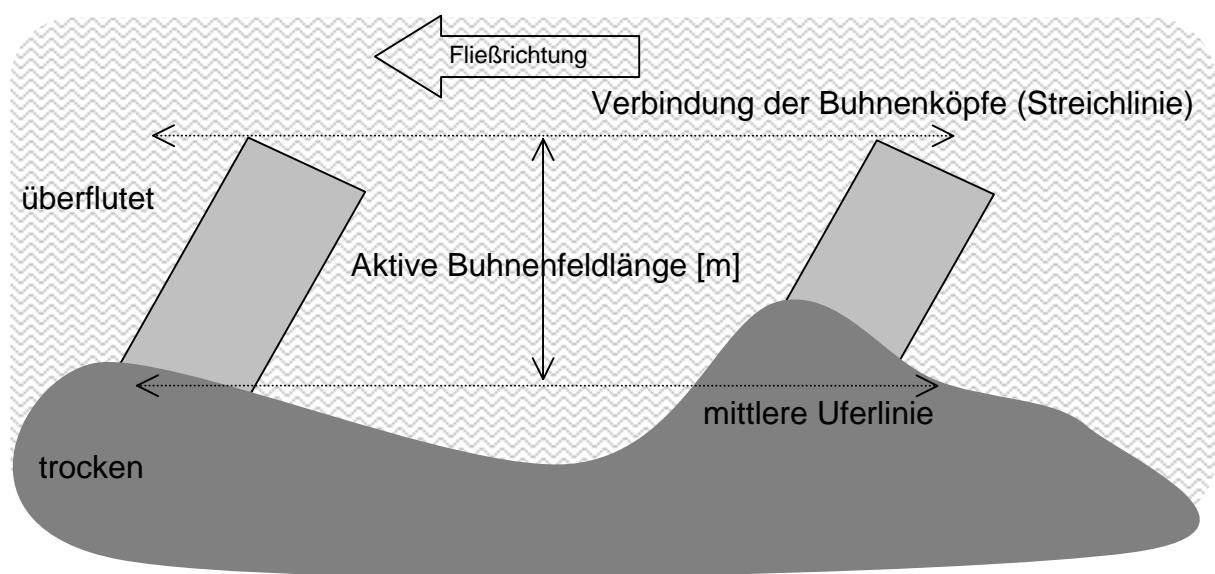


Abbildung 2: Schematische Darstellung der aktiven Bühnenfeldlänge

Ergebnisse

Aktive Bühnenfeldlänge und Abfluss

In Abb. 3 sind die aktiven Bühnenfeldlängen in Abhängigkeit zum Abfluss dargestellt. Es ergibt sich in einem relativ großen Abflussbereich ein linearer Zusammenhang zwischen Abfluss und aktiver Bühnenfeldlänge, der statistisch hochsignifikant ist. Die aktiven Bühnenfeldlängen in Schönberg sind dabei größer als diejenigen in Scharpenlohe. Die unterschiedlichen Anstiege der Geraden mit steigenden Abflüssen (Abb. 3) zeigen, dass die 100er Bühnenfelder in Schönberg im Mittel flacher sind als die 300er Bühnenfelder in Scharpenlohe.

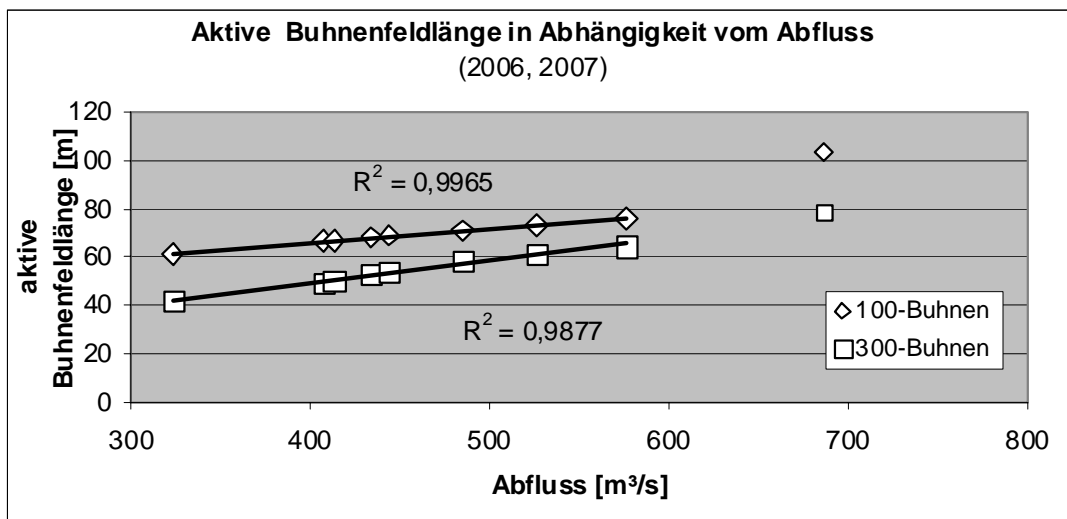


Abbildung 3: Beziehung zwischen Abfluss und aktiver Bühnenfeldlänge

Artendichte und aktive Bühnenfeldlänge

In Abb. 4 ist der statistisch signifikante Zusammenhang zwischen Artendichte und aktiven Bühnenfeldlängen dargestellt. Die Artendichte steigt mit zunehmender aktiver Bühnenfeldlänge an.

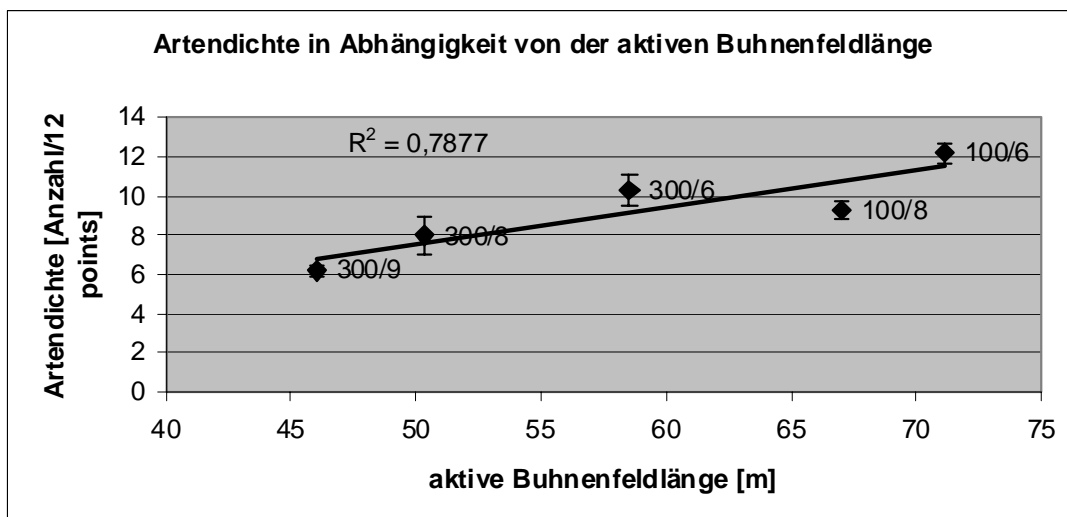


Abbildung 4: Artendichte und aktive Bühnenfeldlänge (2006 – Bühnenstandort/Monat)

Diskussion

Fischbrut und Jungfische sind in einem bestimmten Zeitraum des Jahres auf geschützte, strömungsberuhigte und an den Hauptstrom angrenzende Bereiche angewiesen. Viele Arten profitieren außerdem von überstauten Wiesen und anderen Pflanzenbeständen. (Tales & Boët 2005; Fladung et al. 2003, Scholten 2002 & 2003.) Ob und in welchem Maße solche Flächen vorhanden sind hängt von der Morphologie des Bühnenfeldes und vom Abfluss ab. Die aktive Bühnenfeldlänge integriert beide Faktoren, indem sie nicht nur Aussagen über die verfügbare (= überstaute) Fläche macht, sondern ebenfalls etwas über die Lage der Fläche

aussagt. Je länger die aktive Bühnenfeldlänge ist, desto weiter reicht der überstaute Bereich ins Hinterland hinein.

Die aktive Bühnenfeldlänge steigt in der Regel mit steigenden Abflusswerten wie in Abb. 3 zu sehen, im Bereich mittlerer Abflüsse ist der Anstieg relativ gleichmäßig. Die Obergrenze des Anstiegs liegt im Erreichen der Böschung oder des Deichs. Sehr niedrige Abflüsse führen im Extrem zu einem Trockenfallen des Bühnenfeldes. Mittlere bis hohe Abflüsse bieten im Frühjahr den Fischlarven und Jungfischen in den Bühnenfeldern optimale Lebensbedingungen. Fällt das Frühjahrshochwasser aus, oder verschiebt es sich weit in den Frühsommer kann dies zu Einbrüchen in der Fischgemeinschaft führen (Thiel, mdl.). Auch Hochwässer in der frühen Larvalphase können zu einer Beeinträchtigung der Jungfischhabitate führen, da strömungsberuhigte Areale in den Bühnenfeldern bei Überströmung der Bühnen verschwinden und die Larven starker Strömung ausgesetzt werden.

Für die Elbe wurde dieser Zusammenhang von Abfluss und Jungfischentwicklung im Projekt Ökologie der Elbefische (ELFI) untersucht (Thiel 2002). Es wurde ebenfalls eine Steigerung des verfügbaren Habitats mit zunehmenden Abfluss festgestellt, dieser Effekt bricht bei Wasserständen über Mittelwasser jedoch ein, da mit Überströmung der Bühnen die Fließgeschwindigkeiten in den Bühnenfeldern erheblich zunehmen. Erst ab einem Pegel von MW + 0,8 m, der in etwa die Überflutung größerer Aubereiche markiert, nimmt die Habitatverfügbarkeit wieder zu, im weiteren Verlauf allerdings – abermals aufgrund steigender Strömungsgeschwindigkeiten – wieder ab. Im Untersuchungsjahr 1997 konnte ein solches schnell steigendes Sommerhochwasser beobachtet werden und Scholten (2002) führt die deutlich geringeren Dichten der Arten Ukelei, Gründling und Weißflossengründling unter anderem auf diese hydrologische Situation zurück

Allgemeine Untersuchungen zum Zusammenhang von Hydrologie und Jungfischpopulation eines Jahres sind zahlreich vorhanden. Poff et al (1995) beschreiben hydrologische Faktoren (z. B. Abflussschwankungen, Frequenz von Hochwässern) als signifikant für die Ausprägung der Fischgemeinschaft. Pusey et al (2000) führen weniger die quantitative Zusammensetzung sondern eher die generelle Präsenz/Absenz bestimmter Arten auf die Abflusssituation im Frühjahr zurück.

Von Stalnaker et al. (1996) wird insbesondere das im Frühjahr verfügbare Habitat mit der im Laufe des Jahres aufwachsenden Jungfischpopulation in Beziehung gesetzt. Der nutzbare Platz und seine Stabilität im frühen Entwicklungsstadium der Fische wirke sich direkt auf die Größe der Jahresklassen aus. Die Fischpopulationen in Flüssen unterschieden sich daher von Jahr zu Jahr sehr stark.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Mit der Untersuchung sollte ein Maß für die abflussabhängige Habitatverfügbarkeit für Jungfische und Fischlarven in Bühnenfeldern ermittelt werden. Der Parameter der aktiven Bühnenfeldlänge beschreibt die Länge zwischen der Streichlinie und der mittleren Uferlinie des Bühnenfeldes. Je größer die aktive Bühnenfeldlänge ist, desto weiter reicht die überstaute Fläche ins Hinterland hinein und desto mehr strömungsberuhigte Bereiche enthält das Bühnenfeld bei Abflüssen unterhalb der Mittelwassers. Eine große Bühnenfeldlänge bietet den empfindlichen Fischlarven und den Jungfischen während Aufwuchszeiten im Frühjahr eine gute Option auf geeignete Habitate in den Bühnenfeldern.

Literatur

- Fladung, E., Scholten, M., Thiel, R. (2003): Modelling the habitat preferences of preadult and adult fishes on the shoreline of the large, lowland Elbe River. *Journal of Applied Ichthyology* 19 (2003): 303-314
- Hill, M. O. (1974): Correspondence Analysis: A Neglected Multivariate Method.- *Appl. Statist.* 23(3): 340-354.
- König, B. (2005): Biologisch begründetes Heterogenitätskriterium zur Gruppierung von Benthosprobenahmen nach einheitlichen Lebensgemeinschaften.- DGL-Tagungsbericht 2004.
- Poff, N. L. & J. D. Allan (1995): Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2): 606-627
- Pusey, B. J.; Kennard, M. J. & H. Arthington (2000): Discharge variability and the development of predictive models relating stream fish assemblage structure to habitat in northeastern Australia. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 30-50.
- Rödiger S., König B., Anlauf A. und Koop J.H.E. (2007): Auswirkungen alternativer Buhnenformen auf die Fischgemeinschaft in Buhnenfeldern der Elbe. DGL-Tagungsbericht 2006, (Dresden), S. 481-486, Werder 2007
- Scholten, M.; Wirtz, C.; Fladung, e. & R. Thiel (2003): The modular habitat model for the ide, *Leuciscus idus* (L.) – a new method to predict the suitability of inshore habitats for fish. *Journal for applied Ichthyology* 19: 315-329.
- Scholten, M. (2002): Das Jungfischauftreten in Uferstrukturen des Hauptstroms der mittleren Elbe – zeitliche und räumliche Dynamik. *Zeitschrift für Fischkunde. Suppl. 1 – Ökologie der Elbefische*, 2002: 59-77.
- Stalnaker, C. B.; Bovee, K. D. & T. J. Waddle (1996): Importance of the temporal aspects of habitat hydraulics to fish population studies. *Regulated Rivers: Research & Management.* 12: 145-153
- Tales, E. & P. Boët (2005): Ecological functionality of banks and fish populations. Effects of developments associated with navigation. Cemagref – Research Unit Quality and hydrological functioning of aquatic systems. Report N°04 51007 00 223 60 34. Pp. 35
- Thiel et al. (2002) Hrsg.: Ökologie der Elbefische. *Zeitschrift für Fischkunde. Supplementband 1*: 178 S.
- Thiel et al. (2006): 2. Zwischenbericht über das Vorhaben: Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Ermittlung der Wirkung von Habitatstrukturen auf fisch in der Elbe (BuFi). Auftraggeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde. 111 Seiten, unveröffentlicht.
- Thiel et al. (2007): 3. Zwischenbericht über das Vorhaben: Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Ermittlung der Wirkung von Habitatstrukturen auf Fische in der Elbe (BuFi). Auftraggeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde. 117 Seiten, unveröffentlicht.

Inter- und intraspezifische Nahrungskonkurrenz zwischen Flussbarsch, Kaulbarsch und Amerikanischem Kamberkrebs

Frank Wierzchowski¹ & Reiner Eckmann²

¹ Westfälische-Wilhelms Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, frankwi@web.de, ² Universität Konstanz, Limnologisches Institut, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, reiner.eckmann@uni-konstanz.de

Keywords: Flussbarsch, Kaulbarsch, Amerikanischer Kamberkrebs, Konkurrenz, Ernährung, Verhalten

Einleitung

Der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) ist eine kommerziell genutzte Fischart, während die Neozoen Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) und Amerikanischer Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) wirtschaftlich unrentabel sind. Der Flussbarsch vollzieht während seiner Ontogenese eine Wandlung von planktivor über benthivor bis hin zu piscivor und ernährt sich, je nach Gewässer, in bestimmten Lebensphasen überwiegend benthivor. Der Kaulbarsch hingegen ist nach einer kurzen planktivoren Larvenphase eine rein benthivore Art (Bergman & Greenberg 1994; Rezsü & Specziar 2006). Der Amerikanische Kamberkrebs, als großer omnivorer Invertebrate, ernährt sich ebenfalls benthivor. Insbesondere Chironomiden gehören zur bevorzugten Nahrung von Kaulbarsch und Kamberkrebs (Anwand & Valentin 1996; Hölker & Thiel 1998; Ogle 1998; Schleuter & Eckmann 2008). In vielen Gewässern kommen die drei Arten gemeinsam vor und sind potentielle Konkurrenten bei der Nutzung der begrenzten benthischen Nahrungsressourcen. In Laborexperimenten wurde überprüft, in wie fern der Amerikanische Kamberkrebs Auswirkungen auf Wachstum und Verhalten von Fluss- und Kaulbarschen hat. Zwischen der interspezifischen Konkurrenz der Fische zum Krebs und der intraspezifischen Konkurrenz zwischen den Fischen wurde unterschieden.

Material und Methoden

Als Versuchstiere wurden vorgehärtete 0+ Fluss- und Kaulbarsche aus dem Überlinger See (Bodensee) verwendet. Die Kamberkrebse wurden ebenfalls dem Überlinger See entnommen und vor Versuchsbeginn gehärtet. Die Versuche wurden in einem komplett abdunkelbarem Laborraum in 72 L Aquarien unter konstanten Umweltbedingungen (19°C, 250 – 350 ml/min Durchfluss) durchgeführt. Getestet wurden die drei Faktoren Fischart (Fluss- oder Kaulbarsch), Kamberkrebs (ja oder nein) und Fütterungszeitpunkt (nur tags oder nur nachts). Durch Kombination der Faktoren (2³) ergaben sich hieraus 8 verschiedene Versuchsgruppen die jeweils 3 mal repliziert wurden. Jeder Versuchsdurchgang dauerte 3 Wochen mit einer zusätzlichen Woche Eingewöhnungszeit für die Versuchstiere. Als Besatz wurden Kleingruppen von jeweils 4 Flussbarschen (Standardlänge (SL) 9,2 ± 0,4 cm (Mittelwert ± Standardabweichung) Gewicht (G) 10,6 ± 1,5g) oder Kaulbarschen (SL 8,5 ± 0,5 cm, G 11,4 ± 2 g) und in den Gruppen mit Krebs ein Kamberkrebs (Carapaxlänge 3,8 ± 0,2 cm, G 15,1 ± 2,4 g) gewählt. Die Futtermenge wurde mit dem Programm Fish Bioenergetics 3.0 (Hanson et al. 1997) nach einem Modell für den Gelbbarsch (*Perca flavescens* Mitchell) errechnet.

Diese limitierte Menge lag bei $6\% \text{ d}^{-1}$ des Fischnassgewichts zu Versuchsbeginn und wurde für die Aquarien mit Krebs nicht weiter erhöht. Als Futter dienten lebende Chironomiden die von einem kommerziellen Händler bezogen wurden. Die Fütterungen fanden mit sandgefüllten Petrischalen (\varnothing 14 cm) statt, in denen sich die Chironomiden zuvor vergraben konnten. Für die Wachstumsmessungen wurde nach der Formel $(\ln Y_2 - \ln Y_1) / \Delta t$ die SGR (Specific Growth Rate) berechnet (Y_1 : Gewicht zu Beginn der Versuche; Y_2 : Gewicht am Ende der Versuche; Δt : Anzahl der Versuchstage). Zur Beurteilung des Verhaltens wurden tags und nachts Videoaufzeichnungen mittels zweier Infrarotkameras durchgeführt. Für jedes der replizierten Versuchsbecken wurden 6 zuvor bestimmte Intervalle von jeweils 8 Minuten Länge ausgewertet. Gemessen wurden hierbei das Fressverhalten (Gesamtaufenthaltsdauer an der Futterschale, Frequenz und Dauer der Besuche an der Futterschale) sowie das Aggressionsverhalten (Anzahl der Attacken). Für die Auswertung der Dominanzstruktur der Fische eines Beckens wurde den Fischen entsprechend ihrer Gesamtaufenthaltsdauer an der Futterschale die Ränge 1-4 zugewiesen. Der Fisch mit der längsten Aufenthaltsdauer erhielt hierbei den Rang 1, der mit der geringsten den Rang 4. Die Ränge 2 und 3 werden als subdominant bezeichnet. Die Dominanzstruktur wurde für jedes Auswertungsintervall neu bestimmt, da die Fische zwischen den einzelnen Intervallen nicht individuell zu unterscheiden waren. Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit den Programmen STATEasy (2005) sowie SPSS 11.5. Für Wachstum, Fress- und Aggressionsverhalten wurden, separat für beide Fischarten, zweifaktorielle Varianzanalysen mit den Faktoren Krebs und Fütterungszeitpunkt durchgeführt.

Ergebnisse

Wachstum

Die durchgeführten Tests zeigten keinen signifikanten Einfluss des Fütterungszeitpunktes oder der Anwesenheit des Krebses auf die Wachstumsraten von Fluss- und Kaulbarschen. Das Wachstum der Fische zeigte in allen Gruppen große Varianzen mit einerseits gutem Wachstum und andererseits Fischen die während der Versuche an Gewicht verloren.

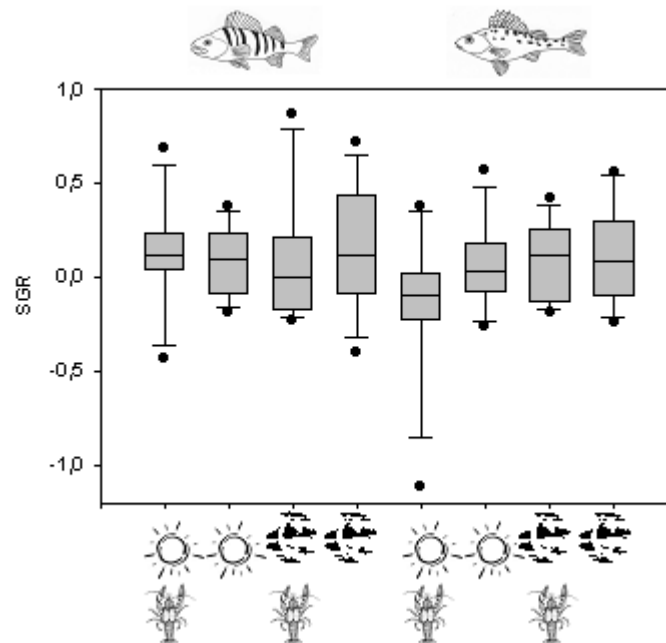


Abb. 1: Wachstumsraten (SGRs) von Flussbarschen (🐟) und Kaulbarschen (🐟) im Experiment. ☀ : Tagfütterung, 🌙 : Nachtfütterung, 🦀 : Krebsbecken.

Fressverhalten

Das Fressverhalten von Fluss- und Kaulbarschen, gemessen an der durchschnittlichen Gesamtaufenthaltsdauer der Fische eines Beckens an der Futterschale, zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen in Abhängigkeit von Fütterungszeitpunkt und Krebs (ohne Abb.). Unterschiede zeigten sich jedoch bei der durchschnittlichen Anzahl und Länge der Besuche an der Futterschale (Abb.2). Die Flussbarsche suchten die Futterschale nachts weniger häufig ($p < 0,001$) dafür aber länger ($p = 0,018$) auf als am Tag. Beim Kaulbarsch unterschied sich die Besuchsfrequenz nicht signifikant, die Besuchsdauer war nachts ebenfalls länger als am Tag ($p = 0,017$). Ein signifikanter Effekt des Krebses auf das Fressverhalten der Fische wurde nicht festgestellt.

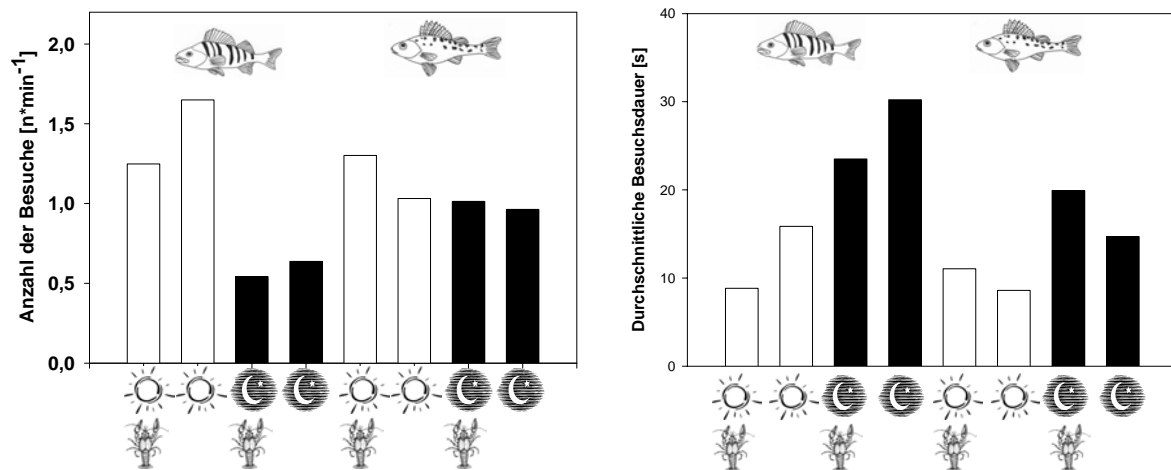


Abb. 2: Links: Durchschnittliche Anzahl der Besuche an der Futterschale pro Fisch [$n \cdot \text{min}^{-1}$];
Rechts: Durchschnittliche Dauer der Besuche an der Futterschale [s].

Aggressionsverhalten

Das Aggressionsverhalten beider Fischarten richtete sich nur gegen die eigenen Artgenossen. Potentielle Nahrungskonkurrenten wurden durch Attacken von der Futterschale ferngehalten. Nachts zeigten beide Fischarten deutlich weniger Aggression als am Tag (Abb.3, Flussbarsch: $p = 0,003$, Kaulbarsch: $p < 0,001$). Während die Attacken bei Tag meist schnell und oft aus größerer Entfernung durchgeführt wurden, glichen sie nachts einem Wegschieben des Gegners von der Futterschale, wobei die Distanz zwischen jagendem und gejagtem Fisch meist nur wenige Zentimeter betrug. Attacken der Fische gegen einen Krebs wurden nicht beobachtet.

Dominanzstruktur

Durch die Vergabe von Rängen und die Einteilung der 4 Fische einer Beckengemeinschaft in dominante, subdominante und untergeordnete Fische ließ sich eine deutliche Dominanzstruktur in den einzelnen Versuchsgruppen zeigen. Beide Fischarten zeigten starke intraspezifische Konkurrenz. Dominante Fische verbrachten einerseits die längsten Zeiten an der Futterschale, andererseits zeigten sie im Vergleich zu den subdominanten und untergeordneten Rängen überproportional viel Aggressionsverhalten (Abb.4). Der Krebs hatte, vergleicht man die relativen Aufenthaltszeiten und das entsprechende Aggressionsverhalten der 4 Ränge, einen Effekt auf die intraspezifische Konkurrenz der Fische. Ohne Krebs beanspruchten dominante Flussbarsche 44,2 % der Aufenthaltszeiten an der Futterschale für sich bei durchschnittlich $0,96 n \cdot \text{min}^{-1}$ Attacken. Mit Krebs waren die relativen Aufenthaltszeiten mit 46,4 % vergleichbar, das Aggressionsverhalten stieg jedoch auf $1,68$

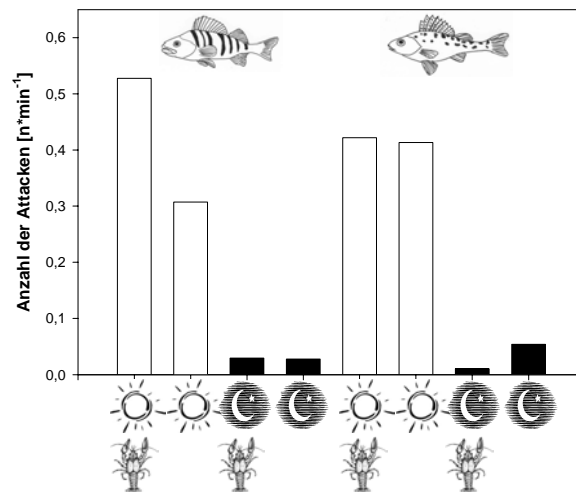


Abb. 3: Durchschnittliche Anzahl der Attacks pro Fisch [$n \cdot \text{min}^{-1}$].

$n \cdot \text{min}^{-1}$ an. Bei den dominanten Kaulbarschen zeigte sich ein gegenteiliger Effekt: Von 69,7 % Aufenthaltszeit und $0,92 n \cdot \text{min}^{-1}$ Attacks ohne Krebs fiel die Aufenthaltszeit in den Becken mit Krebs auf 55,9 %, das Aggressionsverhalten stieg auf $1,53 n \cdot \text{min}^{-1}$ Attacks.

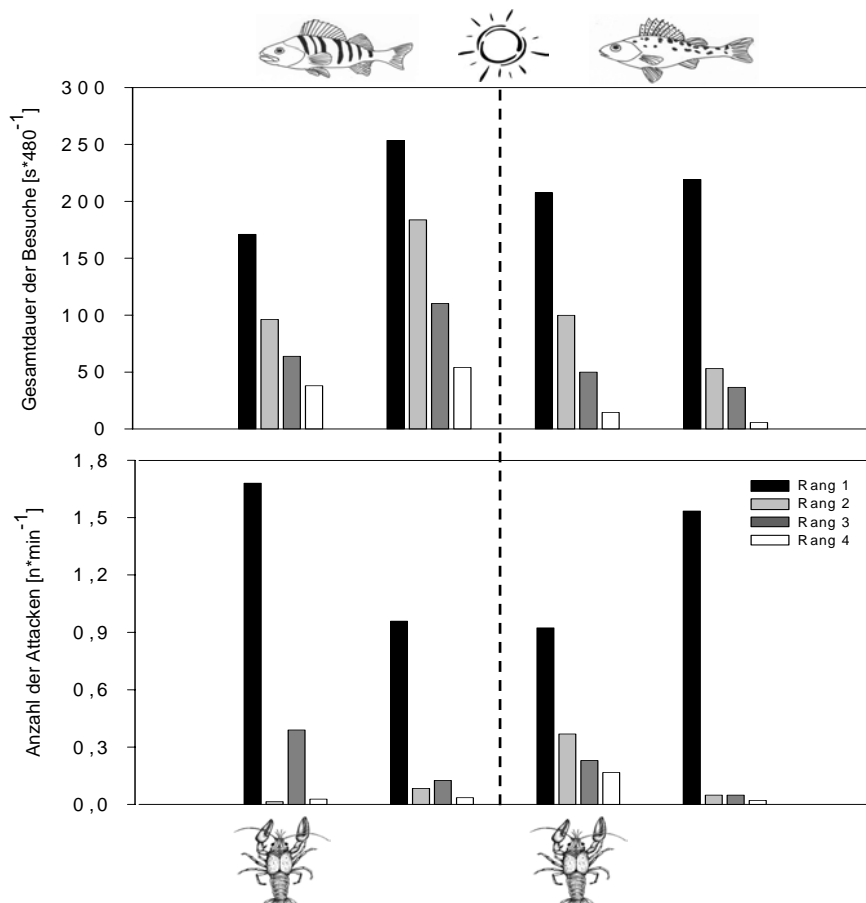


Abb. 4: Oben: Durchschnittliche Gesamtdauer der Besuche an der Futterschale [$s \cdot 480^{-1}$] Unten: Durchschnittliche Anzahl der Attacks [$n \cdot \text{min}^{-1}$]; tags, nach Rängen geordnet.

Diskussion

Fluss- und Kaulbarsche zeigten beide ein verändertes Fress- und Aggressionsverhalten in Abhängigkeit vom Fütterungszeitpunkt. Dieses lässt sich auf die schlechtere Orientierung der beiden

Fischarten in der totalen Dunkelheit zurückführen. Potentielle Nahrung und Gegner waren nicht mehr optisch, sondern nur noch mit Hilfe des Seitenlinienorgans (vgl. Janssen 1997) wahrzunehmen. Der Krebs wurde von den Fischen vermutlich nicht als direkter Konkurrent gesehen, da keine direkten Angriffe gegen einen Krebs beobachtet werden konnten. Die eigenen Artgenossen wurden hingegen als Gegner registriert und unter Ausbildung einer sozialen Hierarchie attackiert. Die interspezifische Konkurrenz durch den Krebs lag demnach nicht in seiner Anwesenheit, sondern darin, die von vornherein limitierte Nahrungsressource weiter zu reduzieren. Hierüber hatte die interspezifische Konkurrenz durch den Amerikanische Kamberkrebs Einfluss auf die intraspezifische Konkurrenz bei Fluss- und Kaulbarschen. Dominante Fluss- und Kaulbarsche reagierten unterschiedlich auf die zusätzlich verknappte Futterressource. Setzt man die Zeiten an der Futterschale mit einem Energiegewinn und die durchgeführten Attacken mit einem Energieverlust gleich, können die verschiedenen Verhaltensweisen als Strategien gedeutet werden. Während die dominanten Flussbarsche ihre Aggression erhöhten um ihre Energiezufuhr konstant zu halten, verringerten die dominanten Kaulbarsche den Energieverlust durch Aggression, erhielten aber gleichzeitig auch weniger Nahrungsenergie (vgl. Sneddon et al. 2006). Ob tatsächlich unterschiedliche artspezifische Strategien bei Fluss- und Kaulbarschen vorliegen kann mit dieser Studie nicht bewiesen werden. Die intraspezifische Konkurrenz ist als ursächlich für die große Varianz im Wachstum der Versuchsfische anzusehen, wobei jedoch nicht direkt vom Rang eines Fisches auf dessen Wachstum geschlossen werden kann. Für das Freiland ist anzunehmen, dass dort die Reduzierung der benthischen Biomasse durch den Amerikanischen Kamberkrebs zu erhöhter intraspezifischer Konkurrenz bei Fluss- und Kaulbarschen führen kann. Der rein benthivore Kaulbarsch wird hiervon stärker betroffen sein als der nur in bestimmten Lebensphasen benthivore Flussbarsch.

Danksagung

Die Studie entstand im Rahmen meiner Diplomarbeit am Limnologischen Institut der Uni Konstanz. Ich möchte allen danken, die mich bei dieser Arbeit unterstützt haben, insbesondere meinen Betreuern Herrn Prof. Dr. Reiner Eckmann und Frau Prof. Dr. Elisabeth I. Meyer.

Literatur

- Anwand, K. & M. Valentin (1996): On the nutritional biology of *Orconectes limosus* (Raf.), (Crustacea). – *Limnologica* 26(1): 83–91.
- Bergman, E. & L. A. Greenberg (1994): Competition between a Planktivore, a Benthivore, and a Species with Ontogenetic Diet Shifts. – *Ecology* 75(5): 1233–1245.
- Hölker, F. & R. Thiel (1998): Biology of ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) - A review of selected aspects from European literature. – *Journal of Great Lakes Research* 24(2): 186–204.
- Hanson, P. C., T. B. Johnson, D. E. Schindler & J. F. Kitchell (1997): *Fish Bioenergetics 3.0*. Madison, WI, University of Wisconsin Sea Grant Institute.
- Janssen, J. (1997): Comparison of response distance to prey via the lateral line in the ruffe and yellow perch. 51: 921–930.
- Ogle, D. H. (1998): A synopsis of the biology and life history of ruffe. – *Journal of Great Lakes Research* 24(2): 170–185.
- Rezsü, E. & A. Specziar (2006): Ontogenetic diet profiles and size-dependent diet partitioning of ruffe *Gymnocephalus cernuus*, perch *Perca fluviatilis* and pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Lake Balaton. 15: 339–349.
- Schleuter, D. & R. Eckmann (2008): Generalist versus specialist: the performances of perch and ruffe in a lake of low productivity. – *Ecology of Freshwater Fish* 17(1): 86–99.
- Sneddon, L. U., S. Hawkesworth, V. A. Braithwaite & J. Yerbury (2006): Impact of environmental disturbance on the stability and benefits of individual status within dominance hierarchies. – *Ethology* 112 (5): 437–447.

Die verwendeten Piktogramme stammen von Diana Schleuter (Fluss- und Kaulbarsch) und <http://clean-water.uwex.edu/pubs/clipart/images/CRITTER/small/Crayfish.jpg> (Krebs).

ANU MBUNYA, C., S. MUMMERT, B. NIXDORF & J. RÜCKER: Invasive versus native Nostocales – Germination experiments with akinetes of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon* spp. in natural sediment samples

BERNIES, D. & A. BRINKER: Befallssituation des Europäischen Aals mit dem neozoen Schwimmblasenwurm *Anguillicoloides crassus* im Bodensee-Obersee: Rückblick über die letzten 20 Jahre

CHUCHOLL, CH., H. B. STICH & G. MAIER: Konkurrenz zwischen zwei Neozoen: Verdrängungs-Mechanismen zwischen Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) und Kalikokrebs (*O. immunis*)

EGGERS, TH. O. & A. MARTENS: Limnische Neozoa in Deutschland: Verbreitungsmuster und Ausbreitungstrends

GERGS, R., A. J. HANSELMANN, CH. ABMANN & K.-O. ROTHHAUPT: Syn- und autökologische Untersuchungen von *Limnomysis benedeni* im Bodensee

GRABOW, K., G. SCHOOLMANN & A. MARTENS: Epizoen auf in Deutschland eingeschleppten Flusskrebsen

HANSELMANN, A. J., R. GERGS & K.-O. ROTHHAUPT: Saisonale Änderungen des Life-Cycle von *Limnomysis benedeni* im Bodensee

MARTENS, A., K. GRABOW & G. SCHOOLMANN: Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* am Oberrhein: der Beginn einer Invasion

SCHLAG, L., R. GERGS & K.-O. ROTHHAUPT: Ammonium- und pH-Toleranz zweier Amphipodenarten im Bodensee

SCHÖLL, F. X. & B. KÖNIG: Neobiota und Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie

SCHOOLMANN, G., K. GRABOW & A. MARTENS: Von Sternschnuppen und Farnfressern: weniger bekannte Neozoen des Oberrheins

Invasive versus native Nostocales – Germination experiments with akinetes of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon* spp. in natural sediment samples

C. Anu Mbunya, Susann Mummert, Brigitte Nixdorf & Jacqueline Rücker

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: j.ruecker@limno-tu-cottbus.de

Keywords: Germination, akinetes, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon*, light, temperature

Introduction

Cylindrospermopsis and *Aphanizomenon* are filamentous fresh water cyanobacteria of the order Nostocales. Both genera contain potentially toxic species. Whereas *Aphanizomenon* spp occur regularly in cyanobacteria dominated phytoplankton communities in the temperate regions, *C. raciborskii*, was thought to be confined to tropical environments, but it spread to the temperate zone in the last decades. Now, it is found in the subtropical and temperate climatic regions on all continents except Antarctica. In lakes of North-East Germany, it was first detected in the early 1990s and has established populations now, and contributes up to 25 % of total phytoplankton biovolume (Wiedner et al. 2007). The increasing global distribution, toxicity, and potential to form dense blooms that interfere with multiple water uses, has caused *Cylindrospermopsis* and *Aphanizomenon* species to continuously be of major concern for the water quality managers worldwide (Moore et al. 2004).

Nostocales can form two different types of specialized cells: akinetes and heterocytes. Heterocytes synthesize the enzyme nitrogenase, which enables fixation of gaseous nitrogen (N₂). They appear empty under the light microscope, whereas akinetes appear full of storage products (Lee 1999). Akinetes serve as resting stages to survive harsh conditions, such as low temperatures or drought, and can germinate to form new filaments (trichomes) when conditions improve. Consequently, akinetes are a key element of the annual life cycle of Nostocales in general and *C. raciborskii* in particular since this species overwinters as akinetes in the temperate zone. The formation of akinetes in cyanobacteria is commonly thought to occur in response to nutrient or energy limitation, whereas germination is said to be triggered by light and temperature gradients (Moore et al. 2003).

How the dramatic changes in the biogeography of *C. raciborskii* are possible and how its population dynamics in the newly invaded habitats are regulated are still unexplained (Moore et al. 2005; Stüken et al. 2006; Wiedner et al. 2007). Although much is known on the morphology of matured trichomes of this species throughout its global distribution, little is known of the factors triggering the early developmental phases of its life cycle. Further insight into the life cycle regulation of Nostocales is necessary to predict the future development of *C. raciborskii* and its competition with native species. We therefore investigated the effect of light and temperature on the germination of

akinetes of *Cylindrospermopsis* and *Aphanizomenon* species originating from surface sediment samples of a shallow polymictic lake in the lowlands of North-East Germany.

Study site

Lake Melangsee is a small shallow, polymictic and eutrophic lake (area 0.11 km², volume 0.17 Mio m³) with a maximum depth of 2.4 m (mean depth 1.6 m) in the lowlands of North-East Germany (52.17 Lat; 13.98 Long). For more details see Schmitt & Nixdorf (1999) and Nixdorf et al. (2003).

Materials and methods

Sediment cores of Lake Melangsee were sampled on the 23rd of January 2007 using a handy sediment core sampler (Kajak corer, UWITEC) of 60 mm diameter. The uppermost 2 cm of three sediment cores were sliced off and mixed. 3.5 g of the fresh sediment sample was suspended in 300 ml N-free culture medium (modified MIII, after Nicklisch, 1992). The 500 ml Erlenmeyer flasks with the suspension were placed in the culture chamber (Heraeus BK 6160) and cultivated at temperatures of 13, 15, 17 and 19 °C at light intensities of 100, 50, 25, 10, 5 and 0 µEm⁻²s⁻¹ (LI-250A light meter, LI-COR[®] Biosciences), in a light:dark photo cycle of 12:12 h, for 12 to 16 days.

Subsamples of 20 ml were taken from the flask daily over the experimental period, fixed with Lugol's solution and stored in the refrigerator until counting. Enumeration and estimation of biovolume employed the Utermöhl technique (Utermöhl 1958) using the Limnos© sedimentation chambers and an inverted light microscope (Nikon Diaphot), at 400 fold magnification. Since filaments and germlings of different *Aphanizomenon* species are hardly to distinguish by size and shape, *Aphanizomenon gracile* and *A. flos-aquae* which are the most important species of the genus *Aphanizomenon* in Lake Melangsee were summarized.

Akinete germination was evaluated by morphological changes (phases). Four phases of development were differentiated: i) akinetes, ii) growing akinetes, (elongating envelope and formation of holes at the poles of the akinetes) iii) germling without envelope or in germination in the size of the akinete (up to 30 µm), iv) growing filament (after Moore et al. 2004). Specific growth rates (µ) were calculated by non-linear curve fitting of total biovolume of all phases (BV) over time (t) with the aid of the software Origin 6.1. The used model was: $BV = a \cdot e^{(\mu t)}$.

Results and discussion

Both species germinated at all studied temperatures, from 13 °C to 19 °C and under all different light intensities. The higher the light intensity and the higher the temperature, the faster was the germination (Figures 1 & 2). More than a half of the akinetes germinated within the first two days of cultivation in the light treatment. Germination occurred in the dark at very low rate. The same was reported by Kim et al. (2005) for akinetes of *Anabaena flos-aquae* after 14 days of incubation in the dark. Moore et al. (2004) did not observe germination in the darkness. These conflicting results suggest that germination in the dark samples could be a consequence of short term light exposure of the sediment during handling.

Though both species germinated at temperatures as low as 13 °C, an important aspect to be reported is that germlings of *Cylindrospermopsis* hatched out of the envelopes of the akinetes but did not show any significant further growth at temperatures below 17 °C (Fig. 2), whereas *Aphanizomenon* exhibited growth and heterocysts differentiation already at 13 °C within the first 3 days and increasingly with growing temperatures (Fig. 1). Tingwey et al. (2007) reported similar observations in samples from Lake Melangsee cultivated under higher light condition (130 µEm⁻²s⁻¹).

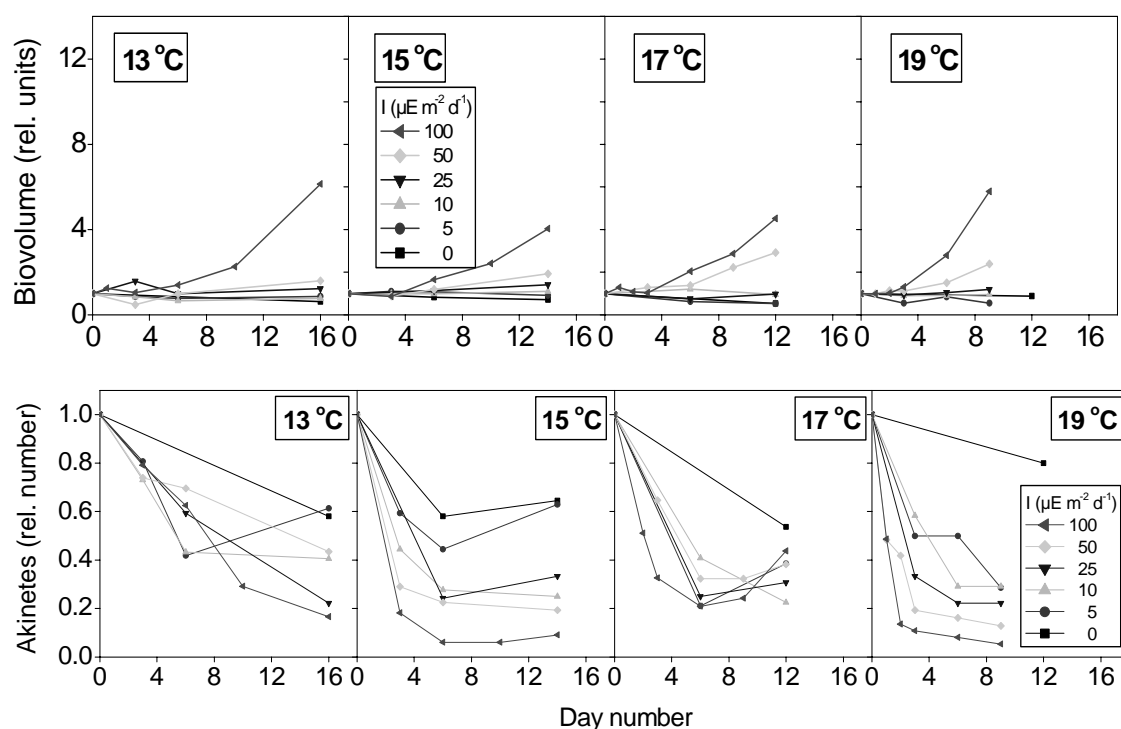


Figure 1: Total biovolumes ($\text{mm}^3 \text{g}^{-1}$ sediment (fresh weight)) of *Aphanizomenon* spp. (above) and the number of akinetes (below) as relative units of the starting value.

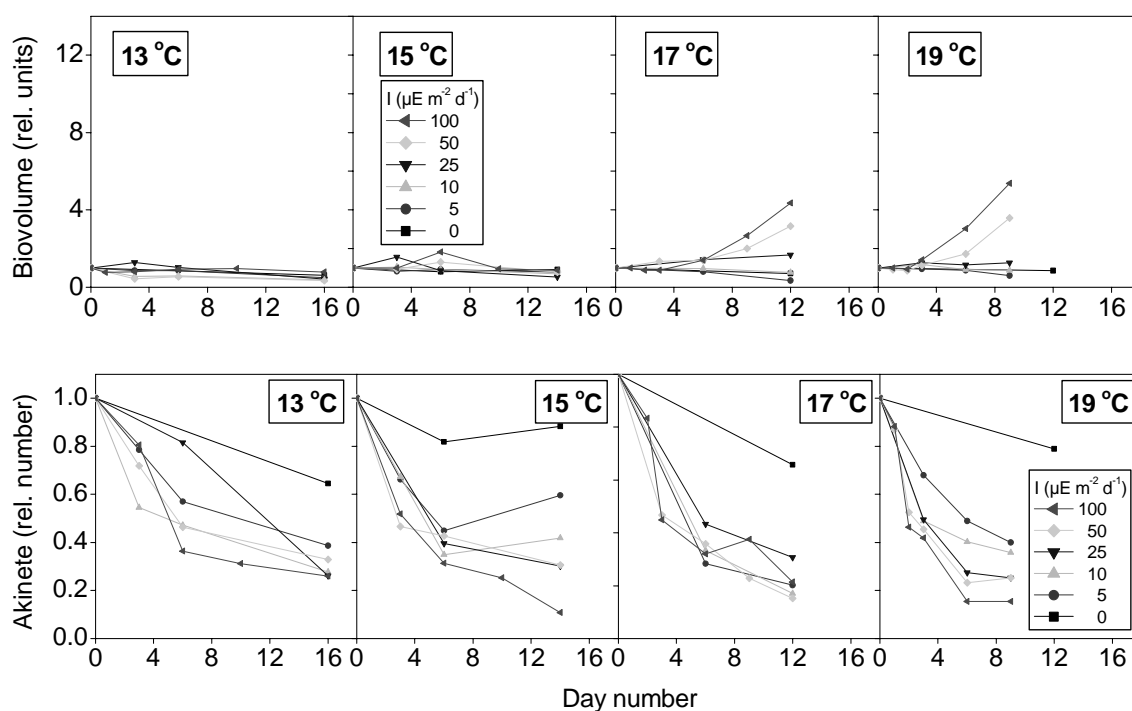


Figure 2: Total biovolumes ($\text{mm}^3 \text{g}^{-1}$ sediment (fresh weight)) of *C. raciborskii* (above) and the number of akinetes (below) as relative units of the starting value.

In a similar experiment carried out by Moore et al. (2004) with the Australian *C. raciborskii* strains, germination was reported to have occurred between days 5 and 6 and at temperature as low as 15

⁰C. Evaluating a long-term set of the biovolume of *C. raciborskii* in the pelagial of Lake Melangsee, Wiedner et al. (2007) assumed that population growth starts at 15 ⁰C.

Positive growth of biovolume could only be observed for the high light intensities of 50 and 100 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ for both species. But due to the variability of the data, no clear trend in specific growth rates could be observed between single sampling dates. We therefore fitted the specific net growth rates over the whole time of the experiments for the low temperatures 13 and 15 ⁰C. For the higher temperatures, 17 and 19 ⁰C the growth rates were fitted for experimental days 3 – 9 since the total biovolume of all phases of development remained almost unchanged during the first three days (Fig. 1 & 2). The calculated growth rates for the light intensities of 50 and 100 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ are shown in table 1).

At temperatures below 17 ⁰C *Aphanizomenon* exhibited higher specific growth rates than the original tropical *Cylindrospermopsis*, whereas at 17 ⁰C and above, *Cylindrospermopsis* was observed to have higher growth rates. The only exception was the growth rate of *Aphanizomenon* at 19 ⁰C and at 100 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Table 1). This indicates that the growth potential in the range of 17 – 19 ⁰C is quite similar. The experimental design used with untreated natural sediment did not exclude consumers which could influence the biomass development. Wiedner et al. (2007) investigated the initial pelagic population of *Cylindrospermopsis* in Lake Langer See and Lake Melangsee and estimated specific net growth rates between 0.15 and 0.28 d⁻¹, that declined continuously over the season, dropping to values of around 0.035 d⁻¹. Thus our values are in the same range as reported from this field study.

Table 1: Specific net growth rates (d⁻¹) of *C. raciborskii* (Cyl.) and *Aphanizomenon* spp. (Aph.) grown at different light intensities and temperatures.

Light intensity ($\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$)	13 ⁰ C (days 0-16)		15 ⁰ C (days 0-14)		17 ⁰ C (days 3-9)		19 ⁰ C (days 3-9)	
	<i>Cyl.</i>	<i>Aph.</i>	<i>Cyl.</i>	<i>Aph.</i>	<i>Cyl.</i>	<i>Aph.</i>	<i>Cyl.</i>	<i>Aph.</i>
50	-0.080	0.050	-0.012	0.066	0.126	0.097	0.209	0.134
100	-0.003	0.114	-0.009	0.126	0.172	0.149	0.221	0.246

Conclusion

There was no positive growth of *Cylindrospermopsis* below 17 ⁰C compared to *Aphanizomenon* spp. and we could not find significant differences in the growth rates of both species at 17 and 19 ⁰C, though the growth rates of *Cylindrospermopsis* was observed to increase with higher temperatures. Thus the native species has a selective advantage over the invaded species under conditions of low temperatures, and should there be higher spring temperatures as a consequences of global warming, it would promote the flourishing of *C. raciborskii* and why not its colonisation of other freshwater bodies.

Acknowledgement

We would like to thank Ingo Henschke and Wolfgang Terlinden who were responsible for the field work and Gudrun Lippert in the laboratory for all her assistance. These studies are part of the master thesis of Anu Mbunya, Charles and the diploma thesis of Susann Mummert.

References

- Kim, B.H., Lee, W.S., Kim, Y.O, Lee, H.O, Han, M.S. (2005): Relationship between akinete germination and vegetative population of *Anabaena flos-aquae* (Nostocales, Cyanobacteria) in Seokchon reservoir (Seoul, Korea). Arch. Hydrobiol. 163 (1): 49–64.
- Lee, R. E. (1999). Phycology. Cambridge University Press, 3rd Edition. PP 67-78.
- Moore, D., O'Donohue M., Shaw, G., Critchley, C., (2003). Potential triggers for akinete differentiation in the Australian strain of the cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* (AWT 205/1). Hydrobiologia 506-509: 175-180.
- Moore, D., McGregor, G. B., Shaw, G., (2004). Morphological changes during akinete germination in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria). J. Phycol. 40, 1098-1105.
- Moore, D., O'Donohue M., Garnett, C., Critchley, C., & Shaw, G., (2005). Factors affecting akinete differentiation in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria). Freshwater Biology 50, 345-352
- Nicklisch, A., (1992). The interaction of irradiance and temperature on the growth rate of *Limnotherix redekei* and its mathematical description. Arch. Hydrobiol. 91 (Suppl, Algological Studies 63):1-18
- Nixdorf, B., Mischke, U., Rücker, J. 2003: Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes-an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. Hydrobiologia 502: 111-121.
- Schmitt, M., & Nixdorf, B. (1999). Spring phytoplankton dynamics in a shallow eutrophic lake. Hydrobiologia 408/409: 269-276.
- Stüken, A., Rücker, J., Endrulat, T., Preussel, K., Hemm, M., Nixdorf, B., Karsten, U. & Wiedner, C. (2006). Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in northeast Germany: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. Phycologia 45 (6), 696–703.
- Tingwey, E.I., Rücker, J., Launhardt, A., Wiedner, C., Nixdorf, B., (2007). Germination of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon* species under natural and experimental conditions. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006. 240-244.
- Utermöhl, U. 1958 Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-methodik. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Science Publishers, Stuttgart.
- Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R., Nixdorf, B., (2007). Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. Oecologia. 152: 473-484.

Befallssituation des Europäischen Aals mit dem neozoen Schwimmblasenwurm *Anguillicoloides crassus* im Bodensee-Obersee: Rückblick über die letzten 20 Jahre

Danielle Bernies^{1,2} & Alexander Brinker¹

¹ Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

² Institut für Parasitologie der Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität Leipzig

danielle.bernies@gmx.de, Alexander.Brinker@lvvg.bwl.de

Keywords: *Anguillicoloides crassus*, Aal, Bodensee, Kaulbarsch

Einleitung

Nachdem der ursprünglich in Südostasien beheimatete Schwimmblasenwurm *Anguillicoloides crassus* 1982 in Deutschland eingeschleppt wurde, verbreitete er sich rasant über fast ganz Europa. Ein entscheidender Grund für diesen Invasionserfolg scheint die Tatsache zu sein, dass der Schwimmblasenwurm in Europa seinen Wirtszklus um paratenische Wirte erweitern konnte. Der bekannteste Vertreter dieser Stapelwirte ist der in Europa weit verbreitete Kaulbarsch *Gymnocephalus cernuus*.

Material und Methoden

Die Aale stammten aus Trappnetzfängen, zusätzlich wurden kleinere Aale elektrisch gefischt. Um einen Überblick über mögliche Stapelwirte zu erhalten, wurden im ufernahen Bereich Klein- und Jungfische gefangen. Im Jahr 2007 wurden zusätzlich parallel Planktonproben gezogen.

Für alle Fische wurden die Totallänge und das Gewicht ermittelt. Die Schwimmblase der Aale wurde präpariert, geöffnet und makroskopisch und mikroskopisch auf mögliche Parasitisierung sowie pathologische Veränderungen untersucht. Die Bewertung der pathologischen Veränderungen erfolgte anhand eines modifizierten Bewertungsschemas nach Hartmann (1993) und Knopf (1999). Für 397 Aale erfolgte im Anschluss eine mikroskopische Untersuchung der Schwimmblasenwand auf *A. crassus*, bei 391 Aalen wurde die Stärke der Schwimmblasenwand als Maß für den Grad der Schädigung ermittelt. Das Gewicht von Leber und Milz wurde bei 702 bzw. 451 Aalen bestimmt.

Für die möglichen Stapelwirte wurde die Schwimmblase präpariert und mikroskopisch auf den Befall mit *A. crassus* untersucht. So weit vorhanden wurde bei 20 oder zehn Individuen jeder Art im Anschluss die Bauchhöhle gespült oder die Organe mikroskopisch untersucht.

Während ein kleiner Teil der Copepoden sofort mikroskopisch auf den Befall mit *A. crassus* untersucht wurde, wurde ein größerer Teil mit dem Auswanderverfahren nach von Haenen (1994) aufgearbeitet. Zusätzlich wurden Befallsdaten der Aale mit *A. crassus* aus einem Monitoringprogramm

der Fischereiforschungsstelle und des Instituts für Seenforschung aus den Jahren 1988-2005 ausgewertet.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 974 Aale gefangen und auf die Parasitierung mit *A. crassus* untersucht. Die durchschnittliche Totallänge der Aale im Jahr 2006 betrug 63 ($\pm 20,4$) cm, das durchschnittliche Gewicht 606 (± 486) g. Die Kaulbarsche maßen im Mittel 12,7 ($\pm 1,6$) cm bei einem Gewicht von 28,4 ($\pm 10,7$) g.

Die mittlere Prävalenz der Aale lag 2006 bei 55,6 %. Dabei wurde im August die niedrigste Prävalenz mit 50,0% festgestellt werden, wohingegen im September (67,9%) und Oktober (65,9%) signifikant höhere Prävalenzen auftraten ($p < 0,02$).

Die mittlere Befallsintensität lag bei 4,4 (± 5) adulten Parasiten, saisonale Schwankungen waren nicht signifikant. Während im Untersuchungszeitpunkt lediglich 83 Aale (11%) keine makroskopischen Schwimmblasenschäden aufwiesen, zeigten 381 Aale (50,4%) Schwimmblasen mit geringen Schädigungen, bei 241 Aalen (31,9%) waren die Schwimmblasen schwer geschädigt und bei 50 Aalen (6,6%) zeigten die Schwimmblasen sehr schwere Schädigungen. Blankaale (abwanderndes Stadium des Aals) waren zu 9,3% schwer geschädigt. In den Monaten Juni und Juli waren signifikant weniger Aale mit Schwimmblasenschäden zu finden als im Rest des Jahres ($p < 0,05$). Der Schädigungsgrad der Schwimmblase stieg mit der Größe des Aals ($p < 0,05$). So zeigten kleine Aale (20 - 35 cm) zu ca. 80% gering geschädigte Schwimmblasen gegenüber nur 30% gering geschädigten Schwimmblasen bei den großen Aalen (80 - 100 cm).

Weder der Befall mit adulten Parasiten noch die dadurch hervorgerufenen pathologischen Veränderungen der Schwimmblase führten zu einer statistisch belegbaren Beeinflussung des Leber- oder Milzgewichtes. Ebenso verursachten die Parasiten und Schwimmblasenschäden keine signifikante Beeinflussung des Blutbildes.

Stapelwirte

Mit Ausnahme von Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) wurden bei keiner anderen untersuchten Fischart *A. crassus*-Larven gefunden. Bei beiden Arten waren die Larven ausschließlich in der Schwimmblasenwand zu finden. Innerhalb der untersuchten Kaulbarschpopulation war 2006 eine Prävalenz von 18,8% zu beobachten. Im Jahr 2007 waren 52,1% der Kaulbarsche parasitiert und 2008 wurde eine Prävalenz von 39,1% festgestellt. Die mittlere Befallsstärke lag 2006 bei 2,2 Larven pro Fisch, 2007 bei 3,6 Larven und 2008 bei 2,6 Larven. Bei einem Kaulbarsch wurden als Maximalwert 39 Larven in der Schwimmblasenwand gezählt. Kaulbarsche, die in den Monaten März bzw. April gefangen wurden, waren signifikant stärker befallen als im übrigen Zeitraum ($p < 0,05$). Bei den Sonnenbarschen war die Prävalenz 45% bei einer Befallsintensität von 3,4 Larven.

Zwischenwirte

Insgesamt wurden 9 447 *Eudiaptomus gracilis* und 9 323 *Cyclops sp.* mikroskopisch und ca. 79 000 Copepoden beider Arten mit der Auswandermethode untersucht. Hierbei wurden keine Larvenstadien von *A. crassus* gefunden.

Diskussion

Der Schwimmblasenwurm *A. crassus* wurde 1989 erstmalig im Bodensee-Obersee nachgewiesen (Schweiger, 1992). Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Prävalenz von *A. crassus* im Bodensee seit 1988. Nachdem der Schwimmblasenwurm den Bodensee erreichte, erfolgte in den ersten drei Jahren ein langsamer Anstieg der Prävalenz. Im Jahr 1992 stieg die Prävalenz sprunghaft auf 60%. In den folgenden Jahren pendelte sich die Prävalenz zwischen 60% und 70% ein. Ein signifikanter Trend zeichnet sich nicht ab. Die Befallsrate der Parasitose befindet sich mit Ausnahme von 2008 auf einem Plateau .

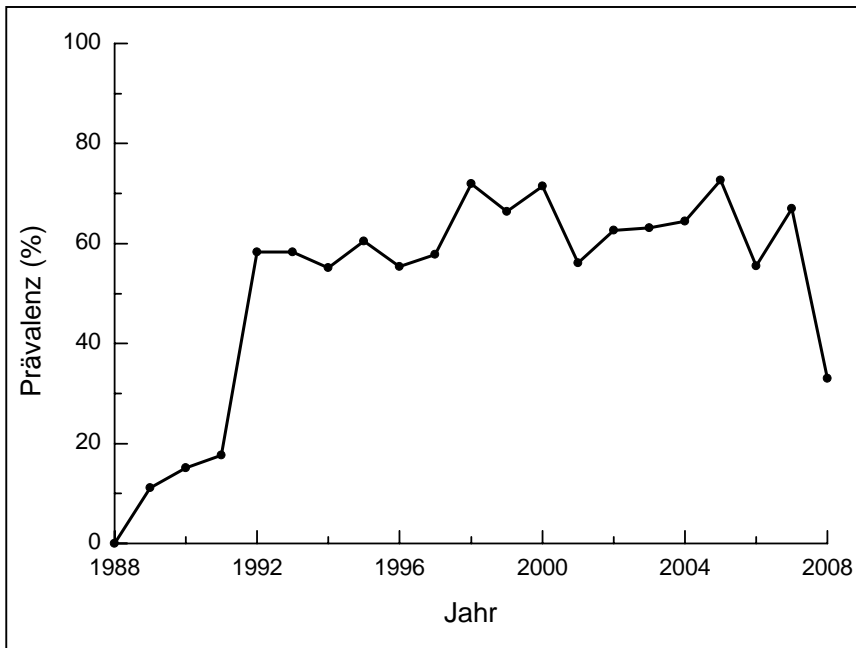


Abbildung 1: Prävalenz des Befalls der Aale im Bodensee-Obersee mit *A. crassus* in den Jahren 1988-2008

Die Anguillicoloidose zeigt im Bodensee ihren typischen Verlauf nach Neubesiedelung eines Ökosystems, wobei der Prävalenzeinbruch im Jahr 2008 ungeklärt ist.

Bei der Befallsintensität ist in den ersten Jahren ein deutlicher Anstieg von 4 adulten Parasiten auf 16 im Jahr 1993 zu beobachten (Abb. 2). Danach ging die Befallsintensität deutlich zurück. Im Gegensatz zur Prävalenz setzt sich der rückläufige Trend, wenn auch stark gebremst, fort. Über die Jahre 1996 bis 2006 halbiert sich die mittlere Infektionsintensität von 8 auf 4 Parasiten.

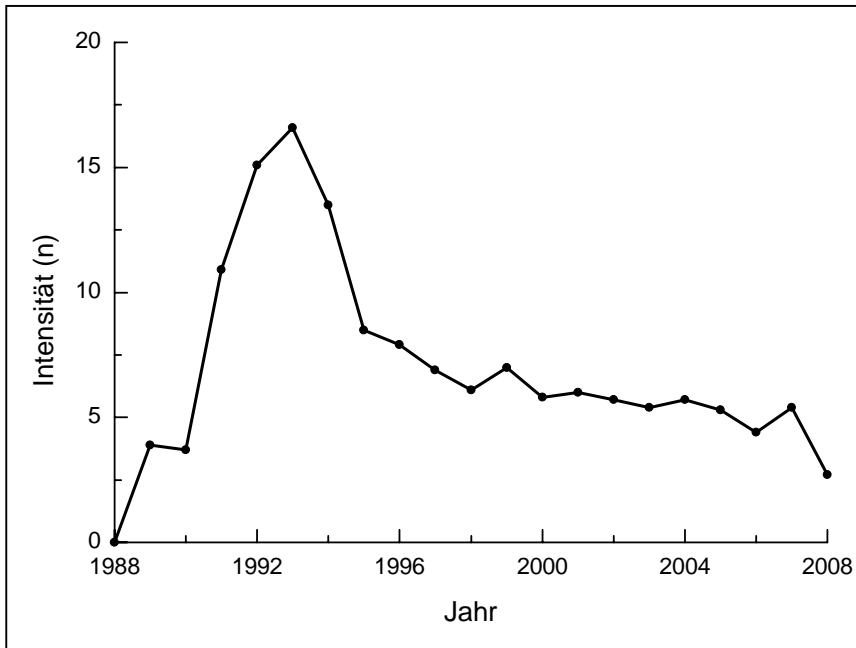


Abbildung 2: Befallsintensität der Aale im Bodensee-Obersee mit *A. crassus* in den Jahren 1988-2008

Im Bodensee korreliert die Schädigung des Aals positiv mit der Körpergröße. Dies dürfte darin begründet sein, dass größere Aale häufiger Reinfektion ausgesetzt waren und sich zudem ab einer Körpergröße von 54 cm hauptsächlich piscivor ernähren (Berg, 1988), was zu einer zunehmenden Aufnahme Nematoden-angereicherter Stapelwirte führt (Zander, 1997). Auch wenn etwa 10% der abwandernden Aale aufgrund der festgestellten massiven Schwimmblasenwand-Schädigungen die Sargasso-See nicht rechtzeitig zur Laichzeit erreichen können, scheint der Aal zumindest während der kontinentalen Phase im Bodensee nur wenig durch *A. crassus* beeinflusst zu sein. Die Anpassung der Befallsdaten an die negative Binomialverteilung (nicht dargestellt) lässt weder auf eine parasiten-induzierte Mortalität schließen, noch wurden Effekte auf physiologische Daten wie Leber- und Milzgewicht oder das Blutbild beobachtet. Ursächlich hierfür kann das inhomogene Wachstumsbild, das freilebende Aale zeigen, sein. Hierdurch können vorhandene Effekte überdeckt werden (Möllner et al., 1991). Daneben sind freilebende Aale einer Vielzahl parasitärer und mikrobieller Faktoren ausgesetzt, die *A. crassus*-Effekte kaschieren können. Weiterhin ist zu bemerken, dass sich zufälligerweise unter den Aalen, die zur Blutgewinnung herangezogen wurden, kein Aal der Schädigungsklasse 4 befand. Eventuell existierende Veränderungen bei Aalen mit sehr stark geschädigten Schwimmblasen konnten demzufolge nicht untersucht werden.

Kaulbarsch

Wie auch in anderen Gewässern spielt der Kaulbarsch im Bodensee eine tragende Rolle im Infektionsgeschehen mit *A. crassus*. In den Jahren 2006 bis 2008 lag die Infektionsrate der untersuchten Kaulbarschpopulation zwischen 18,8% und 52,1%. Interessanterweise wiesen im Frühjahr signifikant mehr Kaulbarsche eine *A. crassus*-Infektion auf als in den warmen Sommermonaten oder im Herbst ($p < 0,05$). Ein Grund hierfür könnte sein, dass *A. crassus* in dem durch die Einflüsse der kalten Wintermonate geschwächten Kaulbarsch bessere Etablierungsbedingungen vorfindet. Diese Ergebnisse werden indirekt durch eine aktuelle Untersuchung von Unger (2008) über die Etablierungsvorgänge beim Kaulbarsch mit *A. crassus* gestützt: Hier zeigte sich, dass in Kaulbarschen, die unter optimalen Bedingungen gehalten wurden (regelmäßige Versorgung mit hochwertigem Futter, Ruhe, konstante Wassertemperatur), sich *A. crassus* lediglich zu 1% etablieren konnte. Zu ähnli-

chen Ergebnissen im Freiland kamen auch Pietrock und Meinelt in einer Studie aus dem Jahre 2002. Auch dort waren in den Wintermonaten mehr Kaulbarsche infiziert als in den Sommermonaten.

Obwohl die Liste möglicher paratenischer Wirte für *A. crassus* bis zu 33 Fischarten aus unterschiedlichsten Familien beinhaltet (Barus & Prokes, 1999), wurden im Bodensee-Obersee neben dem Kaulbarsch nur noch im Sonnenbarsch *A. crassus*-Larven gefunden. Es ist erstaunlich, dass nur diese beiden Arten parasitiert sind. An dieser Stelle wäre es wünschenswert, Kenntnis über die Nahrungspräferenzen möglicher Stapelwirte im Bodensee zu erlangen. Dies war leider in der vorliegenden Untersuchung aus zeitlichen Gründen nicht zu leisten.

Eine offene Frage ist, warum trotz des immensen Stichprobenumfanges von nahezu 100 000 Individuen im Hauptzwischenwirt, den Copepoden, kein *A. crassus* nachgewiesen wurde. Es scheint, dass das Auftreten und die Verbreitung der L2-Larven im Zooplankton äußerst geklumpt und lokal begrenzt sind. Möglicherweise fungieren im Bodensee aber noch weitere bisher unbekannte Invertebraten als Überträger. Dies deutet auch der starke Befall der Kaulbarsche an, der sich bevorzugt benthisch und somit wenig durch pelagisches Zooplankton ernährt.

Zusammenfassung

Die derzeitige Prävalenz von *A. crassus* im Bodensee-Obersee ist ~ 65% bei einer mittleren Befallsintensität von ~ 5 *A. crassus* Larven (2007). Damit hat sich die Anguillicoloidose im Bodensee-Obersee auf einem recht hohen Niveau etabliert und stabilisiert. Unter den abwandernden Aalen sind etwa 10% derart stark geschädigt, dass ein rechtzeitiges Erreichen der Sargasso-See höchst unwahrscheinlich ist. Während der kontinentalen Phase im Bodensee jedoch werden wichtige physiologische Parameter der Aale nicht oder nur sehr schwach durch den Nematoden beeinflusst, sodass hier keine Konsequenzen für die Population oder den Ertrag erwartet werden.

Der im Bodensee ebenfalls zugewanderte Kaulbarsch ist ein entscheidender Vektor im Infektionsgeschehen.

Danksagung

Für Rat und Tat bedanken wir uns bei A. Revermann und seinen Lehrlingen, Dr. B. Molzen, A. Waldinger, G. Knöpfler, N. Knöpfler und K. Knopf sowie allen Mitarbeitern der FFS!

Herrn Dr. Rösch danken wir für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

- Barus F. M., Prokes, M.: Anguilliculosis of the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Czech Republic. Czech J Anim Sci, 1999;44:423-31.
- Berg, R.: Der Aal im Bodensee; Freilanduntersuchung zur Biologie und Bewirtschaftung des Aals (*Anguilla anguilla* L.) im Bodensee. Josef Margraf Verlag, 1988.
- Haenen, O. L. M., Wijngaarden, T., Borgsteede, F. H. M.: An improved method for the production of infective third-stage juveniles of *Anguillicola crassus*. Aquaculture 1994;123:163-5.
- Hartmann, F.: Untersuchungen zur Biologie, Epidemiologie und Schadwirkung von *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi und Itagaki 1974 (Nematoda), einem blutsaugenden Parasiten in der Schwimmblase des europäischen Aals (*Anguilla anguilla*), Dissertation, Hamburg 1993
- Knopf, K.: Untersuchungen zur Immunantwort des europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) auf den Schwimmblasennematoden *Anuillicola crassus*, Dissertation, Karlsruhe, 1999

- Möllner, H., Holst S., Lüchtenberg, H., Petersen, F.: Infection of eel *Anguilla anguilla* from the River Elbe estuary with two nematodes, *Anguillicola crassus* and *Pseudoterranova decipiens*. Diseases of Aquatic organisms, 1991;11(193-199).
- Pietroock M., Meinelt T.: Dynamics of *Anguillicola crassus* larval infections in a paratenic host, the ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) from the Oder River on the border of Germany and Poland) from the Oder River on the border of Germany and Poland. Journal of Helminthology, 2002;76:235-40.
- Schweiger P.: Befall und Beeinflussung der Blutwerte von Aalen des Bodensees durch den Schwimmblasenparasiten *Anguillicola crassus*. Dissertation, München, 1992.
- Unger, J.: Transmission von *Anguillicoloides crassus* und *Camallanus lacustris* im Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*)-Effekte der Koevolution. Konstanz, 2008.
- Zander, C.D.: Parasit-Wirt-Beziehungen: Einführung in die ökologische Parasitologie; Springer-Verlag, 1997

Konkurrenz zwischen zwei Neozoen: Verdrängungs-Mechanismen zwischen Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) und Kalikokrebs (*O. immunis*)

Chucholl, Christoph¹, Hans Bernd Stich² & Gerhard Maier¹

¹Institute of Experimental Ecology (Biologie 3), University of Ulm, Albert-Einstein-Allee 11, 89069 Ulm; Email: Cchucholl@aol.com

²Institute of Lake Research (ISF) - LUBW, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

Keywords: species replacement, direct aggressive interactions, invasive crayfish, competition

Einleitung

Flusskrebse sind eine der Tiergruppen mit dem höchsten Neozoen-Anteil in Europa. Den vier heimischen Arten stehen mindestens 10 invasive Arten im Freiland gegenüber (Souty-Grosset et al. 2006). Die meisten der invasiven Arten stammen aus Nordamerika und sind z.T. bereits deutlich häufiger als unsere autochthonen Flusskrebse. Flusskrebse besetzen sehr ähnliche ökologische Nischen und syntope Vorkommen zweier Arten führen oft zu einer Artverdrängung. Verdrängungsprozesse zwischen europäischen und invasiven nordamerikanischen Arten sind meist sehr stark von der Übertragung der Krebspest geprägt. Die Krebspest trat erstmals 1860 in Europa auf und wird durch den Oomyceten *Aphanomyces astaci* hervorgerufen. Eine Infektion führt bei den anfälligen europäischen Arten rasch zum Tod. Nordamerikanische Flusskrebse sind resistent gegen die Krebspest und latente Überträger. Im Laufe des letzten Jahrhunderts sind die Bestände der heimischen Flusskrebse in Mitteleuropa dramatisch kollabiert und invasive Arten haben den Edelkrebs als ehemals häufigste Art abgelöst.

Der häufigste Flusskrebs in Mitteleuropa ist heutzutage der Kamberkrebs, der seit den 1950ern auch im Rheinsystem auftritt, das er bis Ende der 1980er annähernd vollständig kolonisiert hatte (Nesemann 1986). Seit einigen Jahren berichten Berufsfischer im Rhein und seinen Nebengewässern südlich von Karlsruhe jedoch von einem Rückgang der Kamberkrebs-Populationen, zeitgleich mit dem Vordringen eines „jüngeren“ Neozoen, des Kalikokrebses (Gelmar et al. 2006). Bereiche die früher durchgängig von Kamberkrebsen besiedelt waren, weisen mittlerweile z.T. starke Kalikokrebs-Populationen und nur noch vereinzelt Kamberkrebse auf. Eine ähnliche Entwicklung gab es in den Altarmen des Rheins auf Höhe von Karlsruhe und Speyer, aus denen der Kamberkrebs lokal annähernd völlig verschwunden ist. Der Kalikokrebs wurde erstmals 1997 sicher bei Baden-Baden nachgewiesen (europäischer Erstnachweis) und breitet sich sehr rasch entlang des Rheins aus (Gelmar et al. 2006). Dies ist eines der ersten Fallbeispiele in Europa, in dem eine etablierte, invasive Flusskrebsart (Kamberkrebs) durch eine andere invasive Art (Kalikokrebs) offensichtlich verdrängt wird.

Beide Arten stammen aus Nordamerika und sind resistent gegen die Krebspest. Das Ziel unserer Untersuchung war es mögliche Verdrängungsmechanismen zwischen Kalikokrebs und Kamberkrebs zu verstehen. Die untersuchten Verdrängungsmechanismen sind wahrscheinlich repräsen-

tativ für die zu erwartenden Konkurrenzszenarien zwischen invasiven, nordamerikanischen Flusskrebse in Europa. Flusskrebse sind Schlüsselarten in litoralen Zönosen und der ökologische Impact kann je nach Art variieren. Es ist daher wichtig Veränderungen in der Flusskrebsfauna zu verfolgen und zu verstehen, nicht zuletzt um das Ausbreitungspotential invasiver Arten einschätzen zu können. Unsere Untersuchungen zum Thema aggressive Interaktionen zwischen Kamberkrebs und Kalikokrebs sind bereits publiziert (Chucholl et al. 2008). Hier sollen nur kurz die wichtigsten Ergebnisse zusammengestellt werden.

Material und Methoden

In vielen Studien hat sich gezeigt, dass direkte aggressive Interaktionen zwischen zwei Flusskrebsarten, teilweise synergistisch mit anderen Effekten, ein wichtiger Aspekt bei Artverdrängungen sein können (Bovbjerg 1970, Capelli & Munjal 1982, Vorburger & Ribí 1999). Die Ergebnisse von Laborexperimenten zur Aggression sind in der Regel konsistent mit im Freiland beobachteten Artverdrängungsmustern. Am Institut für Seenforschung (ISF – LUBW, Langenargen/ Bodensee) wurden 2005/ 2006 direkte, aggressive Interaktionen und Konkurrenz um Deckung zwischen Kamberkrebsen und Kalikokrebsen im Labor untersucht. Zusätzlich wurden 2007 populationsökologische Daten (Fekundität, Schlupftermin der YoY, Wachstum) des Kalikokrebses im Freiland gesammelt.

Direkte aggressive Interaktionen wurden in 30l Aquarien mit heterospezifischen Paaren getestet. Nach einer Akklimatisationsphase in der die Tiere durch eine Glasscheibe getrennt waren, wurden die Interaktionen zwischen den Tieren für 30 min beobachtet, wobei vier Interaktionstypen unterschieden wurden: Vermeidungsverhalten (avoidance), Drohverhalten (threat), unilaterales Angriffsverhalten (strike) und Kampf (fight). Es wurden drei Kombination von Krebsen getestet: (1) gleiche Größe und gleiches Geschlecht (Männchen immer in Form 1), (2) gleiche Größe aber unterschiedliches Geschlecht und (3) Kamberkrebs mit Größenvorteil (4 bzw. 8 mm). Die letzte Kombination wurde durchgeführt, da wir aufgrund der Freilandbeobachtungen erwarteten, dass auch kleinere Kalikokrebse über Kamberkrebs dominant sind. Als Bezugsgröße wurde die Carapaxlänge verwendet; um relative Unterschiede in der Scherengröße zu berücksichtigen wurde jeweils eine Regression zwischen Carapaxlänge und Scherengröße für *O. immunis* und *O. limosus* (getrennt für beide Geschlechter) erstellt. Für weitere Methodendetails siehe Chucholl et al. 2008.

Populationsökologische Daten des Kalikokrebses wurden in einem Altarm des Rheins auf Höhe von Rastatt von April bis August 2007 untersucht. Zusätzlich wurden eiertragende Weibchen beider Arten aus einer syntopen Population bei Karlsruhe gefangen. In beiden Fanggewässern wurde mit unbeködeten Aalreusen gearbeitet.

Ergebnisse und Diskussion

Bei gleicher Carapaxlänge und Geschlecht waren Kalikokrebse deutlich dominant über den Kamberkrebs. Selbst 4 mm kleiner Kalikokrebse waren über größere Kamberkrebs dominant; erst ab einem Größenvorteil von 8mm wurden Kamberkrebs dominant. Kalikokrebsweibchen waren gleich großen Kamberkrebsmännchen nicht unterlegen was zusammen mit der deutlichen Dominanz bei gleichem Geschlecht und selbst bei Größennachteil für die Überlegenheit des Kalikokrebses spricht. Dominanz in direkten Interaktionen ist bei Flusskrebsen stark von der Scherengröße abhängig, der Kontrahent mit den größeren „Waffen“ gewinnt in aller Regel. Form 1 Männchen des Kalikokrebses haben signifikant größere Scheren als *O. limosus* Männchen, was die Überlegenheit von *O. immunis* Männchen über (Carapax-) größengepaarten Kamberkrebs (Männchen und Weibchen) erklären könnte. Allerdings greift dieses Erklärungsmodell nicht bei Weibchen, da Kaliko-

krebs- und Kamberkrebsweibchen gleich große Scheren besitzen. Wir gehen deshalb davon aus, dass Kalikokrebse inhärent aggressiver sind als Kamberkrebse (Chucholl et al. 2008).

Insgesamt wurden von April bis Oktober 2007 1216 Kalikokrebse gefangen und vermessen. Der 'Capture per Unit Effort' (CPUE; unit effort = eine Aalreuse exponiert für 7 Tage) reichte von 10 Krebsen Anfang April bis zu knapp 70 Kalikokrebsen Ende Juli. Nach dem August-Hochwasser brach der CPUE drastisch ein und sank auf 0 im Oktober. Weibchen mit Eiern stellten im April bis zu einem Viertel des Gesamtfangs. Bereits Anfang April trugen 30 % der Weibchen nur noch Eihüllen an den Pleopoden, d.h. die Jungtiere hatten das Muttertier schon verlassen. Das letzte eiertragende Weibchen wurde Mitte Mai gefangen, die große Mehrheit der Weibchen hatte bis Ende April die Jungtiere entlassen. Der Schlupftermin der Kamberkrebs-Jungtiere war deutlich später im Mai. Von den in Mittel-Europa vorkommenden Flusskrebsen ist der Kalikokrebs damit eine der Arten, deren Jungtiere saisonal am frühesten schlüpfen. Die Fekundität war in beiden *Orconectes* Arten hoch und nicht verschieden.

Schlussfolgerung

Die Dominanz in direkten Interaktionen gestattet dem Kalikokrebs Zugang zu limitierten Ressourcen. Wird der Kamberkrebs z.B. von Verstecken ausgeschlossen steigt vermutlich sein Prädationsrisiko erheblich. Der saisonal frühere Schlupf und das frühere Erreichen der Geschlechtsreife der Kalikokrebs-YoY (Young of the Year) sind weitere Vorteile des Kalikokrebses gegenüber dem Kamberkrebs. Aufgrund seiner hohen Aggression, seiner hohen Fekundität und seines raschen, flexiblen Lebenszyklus hat der Kalikokrebs das Potential auch heimische Flusskrebse zu beeinträchtigen.

Danksagung

Wir danken A. Martens und K. Grabow (PH Karlsruhe), P. Dehus (Institut für Fischereiforschung, Langenargen), C. Lukhaup (Bittenfeld) und F. Pätzold (Karlsruhe) für wertvolle Hinweise und Unterstützung. Wir danken ferner A. Dannenmaier und Freiwilligen für die Mithilfe bei der Feldarbeit. Wir bedanken uns besonders beim Institut für Seenforschung (LUBW, Langenargen) für die Möglichkeit die Versuche dort durchzuführen. Ein Teil der präsentierten Daten entstand im Rahmen der Diplomarbeit des Erstautors. Die Studie wurde durch das Land Baden-Württemberg und die Deutsche Bundes Umwelt Stiftung (DBU) gefördert.

Literatur

- Bovbjerg, R.V. (1970): Ecological isolation and competitive exclusion in two crayfish (*Orconectes virilis* and *Orconectes immunis*). *Ecology* 51: 225–236.
- Capelli, G. M. and Munjal, B. (1982): Aggressive interactions and resource competition in relation to species displacement among crayfish of the genus *Orconectes*. – *J. Crust. Biol.* 2: 486–492.
- Chucholl, C., H.B., Stich and G., Maier (2008) Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*. *Fundamental and Applied Limnology* 172: 27–36.
- Gelmar, C., Pätzold, F., Grabow, K. and Martens, A. (2006): Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: Ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 56: 15–25.
- Nesemann, H. (1987): Erste Bestände des Amerikanischen Flusskrebsses *Orconectes limosus* in der Donau. *Senckenbergiana Biologica* 67: 397–399.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D. and Haffner, P. (eds) (2006): Atlas of Crayfish in Europe. *Museum national d'Histoire naturelle, Paris*: 187 pp (Patrimoines naturels, 64)
- Vorburger, C. and Ribi, G. (1999): Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwat. Biol.* 42: 111–119.

Limnische Neozoa in Deutschland: Verbreitungsmuster und Ausbreitungstrends

Thomas Ols Eggers¹ & Andreas Martens²

¹ Abteilung Umweltsystemanalyse, Institut für Geoökologie der TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, Deutschland, t.eggers@tu-braunschweig.de

² Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: invasive species, neozoans, donor regions, river catchments, navigable waters, Germany, Baltic Sea Drainage Basin

Einleitung

Bei vielen der in Deutschland aufgetretenen limnischen Neozoen ist inzwischen eine stabile Eingliederung in die bisher bestehenden Zönosen festzustellen. Die Einwanderungswege nach Deutschland sind in der Regel gut dokumentiert. Es sind insbesondere die Binnenschiffahrtsstraßen Donau und Rhein-Main-Donau-Kanal, die französischen Kanäle und solche aus dem BeNeLux-Raum, die Kanäle aus Osteuropa sowie die Einschleppung aus Übersee in europäische Küstenbereiche und der Handel mit Tieren und Pflanzen. Nach den oft sehr gut dokumentierten und publizierten nationalen Erstfunden ist die weitere Ausbreitung und Etablierung in den verschiedenen Flusseinzugsbereichen oft nur aus der Datensichtung der regelmäßigen Erfassungen an diesen Gewässern zu ermitteln. Aus biogeografischer Sicht zeichnen sich im neuen Areal großräumige Verbreitungsmuster ab, nach denen sich die Arten trotz unterschiedlicher taxonomischer oder autökologischer Zuordnung meist deutlich aufgrund ihrer Herkunftsgebiete her trennen lassen. Diesen Aspekt wollen wir hier vorrangig betrachten.

Herkunftsgebiete und Verbreitungsmuster in Deutschland

Mediterraner Raum

Aus dem Gebiet des westlichen Mittelmeeres bestehen nach Deutschland verschiedene Immigrationspfade. Besonders bei Arten, die in Frankreich weit verbreitet sind, besteht die Möglichkeit weiter westwärts zu wandern. Frankreich hat ähnlich wie Deutschland ein die großen Flusssysteme verbindendes Kanalsystem, das auch das Rheinsystem einschließt. Zu nennen sind hier besonders der Marne-Rhein-Kanal, der Anschluss zu Saar, Mosel und Rhein hat sowie der Rhein-Rhône-Kanal, der direkt in den Oberrhein führt.

Atyaephyra desmaresti (Decapoda) ist in den 1930er Jahren erstmals in Deutschland nachgewiesen worden (Schneider 1934), wenig später wurde die Art auch im östlichen Mittellandkanal gefunden (Frankenberg 1937). Weiter östlich liegen bis heute nur vereinzelte Funde in thermisch begünstigten Gewässerabschnitten (Nowak 1977, Müller 2004) und Mündungsbereichen kleinerer Fließgewässer in die Elbe vor (unpubl. Daten). Das Vorkommen reicht bis etwa Berlin. Seit Jahren ist

keine Ausbreitung nach Osten feststellbar. In der Region Braunschweig kommt es nach strengen Wintern zu einem Zusammenbruch der Population (Grabow pers. Mitt.).

Echinogammarus berilloni (Amphipoda) gehört zu einer *Echinogammarus*-Artengruppe mit Verbreitungsschwerpunkt auf der Iberischen Halbinsel (Pinkster 1973). Es ist eine sehr auffällige Art, die in Deutschland bisher nur im Einzugsgebiet des Rheines gefunden wurde. Dort kommt die Art auch in kleineren Zuflüssen vor (Meyer et al. 2004). Auch wenn die Art schon in Schifffahrtsstraßen gefunden wurde (Tittizer et al. 2000), ist eine weitere Ausbreitung in östlicher gelegene Einzugsgebiete nicht beobachtet worden.

Gomphus pulchellus (Odonata) trat erstmals Ende des 19. Jahrhunderts westlich des Rheins auf (Kolbe 1886). Seitdem breitet sich die Art kontinuierlich aus. Als Hauptmigrationsachse sind hierbei die Schifffahrtsstraßen anzusehen, wo die Art oft die Kiesgruben in unmittelbarer Nähe der Flüsse und Kanäle besiedelt (Suhling & Müller 1996). Bis heute hat sich die Art ohne weitere Tendenzen etwa bis zur Elbe ausgebreitet.

Zusammenfassend lässt sich zeigen, dass die Arten teilweise den Schifffahrtsstraßen folgen, auch in die Nebengewässer gehen, meist aber nach Osten hin mit der zunehmenden klimatischen Kontinentalität aufgrund ihrer fehlenden Winterhärte sich nicht weiter ausbreiten.

Übersee

Die aus Übersee stammenden Neozoen kamen auf im Wesentlichen 4 unterschiedlichen Wegen zu uns: Ein großer Teil dieser Arten ist in Larvenstadien über das Ballastwasser von Überseeschiffen zu uns verschleppt worden. So gelangten etwa die *Corbicula* spp. (Bivalvia) oder auch *Eriocheir sinensis* (Decapoda) zuerst in die Ästuarbereiche der deutschen Stromgebiete, um sich von dort aus dann flussaufwärts auszubreiten (z.B. Nehring 2006). Andere Arten haben über den Umweg einer vorherigen Etablierung in Großbritannien zu uns gefunden (z.B. *Crangonyx pseudogracilis* (Amphipoda), *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda)). Eine Gruppe von Arten ist durch bewusste Aussetzung in unsere Gewässer gelangt (*Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus* (Decapoda), *Gammarus tigrinus* (Amphipoda)). Andere Arten gelangten als Aquarientiere in unsere Umwelt (z. B. *Dugesia tigrina* (Turbellaria), *Gyraulus parvus* (Gastropoda)).

Gerade Arten aus klimatisch ähnlichen Regionen etablieren sich nicht nur in den Schifffahrtsstraßen, auch in kleinen Nebengewässern finden sie eine weite Verbreitung. *Potamopyrgus antipodarum* ist heute flächenhaft und in allen Gewässertypen zu finden (Glöer & Meier-Brook 2003). *Orconectes limosus* ist heute eine der am weitesten in Europa verbreiteten Flusskrebsarten (Souty-Grosset et al. 2006). *Dugesia tigrina* ist eine regelmäßige Erscheinung in städtischen Parkteichen. *Crangonyx pseudogracilis* besiedelt u. a. Tümpel (Martens & Grabow 2007) und breitet sich derzeit schnell in Deutschland aus. Mehrere wärmebedürftige Arten können sich zumindest in einzelnen Gewässern halten (z.B. *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda); Glöer & Meier-Brook 2003).

Pontokaspischer Raum

Aus dem Pontokaspischen Gebiet, genauer gesagt meist dem Unterlauf der in das Schwarze und Kaspische Meer mündenden Flüssen stammt der Großteil der bei uns neueingewanderten Arten. Für diese Arten gibt es drei Haupteinwanderungswege. Zum einen der kontinentale Einwanderungsweg z.B. über den Dnjepr und die weiterführenden Kanäle nach Polen und Deutschland. Dann die Route über die Donau aufwärts durch den Rhein-Main-Donau-Kanal zum Rheinsystem und als dritten Weg die Wanderung aus dem Baltikum, wo diese Arten als Fischnährtiere ausgesetzt worden sind, über küstennahe Gewässer zu uns. Einen vierten, etwas ungewöhnlichen Weg hat vermutlich die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Bivalvia) eingeschlagen, die sich zurzeit im

Rheinsystem stark ausbreitet. Hier werden die derzeitigen Funde im Rheinsystem als Re-Import aus Nordamerika diskutiert (Martens et al. 2007). Dorthin war die Art aus der Pontokaspis hin verschleppt worden, hatte sich massiv ausgebreitet (Mills et al. 1996) und nun vermutlich über Ballastwasser wieder nach Europa den Weg zurück gefunden. Alle Arten dieser Gruppe stammen aus potamalen Abschnitten oder den Mündungsgebieten ihrer Gewässer, demzufolge halten sie sich auch weitgehend nur in den potamalen Abschnitten der Flüsse, dem Uferbereich großer Seen und den oft ähnlich strukturierten Schifffahrtskanälen auf. Ein Vordringen in kleinere Gewässerabschnitte kann nur vereinzelt oder temporär beobachtet werden.

Mit der Schwebegarnele *Katamysis warpachowskyi* (Mysida), die im Frühjahr 2008 erstmals in Deutschland nachgewiesen worden ist (Wittmann 2008) gibt es mittlerweile einen weiteren Einwanderer aus der Region bei uns. Die anderen oft etwas unspektakulären Vertreter dieser Herkunftsgruppe breiten sich dennoch weiter aus. Besonders die Arten, die über den Rhein-Main-Donau-Kanal gekommen sind expandieren weiter Richtung Osten. *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) kann schon seit einigen Jahren in der Oder gefunden werden (Müller et al. 2001). Im September 2008 konnte nun erstmals *Jaera sarsi* (Isopoda) und *Caspihalacarus hyrcanus* (Acari) in der Oder nachgewiesen werden (A. Martens, O. Müller, T.O. Eggers, unpubliziert). *Hypania invalida* (Polychaeta) und *Echinogammarus trichiatus* (Amphipoda) sind mittlerweile bis auf die Höhe von Berlin gewandert (Müller & Eggers 2006, Müller et al. 2006). Weitere Arten wie *Dendrocoelum romanodanubiale* (Turbellaria) oder *Chelicorophium robustum* (Amphipoda) könnten noch weiter folgen, beide kommen bereits im Mittellandkanal vor (Haybach & Hackbarth 2001).

Mit dem Vordringen der Arten in das Einzugsgebiet der Oder, besiedeln die Arten einen Fluss, der nicht mehr in die Nordsee, sondern Richtung Ostsee hin entwässert. Die Ostsee ist durch ihre Randlage her, ähnlich wie das Schwarze und auch das Kaspische Meer, ein Brackwassermeer mit aussüßendem Charakter Richtung Nordosten. In den Küstenbereichen dieses Meeres könnten sich die aus der Pontokaspis zugewanderten Neozoen gut etablieren und dort zur direkten Konkurrenz für die dortige einheimische Fauna werden. Auch eine Ausbreitung über die Ostsee hinüber ist möglich. So haben sich die bereits früher über den kontinentalen Weg oder als im Baltikum ausgesetztes Fischnährtier zur Ostsee gelangten Arten *Cordylophora caspia* (Cnidaria), *Chelicorophium curvispinum* (Amphipoda), *Hemimysis anomala* (Mysida) und *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) auch auf der anderen Seite der Ostsee in Schweden etablieren können (frammandearter.se 2007).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Bei den limnischen Neozoa in Deutschland lassen sich je nach Herkunftsgebiet der Arten drei grundsätzliche Verbreitungsmuster erkennen.

- Arten mediterranen Ursprungs kommen meist nur in Süd- und Westdeutschland vor. Weiter in Richtung Osten ist die zunehmende Kontinentalität ein Ausbreitungshindernis.
- Arten aus Übersee entstammen zum Teil auch kleineren Gewässern, hier kommt es oft zu einer Ausbreitung auch in kleine Nebengewässer hinein.
- Pontokaspische Arten, die aus dem Unterlauf der dortigen Flüsse stammen, bleiben auch bei uns in potamalen Gewässerabschnitten, dieses sind die zu Schifffahrtsstraßen ausgebauten großen Flüsse, Schifffahrtskanäle und die Uferbereiche großer Seen. Viele dieser Arten sind über den Rhein-Main-Donau-Kanal in das Rheinsystem gewandert, mehrere davon gelangen derzeit über die norddeutschen Kanäle bis in das Einzugsgebiet Oder und somit der Ostsee.

Literatur

- frammandearter.se (2007): Främmande arter i svenska hav. - Download unter www.frammandearter.se, (2008-11-01)
- Frankenberg, G. v. (1937): Neuer Fundort der Süßwassergarnele *Atyaephyra desmaresti* (Millet) in Deutschland.- Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 35: 243-245.
- Glöer, P. & C. Meier-Brook (2003): Süßwassermollusken.- 13. Auflage, Hamburg, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, 134 S.
- Haybach, A. & W. Hackbarth (2001): *Dendrocoelum romanodanubiale* (Codreanu) und *Jaera istri* Veuille im Mittellandkanal.- Lauterbornia 41: 61-62.
- Kolbe, H. (1886): Liste der in Westfalen gefundenen Odonata.- Jahresbericht des Westfälischen Provinzial-Vereins für Wissenschaft und Kunst 14: 55-57.
- Martens, A. & Grabow, K. (2006): *Crangonyx pseudogracilis* am Oberrhein (Crustacea: Amphipoda): ein Neozoon besiedelt erfolgreich Gewässer abseits der ausgebauten Fahrrinne. - Lauterbornia 58: 131-137.
- Martens, A., K. Grabow & G. Schoolmann (2007): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae).- Lauterbornia 61: 145-152.
- Meyer, A., N. Kaschek & E.I. Meyer (2004): The effect of lowland and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in a karstic stream system (Wsetphalia, Germany).- Crustaceana 77: 909-922.
- Mills, E. L., G. Rosenberg, A. P. Spidle, M. Ludyanskiy, Y. Pligin & B. May (1996): A review of the biology and ecology of the Quagga Mussel (*Dreissena bugensis*), a second species of freshwater dreissenid introduced to North America.- American Zoologist 36: 271-286.
- Müller, O., M. L. Zettler & P. Gruszka (2001): Verbreitung und Status von *Dikerogammarus villosus* (Sovinsky 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und angrenzenden Wasserstraßen.- Lauterbornia 41: 105-112.
- Müller, R. (2004): Charakterisierung litoraler Makrozoobenthoszönosen von Randgewässern der Ober- und Mittelelbe.- Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 161 pp., Greifswald.
- Müller, R. & T. O. Eggers (2006): Erste Nachweise von *Echinogammarus trichiatus* (Martynov, 1932) in Brandenburg und Berlin (Crustacea: Amphipoda).- Lauterbornia 58: 123-126.
- Müller, R., L. Hendrich, M. Klima & J. H. E. Koop (2006): Das Makrozoobenthos des Oder-Spree-Kanals und der Fürstenwälder Spree in Brandenburg.- Lauterbornia 56: 141-154.
- Nehring, S. (2006): Four arguments why so many alien species settle into estuaries, with special reference to the German river Elbe.- Helgoland Marine Research 60: 127-134.
- Nowak, E. (1977): Die Ausbreitung der Tiere.- Die Neue Brehm-Bücherei 480, Ziemsen, Wittenberg, 144 S.
- Pinkster, S. (1973): The *Echinogammarus berilloni*-group, a number of predominantly iberian amphipod species (Crustacea).- Bijdragen tot de Dierkunde 43: 1-39.
- Schneider, W. (1934): Über einige bemerkenswerte Krebse aus niederrheinischen Gewässern.- Die Natur am Niederrhein 10: 55-57.
- Souty-Grosset, C., D. M. Holdich, P. Y. Noël, J. D. Reynolds & P. Haffner (eds) (2006): Atlas of crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 187 S. (Patrimoines naturels 64).
- Suhling, F. & O. Müller (1996): Die Flußjungfern Europas. Die Neue Brehm-Bücherei 628, Westarp Wissenschaften, Magdeburg & Spektrum, Heidelberg, 237 S.
- Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands.- Lauterbornia 39: 1-72.
- Wittmann, K. J. (2008): Weitere Ausbreitung der pontokaspischen Schwebgarnele (Crustacea: Mysida: Mysidae) *Katamysis warpachowskyi* in der oberen Donau: Erstnachweis für Deutschland.- Lauterbornia 63: 83-86.

Syn- und autökologische Untersuchungen von *Limnomysis benedeni* im Bodensee

René Gergs, Almut J. Hanselmann, Christine Aßmann & Karl-Otto Rothhaupt

Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainastr. 252, 78464 Konstanz, E-mail: Rene.Gergs@uni-konstanz.de

Keywords: Habitatwahl, Futterpräferenz, Prädation, Amphipoda, Mysida

Einleitung

Die Donau-Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* Czerniavsky 1882 stammt ursprünglich aus dem Kaspischen Meer. Genetische Untersuchungen zeigten, dass die Besiedlung des Schwarzen Meeres vermutlich zu zwei Zeitpunkten erfolgte (Audzijonyte et al. 2006). Zum einen vor etwa 15.000 Jahren als eine natürliche Verbindung zwischen beiden Binnenmeeren vorhanden war und zum zweiten seit Mitte des 20. Jahrhunderts mit der Öffnung des Wolga-Don Kanals. Die weitere Ausbreitung in Richtung Mitteleuropa erfolgte hauptsächlich über das Donau-System flussaufwärts. Mit der Öffnung des Rhein-Main-Donau Kanals 1992 wurde bis Anfang des 21. Jahrhunderts nahezu das gesamte Rheinsystem besiedelt (Wittmann 2007). Im Bodensee ist *L. benedeni* seit Sommer 2006 vorhanden (Fritz et al. 2006) und hat sich schnell etabliert.

Während die Ausbreitung von *L. benedeni* sehr gut dokumentiert ist, ist nur wenig über die Ökologie der Art bekannt. Die Art besiedelt den benthischen Bereich mit den höchsten Individuendichten in Bereichen mit Steinschüttungen, Totholz und submersen Makrophyten (Bacescu 1954, Wonyárovich 1955, Wittmann 1995, Rheinhold und Tittizer 1998). Über die Ernährungsweise von *L. benedeni* ist nur wenig bekannt; die Ernährungsweise ist beschrieben als detritivor und herbivor mit Präferenz zu kleinen Partikelteilen, aber bisweilen kann auch größere tierische Beute aufgenommen werden (Wittmann und Ariani 2000, Wittmann 2002). Die meisten dieser Studien beruhen auf Freilandbeobachtungen und stammen aus Fließgewässern. Um in einem ersten Schritt den Einfluss von *L. benedeni* auf den Bodensee und andere Gewässer verstehen zu können, untersuchten wir die Habitat- und Futterwahl von *L. benedeni* und die Prädation durch Amphipoden mittels Laborexperimenten.

Material und Methoden

Alle Versuchstiere wurden für die Laborversuche via Kick-Sampling im Bodensee gefangen. Im Labor bei 15 °C und einem Tag : Nacht – Rhythmus von 12 h : 12 h wurden die Tiere im Durchfluss in Wasser aus dem Bodensee gehalten. Alle Versuche wurden ebenfalls in diesem Raum durchgeführt. Verwendet wurden nur adulte Tiere (*L. benedeni* > 6 mm, *Gammarus roeselii* und *Dikerogammarus villosus* > 10 mm).

Habitatwahlversuche

Der Einfluss verschiedener Habitate auf die Verteilung von *L. benedeni* wurde in einem 2-Kammer-Set-up durchgeführt. Die Kammern hatten eine Größe von $12 \times 15 \times 15 \text{ cm}^3$ und waren durch eine Leiste von $15 \times 2 \text{ cm}^2$ getrennt. Das Referenzhabitat in allen Ansätzen war Sand und die 8 folgenden Habitate wurden getestet: 1. Sand (Kontrolle), 2. Kies ($< 6,3 \text{ mm}$ Korngröße), 3. Steine (4 bis 8 cm), 4. Steine mit lebenden *Dreissena polymorpha* (5.000 Ind./m²), 5. Sand mit *Potamogeton perfoliatus*, 6. Sand mit Characeen, 7. Sand mit *Corbicula fluminea* Schalen (2.000 Schalen/m², $21,6 \pm 1,6 \text{ mm}$) und 8. Sand mit lebenden *C. fluminea* (1.000 Schalen/m², $16,3 \pm 1,2 \text{ mm}$). Jedes Replikat bestand aus dem Referenzhabitat und einem der Testhabitate in 4 L Seewasser. Jedes getestete Habitat wurde 8-mal repliziert und die Kontrolle 10-mal. 20 *L. benedeni* wurden nach 24 h Einlaufzeit zugegeben und deren Verteilung nach weiteren 24 h bestimmt.

Prädationsversuche

Bei den Prädationsversuchen wurden drei Versuchsreihen mit jeweils 4 Treatments und 10 Replikate durchgeführt. Versuchsreihe eins war die Prädation von *D. villosus* auf *L. benedeni*, Versuchsreihe zwei die von *G. roeselii* auf *L. benedeni* und Versuchsreihe drei ein Kontrollansatz ohne Prädatoren. Pro Replikat wurden in einem Becken 30 *L. benedeni* mit 10 Prädatoren zusammengesetzt. Als Treatments wurden 4 Habitate verwendet: 1. Sand, 2. Steine (4 bis 8 cm), 3. Sand mit *C. fluminea* Schalen (2.000 Schalen/m², $18,1 \pm 0,5 \text{ mm}$) und 4. Sand mit Characeen. Nach 24 h Einlaufzeit des Beckens wurde *L. benedeni* eingesetzt, nach weiteren 15 min entweder *D. villosus* oder *G. roeselii*. Nach drei Tagen wurden die verbliebenen Tiere gezählt. Die Prädationsrate wurde errechnet aus der Differenz von *L. benedeni* vor und nach dem Versuch abzüglich des Wertes aus der Kontrolle. Diese Anzahl fehlender *L. benedeni* wurde bezogen auf die Anzahl der übrig gebliebenen Räuber und umgerechnet auf eine Fraßrate / Tag.

Futterpräferenzversuche

Die Futterpräferenz wurde in zwei Teilversuchen untersucht, jeweils in einem no-choice Experiment. Im ersten Ansatz wurden 7 Futtersorten getestet: 1. Erlenlaub (3 Wochen im Bodensee konditioniert), 2. Biodepositionsmaterial von *D. polymorpha*, 3. Epilithon, 4. Grünalgen (*Scenedesmus obliquus*), 5. Makrophyten (*P. perfoliatus*), 6. tote Chironomiden und 7. lebende *Daphnia magna*. In der zweiten Versuchsreihe wurde die Bedeutung von Laub als Nahrungsbestandteil von *L. benedeni* näher untersucht. Getestet wurde wieder konditioniertes Erlenlaub, autoklaviertes und mit 4 aquatischen Pilzen/Oomyceten (*Fusarium sporotrichoides*, *Microdochium* sp. PV So2, *Pythium litorale*, *Ascomycete* sp. PV So8) einzeln bewachsenes Erlenlaub. In 4 L 30-µm filtriertem Seewasser wurden 20 Vorgehungerte *L. benedeni* mit jeweils einer Futtersorte für 24 h Stunden gefüttert. Anschließend wurde die Fraßaktivität in „gefüllter“ und „nicht gefüllter“ Darmtrakt eingeteilt.

Ergebnisse & Diskussion

Die Habitatwahlversuche zeigten eine Präferenz von *L. benedeni* zu stärker strukturierten Habitaten. Insbesondere wurden *Dreissena*-Steine, *Potamogeton* und Characeen bevorzugt, während *C. fluminea* keinen signifikanten Einfluss auf die Habitatwahl von *L. benedeni* hatte. Übereinstimmend mit diesen Ergebnissen, zeigten bisherige Freiland-Beobachtungen auch die höchsten Individuendichten von *L. benedeni* in Makrophyten (Wonyárovich 1955, Weish und Türkay 1975, Wittmann 1995, Wittmann et al. 1999). In den Prädationsversuchen zeigten sich keine Unterschiede in der Prädationsstärke der beiden Amphipoden *D. villosus* und *G. roeselii* auf *L. benedeni*. Allerdings gab es

Unterschiede zwischen den untersuchten Habitaten. Bei beiden Arten war die Prädation auf Characeen am geringsten und auf Hartsubstraten höher (*G. roeselii*: Corbicula-Schalen; und *D. villosus*: Steine). Insgesamt lässt dies den Schluss zu, dass Makrophyten ein sehr gutes Habitat für *L. benedeni* darstellt, da es nicht nur *per se* präferiert wird, sondern auch die Invertebraten-Prädation geringer ist. Im Gegensatz dazu wird ein steiniges Substrat zwar ebenfalls *per se* präferiert, allerdings ist die Invertebraten-Prädation höher, was die Qualität dieses Habitats vermindert. Faktoren wie Futterverfügbarkeit und Fischprädation sind zusätzlich von wichtiger Bedeutung, was Inhalt weiterer Untersuchungen sein sollte.

Bei der Futterpräferenz war es zunächst einmal von Bedeutung, die Rolle verschiedener Futterklassen zu untersuchen. *L. benedeni* zeigte dabei eine deutliche Präferenz zu Nahrungssorten mit kleiner Partikelgröße. Signifikant bevorzugt wurden konditioniertes Erlenlaub (bzw. der Aufwuchs hierauf), Biodepositionsmaterial, Epilithon und Grünalgen. Tote Chironomiden stellten ebenfalls eine Nahrungsquelle dar, allerdings wurden diese von nur etwa 50 % der Tiere sichtbar aufgenommen. Lebende adulte Daphnien hingegen stellen keine Nahrungsquelle dar. Beim konditionierten Erlenlaub war der Aufwuchs von entscheidender Bedeutung, da der Fraß auf autoklaviertem Erlenlaub signifikant geringer war. Die Einzelpilze hatten einen geringeren Einfluss als der natürliche Aufwuchs und die Attraktivität des natürlichen Aufwuchses wird somit möglicherweise durch die Kombination verschiedener Pilze erhöht. Da aber überwiegend kleine Partikel aufgenommen wurden, wäre es denkbar, dass *L. benedeni* juvenile Stadien von Invertebraten oder beispielsweise Rotatorien als Nahrung verwenden kann. Wittmann und Ariani (2000) zeigten bereits, dass *L. benedeni* neonate Daphnien aktiv jagen kann. Damit könnte der räuberische Einfluss der Art stärker sein, als angenommen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Schwebgarnele *Limnomysis benedeni* (Mysida) hat sich seit Anfang des 20. Jahrhundert kontinuierlich in Mitteleuropa ausgebreitet und hat mittlerweile einen Großteil des Rheinsystems besiedelt. Mit dieser Untersuchung sollte ein erster Schritt gemacht werden, die Bedeutung von *L. benedeni* in neu besiedelten Systemen erfassen zu können, da diese noch nahezu unbekannt ist. In Laborversuchen konnten Erkenntnisse zur Ernährungsweise von *L. benedeni* und zum Einfluss von Habitaten und Prädation in unterschiedlichen Habitaten auf *L. benedeni* gewonnen werden. Trotzdem fehlen immer noch viele Kenntnisse zur Ökologie der Art. Mit der Untersuchung von Wachstums- und Fraßraten könnte die Sekundärproduktion durch *L. benedeni* und damit eine potentielle Ressource für Prädatoren quantifiziert werden.

Danksagung

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

Literatur

- Audzijonyte, A., M. E. Daneliya und R. Väinölä. 2006. Comparative phylogeography of Ponto-Caspian mysid crustaceans: isolation and exchange among dynamic inland sea basins. *Molecular Ecology* 15:2969-2984.
- Bacescu, M. 1954. Crustacea: Mysidacea. *Fauna Republicii Populeira Romine* 4:1-126.
- Fritz, B., A. Nisch, C. Wittkugel und M. Mörtl. 2006. Erstnachweis von *Limnomysis benedeni* Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). *Lauterbornia* 58:157-160.

- Rheinhold, M. und T. Tittizer. 1998. *Limnomysis benedeni* CZERNIAVSKY 1882 (Crustacea: Mysidacea), a further alien species of pontocaspian origin in the Main-Danube Canal. *Lauterbornia* 33:37-40.
- Weish, P. und M. Türkay. 1975. *Limnomysis benedeni* in Austria with considerations on its colonization history (Crustacea: Mysidacea). *Archiv für Hydrobiologie / Supplement* 44:480-491.
- Wittmann, K. J. 1995. On the immigration of potamophilous Malacostraca into the Upper Danube River: *Limnomysis benedeni* (Mysidacea), *Corophium curvispinum* (Amphipoda), and *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda). *Lauterbornia* 20:77-85.
- Wittmann, K. J. 2002. Krebstiere: "Schwebegarnelen" und Süßwassergarnelen (Crustacea: Mysidacea: Mysidae, Decapoda: Atyidae). 269-272 in F. Essl and W. Rabitsch. *Neobiota in Österreich*. Federal Environment Agency - Austria.
- Wittmann, K. J. 2007. Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube river systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland. *Revue Suisse de Zoologie* 114:65-86.
- Wittmann, K. J. und A. P. Ariani. 2000. *Limnomysis benedeni*: Mysidacé Ponto-Caspien nouveau pour les eaux douces de France (Crustacea, Mysidacea). *Vie et Milieu* 50:117-122.
- Wittmann, K. J., J. Theiss und M. Banning. 1999. The drift of Mysidacea and Decapoda and its significance for the dispersion in the Main-Danube system. *Lauterbornia* 35:53-66.
- Wonyárovich, E. 1955. Vorkommen der *Limnomysis benedeni* Czern. im ungarnischen Donauabschnitt. *Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 1:177-185.

Epizoen auf in Deutschland eingeschleppten Flusskrebse

Karsten Grabow, Gerhard Schoolmann & Andreas Martens

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland,
grabow@ph-karlsruhe.de, schoolmann@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: invasive species, neozoans, epibionts, crayfish, Germany, Branchiobdellidae, Ostracoda, *Pacifastacus*

Einleitung

Flusskrebse sind reich an Aufsitzern (Epizoen) (Evans & Edgerton 2002). An den heimischen Flusskrebsen kommen mehrere Vertreter der Krebssegel (Branchiobdellidae) vor. Durch ihre Wirtsspezifität gehören sie mittlerweile zu den stark gefährdeten Vertretern unserer Tierwelt (Nesemann 1997). Dass die in Deutschland eingeschleppten Flusskrebse ebenfalls spezifische Epizoen tragen können, wurde bisher kaum beachtet.

Bei Untersuchungen an einer Population des Signalkrebses in einem Schwarzwaldbach wurden Freilandvorkommen des Krebssegels *Xironogiton victoriensis* und des Muschelkrebses (Ostracoda) *Uncinocythere occidentalis* entdeckt (Martens 2004, Martens et al. 2006). Untersuchungen zur Besiedlungsdichte, zum Aufenthaltsort und zur Biologie der Tiere auf den Flusskrebsen sollen hier vorgestellt werden. Abschließend soll diskutiert werden, welche Möglichkeiten einer Bewertung sich aus dem Vorkommen von solchen Epizoen ergeben.

Material und Methoden

Die Untersuchungen zur Besiedlung von Signalkrebsen durch Krebssegel fanden im Rahmen einer Wissenschaftlichen Hausarbeit (Kärcher 2005) am Grünbach im Schwarzwald (48°44'N, 8°11'E, 180-248 m ü. NN) südlich von Baden-Baden statt. Teile des Baches werden dort durch eine Teichanlage aufgestaut. In den Teichen wurden Signalkrebse mit Hilfe von Krebsreusen gefangen. Im Bach unterhalb der Teiche, in Abschnitten von 1,5 bis 3 m Breite, und 0,1- 0,5 m Tiefe mit einem Mosaik aus ruhigen Kolken und schnell fließenden flachen Strecken wurden die Signalkrebse auf Sicht mit dem Küchensieb oder mit einem Käscher gefangen.

Die Krebse wurden zwischen dem 20. Juli und dem 23. August 2005 in Wasser gefüllt und mit einer Laubschicht versehenen Eimern gesammelt und noch am selben Tag lebend im Labor auf Krebssegel untersucht. Um die etwa 2,5 mm großen, milchig-grauen Krebssegel besser erkennen zu können, wurden die Krebse dazu abgetrocknet und eingefroren. Mit Hilfe einer Stereolupe (Vergrößerung 10x) wurden die Anzahl und Position der Krebssegel und der Eigelege (Kokons) aufgenommen. Bei allen Krebsen wurden die Carapaxlänge und die Scherenlänge vermessen sowie das Geschlecht bestimmt. Zu *Uncinocythere occidentalis* wurden aufgrund der geringen Größe der Tiere (max. 0,4 mm) bisher nur qualitative Untersuchungen vorgenommen.

Ergebnisse

Die Krebssegel hielten sich schwerpunktmäßig auf der Unterseite der großen Scheren auf, bei hohen Besiedlungsdichten wurden aber auch alle anderen Gliedmaßen der Krebse besetzt (Abb. 1).

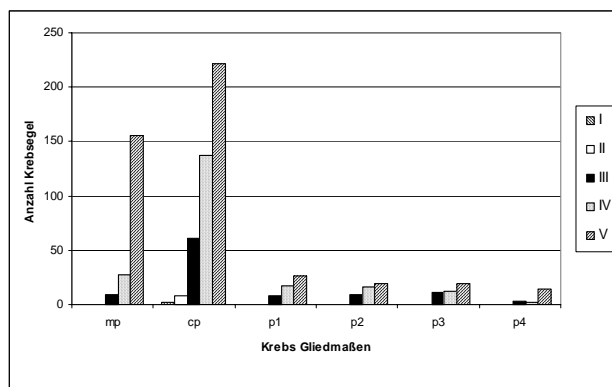


Abb. 1: Verteilung der Krebssegel auf dem Maxillipeden (mp) und den Laufbeinen (cp= Großes Scherenbein, p=Paereopoden) bei unterschiedlichen Größenklassen (I =CL<3cm, II=3-4cm, III=4-5cm, IV=5-6cm, V>6 cm) (aus Kärcher 2005)

In den Teichen kamen deutlich mehr Krebssegel auf den Flusskrebse vor als im anschließenden Bach. Man beachte aber, dass die Krebse aus den Teichen im Durchschnitt auch größer waren (Abb. 2).

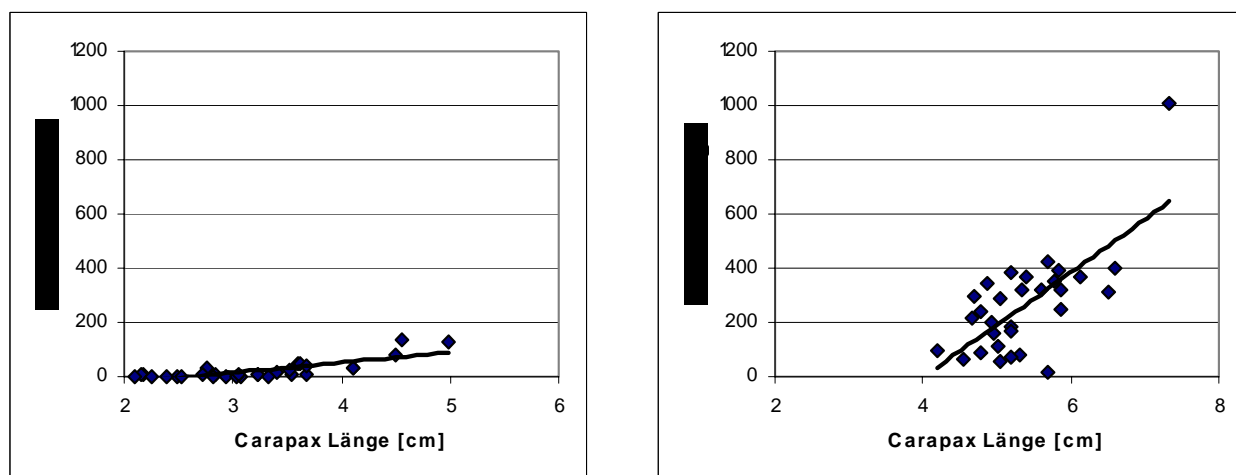


Abb. 2: Dichte von *Xironogiton victoriensis* auf Signalkrebse im Bach (links, n=30) und in der Teichanlage (rechts, n=30) (aus Kärcher 2005).

Mit steigender Krebssegeldichte nahm auch die Zahl der Kokons zu. Diese waren vor allem an den kürzeren Beingliedern der großen Scherenbeine angeheftet, mit zunehmender Dichte aber auch an allen anderen Gliedmaßen.

Uncinocythere occidentalis hielt sich ebenfalls auf der Unterseite der Flusskrebse auf, im Gegensatz zu den Krebssegeln jedoch nicht auf den glatten Flächen sondern bevorzugt in der Behaarung zwischen den Laufbeinpaaren und an den Borsten der Mundwerkzeuge.

Diskussion

Nach unseren Erfahrungen besiedelt *Xironogiton victoriensis* bei *Pacifastacus leniusculus* insbesondere die Scherenunterseiten. Hier sind sie auch besonders auffällig. Die Tiere sind negativ fototaktisch und beginnen mit kreisenden Bewegungen des Körpers, wenn der Krebs frisst und kleine Nahrungspartikel im Wasser treiben (Martens et al. 2006). Bisher gibt es nur wenige vergleichbare Angaben zur Verteilung auf dem Krebskörper. Gelder (1999) erwähnt, dass *X. instabilis* bevorzugt auf der Schere vorkommt. Cuellar et al. (2002) haben in einer Krebszucht *X. instabilis* auch auf anderen Körperteilen, wie den Mundwerkzeugen und dem Abdomen, gefunden, Mittelwerte von deutlich mehr als 100 Krebssegel pro Signalkrebs waren dabei die Regel. Oberkofler & al. (2002) bzw. Quaglio et al. (2002) beschreiben für *X. victoriensis* von einem Bach in Südtirol eine mittlere Krebssegeldichte von 1500 Individuen pro Krebs. Ohtaka & al. (2005) schreiben anlässlich des ersten Nachweises von *X. victoriensis* als Neozoon in Japan von bis zu 1741 adulten Krebssegeln pro Signalkrebs, wobei zusätzlich noch zahlreiche Jungtiere und Eigelege gefunden worden sind. Die Besiedlungsdichten von Krebssegeln unterliegen starken saisonalen Schwankungen mit einem Minimum im Winter (Young 1966, Bishop 1968), was wir durch eigene Beobachtungen bestätigen können (Martens et al. 2006). Dass Krebssegel bevorzugt auf großen Flusskrebs-Individuen leben, ist auch in anderen Fällen beschrieben worden (z.B. Bishop 1968) und scheint ein generelles Muster zu sein. Dies lässt sich mit den häufigeren Häutungen der Jungtiere und der erst erfolgenden Erstbesiedlung erklären.

U. occidentalis ist als Neozoon ebenfalls in Japan in Erscheinung getreten (Smith & Kamiya 2001), sie wird dort auf im Freiland vorkommenden *P. leniusculus* gefunden (Smith & Kamiya 2004). Wir gehen davon aus, dass die Art in Europa bisher übersehen worden ist. Aus einer spanischen Krebszucht beschrieben bereits Cuellar et al. (2002) unbestimmte Vertreter der Entocytheridae auf *P. leniusculus*.

Der Befall von neozoischen Flusskrebsen durch Krebssegel kann als Indikator für Flusskrebsbesatz in großem Maßstab angesehen werden. Da bei anderen untersuchten Signalkrebsvorkommen bislang keine Krebssegel entdeckt worden sind, kann auch auf die Herkunft der Krebssegel aus Krebszuchten geschlossen werden. Bei Aquarienpopulationen von Flusskrebsen sind bislang keine Krebssegel beobachtet worden. Das Fehlen von Krebssegeln auf dem seit 100 Jahren vorkommenden Kamberkrebs lässt sich mit dem damaligen langen Transport und den ungünstigen Transportbedingungen erklären.

Literatur

- Bishop, J.E. (1968): An ecological study of the branchiobdellid commensals (Annelida – Branchiobdellidae) of some mid-western Ontario crayfish.- Canadian Journal of Zoology 46: 835-843.
- Cuellar, M.C., I. Garcia-Cuena & J.C. Fontanillas (2002): Description de l'écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus*, Dana) en astaciculture.- Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture 367: 959-972.
- Evans, L.H. & B.F. Edgerton (2002): Chapter 10 Pathogens, Parasites and Commensals. In D.M. Holdich: Biology of freshwater crayfish. Blackwell, Oxford. 377-438
- Gelder, S.R. (1999): Zoogeography of branchiobdellans (Annelida) and temnocephalidans (Plathelminthes) ectosymbiotic on freshwater crustaceans, and their reactions to one another in vitro.- Hydrobiologia 406: 21-31.
- Kärcher, M. (2005): Living on a neozoic crayfish: *Xironogiton* - a contribution to neozoans in European freshwater habitats.- Wissenschaftliche Hausarbeit (unveröffentlicht), PH Karlsruhe.
- Martens, A. (2004): Von Krebspest bis Krabbencocktail – die Rolle der Krebs-Neozoen in europäischen Binnengewässern.- Biologische Gewässeruntersuchung und Bewertung; Taxonomie und Qualitätssicherung, Augsburg: 16-23.

- Martens, A., K. Grabow, S. Rapp & G. Schoolmann (2006): Der Krebssegel *Xironogiton victoriensis* wurde mit dem Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* auch nach Deutschland eingeschleppt (Annelida: Branchiobdellida; Crustacea: Astacidae).- *Lauterbornia* 58: 147-155.
- Nesemann, H. (1997): Egel und Krebssegel (Clitellata: Hirudinea, Branchiobdellida) Österreichs. Sonderheft der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft, Rankweil, Österreich. 104 S.
- Nesemann, H. & E. Neubert (1998): Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea.- In: Brauer, A. (Begr.), Schwoerbel, J. & P. Zwick (eds): Süßwasserfauna von Mitteleuropa 6/2: 178 S.
- Oberkofler, B, F. Quaglio, L. Füreder, M.L. Fioravanti, S. Giannetto, C. Morolli & G. Minelli (2002): Species of Branchiobdellidae (Annelida) on freshwater crayfish in South Tyrol (Northern Italy).- *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture* 367: 777-784.
- Ohtaka, A., S.R. Gelder, T. Kawai, K. Saito, K. Nakata & M. Nishino (2005): New records and distributions of two North American branchiobdellidan species (Annelida: Clitellata) from introduced signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in Japan. *Biological Invasions* 7: 149-156.
- Quaglio, F., M.L. Fioravanti, S.R. Gelder, S. Giannetto, M. Trentini, L. Nobile, M. Maxia & C. Morelli (2002): Infestation of the branchiobdellidan, *Xironogiton victoriensis* (Anellida: Clitellata), on the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from Auenbachl Creek, Alto Adige/ Süd Tyrol, Italy.- *Freshwater Crayfish* 13: 274-279.
- Smith, R. J. & T. Kamiya (2001): The first record of an entocytherid ostracod from Japan.- *Benthic Research* 56: 57-61.
- Smith, R. J. & T. Kamiya (2001): The ontogeny of the entocytherid ostracod *Uncinocythere occidentalis* (Kozloff & Whitman, 1954) Hart, 1962 (Crustacea).- *Hydrobiologia* 538: 217-229.
- Young, W. (1966): Ecological studies of the Branchiobdellidae (Oligochaeta).- *Ecology* 47: 571-578.

Saisonale Änderungen des Life-Cycle von *Limnomysis benedeni* im Bodensee

Almut J. Hanselmann, René Gergs & Karl-Otto Rothhaupt

Limnologisches Institut Universität Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, Email: almut.hanselmann@gmx.de

Keywords: Mysida, Schwebgarnele, Population, Länge, Entwicklungsdauer, Geburtenrate

Einleitung

Seit dem Herbst 2006 ist *Limnomysis benedeni*, die Donauschwebgarnele, im Bodensee zu finden (Fritz et al. 2006). Die Art stammt aus dem Schwarzmeergebiet (Bacescu 1954) und hat sich bereits über weite Teile Europas ausgebreitet (Wittmann 2007, Wittmann & Ariani 2008). Sie ernährt sich von feinen Partikeln wie Periphyton und einzelligen Algen und hält sich bevorzugt in strukturierten Habitaten wie Makrophyten oder *Dreissena*-Steinen auf (Gergs et al. 2008). Um den Einfluss der Population von *L. benedeni* auf das Litoral des Bodensees genauer beschreiben zu können, wurden sowohl Freilanduntersuchungen als auch Laborversuche durchgeführt. Von Interesse war vor allem, die Änderung der Populationsprozesse wie Reproduktion und Geburtenrate zu beschreiben und daraus die Sterberate im Freiland zu berechnen. Diese Prozesse werden vor allem von der Temperatur gesteuert, wie auch schon bei anderen Arten gezeigt wurde (Pöckl & Humpesch 1990). Die wichtigste Schnittstelle, über die die Temperatur die Populationsdynamik beeinflusst ist die Entwicklungsdauer der Eier. Sie ist wiederum Grundlage aller oben genannten Prozesse. Der Einfluss des Futters auf die Entwicklungsdauer kann ausgeschlossen werden, da die Weibchen der Mysida das Gelege fast während der gesamten Embryonal- und Larvalentwicklung in einem Brutbeutel (Marsupium) tragen und die Brutpflege nur aus Schutz und Sauerstoffversorgung besteht (Wittmann 1981). Die Jungen ernähren sich nur von Dotter, sie werden nicht durch das Muttertier genährt. Das Futter hat somit nur Einfluss auf die Fitness der Mutter und damit auf die Eigröße (Dottermenge), doch konnte bereits gezeigt werden, dass die Eigröße bei Mysida im Vergleich zum Einfluss der Temperatur vernachlässigt werden kann (Wittmann 1984).

Durchführung

Die Freilanduntersuchungen fanden im östlichen Teil des Bodensees bei Hard (Österreich) statt. Dabei wurden von November 2007 bis Ende Juli 2008, mit einem Zeitintervall von 3-5 Wochen, quantitative Makrozoobenthos-Proben genommen und so die Abundanz von *L. benedeni* bestimmt. Zusätzlich wurden aus einer qualitativen Kick-Sampling-Probe die Längenverteilung, das Geschlechterverhältnis und die Gelegegröße bestimmt. Die Länge der Tiere wurde gemessen vom Apex des Rostrums (Stirnspitze) bis zum Ende des Telsons. Die Geschlechterunterscheidung fand anhand des Marsupiums der Weibchen oder des vergrößerten 4. Pleopodens bei den Männchen statt (Mauchline 1980).

Zur Bestimmung der Entwicklungsdauer der Eier im Marsupium wurden gelegetragende Weibchen von der Probestelle in Österreich bei verschiedenen Temperaturen einzeln in Gläser gesetzt und der Zeitpunkt der Freigabe des Geleges protokolliert. Aus der Auftragung der noch gelegetragenden Weibchen gegen die Zeit ergibt sich mit Hilfe einer Regressionsgeraden die Entwicklungsdauer bei der jeweiligen Temperatur als Schnittpunkt mit der x-Achse. Diese jeweilige Entwicklungsdauer wurde gegen die Temperatur aufgetragen, und ergab so einen exponentiellen Zusammenhang.

Führt man die aus Freiland und Laborversuchen gewonnenen Daten zusammen, so kann man die Sterberate im Freiland bestimmen. Dazu wurde mit Hilfe der Formel von Paloheimo (1974) die Geburtenrate errechnet. Diese Formel wurde bisher nur auf Zooplankton-Populationen angewandt. Aus den Abundanzen im Freiland konnte die Populationsänderungsrate bestimmt werden. Subtrahiert man die Populationsänderungsrate von der Geburtenrate, so erhält man die Sterberate (Lampert & Sommer 1999).

Ergebnisse und Diskussion

Für *L. benedeni* zeigte sich eine saisonal unterschiedliche Ausprägung des Life-Cycle. Bei kalten Temperaturen um 5 °C findet keine Reproduktion statt, die adulten Tiere werden im Laufe des Winters immer größer. Ab April waren fast keine juvenilen Tiere mehr vorhanden. Die Wintergeneration reproduzierte sich im Frühjahr bei steigender Temperatur mit einer Gelegegröße von $20,5 \pm 1,1$ Jungen pro Weibchen. Diese Jungen wachsen innerhalb von 1-2 Monaten bis zur Geschlechtsreife (ca. 6 mm) und reproduzieren sich dann selbst. Dabei ist die durchschnittliche Gelegegröße im Sommer nur ca. 1/3 des Frühjahrgeleges. Wie viele Generationen im Sommer gebildet werden, ist anhand der Daten nicht ersichtlich, da keine Kohorten ausgebildet werden. Die Reproduktion im Sommer erfolgte kontinuierlich, es waren immer juvenile Tiere in den Proben. Die größeren Längenklassen der Population wurden im Sommer jedoch drastisch reduziert, auch die Abundanz brach Ende Juli ein.

Aus den gewonnenen Daten wurde mit Hilfe der Formel zur Berechnung der Geburtenrate von Paloheimo (1974) für Zooplankton und allgemeiner ökologischer Populationsberechnungen die Sterberate während der Reproduktionsperiode bestimmt. Die errechneten Populationsparameter zeigen eine gute Übereinstimmung mit dem Freiland. Es ist also erfolgreich gewesen, die Berechnungen auf ein benthopelagisches System wie *L. benedeni* zu übertragen. Für die Sterberate ergab sich in den Sommermonaten ein Wert von bis zu $0,09 \text{ d}^{-1}$. Diese Mortalität wird auf den Einfluss von Prädatoren zurückgeführt. Amphipoda kommen jedoch, wie bei Hanselmann (2008) gezeigt, nicht in Frage, der Prädationsdruck ist zu gering und der Anteil an der Sterberate liegt mit den Daten aus den Laborversuchen nur bei ca. 2%. Wahrscheinlicher ist der Einfluss durch Fische. Es wurden gerade im Juli ein massenhaftes Auftreten von 0+ Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) beobachtet. Erste Magenanalysen an Flussbarschen aus anderen Untersuchungen im Bodensee stützen diese Vermutung (L. f. U. Ba.-Wü. 2008), auch im ungarischen Plattensee ist *L. benedeni* die Hauptnahrungsquelle der juvenilen Zander (Specziár 2005).

Die verlängerte Entwicklungsdauer bei kälteren Temperaturen wird über ein größeres Gelege ausgeglichen und ergibt eine vergleichbare Fekundität der Weibchen in Frühjahr und Sommer. Damit wird klar, dass die unterschiedlichen Life-Cycle-Strategien in Sommer und Winter eine Anpassung an die saisonal veränderten Einflüsse auf die Population sind.

Zusammenfassung

Die Ausprägung des Life-Cycle der Population von *L. benedeni* im Bodensee ist saisonal unterschiedlich, bedingt durch die variierende Temperatur. Im Winter kann sich die Population nicht reproduzieren und investiert in Längenwachstum, von April bis Oktober sind juvenile Tiere zu finden, es findet also Reproduktion statt. Die Entwicklungsdauer der Jungen im Marsupium der Mutter ist stark temperaturabhängig und wird kürzer bei hohen Temperaturen.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit am Limnologischen Institut der Universität Konstanz.

Literatur

- Bacescu, M. (1954) Crustacea: Mysidacea. Fauna Republicii Populare Romine, 4, 1-126.
- Fritz, B., Nisch, A., Wittkugel, C. & Mörtl, M. (2006) Erstnachweis von *Limnomysis benedeni* Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). Lauterbornia, 58, 157-160.
- Gergs, R., Hanselmann, A.J., Eisele, I. & Rothhaupt, K.O. (2008) Autecology of *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 (Crustacea: Mysida) in Lake Constance, southwestern Germany. Limnologica, 38, 139-146.
- Hanselmann, A.J. (2008) Einfluss von Temperatur und Invertebraten Prädation auf die Population von *Limnomysis benedeni* im Bodensee Diplomarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- L. f. U. Ba.-Wü. (2008) FIREBO - Fischfreundliche Renaturierung am Bodensee, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung, Karlsruhe, Germany.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1999) Limnoökologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart - New York.
- Mauchline, J. (1980) The biology of Mysida. Advances in Marine Biology, 18, 1-369.
- Paloheimo, J.E. (1974) Calculation of instantaneous birth rate. Limnology & Oceanography, 19, 692-694.
- Pöckl, M. & Humpesch, U.H. (1990) Intra- and inter-specific variations in egg survival and brood development time for Austrian populations of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea: Amphipoda). Freshwater Biology, 23, 441-455.
- Specziár, A. (2005) First year ontogenetic diet patterns in two coexisting *Sander* species, *S. lucioperca* and *S. volgensis* in Lake Balaton. Hydrobiologia, 549, 115-130.
- Wittmann, K.J. (1981) On the breeding biology and physiology of marsupial development in mediterranean *Leptomysis* (Mysidacea: Crustacea) with special reference to the effects of temperature and egg size. Journal of experimental marine Biology and Ecology, 53, 261-279.
- Wittmann, K.J. (1984) Ecophysiology of marsupial development and reproduction in Mysidacea (Crustacea). Oceanography and Marine Biology: Annual Review, 22, 393-428.
- Wittmann, K.J. (2007) Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube river systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland. Revue Suisse de Zoologie, 114, 65-86.
- Wittmann, K.J. & Ariani, A.P. (2008) Reappraisal and range extension of non-indigenous Mysidae (Crustacea, Mysida) in continental and coastal waters of eastern France. Biological Invasions, DOI: 10.1007/s10530-008-9257-7.

Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* am Oberrhein: der Beginn einer Invasion

Andreas Martens, Karsten Grabow & Gerhard Schoolmann

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland,
martens@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, schoolmann@ph-karlsruhe.de

Keywords: Bivalvia, invasive species, neozoans, Germany, spread, vectors, inland navigation vessels, fouling, economic impact

Einleitung

Dreissena rostriformis bugensis (Andrusov) stammt ursprünglich aus dem nordwestlichen Teil des Schwarzen Meeres sowie dessen Zuflüssen (Orlova et al. 2004, Son 2007) und ähnelt in Habitus und Lebensweise der bereits seit langem in Mitteleuropa bekannten *Dreissena polymorpha* (Pallas). Während *D. polymorpha* in den Gewässern und in der Forschung Mitteleuropas bereits deutliche Spuren hinterlassen hat (z.B. Neumann & Jenner 1992), ist *D. rostriformis bugensis* hier nicht in Erscheinung getreten. Im Gegensatz dazu hat sie sich, zusammen mit *D. polymorpha*, in Nordamerika drastisch ausgebreitet (z. B. Mills et al. 1996). Auch in Osteuropa verhält sich die Art invasiv (z.B. Orlova et al. 2004).

Erste Vorkommen im Rhein-Einzugsbereich

Die ersten Funde im Rheindelta in den Niederlanden datieren auf April 2006, man nimmt ein Vorkommen seit 2004 an (Molloy et al. 2007). Die ersten Funde im Main stammen aus dem Mai 2007 (Van der Velde & Platvoet 2007). Im Oktober 2007 wurde die Art in 3 größeren Handelshäfen des Oberrheins festgestellt (Martens et al. 2007):

- (1) Inselhafen Mannheim und angrenzende Teile bis in das Hafenbecken des Waldhofer Altrheins,
- (2) Ölhafen Karlsruhe,
- (3) Rheinhafen Karlsruhe.

Die Schalenlänge der Muscheln im Oberrhein lag im Herbst 2007 generell unter 20 mm. In der Fahne der Häfen fanden sich allenfalls einzelne Jungtiere

Diese Muster lassen keinen Zweifel daran, dass sich die Quagga-Muschel am Oberrhein 2007 in der Initialphase der Besiedlung befunden hat. Die Art ist dort vermutlich zu Beginn des Jahres 2007 erstmals aufgetreten. Die Fundorte sind Häfen mit hohem Frachtaufkommen. Damit muss man davon ausgehen, dass Binnenfrachtschiffe die Art am Oberrhein eingeschleppt haben. Über die Herkunft und Wege dieser Schiffe kann man jedoch zunächst nur spekulieren. Eine Verschleppung aus dem Schwarzmeerbereich über die Donau und den Main-Donau-Kanal liegt nahe. Das große Vorkommen von im Ölhafen von Karlsruhe, einem separaten Hafen, der ausschließlich von

Tankschiffen befahren werden darf, ist jedoch ein sehr deutlicher Hinweis auf die Herkunft von niederländischen Ölumschlagsplätzen.

Dass es 2007 am Oberrhein Funde fast ausschließlich in Häfen gegeben hat, deckt sich gut mit den Habitatangaben zu der Art aus anderen Teilen der Welt. Die Quagga-Muschel hat eine Präferenz für Stillgewässer (Ackermann 1999). Entsprechend sollte man davon ausgehen, dass die an Schiffen festsitzenden Muscheln ihre Larven nicht bei Fahrt und Strömung sondern bevorzugt während der Schiffsliegezeiten im Hafen abgeben. Eine Besiedlung der Fahrstrecke des Rheins erfolgt erst durch die in den Häfen aufgewachsene Nachfolgeneration, wenn Larven in die Strömung gelangen und verdriftet werden.

Verbreitung durch Binnenfrachtschiffe

Das Verbreitungsmuster am Oberrhein gab wichtige Hinweise auf die Vektoren und Einschleppungswege. Es ergab sich zudem die Möglichkeit, die Invasion eines aquatischen Neozoons im Rhein von Beginn an zu verfolgen.

Bereits 2008 wurde die Art im Aufwuchs am Rumpf von am Oberrhein verkehrenden Binnenfrachtschiffen mehrfach und zum Teil in großer Dichte festgestellt. Zwischen August und November 2008 wurde in der Schiffswerft Speyer der Aufwuchs an der Außenhaut von 24 ganz oder teilweise trockengelegten Schiffen untersucht. Die Studien begannen als Wissenschaftliche Hausarbeiten (Mayer 2008, Rander 2008) und wurden danach planmäßig fortgesetzt (Mayer et al. 2009). An den Binnenschiffen wurden stets stichprobenhaft 5 Flächen von 15x15 cm an 5 verschiedenen Stellen des Rumpfes untersucht. Der Bewuchs wurde abgekratzt und im Labor untersucht.

Lebende Quagga-Muscheln wurden an fünf Schiffen gefunden. Am Heck eines Gütermotorschiffes befanden sich allein 1630 Individuen pro 225 cm² (= 72 444 Individuen pro m²). Die bereits mit Quagga-Muscheln besetzten Schiffe waren sowohl Langstreckenfahrer, die regelmäßig Rhein und Donau (Amsterdam/Rotterdam/Antwerpen – Donau, Rheindelta – Schwarzes Meer) oder ausschließlich den Rhein (Amsterdam – Basel) befuhren, als auch solche, die nur auf Mittel- (Mainz – Basel) und Kurzstrecken (Heilbronn – Ludwigshafen) in der Oberrheinregion regelmäßig eingesetzt worden waren.

Daneben war der Fund lebender Exemplare der Scherenassel *Tanais dulongii* (Audouin) an drei Schiffen ein herausragendes Ergebnis (Rander et al. 2009). Vertreter dieser Tiergruppe waren bisher in europäischen Süßgewässern nicht bekannt.

Verschleppung durch Über-Land-Transport

Bei Untersuchungen zur Risikoabschätzung einer Verschleppung der Quagga-Muschel aus dem Oberrhein in den Bodensee wurde im Oktober 2007 der Rumpf eines seit 6 Tagen aus dem Wasser genommenen Segelbootes auf Aufwuchs untersucht. Das Boot hatte sich 5 Monate vorwiegend in einem Seitengewässer des nördlichen Oberrheins befunden. Am Schwertansatz und im Bereich des Hecks des Bootes, insbesondere um den Motorschacht und am Hilfsmotor, zwischen mehrschichtigen Lagen von angehefteten *Dreissena polymorpha* wurden zahlreiche lebende Exemplare von *Dikerogammarus villosus* und *Echinogammarus trichiatus* gefunden. Dass *E. trichiatus* an über Land transportierten Booten zwischen angehefteten Muschelschalen längerfristig überleben kann, erhöht das Risiko einer Einschleppung aus dem Rhein in den Bodensee sowie andere süddeutsche

und schweizerische Seen (Martens & Grabow 2008). Die Quagga-Muschel selbst wurde nicht gefunden. Trotzdem ist das Risiko einer Verschleppung in Seen durch Überlandtransport von Sportbooten sehr groß, denn auch diese Art überlebt mehrere Tage außerhalb des Wassers (Ricciardi et al. 1995).

Ökologisches und wirtschaftliches Gefahrenpotenzial

Es gibt zahlreiche alarmierende Studien aus Nordamerika zu den ökologischen Auswirkungen der beiden eingeschleppten *Dreissena*-Arten (Übersicht: Ward & Ricciardi 2007). Als festsitzende, schnell wachsende Filtrierer mit harter Schale verändern beide Arten die Verfügbarkeit von Nahrung, die Zusammensetzung von Nahrungsnetzen und die Beschaffenheit des Gewässergrundes. *D. polymorpha* ist bei uns bereits weit verbreitet, somit stellt sich die Frage eines darüber hinausgehenden Einflusses von *D. rostriformis bugensis*.

D. rostriformis bugensis kann im Vergleich zu *D. polymorpha*

- (1) größere Tiefen in Seen und Stauhaltungen besiedeln (bis 130 m Tiefe in den Großen Seen; Mills et al. 1996),
- (2) um ein Mehrfaches schneller bei tieferen Temperaturen und schlechterer Nahrungsversorgung wachsen (Übersicht: Orlova et al. 2005),
- (3) besser Weichböden besiedeln (z. B. Mills et al. 1996) und
- (4) zuerst unauffällig neben *D. polymorpha* zu existieren, um dann im Verlauf von Jahren plötzlich im Bestand zuzunehmen und zu dominieren (Mills et al. 1996, Orlova et al. 2004, Ricciardi & Whoriskey 2004).

Dreissena rostriformis bugensis entwickelt sich unter Stillgewässerbedingungen besser als in durchströmten Bereichen (Ackermann 1999). In staugeregelten, schiffbaren Abschnitten von Main, Neckar oder der Mosel, in an die großen Flüsse angeschlossenen Seen, Kiesgruben und Altarmen sowie in den schiffbaren Kanälen wird die Art ideale Entwicklungsbedingungen finden. Mit entsprechenden Massenentwicklungen ist dort in nächster Zeit zu rechnen. Die Ausbreitung in dem durchgängigen Wasserstraßennetz wird sich kaum noch vermeiden lassen. Eine Einschleppung in Seen sollte hingegen unbedingt verhindert werden.

Daneben sind hohe wirtschaftliche Schäden zu erwarten. Von großer Bedeutung ist das Risiko einer Verstopfung von Filtern und Rohrleitungen durch die Muscheln, was die Trinkwasser- und Kühlwassernutzung gefährdet. Die planktonischen Veliger-Larven von *D. rostriformis bugensis* sind deutlich kleiner als die der anderen, bisher bei uns vorkommenden Muschelarten. Larven von *D. rostriformis bugensis* sind nur 39-101 µm lang, die Länge beträgt bei Larven von *D. polymorpha* 97-112 µm und bei *Corbicula fluminea* 385-450 µm (Nichols & Black 1994). Darüberhinaus werden die Larven von *D. rostriformis bugensis* bereits bei niedrigeren Temperaturen ins Wasser abgegeben (Orlova et al. 2005).

Literatur

- Ackerman, J. D. (1999): Effect of velocity on the filter feeding of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for trophic dynamics.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56: 1551-1561.
- Martens, A. & K. Grabow (2008): Das Risiko der Verschleppung neozoischer Amphipoda beim Überlandtransport von Yachten.- Lauterbornia 62: 41-44.

- Martens, A., K. Grabow & G. Schoolmann (2007): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae).- *Lauterbornia* 61: 145-152.
- Mayer, S. (2008): Binnenschiffe als Vektoren von Neozoen - von eigenen Untersuchungen zum Unterrichtsthema.- Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Wissenschaftliche Hausarbeit (unveröffentlicht), Karlsruhe.
- Mayer, S., A. Rander, K. Grabow & A. Martens (2009): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov) an Binnenfrachtschiffen im Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae) .- *Lauterbornia* (im Druck).
- Mills, E. L., G. Rosenberg, A. P. Spidle, M. Ludyanskiy, Y. Pligin & B. May (1996): A review of the biology and ecology of the Quagga Mussel (*Dreissena bugensis*), a second species of freshwater dreissenid introduced to North America.- *American Zoologist* 36: 271-286.
- Molloy, D. P., A. bij de Vaate, T. Wilke & L. Giamberini (2007): Discovery of *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897) in Western Europe.- *Biological Invasions* 9: 871-874.
- Neumann, D. & H. A. Jenner (eds) (1992): The zebra mussel *Dreissena polymorpha*.- *Limnologie aktuell* 4: 262 pp. (G. Fischer) Stuttgart.
- Nichols, S. J. & M. G. Black (1994): Identification of larvae: the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) and Asian clam (*Corbicula fluminea*).- *Canadian Journal of Zoology* 72: 406-417.
- Orlova, M. I., J. R. Muirhead, P. I. Antonov, G. K. Shcherbina, Y. I. Starobogatov, G. I. Biochino, T. W. Therriault & H. J. MacIsaac (2004): Range expansion of quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* in the Volga River and Caspian Sea basin.- *Aquatic Ecology* 38: 561-573.
- Orlova, M. I., T. W. Therriault, P. I. Antonov & G. K. Shcherbina (2005): Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts.- *Aquatic Ecology* 39: 401-418.
- Rander, A. (2008): Der tierische Aufwuchs an Binnenfrachtschiffen - von eigenen Untersuchungen zum Unterrichtsthema.- Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Wissenschaftliche Hausarbeit (unveröffentlicht), Karlsruhe.
- Rander, A. , S. Mayer, K. Grabow & A. Martens (2009): Die Scherenassel *Tanais dulongii* (Audouin) an Binnenfrachtschiffen im Oberrhein (Crustacea: Tanaidacea).- *Lauterbornia* (im Druck).
- Reinhold, M. (1999): Verschleppung durch Binnenschiffe als Möglichkeit anthropochorer Ausbreitung von Makroinvertebraten in Zusammenhang mit dem Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau.- Dissertation Georg-August-Universität zu Göttingen, 146 S.+iii.
- Reinhold, M. & T. Tittizer (1997): Zur Rolle von Schiffen als Vektoren beim Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau.- *Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen* 41: 199-205.
- Ricciardi, A., R. Serrouya & F. G. Whoriskey (1995): Aerial exposure of zebra and quagga mussels (Bivalvia: Dreissenidae): implications for overland dispersal.- *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 470-477.
- Ricciardi, A. & F. G. Whoriskey (2004): Exotic species replacement: shifting dominance of dreissenid mussels in the Soulages Canal, upper St. Lawrence River, Canada.- *Journal of the North American Benthological Society* 23: 507-514.
- Son, M. O. (2007): Native range of the zebra mussel and quagga mussel and new data on their invasions within the Ponto-Caspian Region.- *Aquatic Invasions* 2: 174-184.
- Van der Velde, G & D. Platvoet (2007): Quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). *Aquatic Invasions* 2: 261-264.
- Ward, J. M. & A. Ricciardi (2007): Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis.- *Diversity and Distributions* 13: 155-165.

Ammonium- und pH-Toleranz zweier Amphipodenarten im Bodensee

Lena Schlag, René Gergs & Karl-Otto Rothhaupt

Universität Konstanz, Limnologisches Institut, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, Lena.Schlag@gmx.de, Rene.Gergs@uni-konstanz.de, Karl.Rothhaupt@uni-konstanz.de

Keywords: *Dikerogammarus villosus*, *Gammarus roeselii*, lethaler Effekt, sub-lethaler Effekt, Präkopula-Disruption, Fraßrate

Einleitung

Der aus der Ponto-Caspischen Region stammende Neozoe *Dikerogammarus villosus* ist bekannt als ein starker Prädatör, mit hoher Reproduktionsfähigkeit und hoher Toleranz zu Salz und Temperatur (Dick and Platvoet 2000; Bruijs et al. 2001; Pöckl 2007). Die Art ist seit 2002 im Bodensee, hat sich dort schnell ausgebreitet und wurde zu einem starken Konkurrenten für die einheimische Art *Gammarus roeselii* (Mürle et al. 2004; Mörtl et al. 2005). Beide Arten leben bevorzugt auf Hartsubstrat und in Makrophyten. Die Abundanz von *G. roeselii* hat seit der Invasion von *D. villosus* stark abgenommen, wurde aber nicht vollständig verdrängt.

Ammonium ist in Gewässern allgemein ein Indikator für organische Belastung, z.B. verursacht durch die Einleitungen von Kläranlagen oder Einträge aus der Landwirtschaft. Erhöhte Ammoniumkonzentrationen kommen auch bei stark eutrophen vor. Ammonium (NH_4^+) hat keine bis nur geringe Toxizität für Makroinvertebraten, wohingegen Ammoniak (NH_3) sehr toxisch sein kann (Williams et al. 1986). Das Verhältnis von Ammonium und Ammoniak hängt unter anderem vom pH-Wert und Temperatur ab (Emerson et al. 1975); so ist in natürlich basischen Gewässern das Gleichgewicht stark zu Seiten des Ammoniaks verschoben. Der pH-Wert kann in Gewässern auf kleiner Skala, auf Grund der Photosynthese-Aktivität der Makrophyten, schwanken. Ebenso gibt es Gewässer, die natürlich sauer sein können, z.B. Moore oder Tagebauseen.

In dieser Studie wurden die Toleranzen der beiden dominanten Amphipodenarten im Bodensee auf die abiotischen Faktoren Ammonium und pH-Wert untersucht. Ein Unterschied in der Toleranz der beiden konkurrierenden Arten kann Aufschluss über die Verbreitungsgrenzen, sowie Informationen zu ihren zukünftigen Verbreitungsmustern geben.

Material und Methoden

Allgemeiner Versuchsaufbau

In drei verschiedenen Laborversuchen, einem mit lethalen und zwei mit sublethalen Effekten, wurde die Toleranz beider Arten auf unterschiedliche Konzentrationen von Ammoniumchlorid (NH_4Cl) und unterschiedlichen pH-Werten getestet. Alle Versuche wurden im 15 °C Klimaraum durchgeführt. 10 Plastikschaalen (10,5 cm x 10,5 cm x 3,5 cm) pro Treatment (NH_4Cl -Konzentration bzw.

pH-Wert) und Art, wurden mit je 300 mL Testlösung gefüllt und einem Stein als Schutz zugegeben. Die jeweiligen Testlösungen wurden zu Beginn des Versuchs mit vorgefilterten (30 µm) Bodenseewasser frisch angesetzt. NH₄Cl wurde als Salz in Lösung gegeben, die unterschiedlichen pH-Werte wurden mit konzentrierter Salzsäure und Natronlauge eingestellt.

Mortalität

Im Mortalitätstest wurden die Grenzen für das Überleben beider Arten, und die Bereiche in denen die beiden Versuche mit subletalem Effekt stattfinden sollten, untersucht. Dabei wurde das Überleben von 10 Individuen pro Ansatz innerhalb von drei Tagen bestimmt. Die getesteten NH₄Cl-Konzentrationen lagen zwischen 0 und 20 mM, sowie pH-Werten zwischen 2 und 13.

Präkopula Disruption

Amphipoden bilden so genannte Präkopula-Pärchen, bei dem das Männchen das Weibchen einige Tage umklammert, bis sich das Weibchen häutet und eine Befruchtung der Eier stattfinden kann. Die Präkopula-Disruption ist ein sehr sensibler Versuch, der direkt im Zusammenhang mit dem Reproduktionserfolg steht. Pro Replikat wurden 5 Präkopula-Pärchen eingesetzt und über 6 Stunden alle 30 Minuten die noch vorhandenen Pärchen gezählt. Getestet wurden NH₄Cl-Konzentrationen von 0 bis 10 mM und pH-Werte zwischen 5 und 11.

Fraßrate

Zur Bestimmung der Fraßrate wurde einem Individuum tote Chironomiden *ad libitum* angeboten. Die Futtermenge [mg] als Aschefreie Trockengewicht (AFTG) zu Versuchsbeginn wurde mit einer Länge-Biomassen-Relation berechnet. Dieses wurde vom AFTG [mg] des restlichen Futters nach Versuche abgezogen und auf das AFTG [mg] des Individuums bezogen. Der Versuch lief 24 Stunden, mit einer NH₄Cl-Konzentration von 0 bis 7 mM und pH-Werten zwischen 5 und 10. Zur Korrektur wurde eine Kontrolle ohne Amphipod durchgeführt, um den Masseverlust des Futters während der Versuchsdauer zu quantifizieren. Jedes Treatment wurde 10-mal repliziert.

Ergebnisse

Ammonium

Die Ergebnisse des Mortalitätsversuchs zeigten, dass die Mortalität beider Arten bei steigender NH₄Cl-Konzentration zunahm und bei 10 mM nahe zu 100% war. Es gab keinen Unterschied zwischen den Arten. Bei den Präkopula-Pärchen nahm die Disruptionsrate von *D. villosus* ab einer Konzentration von 5 mM NH₄Cl signifikant zu, während *G. roeselii* keine Reaktion zeigte. Bei der Fraßrate fand bei beiden Arten ab einer Konzentration von 5 mM NH₄Cl eine signifikante Abnahme mit steigender NH₄Cl-Konzentration statt. Bei der höchst getesteten Stufe war der Fraß nahe Null.

pH

Im Bereich zwischen pH 5 und 9 zeigten beide Arten während des Mortalitätsversuchs nur eine geringe Mortalität. *D. villosus* war im Vergleich zu *G. roeselii* toleranter im sauren Bereich um pH 5 und *G. roeselii* im basischen Bereich bei pH 11. Die Präkopula-Pärchen zeigten bei beiden Arten eine hohe Disruptionsrate im basischen Bereich bei pH 11 von durchschnittlich knapp 80 %. In der Fraßrate war bei keiner der beiden Arten eine starke Abhängigkeit vom pH-Wert im Bereich von pH 5 bis 10 zu erkennen.

Diskussion

Ammonium

Die Versuche zeigten, dass beide Arten durch Ammonium stark beeinflusst werden, wobei dieser Effekt ab einer Konzentration von etwa 5 mM NH_4Cl messbar war. Die Ammonium-Konzentration im Freiwasser des Bodensees beträgt 0,25 $\mu\text{M/L}$, d.h. die effektiven Konzentrationen haben keine Relevanz für den gesamten Wasserkörper, sondern sind vermutlich nur von lokaler Bedeutung.

Die erhöhten NH_4Cl -Konzentrationen stellten für beide Arten eine Stresssituation dar, so dass beide ihren Fraß signifikant reduzierten. Auf Dauer resultiert diese Fraßabnahme auf eine Abnahme der Fitness mit geringerer Wachstumsrate und Reproduktion (Dangles and Guérold 2000). Im Vergleich der beiden untersuchten Amphipodenarten reagierte *D. villosus* sensibler auf Ammonium bei der Präkopula-Disruption als *G. roeselii*. Dieses Verhalten könnte ein Vorteil für *D. villosus* sein, da diese Art vielleicht schnell die ungünstigen Bedingung erkennt und die Präkopula aufgibt, um mobiler zu sein und schneller entfliehen zu können.

pH

Alle drei Versuchsansätze zeigten, dass beide Arten eine hohe pH-Toleranz über mehrere pH-Stufen besitzen. Die höhere Toleranz von *G. roeselii* im sauren Bereich um pH 5, könnte evtl. auf eine potentielle Nische für die Art im Vergleich zum konkurrenzstarken *D. villosus* hinweisen. *D. villosus* hingegen reagiert sensibler als *G. roeselii* bei der Präkopula Disruption. Analog zur Ammonium-Konzentration, könnte dieses Verhalten von Vorteil für die Art sein, da ungünstige Umweltbedingungen erkannt werden können und durch das Lösen vom Partner ein schnelleres Entfliehen aus den ungünstigen Bedingungen erfolgen kann.

Schlussfolgerungen

Diese Studie zeigte, dass es deutliche Unterschiede in der Ammonium- und pH-Toleranz bei den beiden Amphipodenarten *D. villosus* und *G. roeselii* gibt. Allerdings lässt sich mit den Ergebnissen die Frage nicht endgültig klären, inwiefern dies Auswirkungen auf die Verbreitung und potentielle Koexistenz der beiden Arten hat. Dazu müssen weitere Untersuchungen folgen, die zum einen den Reproduktionserfolg beider Arten unter diesen Bedingungen testen. Zum anderen ist es wichtig zu untersuchen, ob die Arten die ungünstigen Umweltbedingungen erkennen und darauf reagieren (vgl. Baumgärtner et al. 2002). Vergleichenden Untersuchungen im Freiland müssen zudem die Relevanz von Ammonium und pH und deren Einfluss auf die Zusammensetzung der Amphipodengemeinschaft in diesen Bereichen aufdecken.

Danksagung

Die Untersuchung wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit durchgeführt.

Literatur

- Baumgärtner, D., Jungbluth, A.-D., Koch, U. and von Elert, E. (2002). Effects of infochemicals on microhabitat choice by the freshwater amphipod *Gammarus roeseli*. *Archiv für Hydrobiologie* 155: 353-367.
- Bruijs, M. C. M., Kelleher, B., van der Velde, G. and Bij de Vaate, A. (2001). Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 633-646.
- Dangles, O. J. and Guérol, F. A. (2000). Feeding activity of *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda) in acidic and low mineralized streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1-4.
- Dick, J. T. A. and Platvoet, D. (2000). Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 267: 977-983.
- Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E. and Thurston, R. V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effects of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 2379-2383.
- Mörtl, M., Mürle, U., Ortlepp, J., Rey, P., Scheifhacken, N. and Werner, S. (2005). *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) und *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroidea) im Bodensee. Wirbellose Neozoen im Bodensee. L. f. U. Baden-Württemberg. Karlsruhe, Germany, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung: 15-30.
- Mürle, U., Becker, A. and Rey, P. (2004). *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) new in Lake Constance. *Lauterbornia* 49: 77-79.
- Pöckl, M. (2007). Strategies of a successful new invader in European freshwaters: fecundity and reproductive potential of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in Austrian Danube, compared with the indigenous *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Freshwater Biology* 52: 50-63.
- Williams, K. A., Green, D. W. J. and Pascoe, D. (1986). Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 61-70.

Neobiota und Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie

Franz X. Schöll & Bernd König

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Germany; e-mail: schoell@bafg.de; koenig@bafg.de

Keywords: Neozoa, Makrozoobenthos, Große Flüsse, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Die autochthone Flora und Fauna wird in Europa überlagert von der anthropogenen Arealodynamik, der absichtlichen oder unbeabsichtigten Mitwirkung von Menschen bei Expansionsvorgängen von Tieren. Neobiota sind solche Organismen, die unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein ihnen vorher nicht zugängliches Verbreitungsgebiet gelangt sind und dort neue Populationen aufgebaut haben. Insbesondere in Wasserstraßen ist die Ansiedlung und Ausbreitung von Neobiota über Kanäle und Schiffsverkehr ein vielfach beschriebenes Phänomen. Die Auswirkungen von gebietsfremden Arten auf Biozönosen können vielfältig sein, von dem Verlust an Biodiversität bis hin zur Veränderung der genetischen Reinheit der Arten. Der Einfluss von eingebürgerten Arten auf die ursprünglichen Lebensgemeinschaften ist allerdings oft nur schwer zu quantifizieren.

Neobiota und WRRL

Obwohl gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, European Community 2000) Fließgewässer hinsichtlich ihres ökologischen Zustandes referenzbasiert zu bewerten sind, werden Neobiota – im Gegensatz zu anderen Belastungen („Pressures“) wie chemische oder hydromorphologische Einflüsse – nur indirekt erwähnt.

So heißt es in WRRL Anhang II, Kap.1.4: Ermittlung der Belastung:

“Die Mitgliedstaaten sorgen für die Erhebung und Aufbewahrung von Daten über Art und Ausmaß der signifikanten anthropogenen Belastungen, denen die Oberflächenwasserkörper in jeder Flussgebietseinheit unterliegen können insbesondere durch [...] signifikante Verschmutzungen durch Punktquellen [...] und diffuse Quellen [...] durch signifikante Wasserentnahmen [...] durch signifikante Abflussregulierung [...] durch signifikante morphologische Veränderungen [...] durch andere signifikante anthropogene Auswirkungen auf den Zustand des Wassers.“

Ferner steht in WRRL Anhang V, Kap.1.2: Normative Begriffsbestimmungen des sehr guten ökologischen Zustandes (Makrozoobenthos):

“Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse [...]“

Neobiota und CIS Guidance Dokumente

Allerdings werden Neobiota in zwei der sog. CIS Guidance Dokumente erwähnt:

Im Dokument REFCOND (Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters 2003) steht im Tool 1: Proposed pressure screening criteria for selecting potential reference sites: "Introduction of alien species: Introductions compatible with very minor impairment of the indigenous biota by introduction of fish, crustacea, mussels or any other kind of plants and animals [...] no impairment by invasive plant or animal species."

Im Dokument IMPRESS (Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive 2003) wird das Thema Neobiota im Kapitel 3.3 Identifying significant pressures angeschnitten: "Biological pressures are those that can have a direct impact on living resources either quantitatively or qualitatively."

Neobiota und Bewertung in der EU

In der EU besteht hinsichtlich der Definition von Neobiota eine gewisse Übereinstimmung (*Alien species*: "A species, subspecies, or lower taxon introduced outside its normal past or present distribution; includes any part, gametes, seeds, eggs, or propagules of such species that might survive and subsequently reproduce." *Invasive alien species*: "An alien species whose establishment and spread threaten ecosystems, habitats or species with environmental or socio-economic harm." Definition: ECOSTAT Workshop on Alien Species and the EC Water Framework Directive, Bordeaux, France 2-3 April 2008). Allerdings differieren die Zeiträume der Einbürgerung von Neobiota (z.B. Frankreich: vor ca. 5000 Jahren; Italien, Deutschland: 1492; Belgien: 1943).

In der EU werden vorläufig zwei Verfahren zur Bewertung von Wasserkörpern, in denen Neobiota vorkommen, angewendet.

Neobiota-Index: Dieser Ansatz bewertet mit einem spezifischen Neobiota-Index und wird von England favorisiert. Zunächst wird der Wasserkörper mit Hilfe von stressorenanzeigenden Verfahren bewertet. In einem zweiten Schritt kommt ein einfacher Neobiota-Index zur Anwendung, der zur einer Abwertung des ökologischen Zustandes führen kann. In diesen Index geht die Anzahl der eingebürgerten Arten sowie deren Ökologie ein.

Integrative Bewertung: Deutschland und andere Länder haben dagegen integrierte Verfahren, in denen Neobiota als Bestandteil der Biozönose über Metrices eingehen. Die Interaktionen zwischen Neobiota und der ursprünglichen Biozönose sollen dadurch erfasst und bewertet werden.

Die Situation in Deutschland

In Deutschland wurde die biozönotische Struktur von Wasserstraßen durch die Einschleppung gebietsfremder Tierarten mit dem Schiffsverkehr stark verändert (Tittizer et al. 2000). Ein Beispiel hierfür ist der Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus*. Ursprünglich in der unteren und mittleren Donau beheimatet gelangte die Art über den 1992 fertiggestellten Main-Donau-Kanal in den Rhein und von dort aus über den Mittellandkanal in Weser, Elbe und Oder (Abb. 1). Die Ausbreitung und explosionsartig Vermehrung von *D. villosus* geht mit einem deutlichem Rückgang der ursprünglichen Fauna einher, wie z.B. *Hydropsyche* sp. (Abb. 2).

Abb. 1: Ausbreitung von *Dikerogammarus villosus* in Bundeswasserstraßen

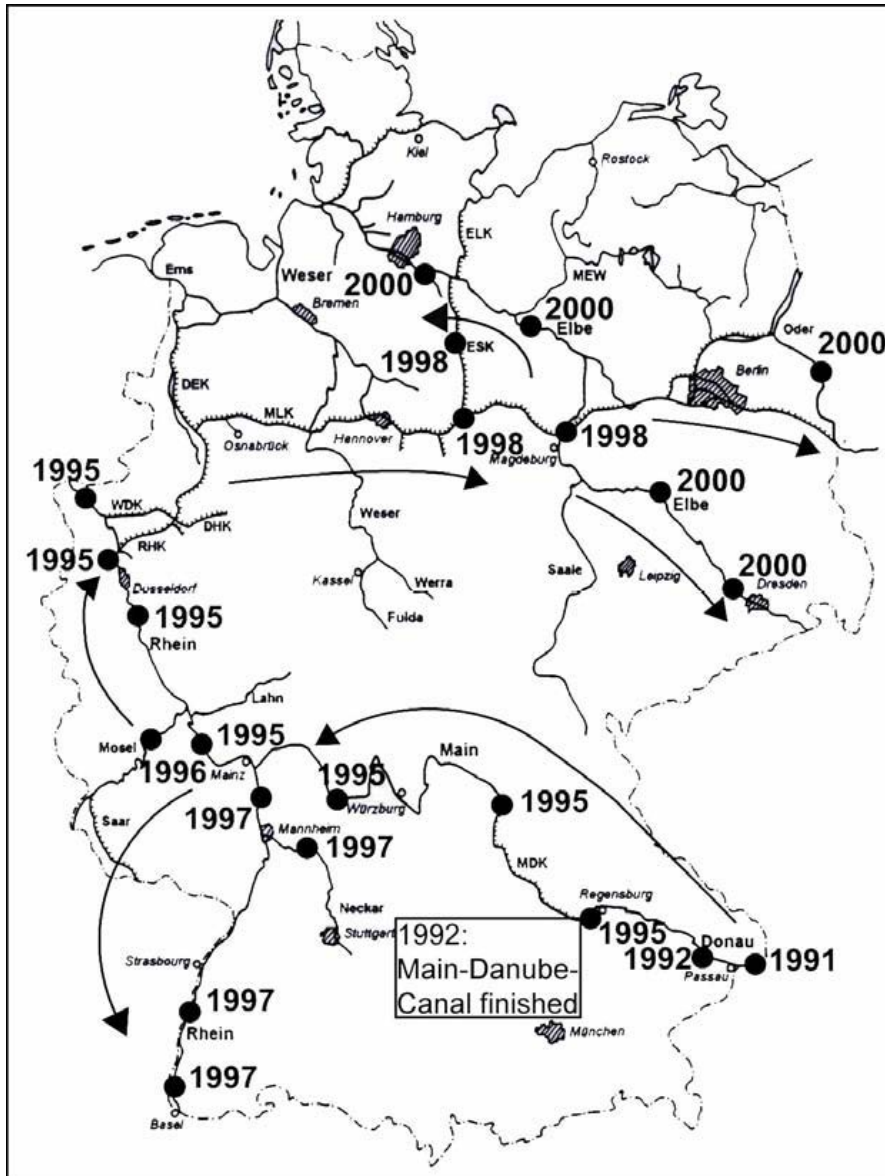
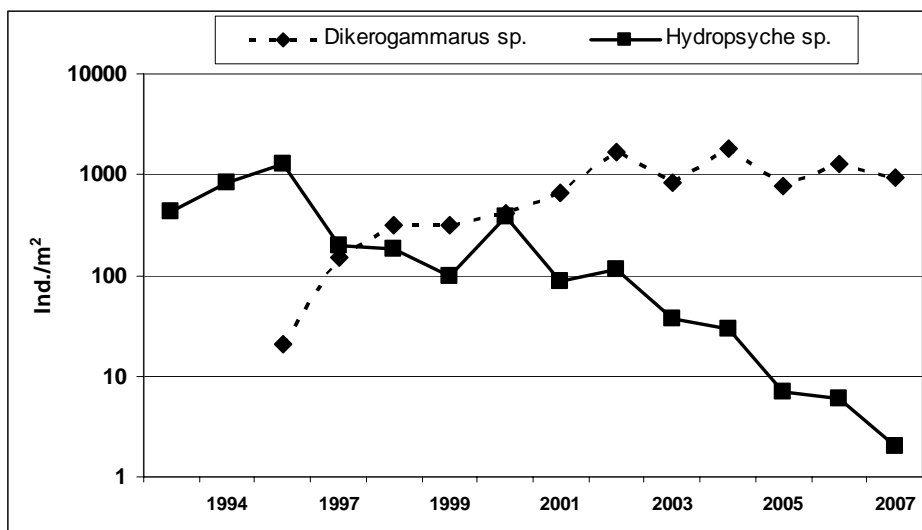
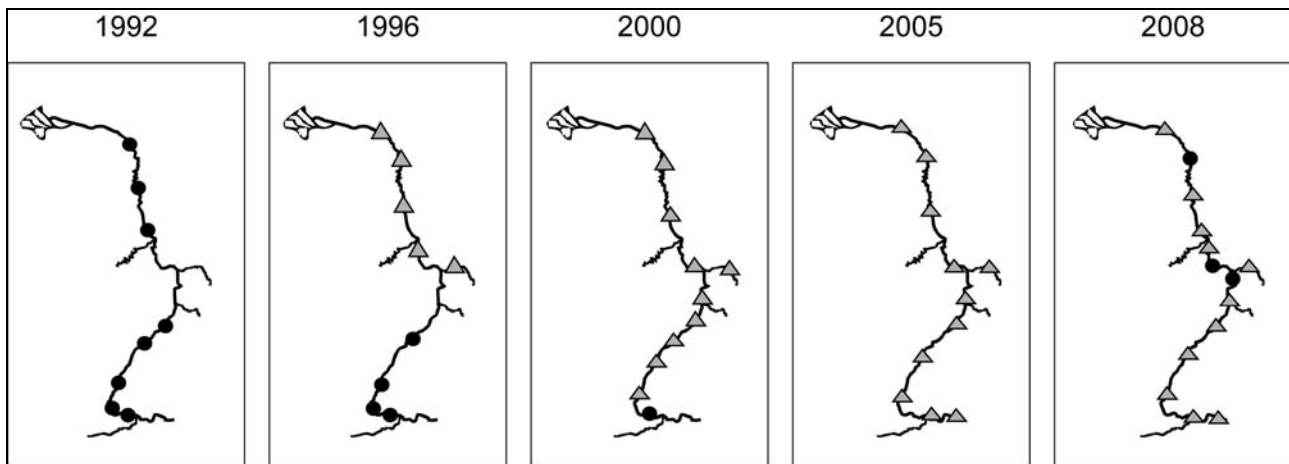


Abb. 2: Individuendichte von *Hydropsyche* sp. und *Dikerogammarus* sp. im Oberrhein



Obwohl zahlreiche autökologische Studien einen Zusammenhang zwischen dem Rückgang div. Makrozoobenthosarten und der Einwanderung von *D. villosus* nahelegen (z.B. Krisp & Maier 2005), sollten vorschnelle Rückschlüsse vermieden werden, wie das Beispiel von *Theodoxus fluviatilis* am Rhein zeigt. Nachdem die Art am Rhein (und anderen Bundeswasserstraßen wie Neckar, Main und Mosel) nahezu zeitgleich mit der Einwanderung von *D. villosus* aus dem Faunenbild verschwand, wurde sie inzwischen an der Mainmündung und am Niederrhein in z.T. beträchtlichen Individuendichten wiedergefunden (Abb.3) – mit ausbreitenden Tendenz und vergesellschaftet mit *D. villosus* (Haybach & Christmann 2008, Westermann et al. 2007).

Abb. 3: Verbreitung von *Theodoxus fluviatilis* [Punkte] und *Dikerogammarus villosus* [Dreiecke] im Rhein



Der Potamotypieindex (PTI) – ein Beispiel für ein integratives Bewertungsverfahren für große Flüsse

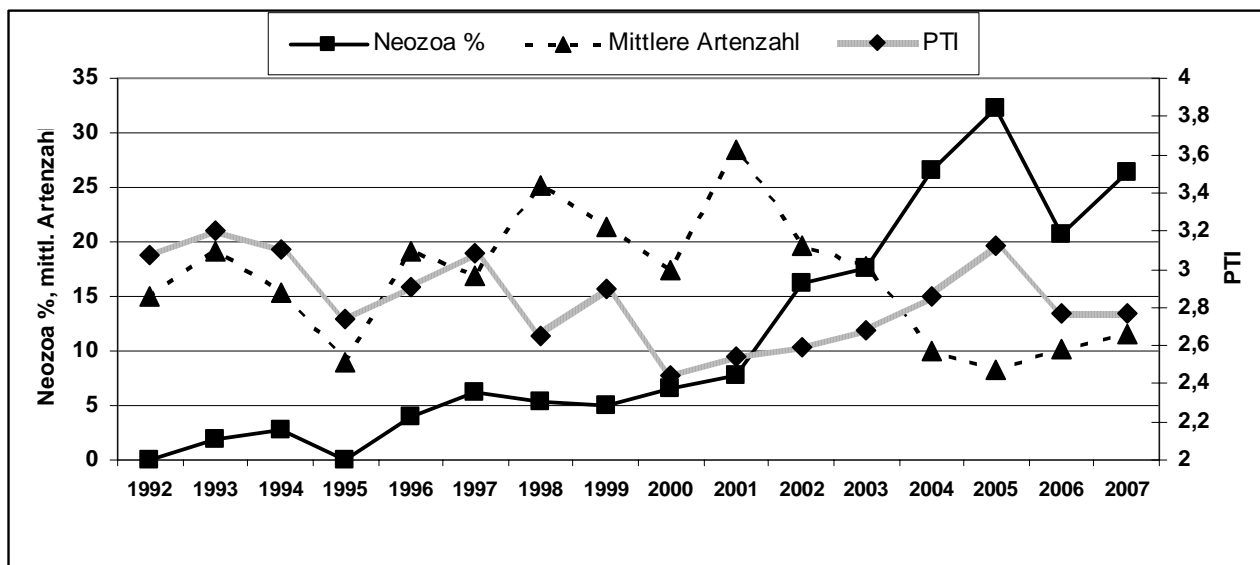
An Flüssen und Strömen ist eine leitbildorientierte Bewertung auf Grund anthropogener und biologischer Veränderungen mit großen Schwierigkeiten verbunden, da sich Referenzbiozönosen für große Flüsse im Gegensatz zu kleineren Fließgewässern nicht mit der erforderlichen Genauigkeit formulieren lassen. Das PTI-Verfahren weist hierzu einen Ausweg: Nicht die Referenzbiozönose eines Flusses wird zur Beurteilung des ökologischen Zustandes herangezogen, sondern die in den großen Fließgewässern vorkommenden Arten. Dieses indikative Verfahren erlaubt es, Flüsse und Ströme ökologisch zu charakterisieren, ohne dass ihre *ursprüngliche* Besiedlung im Detail bekannt ist. Das PTI-Verfahren folgt dem Prinzip der offenen Taxaliste, d.h. der Referenzzustand für die Klasse II „guter ökologischer Zustand“ ist allgemein eine durch potamontypische Fließwasserarten geprägte Biozönose. Dabei werden die im Potamal Mitteleuropas vorkommenden Arten nach ihrer Bindung zum Potamal in fünf ECO-Klassen eingestuft. Die zugewiesenen ECO-Werte reichen von 1 = schwache Bindung (euryöke Arten) bis 5 = starke Bindung zum Potamal (stenöke Arten) Neozen werden ebenfalls eingestuft (näheres zur Berechnung des PTI siehe Schöll et al. 2005).

Der ökologische Zustand der Oberelbe

Die Ergebnisse der ökologischen Bewertung der Oberen Elbe sind in Abb. 4 dargestellt. Nach Produktionsstilllegungen und dem Bau von Kläranlagen stieg nach 1990 mit dem Sauerstoffgehalt die mittlere Artenzahl an, der ökologische Zustand verbesserte sich von „mäßig“ zu „gut“. Viele elbetypischen Arten, die zur Zeit stärkster Abwasserbelastung ausgestorben waren, kehrten zurück

(z. B. *Oligoneuriella rhenana* und *Potamanthus luteus*). Seit 2001 ist mit dem zunehmenden Anteil von Neozoa (z.B. *D. villosus*, *Jaera sarsi*, *Echinogammarus trichiatus*, *Corbicula fluminea*) ein Rückgang der Artenzahl zu beobachten, der ökologische Zustand sank von „gut“ zu „mäßig“. Am Rhein und an der Donau können ähnliche Effekte beobachtet werden (nicht hier dargestellt). Die Ergebnisse zeigen, dass das PTI-Verfahren die Auswirkungen der Einwanderung von Neobiota sicher abbildet.

Abb. 4: Prozentualer Neozoaanteil, mittlere Artenzahl/0,125 m² und PTI-Werte an der Oberen Elbe.
PTI-Klassengrenzen: „sehr gut“: 1-1,9; „gut“: 1,91 – 2,6; mäßig: 2,61 – 3,4; „unbefriedigend“: 3,41 – 4,1; „schlecht“: 4,11 – 5.



Ausblick

Neobiota haben bei bestimmten Gewässertypen und bestimmten biologischen Qualitätskomponenten einen großen Einfluss auf die ökologische Bewertung nach WRRL. Neobiota können zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustandes führen, ohne dass dies auf „klassische“ anthropogene Eingriffe z.B. in die Gewässergüte oder Gewässerstruktur zurückzuführen ist.

Um den Einfluss von Neobiota auf die ökologische Bewertung zu visualisieren, sollten Neobiota-dominierte Gewässer daher besonders gekennzeichnet werden. Wir schlagen für das Makrozoobenthos in großen Fließgewässern eine Kennzeichnung etwa ab 30 % Neozoenanteil (berechnet nach Abundanzklassen) an der Gesamtbiozönose vor.

Literatur

- European Community (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327: 1-72.
- Haybach, A. & Christmann, K.H. (2008): Wiederfund von *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) (Gastropoda: Neritidae) im Rhein von Nordrhein-Westfalen. - *Lauterbornia* 62, 19-20.
- IMPRESS (2003): Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), guidance document 3, analysis of pressures and impacts. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. [<http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library>]
- REFCOND (2003): Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), guidance document 10, river and lakes – typology, reference conditions and classification systems.

Office for Official Publications of the European Communities,
Luxembourg.[<http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library>]

Krisp, H. & Maier, G. (2005): Consumption of macroinvertebrates by invasive and native gammarids: a comparison. *J. Limnol.*, 64(1): 55-59.

Schöll, F., Haybach, A., & König, B. (2005): 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 Wasserwirtschaft* 49 (5), 234 – 247.

Tittizer, T., F. Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39, 1-72.

Westermann, F., Schöll, F. & Stock, A. (2007): Wiederfund von *Theodoxus fluviatilis* im nördlichen Oberrhein. *Lauterbornia* 59, 67-72.

Von Sternschnuppen und Farnfressern: weniger bekannte Neozoen des Oberrheins

Gerhard Schoolmann, Karsten Grabow & Andreas Martens

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland,
schoolmann@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: invasive species, neozoans, Germany, Rhine, habitat, identification

Einleitung

Flohkrebse und Muscheln dominieren das Makrozoobenthos des Oberrheins, haben einen höheren Bekanntheitsgrad und spielen bei der Betrachtung der Neozoenproblematik damit regelmäßig eine große Rolle. Hier soll einmal besonderes Augenmerk auf die sonst eher vernachlässigten Arten geworfen werden. Deshalb werden hier *Caspihalacarus hyrcanus* (Halacaridae), *Pectinatella magnifica* (Bryozoa), *Stenopelmus rufinasus* (Coleoptera), *Barbronia weberi* (Hirudinea) und *Menetus dilatatus* (Gastropoda) vorgestellt. Zusätzlich soll kurz Augenmerk auf die Situation von *Oroconectes immunis* (Crustacea) geworfen werden. Im Vordergrund stehen jeweils Biologie, Ökologie und Verbreitung. Darüber hinaus sollen Hinweise zum Bestimmen und zum Nachweis der Arten gegeben werden.

Caspihalacarus hyrcanus (Halacaridae)

Die Wassermilbe *Caspihalacarus hyrcanus* K. Viets kommt ursprünglich im Kaspischen und Schwarzen Meer und in deren Einzugsgebieten in Fließgewässern, wahrscheinlich auch in größeren und kleineren Seen vor (Bartsch 2004). In der Donau reicht das Vorkommen stromaufwärts fast bis Wien (Bartsch & Panesar 2000). Erste Funde vom Rhein stammen aus den Niederlanden (Bij de Vaate et al. 2002). Im November 2005 wurde die Art in der Steinschüttung der Hafeneinfahrten vom Rheinhafen Karlsruhe sowie der Häfen Maximiliansau und Lauterbourg gefunden (Martens et al. 2006).

Die Wassermilben befanden sich auf der Unterseite der Schüttsteine auf den Wohnröhren des kürzlich eingewanderten Flohkrebsses *Chelicorophium robustum* (Sars). Aufgrund der geringen Größe der Tiere empfiehlt sich die Suche mit der folgenden Methode: Der durch tierische Besiedlung gebildete Belag von der Steinunterseite wird abgekratzt und in ein Gefäß mit Wasser überführt. Im Labor, bei der Betrachtung der unkonservierten Proben in flachen wassergefüllten Schalen unter der Stereolupe, sieht man die auf den Wohnröhren herumkrabbelnden Tiere am besten (Martens et al. 2006). *C. hyrcanus* ist als Vertreter der Halacaridae leicht zu erkennen: Geringe Körpergröße (< 550 µm) und unscheinbare Färbung; charakteristische Stellung der Beine (zwei Beinpaare nach vorne gerichtet, von den beiden anderen, nach hinten gerichteten Beinpaaren durch einen Zwischenraum getrennt); Mundwerkzeuge mit nur viergliedrigem Palpus.

Die "Meeresmilben" Halacaridae verfügen im Gegensatz zu den Süßwassermilben im engeren Sinne (Hydrachnidia) über wesentlich geringere Ausbreitungsmöglichkeiten: Im Laufe ihrer Individuentwicklung bilden sie weder phoretische Larven, noch austrocknungsresistente Verbreitungsstadien aus (Bartsch 2007). Damit sind ihre Ausbreitungsmöglichkeiten, ähnlich denen vieler Krebse, von natürlichen oder künstlichen Verbindungen zwischen Gewässersystemen abhängig.

***Pectinatella magnifica* (Bryozoa),**

Das Moostierchen *Pectinatella magnifica* (Leidy) kann gallertige Kolonien von Kindskopfgröße bilden. Die Art stammt aus Gewässern der Oststaaten der USA und ist mittlerweile auch in Europa, Kleinasien, Korea, Japan und Mittelamerika nachgewiesen worden (Rodriguez & Vergon 2002). In Europa weiß man von Vorkommen in der Tschechoslowakei, Polen, Frankreich, Rumänien und Deutschland. Der erste Fund in Europa datiert aus dem Jahr 1883 und stammt aus der Bille bei Hamburg (Kraepelin 1884). In der Oder bei Breslau fielen 1905 einem Fischer Gallertkugeln dieser Art auf, die er zuerst für Sternschnuppen hielt (Zimmer 1906). Bis heute gibt es Funde aus der Elbe, der Havel, der Oder, der Ruhr, dem Elisabethfehn-Kanal in Ostfriesland und von Seen um Berlin (Lacourt 1968, Post & Landmann 1998, Schöll & Fuksa 2000, Tittizer & al. 2000, www.stuad-nrw.de 2004).

In einer alten, dem Rhein angeschlossenen Kiesgrube bei Linkenheim-Hochstetten nördlich von Karlsruhe wurde die Art seit ihrer Entdeckung 2003 (Grabow 2005) kontinuierlich gefunden. Weitere Fundorte in der Region waren bisher der Lingenfelder Altrhein bei Germersheim (Fund von Kolonien) und der Rheinhafen Karlsruhe (Fund von Flottoblasten).

Die Art wächst zu erst flächig, durch die Ablagerung von Gallerte wölbt sich die Kolonie in der Folge auf. Die außergewöhnliche Koloniegröße wird in der Regel nur in besonders warmen Sommern erreicht. Eine eindeutige Bestimmung ermöglicht die Untersuchung der Flottoblasten. Sie sind bei *Pectinatella magnifica* rund bis leicht oval mit 10 bis 22, gewöhnlich 14 auffälligen Widerhaken besetzt, welche am Schwimmring der Dorsalseite ansetzen (Massard & Geimer 2002). Die ähnlich gebauten Flottoblasten von *Cristatella mucedo* besitzen auf der Ventralseite 20 bis 50 und auf der Dorsalseite 10 bis 30 Widerhaken. Ein weiterer Unterschied ist, dass der Flottoblast von *P. magnifica* um ein bis zwei Achsen gewölbt ist, während der von *C. mucedo* ungewölbt ist.

***Stenopelmus rufinasus* (Coleoptera: Curculionidae)**

Stenopelmus rufinasus Gyllenhal ist ein etwa 3 mm großer Rüsselkäfer, dessen Thorax und Elytren marmoriert sind, zudem ist die Rüsseloberseite (vgl. Artnamen) charakteristisch rötlich gefärbt. Die Art kam ursprünglich nur in Nordamerika vor. Sie ernährt sich ausschließlich vom Schwimmfarn *Azolla* spp. (Hill 1998) und kann binnen kürzerer Zeit die Vorkommen ihrer Nahrungspflanze vollkommen zusammenbrechen lassen. Der Käfer wurde deshalb zur biologischen Bekämpfung des aquatischen Neophyten *Azolla filiculoides* in Südafrika und Großbritannien eingesetzt (McConnachie et al. 2004, Sheppard et al. 2006). Der Erstfund in Europa datiert bereits auf das Jahr 1892 (Fund in Frankreich), außerdem ist die Art bis heute auch aus Großbritannien, den Niederlanden, Belgien, Deutschland, Italien und Spanien bekannt (Fernández Carrillo et al. 2005). Sie benötigt zur Entwicklung vom Ei zur Imago 20 Tage. Der gesamte Lebenszyklus findet ausschließlich an *Azolla* statt.

Der Käfer gehört damit ohne Zweifel in die Liste aquatischer Neozoen Deutschlands: Die Art hat eine strenge Bindung an eine Wasserpflanze und kommt bereits seit Jahrzehnten in Deutschland vor

(Lohse 1983). Das Vorkommen in einzelnen Regionen scheint instabil zu sein, die starken Häufigkeitsschwankungen und die zeitweiligen Nachweislücken korrespondieren aber stets mit den starken Bestandsschwankungen von *Azolla filiculoides*. Im Vergleich mit anderen Regionen ist die Zahl der Fundmeldungen vom Oberrhein hoch (Braun & Kunz 1991, Frank & Konzelmann 2002, aktuelle Funde s.u.).

Die Art ist im Herbst 2007 am Oberrhein in der Umgebung von Karlsruhe zahlreich aufgetreten. Der Nachweis gelang am sichersten, wenn man *Azolla*-Pflanzen in ein verschließbares Probengefäß einsammelte und dieses im Labor stehen ließ. Denn oft entdeckte man dabei die erst Käfer auf dem Schwimmfarn.

***Barbronia weberi* (Hirudinea)**

Der aus Südostasien stammende Egel *Barbronia weberi* (Blanchard) wurde 1994 zum ersten Mal für Deutschland im Oberrhein nachgewiesen, danach erfolgte noch ein Nachweis 1998 aus dem Mittelrhein (Potel et al. 1998). In den letzten Jahren breitete sich die Art weltweit aus, mit Funden in Neuseeland, Australien, Brasilien, Mexiko, USA (Aquarienfund) sowie in Großbritannien, Deutschland, Österreich, Italien (aktuelle Übersicht: Genoni & Fazzone 2008) und der Schweiz (Vicentini briefl. Mitt.). Die Ausbreitung geschieht wahrscheinlich durch den weltweiten Handel mit Wasserpflanzen.

Die Art fällt im Freiland durch ihre geringe Größe und durch ihre rötliche Färbung auf. Weitere morphologische und anatomische Bestimmungsmerkmale gibt Nesemann (1997) an.

Eigene Funde gelangen im Kühlwasserauslauf des AKW Philippsburg und im Gillbach, einem Zufluß der Erft. Es liegen weitere Funde aus dem Berghäuser Altrhein (D. Bernauer mdl. Mitt.), dem Neckar bei Neckarsulm (M. Marten mdl. Mitt.) und der Erft (B. Eiseler mdl. Mitt.) vor.

Besonders die Funde an stark thermisch belasteten Abschnitten des Rheins bei Philippsburg, des Gillbachs und der Erft lassen auf eine Wärmebedürftigkeit schließen. Dies deckt sich auch mit der ursprünglichen Verbreitung der Art und den weltweiten Neufunden.

***Menetus dilatatus* (Gastropoda)**

Die nur 2–3 mm große und daher leicht zu übersehende Tellerschnecke *Menetus dilatatus* (Gould) (Gastropoda: Planorbidae) stammt aus Nordamerika. Seit 1869 ist die Art aus England bekannt. Der erste Fund für Deutschland, im Jahre 1980, stammt aus dem Rhein-Herne-Kanal. Es gibt eine Anzahl zerstreuter Nachweise vor allem aus den Einzugsbereichen von Rhein und Elbe. Müller et al. (2005) zeigen für die Elbe und angrenzende Gewässer, dass die Art heute bereits relativ weit verbreitet ist.

Am mittleren Oberrhein tritt die Art sporadisch auf. Die Art besiedelt hier in geringer Dichte insbesondere steinige Substrate. Fundorte sind Buhnen der Fahrrinne, Tümpel im Überflutungsbereich und Hafenbecken.

***Orconectes immunis* (Crustacea: Cambaridae)**

Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* (Hagen) stammt aus dem östlichen Nordamerika. Die Art besitzt im Vergleich zu allen anderen aus Mitteleuropa bekannten Flusskrebsen charakteristische Merkmale durch die Haarbüschel an den Scheren der 1. und 2. Schreitbeine und die deutliche Ein-

buchtung an der großen Schere, die in einem vorspringenden Zahn endet. Nach jetzigem Kenntnisstand stammt der erste nachweisbare Freilandfund der Art in Mitteleuropa nicht aus dem Herbst 1997 (Dehus et al. 1999) sondern bereits aus dem Herbst 1993. Bis Oktober 2005 wurde die Art an 28 Stellen in der mittleren und nördlichen Oberrheinebene zwischen Achern und Mannheim gefunden. Die Art kam dabei sowohl auf badischer als auch elsässischer und pfälzischer Seite vor. Auf badischer Seite war ein erstes Vordringen in den Schwarzwald festzustellen (Gelmar et al. 2006). Der Kalikokrebs kommt am Oberrhein in unterschiedlichen Gewässertypen vor, sowohl in stehenden als auch fließenden Gewässern. Der Untergrund der Fundorte ist häufig lehmig oder schlammig, daneben werden aber auch Steinschüttungen besiedelt.

In der Umgebung von Karlsruhe kommt der Kamberkrebs *Orconectes limosus* seit dem Auftreten des Kalikokrebses nicht mehr flächendeckend vor. Besonders in lehmigen Bereichen fehlt der Kamberkrebs, allein in Steinschüttungen kann er sich gut halten. Eine Ursache der Verdrängung ist, dass der Kalikokrebs in direkten Konfrontationen dem Kamberkrebs überlegen ist (Chucholl et al. 2008). Wir gehen davon aus, dass noch ein weiterer Aspekt eine wichtige Rolle spielt. Der Kalikokrebs hat ein wesentlich stärker ausgeprägtes Grabeverhalten. Seine langen, tief in den Boden reichenden Gänge erlauben es ihm, sich in zeitweilig austrocknenden oder im Winter durchfrierenden Gewässern zu halten (Tack 1941, Caldwell & Bovbjerg 1969). Wir gehen davon aus, dass sich der Kalikokrebs besonders in temporären Gewässern und solchen mit Feingrund etabliert. Am Oberrhein wird er den Kamberkrebs jedoch nicht völlig verdrängen.

Literatur

- Bartsch, I. (2004): The Black Sea halacarid fauna (Halacaridae, Acari): faunal comparison with the Mediterranean, Eastern North Atlantic, North Sea, and Baltic and reflection on its origin.- Mitteilungen aus dem Museum für Naturkunde Berlin, Zoologische Reihe 80: 143-158.
- Bartsch, I. (2007): Acari: Halacaridae.- In: Gerecke, R. (ed.): Süßwasserfauna Mitteleuropas, 7/2-1: Chelicerata: Araneae, Acari I.- Spektrum-Elsevier, Heidelberg: 390 S.
- Bartsch, I. & A. Panesar (2000): Die Meeresmilbe *Caspihalacarus hyrcanus* in der Donau bei Wien, ein ponto-kaspisches Relikt.- Natur und Museum 130: 258-263.
- Bij de Vaate, A., G. Jazdzewski, H. A. M. Ketelaars, S. Gollasch & G. Van der Velde (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 1159-1174.
- Braun, A.R. & W. Kunz (1991): Zweiter Beitrag zur mittelbadischen Wasserkäfer-Fauna.- Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz 15: 415-438.
- Caldwell, M.J. & R.V. Bovbjerg (1969): Natural history of the two crayfish of northwestern Iowa, *Orconectes virilis* and *Orconectes immunis*.- Iowa Academy of Science 76: 463-472.
- Chucholl, C., H.B. Stich & G. Maier (2008): Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*.- Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie 172: 27-36.
- Dehus, P., U. Dussling & C. Hoffmann (1999): Notes on the occurrence of the calico crayfish (*Orconectes immunis*) in Germany.- Freshwater Crayfish 12: 786-790.
- Fernández Carrillo, J. L., E. Fernández Carrillo & M. A. Alonso-Zarazaga (2005): Primera cita de *Stenopelmus rufinasus* Gyllenhal, 1835 en la Península Ibérica (Coleoptera, Eirrhinidae).- Graellsia 61: 139-140.
- Frank, J. & E. Konzelmann (2002): Die Käfer Baden-Württembergs 1950-2000.- Naturschutz-Praxis, Artenschutz 6. 290 S.
- Gelmar, C., F. Pätzold, K. Grabow & A. Martens (2006): Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebis breitet sich rasch in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae).- Lauterbornia 56: 15-25.
- Genoni, P. & A. Fazzone (2008): *Barbronia weberi* (R. Blanchard, 1897) (Hirudinea: Salicidae), an Asian leech species new to Italy.- Aquatic Invasions 3: 77-79.
- Grabow, K. (2005): *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa) am Oberrhein.- Lauterbornia 55: 133-139.

- Hill, M.P. (1998): Life history and laboratory host range of *Stenopelmus rufinasus*, a natural enemy for *Azolla filiculoides* in South Africa.- *BioControl* 43: 215–224.
- Kraepelin, K. (1884): Zur Biologie und Fauna der Süßwasserbryozoen.- *Zoologischer Anzeiger* 7: 319-320.
- Lacourt, A.W. (1968): A monograph of the freshwater Bryozoa. Phylactolaemata.- *Zoologische Verhandelingen* 93: 1-159.
- Lohse, G.A. (1983): 15. Unterfamilie: Stenopelminae. In Freude, H., K.W. Harde & G.A. Lohse: Die Käfer Mitteleuropas, Band 11. Goecke & Evers, Krefeld: 44.
- Martens, A., R. Gerecke & K. Grabow (2006): *Caspihalacarus hyrcanus* (Acari: Halacaridae) am Oberrhein – der erste Fund einer neozoischen Wassermilbe in Deutschland und Frankreich.- *Lauterbornia* 56: 27-33.
- Massard, J.A. & G. Geimer (2002): Occurrence of *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa, Phylactolaemata) in the German-Luxembourg border region near Bech-Kleinmacher (Luxembourg) and Nennig (Germany).- *Archives / Institut grand-ducal de Luxembourg. Section des Sciences naturelles, physiques et mathématiques* N.S. 44: 107-120.
- McConnachie, A.J., M.P. Hill & M.J. Byrne (2004): Field assessment of a frond-feeding weevil, a successful biological control agent of red waterfern, *Azolla filiculoides*, in southern Africa.- *Biological Control* 29: 326-33.
- Müller, R., A. Anlauf & M. Schleuter (2005): Nachweise der Neozoe *Menetus dilatatus* (Gould, 1841) in der Oberelbe, Mittelbe, dem Mittellandkanal und dem Nehmitzsee (Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg) (Gastropoda: Planorbidae).- *Malakologische Abhandlungen* 23: 77-85.
- Nesemann, H. (1997): Egel und Kriebel (Clitellata: Hirudinea, Branchiobdellida) Österreichs. Sonderheft der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft, Rankweil, Österreich, 104 S.
- Post, D. & M. Landmann (1998): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland, korrigierter Nachdruck August 1998.- Staatliches Amt für Wasser und Abfall Aurich, 141 S.
- Potel, S., H.-P. Geissen & G.P. Dohmen (1998): Erste Nachweise von *Barbronia weberi* (Blanchard 1897) (Hirudinea: Salifidae) im deutschen Rheingebiet. *Lauterbornia* 33: 1-4.
- Rodriguez, S. & J.P. Vergon (2002): *Pectinatella magnifica* Leidy 1851 (Phylactolaemates), un bryozoaire introduit dans le nord Franche-Comté.- *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 365-366: 281-296.
- Schöll, F. & J. Fuksa (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven.- Bundesanstalt für Gewässerkunde, T.G. Masaryk Water Research Institute & Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Koblenz, Prag, 29 S.
- Sheppard, A.W., R.H. Shaw & R. Sforza (2006): Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption.- *Weed Research* 46, 93–117.
- Tack, P. I. (1941): The life history and ecology of the crayfish *Cambarus immunitus* Hagen.- *The American Midland Naturalist* 25: 420-446.
- Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands.- *Lauterbornia* 39: 1-72.
- Zimmer, C. (1906): *Pectinatella magnifica* (Leidy) in der Oder.- *Zoologischer Anzeiger* 29: 427-428.

ACKERMANN, J., G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Kleinskalige Variabilität der Phosphat-Konzentrationen im Sediment-Porenwasser des Flachlandflusses Spree und eines Altarm

DIETZ, S. & D. LEBMANN: Geochemische Untersuchungen an Sinkstoffen und in Porenwässern meromiktischer Seen

DZIALLAS, C. & H.-P. GROSSART: Temperature influence on community structure of bacteria associated with cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*)

GRÜNEBERG, B., A. KLEEGERG & A. B. CUNDY: Phosphorus loading and sedimentary accumulation in a dimictic lake, Scharmützelsee, NE Germany

HILLERT, K., S. ROLINSKI & J. BENNDORF: Biotisch oder abiotisch – Einfluss hydrologischer Ereignisse auf die Partikelzusammensetzung in einer oligotrophen Talsperre

KLEEGERG, A., M. HUPFER, G. GUST, I. SALKA & H.-P. GROSSART: Einfluss periodischer Sedimentresuspension auf die Sediment/Wasser-Kontaktzone, die Phosphortransformation und die Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaft

KLITZKE, S., S. APELT & I. CHORUS: Retardation und Abbau von Cylindrospermopsin in der Sedimentpassage

ROSKOSCH, A., S. JORDAN, N. HETTE, R. BUCHERT, A. KHALILI, M. REZAMORAD, G. NÜTZMANN, M. HUPFER & J. LEWANDOWSKI: Die Wirkung von *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) auf Transportprozesse in limnischen Sedimenten

RYCHŁA, A., M. HUPFER & P. KASPRZAK: Enclosure-Experimente zu den Auswirkungen des Phosphor-Angebotes und Nahrungsketten-Manipulation auf die Phosphor-Sedimentation in einem geschichteten See

SEIBT, CH., E. HAMANN, A. ROSKOSCH, G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Modellierung der von Chironomiden induzierten Austauschprozesse zwischen Sediment und Freiwasser

1. Kleinskalige Variabilität der Phosphat-Konzentrationen im Sediment-Porenwasser des Flachlandflusses Spree und eines Altarm

Juliane Ackermann¹, Gunnar Nützmann² & Jörg Lewandowski³

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin

¹ackjack@gmx.de, ²nuetzmann@igb-berlin.de, ³lewe@igb-berlin.de

Keywords: Phosphat, SRP, kleinskalige Heterogenität, Porenwasser, hyporheisches Interstitial, Spree

Einleitung

Bei der Eutrophierung von Binnenwässern spielt Phosphor eine zentrale Rolle als wachstumslimitierender Nährstoff. Um seine Herkunft, seine temporäre Festlegung im Gewässersediment und anschließende Mobilisierung zu verstehen, wurden vor allem in Seen zahlreiche Untersuchungen im Bereich der Sediment-Wasser-Grenze durchgeführt. Das klassische Konzept einer Grenzzone, die sich vorwiegend mit zunehmender Sedimenttiefe, also in einer Dimension verändert, aber in horizontaler Ausdehnung zumindest kleinräumig weitgehend homogen ist, musste dabei vor ein paar Jahren für Phosphor in Seesedimenten verworfen werden (Lewandowski et al. 2002). Bei diesen Untersuchungen des Porenwassers war neben einer großräumigen auch eine starke horizontale Variabilität der SRP-(soluble reactive phosphorus)-Konzentrationen im Zentimeterbereich erkennbar. Ob diese Heterogenität auch im Flusssediment zu finden ist, soll durch die im Folgenden beschriebenen Untersuchungen am Flachlandfluss Spree geklärt werden.

Material und Methoden

Ein Flussabschnitt der Spree in der Spreeaue (Abb. 1) sechs Kilometer südöstlich von Berlin diente als Untersuchungsgebiet. Dort wurden an fünf Terminen von Mai 2007 bis März 2008 simultane Messungen im Hauptlauf und einem Altarm unternommen. Ein Wasseraustausch zwischen Altarm und Hauptlauf war nur stromabwärts möglich, da stromaufwärts eine Schüttung mit verstopften Durchflusskanälen diesen verhinderte. Die Bedingungen im Altarm ähnelten denen eines Flachsees. Der Altarm besaß eine sehr langsame Strömung und wies eine bis zu einem Meter dicken Muddeschicht auf.

Die Messungen erfassten die Konzentrationen von gelöstem reaktivem Phosphor (SRP), gelöstem Eisen (Fe) und Ammonium (NH₄) im Porenwasser der beiden Gewässersedimentabschnitte. Hierzu wurden zweidimensionale Porenwassersammler (2D-„Peeper“, Lewandowski et al. 2002) mit einer horizontalen und vertikalen Auflösung von 9 mm und einer Untersuchungsfläche von 20 cm² an der Sediment-Wasser-Grenze vertikal ins Gewässersediment eingebracht. Die Entnahme der Peeper aus dem Sediment erfolgte nach zwei bis vier Wochen. Für die Messung der großen Probenanzahl wurden die photometrischen Standardmethoden für Mikrotiterplatten (300 µl Volumen (Probe + Reagenz)) miniaturisiert (Laskov et al. 2007). Die so erlangten Konzentrationen wurden auch mit Grund- und Oberflächenwassermessdaten verglichen, welche aus 14-tägig entnommen Wasserproben ermittelt wurden.

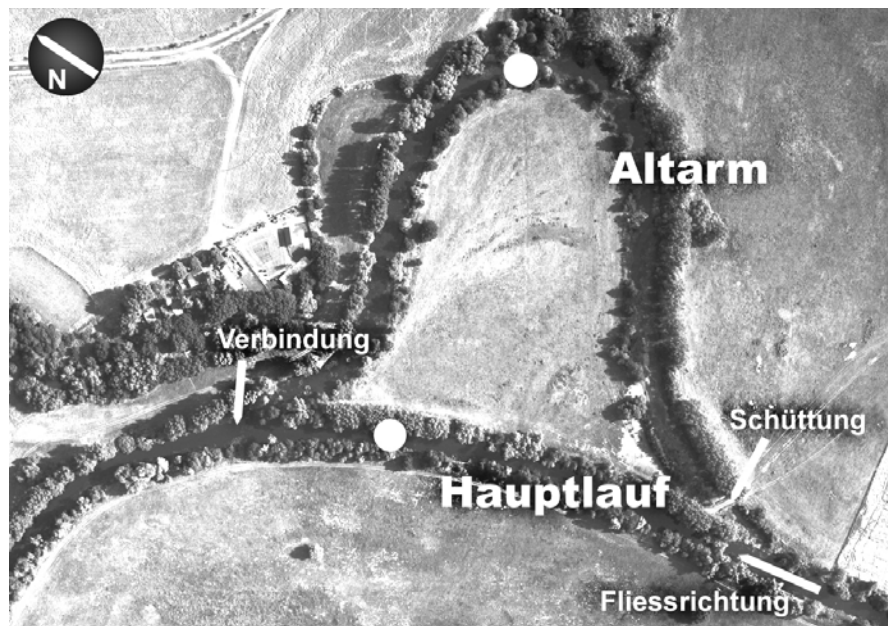


Abb. 1: Untersuchungsgebiet in der Spreeaue; Einbringungsstellen für die Peeper im Hauptlauf und Altarm (Punkte)

Ergebnisse und Diskussion

Heterogenität

Wie dies auch schon für verschiedene Seesedimente nachgewiesen wurde (Lewandowski et al. 2002), waren die SRP-Konzentrationen im Porenwasser der Sedimente des Hauptlaufs (Abb. 2) sehr heterogen. Von der Sediment-Wasser-Grenze bis mehrere Dezimeter Sedimenttiefe war die Konzentrationshöhe horizontal wie vertikal innerhalb weniger Zentimeter sehr heterogen. Ob die horizontalen Konzentrationsunterschiede die gleichen Ursachen wie in Seesedimenten haben, z. B. Bioirrigation, Makrophytenwurzeln oder ob die heterogene Zusammensetzung des Sedimentes und die unterschiedliche Durchströmung des Sediments eine wesentlichere Rolle spielen wäre mit weitergehenden Untersuchungen zu klären.

Zwischen den verschiedenen Probenahmeterminen waren starke Unterschiede der Konzentrationshöhe und -verteilung festzustellen (vergleiche z. B. Juni und September 2007, Abb. 2). Es ist noch nicht geklärt, ob die ermittelten Unterschiede durch zeitliche Veränderungen, z. B. saisonbedingte Faktoren, verursacht wurden, oder ob es sich um lokale bzw. ortsabhängige Heterogenität handelte, da die Porenwassersammler nicht immer an exakt der gleichen Stelle eingebracht werden konnten. Die bisherigen Ergebnisse deuten jedoch darauf hin, dass die ortsabhängige Variabilität wesentlich größer als die zeitliche Variabilität ist. Um dies zweifelsfrei nachzuweisen, wäre es notwendig, Porenwassersammler dauerhaft zu installieren und wiederholt zu beproben.

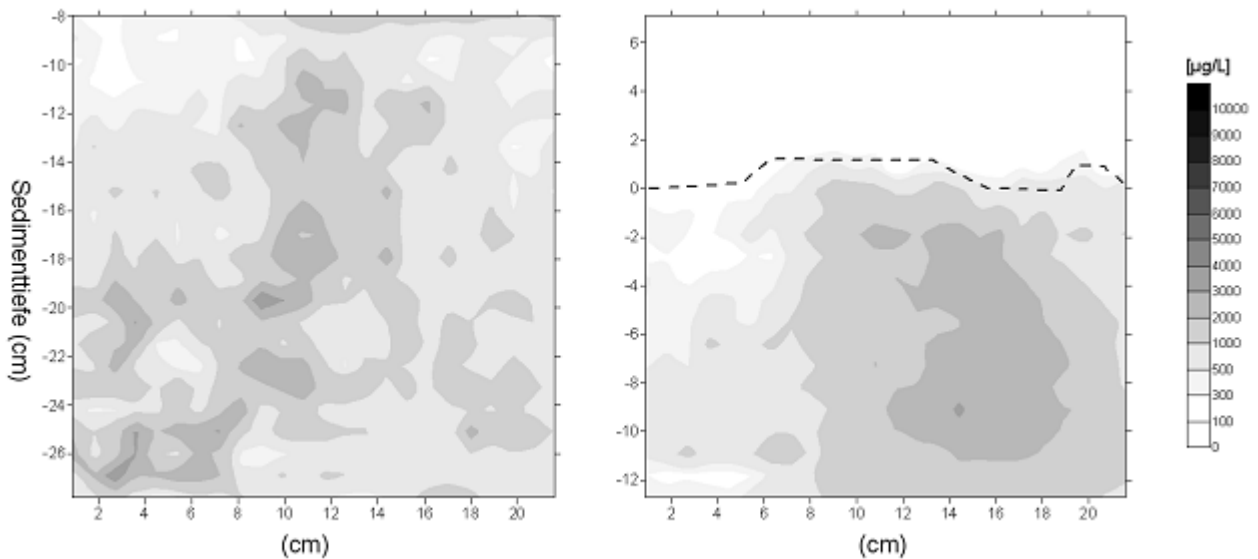


Abb. 2: 2D-Diagramm der SRP-Konzentrationsverteilungen im Porenwasser der Sedimente des Spree-Hauptlaufs um und unter der Sediment-Wasser-Grenze (----); Juni und September 2007

Altarm der Spree

Im Vergleich zum Hauptlauf konnten im Altarm höhere Konzentrationen und andere Verteilungen festgestellt werden. Bei einigen Probenahmen im Altarm konnte knapp unter der Sediment-Wasser-Grenze über die ganze Messbreite eine Zone hoher SRP-Konzentrationen festgestellt werden (Abb. 3), was an Konzentrationsverläufe in Seesedimenten erinnert und vermuten lässt, dass dort starke Mineralisationprozesse frisch sedimentierter organischer Substanz stattfinden.

SRP-Quelle

Vergleicht man die SRP-Konzentrationen im Oberflächenwasser (Abb. 4), im hyporheischen Interstitial und im Grundwasser, so ist das hyporheische Interstitial eindeutig eine Quelle von SRP, da weder Grundwasser noch Oberflächenwasser im Untersuchungsgebiet annähernd so hohe SRP-

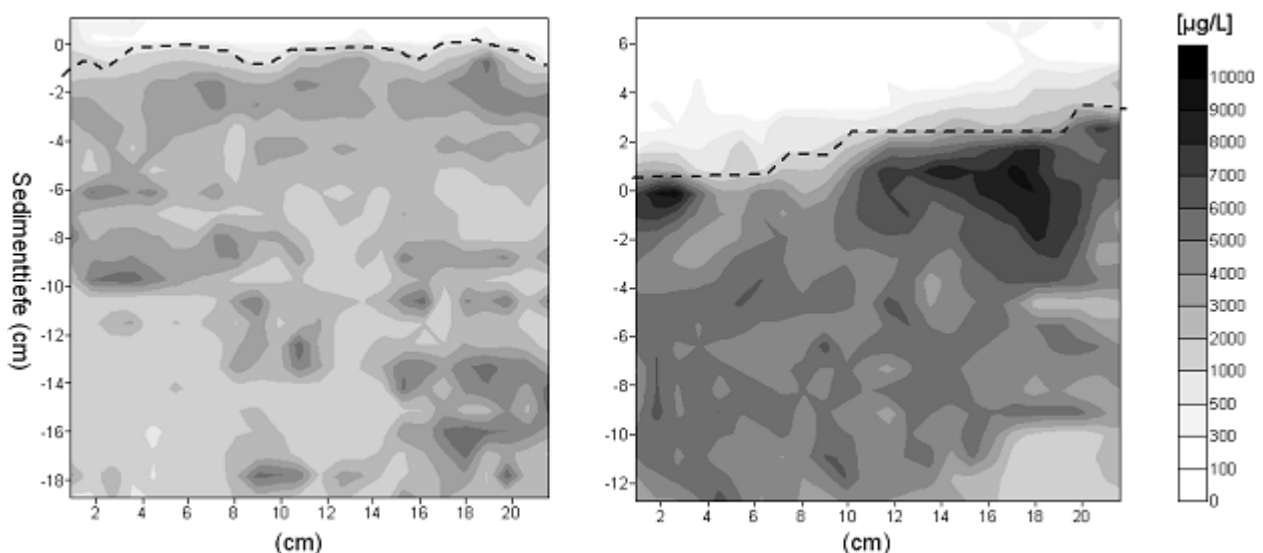


Abb. 3: 2D-Diagramm der SRP-Konzentrationsverteilungen im Porenwasser der Sedimente eines Altarms der Spree um und unter der Sediment-Wasser-Grenze (----); Juni und September 2007

Konzentrationen aufwiesen wie sie im hyporheischen Interstitial vorkommen. Sehr wahrscheinlich erreicht der Phosphor in partikulärer Form das Gewässersediment und wird durch Mineralisationsprozesse oder Desorption mobilisiert. Weitergehende Untersuchungen sind aber erforderlich, um zu klären, ob es sich bei dem partikulären Material um authochthones oder allochthones Material handelt, ob Phosphor darin eher organisch oder anorganisch festgelegt ist, welche genauen Quellen für welche Anteile verantwortlich sind und welcher zeitlichen Dynamik die Einträge unterliegen.

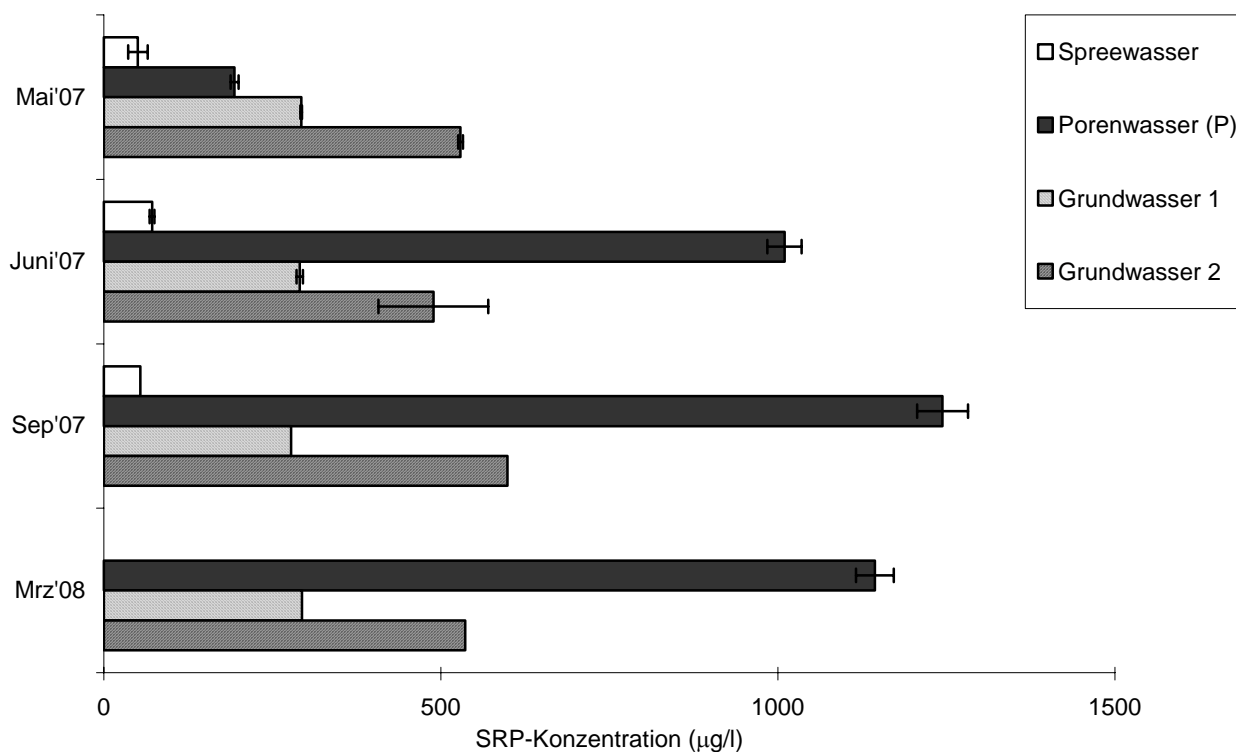


Abb. 4: Mittlere SRP-Konzentration im Poren- und Freiwasser der Spree und im Grundwasserwasser; Spreewasserprobe: Oberflächenwasserprobe nahe Peeper; Grundwasser 1: Grundwasser unter der Flusssohle der Spree; Grundwasser 2: Grundwasser 1 m neben der Spree; Spreewasser, Grundwasser 1 und 2: Mittelwert mit Standardfehler aus zwei Beprobungen, die vor und nach der Peeperentnahme erfolgt sind (in 14-tägigem Abstand); Porenwasser: Peeperreihen unter der Sediment-Wasser-Grenze bis 15 cm Tiefe (im Juni standen nur Werte von 7 bis 15 cm Tiefe zur Verfügung); Fehlerbalken: Standardfehler; P: Probe aus Peeper

Korrelation mit gelöstem Fe

Zwischen gelöstem Fe und SRP konnte an einigen Probenahmeterminen eine positive lineare Korrelation festgestellt werden. Korrelationen zwischen gelöstem Fe oder Ammonium mit SRP lassen Rückschlüsse auf die Herkunft des Phosphors zu. Die mit Fe gekoppelte Mobilisierung deutet darauf hin, dass der gelöste Phosphor im Porenwasser aus der reduktiven Auflösung von Eisen(oxid)hydroxiden stammt. Durch sauerstoffzehrende Prozesse im Sediment und dem damit verbundenen geringen Redoxpotential wird Fe(III) in Eisen(oxid)hydroxiden reduziert. Diese lösen sich auf und es wird nicht nur Eisen als Fe(II) freigesetzt, sondern auch an Eisen(oxid)hydroxide sorbiertes Phosphat.

Auch eine Herkunft des SRP direkt aus organischem Material wäre denkbar. In diesem Fall wäre ein festes Verhältnis von SRP und NH_4 zu erwarten, da Biomasse ein mehr oder weniger konstantes P:N-Verhältnis aufweist. Zwischen NH_4 und SRP wurde jedoch keine Korrelation festgestellt.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die SRP-Konzentrationen im Porenwasser des Hauptlaufs der Spree waren von der Sediment-Wasser-Grenze bis mehrere Dezimeter Sedimenttiefe horizontal wie vertikal im Zentimeterbereich sehr heterogen. Das klassische Konzept einer sich vorwiegend mit zunehmender Sedimenttiefe verändernden SRP-Konzentration, die in horizontaler Ausdehnung kleinräumig weitgehend homogen ist, muss damit auch für Fließgewässersedimente verworfen werden. Zwischen den verschiedenen Probenahmeterminen waren starke Unterschiede der Konzentrationshöhe und -verteilung festzustellen. Die bisherigen Ergebnisse deuten darauf hin, dass die ortsabhängige Heterogenität jedoch wesentlich größer als die zeitliche Variabilität ist.

Die Untersuchungen zeigten, dass das hyporheische Interstitial der Spree eine SRP-Quelle darstellt. Die gekoppelte Mobilisierung von SRP mit gelöstem Fe im Porenwasser weist daraufhin, dass SRP unmittelbar aus der reduktiven Auflösung von Eisen-(oxid)-hydroxiden zu stammen scheint. Ursprünglich gelangte der Phosphor vermutlich partikulär in diese Zone. Die im Sedimentporenwasser des Altarms allgemein höheren SRP-Konzentrationen im Vergleich zum Hauptlauf und die häufig ermittelten Konzentrationsmaxima ab einem Zentimeter unter der Sediment-Wasser-Grenze resultieren vermutlich aus der Mineralisation von frischem organischen Material obwohl zwischen Ammonium und SRP in diesen Proben keine Korrelation festgestellt werden konnte. Insgesamt herrschen im Altarm flachseeähnliche Bedingungen. **Danksagung**

Diese Arbeit entstand im Rahmen meiner Diplomarbeit im Studiengang Biologie der FU Berlin und wurde am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) durchgeführt.

Literatur

- Lewandowski, J., Rüter, K. & Hupfer, M. (2002): Two-Dimensional Small-Scale Variability of Pore Water Phosphate in Freshwater Lakes: Results from a Novel Dialysis Sampler. *Environ. Sci. Technol.* 2002, Vol. 36, Page 2039-2047
- Laskov C. et al. (2007): Miniaturized photometrical methods for the rapid analysis of phosphate, ammonium, ferrous iron, and sulphate in pore water of freshwater sediments. *Limnol. Oceanogr. Methods* 4, 2007, Page 63-71.

Geochemische Untersuchungen an Sinkstoffen und in Porenwässern meromiktischer Seen

Severine Dietz & Dieter Leßmann

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344, 03013 Cottbus,
dietz@tu-cottbus.de, lessmann@tu-cottbus.de

Keywords: Meromixis, Tagebausee, Sedimentation, Porenwasser

Einleitung

Im Zuge des Braunkohletagebaus entstehen in Deutschland über 500 Tagebauseen, wovon in einigen aufgrund ihrer Morphometrie, die Ausbildung von Meromixie möglich ist (Nixdorf et al. 2001). Dabei können sich solche Dichteschichtungen in Seen entweder durch externe Faktoren, wie dem Zufluss von mineralhaltigem Wasser, als auch durch seeinterne biogeochemische Umsetzungsreaktionen entwickeln.

Die permanente Schichtung zeigt sich nicht nur in der unterschiedlichen chemischen Zusammensetzung des Mixo- und Monimolimnions, sondern hat auch Konsequenzen für die darin ablaufenden geochemischen Reaktionen, die Zusammensetzung der gebildeten Sinkstoffe, die Sedimentationsraten sowie die Zusammensetzung der limnischen Sedimente. Dabei beeinflussen, neben den Reaktionen innerhalb des Wasserkörpers, auch die Umsetzungsprozesse im Sediment die Wasserbeschaffenheit, indem es sowohl Senke als auch Quelle gelöster Ionen sein kann.

Vorgestellt werden Untersuchungen zur Sedimentation und zur Porenwasserbeschaffenheit an zwei meromiktischen Lausitzer Tagebauseen. Ziel war es, neben den Sedimentationsraten auch die Sinkstoffzusammensetzung zu untersuchen sowie die diffusiven Flüsse an der Sediment-Wasser-Grenze zu bestimmen, um Auswirkungen für die Wasserchemie abschätzen zu können.

Untersuchungsgewässer

Untersuchungsgewässer waren mit Moritzteich und Waldsee zwei eisenmeromiktische, im Muskauer Faltenbogen bei Döbern gelegene Seen.

Der mit 160 000 m² flächenmäßig größere Moritzteich (51°35'21.03" N, 14° 34'33.24" O) ist, bei einer mittleren Tiefe von 7,5 m, maximal 17,5 m tief (Stellmacher 2004). Seine Chemokline schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 10,9 m und 11,6 m Tiefe, womit das Mixolimnion einen Anteil am Seevolumen von mehr als 80% hatte.

Der mit einer maximalen Tiefe von 4,6 m flache Waldsee (51°37'14.00" N und 14°34'16.88" O) hat eine Fläche von 2387 m². Das Seevolumen beträgt 6542 m³, womit auf das Mixolimnion zwischen 35% und 58% des Seevolumens aufgrund einer jahreszeitlich stark in ihrer Tiefenlage schwankenden Chemokline entfielen.

Methodik

Im Frühjahr 2007 wurden für die Bestimmung von Sedimentationsraten jeweils im Mixo- und Monimolimnion beider Seen Sinkstofffallen installiert, welche in Abständen von einem bis drei Monaten bis Oktober 2008 beprobt wurden. Dabei wurde, um Einträge infolge von Oxidation des Monimolimnionwassers und daraus resultierenden Ausfällungen zu minimieren, der Großteil des überstehenden Wassers direkt im Feld entfernt. Das Fallenmaterial wurde zusammen mit dem restlichen Wasser in Zentrifugenröhrchen überführt, anschließend im Labor bei 4000 U/min für 10 Minuten zentrifugiert und nach dem Dekantieren des überstehenden Wassers in einer Gefriertrockenanlage getrocknet. Die Sedimentationsrate berechnete sich dabei aus dem Mittelwert der beiden Auffangbehälter einer Falle. Der Fehlerbalken entspricht der Spannweite.

Im Sommer 2007 wurden einmalig die in den Fallen aufgefangenen Sinkstoffe mittels Röntgenfluoreszenz- sowie CNS-Analytik auf ihre Elementzusammensetzung untersucht. Des Weiteren wurden Mixolimnionproben aus dem Juni 2008 röntgendiffraktometrisch auf deren Mineralzusammensetzung analysiert.

Des Weiteren wurde 2008 die Porenwässer gemäß DIN-Norm (DEV 1986ff) mittels AAS auf deren Eisen- sowie per IC auf deren Sulfatkonzentrationen untersucht. Dazu wurden Porenwassersammler in den Monimolimnionsedimenten über einen Zeitraum von 14 Tagen exponiert. Unter Verwendung des Programms PROFILE (Berg et al. 1998) wurden die diffusiven Flüsse für beide Ionen an der Sediment-Wasser-Grenze sowie die Umsatzraten berechnet. Die Diffusionskoeffizienten für Sulfat und zweiwertiges Eisen wurden Li & Gregory (1979) entnommen.

Ergebnisse und Diskussion

Sinkstoffe

Die Sedimentationsraten im Mixolimnion des Moritzteiches variierten im Beobachtungszeitraum vom 01.03.2007 bis 27.10.2008 zwischen 0,15 g/(m²•d) und 2,03 g/(m²•d), und lagen damit im Bereich der für den meromiktischen See Nordbyjernet (Norwegen) beobachteten Raten von 0,5 g/(m²•d) bis 1 g/(m²•d) (Hongve 1997). Die niedrigsten Raten im Moritzteich wurden vom 22.11.2007 bis 12.02.2008 gefunden. Die höchsten traten im Frühjahr 2007 (Expositionszeitraum 28.02.2007 bis 09.05.2007) auf. Im Jahr 2008 zeigte sich deutlich eine Zunahme der Sedimentationsrate vom Winter zum Sommer (Abb. 1). Die Sedimentationsraten im Monimolimnion schwankten zwischen 0,1 g/(m²•d) und 1,63 g/(m²•d) (Abb. 1). Sie war damit im Durchschnitt mit 0,70 g/(m²•d) 25% niedriger als die des Oberflächenwassers. Die mittleren Fehler lagen bei 11,6% für das Mixolimnion und 12,1% für das Tiefenwasser.

Verglichen mit dem Moritzteich zeigten die Sedimentationsraten im Waldsee stärkere Variationen in ihrem saisonalen Verlauf. Sie schwankten für das Mixolimnion zwischen 0,56 g/(m²•d) und 5,74 g/(m²•d). Auch im sauren TBS 117 wurden Sedimentationsraten von über 5,41 g/(m²•d) beobachtet (Grüneberg 2006). Damit war die Sedimentation im Waldsee mit einem Mittelwert von 2,26 g/(m²•d) rund 2,5mal höher als die mittlere Sedimentationsrate des Moritzteiches mit 0,93 g/(m²•d). Auch im Waldsee wurden vor allem in den Sommermonaten die höchsten Sedimentationsraten gefunden. Des Weiteren trat ein Maximum im Herbst 2007 mit einer Rate von 5,52 g/(m²•d) auf, was auf einen höheren Eintrag von Material als Folge des herbstlichen Laubfalls zurückgeführt werden kann. Die Sedimentation im Monimolimnion entsprach in ihrem saisonalen Verlauf dem des Mixolimnions. Dessen mittlere Sedimentationsrate war mit 1,17 g/(m²•d) 67% höher als die mittlere Sedimentationsrate im Tiefenwasser des Moritzteiches.

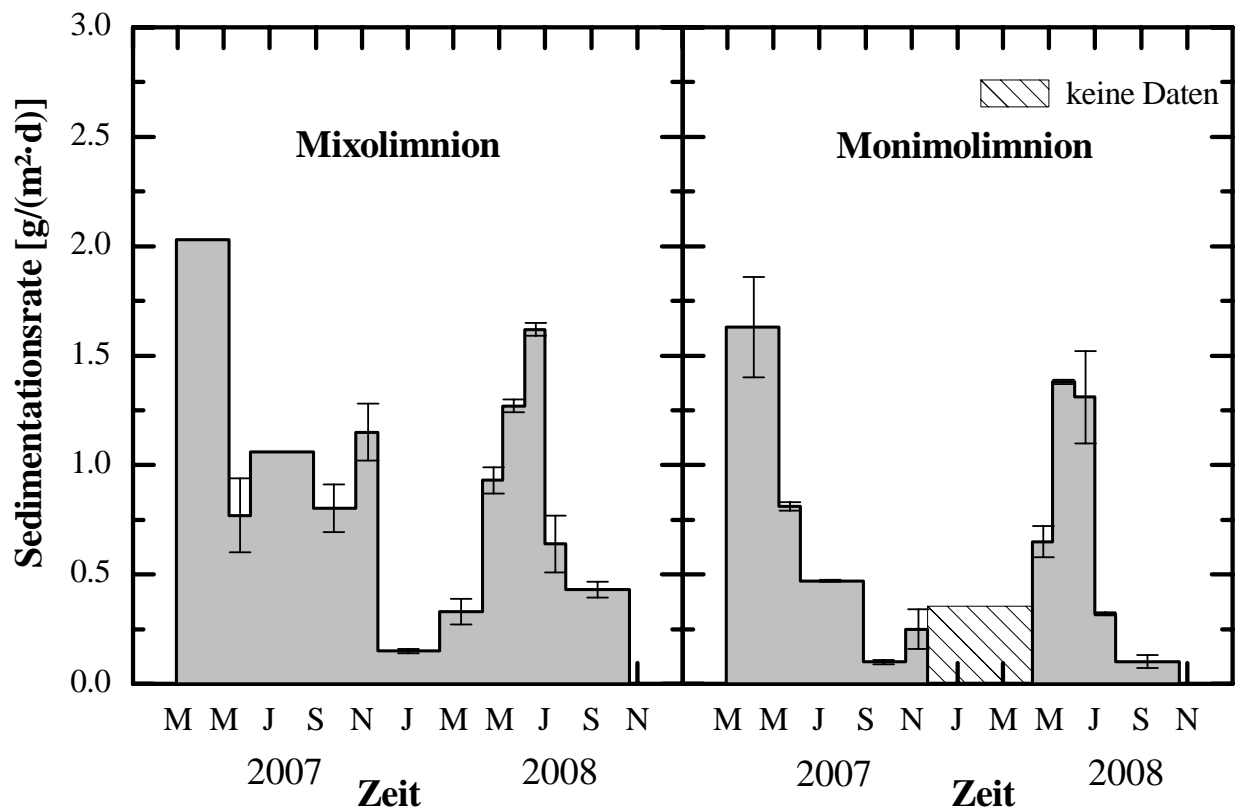


Abb. 1: Zeitliche Variabilität der Sedimentationsraten im Moritzteich

Die Ergebnisse zeigten, dass die Sedimentation im Waldsee vor allem von Kohlenstoff und damit dem Eintrag organischer Substanz geprägt war. Dessen Anteil lag mit 234 g/kg im Oberflächen- und 258 g/kg im Tiefenwasser 5 bzw. 2,6mal über der des Moritzteichs. Daneben dominierten Eisen, Silizium sowie Schwefel die Sinkstoffzusammensetzung, wobei im Moritzteich die Eisensedimentation überwog (Abb. 2), während sich die Sinkstoffe des Waldsees zu rund einem Viertel aus Kohlenstoff zusammensetzten. Die Eisenkonzentrationen und die vorherrschenden geochemischen Bedingungen in den Mixolimnia lassen auf die Ausfällung von amorphen eisenoxidischen sowie -hydroxidischen Verbindungen schließen, welche röntgendiffraktometrisch nicht näher identifizierbar waren. Der Anteil Silizium an den Sinkstoffen ist wahrscheinlich auf den allochthonen Eintrag von Siliziklastika zurückzuführen. Die

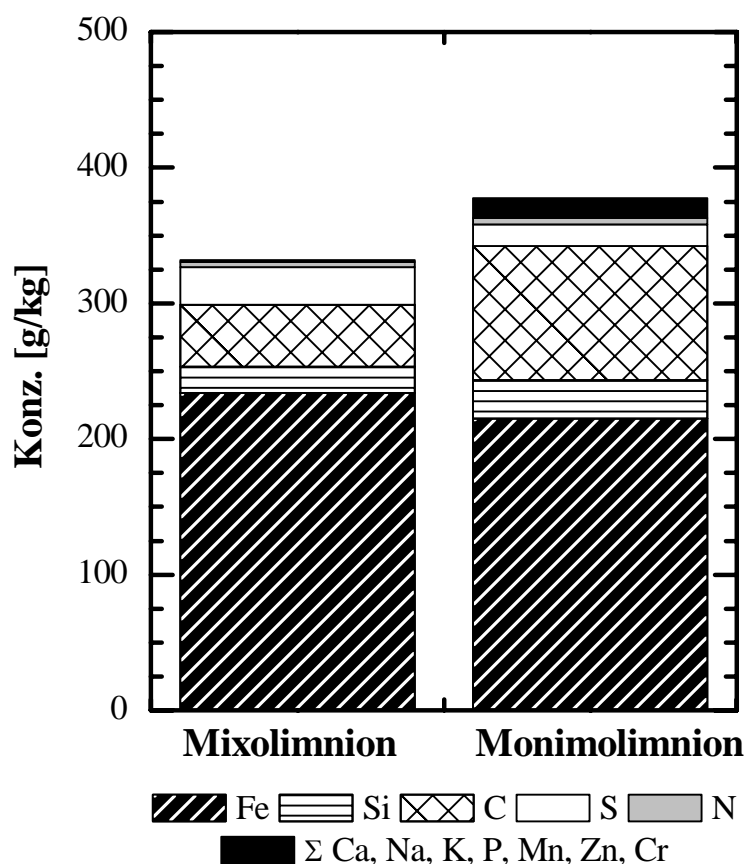


Abb. 2: Sinkstoffzusammensetzung im Moritzteich
(Expositionszeitraum: 06.06.-29.08.2007)

Verminderung der Sedimentationsraten im Tiefenwasser ist sowohl eine Folge des Abbaus organischer Substanz als auch der Auflösung der im Mixolimnion gebildeten Eisenverbindungen.

Porenwasser

Die im Monimolimnion abgelagerten Partikel bilden ein schlammiges, schwarzes Sediment, in dessen Porenwasser die Eisen- und Sulfatkonzentrationen mit zunehmender Sedimenttiefe abnahmen. Einzige Ausnahme war das Porenwasserprofil des Eisens im Waldsee (Abb. 3). Dieses zeigte ein Maximum von 156 mg/L in 2 cm Tiefe, was gegenüber der Konzentration von 148 mg/L an der Sediment-Wasser-Grenze einer Zunahme von 5% entsprach. Darunter sanken die Konzentrationen bis auf 111 mg/L in 12 cm Tiefe (Abb. 3). Die Sulfatkonzentrationen zeigten einen stetig abnehmenden Gradienten vom Wasser ins Sediment (Abb. 3). Dabei verringerten sich die Konzentrationen von 103 mg/L an der Sediment-Wasser-Grenze auf 58 mg/L in 12 cm Tiefe. Die Sulfatkonzentrationen im Porenwasser des Moritzteiches nahmen von 391 mg/L auf 270 mg/L ab, wobei der größte Gradient, mit einer Abnahme von 26 %, in den oberen 5 Zentimetern auftrat. An der Sediment-Wasser-Grenze wurden 433 mg/L Eisen gefunden. Sie sanken bis auf 337 mg/L in 8 cm Tiefe. Darunter stiegen diese bis 10 cm Tiefe auf 360 mg/L an.

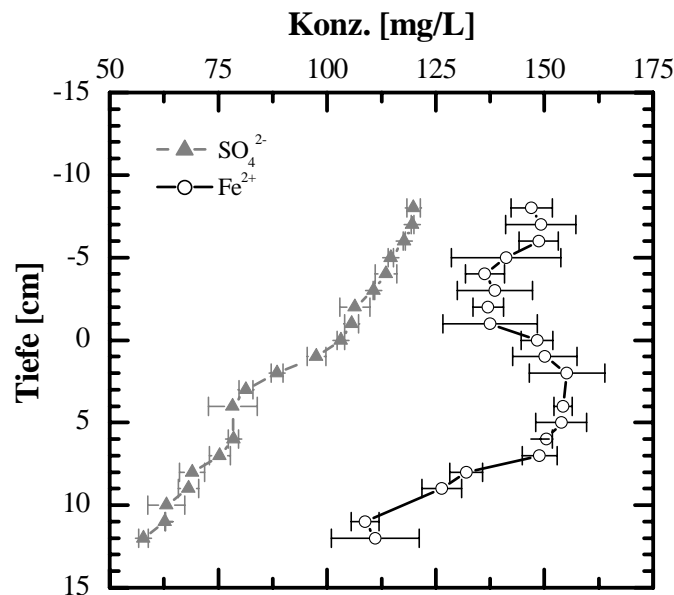


Abb. 3: Vertikalprofile der Porenwasserkonzentrationen von Fe²⁺ und SO₄²⁻ im Waldsee

Zur Berechnung der diffusiven Flüsse von Eisen und Sulfat wurde dem gemessenen Profil mittels PROFILE (Berg et al. 1998) ein gerechnetes Profil angepasst. Tabelle 1 zeigt die mittels des Programms berechneten molekularen diffusiven Flüsse an der Sediment-Wasser-Grenze. Aufgrund des nicht durch Makrozoobenthos besiedelten anoxischen Monimolimnionsediments konnte eine Erhöhung der Flussraten durch Bioturbation ausgeschlossen werden, womit molekulare Diffusion als einziger Transportweg verblieb. Dabei zeigten die positiven Porenwasserflüsse an der Sediment-Wasser-Grenze für Eisen und Sulfat im Moritzteich sowie Sulfat im Waldsees einen Transport dieser Ionen aus dem Monimolimnionwasser ins Porenwasser, was mit der im Sediment ablaufenden Sulfatreduktion und der dortigen Festlegung des Eisens in Form von Sulfiden in Zusammenhang stand. Auch die berechneten Umsatzraten zeigten sowohl einen Verbrauch von Sulfat als auch Eisen. Erstere lag bei -10,47 µg/(cm³•d) bis 1,5 cm Tiefe im Moritzteich. Die Verbrauchsrate des Eisens betrug -0,52 µg/(cm³•d) bis 6,5 cm sowie -2,36 µg/(cm³•d) bis 10 cm Tiefe. Im Gegensatz zum Moritzteich stellte das Porenwasser des Waldsees eine Quelle für gelöstes

Eisen für das Monimolimnionwasser dar, wie der berechnete negative diffusive Fluss von -1,8 $\mu\text{g}/(\text{cm}^2\cdot\text{d})$ zeigte. Dies entsprach einer Produktion von 0,56 $\mu\text{g}/(\text{cm}^3\cdot\text{d})$ Eisen. In diesem Fall wurde möglicherweise nicht alles Eisen in Form von Sulfiden festgelegt, so dass der Überschuss zur Dichteerhöhung des Monimolimnionswasser infolge der Diffusion von Eisen ins Seewasser beitrug.

Tab. 1: Diffusive Flüsse von Fe^{2+} und SO_4^{2-} an der Sediment-Wasser-Grenze in Waldsee und Moritzteich

	Moritzteich	Waldsee
Fe^{2+} [$\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$]	6,1	-1,8
SO_4^{2-} [$\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$]	20,8	4,6

Schlussfolgerungen

In eisenreichen meromiktischen Seen wird die Sinkstoff- und damit auch Sedimentzusammensetzung dominiert durch die Sedimentation von Kohlenstoff, Eisen, Silizium und Schwefel. Die beiden ersten sind durch den Eintrag organischer Substanz und die Fällung von Eisenverbindungen im Mixolimnion bedingt. Dessen Abbau sowie die Auflösung der Eisenverbindungen im Monimolimnion führen zur Verminderung der Sedimentationsraten im Tiefenwasser. Das Sediment ist Reaktionsraum für die Umsetzung von Eisen und Sulfat. Die berechneten Umsatzraten von Sulfat geben Hinweise darauf, dass dessen Reduktion im Wesentlichen in den obersten Zentimetern des Sediments stattfindet. Infolge dessen diffundiert Sulfat aus dem Monimolimnionwasser. Durch die Sulfidbildung wird auch Eisen dem Wasser entzogen. Liegt es jedoch möglicherweise im Überschuss vor, so kann es auch aus dem Porenwasser freigesetzt werden.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden von der DFG finanziell gefördert. Wir danken Uwe Kiwel, Jürgen Amonat, Anne Seebach und all den anderen für ihre tatkräftige Unterstützung bei den Probenahmen. Die Analytik wurde vom Zentralen Analytischen Labor der Fakultät 4 der BTU Cottbus durchgeführt.

Literatur

- DEV (1986ff): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim.
- Berg, P., Risgaard-Petersen, N. & Rysgaard, S. (1998): Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. *Limnol. Oceanogr.* 43(7), 1500-1510.
- Grüneberg, B. (2006): Akkumulation, Transformation und Remobilisierung von Phosphor aus Sedimenten saurer Tagebauseen. Dissertation, BTU Cottbus, 234 S.
- Hongve, D. (1997): Cycling of iron, manganese, and phosphate in a meromictic lake. *Limnol. Oceanogr.* 42(4), 635-647.
- Li, Y-H. & Gregory, S. (1974): Diffusion of ions in sea water and in deep sea sediments. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 38, 703-714.
- Nixdorf, B., Hemm, M., Schlundt, A., Kapfer, M. & Krumbeck, H. (2001): Tagebauseen in Deutschland – Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohletagebaurestlöchern. Umweltbundesamt Forschungsbericht 29822240, 519 S.
- Stellmacher, R. (2004): Der Moritzteich bei Döbern – Analogon für die Sanierung saurer Bergbaugewässer? Hydro- und Sedimentgeochemie eines meromiktischen Restsees. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg. 139 S.

Temperature influence on community structure of bacteria associated with cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*)

Claudia Dziallas & Hans-Peter Grossart

IGB, Alte Fischerhütte 2 (OT Neuglobsow), 16775 Stechlin, dziallas@igb-berlin.de, hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Flusssediment, Resuspension, Phosphor, Benthischer Wassersäulensimulator, Hydrodynamik, partikelassoziierte Bakterien, DGGE

Einleitung

Innerhalb des Schwerpunktprogramms „AQUASHIFT“ der Deutschen Forschungsgemeinschaft werden die Effekte der globalen Erwärmung auf aquatische Organismen bzw. Systeme untersucht. Dabei stellen Cyanobakterien eine besonders interessante Gruppe dar, die bekannt dafür ist, dass sie eine massenhafte Entwicklung in geschichteten, eutrophen Süß- und Brackgewässern zeigen kann (z.B. Lampert & Sommer 1999). Des Weiteren gibt es toxische Vertreter beispielsweise von *Microcystis aeruginosa*, die zur Einschränkung der Nutzung von Gewässern insbesondere während der Sommermonate führen können (Karjalainen 2005). Bisher ist ungeklärt, welchen Einfluss die heterotrophen Bakterien auf solche Blüten und die Entwicklung toxischer Cyanobakterien haben. Deshalb haben wir die Bakteriengemeinschaft unter Einfluss der Temperatur innerhalb von zwei *Microcystis aeruginosa* – Kulturen (eine toxischen, eine nicht-toxischen) sowie das Wachstum der Cyanobakterien in ihrer Anwesenheit untersucht.

Material und Methoden

Stämme von Microcystis aeruginosa

Die Stämme wurden uns freundlicherweise von Manfred Henning aus der Stammsammlung der Humboldt-Universität Berlin zur Verfügung gestellt. Sie stammen aus dem Pehlitzsee (Brandenburg) und befinden sich seit mehr als zehn Jahren in Kultur (Z-Medium). Der Stamm 5-2-4 kann Microcystin, ein Hepatotoxin, herstellen, der Stamm P461 nicht. Beide Stämme wurden vor Versuchsbeginn axenisiert.

Experimentaufbau

Zu Versuchsbeginn wurden axenische Stämme von *Microcystis aeruginosa* mit Bakterien aus dem oligotrophen Stechlin- und dem eutrophen Dagowsee (die Seen befinden sich in unmittelbarer Nachbarschaft im nördlichen Brandenburg) angeimpft. Dabei kamen auf $1 \cdot 10^4$ Cyanobakterienzellen $1 \cdot 10^6$ Bakterienzellen ($< 1,0 \mu\text{m}$). Nach Animpfung (Tag 0) sowie an vier weiteren Versuchstagen (Tag 3, 8, 12 und 19) wurden jeweils zweimal 5 mL der Versuchskulturen zur Analyse der Bakteriengemeinschaft über $0,2 \mu\text{m}$ filtriert. Die Versuchskulturen wurden 19 Tage lang auf 20° , 26° oder 32°C mit einem Hell-Dunkel-Zyklus von 16h:8h inkubiert. Neben den Versuchskulturen

mit jeweils einem Stamm von *Microcystis aeruginosa* gab es auch Mischkulturen (1:1). Zu allen Versuchsansätzen gab es drei Replikate.

Analyse der Bakteriengemeinschaft

Die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft wurde über Denaturierende Gradienten Gel Elektrophorese (DGGE) (Allgaier & Grossart 2006) sowie mit Catalyzed Reporter Deposition Fluorescence *in situ* Hybridisierung (CARD-FISH) (Pernthaler 2002) bestimmt.

DGGE: Die DNA wurde mit Lysozym, Proteinase K sowie mit Hilfe von Zirkoniumkugeln extrahiert (Allgaier & Grossart 2006). Danach wurden DNA-Fragmente der 16s rDNA mit den Primern 341f-GC und 907r amplifiziert (Brinkhoff & Muyzer 1997) und ca. 500ng DNA für die DGGE aufgetragen (Gradient 40-70%, Laufzeit 20h). Anschließend wurden die DGGE-Gele fotografiert und zu einer Clusteranalyse mit GelCompare2 genutzt sowie Banden zur Sequenzierung ausgeschnitten. Die Sequenzen wurden auf der Website <http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi> geblastet.

CARD-FISH: Jeweils 5 mL der Versuchskultur wurde auf einen 0,2 µm – Filter filtriert und mit Ethanol fixiert. Die Hybridisierung fand nach Sekar et al (2003) statt und dabei wurden die Sonden EUB338 I-III für Eubakterien, Alf968 für Alphaproteobakterien, Bet42a für Betaproteobakterien, Gam42a für Gammaproteobakterien, CFB319 für Bacteroidetes und HGC69a für Actinobakterien sowie DAPI (4',6'-Diamidino-2-phenylindol) für die Gesamtzellzahl verwendet.

Ergebnisse & Diskussion

Die DGGE zeigte Unterschiede der assoziierten bakteriellen Gemeinschaft in Abhängigkeit mit der Temperatur und der Toxigenität des *Microcystis aeruginosa* – Stamms auf. Bestimmte Bakterien traten nur bei einer Temperatur auf (Abb.1) oder die Dominanz der entsprechenden Banden änderte sich. Bei CARD-FISH zeigte die Auswertung der Versuchstage 0 und 19 auch einen quantitativen Unterschied zwischen heterotrophen Bakteriengruppen in Abhängigkeit zur Temperatur und zur Toxigenität (Abb. 2). So nahm generell der Anteil der Betaproteobakterien ab und bei den beiden höheren Temperaturen der Anteil der Alphaproteobakterien zu. Die letzteren befinden sich meist in unmittelbarer Nähe der Cyanobakterien – direkt angeheftet oder im Schleim sitzend. Auffällig ist auch, dass viele Bakterien nur mit der Eubakteriensonde aber nicht mit spezifischeren Sonden detektiert werden konnten. Anhand der Sequenzierungen von DGGE-Banden gehen wir davon aus, dass es sich hierbei hauptsächlich um *Flexibacter* der Gruppe Bacteroidetes (CFB) handelt, da diese nicht von der von uns genutzten Sonde abgedeckt werden.

Die Clusteranalyse von DGGE-Gelen zeigt, dass der Ursprung der Bakterien bei niedrigeren Temperaturen von entscheidender Bedeutung ist, bei höheren Temperaturen aber der entsprechende Cyanobakterienstamm immer bedeutsamer für die Struktur der bakteriellen Gemeinschaft wird. Die höheren Temperaturen scheinen also nicht nur das Wachstum von *Microcystis aeruginosa* zu stimulieren sondern auch die Exsudation von Substanzen, die die heterotrophen Bakterien beeinflussen können.



Abb. 1:

Exemplarisches DGGE-Gel (Ansatz mit 32°C).

Weißer Pfeil: Alphaproteobakterien (bei allen Temperaturen gefunden).

Weißer Pfeil, gestrichelt: Bacterioidetes (alle Temperaturen).

Weißer Pfeil, grob gestrichelt: Betaproteobakterien (alle Temperaturen).

Schwarzer Pfeil: *Microcystis aeruginosa*.

Grauer Pfeil: Gammaproteobakterien (die hier gezeigten Banden traten nur beim Versuchsansatz 32°C auf).

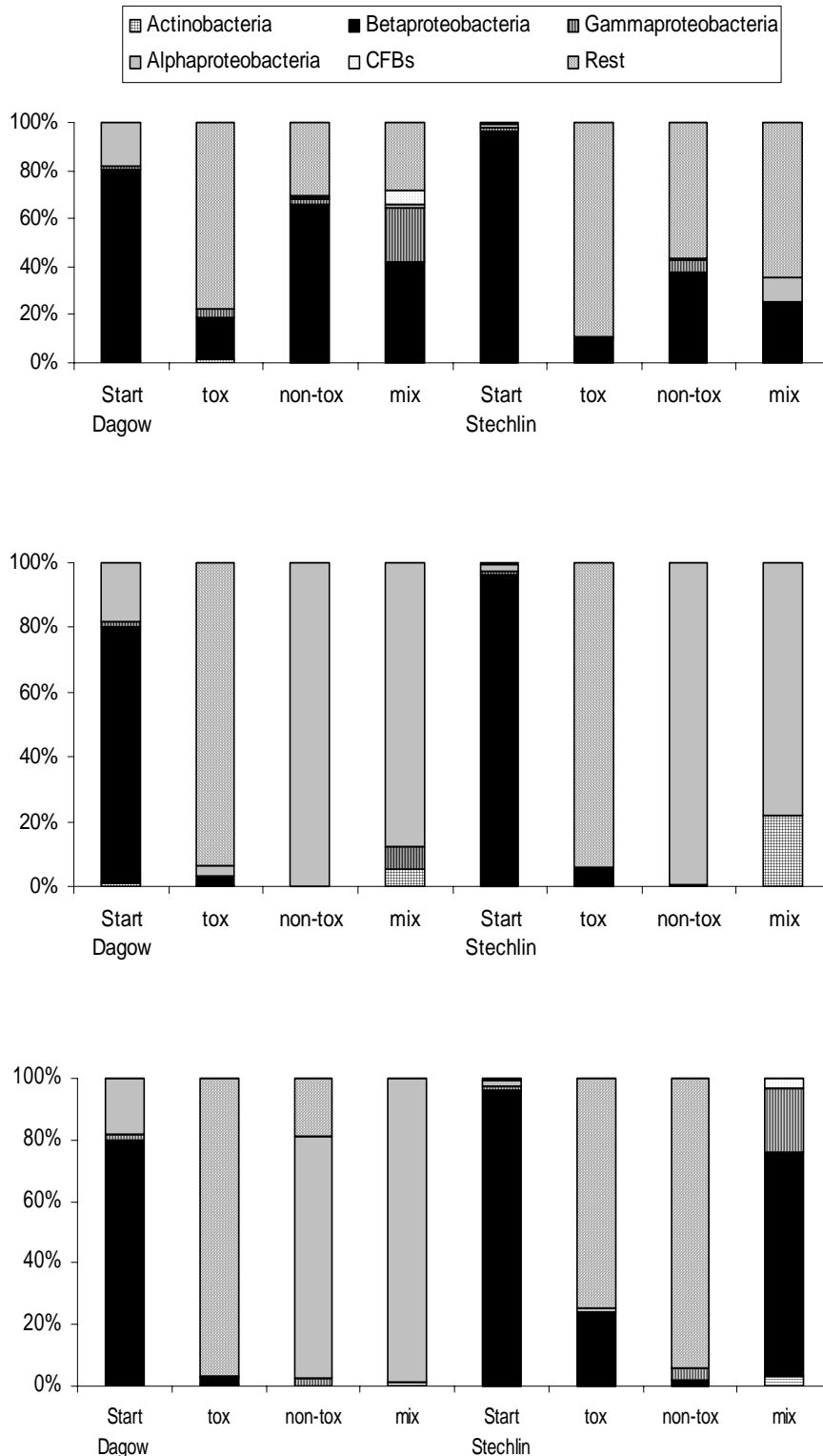


Abb. 2:

**CARD-FISH-
Ergebnisse für Ver-
suchstag 0 (Start)
und 19 für beide Seen
und die Ansätze mit
toxischen (tox),
nicht-toxischen (non-
tox) und beiden
*Microcystis aerugino-
sa* - Stämmen (mix).
Rest sind Bakterien,
die nur mit der Eu-
bakteriensonde
detektiert werden
konnten.**

Oben: 20°C

Mitte: 26°C

Unten: 32°C

Erstaunlich ist, dass sich der Ansatz mit beiden Stämmen meist ähnlicher zu dem Ansatz mit dem nicht-toxischen *Microcystis aeruginosa* - Stamm ist. Dies könnte bedeuten, dass sich der nicht-toxische Stamm im Versuch gegenüber dem toxischen Stamm durchsetzen kann oder aber dass keine Toxine gebildet werden. Allerdings unterscheiden sich die beiden Stämme auch in ihrer

Schleimproduktion (5-2-4 bildet keinen Schleim, P461 bildet welchen), so dass dieser Faktor eventuell entscheidender als die Toxigenität ist.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Temperatur beeinflusst die Struktur der bakteriellen Gemeinschaft, die an *Microcystis aeruginosa* – Stämme assoziiert ist. Dabei ist die ursprüngliche Zusammensetzung der Bakterien von Bedeutung genauso wie auch die Eigenschaften des Cyanobakterienstammes. Letzteres wird mit höherer Temperatur immer wichtiger, was mit einer gesteigerten Exsudation der Cyanobakterien zusammenhängen könnte. Auch die Frage, ob die heterotrophen Bakterien das Wachstum von nicht-toxischen *Microcystis aeruginosa* gegenüber toxischen stimulieren könnten, sollte weiter untersucht werden.

Danksagung

Wir danken insbesondere Ester Eckert und Elke Mach für die Unterstützung bei der Laborarbeit und Manfred Henning (HUB) für die Bereitstellung der Cyanobakterienstämme. Die Durchführung des Experiments wurde durch die DFG (SPP 1162: AQUASHIFT) finanziell unterstützt.

Literatur

- Allgaier M, Grossart H-P (2006) Seasonal dynamics and phylogenetic diversity of free-living and particle-associated bacterial communities in four lakes of Northeastern Germany. *Aquat Microb Ecol* 45:115-128.
- Brinkhoff T, Muyzer G (1997) Increased species diversity and extended habitat range sulfur-oxidizing *Thiomicrospira* spp. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 3789 – 3796.
- Karjalainen M (2005) Fate and effects of *Nodularia spumigena* and its toxin, nodularin, in Baltic Sea planktonic food webs. Finnish Institute of Marine Research, Helsinki: 34.
- Lampert W, Sommer U (1999) Limnoökologie. Stuttgart, New York, Thieme-Verlag.
- Pernthaler A, Pernthaler J, Amann R (2002) Fluorescence in Situ Hybridization as a Catalyzed Reporter Deposition for the Identification of Marine Bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 68 (6): 3094 – 3101.
- Sekar R, Pernthaler A, Pernthaler J, Warnecke F, Posch T, Amann R (2003) An Improved Protocol for Quantification of Freshwater *Actinobacteria* by Fluorescence *In Situ* Hybridization. *Appl. Environ. Microbiol.* 69(5): 2928 – 2935.

Phosphorus loading and sedimentary accumulation in a dimictic lake, Scharmützelsee, NE Germany

Björn Grüneberg¹, Andreas Kleeberg² & Andrew B. Cundy³

¹ Brandenburg University of Technology in Cottbus, Department of Freshwater Conservation, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, Germany, bjoern.grueneberg@tu-cottbus.de

² Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Germany, kleeberg@igb-berlin.de

³ School of Environment and Technology, University of Brighton, Lewes Road, Brighton, BN2 4GJ, U.K., A.Cundy@brighton.ac.uk

Keywords: ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs, sediment focusing, inventory

Introduction

Lake Scharmützelsee, the largest lake in the Federal State of Brandenburg, has been under intensive anthropogenic pressure since the beginning of the 20th century. Excessive sewage discharge between the 1950s and ~1990 resulted in deterioration of water quality and the lake changed from its pristine mesotrophic to highly eutrophic conditions (Rücker et al. 2003). Despite abrupt load reduction around 1990 we assume that the past loading influences present and future water quality and it is still unclear whether the lake will achieve its aims according to the EU water framework directive. Long lasting and high phosphorus (P) loading is known to result in long lag phases after load reduction (e.g. Sondergaard et al. 2005). For lake Scharmützelsee, knowledge of time and quantity of human impact is vague. We therefore combined an investigation on the historical nutrient load with radionuclide (²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs) sediment dating techniques which have been widely used to reconstruct sediment accumulation rates and in P mass balance calculations (e.g. Dillon & Evans 1993). We report on the application and verification of dating models to reconstruct the chronology of P accumulation compared to loading and an approach to correct rates for sediment focusing effects.

Methods

Lake Scharmützelsee (total area 11.9 km², total volume 108.2 10⁶ m³) was formed during the last stage of the Pleistocene by a combination of ice and melt water erosion. The northern polymictic lake basin (12 % of lake area; maximum depth 7 m) is hydraulically separated from the dimictic southern basin (maximum depth 29.5 m) by a peninsula (Fig. 1A). The majority of inflow (88 %) is from groundwater, and the hydraulic residence time is about 11 yrs. Mean concentrations (2003-2004) of total P (40.2 µg l⁻¹), total nitrogen (703 µg l⁻¹), chlorophyll a (10.5 µg l⁻¹) and Secchi depth (3.4 m) indicate that the lake is mesotrophic.

A 45 cm long undisturbed sediment core was taken in February 2007 at the deepest site of the north basin (SCH-N) while in the south basin (SCH-S) a 40 cm core taken in January 2007 was analyzed in addition to a 82 cm core taken in March 1996. Cores were sliced in 1 cm increments and analyzed for dry weight (dw, 105 °C, 48 h) and loss on ignition (550 °C, 3 h). Samples were pulverized for the determination of total P and total Fe after combustion (550 °C) and extraction in hot 2 N HCl as described by Grünberg & Kleeberg (2009), and Al, Si, Ca and Mn by energy-disperse x-ray fluorescence analysis. Selected samples were counted for at least 8 h on a Canberra well-type ultralow background HPGe gamma ray spectrometer to determine the activities of ^{137}Cs , ^{210}Pb and other gamma emitting radionuclides. Unsupported $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ was calculated as $^{210}\text{Pb}_{\text{total}} - ^{210}\text{Pb}_{\text{supported}}$. Supported ^{210}Pb was directly measured for the 1996 core (as ^{226}Ra), and estimated from the mean of the two deepest samples at 40

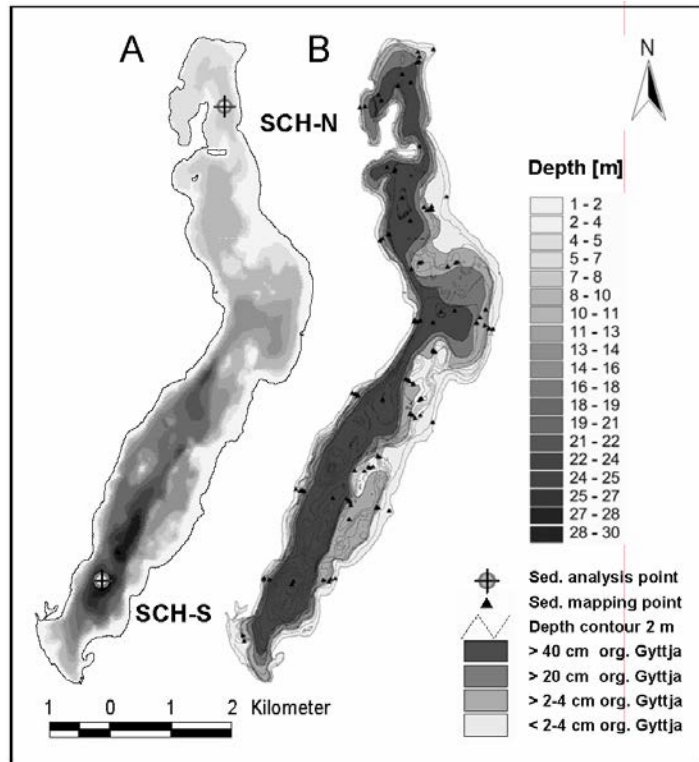


Fig. 1 A) Morphometric map of lake Scharmützelsee with sediment sampling points, and B) distribution of autochthonous organic sediment (Gyttja) with sediment mapping points.

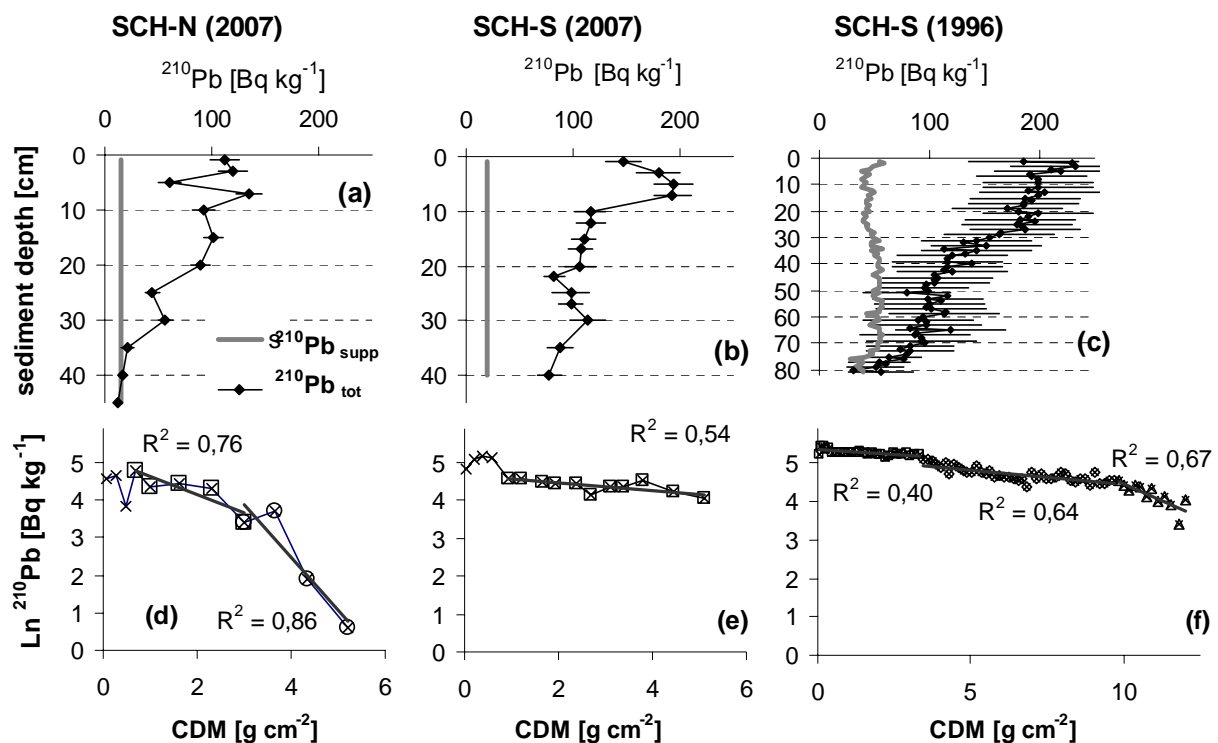


Fig. 2 Distribution of total ^{210}Pb and supported ^{210}Pb (a-c), and $\log ^{210}\text{Pb}$ activity versus depth as cumulative dry matter (CDM) (d-f), with linear regression graphs used for CFCS model.

and 45 cm depth at SCH-N (15 Bq kg^{-1}) as the $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ approaches a constant minimum at this depth (Fig. 2a). For the 2007 SCH-S core, $^{210}\text{Pb}_{\text{supported}}$ was assumed to equal the mean ^{214}Pb activity (20 Bq kg^{-1}) as equilibrium with ^{226}Ra was not reached at the base of the core (Fig. 2b). The CFCS (constant flux, constant supply) and CRS (constant rate of supply) model were used for dating calculations (Appleby & Oldfield 1992).

In addition to determining the chronology at the sampling sites, we attempted a preliminary estimation of net P sedimentation in the two lake basins and the whole lake by using the three dated cores (further core dating was not possible due to financial constraints). Net P sedimentation in a lake basin was achieved by multiplying the P accumulation rate in the dated core by a sediment focusing factor which was calculated a) from ^{210}Pb inventories as described in the results section, and b) from the accumulation area derived from sediment mapping (Fig. 1B) divided by the total lake basin area. The thickness of the autochthonous organic sediment layer (Gyttja) was determined at 88 points preferentially selected at the transition zone between constant sediment erosion and accumulation between about 3 and 8 m water depth. A map of sediment distribution was produced by manually connecting points of equal sediment thickness (Fig. 1B).

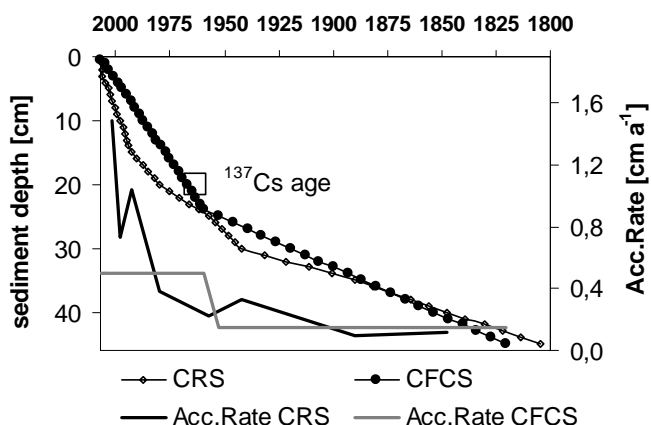


Fig. 3 Age depth and accumulation rate for SCH-N.

Results and Discussion

North basin (SCH-N)

The ^{210}Pb activity shows an unsteady decrease with depth indicating variable ^{210}Pb influx and accumulation rate (Fig. 2a). In addition to the CRS model we applied the CFCS model distinguishing two periods identified by different slopes of the $\text{Ln } ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ vs. CDM curve (Fig. 2d). Both models show the same overall trends of low accumulation rate before 1900 ($< 0.15 \text{ cm a}^{-1}$; $0.22 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), and a distinct increase of accumulation after ~ 1957 (Fig. 3). The reliability of the chronology is supported by the fact that the ^{137}Cs derived age is consistent with the ^{210}Pb results.

South basin (SCH-S)

Dating is complicated as there are indications that accumulation was very rapid, discontinuous or even disturbed: First, the $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ activity of the 2007 core shows a sudden decline at 10 cm depth and almost uniform activities below that depth (Fig. 2 b, e) which might indicate slumping, reworking or erosion (Cundy et al. 2003). Second, the significant penetration of ^{210}Pb excess activity to depths exceeding 40 cm in core SCH-S 2007 and 80 cm in core SCH-S 1996 indicates rapid sediment accumulation. As a consequence, equilibrium with ^{226}Ra (depth constant ^{210}Pb activity) was not reached at the base of both cores. Third, the $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ inventories at SCH-S ($> 4856 \text{ Bq m}^{-2}$ for the 2007 core and $> 14036 \text{ Bq m}^{-2}$ for the 1996 core) are significantly higher than at SCH-N (2513 Bq m^{-2}) and the west European mean ($3431 \pm 1641 \text{ Bq m}^{-2}$; Appleby & Oldfield 1992) which implies an additional source of ^{210}Pb , e.g. by lateral sediment transport (Crusius & Anderson 1995). Due to sediment focusing, accumulation rates at SCH-S were 4.0 – 5.6 higher than from direct sedimenta-

tion if the difference between the inventory of the 1996 core and the West European mean or the inventory at SCH-N is interpreted as lateral import (Norton et al. 2007). This factor is used to correct P accumulation rates for focusing. As the CRS model was not applicable under these conditions, we attempted to differentiate phases by applying the CFCS model to three depth segments of the 1996 core (Fig. 2f). Notably, ^{137}Cs dates do not support ^{210}Pb results. Both cores at SCH-S show an uptailing as a result of sediment focusing (Crusius & Anderson 1995), but the main peaks are at exactly the same depth (27 cm) despite the cores being 11 yrs apart in terms of their date of sampling (Fig. 4). The ^{137}Cs inventories for the SCH-S cores are significantly lower than for SCH-N despite the assumed high lateral contribution. Our deduction is that the ^{137}Cs depth distribution proves a steady state diagenetic system where remobilization, upward diffusion and re-adsorption results in identical depth profiles and ^{137}Cs loss. Post depositional mobility of ^{137}Cs at SCH-S is likely due to lack of clay minerals (below detection using x-ray diffraction), high NH_4^+ concentrations (10 - 48 mg l^{-1}) and little reactive Fe due to immobilization as sulfide (Kleeberg 1997).

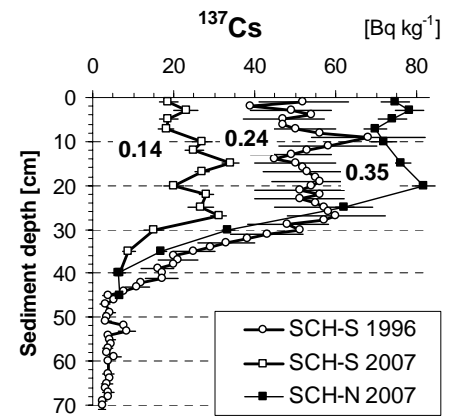


Fig. 4 ^{137}Cs activities (mean \pm standard deviation). **Bold numbers are total inventory, decay corrected for 1996.**

Chronology of P load and accumulation

Figure 5 summarizes external P loading (estimated from archive documents), P accumulation and geochemical conditions for both lake basins. There is no simple relation between loading and accumulation. A slight loading increase until 1940 occurring concurrent to a rise in population number was well buffered by higher accumulation in SCH-N where availability of P binding partners (Fe- and K-content) was high. P accumulation in the north accelerated during the phase of extended sewage loading (1954 – 1990). The south basin responded much later to the increased loading: The 1976-80 P accumulation peak (62 - 66 cm) is likely to be connected to the formation of diagenetic P

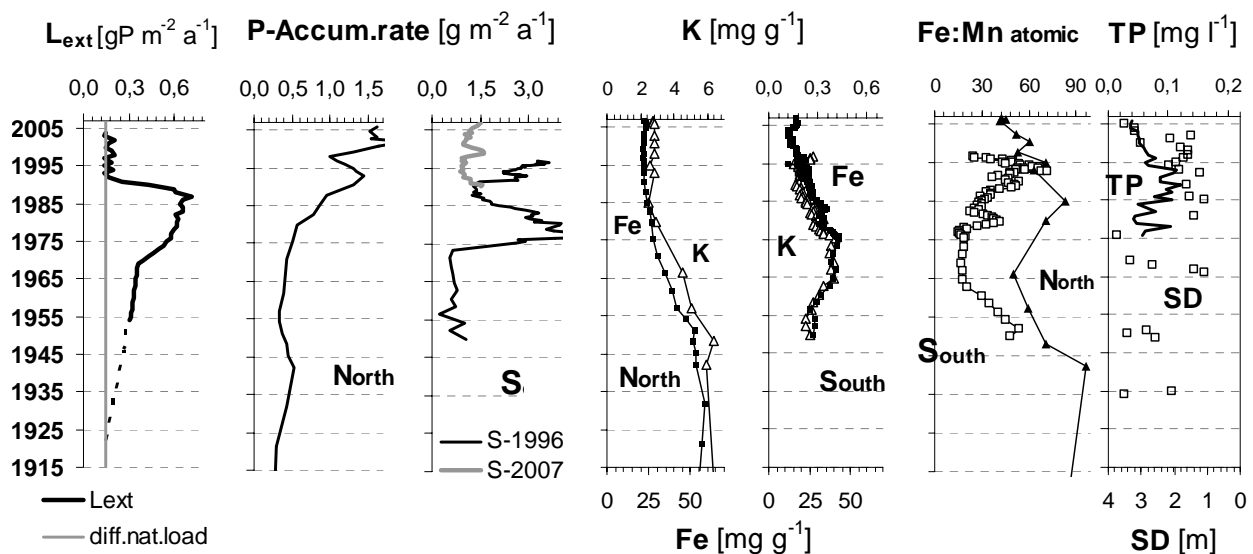


Fig. 5 External P-load (L_{ext} whole lake), P-acc. rates, Fe- and K-contents, Fe:Mn atomic ratio for all cores studied, and annual mean TP-concentration and Secchi depth (SD) at SCH-S.

minerals such as vivianite which formed as the sediment changed to permanently anoxic conditions. The fact that the peak in Fe content coincides with a distinct minimum in the Fe: Mn ratio indicates that reducing conditions had established in the 1960s. After the 1980s accumulation peak, decreasing P accumulation and continuous increase of loading until ~1990 resulted in a deterioration of water quality, e.g. increasing TP concentration and decreasing Secchi depth. P accumulation continued on a high level after 1990 which indicates a) a delay of trophic response (high primary production and sedimentation until 2003) and/or b) continuous elevated P-loading from diffuse sources due to buffering in the percolation soil layer.

Conclusions

While the sedimentary record adequately reflects the loading history of the north basin, the chronology of the south basin is unsatisfactory. First, models which depict variable accumulation rates were not applicable. Second, sediment P content may not reflect the situation during deposition but diagenesis so that P accumulation rates are distorted. Finally, sediment focusing or slumping makes it difficult to transfer rates from the core location to the whole lake basin. The best solution was the application of the CFCS model to different phases and the approach of focusing correction based on ^{210}Pb inventories (Fig. 6).

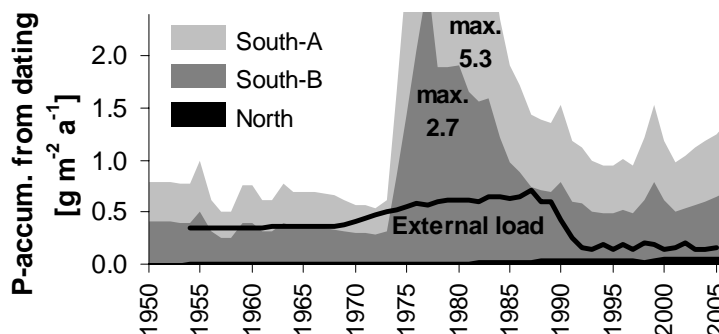


Fig. 6 External P load compared to P accumulation rates for both lake basins focusing-corrected South-A) by a factor of 0.31 (sediment distribution) and South-B) by 0.18 according to the ^{210}Pb inventory difference.

(Fig. 6).

References

- Appleby, P.G., Oldfield, F. (1992): Applications of ^{210}Pb to sedimentation studies. In: Ivanovich, M., Harmon, R.. (eds) Uranium-series Disequilibrium. Applications to Earth, Marine and Environmental Sciences, Oxford Science: 731-778.
- Crusius, J., Anderson, R.F. (1995): Evaluating the mobility of ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{210}Pb from their distributions in laminated lake sediments. *Journal of Paleolimnology* 13: 119-41.
- Cundy, A.B., Croudace, I.W., Cearreta, A., Irabien, M.J. (2003): Reconstructing historical trends in metal input in heavily-disturbed, contaminated estuaries: studies from Bilbao, Southampton Water and Sicily. *Applied Geochemistry* 18: 311-25.
- Dillon, P.J., Evans, H.E. (1993): A comparison of phosphorus retention in lakes determined from mass balance and sediment core calculations. *Water Research* 27: 659-68.
- Grüneberg, B., Kleeberg, A. (2009): Sedimentation and phosphorus early diagenesis in iron-rich acid mining lakes. *Biogeochemistry* (submitted).
- Kleeberg, A. (1997): Interactions between benthic phosphorus release and sulfur cycling in Lake Scharmützelsee (Germany). *Water, Air, & Soil Pollution* 99: 391-99.
- Norton, S.A., Coolidge, K.M., Amirbahman, A., Bouchard, R., Kopáček, J., Reinhardt, R. (2007): Speciation of Al, Fe, and P in recent sediment from three lakes on Maine, USA. *Science of the Total Environment* 404: 276-83.
- 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.
- Sondergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E. (2005): Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology* 50: 1605-1615.

Biotisch oder abiotisch – Einfluss hydrologischer Ereignisse auf die Partikelzusammensetzung in einer oligotrophen Talsperre

Katrin Hillert¹, Susanne Rolinski & Jürgen Benndorf

¹Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, katrinhillert@gmx.de

Keywords: Trübstoffe, Kohlenstoff, Eisen, Gewässergüte

Einleitung

Talsperren nehmen als künstliche Ökosysteme eine Zwischenstellung zwischen Fließ- und Standgewässern ein. Sie sind im Vergleich zu Seen durch kurze Verweilzeiten und einen zeitlich veränderlichen Wasserspiegel gekennzeichnet. Durch Zufluss und Abfluss sind insbesondere Mittelgebirgstalsperren durch einen ausgeprägten longitudinalen Gradienten der Wasserbeschaffenheit geprägt.

Da bei Talsperren, die vornehmlich der Trinkwasserversorgung dienen, die Wassergüte von erheblicher Bedeutung ist, soll innerhalb des BMBF-Verbundprojektes "IntegTa"¹ dieser Aspekt bei der bisher nur auf die Wassermenge ausgerichteten Bewirtschaftung gestärkt werden. Mithilfe von Modellsimulationen werden Bewirtschaftungsmöglichkeiten abgeschätzt und Empfehlungen zur Verbesserung der Wasserqualität erstellt (siehe Rolinski et al., 2009).

Diese Untersuchungen konzentrierten sich auf partikuläre Substanzen; ein wichtiger Aspekt der Wasserqualität. Trübstoffe sind ungelöste biotische oder abiotische Stoffe, die durch Streuung und Absorption des Lichts eine Trübung verursachen (Kölle, 2003). Aufgrund ihrer stark variierenden Zusammensetzung, Konzentration und Größenverteilung sowie ihrer optischen Eigenschaften (Kitchen et al., 1982; Melack, 1985) ist ihre Erfassung und die Vorhersehbarkeit ihrer Bildung erschwert. Die Konzentration und Dynamik von Partikeln wird vor allem durch äußere Faktoren wie Temperatur, Wind- und Niederschlagsverhältnisse sowie Stauspiegelschwankungen beeinflusst (Abb.1). Neben der Planktonbiomasse wird die Trübung auch durch resuspendiertes Sediment, mineralische Partikel oder partikuläres organisches Material beeinflusst (Riera und Armengol, 1995).

Innerhalb des Projektes IntegTa dienen die vorgestellten Untersuchungen als Grundlage für ein Partikelmodul des physikalisch-ökologischen Wassergütemodells SALMO-HR (Rolinski et al., 2009). Besonderer Wert wird auf die Charakterisierung der partikulären Stoffe als biotisch bzw. abiotisch gelegt, da diese Eigenschaften mit unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten und Partikelgrößen und somit Sink- und Transporteigenschaften verknüpft sind.

Bei einer a priori Einteilung der Partikel in biotisch und abiotisch ergibt sich eine Zwischengruppe von Partikeln bzw. Substanzen, die nicht eindeutig eingeordnet werden können (Abb. 1). In dieser Gruppe befindet sich der partikulär gebundene Kohlenstoff, der sowohl biotisch in Planktonorganismen als auch abiotisch in anorganischen Partikeln gebunden vorliegen kann. Es sollte nun zum einen die Dynamik des Partikelspektrums betrachtet werden. Zum anderen stellte sich die Frage, ob das Verhältnis von biotisch und abiotisch gebundenem Kohlenstoff ereignisbezogene Muster zeigt.

¹ Integratives Management mehrfach genutzter Trinkwassertalsperren, BMBF 02 WT 0720, Laufzeit 6/2006 - 5/2009

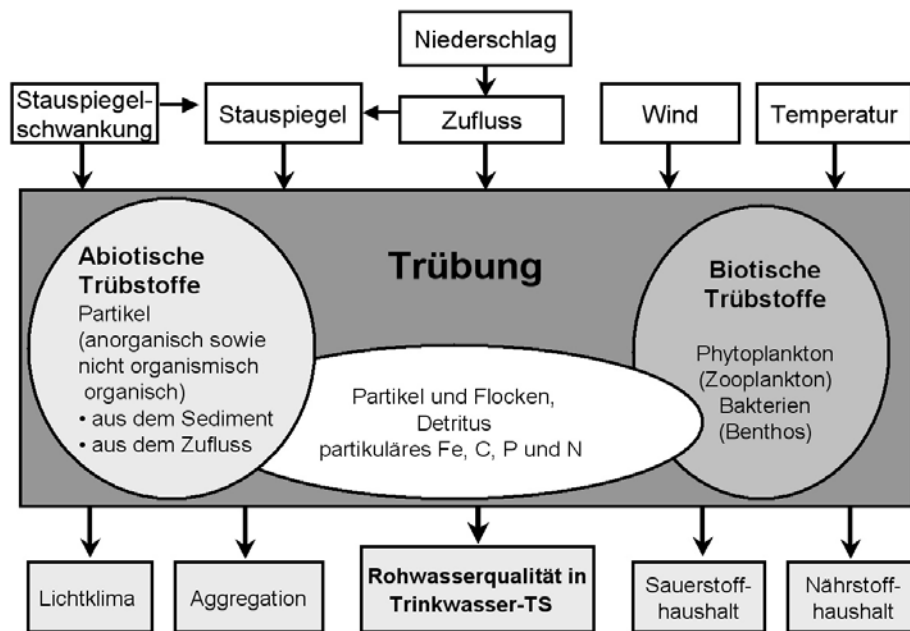


Abb.1: Schematische Darstellung der Trübung und ihrer Bestandteile in einem Gewässer. Oberhalb sind hydrologische und meteorologische Einflussgrößen sowie unterhalb Auswirkungen von Trübstoffen im Gewässer aufgeführt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, die oligotrophe Talsperre Klingenberg (Erzgebirge, Sachsen), ist eine mehrfach genutzte Talsperre, die neben der Trinkwasserversorgung auch dem Hochwasserschutz und der Energieversorgung dient. Sie deckt ca. 73% des Trinkwasserbedarfs der Stadt Dresden. Sie ist Teil eines Talsperrensystems und wird im Verbund mit der 8 km oberhalb gelegenen Talsperre Lehmühle bewirtschaftet.

Probenahme

Die Talsperre wurde von März bis Juli 2007 in 14tägigem Rhythmus nahe der Staumauer in 0, 2, 6, 10 und 15 m Tiefe beprobt. Es wurden zusätzlich Multiparametersondenprofile (Temperatur, Leitfähigkeit, pH Wert, Trübung und Chlorophyll *a*) genommen und die Secchi-Tiefe gemessen.

Um den biotischen Anteil zu erfassen, wurden Biomassen des Phyto- und Zooplanktons untersucht. Phytoplankton wurde mit Schöpferproben entnommen und nach der Utermöhl-Methode bestimmt und gezählt (Utermöhl, 1958, Hoehn et al., 1998). Zooplankton wurde mit einem Schließnetz (Maschenweite 250 µm) für das Epi- und Hypolimnion beprobt und nach Flössner (2000), Schwoerbel et al. (1993) und Lieder (1996) bestimmt und ausgezählt. Es wurden die Konzentrationen von partikulär (> 0,7 µm) gebundenem Kohlenstoff (PC), Phosphor (PP), Stickstoff (PN) und Eisen (PFe) sowie von kolloidal gebundenem Eisen (KFe: 0,2 – 0,7 µm) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Untersuchungszeitraum

Im Untersuchungszeitraum, der durch hohe Stauspiegelschwankungen gekennzeichnet war, fielen drei Ereignisse auf, die im Folgenden näher beleuchtet werden (Abb. 2). Diese Ereignisse können sowohl an der Temperatur- und Phytoplanktonentwicklung im Gewässer (Abb. 2, links) als auch an den meteorologischen und hydrologischen Einflussgrößen (Abb. 2, rechts) veranschaulicht werden. Die Zeiträume A, B, C enthalten jeweils eine Probenahme vor und eine nach dem Ereignis (in Abb. 2 rechts markiert), um die Auswirkungen analysieren zu können.

A: Zum Beginn der Sommerschichtung trat ein Wechsel der dominanten Phytoplanktonarten auf.

B: Ende Mai wurde ein Starkregen mit erhöhten Zuflüssen beobachtet.

C: Im Juni gab es erhebliche Einleitungen aus der oberhalb gelegenen Talsperre Lehnmühle.

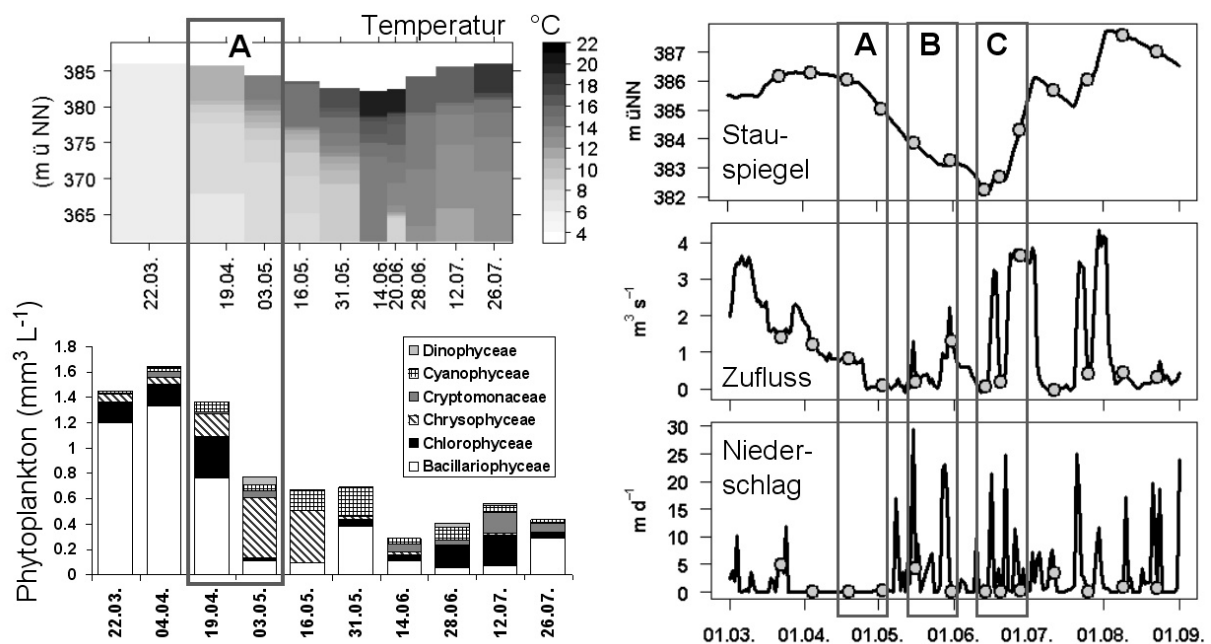


Abb. 2: Oben links: Vertikalprofile der Temperatur, unten links: Phytoplankton-Biovolumina in 2 m Tiefe, rechts: Zeitreihen des Stauspiegels, des Zuflusses und des Niederschlags mit Markierung der Zeitpunkte der Probenahmen. Die Rahmen kennzeichnen die Ereignisse A, B und C.

A: Beginn der Sommerschichtung

Von Mitte April bis Anfang Mai hatten sich die oberen Wasserschichten erwärmt (von 10.8 auf 14.5 °C), der vertikale Temperaturgradient verstärkt (von 5 auf 8 K Differenz von Oberfläche und Boden) und somit eine Temperaturschichtung stabilisiert (Abb. 2). Zum Ende der Frühjahrszirkulation im April war das Phytoplanktonbiovolumen im Epilimnion durch große koloniale Bacillariophyceae (*Asterionella formosa*) bestimmt. Mit der stabiler werdenden Temperaturschichtung und damit geringeren Turbulenz Anfang Mai wird diese schnell sinkende Art lediglich in Tiefen größer 6 m mit höheren Biovolumina vorgefunden, aber auch dort fast vollständig durch Chrysophyceae (*Dinobryon sociale*, *Dinobryon divergens*) ersetzt (Abb. 2 und 3). *Dinobryon*-Arten haben durch ihre astförmig verzweigten Kolonien einen ähnlichen Schutz gegen Zooplankton-Grazing wie *Asterionella formosa*, sinken durch ihre Eigenbeweglichkeit jedoch weniger ab. Zudem haben sie ähnlich geringe Ansprüche an die Phosphorverfügbarkeit.

In der vertikalen Verteilung des Chlorophylls (Abb. 3, rechts) ist ebenfalls eine generelle Abnahme der Werte zu verzeichnen mit einem ausgeprägten Maximum in ca. 9 m unterhalb der Thermokline, wie es für das Ende einer Frühjahrsmassenentwicklung typisch ist.

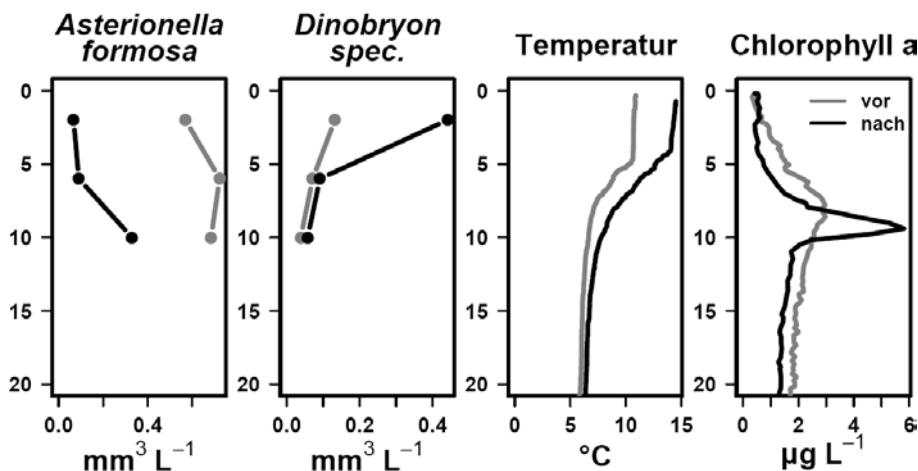


Abb. 3: Vertikalverteilungen von Phytoplankton (*Asterionella formosa* und *Dinobryon*- Biovolumina), Temperatur und Chlorophyll vor (19.4.2007, grau) und nach (3.5.2007, schwarz) dem Beginn der Sommerschichtung..

Der partikulär gebundene Kohlenstoff (Abb. 4, links) zeigt eine geringfügige Abnahme im Epilimnion und Zunahme im Metalimnion, jedoch hauptsächlich eine Verschiebung innerhalb des biotisch gebundenen Kohlenstoffs vom Anteil des Phytoplanktons hin zu dem des Zooplanktons. Mit der Erwärmung hatte eine verstärkte Entwicklung des Zooplanktons eingesetzt, so dass sich der Fraßdruck auf das Phytoplankton erhöhte. Die Erhöhung des abiotisch gebundener Kohlenstoffs in 10 m Tiefe im Vergleich zu 2 und 6 m kann durch Sedimentation abiotischer Partikel entstehen. Die Konzentrationen des partikulär und kolloidal gebundenen Eisens (Abb. 5, links) waren relativ gering und veränderten sich nur geringfügig zu einem höheren kolloidalen Anteil.

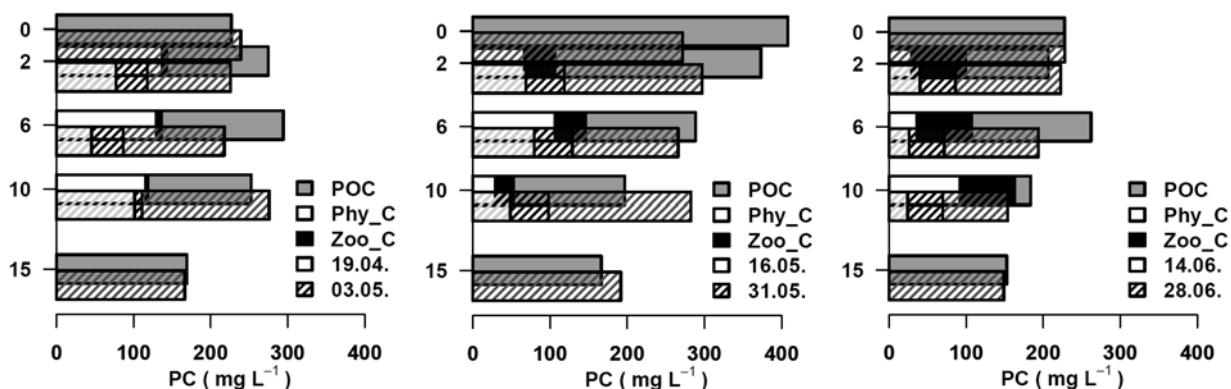


Abb. 4: Vertikalverteilungen des partikulären Kohlenstoffs mit Kennzeichnung der biotischen Anteile für 2, 6 und 10m für die Ereignisse A (links), B (Mitte) und C (rechts). Werte vor (gefüllt) und nach (schraffiert) dem Ereignis.

Insgesamt ergab sich durch die stabilere Schichtung und die Zunahme des Zooplanktons eine stärkere Tiefenstrukturierung des partikulär gebundenen Kohlenstoffs.

B: Starkregen

Mitte Mai wurde nach einer längeren Trockenperiode (Abb. 2) ein stärkerer und andauernder Niederschlag beobachtet, der sowohl im Einzugsgebiet der Wilden Weisseritz als auch am Rand der

Talsperre bei dem abgesenkten Stauspiegel große trockengefallene Flächen überspülte. In dieser Situation werden erhöhte Trüb- und Nährstofffrachten erwartet.

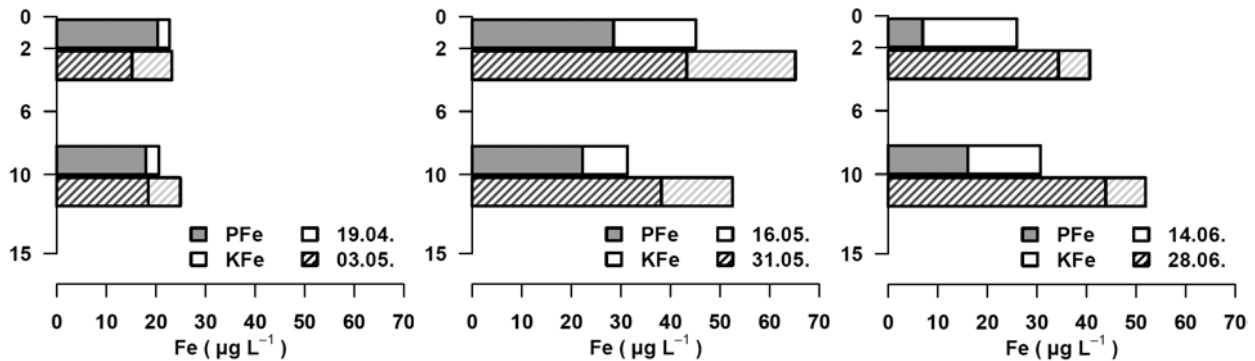


Abb. 5: Vertikalverteilungen des partikulären (PFe) und kolloidalen (KFe) Eisens für die Ereignisse A (links), B (Mitte) und C (rechts). Werte vor (gefüllt) und nach (schraffiert) dem Ereignis.

Der Einfluss des Regenwassers lässt sich in den oberen 2 m sowohl in den erhöhten Temperaturen als auch der verringerten Leitfähigkeit (Abb. 6) aufzeigen. Die Mitte Mai ausgebildete Schichtung wird mit dem zufließenden Wasser nivelliert und es bilden sich schwächere Gradienten aus. Darüberhinaus ist die gesamte Wassersäule durch stark erhöhte Trübungswerte gekennzeichnet. Eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit bei hoher Trübung wird zunächst von kleinen, einzelligen Cyanophyteen genutzt, deren Zellzahl die höchsten Werte des Jahres erreichen.

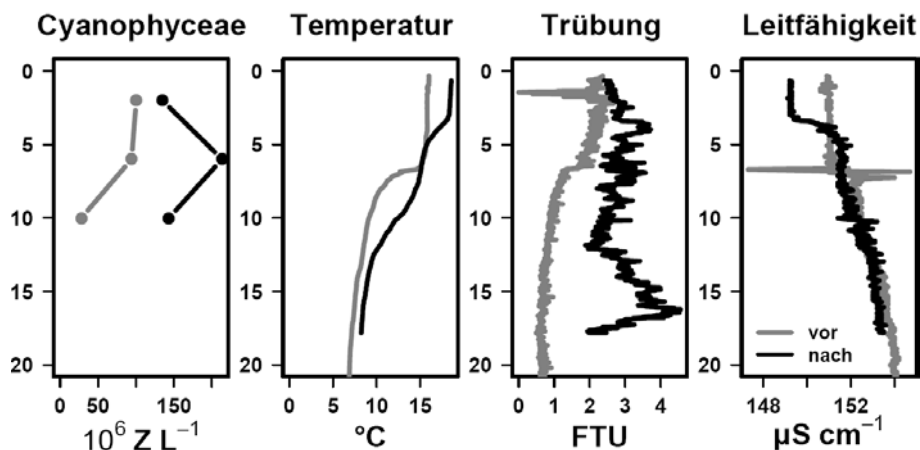


Abb. 6: Vertikalverteilungen von Cyanophyteen, Temperatur, Trübung und Leitfähigkeit vor (16.5.2007, grau) und nach (31.5.2007, schwarz) dem Starkregen.

Nach ausgeprägten vertikalen Gradienten des partikulären Kohlenstoffs (Abb. 4, Mitte) waren nach dem Starkregen sowohl die Gesamtkonzentrationen als auch die biotischen und abiotischen Anteile nahezu homogen verteilt. Dabei erhöhten sich die abiotischen Anteile, was im Einklang mit den stark erhöhten Trübungswerten steht. Für den Eintrag von partikulärem Material sprechen ebenfalls die erhöhten Konzentrationen des partikulären Eisens (Abb. 5, Mitte).

C: Zufluss aus der oberhalb gelegenen Talsperre

Der durch das sehr trockene Frühjahr stark abgesenkte Stauspiegel und damit verbundene Beeinträchtigungen der Wasserqualität sollten im Juni durch Zuleitungen aus der oberhalb gelegenen Talsperre Lehmühle gemildert werden (Abb. 2). Diese führen jedoch nicht zu einer Verstärkung der Schichtung, sondern zu einer Homogenisierung der Wassersäule, was sich sowohl an der Tempera-

tur, der Leitfähigkeit und der Chlorophyll-Konzentration ablesen läßt (Abb. 7). Zu dem wird partikuläres Material aus dem Zwischeneinzugsgebiet eingetragen und führt zu einer erhöhten Trübung.

Ebenso wie bei dem natürlichen Zuflussereignis, werden die vertikalen Konzentrations-Unterschiede aller Komponenten des partikulären Kohlenstoffs (Abb. 4, rechts) verringert und es treten vermehrt abiotische Kohlenstoffverbindungen auf. Auch hier wird eine Erhöhung der partikulären Eisenkonzentrationen (PFe) beobachtet (Abb. 5, rechts), wobei die der kolloidalen Verbindungen abnehmen. Die Zunahme des PFe läßt sich jedoch nur durch die Überspülung des Baustellengeländes für die Vorsperre erklären, da das vorhergehende Regenereignis eine Auswaschung des Zwischeneinzugsgebietes bewirkt hatte.

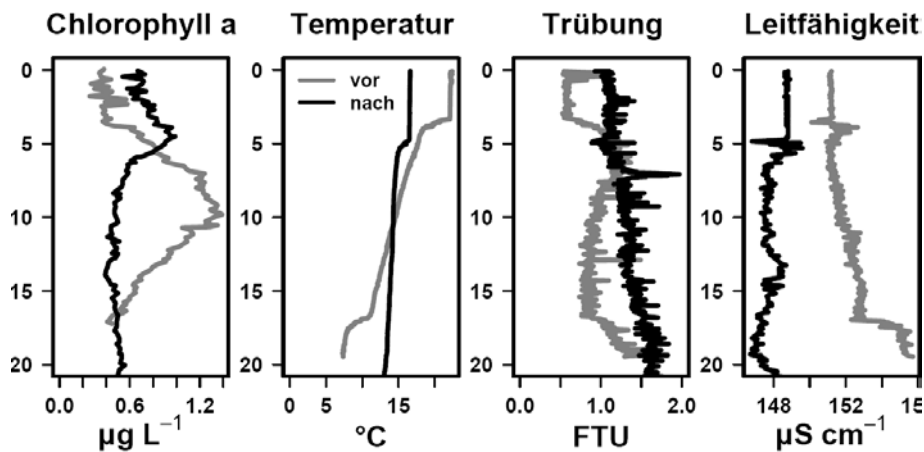


Abb. 7: Vertikalverteilungen von Chlorophyll, Temperatur, Trübung und Leitfähigkeit vor (14.6.2007, grau) und nach (28.6.2007, schwarz) dem Zuflussereignis aus der oberhalb gelegenen Talsperre Lehnmühle.

Zusammenfassung

Die in der oligotrophen Talsperre Klingenberg vorgenommene Unterscheidung des partikulären Kohlenstoffs in biotische (Phyto- und Zooplankton-bürtig) und abiotische Komponenten ergab (wie erwartet) ein relativ ausgeglichenes Verhältnis, welches sich durch meteorologische und hydrologische Einflüsse erheblich veränderte. In Zufluss-armen, warmen Phasen bildete sich eine stabile Schichtung heraus, die mit erhöhten biotischen C-Konzentrationen und niedrigen partikulären Eisenkonzentrationen im Epilimnion einhergehen. Ein Starkregen führte zu einem Eintrag partikulären Materials, hoher Trübung, hohen PFe-Werten, hohen Cyanophyceen-Abundanzen und der Aufhebung vertikaler Gradienten. Die Zuleitung aus der oberhalb gelegenen Talsperre Lehnmühle führte ebenso zu einer Homogenisierung bei gleichzeitiger erheblichen Verdünnung, was sich in einer Verringerung der Chlorophyll-Konzentration und der Leitfähigkeit widerspiegelt. Beide Ereignisse führen zu einer deutlichen Erhöhung des abiotischen partikulären Kohlenstoffs. Damit wurden wichtige Grundlagen für die Modellierung des partikulären Materials in der Talsperre Klingenberg erarbeitet.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Diplomarbeit Hillert (2008). Die Autoren möchten sich bei den Mitgliedern der Arbeitsgruppe Limnologie der TU Dresden (insb. Sabine Jähnichen und Thomas Petzoldt), Heidemarie Horn von der Sächsischen Akademie der Wissenschaften und der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (insb. Tilo Ihle und Helmut Kneschke) für die kooperative Zusammenarbeit, für Daten und Diskussionen bedanken.

Literatur

- Flössner, D., (2000): Die Haplopoda und Cladoceren Mitteleuropas. Backhuys Publisher, Leiden, The Netherlands.
- Hillert, K., (2008): Dynamik von biotischen und abiotischen Trübstoffen in einer oligotrophen Talsperre. Diplomarbeit, Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, 97 S.
- Hoehn, E., Ketelaars, H.A.M., Ewig, B., (1998): ATT-Technische Informationen Nr. 7: Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. Kommissionsverlag R. Oldenburg, München.
- Kitchen, J., Zaneveld, J., Pak, H. (1982): Effect of particle size distribution and chlorophyll content on beam attenuation spectra. *Applied Optics*: 21:3913-3918.
- Kölle, W. (2003): Wasseranalysen richtig beurteilen. Wiley-Vch Verlag Weinheim.
- Lieder, U. (1996): Crustacea, Cladocera, Bosminidae. Gustav Fischer Verlag.
- Melack, J.M. (1985): Interactions of detrital particulates and plankton. *Geochimica et Cosmochimica Acta*: 37:1639-1653.
- Riera, J.L., Armengol, J. (1995): Relationship between seston composition and water transparency in Spanish reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrogeographie*: 80:1-14.
- Rolinski, S., Petzoldt, T., Benndorf, J. (2009): Ablassen oder Aufstauen? - Mit Hilfe von Modellen und Beobachtungen zu einer integrierten Talsperrenbewirtschaftung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag, Berlin: in diesem Band.
- Schwoerbel, J., Zwick, P., Einsle, U. (1993): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*: 9:1-38.

Einfluss periodischer Sedimentresuspension auf die Sediment/Wasser-Kontaktzone, die Phosphortransformation und die Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaft

Andreas Kleeberg¹, Michael Hupfer¹, Giselher Gust², Ivette Salka³ & Hans-Peter Grossart³

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, kleeberg@igb-berlin.de, hupfer@igb-berlin.de

2 Technische Universität Hamburg Harburg, Institut für Meerestechnik, Schwarzenbergstr. 95, 21073 Hamburg, gust@tuhh.de

3 IGB, Alte Fischerhütte 2 (OT Neuglobsow), 16775 Stechlin, salka@igb-berlin.de, hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Flusssediment, Resuspension, Phosphor, Benthischer Wassersäulensimulator, Hydrodynamik, partikelassoziierte Bakterien, DGGE

Einleitung

Der sich wiederholende Zyklus der Aufwirbelung (Resuspension), des Transports und der Ablagerung von Sediment ist ein Charakteristikum von Flüssen durch den in erheblichem Maße Partikel, Organismen und Nährstoffe wie Phosphor (P) in die Wassersäule eingetragen, damit umgelagert und verändert werden können (z. B. Sharpley et al. 2003; Haggard et al. 2004). Dieser Zyklus wurde in einem Laborexperiment mit dem Ziel nachgestellt, dessen Einfluss auf Veränderungen des Sedimentes eines Flachlandflusses bzw. des resuspendierten Materials, insbesondere seiner P-Bindungsformen sowie auf die bakterielle Gemeinschaft zu untersuchen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Spree ist ein Flachlandfluss mittlerer Größe mit einem Einzugsgebiet von ca. 10.000 km² und einem mittleren Gefälle von nur 0,01 %. Der Fluss entspringt in einer Höhe von 580 m und fließt über 400 km nach Berlin. Anfang der 1990er Jahre wechselte der Fluss von einem trüben in einen makrophyten-dominierten und daher klaren Zustand (Köhler & Hoeg 2000). Das für das Experiment genutzte Sediment wurde in einem langsam fließenden Abschnitt des Flusses ($Q = 12 - 16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $U_{\text{mean}} = 0.1 - 0.3 \text{ m s}^{-1}$) südöstlich von Berlin (Kossenblatt, O 014°, 04', 39"; N 052°, 06', 16") entnommen. Die Sedimentbeschaffenheit ist durch Kleeberg et al. (2007, 2008) beschrieben.

Experiment zur periodischen Sedimentresuspension

Verwendet wurde der neu entwickelte benthische Wassersäulen-Simulator (BWSS), ein Plexiglaszylinder ($\varnothing = 30 \text{ cm}$, Höhe 80 cm) mit einem Unterteil für Sediment und einem Oberteil für Was-

ser. Das duale Propellersystem ermöglicht die Aufbringung einer definierten Schergeschwindigkeit (u^*) und gleichzeitig naturnahe Turbulenzverhältnisse (für Details s. Müller et al. 2007).

Jeweils die oberste 5 cm Schicht von 34 Sedimentkernen ($\varnothing = 10$ cm) wurde am 05.10.2005 zu einem Mischsediment vereinigt und auf zwei Unterteile eines BWSS gleichmäßig verteilt. Um die Oberflächen-Aggregat-Schicht bestmöglich nachstellen zu können, wurde das frisch abgelagerte Material des Oberflächensedimentes (ca. 0,5 cm) vorsichtig mit einem Schlauch in ein Fass abgezogen und von dort behutsam in den BWSS auf die Oberfläche des Mischsedimentes aufgespült. Die Höhe der Wassersäule über dem Sediment betrug 58 cm. Daraus ergab sich ein Wasservolumen von 38 L. Das für 6 Wochen im Dunkeln bei $u^* = 0,1$ cm s⁻¹ konditionierte Sediment wurde über 4 Wochen 2 mal pro Woche, Dienstag und Donnerstag, für 4 h bei $u^* = 1,1$ cm s⁻¹ resuspendiert. Aus einem Reservoir wurde kontinuierlich unfiltriertes Spreewasser über eine peristaltische Pumpe mit einer Pumprate von $6,1 \pm 0,1$ L h⁻¹ durch den BWSS gepumpt.

Wasser- und Sedimentanalytik

Jeweils vor, während und nach einem Resuspensionsereignis wurden Wasserproben entnommen. Die Konzentration des suspendierten partikulären Materials (SPM), die des Gesamt-Eisens (TFe) und des Gesamt-Phosphors (TP) sowie die des gelösten reaktiven P (SRP) wurde mit Standardmethoden analysiert (s. Kleeberg et al. 2008). Die Verteilung des TFe und TP auf die Partikelgrößen des SPM wurde mittels Stufenfiltration nach Shand et al. (2000) bestimmt (vgl. Kleeberg et al. 2008). Die P-Bindungsformen des Sedimentes und des SPM wurden durch eine sequenzielle P-Extraktion ermittelt (Psenner et al. 1984). Die partikelassoziierten (PA) und freilebenden (FL) Bakterien wurden durch Filtration (5.0 μ m und 0.2 μ m) separiert. Deren Anzahl wurde durch Zählung am Epifluoreszenz-Mikroskop (1.000 \times) bestimmt (Lunau et al. 2005). Die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft wurde über Denaturierende Gradienten Gel Elektrophorese (DGGE) bestimmt (Allgaier & Grossart 2006).

Ergebnisse & Diskussion

Mit der regelmäßigen Erhöhung von u^* , dargestellt sind nur die jeweils beprobten Ereignisse, erhöhte sich die Konzentration des SPM (Abb. 1). Durch die erste und umfangreichste Beprobung des ersten Resuspensionsereignisses wurde die SPM-Konzentration deutlich verringert, blieb dann jedoch auf einem ähnlich hohen Niveau. Analog zur Konzentration des SPM wurde jeweils die des TFe und des TP erhöht. Damit wird deutlich, dass es sich hauptsächlich um partikulären P (89,6 - 96,1 % TP) bzw. um Fe in Partikeln (97,7 - 99,9 % TFe) handelt. Im Gegensatz dazu stieg die Konzentration des SRP mit dem ersten Resuspensionsereignis kurzzeitig an, verringerte sich danach offensichtlich durch Mitfällung an Fe und nahm dann mehr oder weniger kontinuierlich durch Mobilisierung aus dem Porenwasser (Diffusion und Advektion) zu (Abb. 1).

Vor den Zyklen der Resuspension waren der Phosphor und das Eisen mehr oder weniger gleichmäßig auf das gesamte Spektrum, der Partikelgrößen verteilt (Abb. 2). Durch die periodische Resuspension, hat sich insbesondere die Fe-Verteilung und weniger deutlich ausgeprägt die P-Verteilung hin zu den größeren Partikeln (> 1 μ m) verschoben. Offensichtlich wurden die kleineren Partikel im Verlauf der Zyklen abtransportiert und durch größere Partikel bzw. Aggregate aus dem Sediment ersetzt. Am Ende des Experimentes dominierte nach wie vor das mit größeren Partikeln assoziierte Eisen. Beim Phosphor stellte sich schneller wieder die ursprüngliche Verteilung ein.

Die P-Fraktionierung zeigt, dass der P des Oberflächensediments bzw. des SPM der Spree überwiegend mit Metallen assoziiert vorlag und sich insbesondere der Anteil des an Fe-Oxihydroxide gebundene Anteil (BD-TP) sich in den Zyklen der Resuspension um ca. 30 % erhöhte (Abb. 3).

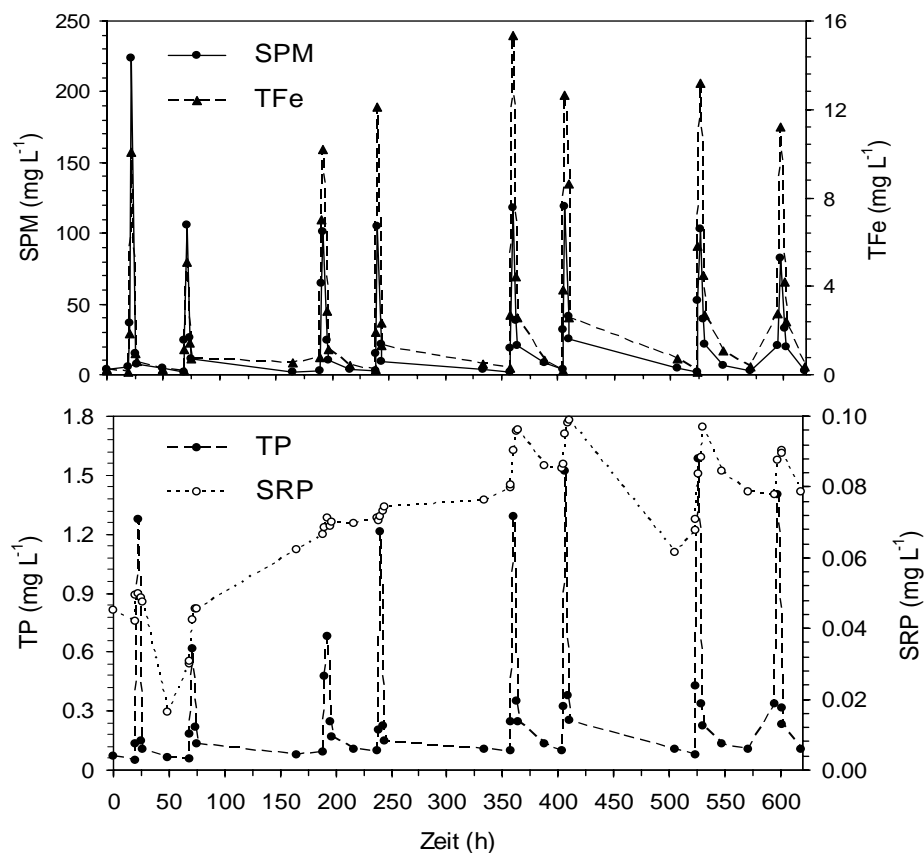


Abb. 1:

Konzentration des suspendierten partikulären Materials (SPM), des Gesamt-Eisens (TFe, oben) und des Gesamt-Phosphors (TP) sowie des gelösten reaktiven P (SRP, unten) vor, während und nach einem, durch experimentelle Erhöhung der Schergeschwindigkeit induzierten Resuspensionsereignissen mit Spree Sediment.

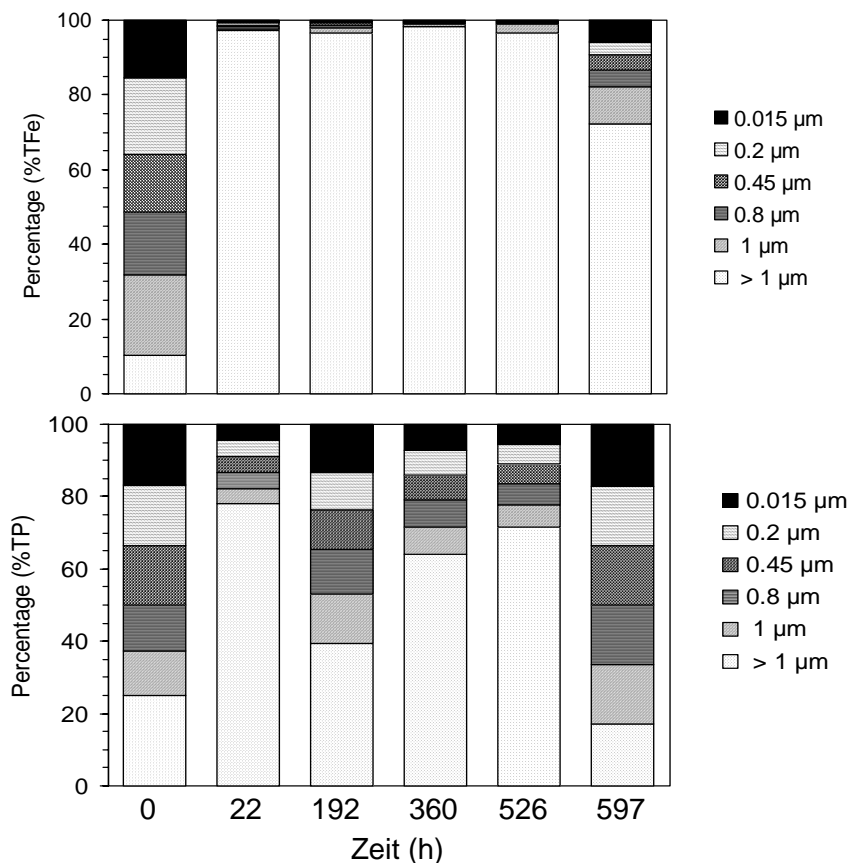


Abb. 2:

Prozentualer Anteil des Fe am Gesamt-Fe (TFe, oben) und des P am Gesamt-P (TP, Mitte) für verschiedene Partikelgrößen (Stufenfiltration) vor, während und nach, durch experimentelle Erhöhung der Schergeschwindigkeit induzierten Resuspensionsereignissen mit Sediment der Spree. (Vor und nach dem Experiment wurde Material der Sedimentoberfläche und während suspendiertes Material genutzt.

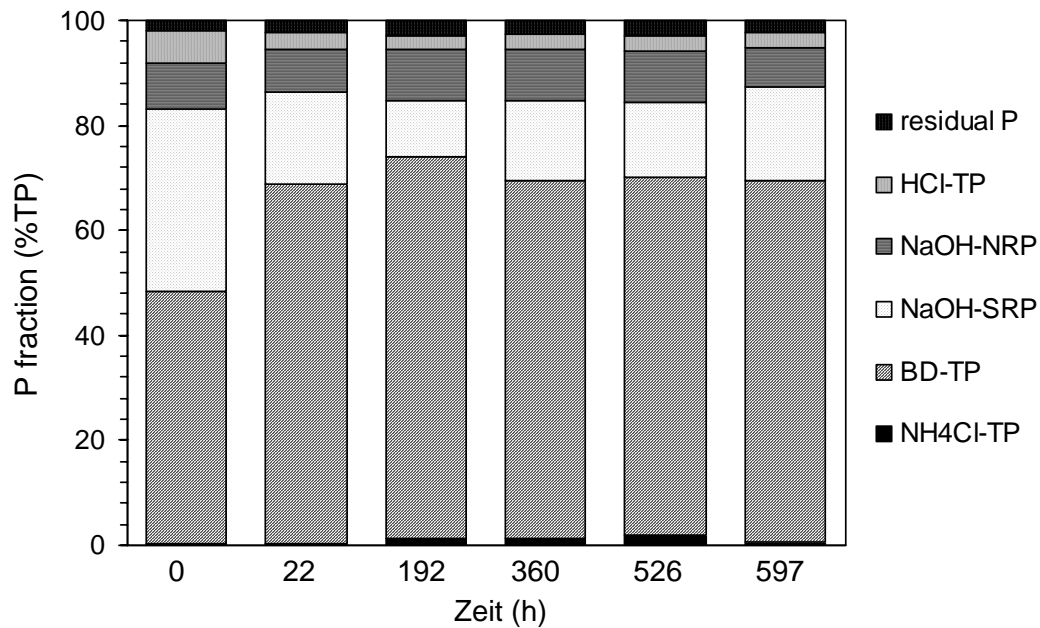


Abb. 3: Prozentualer Anteil der P-Bindungsformen am TP (sequentielle Extraktion, unten) vor, während und nach, durch experimentelle Erhöhung der Schergeschwindigkeit induzierten Resuspensionsereignissen mit Spree Sediment. (NH₄Cl-TP: Interstitialwasser-P, labil an Oberflächen adsorbierte Phosphate; BD-TP: an Fe-Hydroxide und Mn-Verbindungen gebundene Phosphate; NaOH-SRP: an Oberflächen von Metalloxiden gebundene Phosphate, NaOH-NRP: organisch gebundener P; HCl-TP: carbonatisch gebundener und säurelabiler organischer P; Rest-P: refraktärer (organischer) P).

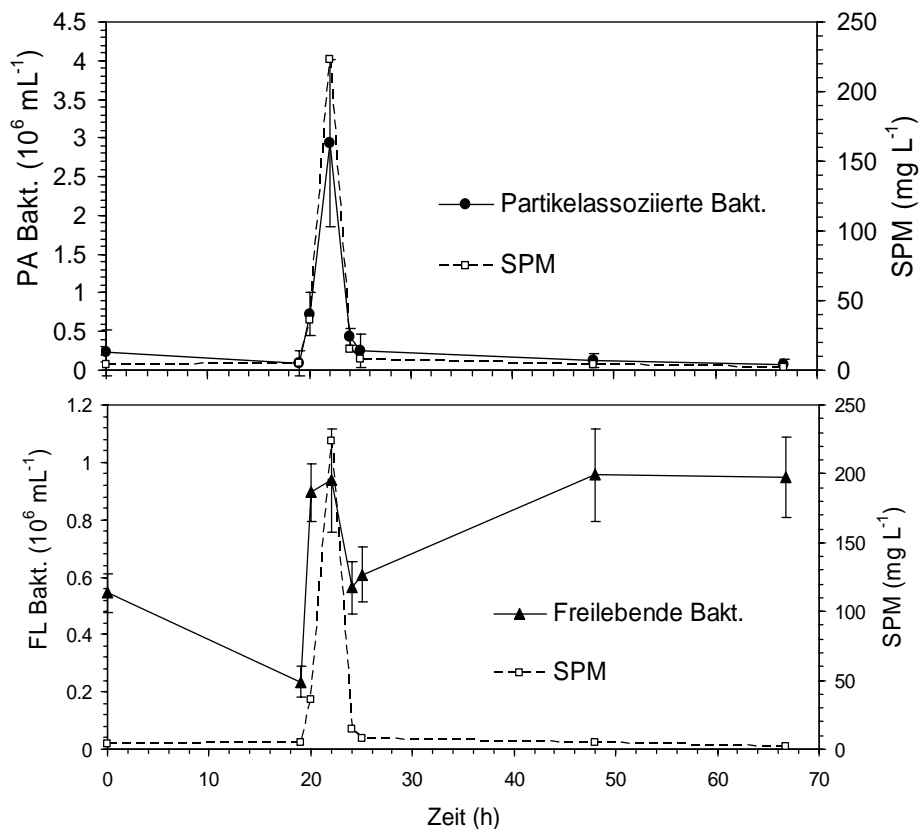


Abb. 4:

Konzentration des suspendierten partikulären Materials (SPM) und der Anzahl der partikelassoziierten (PA) Bakterien (oben) und der freilebenden (FL) Bakterien (unten) vor, während und nach dem ersten, durch experimentelle Erhöhung der Schergeschwindigkeit induzierten Resuspensionsereignis mit Spree Sediment.

Unmittelbar nach dem Ende des Experimentes wird diese Dominanz offensichtlich durch eine bessere O₂-Versorgung der Sedimentoberfläche (O₂-Zehrung und zugleich Oxidierung reduzierter Verbindungen des Sedimentes, nicht gezeigt) aufrecht erhalten (Abb. 3).

Die Zahl der PA Bakterien folgt der Konzentration des SPM proportional (Abb. 4), die der FL nimmt zunächst während eines Resuspensionsereignisses zu, darauffolgend nicht wie bei den PA ab, sondern 5 - 15 h nach einem Resuspensionsereignis signifikant zu, offenbar durch Wachstum, aufgrund verbesserter Ressourcenbereitstellung (Abb. 1) bzw. -nutzung. Während sich die PA Bakterien in ihrer Gemeinschaft deutlich während der Resuspensionszyklen veränderten (DGGE Analyse, nicht dargestellt) konnten bei den FL Bakterien keine Veränderungen in der Diversität registriert werden.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die periodische Resuspension führt zu quantitativen und qualitativen Veränderungen in der Wassersäule. Sie führt zu einem gepulsten und signifikanten Eintrag von partikulärem P und Fe während der Eintrag gelösten P in der Massebilanz von nur untergeordneter Bedeutung ist. Während die Zahl der PA Bakterien der Partikeldynamik folgt, nahm die Anzahl der FL Bakterien zu, was auf deren geringere Aussinkverluste und deren Wachstum (verbesserte O₂- und Nährstoffversorgung) zurückzuführen ist. Dauer und Intensität der Resuspension kontrollieren das Ausmaß der Veränderungen wobei die Wirkungen, bereits eines Ereignisses, länger anhalten als das Ereignis selbst.

Danksagung

Wir danken insbesondere B. Schütze, T. Hintze und N. Meyer für die Hilfe bei der Durchführung des Experimentes und A. Lüder, C. Herzog, Dr. E. Zwirnmann, H.-J. Exner (alle IGB Berlin) sowie M. Reiche (Univ. Jena) für die Unterstützung bei der Laborarbeit. Die Durchführung des Experimentes wurde in einem BMBF-Vorhaben (FKZ 02WF0469) finanziell unterstützt.

Literatur

- Allgaier, M., Grossart, H.-P. (2006): Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria populations in four lakes in northeastern Germany. *Applied Environmental Microbiology* 72: 3489-3497.
- Haggard, B. E., S. A. Ekka, M. D. Matlock, I. Chaubey (2004): Phosphate equilibrium between stream sediments and water: potential effect of chemical amendments. *Transactions of the ASEA* 47: 1113-1118.
- Kleeberg, A., M. Hupfer & G. Gust (2007): Phosphorus entrainment due to resuspension in a lowland river, Spree, NE Germany – a laboratory microcosm study. *Water, Air, and Soil Pollution* 183: 129-142.
- Kleeberg, A., M. Hupfer & G. Gust (2008): Resuspension experiments on phosphorus entrainment in a lowland river, Spree, NE Germany. *Aquatic Sciences* 70: 87-99.
- Köhler, J. & S. Hoeg (2000): Phytoplankton selection in a river-lake system during two decades of changing nutrient supply. *Hydrobiologia* 424: 13-24.
- Lunau, M., A. Lemke, K. Walther, W. Martens-Habben, M. Simon (2005): An improved method for counting bacteria from sediments and turbid environments by epifluorescence microscopy. *Environmental Microbiology* 7: 961-968.
- Müller, V., A. Seibel, D. Kisacik and G. Gust (2007): Simulation of Water Column Hydrodynamics by Benthic Chambers. In: Förstner, U. and B. Westrich (eds.): *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – An Interdisciplinary Approach*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg: 90-99.
- Shand, C. A., S. Smith, A. C. Edwards, A. R. Fraser (2000): Distribution of phosphorus in particulate, colloidal and molecular-sized fractions of soil solution. *Water Research* 34: 1278-1284.
- Sharpley, A., T. Krogstad, R. McDowell & P. Kleinman (2003): Phosphorus transport in riverine systems. *Encyclopedia of Water Science*, Marcel Dekker Inc. New York.

Retardation und Abbau von Cylindrospermopsin in der Sedimentpassage

Sondra Klitzke¹, Susann Apelt¹ & Ingrid Chorus²

¹ Umweltbundesamt, FG II 3.3-B Trinkwasseraufbereitung und Ressourcenschutz, Schichauweg 58, 12307 Berlin, sondra.klitzke@uba.de; susann.apelt@web.de

² Umweltbundesamt, Abt. II 3 Trink- und Badebeckenwasserhygiene, Corrensplatz 1, 14195 Berlin, ingrid.chorus@uba.de

Keywords: Cyanobakterien, Eutrophierung, Uferfiltration, Trinkwassergewinnung

Einleitung

Als Folge der Eutrophierung treten Cyanobakterien auch in Gewässern auf, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden. Die durch die Cyanobakterien produzierten Toxine können eine Gesundheitsgefahr darstellen, wenn sie in das Trinkwasser gelangen. Das Cytotoxin Cylindrospermopsin (CYN) tritt überwiegend in gelöster, extrazellulärer Form auf (Rücker et al. 2007). Ein vorgeschlagener Richtwert von 1 µg/L im Trinkwasser (Humpage & Falconer, 2003) wird in manchen Gewässern deutlich überschritten (in Brandenburg bis zu 12 µg/L im Oberflächenwasser; Rücker et al. 2007). Eine effektive Eliminierung von CYN bei der Trinkwassergewinnung durch Sedimentpassage (Langsamsand- und Uferfiltration) ist daher sicherzustellen. Allerdings ist bisher wenig über das Eliminationsverhalten von CYN bekannt.

Ziele der hier vorgestellten Arbeit aus dem Projekt NOSTOTOX sind daher die Ermittlung 1) der CYN-Retardation und 2) des CYN-Abbaus unter aeroben Bedingungen in zwei Sedimenten mit unterschiedlichem Feinkornanteil anhand von Säulenversuchen.

Material und Methoden

Verwendete Sedimente und Wasser

Für die Versuche verwendeten wir ein Teichsandsediment (Mittelsand) aus einer Langsamsandfiltrationsanlage mit einem Feinkornanteil von 1 % sowie ein Grundwassersediment (mittelsandiger Feinsand) aus einem Aquifer (2,6 m bis 4,4 m unter GOK) mit einem Feinkornanteil von 4 %. Das verwendete Wasser wurde einem Versuchsteich entnommen und membranfiltriert (RC45).

Säulenversuche

Die Versuche wurden in Säulen mit einer Länge von 18 cm und einem Durchmesser von 4,5 cm durchgeführt.

Durchlaufsäulenversuche (DSV; Abb. 1a) dienen der Ermittlung der Retardation von CYN. Als Tracer verwendeten wir NaCl. Die Aufgabe von CYN erfolgte pulsformig in Konzentrationen zwischen 1 und 10 µg/L. Als Fließgeschwindigkeiten stellten wir 0,22 mL/min, 1,55 mL/min und 2,76 mL/min ein, was jeweils der Filtergeschwindigkeit der Uferfiltration, der künstlichen Grundwasseranreicherung bzw. der Langsamsandfiltration entspricht.

Umlaufsäulenversuche (USV, Abb. 1b) mit einer CYN-Aufgabekonzentration von $10 \pm 2,5$ µg/L dienen der Ermittlung des Abbauverhaltens unter aeroben Bedingungen. 250 mL CYN-haltiges Teichwasser wurde dabei in ein Vorratsgefäß gegeben und dann kontinuierlich durch die Säule zirkuliert (Filtergeschwindigkeit 0,2 m/d). Aus diesem Gefäß wurden in Abständen von ein bis drei Tagen Aliquote von 2,5 mL Probe entnommen. Ein möglicher CYN-Abbau im Wasser wurde über eine Referenzprobe (CYN-haltiges Teichwasser) quantifiziert, die in gleichen Abständen wie die Vorratsgefäße der Säulen beprobt wurde. Die Analytik erfolgte mittels ELISA (für DSV) bzw. LC-MS/MS (für USV).

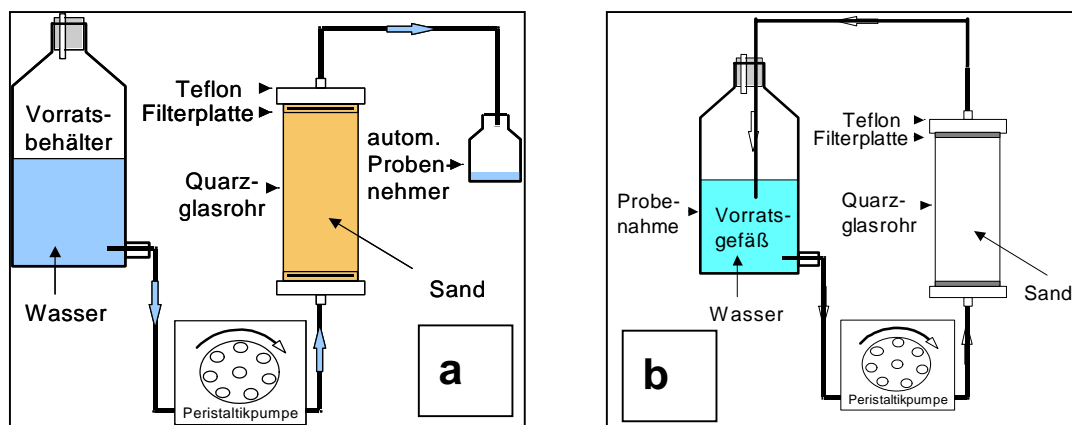


Abb. 1: Aufbau der (a) Durchlauf- bzw. (b) Umlaufsäulenversuche

Ergebnisse und Diskussion

Alle durchgeführten Durchlaufversuche zeigten tracerartiges Verhalten von CYN, d. h. Aufgabekonzentration und Fließgeschwindigkeit haben keinen Einfluss auf die CYN-Sorption. Cy-lindrospermopsin wird im Teichsand (Abb. 2) ebenso wie im Grundwassersediment (Ergebnisse nicht dargestellt) nicht retardiert. Der erhöhte Feinkornanteil des Teichsandes gegenüber dem Grundwassersediment hat somit keinen Einfluss auf die Sorption.

Der CYN-Abbau beginnt erst nach einer „lag-phase“ von rund 20 Tagen. Nach 40 Tagen sind $92,3 \% \pm 0,7 \%$ im Teichsand bzw. $98,0 \% \pm 0,7 \%$ der Ausgangskonzentration im Grundwassersediment abgebaut (Abb. 3). Die geringfügig höhere Abbaumenge im Grundwassersediment gegenüber dem Teichsand könnte durch eine stärkere mikrobielle Besiedlung des Sediments – hervorgerufen durch die größere Oberfläche des erhöhten Feinkornanteils – erklärt werden.

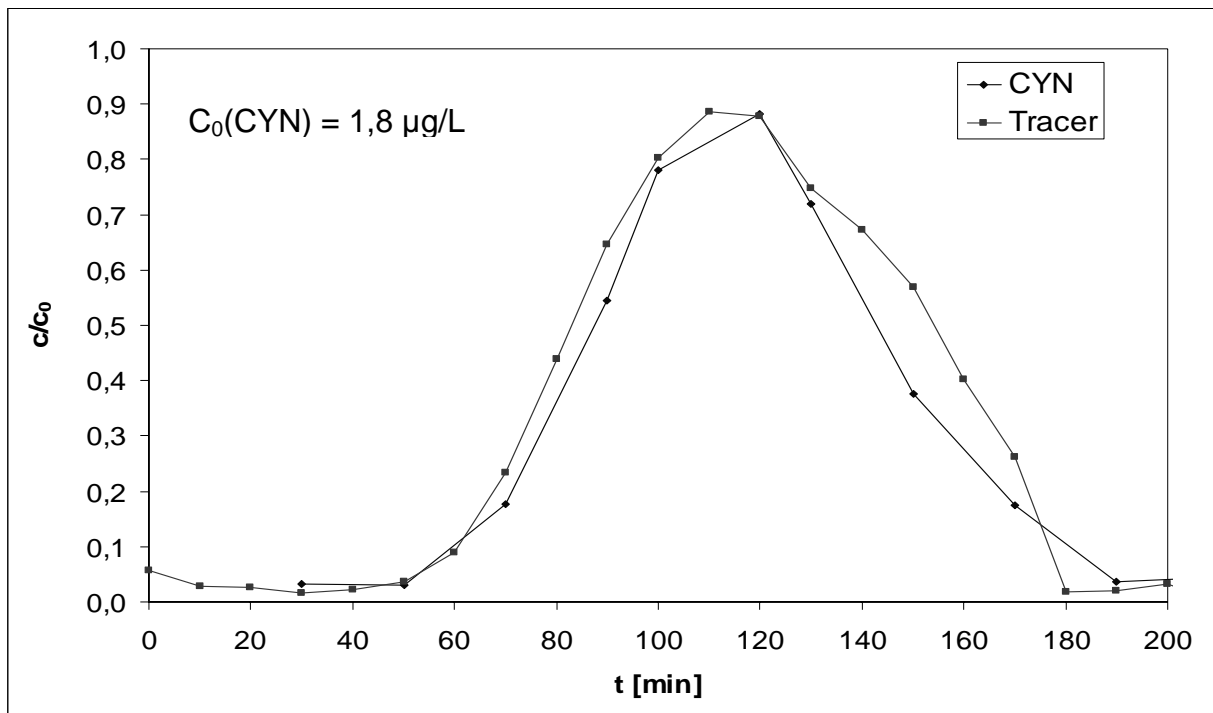


Abb. 2: Exemplarisches Ergebnis der Durchbruchkurven im Teichsediment

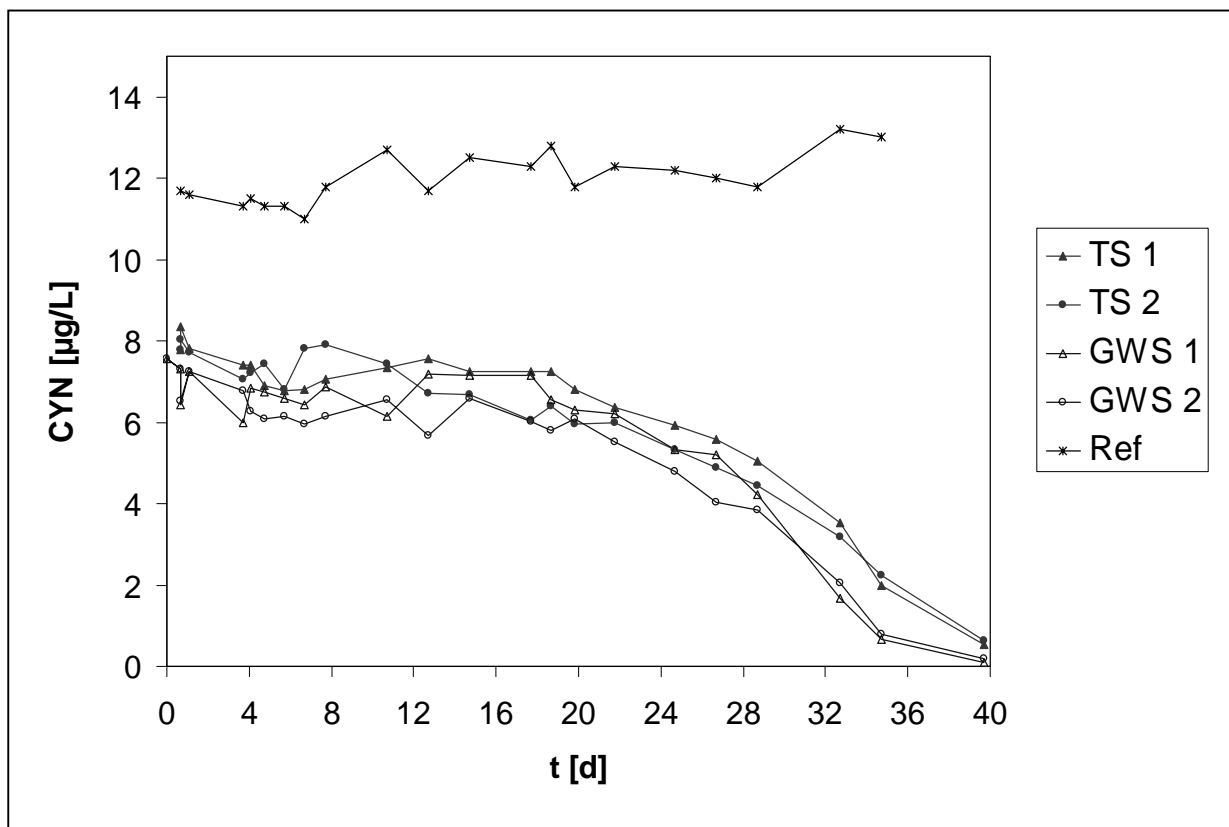


Abb. 3: Ergebnis des Umlaufsäulenversuchs: Abbau von CYN im Teich(TS)- und Grundwassersediment (GWS) im Vergleich zur Referenz (Ref)

Schlussfolgerungen

Um eine fundierte Aussage über die Grundwassergefährdung treffen zu können ist eine weitere Überprüfung des Abbaus unter verschiedenen naturnahen Bedingungen erforderlich. Weitere Einflussfaktoren (DOC-Konzentration, Redoxbedingungen) auf die Dauer der “lag phase” müssen untersucht werden.

Danksagung

Wir danken Gabriele Wessel, Gabriele Gericke und Jutta Fastner für die Unterstützung bei der Analytik sowie dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Veolia Wasser, den Berliner Wasserbetrieben und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit für die Finanzierung des Projektes. Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Diplomarbeit von Susann Apelt.

Literatur

- Humpage, A.R., Falconer, I.R. (2003): Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of No Observed Adverse Effect Level for deriving a drinking water Guideline Value. *Environ. Toxicol.* 18: 94-103.
- Rücker, J., Stüken, A., Nixdorf, B., Fastner, J., Chorus, I., Wiedner, C. (2007): Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 Aphanizomenon-dominated temperate lakes. *Toxicon* 50: 800–809.

Die Wirkung von *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) auf Transportprozesse in limnischen Sedimenten

Andrea Roskosch¹, Sylvia Jordan², Nicolas Hette³, Ralph Buchert⁴, Arzhang Khalili⁵, Mohammad RezaMorad⁶, Gunnar Nützmann⁷, Michael Hupfer⁸ & Jörg Lewandowski⁹

^{1, 3, 7, 8, 9} Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Deutschland + ¹roskosch@igb-berlin.de, ²jordan@igb-berlin.de, ³hette@igb-berlin.de, ⁷nuetzmann@igb-berlin.de, ⁸hupfer@igb-berlin.de, ⁹lewe@igb-berlin.de; ⁴Universitätsklinikum Hamburg-Eppendorf, Martinistr. 52, 20246 Hamburg, Deutschland + buchert@uke.uni-hamburg.de, ⁵Jacobs Universität Bremen, Campus Ring 1, 18759 Bremen, Deutschland, ^{5, 6}Max-Planck-Institut für Marine Mikrobiologie, Celsiusstr. 1, 28359 Bremen, Deutschland + ⁵akhalili@mpi-bremen.de, ⁶mrmorad@mpi-bremen.de

Keywords: Bioirrigation, *Chironomus plumosus* Larve, Sediment, Temperatureffekte, Transportprozesse

Einleitung

Die bis zu 20 mm langen Larven der Zuckmücke *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) bewohnen in großer Zahl schlammige Sedimente limnischer Gewässer. *C. plumosus* baut U-förmige Wohnröhren bis in ca. 20 cm Tiefe und betreibt Bioirrigation, um sich im anaeroben Sediment mit Sauerstoff und Nahrung zu versorgen. Die Larve pumpt dabei periodisch Wasser durch ihre Wohnröhre und beeinflusst damit sowohl hydrodynamische Transportprozesse als auch biogeochemische Umsatzprozesse im Sediment. Durch den Freiwassereintrag wird das die Röhren umgebende Sediment oxidiert und es gelangen lösliche Substanzen wie z.B. O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} oder PO_4^{3-} ins Porenwasser. In den oxidierten Röhrenwandungen herrschen veränderte Lebensbedingungen für Mikroorganismen und mikrobielle Umsatzprozesse werden angeregt. Des Weiteren kann die Stoffretention beeinflusst werden, indem z.B. zweiwertiges Eisen oxidiert wird und Phosphat an das gebildete Eisenhydroxid sorbiert. Andererseits werden mit dem austretenden Wasserstrom gelöste Substanzen wie NH_4^+ oder PO_4^{3-} aus dem Porenwasser ins Freiwasser abtransportiert (Lewandowski & Hupfer 2005).

In der vorliegenden Arbeit wird die Hydrodynamik der Bioirrigation von *C. plumosus* untersucht. Hierbei sind zum einen Prozesse in den Wohnröhren und zum anderen Prozesse im umliegenden Sediment von Bedeutung. Die Messgrößen in den Wohnröhren sind Fließgeschwindigkeit, Pumpfrequenz, Pumpdauer (je Periode und je Stunde) und die daraus resultierende Pumprate; die Messgröße im umliegenden Sediment ist der auf Diffusion und Advektion beruhende Stoffeintrag ins Sediment.

Außerdem sollen die Einflüsse von Temperatur und Jahreszeit auf das Pumpverhalten (Auswirkungen auf Pumpaktivität und Pumpmuster) von *C. plumosus* Larven und die Auswirkung der Bioirrigation auf den Stoffeintrag ins Sediment näher betrachtet werden.

Material und Methoden

Organismen, Sediment und Wasser

Für alle Untersuchungen wurden *C. plumosus* Larven im 4. Entwicklungsstadium aus dem Müggelsee in Berlin entnommen. Es konnte über das Jahr gemittelt eine Populationsdichte von ca. 1000 Ind./m² (eigene Zählungen, Probenname bei N52°26' E13°39' in ca. 6 m Tiefe zwischen Dezember 2007 und Oktober 2008) festgestellt werden. Überstandswasser (Uferfiltrat) und Sediment, welches vor den Versuchen auf < 2 mm gesiebt wurde, stammen ebenfalls aus dem Müggelsee.

Tracer-Experimente mit einer Larve

Zylinderförmige Behälter aus Plexiglas (h=19 cm, d=6 cm) wurden mit Sediment (h=10 cm), Überstandswasser (h=5 cm) und einer *C. plumosus* Larve befüllt (Sommer 2008). Der Larve wurde zwei Tage Zeit gegeben, um eine funktionstüchtige Wohnröhre zu bauen. Nach Fertigstellung der U-Röhre wurden ca. 10 ml des Überstandswassers mittels einer Spritze entnommen, mit NaCl versetzt (60 mg), kurz gerührt und die Lösung vorsichtig wieder zum Überstandswasser zurückgegeben. Anschließend erfolgte eine kontinuierliche Messung der NaCl-Abnahme im Überstandswasser mittels Leitfähigkeitssonden (GMH 3410, Greisinger) über mehrere Tage. Die Behälter wurden bei 10 °C im Klimaschrank und bei Raumtemperatur (22 °C) inkubiert. Das Überstandswasser wurde während der gesamten Versuchsdauer mit wassergesättigter Luft belüftet.

Tracer-Experimente mit 10 Larven

Zylinderförmige Behälter aus Plexiglas (h=40 cm, d=6 cm) wurden mit Sediment (h=16,5 cm), Überstandswasser (h=16,5 cm) und zehn *C. plumosus* Larven befüllt, wobei geschlüpfte Larven umgehend gegen neue ersetzt wurden. Der weitere Versuchablauf ist weitestgehend identisch mit den zuvor beschriebenen Tracer-Experimenten mit einer Larve. Das Überstandswasser wurde mit NaCl versetzt (400 mg) und die Ansätze bei 10 °C und Raumtemperatur (22 °C) inkubiert. Darüber hinaus wurden die Experimente zu unterschiedlichen Jahreszeiten, nämlich im Dezember 2007 sowie im Februar, April und Juli 2008 wiederholt.

Farbtracermessungen

Zur Messung der durch *C. plumosus* in ihren Wohnröhren erzeugen Fließgeschwindigkeiten wurden Messungen mit Farbtracer durchgeführt (Roskosch et. al 2007a, 2007b). Dazu wurde während einer Pumpphase Farbstoff (Lebensmittelfarbe) über dem Röhreneingang aufgegeben und die Zeit gestoppt, die die Farbe brauchte, um die Chironomidenröhre zu durchströmen. Damit die Zeit in mm/s berechnet werden kann, müssen die Versuche in Wohnröhren mit definierter Länge durchgeführt werden. Hierzu wurden U-förmige Plexiglas- oder Drahröhren (l=20 cm, d=1 cm) mit Sediment und einer Larve befüllt. Die Larve wird somit gezwungen, eine Wohnröhre mit definierter Länge innerhalb der Plexiglas- bzw. Drahröhre zu bauen. Die Röhren wurden in rechteckigen und mit Uferfiltrat befüllten Plexiglasbehältern (l=19,5 cm, b=13,2 cm, h=12,0 cm) fixiert. Um eine ausreichende Sauerstoffversorgung zu gewährleisten wurden alle Ansätze dauerhaft belüftet. Die Farbtracermessungen wurden sowohl bei 10 °C als auch bei Raumtemperatur (22 °C) ganzjährig durchgeführt.

Mikroelektroden

Mit Sauerstoffmikroelektroden (Revsbech 1989) (Clark-type, A/S Unisense, Dänemark) wurde der Sauerstoffgehalt in den Wohnröhren gemessen. Anhand einer Erhöhung des Sauerstoffgehalts kann aktives Pumpen von anderen Aktivitäten (Fressen, Ruhen) unterschieden werden. Somit können

zum einen die Pumpfrequenz (Anzahl von Pumpphasen je h) und zum anderen die Pumpdauer je Periode (Länge der einzelnen Pumpphasen), die Pumpdauer je Stunde (Länge der Pumpzeit je h ermittelt aus Pumpfrequenz mal Pumpdauer je Periode) sowie die daraus resultierende Pumprate (Durchflussmenge durch die Wohnröhre ermittelt aus Pumpdauer je Stunde mal Fließgeschwindigkeit und Röhrenvolumen) bestimmt werden. Die Sauerstoffmikroelektroden wurden über einen Zeitraum von ca. 60 min mittig und 2 mm tief in den Wohnröhrenein- und -ausgängen positioniert und die Messwerte kontinuierlich aufgezeichnet. Die Messungen fanden bei 10 °C und Raumtemperatur (22 °C) in den unter Farbtracermessungen beschriebenen rechteckigen Plexiglasbehältern mit U-förmigen Plexiglas- oder Drahröhren oder in frei in Sediment gebauten Wohnröhren statt. Alle Ansätze wurden belüftet.

Fließgeschwindigkeitsmikroelektroden (Brand et al. 2007) (A/S Unisense, Dänemark) wurden ebenfalls zur Bestimmung von Pumpfrequenz, Pumpdauer je Periode, Pumpdauer je Stunde und Pumprate eingesetzt. Das Messprinzip beruht auf einer Erosion von Tracergas (H_2), wobei das Gas aus der Membran der Sensorspitze heraus diffundiert und steigende Fließgeschwindigkeiten zu einer Abnahme des Partialdrucks und somit zu höheren Messwerten führen. Durch die Zu- bzw. Abnahme der Fließgeschwindigkeit können aktives Pumpen und andere Aktivitäten unterschieden werden. Die Fließgeschwindigkeitsmikroelektroden wurden wie die Sauerstoffmikroelektroden für einen Zeitraum von ca. 60 min mittig und 2 mm tief in den Röhren positioniert und die Messwerte kontinuierlich aufgezeichnet. Die Messungen fanden ebenfalls bei 10 °C und Raumtemperatur (22 °C) in belüfteten Plexiglasbehältern (siehe oben) statt. Aufgrund sensorspezifischer Eigenschaften mussten die Messungen in Röhrenausgängen durchgeführt werden.

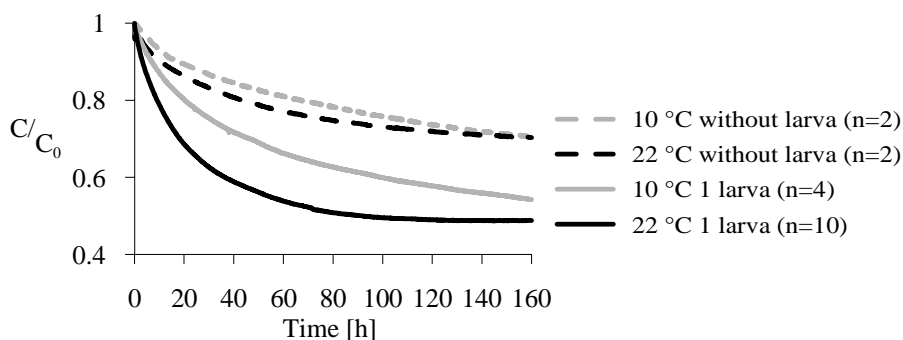


Abb. 2: Gemittelte Ergebnisse der Tracer-Experimente mit einer Larve. Abnahme der NaCl-Konzentration im Überstandswasser durch *C. plumosus* gemessen bei 10 °C und 22 °C. Zum Vergleich erfolge die Messung auch ohne Larve.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse aus den Tracer-Experimenten mit NaCl, die bei 10 °C und 22 °C durchgeführt wurden, zeigen sowohl in den Ansätzen mit einer (Abb. 2) als auch mit 10 (Abb. 3) *C. plumosus* Larven deutliche Unterschiede. Der Tracereintrag, hier umgerechnet auf eine auf eins normierte NaCl-Konzentration, läuft in allen Fällen wesentlich schneller bei höheren Temperaturen (22 °C) ab als bei niedrigeren (10 °C). Das Pumpverhalten der Larven und somit auch der Stoffeintrag ins Sediment sind demnach temperaturabhängig.

Weiterhin deuten die bisherigen Ergebnisse an, dass sich offenbar auch die Jahreszeit auf das Pumpverhalten von *C. plumosus* Larven auswirken könnte. Die Kurvenverläufe in Abb. 3 lassen vermuten, dass der Tracereintrag im Sommer schneller abläuft als im Winter. Um eine genaue

Aussage treffen zu können, sollten die Versuche in jedem Fall ein weiteres Jahr durchgeführt werden. Damit die verschiedenen Monate dann miteinander verglichen werden können, sollte eine quantitative Auswertung der Ergebnisse erfolgen. Hierzu wäre eine Bestimmung der Austauschraten sinnvoll.

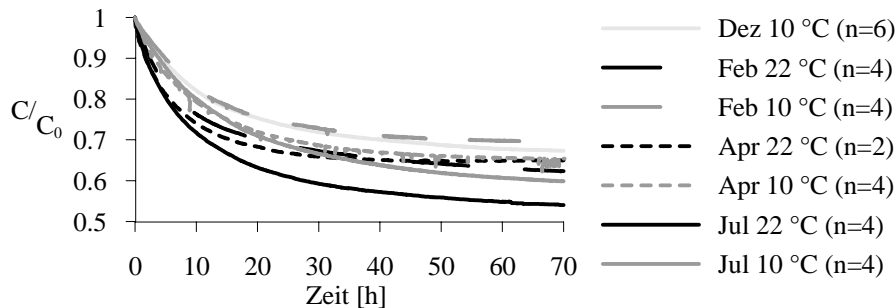


Abb. 3: Gemittelte Ergebnisse der Tracer-Experimente mit 10 Larven zu verschiedenen Jahreszeiten.

Abnahme der NaCl-Konzentration im Überstandswasser durch *C. plumosus* bei 10 °C und 22 °C in den Monaten Dezember (hier allerdings nur bei 10 °C), Februar, April und Juli.

Neben den summarischen Tracer-Experimenten wurden die Temperatureinflüsse auf das Pumpverhalten der Laven direkt untersucht. Hierzu wurden Messungen der Fließgeschwindigkeit mit Farbtracer bei 10 °C und 22 °C durchgeführt. Abbildung 4 a) zeigt deutlich den Effekt, den die Temperatur auf die Pumpaktivität von *C. plumosus* hat. Die Fließgeschwindigkeiten gemessen bei 22 °C liegen signifikant über den Geschwindigkeiten, die bei 10 °C erzeugt werden (Tab. 1). Die Länge der Pumpdauer je Stunde, dargestellt in Abb. 4 b), bleibt allerdings bei beiden Temperaturen relativ konstant (Tab. 1). Werden jedoch die Größen Pumpfrequenz und Pumpdauer je Periode in Tab. 1 betrachtet, werden temperaturabhängige Unterschiede in einer Veränderung des Pumpmusters deutlich. Die Pumpfrequenz bei 22 °C ist gegenüber der bei 10 °C stark erhöht, wohingegen die durchschnittliche Pumpdauer je Periode bei 22 °C niedriger ist als bei 10 °C. Wird nun die Pumpfrequenz mit der Pumpdauer je Periode multipliziert, gleicht sich der Temperatureffekt aus und die Pumpdauer je Stunde ist weitestgehend unbeeinflusst.

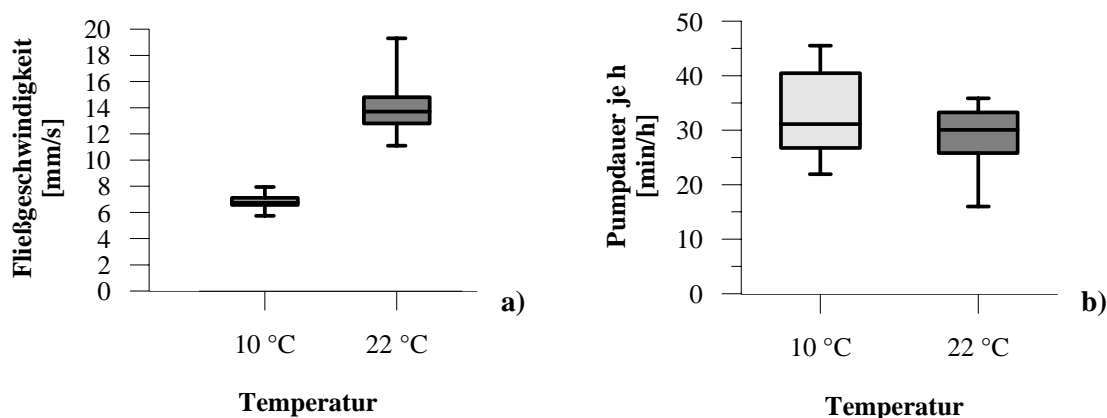


Abb. 4: Box-Whisker Plots a) Fließgeschwindigkeiten gemessen mit Farbtracern; b) Pumpdauer je Stunde gemessen mit Sauerstoff- und Fließgeschwindigkeitsmikroelektroden. Messungen erfolgten bei 10 °C und 22 °C; Pumpdauer je Stunde setzt sich zusammen aus Pumpdauer je Periode mal Pumpfrequenz

Tabelle 1: Fließgeschwindigkeit, Pumpfrequenz, Pumpdauer (je Periode und je Stunde) und Pumprate je Individuum gemessen bei 10 °C und 22 °C. Alle Angaben sind Mittelwerte +/- Standardabweichungen. Die Pumprate wurde bei angenommenen Röhrendurchmessern von 1,6 mm (*) und 2 mm berechnet. Zusätzlich wird die Tendenz (↑=ansteigend, ↔=unverändert, ↓=abfallend) der verschiedenen Messgrößen bei wärmeren (22 °C) und kälteren (10 °C) Temperaturen dargestellt.

Messgröße	10 °C	Tendenz kalt	22 °C	Tendenz warm
Fließgeschwindigkeit [mm/s]	6,8 +/- 0,6	↓	13,9 +/- 2,0	↑
Pumpfrequenz [Anzahl/h]	11 +/- 2	↓	19 +/- 7	↑
Pumpdauer (Periode) [min:s]	2:59 +/- 0:47	↑	1:41 +/- 0:25	↓
Pumpdauer (Stunde) [min/h]	32 +/- 8	↔	29 +/- 6	↔
Pumprate (Individuum) [ml/h]	41 26*	↓	76 49*	↑

Wie aus Tabelle 1 hervorgeht, ist die Pumprate, die von einer Larve durch dessen Wohnröhre gepumpt wird, ebenfalls temperaturabhängig. Bei 22 °C ist die Pumprate je Individuum beinahe doppelt so hoch wie bei 10 °C. Die steigende Tendenz der Pumprate bei höherer Temperatur hängt direkt mit der von der Larve erzeugten Fließgeschwindigkeit zusammen, die bei höherer Temperatur (22 °C) schneller ist als bei kälterer (10 °C).

Des Weiteren ist die berechnete Pumprate abhängig vom Röhrendurchmesser, d.h. je größer ein Röhrendurchmesser in der Berechnung angenommen wird, desto größer wird auch die durch die Wohnröhre gepumpte Wassermenge. Um genaue Pumpraten zu errechnen müssten demnach die Röhrendurchmesser der gesamten Röhre exakt bestimmt werden, was aber technisch kaum zu realisieren ist.

Wenn die Pumprate je Individuum auf die gesamte Population eines Sees (Besiedlungsdichte Müggelsee = je nach Jahreszeit und Wetterlage ca. 1000 Ind./m²) hochgerechnet wird, pumpen 1000 *C. plumosus* Larven je nach Röhrendurchmesser (1,6 - 2,0 mm) bei 22 °C täglich 1200 - 1800 l und bei 10 °C täglich 600 - 1000 l Wasser durch einen m² Sediment.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass *C. plumosus* Larven aufgrund ihrer Pumpleistung die Transportprozesse in limnischen Sedimenten durch Bioirrigation erheblich beeinflussen. Die Larven pumpen periodisch Wasser mit Geschwindigkeiten von bis zu 13,9 mm/s durch das Sediment (22 °C). Die erzielten Fließgeschwindigkeiten sind temperaturabhängig und nehmen mit sinkender Temperatur ab (6,8 mm/s bei 10 °C). Ebenfalls temperaturbeeinflusst ist das Pumpmuster der Larven. Bei 22 °C pumpen die Larven häufiger (Pumpfrequenz steigt) als bei 10 °C, wobei die einzelnen Perioden kürzer werden (Pumpdauer je Periode nimmt ab). Die Zeit, die eine Larve je Stunde pumpt, ist bei beiden Temperaturen nahezu gleich (29 - 32 min/h). Bei höherer Temperatur (22 °C) liegt die von *C. plumosus* erzeugte Pumprate und somit auch der Stoffeintrag ins Sediment

deutlich über den Werten, die bei kälterer Temperatur (10 °C) erzeugt werden, wobei hier die entscheidende Größe die Fließgeschwindigkeit ist. Weiterhin zeigen die bisherigen Ergebnisse, dass ein Stoff im Sommer offenbar schneller ins Sediment eingetragen wird als im Winter. Um hier genauere Aussagen treffen zu können, müssen jedoch weitere Messungen sowie weiterführende Berechnungen durchgeführt werden. Wenn sich die jahreszeitlich bedingte Schwankung der Pumpleistung bestätigt, ist dies ebenso wie die Temperatur für quantitative Betrachtungen und Modellrechnungen zu berücksichtigen. Auch jahreszeitabhängige Individuendichten sollten mit in die Betrachtungen einbezogen werden, da diese die Pumpleistung pro m² Sediment erheblich beeinflussen.

Abschließend kann somit festgehalten werden, dass die Anwesenheit von *C. plumosus* Larven im Sediment einen enormen Einfluss auf die Austauschvorgänge zwischen Freiwasser und Sediment haben muss. Dies wiederum hat Auswirkungen auf die biogeochemischen Umsatzprozesse im Sediment und beeinflusst letztlich den gesamten Nährstoffhaushalt eines Gewässers

Ausblick

Um die Bedeutung der hier angeführten Messgrößen für ein Sediment und damit auch für ein gesamtes Gewässer besser beurteilen zu können, wird neben weiteren hydrodynamischen Untersuchungen (Weiterführung der Tracerexperimente und quantitative Beurteilung der jahreszeitlichen und temperaturbedingten Unterschiede, Positronen-Emissions-Tomographie) und biogeochemischen Analysen (Phosphor-Retention, Mikroorganismen in Röhrenwandungen) die Modellierung einer *C. plumosus*-Wohnröhre durchgeführt (Seibt et al. 2008). Hierbei werden die aus den Labor-Experimenten erhaltenen hydrodynamischen Messwerte in ein gekoppeltes Strömungs- und Transportmodell eingebracht. Später soll das Modell auf chemische Parameter (z.B. Phosphor) und reaktive Prozesse (z.B. Phosphorretention) erweitert werden.

Danksagung

Die Autoren danken der Werkstatt des IGB für die Mithilfe bei Probenahme und Materialherstellung, der Firma Unisense (Aarhus, Dänemark) und Andreas Brand (EAWAG, Schweiz) für Zusammenarbeit und Hilfe bei den Mikroelektroden und der DFG (LE 1356/3-1) für finanzielle Unterstützung.

Literatur

- Brand, A., Müller, B., Wüest, A., Dinkel, C., Revsbech, N. P., Nielsen, L. P., Pedersen, O., Damgaard, L. R., Larsen, L. H. & Wehrli, B. (2007): Microsensor for in-situ flow measurements in benthic boundary layers at sub-millimeter resolution with extremely low flow. *L&O Methods*, 5: 185-191.
- Lewandowski, J. & Hupfer, M. (2005): Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. *Limnol. Oceanogr.*, 50: 1106-1118.
- Revsbech, N.P. (1989): An oxygen microelectrode with a guard cathode. *Limnol. Oceanogr.*, 34: 472-476.
- Roskosch, A., Hupfer, M., Nützmann, G., J. Lewandowski (2007a): Investigations of flow velocities and rates in burrows of *Chironomus plumosus* (L.) (Diptera: Chironomidae) in lake sediments. *Berichte des IGB*, 25: 179-186.
- Roskosch, A., Lewandowski, J., Hupfer, M., G. Nützmann (2007b): Einfluss von *Chironomus plumosus* (L.) (Diptera: Chironomidae) auf hydrodynamische und biogeochemische Prozesse in limnischen Sedimenten. Tagungsbericht. DGL-Jahrestagung 2007 (Münster), Weißensee-Verlag, Berlin: 39-43.
- Seibt, C., Hamann, E., Roskosch, A., Nützmann, G. & Lewandowski, J. (2008): Modellierung der von Chironomiden induzierten Austauschprozesse zwischen Sediment und Freiwasser, Posterbeitrag DGL-Jahrestagung 2008 (Konstanz).

Enclosure-Experimente zu den Auswirkungen des Phosphor-Angebotes und Nahrungsketten-Manipulation auf die Phosphor-Sedimentation in einem geschichteten See

Anna Rychla¹, Michael Hupfer² & Peter Kasprzak¹

¹Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Neuglobsow, a.rychla@igb-berlin.de, ²Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

Keywords: Biomanipulation, *Daphnia*, P-Bindungsformen

Einleitung

Die Manipulation des pelagischen Nahrungsnetzes sowie der Trophiegrad beeinflussen die Sedimentationsprozesse im See und damit vertikale Flüsse von Nährstoffen (Sarnelle 1999). Eine hohe Biomasse von Daphnien im Pelagial steuert durch verstärkte Sedimentation von Exuvien und von toten Individuen den Verlust des partikulär gebundenen Phosphors (P) aus dem Epilimnion (Bloesch & Bürgi 1989). Außerdem ist der spezifische P-Gehalt in *Daphnia*-Körpern höher als in anderen Crustaceen (Vrede et al. 1999) und im Phytoplankton (Behrendt 1990). Deshalb ist ein erheblicher Teil des Phosphors bei hoher *Daphnia*-Biomasse in partikulärer Form gespeichert und wird nach dem Absterben der Crustaceen zur Sedimentoberfläche abtransportiert. Schon auf dem Weg zum Sediment unterliegt Phosphor mikrobiellen und chemischen Umsatzprozessen. Die Intensität dieser Prozesse hängt unter anderem von den sedimentierenden P-Bindungsformen sowie von der Verweilzeit der Partikel in der Wassersäule ab. Die P-Menge, die schließlich die Sedimentoberfläche erreicht und dort weiteren diagenetischen Veränderungen unterliegt, hat große Bedeutung für die P-Retention des Gewässers.

Bis jetzt ist jedoch wenig bekannt, inwieweit die Nahrungsnetzstruktur und die epilimnische P-Belastung den vertikalen P-Transport über die Menge und den spezifischen P-Gehalt des sedimentierenden Materials beeinflussen. Deswegen sind bis jetzt keine Aussagen möglich, ob die Menge und Bindungsformen des im Sediment vorhandenen Phosphors durch die beiden Steuergrößen indirekt über Sedimentationsvorgänge bestimmt werden.

Zur Aufklärung dieser Informationslücke haben wir in einem Enclosure-Experiment getestet, welche Wirkung die P-Belastung und Daphnien auf den spezifischen P-Gehalt im sedimentierenden Material, die P-Sedimentation und P-Bindungsformen im Sediment haben. Dabei haben wir folgende Thesen aufgestellt: 1) bei gleicher P-Belastung erhöhen Daphnien den P-Gehalt im sedimentierenden Material und die P-Sedimentationsrate, 2) die erhöhte P-Sedimentation und geringere Verfügbarkeit des Materials für die Mikroorganismen tragen zu höherer P-Ablage im Sediment und zur höheren Retention des Phosphors bei.

Material und Methoden

Aufbau des Enclosure-Experimentes

Die Enclosure-Anlage besteht aus vier Enclosures, die im thermisch geschichteten Dagowsee (NO Brandenburg) installiert sind. Die Enclosures haben einen Durchmesser von 10 m, eine Tiefe von 9 m und schließen mit dem Sediment ab (Dittrich et al. 1995). Folgende Varianten wurden getestet: 1) hohe *Daphnia*-Biomasse und hohe TP-Konzentration im Epilimnion (TP_{epi}) [+D/+P]; 2) geringe *Daphnia*-Biomasse und hohe TP_{epi} [-D/+P]; 3) hohe *Daphnia*-Biomasse und geringe TP_{epi} [+D/-P], 4) geringe *Daphnia*-Biomasse und geringe TP_{epi} [-D/-P] (Tab. 1). Das Experiment wurde in den Jahren 2005 (Juni-August), 2006 (Mai-September) und 2007 (Mai-September) durchgeführt. Vor Beginn der Experimente in 2006 und 2007 wurde die Enclosure-Anlage in eine neue Stelle umgelegt, um die Effekte von vorigen Experimenten zu vermeiden und gleiche Ausgangsbedingungen für das bevor stehende Experiment zu gewährleisten.

Tab. 1: Mittlere *Daphnia*-Biomasse (DB) und mittlere TP-Konzentration im Epilimnion (TP_{epi}) in den getesteten Varianten während der Sommerstagnation in den Jahren 2005-2007 (\pm Stabw).

		+D/+P	+D/-P	-D/-P	-D/+P
DB	2005	45,9 \pm 23,8	47,8 \pm 34,5	2,8 \pm 5,3	1,5 \pm 1,0
	2006	44,7 \pm 55,8	26,4 \pm 20,1	6,3 \pm 13,4	11,7 \pm 13,5
	2007	101,7 \pm 70,7	43,2 \pm 38,2	6,3 \pm 17,3	3,3 \pm 4,9
TP _{epi}	2005	655 \pm 57,6	42,1 \pm 7,2	47,3 \pm 13,7	545 \pm 104,5
	2006	360 \pm 225,0	43,0 \pm 13,2	32,2 \pm 9,3	240 \pm 103,2
	2007	196 \pm 53,7	41,4 \pm 25,8	52,5 \pm 35,0	187 \pm 64,0

Methoden

Die Beprobung der Enclosures erfolgte im Jahr 2005 wöchentlich (n=6) und in den Jahren 2006 (n=9) und 2007 (n=8) im Abstand von 14 Tagen. Wasserproben für die chemische Analyse von TP_{epi} wurden in 1m-Abständen mit einem 1m langen Schöpfer aus dem Epilimnion genommen und zu einer integrierten Probe zusammen gefügt. TP_{epi} wurde nach Aufschluss mit Kaliumperoxidisulfat durch die Molybdenblau-Methode photometrisch bestimmt. Zooplanktonproben wurden durch vertikale Netzzüge von 0 bis 6,5 m genommen (Maschenweite 90 μ m, Netzöffnung 275 cm²). Drei Teilproben wurden unter dem Mikroskop ausgezählt und in Biomasse (mgC m⁻³) umgerechnet. In jedem Enclosure wurden vier Sedimentfallen über dem Sediment exponiert (7 m Tiefe) und alle sieben Tage entleert. Vom sedimentierten Material wurde die Trockenmasse (TM) bestimmt und anschließend die Sedimentationsrate ermittelt. Der P-Gehalt in der Trockenmasse (TP_{SedMat}) wurde nach dem Aufschluss von 1-2 mg Trockenmaterial in 10 ml Kaliumperoxidisulfat-Lösung photometrisch bestimmt. Aus der Sedimentationsrate der Trockenmasse und dem TP_{SedMat} wurde die P-Sedimentationsrate errechnet (P_{SR}).

Am Ende des Experimentes wurden aus jeder Enclosure Sedimentkerne entnommen. In der Schicht von 0-1 cm wurden der P-Gehalt sowie die P-Bindungsformen nach Psenner et al. (1984) und Hupfer et al. (1995) analysiert.

Ergebnisse

Der mittlere P-Gehalt (TP_{SedMat}) war im sedimentierenden Material innerhalb eines Jahres immer in der +D/+P Variante am höchsten (Abb. 1). Der niedrigste TP_{SedMat} wurde in der -D/-P Variante in den Jahren 2005 und 2006 und in der +D/-P Variante in 2007 festgestellt. Ein signifikant höherer TP_{SedMat} wurde in den P-reichen Varianten im Vergleich zu den P-armen Varianten und gleicher *Daphnia*-Biomasse (entsprechend +D/+P vs. +D/-P und -D/+P vs. -D/-P) verzeichnet (t-Test für gepaarte Proben, $n=6$, $P=0,02$). In den P-reichen Varianten war TP_{SedMat} höher in der *Daphnia*-reichen Enclosure (+D/+P) als in der Enclosure mit wenig *Daphnia*, was auf einen Effekt der manipulierten Nahrungsnetzstruktur hinwies. Allerdings war dieses Muster zwischen den +D/-P und -D/-P Varianten nicht mehr nachweisbar. Der t-Test für gepaarte Proben (alle Varianten, +D vs. -D bei gleicher P-Belastung in im selben Jahr) zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den mittleren TP_{SedMat} aus den *Daphnia*-reichen und *Daphnia*-armen Enclosures ($P=0,183$).

Die Variabilität der P-Sedimentationsrate (P_{SR}) war höher in den Varianten innerhalb einer Saison als zwischen den Varianten (Abb. 2). Es war kein Muster in der P_{SR} zu erkennen welches einen Effekt der P-Belastung oder der *Daphnia* deutlich macht. In den Jahren 2006 und 2007 war die P_{SR} deutlich höher in der +D/+P Variante im Vergleich zu den anderen Varianten, allerdings war dieser Trend im Jahr 2005 nicht nachzuweisen. Trotz der hohen *Daphnia*-Biomassen in den +D Varianten, blieb die mittlere Menge des sedimentierenden P ungefähr so hoch wie in den Varianten ohne Daphnien.

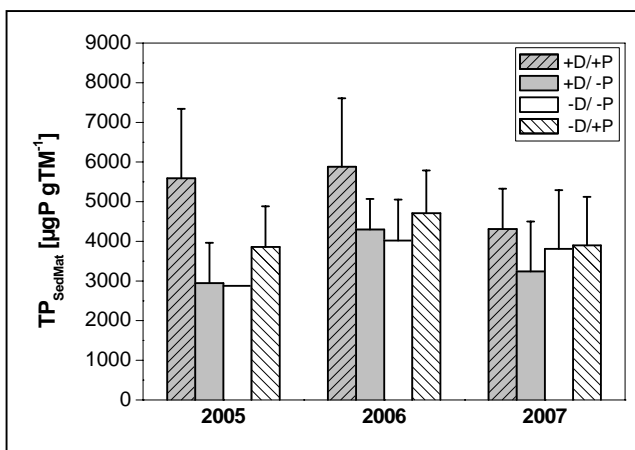


Abb. 1 Mittlerer P-Gehalt (TP_{SedMat}) im sedimentierenden Material in den Varianten (MW+Stabw).

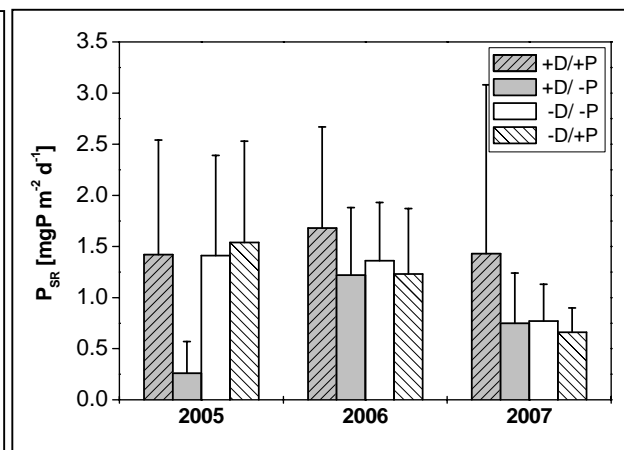


Abb. 2 Mittlere P-Sedimentationsrate (P_{SR}) in den Varianten (MW+Stabw).

Die Unterschiede zwischen den Varianten im gesamten P-Gehalt im Sediment (TP_{Sed}) zeigten ein ähnliches Muster wie im TP_{SedMat} : 1) TP_{Sed} war innerhalb eines Jahres immer in der +D/+P Variante am höchsten, 2) Der niedrigste TP_{Sed} wurde in der -D/-P Variante in den Jahren 2005 und 2006 und in der +D/-P Variante in 2007 festgestellt. Ähnlich wie beim TP_{SedMat} wurde ein signifikant höherer Anteil an TP_{Sed} in den P-reichen Varianten im Vergleich zu den P-armen Varianten gefunden (t-Test für gepaarte Proben, $P=0,02$), aber nicht zwischen den +D und -D Varianten ($P=0,151$). TP_{Sed} korrelierte gut mit TP_{SedMat} ($R_{Pearson}=0,59$, $P=0,04$) und mit TP_{epi} ($R_{Pearson}=0,66$, $P=0,02$) der gleichen Variante. Dies weist darauf hin, dass TP_{Sed} stark mit der epilimnetischer P-Belastung und nicht mit der manipulierten Nahrungskette zusammenhing.

Die P-Fraktionierung zeigte, dass zwei P-Fractionen: die organische P-Fraktion (NaOH-nrP) und die redoxabhängige P-Fraktion (BD-P) im Durchschnitt 60% des gesamten Phosphors im Sediment ausmachte. Die Unterschiede in der organischen Fraktion waren auf die Wirkung der manipulierten Nahrungskettenstruktur zurückzuführen. Bei gleicher P-Belastung war der organische P-Anteil im Sediment höher in den *Daphnia*-reichen Varianten als in den Varianten ohne Daphnien (d.h. +D/+P gegenüber -D/+P und +D/-P gegenüber -D/-P) (Abb. 3). Nur im Jahr 2007 wurde ein Gehalt der organischen P-Fraktion in der -D/-P Variante gefunden, der höher als in der +D/-P Variante war. Deshalb hat der t-Test für gepaarte Proben keine signifikanten Unterschiede zwischen den +D und -D Paaren erbracht ($P=0,107$). Die Daphnien hatten auch keine signifikante Wirkung auf die BD-P Fraktion im Sediment. Diese Fraktion war wiederum viel mehr durch die P-Konzentration im Epilimnion beeinflusst ($P=0,03$). Deshalb wurden die Unterschiede in TP_{Sed} am besten durch die BD-P Fraktion erklärt ($TP_{Sed}=2,004 \times BD-P + 1340$, $R^2=0,71$, $P=0,001$).

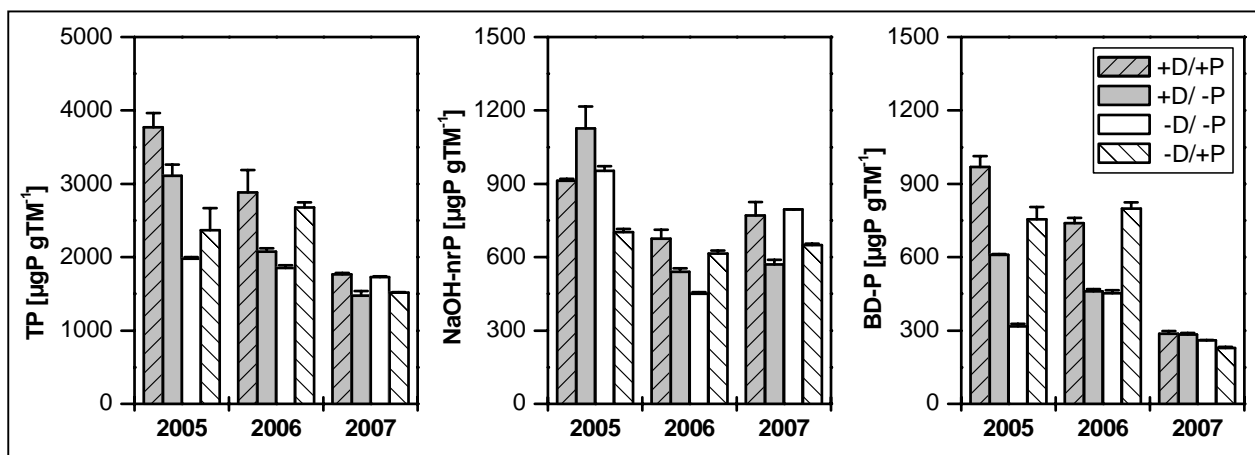


Abb. 3 Gesamt-Phosphor (TP), organische P-Bindungsform (NaOH-nrP) und redoxabhängige P-Bindungsform (BD-P) in der 0-1 cm Sedimentschicht der getesteten Varianten am Ende der Sommerstagnation in den Jahren 2005-2007 (MW+SE).

Diskussion

Unser Experiment hat gezeigt, dass die Unterschiede im TP-Gehalt des sedimentierenden Materials sowie daraus folgend in der oberen 1cm-Schicht des Sediments primär mit der P-Belastung im Epilimnion zusammenhingen. Die Korrelation den redoxabhängigen P-Bindungsformen mit dem TP-Gehalt und der epilimnischen P-Konzentration weist darauf hin, dass ein hoher P-Anteil hauptsächlich mit Eisenhydroxiden zum Sediment abtransportiert wurde. Auf eine Wirkung der Daphnien deuteten höhere organische P-Fractionen in den Sedimenten der +D gegenüber der -D Variante hin. Andere Studien haben bereits gezeigt, dass P-Sedimentation und P-Gehalt im sedimentierenden Material saisonal erheblich variieren können. Dabei spielten sowohl chemisch induzierte als auch biologisch bedingte Prozesse eine Rolle. Der hohe Anteil des reduktiv-löslichen (BD-P) am P-Gehalt des sedimentierenden Material im Sempacher See (Schweiz) besonders während der Sommerstagnation zeigte, dass diese Bindungsform für den P-Transport zu den Sedimenten eine wichtige Rolle spielen kann (Hupfer et al. 1995). Einige Biomanipulation-Experimente in Seen zeigten auch, dass der vertikale P-Transport mit der P-Anreicherung des Epilimnions zusammenhing (Houser et al. 2000) und stützen daher unsere Ergebnisse. Bloesch & Bürgi (1989) haben dagegen festgestellt, dass der P-Verlust aus dem Epilimnion sowohl mit der Phytoplankton-Biomasse als auch mit der Biomasse des herbivoren Zooplanktons zusammenhing, generell aber bei *Daphnia*-

Dominanz höher war. In anderen Enclosure-Experimenten (Mazumder et al. 1990) ist die P-Sedimentationsrate nur in den +D/+P Varianten deutlich höher gewesen als in den restlichen Varianten. Erklärt wurden diese Ergebnisse durch die Verschiebung der Größenhäufigkeitsverteilung in Phytoplanktongemeinschaft hin zu größeren Formen. Ähnliche Befunde zeigen unsere Ergebnisse aus den Jahren 2006 und 2007. Auf diese Weise können Daphnien indirekt an der erhöhten P-Sedimentation beteiligt werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei der P-Sedimentation viele Prozesse, sowohl chemischen als auch biologischen Ursprungs, eine Rolle spielen können. Die Wirkung der Daphnien spiegelt sich in der organischen P-Fraktion wider, aber durch erhöhte P-Belastung kann sie zugunsten des P-Transportes mit Eisenhydroxiden an Bedeutung verlieren.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Unser Experiment zeigte, dass der TP-Gehalt sowohl im sedimentierenden Material als auch im Sediment signifikant durch die P-Belastung aus dem Epilimnion und nicht durch die manipulierte Nahrungsnetzstruktur beeinflusst war. Die Unterschiede des TP im Sediment wurden durch Veränderungen in der redoxabhängigen P-Fraktion verursacht, die wiederum stark mit der epilimnischen P-Belastung zusammenhing. Der Effekt der manipulierten Nahrungskette war in der organischen P-Fraktion im Sediment nachweisbar.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Uta Mallok für die P-Analysen im Wasser, bei Christiane Herzog für die P-Fraktionierung im Sediment sowie bei Adelheid Scheffler, Elfi Hut, Thomas Gonsioreczyk, Roman Degebrodt und Michael Sachtleben für Hilfe bei Freilandarbeiten. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt sei gedankt für die Förderung dieses Vorhabens durch das Stipendienprogramm.

Literatur

- Behrendt H. (1990). The chemical composition of phytoplankton and zooplankton in an eutrophic shallow lake. *Arch. Hydrobiol.* 118: 129-145.
- Bloesch, J., Bürgi, H.-R. (1989): Changes in phytoplankton and zooplankton biomass and composition reflected by sedimentation. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1048-1061.
- Dittrich, M., Heiser, A. & Koschel, R. (1995): Kombination von künstlicher Kalzitfällung und Tiefenwasserbelüftung zur Restaurierung eutrophierter Hartwasserseen-Enclosureversuche. [In]: Jaeger, D. & Koschel, R. (Hg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. *Limnologie aktuell* 8, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 239-253.
- Houser J.N., Carpenter S.R., Cole J.J. (2000). Food web structure and nutrient enrichment : effects on sediment phosphorus retention in whole-lake experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1524-1533.
- Hupfer M., Gächter R., Giovanoli R. (1995). Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat. Sci.* 57: 305-324.
- Mazumder A., Mcqueen D.J., Taylor W.D., Lean D.R.S. (1990): Pelagic Food Web Interactions and Hypolimnetic Oxygen Depletion - Results from Experimental Enclosures and Lakes. *Aquat. Sci.* 52: 144-155.
- Psenner R., Pucsko R., Sager M. (1984). Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 70: 111-155.
- Sarnelle O. (1999). Zooplankton effects on vertical particulate flux: Testable models and experimental results. *Limnol. Oceanogr.* 44: 357-370.
- Vrede T., Andersen T., Hessen D.O. (1999): Phosphorus distribution in three crustacean zooplankton species. *Limnol. Oceanogr.* 44: 225-229.

Modellierung der von Chironomiden induzierten Austauschprozesse zwischen Sediment und Freiwasser

Christian Seibt¹, Enrico Hamann², Andrea Roskosch³, Gunnar Nützmann⁴ & Jörg Lewandowski⁵

¹Hochschule Zittau/Görlitz (FH), Fachbereich Mathematik/Naturwissenschaften, Theodor-Körner-Allee 16, 02763 Zittau + snchseib@stud.hs-zigr.de, ^{2, 3, 4, 5} Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin + ²hamann@igb-berlin.de, ³roskosch@igb-berlin.de, ⁴nuetzmann@igb-berlin.de, ⁵lewe@igb-berlin.de

Keywords: Bioirrigation, *Chironomus plumosus* Larve, Sediment, Modellierung, Strömung, Stofftransport

Einleitung

Der Stoffaustausch zwischen Sediment und Freiwasser hat einen großen Einfluss auf die Diagenese- prozesse eines Gewässers. Die von einigen Wohnröhren bauenden Makrozoobenthosarten betriebene Bioirrigation führt zu einer stellenweise gesteigerten Durchströmung des Sediments mit Wasser aus dem darüber liegenden Wasserkörper. Aufgrund dieser Durchströmung mit Freiwasser können Sauerstoff und andere gelöste Komponenten (NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) über die Röhrenwandungen in tiefer gelegene anaeroben Sedimentschichten eingetragen werden; andererseits werden aufgrund von Konzentrationsgradienten und Strömung Stoffe (NH_4^+ , PO_4^{3-}) aus dem Sediment vermehrt ins Freiwasser abtransportiert (Lewandowski & Hupfer 2005). Durch die Bioirrigation wird neben den hydrodynamischen Transportprozessen auch die Biogeochemie im Sediment beeinflusst, Habitate für Mikroorganismen verändert, chemische Komponenten wie Fe(II) aufoxidiert und P retardiert. Die bis zu 2 cm langen Larven der Zuckmücke *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) bauen U-förmige Wohnröhren bis in eine Tiefe von 30 cm und betreiben periodisch Bioirrigation, um sich mit Sauerstoff und Nahrung zu versorgen. Zusätzlich verändern sie durch die Stabilisierung der Röhrenwandungen mittels Sekret die Struktur des Sediments.

In der vorliegenden Arbeit wird eine Modellstudie der durch die Bioirrigation von *C. plumosus* induzierten Stoffausbreitung im Sediment präsentiert. Die Grundlage bilden Tracerversuche im Labor, mit denen der auf Diffusion und Advektion beruhende Stoffeintrag ins Sediment erfasst wurde. Durch die Nachbildung der Messergebnisse dieser Versuche mit einem gekoppelten numerischen Strömungs- und Stofftransportmodell werden die Prozesse quantifiziert.

Material und Methoden

Leitfähigkeitsversuch

Mehrere zylinderförmige Behälter wurden mit Sediment, Wasser und einer *C. plumosus* befüllt. Nachdem die Larve eine funktionstüchtige Wohnröhre gebaut hatte, wurde das Überstandswasser mit NaCl versetzt. Anschließend erfolgte eine kontinuierliche Messung der NaCl-Abnahme im

Überstandswasser über mehrere Tage. Der Versuch ist in Roskosch et al. (2008) ausführlich beschrieben.

PET-Versuch (Computertomographie)

Analog dem Leitfähigkeitsversuch wurden in mit *C. plumosus* besiedelten Plexiglasgefäßen 50 MBq F-18-FDG (radioaktives Fluorid) ins Überstandswasser gegeben. Bis etwa 3 h nach Aktivitätszugabe wurden mehrere CT-Aufnahmen angefertigt.

Modellierung

Basierend auf der Versuchsanordnung des Leitfähigkeitsversuches wurde ein dreidimensionales Finite-Differenzen-Modell entwickelt. Das Strömungsfeld wurde mit dem USGS-Strömungsmodell MODFLOW (McDonald & Harbaugh 1988) erzeugt, der (nichtreaktive) Transport von Chlorid mit MT3DMS (Zheng & Wang 1999) simuliert.

Strömungsmodell

Unter Beibehaltung des Freiwasser- und Sedimentvolumens im Leitfähigkeitsversuch beträgt die Modellausdehnung 150 x 53 x 53 mm (HxBxT), der Anteil des Freiwasserbereiches an der Gesamthöhe beträgt 50 mm (Abb. 1). Die Zellgrößen liegen zwischen 0,5 und 15 mm mit einer geringeren Zellgröße im Bereich der Röhre. Der Röhrenquerschnitt im Modell entspricht einem realen Röhrendurchmesser von 2 mm, die Röhrenlänge beträgt 200 mm. Die zeitliche Diskretisierung entspricht dem durchschnittlichen Pumpintervall der Chironomide mit einer Pumpphase von 2 min gefolgt von einer Ruhephase von 2 min, der gesamte Modellzeitraum beträgt 10 h. Die hydraulische Durchlässigkeit und die effektive Porosität des Sedimentes sind Kalibrierparameter und wurden in den Kalibrierszenarien zwischen $1 \cdot 10^{-7}$ und $1 \cdot 10^{-6}$ m/s (Messwert $5 \cdot 10^{-6}$ m/s) bzw. 0,5 bis 0,95 (Messwert für die Gesamtporosität 0,95) variiert.

Die durch die Chironomide erzeugte Pumpaktivität ist modelltechnisch durch den Einbau einer Senke und einer Quelle realisiert (Abb. 1). Die dazwischen liegenden Zellen sind inaktiv gesetzt, um einen hydraulischen Kurzschluss zu vermeiden. Um eine Fließgeschwindigkeit von 14 mm/s (Roskosch et al. 2008) in der Röhre zu erzeugen, wird ein Wasservolumen von $4,8 \cdot 10^{-8}$ m³/s an der Senke entzogen bzw. an der Quelle gefördert.

Der im gesamten Modell vorgegebene Anfangswasserstand von 50 mm entspricht der Höhe des Freiwassers im Versuch.

Transportmodell

Die initiale Chloridkonzentration entspricht den Verhältnissen im Versuch und beträgt im Sediment 50 mg/l sowie im Freiwasser und in der Röhre 347 mg/l. Mit dem an der Senke entzogenen Wasser im Strömungsmodell wird entsprechend auch Chlorid aus dem Transportmodell entfernt. Die adäquate Menge an Chlorid kann nicht gleichzeitig im selben Modelllauf an der Quelle vorgegeben werden. Deshalb erfolgt die Vorgabe im nächsten Modelllauf. Dieser Iterationsprozess muss wiederholt werden, bis eine hinreichend genaue Übereinstimmung von Chloridentnahme an der Senke und Chloridzugabe an der Quelle erreicht ist (i.d.R. 3 - 4 Iterationen).

Die Diffusion im Sediment ist ein Kalibrierparameter und wurde in den Kalibrierszenarien mit Diffusionskoeffizienten zwischen 0 und $1 \cdot 10^{-9}$ m²/s variiert. Letzterer entspricht in der Größenordnung dem Wert für gelöste Ionen im Wasser. Da die Diffusion im Sediment durch die Sediment-Tortuosität geringer ist (Zheng & Bennett 2002), stellt dieser Wert einen Maximalwert dar.

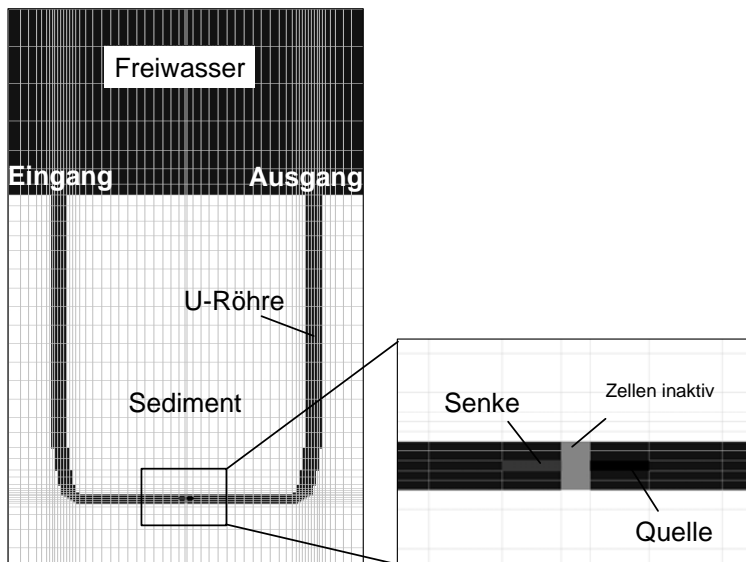


Abb. 1: Vertikaler Schnitt durch das Modell. Die modelltechnische Umsetzung der Chironomide ist aus der Detaildarstellung ersichtlich.

Ergebnisse und Diskussion

Es wurden vier Varianten simuliert, die sich in der Parameterbelegung unterscheiden (Tab. 1). Variante 1 stellt sozusagen Standardeinstellungen dar, in den weiteren Varianten 2, 3 und 4 wurde dann jeweils ein Parameter variiert.

Tab. 1 Liste der Modellvarianten

Variante	hydraulische Durchlässigkeit [m/s]	effektive Porosität [-]	Diffusionskoeffizient [m ² /s]
1	$1 \cdot 10^{-7}$	0,5	$1 \cdot 10^{-9}$
2	$1 \cdot 10^{-7}$	0,95	$1 \cdot 10^{-9}$
3	$1 \cdot 10^{-7}$	0,5	0
4	$1 \cdot 10^{-6}$	0,5	$1 \cdot 10^{-9}$

Die Tracerverteilung im PET-Versuch zeigt, dass die Stoffausbreitung im Sediment hauptsächlich auf der Ausgangsseite stattfindet (Abb. 2). Das belegt die Dominanz des advektiven gegenüber dem diffusiven Stofftransport im Sediment.

Die Ergebnisse der Strömungsmodellierung (Abb. 3) bestätigen grundsätzlich das Ergebnis des PET-Versuchs. Die modellierte Durchströmung der Röhre induziert im Porenwasser einerseits eine zirkulierende Strömung um die Chironomide herum. Andererseits strömt an Ein- und Ausgang Freiwasser über den Porenraum in die Röhre bzw. umgekehrt. Die Fließgeschwindigkeiten im Porenwasser nehmen mit der Entfernung zur Chironomide und zur Röhre ab. Das modellierte Strömungsfeld zeigt prinzipiell bei allen Varianten ein ähnliches Bild.

Ein im Modell eingesetzter Tracer sollte sich also nach dem Muster des PET-Versuchs im Sediment ausbreiten.

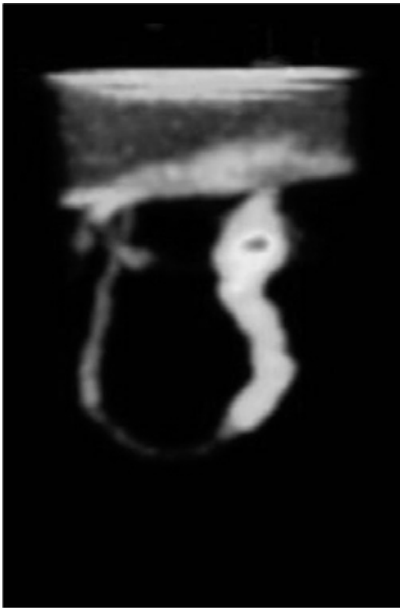


Abb. 2: Racerverteilung im PET-Versuch nach 3 h. Der Röhreneingang befindet sich auf der linken, der Röhrenaussgang auf der rechten Seite.

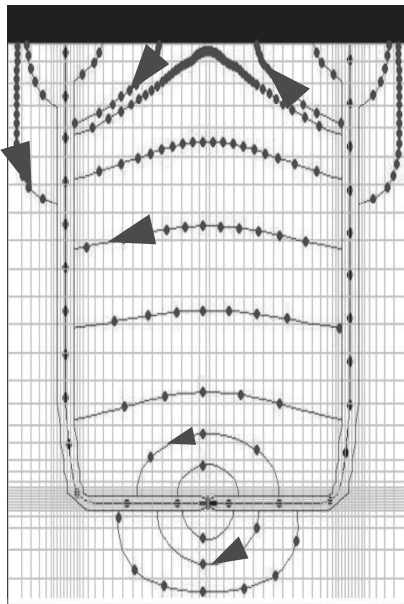


Abb. 3: Modelliertes Strömungsfeld für Variante 1. Der Abstand zwischen den Punkten repräsentiert den Weg, den ein imaginäres Partikel innerhalb einer Sekunde in der Röhre bzw. innerhalb eines Tag im Sediment zurücklegt.

In Abhängigkeit von den vorgegebenen Modellparametern variiert das Tracer-Verteilungsbild (Abb. 4) und es dominiert entweder der diffusive oder der advective Anteil der Ausbreitungsprozesse. Die Varianten 1 und 2 unterscheiden sich kaum hinsichtlich der Stoffausbreitung in das Sediment (Abb. 4A und 4B). Sie ist auf der Eingangs- und Ausgangsseite fast identisch. Es dominiert also der diffusive Anteil. Weiterhin lässt sich ableiten, dass die effektive Porosität, die in Variante 2 modifiziert wurde, kaum einen Einfluss hat, wenn Diffusion dominiert. In Variante 3 wurde diffusionsfrei gerechnet, es sollte also nur Advektion auftreten. Direkt im Bereich der Chironomide auf der Ausgangsseite ist die Fließgeschwindigkeit im Sediment am höchsten (Abb. 3). Dementsprechend ist die Stoffausbreitung im Modell hier höher als im Bereich der Chironomide auf der Eingangsseite (Abb. 4C). Dass auf der Eingangsseite trotzdem Tracer über die Röhre in das Sediment eingedrungen ist, ist vermutlich auf numerische Dispersion zurückzuführen. Die beste Anpassung im Vergleich zur gemessenen Stoffausbreitung im PET-Versuch (Abb. 2) liefert Variante 4 (Abb. 4D). Durch die hohe hydraulische Durchlässigkeit dominiert advektiver Stofftransport auf der Ausgangs-

seite. Der Stoffeintrag auf der Eingangsseite, über das Freiwasser in das Sediment, ist im PET-Versuch nicht zu erkennen.

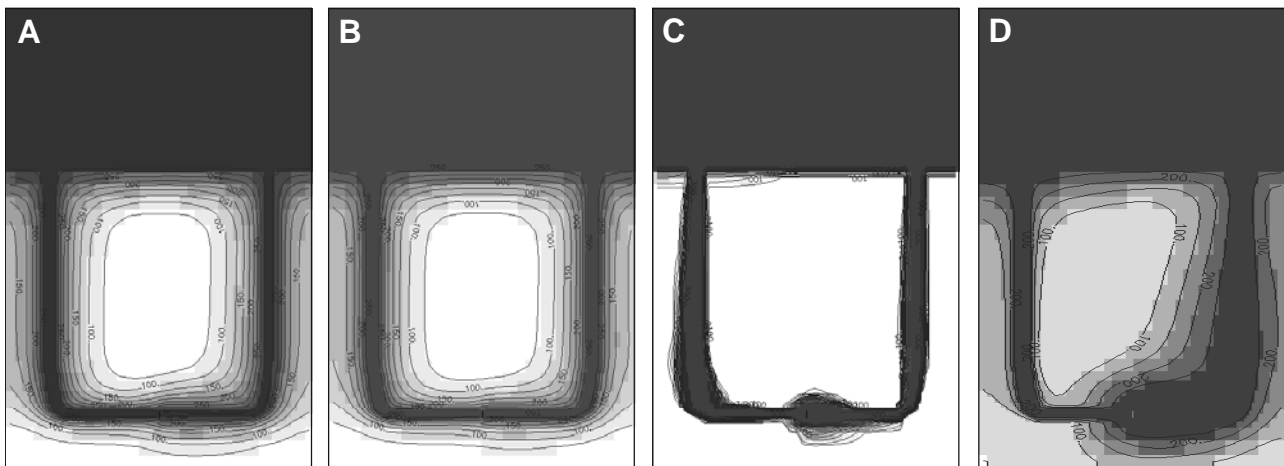


Abb. 4: Modellerte Chlorid-Verteilung im Sediment nach 10 h für Variante 1 (A), Variante 2 (B), Variante 3 (C) und Variante 4 (D).

Zusammenfassung und Ausblick

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass der advective Anteil der Stoffausbreitung im Sediment eine wesentliche Rolle spielt.

Die Anpassung an das Ausbreitungsmuster im PET-Versuch stellt eine qualitative Analyse der Prozesse dar, die die Ausbreitung im Sediment steuern. Es konnten erste Abschätzungen der Sedimentparameter durchgeführt und deren Auswirkungen auf den Stoffeintrag in das Sediment beurteilt werden. Es sind noch Verbesserungen in der Modelldiskretisierung nötig, um numerische Fehler zu verringern. Weiterhin muss mit zusätzlichen Modellvariationen der Einfluss der effektiven Porosität bei advektiv dominierten Verhältnissen geprüft werden.

Im nächsten Schritt erfolgt die quantitative Analyse hinsichtlich der Sedimentparameter durch die Modellierung der im Leitfähigkeitsversuch ermittelten zeitlichen Änderung der Tracerkonzentration im Überstandswasser.

Literatur

- Lewandowski, J. & Hupfer, M. (2005): Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1106-1118.
- McDonald J.M. & Harbaugh A.W. (1988): MODFLOW, A Modular 3D Finite Difference Ground-Water Flow Model, Open-file report, 83-875, U.S. Geological Survey.
- Roskosch, A., Jordan, S., Hette, N., Buchert, R., Khalili, A., RezaMorad, M., Nützmann, G., Hupfer, M. & Lewandowski, J. (2008): Die Wirkung von *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) auf Transportprozesse in limnischen Sedimenten. Vortrag. DGL-Jahrestagung 2008 (Konstanz).
- Zheng, C. & Bennett, G. D. (2002): Applied Contaminant Transport Modeling, 2. Auflage, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Zheng C. & Wang P.P. (1999): MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems, Documentation and User's Guide, Contract Report SERDP-99-1, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

RENATURIERUNG VON FLIEßGEWÄSSERN - RÄUMLI- CHE/ZEITLICHE/ORGANISMISCHE ASPEKTE

GIES, M.& A. LORENZ: Revitalisierung eines Uferabschnitts am Rhein – Auswirkungen auf die Biozönose

LORENZ, A., C. ANTONS, TH. KORTE, M. PASTER, A. SUNDERMANN & P. HAASE: Wie reagieren Fische und Makrophyten auf Renaturierungsmaßnahmen?

SEIDEL, M., B. RÄPPE & M. MUTZ: Holzeinsatz in Tieflandbächen – Kosten und Nutzen technischer und naturnaher Varianten

WEISCHER, K., E. I. MEYER & N. KASCHEK: Totholz in der Gewässerrenaturierung – Auswirkungen von Sturzbäumen auf Besiedlung und Habitatcharakteristik am Beispiel eines sandgeprägten Tieflandflusses

Revitalisierung eines Uferabschnitts am Rhein – Auswirkungen auf die Biozönose

Maria Gies¹ & Armin Lorenz¹

¹ Universität Duisburg-Essen, Institut für Biologie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universitätsstr. 5, 45149 Essen, Maria.Gies@gast.uni-due.de

Keywords: Makrozoobenthos, Rhein, Hakenbuhne, Ökologischer Zustand

Einleitung

Trotz der heutigen guten Wasserqualität ist der Zustand der meisten deutschen Fließgewässer aufgrund von massiven Veränderungen der Gewässermorphologie eher schlecht (LANUV 2005). Dies trifft besonders auf die hoch frequentierten Wasserstraßen zu, die stark begradigt und befestigt wurden. Der Rhein als eine der wichtigsten Wasserstraßen in Europa wurde zur Schiffbarmachung eingedeicht, kanalisiert und durch Buhnen reguliert. Er gilt besonders auf seiner niederrheinischen Fließstrecke als morphologisch degradiert. Revitalisierungen haben die Verbesserung solch degradierter Gewässerabschnitte zum Ziel, werden aber selten auf ihre Wirksamkeit getestet. Ein Vergleich mit degradierten Abschnitten bringt Aufschluss über die Wirksamkeit von Revitalisierungsmaßnahmen. Die möglichen Effekte können durch die Lebensgemeinschaften und ihre Zusammensetzung angezeigt werden, gleichzeitig geben die Biozönosen Auskunft über den ökologischen Zustand des Gewässerabschnitts. Diese Arbeit stellt beispielhaft eine Untersuchung einer Revitalisierungsmaßnahme am Rhein bei Duisburg vor. Die ökologische Bewertung des revitalisierten Abschnittes erfolgte über die biologische Qualitätskomponente des Makrozoobenthos. Anhand der Ergebnisse sollen Aussagen über mögliche Unterschiede in der Makroinvertebratenbesiedlung im Uferbereich getroffen werden. Des Weiteren soll geklärt werden, ob diese Maßnahme eine Verbesserung des ökologischen Zustandes dieses Gewässerabschnitts bewirkt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

2005 wurde am Rhein bei Duisburg-Beeckerwerth an einem degradierten Uferabschnitt eine L-förmige Hakenbuhne geschaffen. Ziel des Projekts war die Optimierung von Buhnenfeldern durch Erzeugung strömungsberuhigter, wellengeschützter, aber dennoch an den Hauptstrom angebundener Flachwasserbereiche innerhalb eines Buhnenfeldes. Dazu wurde der Flachwasserbereich hinter einer Parallelschüttung durch Schlitzung wieder an den Strom angeschlossen, vertieft und teilweise erweitert. Dies sollte die Rückzugsmöglichkeit für die Fließwasserorganismen auch bei Niedrigwasser garantieren und die wellenschlaggeschützten Bereiche als Lebensraum für Wasserorganismen optimieren. Neben der L-förmigen Hakenbuhne (Hakenbuhne 1) wurde zusätzlich ein weiterer umgestalteter Bereich (Hakenbuhne 2) beprobt, der durch eine zweimal durchbrochene Querschüt-

tung vom Hauptstrom abgetrennt war. Die Hakenbuhnen 1 und 2 als revitalisierte Bereiche wurden mit einer etwa 150 m flussaufwärts liegenden Standardbuhne verglichen.

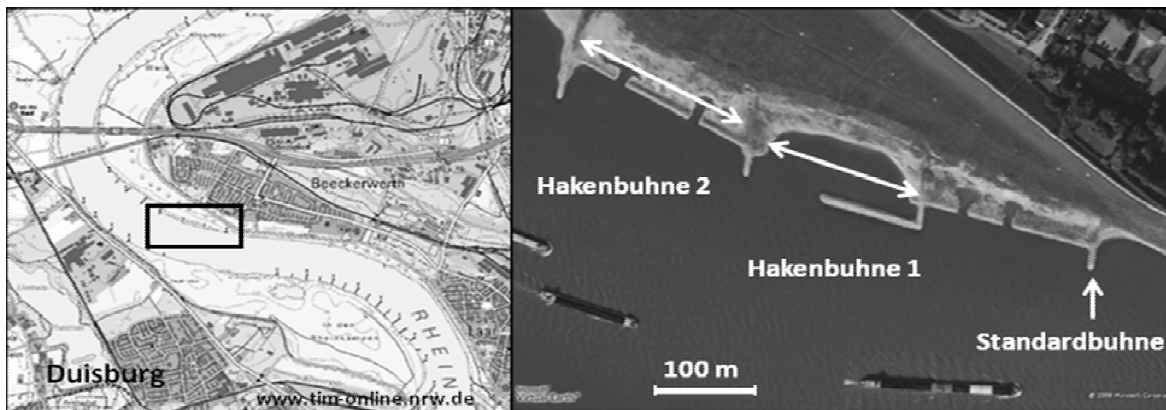


Abb. 1: Lage der Probestellen (www.tim-online.nrw.de, Microsoft Virtual Earth (www.maps.live.de))

Probenahme und Probenbehandlung im Labor

Im September 2007 und Juni 2008 wurde die Makrozoobenthosbesiedlung nach der Methode des Multi-Habitat-Samplings beprobt (Hering et al. 2004). Die vorhandenen Habitate wurden kartiert und anschließend die Flächenanteile proportional beprobt. Hierbei wurden jeweils 20 Teilproben pro Probestelle genommen. Die Proben wurden in 70%igem Alkohol konserviert.

Im Labor wurden die Makrozoobenthosproben nach einem standardisierten Verfahren sortiert und bestimmt (Meier et al. 2006). Die Individuenanzahl wurde auf den Quadratmeter hochgerechnet. Die Auswertung erfolgte mit dem deutschen Bewertungssystem ASTERICS/PERLODES (Version 3.1.1, www.fliessgewaesserbewertung.de).

Ergebnisse und Diskussion

Aus der Bestimmung resultierte eine Taxaliste (Tab. 1), die als Grundlage für alle weiteren Berechnungen der ökologischen Parameter diente. Insgesamt wurden 22 Arten und höhere Taxa gefunden.

Tab. 1: Liste der gefundenen Taxa und deren Abundanzen

Taxon	Individuenzahlen pro m ² je Probestelle					
	Sep 2007			Jun 2008		
	Standardbuhne	Hakenbuhne 1	Hakenbuhne 2	Standardbuhne	Hakenbuhne 1	Hakenbuhne 2
GASTROPODA						
<i>Ancylus fluviatilis</i> (O.F. Müller, 1774)	56,8	17,1	133,2	21,0	43,2	5,6
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	10,4	685,9	1411,1	21,0	681,6	383,2
BIVALVIA						
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F. Müller, 1774)	0,8	9,0	9,6		4,8	21,6
<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F. Müller, 1774)	0,8					
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	0,8		7,8			

Fortsetzung Tab. 1: Liste der gefundenen Taxa und deren Abundanzen

Taxon	Individuenzahlen pro m ² je Probestelle					
	Sep 2007			Jun 2008		
	Standardbuhne	Hakenbuhne 1	Hakenbuhne 2	Standardbuhne	Hakenbuhne 1	Hakenbuhne 2
POLYCHAETA						
<i>Hypania invalida</i> (Grube, 1860)	4,8	24,0	33,6	36,0	403,2	57,6
OLIGOCHAETA						
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	4,0	4,8	14,4			5,6
<i>Naididae/Tubificidae</i> Gen. sp.			4,8		0,8	0,8
AMPHIPODA						
<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sovinsky, 1894)	96,2	431,8	1007,4	689,0	682,1	370,0
<i>Echinogammarus ischnus</i> (Stebbing, 1898)	11,8	63,4	109,7	47,0	97,4	49,3
<i>Echinogammarus trichiatus</i> (Martynov, 1932)				47,0	55,7	24,7
<i>Chelicorophium curvispinum</i> (Sars, 1895)	231,2	416,8	301,0	97,7	193,2	33,2
<i>Chelicorophium robustum</i> (Sars, 1895)	41,6	178,4	212,5	16,3	27,6	2,8
ISOPODA						
<i>Jaera sarsi</i> (Valkanov, 1938)	76,8	9,6	126,1	60,0	81,6	2,4
DECAPODA						
<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)		0,8				0,8
EPHEMEROPTERA						
<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister, 1839)			4,8			
<i>Ephoron virgo</i> (Olivier, 1791)						0,8
DIPTERA						
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	4,0		19,2	45,0	115,2	48,0
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.		9,6	24,0		240,0	77,6
<i>Chironomini</i> Gen. sp.					14,4	14,4
<i>Chironominae</i> Gen. sp.					19,2	12,0
<i>Tipula</i> sp.					4,8	

Die Standardbuhne wies geringe Abundanzen bis 1000 Individuen pro m² auf (Abb. 2), die auf die homogene Morphologie der Steinschüttung und die exponierte Lage in der starken Strömung (mit Einfluss des Wellenschlages) zurückzuführen sind. Ebenso wurden an der Standardbuhne eine geringe Taxazahl und Diversität festgestellt (Tab. 2). An der Hakenbuhne 1 wurde eine zwei- bis dreieinhalb mal höhere Abundanz festgestellt. Im renaturierten Bereich der Hakenbuhne 2 wurde im Herbst 2007 eine um das Sechsfache erhöhte Abundanz im Vergleich zur Standardbuhne ermittelt. Ebenso wies die Hakenbuhne 2 zu dieser Zeit höhere Taxazahlen auf. Die diversere Morphologie durch die reduzierte Strömung und die wellengeschützte Lage begünstigen demnach die Besiedlung durch Makroinvertebratentaxa. Des Weiteren kommt es durch die geringere Strömung zu veränderten Sedimentationsverhältnissen. Feinkörnigeres Sediment wird nicht mehr mit der starken Strömung weggespült, sondern lagert sich im Flachwasserbereich ab. So bildet sich dort eine diversere Mikrohabitatstruktur mit sandig bis schlammigen Bereichen zwischen grobkiesigen Fraktionen aus.

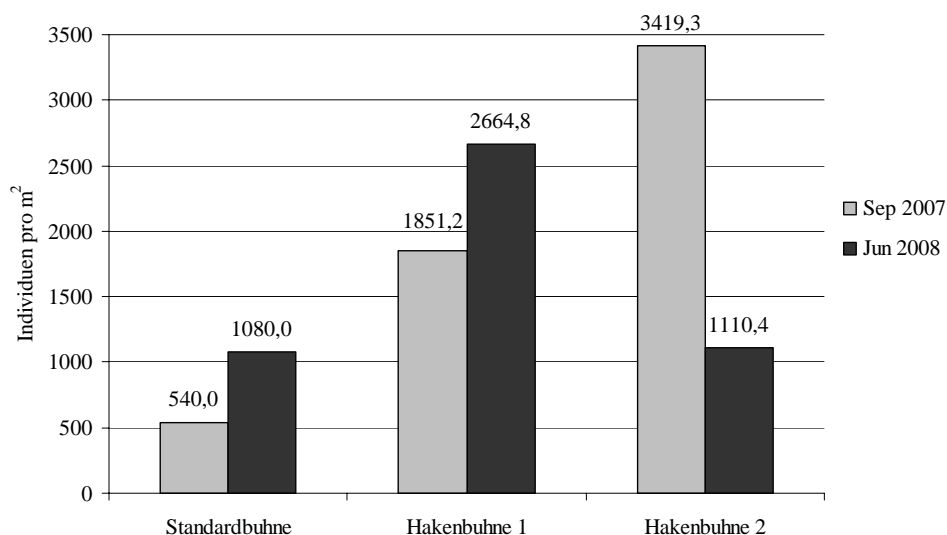


Abb. 2: Abundanzen der Hakenbuhnen im Vergleich zur Standardbuhne an beiden Probeterminen

Tab. 2: Taxazahl und Diversität der Hakenbuhnen im Vergleich zur Standardbuhne

	Probenahme	Standardbuhne	Hakenbuhne 1	Hakenbuhne 2
Taxazahl	Sep 2007	13	12	15
	Jun 2008	10	16	18
Diversität	Sep 2007	1,69	1,58	1,65
	Jun 2008	1,40	2,04	1,82
Evenness	Sep 2007	0,66	0,64	0,61
	Jun 2008	0,61	0,74	0,63

Die veränderten Sedimentationsverhältnisse wirkten sich an den Hakenbuhnen außerdem in einer Verschiebung von den dominierenden Crustaceen zu einem erhöhten Anteil an Gastropoden, Polychaeten und Chironomiden (Diptera) aus, d.h. pelale (schlammbewohnende) und psammale (sandbewohnende) Taxa wurden häufiger. An der Standardbuhne, die durch Strömung und Wellenschlag von feinkörnigem Sediment freigehalten wird, dominierten hingegen lithale (steinbewohnende) Taxa wie *Ancylus fluviatilis* und *Chelicorophium curvispinum*.

Tab. 3: Bewertung der Probestellen

	Probenahme	Standardbuhne	Hakenbuhne 1	Hakenbuhne 2
Saprobie	Sep 2007	2,13	2,16	2,14
	Jun 2008	2,14	2,16	2,16
PTI	Sep 2007	4,58	4,65	4,52
	Jun 2008	4,60	4,66	4,23
Ökologischer Zustand	Sep 2007	schlecht	schlecht	schlecht
	Jun 2008	schlecht	schlecht	schlecht

Die Gewässerqualität (Saprobie) ist für alle Probestellen als „gut“ einzustufen (Tab. 3). Heute wird der Hauptteil deutscher Gewässer, darunter auch der Rhein, in ihrer Saprobie als gut eingestuft (LANUV 2004). Die Morphologie bzw. das Modul „Allgemeine Degradation“ der Ströme in Deutschland (Typ 10 und 20) wird mit Hilfe des Potamon-Typie-Index (PTI) bewertet (Schöll et al. 2005). Für diesen Abschnitt des Rheins wird das Modul als schlecht (PTI $\geq 4,11$), d.h. naturfern, bewertet, wobei sich keine eindeutigen morphologischen Unterschiede zwischen den Hakenbuhnen und der Standardbuhne zeigten. Nach dem Prinzip des „worst case“ wird damit auch der Ökologi-

sche Zustand des untersuchten Gewässerabschnitts als schlecht eingestuft. Auf Grund der Gewässerstrukturgütekarte (LANUV 2005) war diese Einstufung für den stark besiedelten und morphologisch veränderten Rheinabschnitt bei Duisburg zu erwarten.

Auffällig war der hohe Anteil an neozoischen Taxa in der Zönose des Makrozoobenthos. Eine prozentuale Verrechnung auf die Abundanz pro Probestelle ergab einen Anteil an Neozoen von 80-90 %, teilweise war die Zönose fast ausschließlich durch Neozoen vertreten. Hiermit stellt sich die Frage nach der Bewertbarkeit eines Gewässers anhand einer neozoendominierten Zönose. Einige neozoische Arten sind im Bewertungssystem ASTERICS nicht eingestuft und gehen mit ihren teilweise hohen Abundanzen nicht in die Bewertung z.B. der Saprobie ein. Die Bewertung trägt demnach den momentanen Verhältnissen innerhalb der Zönose nicht mehr Rechnung. Der PTI zur Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ eines Gewässers berücksichtigt ebenfalls nur einige, bereits etablierte neozoische Makroinvertebraten. Es stellt sich weiterhin die Frage nach der indikativen Gewichtung neozoischer Taxa. So muss die Einstufung neozoischer Arten vor dem Hintergrund des Artenschutzes oder Prozessschutzes diskutiert werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Ausbau der Uferzone mit strömungsberuhigten und wellenschlaggeschützten Flachwasserbereichen hat positive Auswirkungen auf Abundanz, Taxazahl und Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos. Die Unterschiede sind mit der durch die veränderten Strömungsverhältnisse bedingten, diverseren Substratstruktur zu begründen. Jedoch wirken sich diese kleinräumigen Unterschiede nicht auf die Bewertungsmetrics aus, sodass keine messbare Verbesserung der allgemeinen Degradation und des Ökologischen Zustandes der umgestalteten Gewässerabschnitte erreicht wurde.

Danksagung

Diese Untersuchung fand im Rahmen einer Diplomarbeit statt. Für die Unterstützung in allen Fragen möchte ich meinen Betreuern Dr. Armin Lorenz, Prof. Dr. Daniel Hering und Prof. Dr. Helmut Hillebrand und der gesamten Arbeitsgruppe Angewandte Zoologie/Hydrobiologie danken.

Literatur

- HERING, D., MOOG, O., SANDIN, L. & VERDONSCOT, P.F.M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand Mai 2006].
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2005): Gewässerstrukturgütekarte, (Zugriff 14.10.2008), http://www.lanuv.nrw.de/wasser/oberflaechengewaesser/gewstruktguete/GSG_Karte_NRW.pdf
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2004): Ergebnisbericht Rheingraben-Nord. (Zugriff 14.10.2008), http://www.rheingraben-nord.nrw.de/Bestandsaufnahme/Ergebnisbericht_Bestandsaufnahme/Ergebnisbericht_RGN.pdf
- SCHÖLL, F., HAYBACH, A. & KÖNIG, B. (2005): 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* 49: 234-247.

Wie reagieren Fische und Makrophyten auf Renaturierungsmaßnahmen?

Armin Lorenz¹, Claudia Antons², Thomas Korte¹, Markus Paster³, Andrea Sundermann² & Peter Haase²

¹ Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie & Geographie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, armin.lorenz@uni-due.de, ² Forschungsinstitut Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Gelnhausen, ³ Limares, Institute for Limnological and Marine Research, Essen

Keywords: Renaturierung, Fließgewässer, Bewertung, Phylib, FiBS

Einleitung

In den letzten Jahren wurden in vielen Teilen Deutschlands Fließgewässerabschnitte renaturiert. Der naturnahe Zustand und die ökologische Funktionsfähigkeit sollten wieder hergestellt werden. Darüber hinaus wurde erwartet, dass sich die ökologische Zustandsklasse, gemessen an den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie verbessern würde. Untersuchungen, die diese Erwartungen bestätigen wurden seltenst durchgeführt. Auch Untersuchungen im Vorfeld der Maßnahmen, die als Gradmesser für eine Verbesserung dienen könnten wurden nur in Ausnahmefällen realisiert.

Um diese Lücke zu schließen, wurde im Rahmen des Projektes „Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes“ verschiedene Renaturierungsmaßnahmen untersucht (Haase et al. 2009). Die Untersuchungen erfolgten nach dem Prinzip der „space for time substitution“. Die Lebensgemeinschaften der Renaturierungsstrecken wurden mit denen in einem jeweils unmittelbar oberhalb gelegenen, nicht renaturierten Abschnitt verglichen. Dabei wurden die für die Fließgewässerbewertung maßgeblichen Organismengruppen (Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten) betrachtet. In diesem Beitrag werden die Ergebnisse der Fisch- und Makrophytenbeprobungen dargestellt.

Material und Methoden

An 26 Renaturierungsmaßnahmen in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Thüringen (Haase et al. 2009) wurden der Fischbestand und an 28 Maßnahmen die Makrophytenbesiedlung untersucht. Als Vergleichsabschnitt dienten jeweils oberhalb gelegene degradierte Fließstrecken. Beide Organismengruppen wurden mit den zur Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland anzuwendenden Verfahren beprobt und ausgewertet. Bei den Makrophyten erfolgte die Beprobung im Sommer, watend mit Rechen und Wurfanker, wobei alle submersen Pflanzen und ihre jeweilige Menge nach Kohler (1978) aufgenommen wurden. Die Eingabe und Auswertung erfolgte mit Phylib (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006). Die Fischbeprobungen wurden im Spätsommer und im Herbst durchgeführt wobei watend oder mit Hilfe eines Bootes mit Gleichstrom die Individuen eines Abschnittes gefangen wurden. Ihr Anzahl und Größe wurde vor dem Zurücksetzen protokolliert. Die Eingabe und Auswertung erfolgte in fiBS (Dußling 2007). Die Fischreferenzen für die jeweiligen Abschnitte

te in fiBS (Dußling 2007). Die Fischreferenzen für die jeweiligen Abschnitte wurden bei den zuständigen Behörden abgefragt oder aus den allg. zugänglichen Veröffentlichungen entnommen.

Die Organismengruppen wurden sowohl in Hinsicht auf ihre ökologische Zustandsklasse als auch auf weitere Makrophyten- bzw. Fisch-bezogene Metrics analysiert.

Ergebnisse

Makrophyten

Werden alle Revitalisierungsmaßnahmen betrachtet, so zeigt sich bei 32,1% eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse (s. **Tab. 1**), 17,9% der Ergebnisse zeigen eine Verschlechterung. Bei Anwendung des Qualitätskriteriums von Phylib (siehe Erläuterung in Überschrift zu **Tab. 1**) sind nur 12 Maßnahmen und ihre jeweiligen Vergleichsabschnitten gleichzeitig bewertbar. Bei diesen Maßnahmen ergibt die Bewertung nach Phylib in keinem Fall eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse.

Die Revitalisierungsmaßnahmen führen bei 9 Abschnitten zu einer Einhaltung des Qualitätskriteriums und damit zu einer Bewertung. Die Vergleichsabschnitte dieser Maßnahmen halten das Qualitätskriteriums nicht ein.

Tab. 1: Ergebnisse der ökologische Zustandsklasse nach Phylib der revitalisierten Abschnitte im Vergleich zu den nicht revitalisierten Abschnitten. Gesamtquantität der vorkommenden submersen Arten > 26 und Anteil der eingestuften Arten über 75%

	alle Maßnahmen (n = 28)		Modul gesichert* (n = 12)	
	Anzahl	%	Anzahl	%
besser	9	32,1	0	0
schlechter	5	17,9	3	25
unverändert	14	50,0	9	75

Die Anzahl submerser Arten, Anzahl Wuchsformen (Van de Weyer 2001) und die Quantität der Makrophyten ist jeweils in den revitalisierten Abschnitten signifikant höher als in den Vergleichsabschnitten (s. **Tab. 2**). Der normierte Referenzindex und der Makrophyten-Phytobenthos-Index (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006) zeigen keine signifikanten Veränderungen.

Tab. 2: Ergebnisse der Signifikanztests von Makrophyten-Metrics in revitalisierten Abschnitten im Vergleich zu nicht revitalisierten. Wilcoxon matched pairs test (* p<0,05 ** p<0,01)

Metric	alle Maßnahmen (n = 28)	Modul gesichert* (n = 12)
Anzahl submerse Arten	**	**
Anzahl Wuchsformen	**	*
Quantität	**	*
Referenzindex (normiert)	n.s.	n.s.
MP_Phy_Index	n.s.	n.s.

Fische

In 42,3% der untersuchten Revitalisierungsmaßnahmen verbesserte sich die ökologische Zustandsklasse auf Grundlage des Fischbewertungssystems (s. **Tab. 3**). Auch bei dieser Organismengruppe erreicht nur eine geringe Anzahl an Maßnahmen und ihre jeweiligen Vergleichsabschnitte das Qualitätskriterium (siehe Erläuterung in Überschrift zu **Tab. 2**). Vier dieser Maßnahmen zeigen eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse. Bei weiteren 15 Maßnahmen wird in der Revitalisierungsstrecke zumindest das Qualitätskriterium eingehalten.

Tab. 3: Ergebnisse der ökologische Zustandsklassen nach fiBS der revitalisierten Abschnitte im Vergleich zu den nicht revitalisierten Abschnitten. Mindestindividuenzahl muss das 30-fache der Artenzahl der jeweiligen Referenzzönose sein

	alle Maßnahmen (n = 26)		Modul gesichert* (n = 9)	
	Anzahl	%	Anzahl	%
besser	11	42,3	4	44,4
schlechter	3	11,5	1	11,1
unverändert	12	46,2	4	44,4

Nur wenn alle 26 Maßnahmen betrachtet werden zeigen die Metrics: Anzahl Arten, Anzahl typspezifische Arten und Arten- und Gildeninventar eine signifikante Verbesserung in den revitalisierten Abschnitten (s. **Tab. 4**). Die Metrics Artenabundanz und Gildenverteilung (zeigt die Abundanz der Leitarten an) und Alterstruktur, welche die Reproduktion einzelner Arten in den jeweiligen Abschnitten anzeigt, sind sowohl wenn alle Maßnahmen betrachtet werden als auch wenn nur die, bei denen das Qualitätskriterium eingehalten wird betrachtet werden, signifikant erhöht.

Tab. 4: Ergebnisse der Signifikanztests von Fisch-Metrics (fiBS) in revitalisierten Abschnitten im Vergleich zu nicht revitalisierten. Wilcoxon matched pairs test (* p<0,05 * p<0,01)

Metric	alle Maßnahmen (n = 26)	Modul gesichert* (n = 9)
Anzahl Arten	*	n.s.
Anzahl typspezifische Arten	*	n.s.
Anzahl Begleitarten	n.s.	n.s.
Individuendichte/ha	n.s.	n.s.
Arten- und Gildeninventar	*	n.s.
Artenabundanz und Gildenverteilung	*	*
Altersstruktur (Reproduktion)	*	*
Gesamtbewertung	**	n.s.

Diskussion

Die Ergebnisse der beiden Organismengruppen (Makrophyten und Fische) zeigen deutlich, dass es Unterschiede gibt zwischen der Bewertung nach EG-WRRL und der Reaktion von Metrics. Wenn man nur die ökologische Zustandsklasse (nach Phylib und fiBS) der qualitätsgesicherten Abschnitte in Betracht zieht, gibt es keine signifikante Verbesserung der revitalisierten Abschnitte im Vergleich zu den nicht revitalisierten.

Die differenzierte Betrachtung einzelner Metrics zeigt aber sehr wohl signifikante Verbesserungen. Bei den Makrophyten ist die Taxazahl und Anzahl Wuchsformen höher und die Quantität nimmt zu. Viele Abschnitte sind durch die Maßnahmen erstmals „bewertbar“ geworden, da die Pflanzenmenge zugenommen hat. Die ökologische Zustandsklasse nach Phylib spiegelt diese Veränderungen nicht wider.

Auch bei den Fischen ist die Artenzahl höher und es finden sich eine höhere Anzahl typspezifischer Arten in den revitalisierten Abschnitten; des Weiteren verbessert sich die Abundanz und Alterstruktur und die Fischdichte nimmt zu, so dass auch bei dieser Gruppe die Abschnitte „bewertbar“ werden. Besonders die Verbesserung der Alterstruktur zeigt, dass die revitalisierten Abschnitte von den Fischen angenommen werden und dort Reproduktion stattfindet, bzw. diese Abschnitte als „Kinderstuben“ Verwendung finden. Die fiBS-Bewertung spiegelt diese Entwicklung teilweise wider.

Gründe für die Verbesserung sind im Flächeneffekt und in der erhöhten Habitatvielfalt (Antons *et al.* 2009) zu sehen. Flächeneffekt meint, dass bei Revitalisierungsmaßnahmen vielfach die Gewässerbreite erhöht wird, wodurch es zu einer geringeren Beschattung kommt, was das Makrophytenwachstum steigert. Durch die Arbeiten wird weiterhin die Habitatvielfalt in den renaturierten Bereichen stark erhöht, da flach überströmte Bereiche, Nebenarme, Auentümpel und andere Stillwasserbereiche entstehen. Diese Habitatvielfalt wird von den Makrophyten aber besonders auch von der Fischzönose angenommen. Viele Fischarten nehmen entweder im Lebenszyklus oder im Jahresverlauf einen Habitatwechsel vor. Das ist in begradigten und ausgebauten Gewässern selten möglich. Die revitalisierten Abschnitte bieten aber diese Möglichkeit, bewiesen wird es durch die signifikant erhöhte Anzahl typspezifischer Arten und die verbesserte Reproduktion.

Schlussfolgerungen

Revitalisierungsmaßnahmen haben auf verschiedenen Skalen Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften. Verschiedene Organismengruppen-bezogene Einzelmetrics spiegeln diese Veränderungen deutlich wider. Die Bewertungssysteme besonders für die Makrophyten aber auch für die Fische sind hingegen sehr robust was Veränderungen anbelangt und weisen nur in wenigen Fällen eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse aus.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des Projektes „Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes“ gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und dem hessischen Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.

Literatur

- Antons, C., Lorenz, A., Sundermann, A., Haase, P (2009): Revitalisierung von Fließgewässern: Werden Erfolge auch im Makrozoobenthos sichtbar? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag: in diesem Band.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos.
- Dußling, U. (2007): FiBS 8.0 – Softwareanwendung zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL; Website der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: <www.LVVG-BW.de> (23.09.2008)
- Haase, P., Antons, C., Hering, D., Jedicke, E., Lorenz, A., Sundermann, A. (2009): Erfolg und Auswirkung von Fließgewässer-Revitalisierungsmaßnahmen aus Sicht der EU Wasserrahmenrichtlinie. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag: in diesem Band.
- Kohler, A (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft Stadt, 10: 73-85.
- Weyer, K. van de (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA) (Hrsg.). Merkblätter Nr. 30. – Düsseldorf: Albersdruck. 108 S.

Holzeinsatz in Tieflandbächen – Kosten und Nutzen technischer und naturnaher Varianten

Michael Seidel, Bianca Räßle & Michael Mutz,

Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, Michael.Seidel@tu-cottbus.de

Keywords: Holzeinsatz, Geschiebezugabe, Kosten-Nutzen-Effizienz, Sohlanhebung, Habitatdiversität

Einleitung und Hintergrund

Vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie besteht ein hoher Bedarf an kosteneffizienten Renaturierungsmethoden. Ein viel versprechender Ansatz ist die Förderung eigendynamischer Gewässerentwicklung durch den kostengünstigen Einsatz von Totholz, oder das Belassen von natürlich eingetragenen Fall- und Sturzholz (Kail, 2005; Gebler, 2005; Dickhaut, 2005). Insbesondere in den sandgeprägten Tieflandbächen mit weitgehend mobilen Sedimenten, ist Holz als Strukturbildner von hoher funktioneller Bedeutung (Benke & Wallace, 2003; Mutz et al., 2001). Trotz zunehmender Anwendung bestehen immer noch Kenntnisdefizite beim Einsatz von Holz, vor allem auch in der Verwendung des ökologisch besonders bedeutenden Ast- und Kronenholzes.

In einem Pilotprojekt wurden drei Einbauvarianten von Holz klassifiziert und umgesetzt, und deren Kosten-Nutzen-Effizienz anhand verschiedener Parameter verglichen.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Ruhlander Schwarzwasser liegt im Süden Brandenburgs und mündet in die Schwarze Elster. Der Gewässertyp entspricht dem sanddominierten Bach der jung- und altglazialen Mulden- und Sohlentäler (LUA, 2001). Die Untersuchungsstrecke ist stark eingetieft, der Mittelwasserabfluss liegt bei ca. 0,8 m³/s, bei einer Einzugsgebietsgröße von etwa 190 km². Die Untersuchungsstrecke ist im Mittel 5,5 m breit, die mittlere Tiefe liegt bei MQ bei 0,75 m. Die Ufer sind überwiegend durch Erlen, Eschen und z. T. alte Eichen, das Gewässerumfeld durch Kiefern- und Eichenwälder verschiedener Altersklassen bestanden.

Untersuchungsdesign

Die zu vergleichenden Einbauvarianten unterschieden sich anhand des Fixierungsgrades, des Aufwandes an Technik sowie der Art des verwendeten Holzes:

Einbauvariante T-: technischer Einsatz von fixiertem, unbearbeitetem Stamm-, Kronen- und Astholz sowie Wurzelstubben

Einbauvariante T+: technischer Einsatz von fixiertem, zumeist geschältem Stammholz und Wurzelstubben

Einbauvariante N: naturnaher Einsatz von unfixiertem Kronen- und Astholz

Die Einbauvarianten wurden im Oktober 2007 in etwa gleichlangen Abschnitten auf einer Gewässerlänge von 565 m umgesetzt. Pro Abschnitt und Einbauvariante wurden drei Entwicklungsziele verfolgt (Breitenentwicklung, Sohlanhebung und Erhöhung der Strukturvielfalt) und in jeweils drei Maßnahmen umgesetzt (Abb. 1). Die Maßnahmen zur Erreichung der jeweiligen Entwicklungsziele unterschieden sich im horizontalen und vertikalen Verbauungsgrad (basierend auf Eckert et al., 1996). Auf der Fließstrecke folgten auf eine Maßnahme zur Breitenentwicklung eine Maßnahme zur Sohlanhebung und darauf eine Maßnahme zur Strukturanreicherung. Die eingebrachte Totholzmenge lag zwischen 4,9 und 6,3 m³/100 m bzw. 88 und 115 m³/ha. Der mittlere Abstand zwischen den Strukturen betrug 21 m.

Für die Geschiebenachlieferung wurde oberhalb der Einbauvariante T+ ein Geschiebedepot aus angeschüttetem Rohkiessand (+kG) angelegt (ca. 150 t). Oberhalb der Einbauvariante N bestand bereits zuvor ein natürliches Geschiebedepot (+nG) in Form eines Uferabbruches. Die Einbauvariante T- lag oberhalb der Einbauvarianten T+ und N. Dieser Gewässerabschnitt erhielt nur relativ geringe Geschiebemengen aus dem Oberlauf (-G).

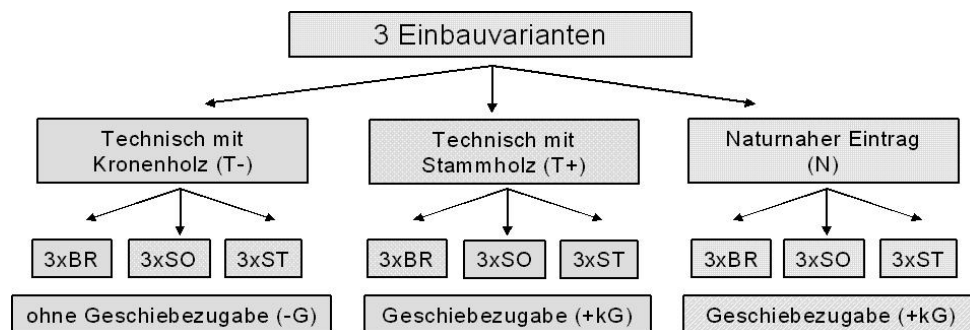


Abb. 1: Schematische Darstellung des Untersuchungsdesigns (BR – Maßnahmen zur Breitenentwicklung; SO – Maßn. zur Sohlanhebung; ST – Maßn. zur Strukturanreicherung)

Untersuchungsparameter

Es wurde die Lagestabilität sowie Parameter aus den Bereichen Morphologie und Ökologie sowohl für den Ausgangs- (2007) als auch den Ist-Zustand (2008) ermittelt und verglichen. Zwischen beiden Untersuchungszeiträumen ereigneten sich mehrere kleine sowie ein 5-jähriges Hochwasser.

Für die Lagestabilität wurde die vertikale und horizontale Lage nach Robison & Beschta (1990) und Cherry & Beschta (1989) bestimmt. Demnach wurde die horizontale Lage des Holzes zur Strömung zwischen 0° (Krone stromauf gerichtet) und 180° (Krone stromab gerichtet) angegeben. Die vertikale Lage der Hölzer konnte einen Winkel zwischen 0° und 90° zur Wasseroberfläche einnehmen.

Das Sohlrelief des Untersuchungsabschnitts wurde durch verortete Querprofile mit einem Nivelliergerät erfasst, wobei die Sohliefen mit einer Messlatte relativ zum Wasserspiegel bestimmt wurden. Pro Sohlstruktur wurden mindestens drei Querprofile erfasst, die den Anfang, die Mitte sowie das Ende der Strukturen beschrieben. Der mittlere Querprofilabstand betrug 7,7 m (2007) bzw. 4,0 m (2008). Der Abstand der Messpunkte im Querprofil lag zwischen 0,25 und 0,5 m.

Das Habitatpotential für Organismen des Makrozoobenthos wurde durch eine Mikrohabitatkartierung nach Orendt & Schlieff (1999) bestimmt. Dabei wurden die drei Abschnitte in 8,3 m lange Sektionen eingeteilt und verschiedene Substratklassen wie Sandriffel, Feindetritus und Grobdetritus in Deckungsgraden pro Sektion abgeschätzt.

Die Berechnung der Kosten stützt sich auf die Abschlussrechnung des durchführenden Verbandes. Für die Planungskosten wurden pro umgesetzter Maßnahme 125,- € beanschlagt. Dies entspricht den durch Kail (2005) recherchierten mittleren Planungskosten aus zehn Renaturierungsprojekten mit Holz.

Weitere Parameter aus den Bereichen Ökologie (Makrozoobenthos, Fische), Sediment (Korngrößen, organischer Gehalt, Sauerstoffeindringtiefe) und Hydraulik (vertikaler hydraulischer Gradient und hydraulische Leitfähigkeit, Rückstaueffekte, Abflusskapazitätsminderungen) wurden erhoben, aber noch nicht ausgewertet.

Ergebnisse

Lagestabilität

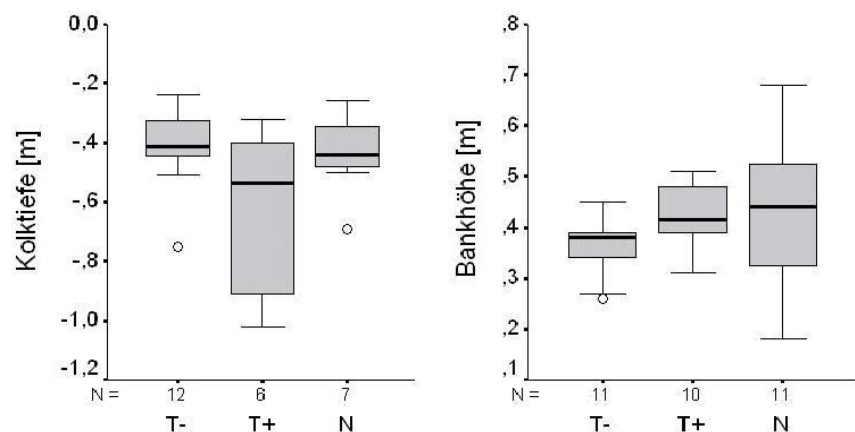
Die Holzstrukturen aller Einbauvarianten waren überwiegend lagestabil. Von den insgesamt 27 Holzstrukturen wurden zwei zerstört. Ein Stamm aus der technischen Einbauvariante (T-) wurde bei dem 5-jährigen Hochwasserereignis aufgetrieben und 45 m weit fortgeschwemmt. Bei der naturnahen Einbauvariante (N) löste sich eine quer zur Fließrichtung im Ufer eingespannte junge Kiefer einseitig aus dem Ufer; blieb aber in strömungsparalleler Lage liegen. Darüber hinaus wurden bei der naturnahen Einbauvariante (N) die Einbauwinkel von zwei Holzstrukturen von 90° auf 135° bis 155° verändert.

Morphologie

Die mittlere Sohllage konnte gegenüber 2007 in 2008 für die Abschnitte mit Geschiebezugabe um 0,06 m (+kG) und 0,04 m (+nG) angehoben werden (Mann-Whitney U, $p < 0,001$). Die Sohlanhebung im Abschnitt ohne Geschiebezugabe war nicht signifikant und lag im Mittel bei 0,02 m.

Bei den Sohlstrukturen ergab sich eine Steigerung um 7 bis 11 Strukturen pro 100 m Lauflänge. Die Einbauvariante hatte keinen messbaren Einfluss auf die Anzahl der gebildeten Strukturen. Auch bei der Ausprägung der Sohlstrukturen (Differenz zur mittleren Sohllage) konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Einbauvarianten festgestellt werden. Dennoch wurden die tiefsten Kolke durch die technische Einbauvariante T+ und die höchsten Bänke durch die naturnahe Einbauvariante N induziert (Abb. 2).

Abb. 2: Ausprägung der Sohlstrukturen (Kolke und Bänke) für die einzelnen Einbauvarianten (Erläuterungen zu T+, T- und N siehe Methodenteil).



Die Anzahl der gebildeten Bänke unterschied sich bei Holzstrukturen mit einem Verbauungsgrad zwischen 25 % und 50 % und einem Verbauungsgrad über 50 % nicht. Im Gegensatz dazu wurden an Holzstrukturen mit einem Verbauungsgrad über 50 % doppelt so viele Kolke induziert wie an Strukturen mit einem geringeren Verbauungsgrad (< 50 %). Eine messbare Breitenentwicklung setzte im ersten Jahr nach der Maßnahme nicht ein.

Mikrohabitatkartierung

Im Ausgangszustand bildeten sandige Sediment mit 68 % bis 74 % Flächendeckung in allen drei Abschnitten die dominierenden Sohlsubstrate. Dabei war der Deckungsgrad der Substratklasse Sandriffel mit 2 % bis 5 % Prozent in den Abschnitten ohne und mit künstlichem Geschiebe eher gering. Im Abschnitt mit natürlichem Geschiebe war der Anteil des Substrates Sandriffel sehr hoch und lag bei 52 %. Dies ist auf das natürliche Geschiebedepot in Form eines Uferabbruchs zurückzuführen, das bereits vor Umsetzung der Maßnahmen wirksam war. Die kiesigen Substrate nahmen Deckungsgrade zwischen 1 % und 4 % ein. Die Deckung organischer Substrate lag für alle Abschnitte mit 12 % bis 17 % in etwa der gleichen Größenordnung.

Im ersten Jahr nach der Umsetzung der Maßnahmen kam es in den Abschnitten ohne und mit natürlicher Geschiebezugabe bei den sandigen Substraten zu Verschiebungen im prozentualen Deckungsgrad. Während im Abschnitt ohne Geschiebezugabe der Deckungsgrad der Substratklasse (SK) Sandriffel um 35 % deutlich zunahm, sank er im Abschnitt mit natürlicher Geschiebezugabe um 15 %. Der Deckungsgrad der gesamten sandigen Substrate änderte sich aber kaum. Im Abschnitt mit künstlicher Geschiebezugabe nahm der Deckungsgrad der SK Sandriffel um etwa 35 % zu. In allen Abschnitten stellte sich für die SK Sandriffel ein Deckungsgrad um etwa 40 % ein. Der Anteil der kiesigen Substrate erhöhte sich in den Abschnitten ohne und mit natürlichem Geschiebe um etwa 5 %. Im Abschnitt mit künstlicher Geschiebezugabe nahmen kiesige Substrate um 28 % zu, der prozentuale Anteil der SK Sand sowie der Anteil organischer Substrate nahmen ab.

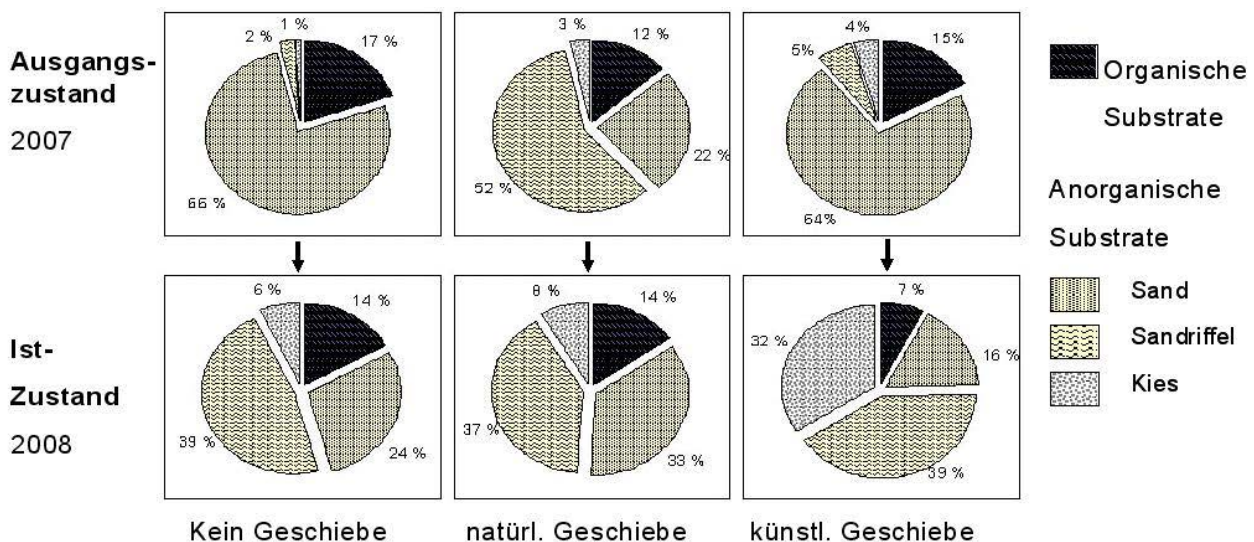
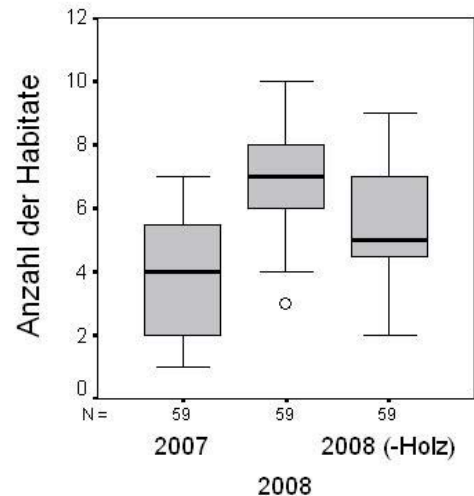


Abb. 3: Prozentualer Deckungsgrad für die verschiedenen Substratklassen in den einzelnen Abschnitten. Die drei oberen Diagramme stellen den Ausgangs-Zustand, die drei unteren den Ist-Zustand dar.

Die Anzahl an Mikrohabitaten pro Kartierungsabschnitt (~ 45 m²) wurde durch den Einsatz von Holz um 2,6 Habitate gesteigert (Mann-Whitney U, p < 0,001). Werden die im Vergleich zu 2007

zusätzlich eingebrachten Holzstrukturen in 2008 unberücksichtigt gelassen, ergibt sich eine Steigerung der Anzahl an Mikrohabitaten um 1,5 Habitate pro Kartierungsabschnitt (Mann-Whitney U, $p < 0,001$) (siehe Abb. 4). Auf die Anzahl der in 2008 gebildeten Mikrohabitate hatten die unterschiedlichen Einbauvarianten bzw. die unterschiedlichen Geschiebezugaben keinen Einfluss.

Abb. 4: Anzahl der Mikrohabitate pro Kartierungsabschnitt (~ 45 m²) im Ausgangs- (2007) und Ist-Zustand (2008). („-Holz“ bezeichnet die Anzahl der Habitate ohne die durch das Holz zusätzlich eingebrachten Strukturen wie Zweige, Äste und Stämme).



Kosten

Die Kosten für die technischen Einbauvarianten (T+; T-) lagen bei etwa 30,- €/lfm. Einzelne Maßnahmen kosteten zwischen 350,- € und 1030,- €. Der naturnahe Eintrag von Holz (N) war wesentlich preiswerter und belief sich auf 11,- €/lfm. Die Kosten für einzelne Maßnahmen lagen zwischen 50,- € und 180,- €. Die Ursache für die vergleichsweise hohen Kosten der beiden technischen Maßnahmen lag im höheren Zeit- und Maschinenaufwand bei der Fixierung der Strukturen. Aufgrund des Auftriebes der Stämme dauerte es oft sehr lange, die Strukturen zu positionieren und zu fixieren. Insgesamt lagen die Kosten für alle drei Einbauvarianten im unteren Bereich für Maßnahmen zur eigendynamischen Entwicklung (Hillenbrand et al., 2001).

Diskussion

Die nach der ersten Hochwasserperiode eingenommene Lage der nicht fixierten Strukturen entspricht den aus der Literatur bekannten Werten für lagestabiles Holz (siehe Gurnell et al., 1995).

Die signifikante Anhebung der Sohllage ist vor allem auf die Geschiebezugabe zurück zu führen. An den Holzstrukturen konnte aber deutlich die Bildung von Bänken und Auflandungen festgestellt werden. Das Holz trug somit maßgeblich zu einem Sedimentrückhalt bei (vgl. z.B. Launhardt & Mutz, 2002; Keller & Swanson, 1979).

Die Ausbildung von tiefen Kolken durch die technische Einbauvariante T+ ist vor allem auf den hohen Verbauungsgrad der Maßnahmen zur Breitenentwicklung zurück zu führen. Die Strukturen der Einbauvarianten T- und N bieten einen geringeren Strömungswiderstand, da sie zum Teil durchströmt werden. Im Laufe der Zeit kann es aber, insbesondere in Gewässern mit baumbestandenem Gewässerumfeld, zu einer Anlagerung und Verdichtung der Strukturen infolge von Driftholzakkumulation kommen (Gurnell et al., 1995).

Der in 2008 deutlich erhöhte Deckungsgrad der besiedlungsfeindlichen Substratklasse Sandriffel lässt auf einen starken Geschiebetrieb bei Basisabfluss schließen. Dies ist möglicherweise ein bis zum Erreichen eines neuen Geschiebegleichgewichtes vorübergehender Effekt. Von Interesse ist, ob durch den selektiven Transport der feineren Fraktionen in Zukunft noch größere Anteile an kiesigen

Substraten entstehen werden. Der potentiell natürliche Deckungsgrad der Substratklasse Sandriffel liegt zwischen 3 % und 10 %, maximal 30 % (LUA, 2001).

Schlussfolgerung

Die Kombination von Holz und Geschiebezugabe ist eine geeignete Methode zur Sohlanhebung und der Steigerung der Strukturvielfalt sowie der Habitat- und Substratdiversität. Die Effekte hinsichtlich der ausgewerteten Parameter unterscheiden sich für die verschiedenen Einbauvarianten nicht signifikant voneinander. Aufgrund der geringeren Kosten für die naturnahe Einbauvariante (N), ist die Kosten-Nutzen-Effizienz daher hier am höchsten. Allein für die Erzielung besonders tiefer Kolke zeigt sich die technische Einbauvariante mit Stammholz (T+) als besonders geeignet. Um dies mit dem ökologisch besonders wertvollen Kronenholz zu erzielen, ist eine Kombination aus Kronenholz und Wurzelstubben denkbar. Dies würde die Durchströmbarkeit des Kronenholzes reduzieren und zudem die Lagestabilität erhöhen.

Danksagung

Die Ergebnisse sind zum Teil im Rahmen eines einjährigen Monitorings von Renaturierungsmaßnahmen erhoben worden. Wir möchten uns ganz herzlich bei dem Gewässerverband „Kleine Elster – Pulsnitz“ bedanken, durch dessen Offenheit und Unterstützung diese Arbeiten ermöglicht wurden.

Literatur

- Benke, A. C. & J. B. Wallace (2003): Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. in: S. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 149-177.
- Cherry, J. & R.L. Beschta (1989): Coarse Woody debris and channel morphology: a flume study. Water Resources Bulletin 25, 1031 - 1036.
- Dickhaut, W. (2005): Fließgewässerrenaturierung heute - Forschung zu Effizienz und Umsetzungspraxis. Hochschule für angewandte Wissenschaften Hamburg, 127 S.
- Eckert, S., Scherle, J., Nestmann, F., Hug, M. & V. Späth (1996): Totholz anfall in Fließgewässern und dessen Auswirkungen auf die Gewässerstrukturentwicklung in Abhängigkeit von Baumarten, Waldgesellschaften, Alters- und Waldstruktur auf Ufer und Uferrandstreifen. Veröff. PAÖ 16. Universität Karlsruhe, 122 S.
- Gebler, R.-J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse. Maßnahmen zur Strukturverbesserung. Verlag Wasser + Umwelt, Walzbachtal, 79 S.
- Gurnell, A.M., Gregory, K.J. & G.E. Petts (1995): The role of coarse Woody debris in forest aquatic Habitats: implications for management. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 5, 143 - 166.
- Hillenbrand, T., Liebert, J., Böhm, E. & A. Roser (2001): Kosten - Wirksamkeitsanalyse für Gewässerstrukturmaßnahmen in Hessen, Endbericht. Fraunhofer - Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI), Karlsruhe, 72 S.
- Keller, E.A. & F.J. Swanson (1979): Effects of large organic material on channel form and fluvial Prozesses. Earth Surface Processes 4, 361 - 380.
- Kail, J. (2005): Geomorphic effects of large wood in streams and rivers and its use in stream restoration: a Central European perspective. Ph.D. Thesis, Universität Duisburg-Essen, Essen, Germany. 153 S.
- Landesumweltamt Brandenburg (LUA) (Hrsg.) (2001): Morphologische Referenzzustände für Bäche in Brandenburg. Studien und Tagungsberichte, Band 33, 75 S.
- Launhardt, A. & M. Mutz (2002): Totholz statt Steine, eine Alternative für Sohlgleiten in abflussschwachen Sandbächen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2002. Eigenverlag der DGL, Tutzing 2002, 699 - 702.
- Mutz, M., Schlieff, J. & C. Orendt (2001): Morphologische Referenzzustände für Bäche in Brandenburg. In: Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Studien und Tagungsberichte-Band 33. Berlin/Potsdam. 75 S.
- Orendt, C. & J. Schlieff (1999): Makroinvertebraten - Mikrohabitate in Bächen: Kartierung und Auswertung. In: Kapfer, M. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 5. BTUC-AR 1/99, 27-41.
- Robison, E.G. & R.L. Beschta (1990): Coarse Woody debris and channel morphology interactions for undisturbed streams in southeast Alaska, USA. Earth Surf. Process. Landf. 15, 149 - 156.

Totholz in der Gewässerrenaturierung – Auswirkungen von Sturzbäumen auf Besiedlung und Habitatcharakteristik am Beispiel eines sandgeprägten Tieflandflusses

Kirsten Weischer¹, E. I. Meyer² & Norbert Kaschek³

¹ kirsten-weischer@web.de ^{2, 3} Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüferstr. 1, 48149 Münster meyer@uni-muenster.de, kaschken@uni-muenster.de

Keywords: Totholz, Sturzbäume, Gewässerrenaturierung, Habitatcharakteristik, Besiedlung

Einleitung

Totholz ist ein grundlegendes Element naturnaher von Auwald und Gehölz begleiteter Fließgewässer. Neben dem dominierenden Sohlsubstrat hat es besonders für den sonst hartsubstratarmen, sandgeprägten Fluss eine große Bedeutung für dessen Fauna (LUA NRW 2001), da es Aufenthaltsplätze und essentielle Nahrungsgrundlagen bietet (SOMMERHÄUSER und SCHUHMACHER 2003). Darüber hinaus dient das Totholz als Schutz vor Strömung und Prädatoren. Da das Umland heute häufig gehölzarm ist und meist agrarisch genutzt wird, kommt es zu einer starken Verminderung des Totholzeintrags in die Fließgewässer. Seit einigen Jahren geht man nun dazu über, natürliche Einträge von Totholz im Gewässer zu belassen, sofern keine Restriktionen (ufernahe Bebauung, Gefahr von Verklausungen vor Brücken und Durchlässen, etc.) dagegen sprechen. Weiterhin werden gezielt Totholzelemente unterschiedlicher Größe, von einzelnen Stämmen bis hin zu ganzen Bäumen, in Fließgewässern positioniert. Bisherige Studien mit unterschiedlichem Focus haben gezeigt, wie Totholz in seinen verschiedenen Ausprägungen zu einer Verbesserung der Hydromorphologie in strukturarmen, kleineren Fließgewässern Mitteleuropas beiträgt und als Besiedlungselement eine wichtige Rolle spielt (z. B.: GERHARD und Reich (2000a), Mutz (2000)).

An der Lippe in Hamm sind im Rahmen der Maßnahmenumsetzung des LIFE-Projektes Lippe-Aue im Herbst 2006 mehrere Sturzbäume unterschiedlicher Gattungen in die Lippe eingebracht worden. Nach einem relativ kurzen Zeitraum, wurden in dieser Arbeit nun erste Effekte dieses Besiedlungs- und Strukturelementes auf die Hydromorphologie und die Fließgewässerzönosen in diesem sandgeprägten Tieflandfluss untersucht und diskutiert.

Untersuchungsgebiet

Die Lippe ist der nördlichste rechtsrheinische Zufluss und liegt mit seinem Einzugsgebiet weitestgehend in NRW. Der etwa 2 km lange Untersuchungsabschnitt der Lippe liegt in Hamm-Uentrop am südlichen Rand der westfälischen Bucht. Hier weist die Lippe den Charakter eines sandgeprägten Tieflandflusses auf. Der Untersuchungsabschnitt ist Teil eines NATURA 2000 Gebiets.

Material und Methoden

Kartierung der Totholzelemente

Ausgesuchte Bäume wurden strukturell erfasst, d. h. die Abmaße der Sturzbäume, also Länge, Kronenansatz, Stammumfang und Ausdehnung der gesamten Akkumulation sind vom Boot aus mit Hilfe eines Maßbandes erfasst worden. Die Lage über dem Wasserspiegel bei Mittelwasser, die Ausrichtung zur Fließrichtung und der Anteil an der Gewässerbreite wurden abgeschätzt. Als Maßzahl für den Strömungswiderstand, den der Sturzbaum darstellt, wurde der Blockierungsgrad (B) nach GIPPEL (1996) berechnet.

Variabilität der Gewässermorphologie

Um Auswirkungen der Totholzelemente auf die Strömungsverteilung im Fließquerschnitt und somit auf die Ausbildung unterschiedlicher Sohlthiefen zu untersuchen, sind an vier Sturzbäumen und an einer Vergleichsstelle Tiefen- und Strömungsmessungen durchgeführt worden. Die Messungen wurden mit einem *Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP)* durchgeführt. Dies ist ein Ultraschallgerät, welches berührungslos, ohne mechanische Teile, von einem Geräteträger aus misst. In mehreren Tiefenzellen können Fließgeschwindigkeit und -richtung, sowie die jeweiligen Sohlthiefen erfasst werden. Das Messprinzip basiert auf dem so genannten Doppler-Effekt. Die Messungen fanden an zwei Terminen, am 07.08.2007 und am 19.10.2007, bei Mittelwasser statt. Es sind pro Querprofil zwei Messungen durchgeführt und zwischen fünf und sieben Transekte je Untersuchungsstelle abgefahren worden. Die so gewonnenen Messwerte wurden, anhand der aufgezeichneten Messwege und zuvor erfasster GPS-Koordinaten an den Startpunkten, für die Darstellung in *ArcGIS* aufbereitet. Mit der *ArcGIS* Extension *3-D Analyst* konnten, ausgehend von den Daten der einzelnen Messpunkte, eine flächenhafte Tiefen- bzw. Fließgeschwindigkeitsverteilung im Umfeld der einzelnen Totholzelemente nach dem Inverse-Distance-Weighting Verfahren interpoliert und bildlich dargestellt werden (s. Abb. 1). Die statistische Variabilität der Gewässertiefe und mittleren Fließgeschwindigkeit an den jeweiligen Probestellen wurde, nach Überprüfung der Werte auf Normalverteilung, mit einer Varianzanalyse (ANOVA) ermittelt und untereinander verglichen.

Makroinvertebraten –Probenahme, Bestimmung und Auswertung

Im Zeitraum vom 31.05. - 08.09.2007 wurden sechs ausgewählte Sturzbäume, sowie zwei Vergleichsstellen ohne direkten Totholzeinfluss, auf ihre Besiedlung mit Makroinvertebraten untersucht. Dazu wurden sechs verschiedene Substrattypen festgelegt. Im Einzelnen sind dies: grobes Totholz, feines Totholz, Getreibsel (vgl. Gerhard und Reich 2001), Makrophyten, Freiwasser und mineralisches Substrat. Je Probestelle wurden zumeist 20 Proben entsprechend der Deckung der einzelnen Substrattypen genommen. Die verschiedenen Substrattypen, mussten wegen Ihrer unterschiedlichen Beschaffenheit und Zugänglichkeit mit unterschiedlichen Mitteln beprobt werden. Die Proben wurden im Gelände ausgesammelt und in Ethanol konserviert. Im Labor wurden sie nach Möglichkeit bis zur Art bestimmt.

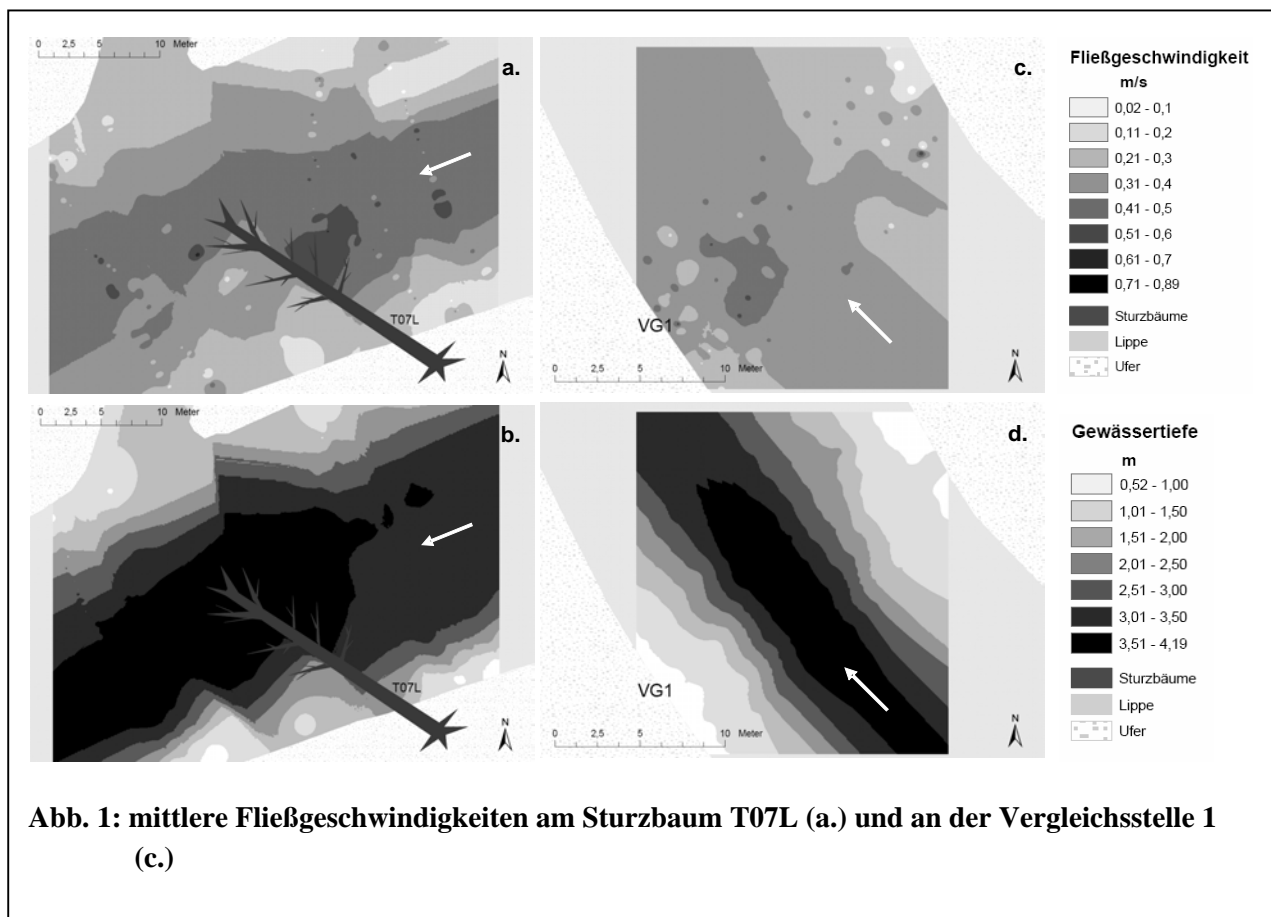
Die Artenzusammensetzungen wurden sowohl auf den unterschiedlichen Substraten, als auch an den verschiedenen Probestellen mit Hilfe des SÖRENSEN-Index auf Ähnlichkeiten hin untersucht. Um mögliche Affinitäten einzelner Arten zu bestimmten Substraten deutlich zu machen, wurde eine Korrespondenzanalyse (Detrending Correspondence Analyses, DCA) mit dem Statistik-Programm CANOCO 4.5 durchgeführt. Bei der DCA handelt es sich um ein Ordnungsverfahren nach dem unimodalen Modell.

Ebenso sind die autökologischen Ansprüche der jeweils vorkommenden Arten betrachtet und in Beziehung zum jeweiligen Fundort gesetzt worden. Die Auswertung erfolgte nach SCHMEDTJE und COLLING (1996). Im Einzelnen sind die Zusammensetzung der Proben nach Ernährungstypen, Strömungspräferenz und Habitatansprüchen analysiert worden.

Ergebnisse

Fließgeschwindigkeit und Tiefenprofil

Im Folgenden ist die Verteilung der mittleren Fließgeschwindigkeiten und der Sohl-tiefen exemplarisch für die Probestelle T07L, an der eine Pappel etwa 20 m in einem Winkel von 70 ° bis in die Gewässermitte ragt (Abb. 1a, 1b) und für die Vergleichsstelle VG1 die frei von Totholz und Makrophyten ist, dargestellt. Gegenüber der Pappel mündet der Tiefenbach-Altarm in die Lippe. In Abbildung 1a) ist zu sehen, wie die Fließgeschwindigkeit durch den Sturzbaum deutlich abgebremst und etwas zum gegenüberliegenden Ufer bzw. zum Altarm abgelenkt wird. Die höchsten Fließgeschwindigkeiten, mit bis zu 0,64 m/s, sind direkt vor dem Baum auf Kronenhöhe erfasst worden. Im



Strömungsschatten der Pappel bleibt die mittlere Fließgeschwindigkeit unter 0,3 m/s, in der Nähe zum Ufer unter 0,2 m/s. Stromaufwärts liegt der Stromstrich, etwas auf der linken Seite nach dem Fließhindernis verschiebt er sich zur Gewässermitte. An der Vergleichsstelle (Abb. 1c, 1d) gibt es kein Strömungshindernis. In der Gewässermitte, bis hin zum linken Ufer, liegen die mittleren Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 0,5 m/s. Nur wenige Messungen ergaben maximale Werte von 0,56 m/s. Am rechten Gleitufer strömt das Wasser langsamer, mit Werten zwischen 0,1 und 0,3 m/s,

mit wenigen Ausreißern nach oben und unten. Die Verteilung der Fließgeschwindigkeit ist damit recht ausgeglichen und die Strömung relativ langsam.

Auf die Sohlentiefe hat die Pappel offensichtlich vorwiegend in der Nähe zum Ufer Einfluss, wo es zu einer leichten Anhebung der Sohle unterhalb des Baums kommt. An der Vergleichsstelle nimmt die Gewässertiefe gleichmäßig langsam von den Ufern zur Gewässermitte hin zu.

Varianzanalyse

An allen Probestellen mit Totholz (T01R – T13L) liegen 50 % der Werte bei Fließgeschwindigkeiten zwischen etwa 0,2 m/s und etwa 0,5 m/s. Die Varianz ist an den Totholz beeinflussten Probestellen weiter als an der Vergleichsstelle. Die Maxima liegen zwischen 0,67 und 0,89 m/s. An der Vergleichsstelle fällt auf, dass die Varianz deutlich geringer als an den anderen Probestellen ausfällt. 50 % der Werte liegen zwischen 0,25 m/s und 0,35 m/s. Das Maximum liegt mit 0,57 m/s hinter den Höchstwerten der anderen Probestellen zurück. Die Varianz der Fließgeschwindigkeiten an der Vergleichsstelle und den Totholzprobestellen unterscheiden sich signifikant von einander.

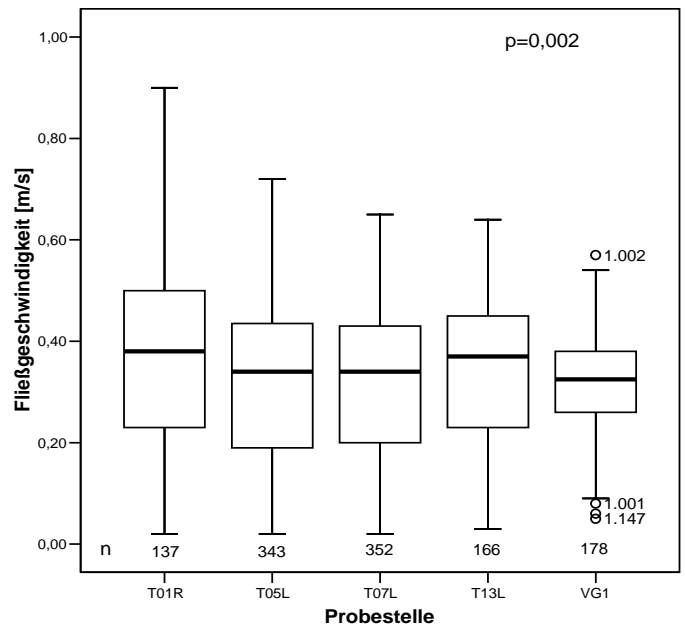


Abb. 2: Varianzanalyse der Fließgeschwindigkeiten.

Faunistische Untersuchungen – Makrozoobenthos

In den Proben konnten insgesamt 63 verschiedene Taxa der Makroinvertebratenfauna bestimmt werden, davon kamen 60 Taxa an den Probestellen mit Totholz, T05L – T16L und 11 Taxa an den Vergleichsstellen VG1 – VG2 vor. Lediglich 3 Arten wurden ausschließlich an den totholzfreen Vergleichsstellen nachgewiesen. Am artenreichsten war die Klasse Insecta vertreten.

Die größte Artendiversität fand sich mit 28 unterschiedlichen Taxa auf dem groben Totholz. Eine Abnahme der Artenzahl konnte in der Reihenfolge Makrophyten (25), Getreibsel (21), Feinholz (18), Sediment der Vergleichsstellen (11), Sediment der Totholzprobestellen (9), Freiwasser (3) registriert werden.

Die Abundanzen an den verschiedenen Mikrohabitaten können aufgrund der unterschiedlichen Verfahren zur Probenahme nicht untereinander verglichen werden. Tendenziell weisen das Getreibsel und die Makrophyten die dichteste Besiedlung auf.

Die Auswertung des Sörensen-Index, der Korrespondenzanalyse sowie der autökologischen Zuordnungen zeigt dass einzelne Artengruppen Präferenzen für bestimmte Mikrohabitate erkennen lassen. Zusammen-

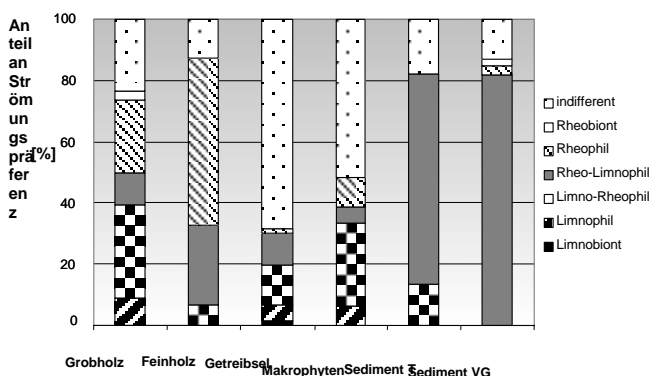


Abb. 3: Strömungspräferenzen der Arten auf den Substrattypen

fassend liefern die Untersuchungen folgende Resultate: Die verschiedenen Strukturen an den Sturzbäumen (Feinholz und Grobholz, Getreibsel und Makrophyten) unterscheiden sich in ihrer Besiedlung untereinander und von den Sedimenten. Auf dem Getreibsel und den Makrophyten siedeln sich hauptsächlich Generalisten der langsam fließenden Gewässer an. Vorwiegend zählen sie zu den Zerkleinerern und Weidegängern wie z.B. *Gammarus pulex* oder *Physella acuta*. Die oft individuenreichen Zerkleinerer und Weidegänger bieten in der Folge auch räuberischen Libellen-, Wanzen- und Käferlarven wie *Laccophilus hyalinus*, sowie einigen Arten der Gattung *Dugesia*, ein reiches Nahrungsangebot. Direkt auf den Sturzbäumen kommen die meisten Arten vor, da sie ein weites Spektrum an Strömungs-, Habitat- und Ernährungsmöglichkeiten bieten u. a. *Platynemis pennipes*, *Serratella ignita* und *Lype phaeopa*. Das Feinholz bietet vor allem strömungsliebenden Insekten das nötige Hartsubstrat (Abb. 3). Darunter sieben Trichopteren-Arten, wovon vier exklusiv auf dem feinen Totholz, vorgefunden wurden. In den Sedimenten dominierten Filtrierer, wie *Corbicula fluminalis* und *Ephoron virgo*.

Fazit

Wie vermutet bilden sich durch das Totholz in der Lippe, mit seinen komplexen Strukturen und Strömungsverhältnissen, zusätzliche Habitatcharakteristika, sowie Nahrungspotentiale für aquatische Makroinvertebraten aus. So addieren sich zu den bestehenden Strukturen am Gewässergrund vor Strömung schützende Bereiche, die aus Getreibsel bestehen und vor allem Zerkleinerern und ihren Räubern einen Lebensraum bieten. Außerdem bietet das Holz selber vielen Lebensformen einen strömungsexponierten oder abgewandten Aufenthaltsort und bietet vom Weidegänger über den Filtrierer und Sammler bis zu deren Räubern zahlreiche Ernährungsmöglichkeiten. So erhöht sich mit dem Vorkommen von Totholz und insbesondere durch ganze Sturzbäume, die mit ihrer Komplexität erst die verschiedenen Mikrohabitate bilden, auch die Artendiversität. Durch die Retention von organischem Material im Gewässer wird sich, nach der Tätigkeit der Zerkleinerer im Getreibsel an der Gewässeroberfläche, auch das Vorkommen von feinkörnigem organischem Material am Gewässergrund erhöhen, und so wird das Nahrungsangebot dort steigen. Zum großen Teil wird die Fauna von Generalisten erweitert, die nicht streng an Holz gebunden sind. Z. B. kommen Chironomidaeen, die Gammariden *G. pulex* bzw. *G. roeseli* oder die Eintagsfliege *Serratella ignita* auch in anderen Studien (z. B. SPÄNHOF et al. 2000, GERHARD UND REICH 2000b und HOFFMANN UND HERING 2000) auf Totholz vor. Sie sind aber nicht auf die Präsenz von Holz im Gewässer angewiesen, sondern ernähren sich dort fakultativ. Einzelne Arten sind an Totholz gebunden, z. B. *Lype phaeopa*, eine holzfressende Trichopteren-Art. Besonders Hartsubstratbesiedler, wie die meisten Trichopteren, profitieren von dem Totholz, da sie in dem hauptsächlich sandigen Sediment, neben vereinzelt Kies und Steinen, kaum festen Untergrund finden, den sie für ihre Lebensweise benötigen. Besonders in ehemals mit Steinpackungen versehenen ausgebauten Gewässerabschnitten wurden mit der Entfesselung möglicherweise auch Ersatzhabitate der Hartsubstratbesiedler entfernt. Deshalb ist ein adäquater Anteil von Totholz im Gewässer besonders wichtig. Die positiven Effekte reichen jedoch über die bloßen Baumstrukturen hinaus. Die Sturzbäume wirken sich deutlich auf die Fließgeschwindigkeit aus. Im Strömungsschatten der Bäume entstehen, je nach Größe und Ausrichtung zur Strömung, mehr oder weniger große lenitische Bereiche. Die Auswirkungen auf die Gewässermorphologie sind aufgrund des geringen Blockierungsgrads der Bäume nur lokal ausgebildet, die Gewässertiefe vor und nach den Sturzbäumen kann aber deutliche Unterschiede ergeben.

Danksagung

Diese Studie entstand im Rahmen meiner Diplomarbeit. Mein Dank gilt Frau Prof. Dr. E. I. Meyer, sowie Herrn Dr. Norbert Kaschek. Besonderer Dank gilt auch den Mitarbeitern der verschiedenen Abteilungen des Umweltamtes Hamm und den Mitarbeitern der Bezirksregierung Arnsberg, Standort Lippstadt und dort der Abteilung Gewässerkunde, die mit ihrem ADCP-Gerät Messungen von Strömung und Sohliefen mit mir durchführten.

Literatur

- GERHARD, M. und REICH, M. (2000a): Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. In: International Review of Hydrobiology (85), S. 123-137.
- GERHARD, M. und REICH, M., Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2000b): Die Bedeutung des Totholzes als Initiale Struktur und Habitatverbesserung eines begradigten Fließgewässers. In: Angewandte Landschaftsökologie H. 37, S. 81 ff.
- GERHARD, M. und REICH, M., GF GmbH und WBW (Hrsg.) (2001): Totholz in Fließgewässern – Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. Mainz.
- GIPPEL, C. J., Finlayson, B. L. und O'Neill, I. C. (1996): Distribution and hydraulic significance of large woody debris in a lowland Australian river. In: Hydrobiologia 318, S. 179 – 194.
- HOFFMAN, A. und HERING, D. (2000): Wood-associated macroinvertebrate fauna in central european streams. In: International Review of Hydrobiology (85).
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (2001): Merkblätter Nr. 34, Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen -. Essen.
- MUTZ, M. (2000): Influence of woody debris on flow patterns and channel morphology in a low energy, sand-bed stream reach. In: International Review of Hydrobiology (85), S. 107 – 121.
- SCHMEDTJE, u. und COLLING, M., Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) (1996): Ökologische typisierung der aquatischen Makrofauna. In: Informationsberichte des Bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 4/96. München.
- SOMMERHÄUSER, M. und SCHUHMACHER, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands, Typologie - Bewertung - Management, Atlas für die limnologische Praxis. Landsberg.
- SPÄNHOF, B., ALECKE, C. und MEYER, E. I. (2000): Colonization of submerged twigs and branches of different wood genera by aquatic macroinvertebrates. In: International Review of Hydrobiology (85).

Karten

Deutsche Grundkarte 1 : 5.000, Blatt 2230 und 2430, Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.)

HOEHN, E., U. RIEDMÜLLER, D. LEßMANN & B. NIXDORF: Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie natürliche Mittelgebirgsseen und Sondertypen mit Phytoplankton nach EG Wasserrahmenrichtlinie

JÄHNIG, S. C., C. QINGHUA, D. N. SHAH & D. HERING: Entwicklung eines Gewässerbewertungssystems für die Region Yichang in China – Erste Ergebnisse

KAIL, J. & M. HALLE: Die „Strahlwirkung“ in Fließgewässern: Wunsch oder Wirklichkeit? - Eine Untersuchung zum Nachweis und zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässerabschnitten ober- und unterstrom auf den lokalen biologischen Zustand des Makrozoobenthos

POTTGIESSER, T., J. KAIL & M. REHFELD-KLEIN: Das „gute ökologische Potenzial von Wasserstraßen“ - Methodisches Vorgehen eines maßnahmenorientierten Ansatzes am Beispiel der Qualitätskomponente Makrozoobenthos

SCHWEDER, H., TH. GRÜNEBAUM & M. WEYAND: Maßnahmenwahl nach ökologischer Kosteneffizienz – von der Angebotsplanung zur Maßnahmenplanung gemäß EG-WRRL am Beispiel eines Mittelgebirgsbaches im Ruhreinzugsgebiet

TREMP, H.: Geostatistische Analyse der Strahlwirkung in Fließgewässern am Beispiel der Wasserpflanzen

Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie natürliche Mittelgebirgsseen und Sondertypen mit Phytoplankton nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Eberhard Hoehn¹, Ursula Riedmüller², Dieter Lessmann³ & Brigitte Nixdorf³

¹ LBH, Glümerstr. 2a, 79102 Freiburg, e-mail lbh@gewaesserfragen.de,

² LBH, Glümerstr. 2a, 79102 Freiburg, e-mail bnoe@gewaesserfragen.de,

³ BTU-Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, PF 101344, 03013 Cottbus, e-mail: lessmann@tu-cottbus.de, b.nixdorf@t-online.de

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Seenbewertung, Phytoplankton, künstliche und erheblich veränderte Gewässer, AWB, HMWB, Indikatorarten, Mittelgebirge

Einleitung

Künstliche und stark veränderte Seen sollen ebenso wie natürliche Seen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) bewertet werden. Hierzu wurde im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) das Bewertungsverfahren für natürliche Seen durch die Biokomponente Phytoplankton (Mischke et al. 2008) für die Gewässerarten Baggersee, Tagebausee, Talsperren, Speicher, Altarm, Altwasser und Erdfallsee ergänzt und angepasst. Für die wenigen natürlichen Seen des Mittelgebirges konnte unter Einbeziehung der Talsperren erstmals ein Bewertungsansatz mit Hilfe eines neu entwickelten Mittelgebirgsmoduls erstellt werden. Die Grundprinzipien der Bewertung entsprechen im Wesentlichen dem Verfahren für natürliche Seen: ein multimetrischer Index, bestehend aus den Einzelkomponenten Biomasse-, Algenklassen- und PTSI-Metric (PTSI: ein auf Indikatorarten basierender Trophie-Index, **Phytoplankton-Taxa-Seen-Index**, Riedmüller et al. 2006).

Künstliche und erheblich veränderte Gewässer können z.T. aufgrund anhaltender Nutzung und Bewirtschaftung oder veränderter Strukturmerkmale die strengen Umweltziele für natürliche Gewässer nicht erreichen. Um diese dennoch nach EU-WRRL entsprechend ihres Wesens adäquat zu bewerten und zu verbessern, können analog zu den ökologischen Zuständen für natürliche Seen ökologische Potenziale in einer fünfstufigen Skala beschrieben werden. Für einige Gewässerarten wurden im Projekt Vorschläge zur Bewertung mit ökologischen Potenzialen gemacht, welche die Nutzung und deren Auswirkungen auf die Trophie und die Phytoplanktonbiozönose berücksichtigen. Eine Anwendung der an Maßnahmen orientierten Potenzialbeschreibung gemäß des Prager Verfahrens (ECOSTAT 2006) war nicht Gegenstand der Projektaufgaben.

Datengrundlage und Typologie

Als Basis standen geprüfte und qualifizierte Phytoplanktondaten von über 250 Baggerseen, Speichern, pH-neutralen Tagebauseen und Talsperren sowie Mittelgebirgsseen und Sondertypen natürlicher Seen aus 14 Bundesländern zur Verfügung (fast 90.000 Befunde aus rund 4.500 Probenahmen). Für alle vorliegenden Seen wurde versucht, im bestehenden Typisierungsschema nach Mathes et al. (2002) den ähnlichsten Seetyp zu ermitteln. Für 40% der Seen (v.a. Bagger- und Tagebauseen) lagen keine Daten zur Ermittlung des für die Typisierung relevanten VQ (Volumenquo-

tient = Einzugsgebiet [km²]/Seevolumen [10⁶ m³]) vor. Da das Kriterium VQ insbesondere für die Lage der Referenztrophiie wichtig ist, wurden – falls vorhanden - die ebenfalls für die Referenztrophiie wichtigen Parameter mittlere Tiefe, Grundwasser- oder Oberflächengewässeranbindung (vgl. hierzu CHRISTMANN 2004) oder Aufenthaltszeit für die Typisierung zu Hilfe genommen (vgl. Tabelle 1).

Ähnlichkeitsanalysen auf Basis der taxonomischen Zusammensetzung zeigten, dass die Seen der oberrheinischen Tiefebene, vorwiegend Baggerseen, trotz Lage in der Ökoregion Mittelgebirge mit den Seen der norddeutschen Tiefebene besser vergleichbar sind und besser als Seetyp des Tieflands angesprochen werden. Seen in Übergangsbereichen zwischen Mittelgebirge und Talniederung wurden anhand ihrer Höhenlage mit der Grenze bei etwa 200 m ü. NN eingestuft, wobei die vorherrschende Hydrologie und das Umfeld berücksichtigt wurden.

Im norddeutschen/oberrheinischen Tiefland und im Mittelgebirge standen den Auswertungen jeweils rund 200 Jahresgänge zu Verfügung. Im Mittelgebirge betrug der Anteil an kalkarmen Seen etwa 50%. Für die Alpen- und Voralpenregion lag nur ein Jahresgang aus einer Talsperre vor, weshalb für diese Ökoregion keine Anpassungen des bestehenden Verfahrens durchgeführt wurden.

Tabelle 1: Die hinsichtlich der Qualitätskomponente Phytoplankton relevanten Seetypen und Seesubtypen nach Mischke et al. (2008) sowie die entsprechenden Typisierungskriterien nach Mathes et al. (2002) und Mischke et al. (2008) und Orientierungskriterien nach Entwurf von Schönfelder (2006). (MG = Mittelgebirge, TL = norddeutsches und oberrheinisches Tiefland, polym. = polymiktisch, gesch. = geschichtet, VQ = Volumenquotient (Verhältnis von Einzugsgebietsfläche zu Seevolumen, a = Jahr, IC = europäische Interkalibration)

Phytoplankton See-Subtyp	Typisierungskriterien/Hilfsgrößen						
	Öko- regi- on	Kalkgehalt	Schich- tung	VQ nach Mathes et al. (2002)/ bzw. aufgeteilt nach Mischke et al. (2008) (m ² /m ³)	Wasser- aufenthaltszeit nach Mathes et al. (2002)	Wasseraufent- haltszeit nach Schönfelder*als Hilfsgröße	mittlere Tiefe (m) nach IC-Typen und Phytoplank- ton Mischke et al. (2008)
5	MG	kalkreich	gesch.	VQ > 1,5			
6.1	MG	kalkreich	polym.	alle VQ			
6.2	MG	kalkarm	polym.	alle VQ			
7	MG	kalkreich	gesch.	VQ ≤ 1,5			
8	MG	kalkarm	gesch.	VQ > 1,5			
8.5	MG	kalkarm	gesch.	alle VQ	durch Huminstofffärbung geprägter See		
9	MG	kalkarm	gesch.	VQ ≤ 1,5			
10.1	TL	kalkreich	gesch.	VQ > 1,5 bzw. VQ 1,5-15		1-10 a	
10.2	TL	kalkreich	gesch.	VQ > 1,5 bzw. VQ > 15		0,1-1 a	
13	TL	kalkreich	gesch.	VQ ≤ 1,5		10-100 a	
11.1	TL	kalkreich	polym.	VQ > 1,5	> 30 d	1-10 a	
11.2	TL	kalkreich	polym.	VQ > 1,5	> 30 d	0,1-1 a	≤ 3 m
12	TL	kalkreich	polym.	VQ > 1,5	3-30 d	3-30 d	
14	TL	kalkreich	polym.	VQ ≤ 1,5	> 30 d	< 10 a	

Bei den Mittelgebirgstypen konnten mit dem bestehenden Typisierungsschema drei kalkarme polymiktische Seen nicht angesprochen werden. Dieses Problem wurde vorläufig mit einer Aufspaltung des polymiktischen Typs 6 in den kalkreichen Typ 6.1 und den kalkarmen Typ 6.2 gelöst

(s. Tabelle 1). In den Datenanalysen wurden elf französische Mittelgebirgsseen, hauptsächlich vulkanischen Ursprungs mitgeführt, von denen sieben ebenfalls diesem neuen Typ 6.2 angehören.

Bei den Bewertungsversuchen mit Phytoplankton-Biomassekenngrößen wurde deutlich, dass meist oligotrophe, huminstoffgeprägte Seen gemeinsam mit den Typen 8 und 9 nicht schlüssig bewertet werden können. In diesen Seen unterlaufen mixotrophe Phytoplanktontaxa wie z.B. *Gymnodinium uberrimum* oder *Peridinium* die relative Nährstoffarmut und können im Verhältnis hohe Biomassen bilden. Zur besonderen Behandlung der in diesen Seen zunehmenden Heterotrophie wurde ein eigener Typ 8.5 definiert, welcher durch höhere SAK₂₅₄-Werte und Huminstofffärbungen sowie in vielen Fällen höhere Biomassen der genannten Taxa charakterisiert ist.

Ergebnisse und Ausblick

Für den Biomasse-Metric im neuen Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen, basierend auf den Kenngrößen

- mittleres Phytoplankton-Gesamtbiovolumen im Zeitraum März bis November (Saisonmittel),
- mittlere Chlorophyll a-Konzentration im Zeitraum März bis November (Saisonmittel) und
- maximale Chlorophyll a-Konzentration im Zeitraum März bis November (Saisonmittel),

wurden die in Tabelle 2 genannten Klassengrenzen sowie Lage der Referentzrophie festgelegt.

Tabelle 2: Seetypspezifische Grenzwerte der Bewertungsklassen für Saison-Gesamtbiovolumen, Saison-Chlorophyll a-Konzentration und maximale Chlorophyll a-Konzentration. unbefr.: unbefriedigend.

Seetyp / Referenz-trophie Obergrenze	Typ 5 +7 / schwach mesotroph (LAWA-Index 1,75)			Typ 6.1 / stark mesotroph (LAWA-Index 2,0)		
Stichprobe n	n = 24	n = 26		n = 12	n = 14	
Parameter	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)
sehr gut/gut	0,95	3,2	8,6	1,53	5,2	12,6
gut/mäßig	1,89	7,7	18,7	2,87	12,1	29,6
mäßig/unbefr.	3,76	18,8	40,7	5,38	28,2	69,4
unbefr./schlecht	7,49	45,7	88,7	10,06	65,9	162,9
Seetyp/Referentzrophie	Typen 8, 8.5, 9 / oligotroph (LAWA-Index 1,5)			Typ 6.2 / stark mesotroph (LAWA-Index 1,75)		
Stichprobe n	n = 54	n = 62		n = 5		
Parameter	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)
sehr gut/gut	0,72	2,9	5,1	1,24	4,8	10,3
gut/mäßig	1,16	5,2	9,9	2,43	10,4	22,3
mäßig/unbefr.	1,88	9,3	19,0	4,78	22,5	48,1
unbefr./schlecht	3,05	16,5	36,5	9,39	48,7	103,9

Der Algenklassen-Metric und der Metric PTSI wurden für das Mittelgebirge (MG) auch analog zu den Verfahren in Mischke et al. (2008) entwickelt und die Ergebnisse sind im Abschlussbericht von Hoehn et al. (2008, Download über www.gewaesserfragen.de) detailliert beschrieben. Ebenso wie in den Alpen gilt die MG-Indikatorliste zur Ermittlung des PTSI, welche 121 die Trophie indizierende Taxa enthält, gleichermaßen für geschichtete und polymiktische Mittelgebirgsseen.

Die Kalibration der Trophie-Klassifizierung und Bewertung sowie die Validierung der Ergebnisse der Einzelmetrics (s. Abb. 1) erfolgte entlang einer Trophiekenngroße (**Trophieindex_{MG}**), welche als Summengroße die Parameter Gesamtphosphor, Biovolumen und Chlorophyll a in arithmetischer Mittelung enthält. Für die Validierung mit den Bewertungsergebnissen, welche als ökologische Qualität (EQ, Skala 0,5-5,5) angegeben sind, wurde der Trophieindex_{MG} ebenfalls in eine zur Referenztrophie bezogene Bewertungsgröße - den EQ Trophieindex_{MG} - umgerechnet (s. Abb. 1) nach der Formel: $EQ\ Trophieindex_{MG} = 0,5 + (Trophieindex_{MG} - trophischer\ Referenzwert\ Seetyp) \times 2$

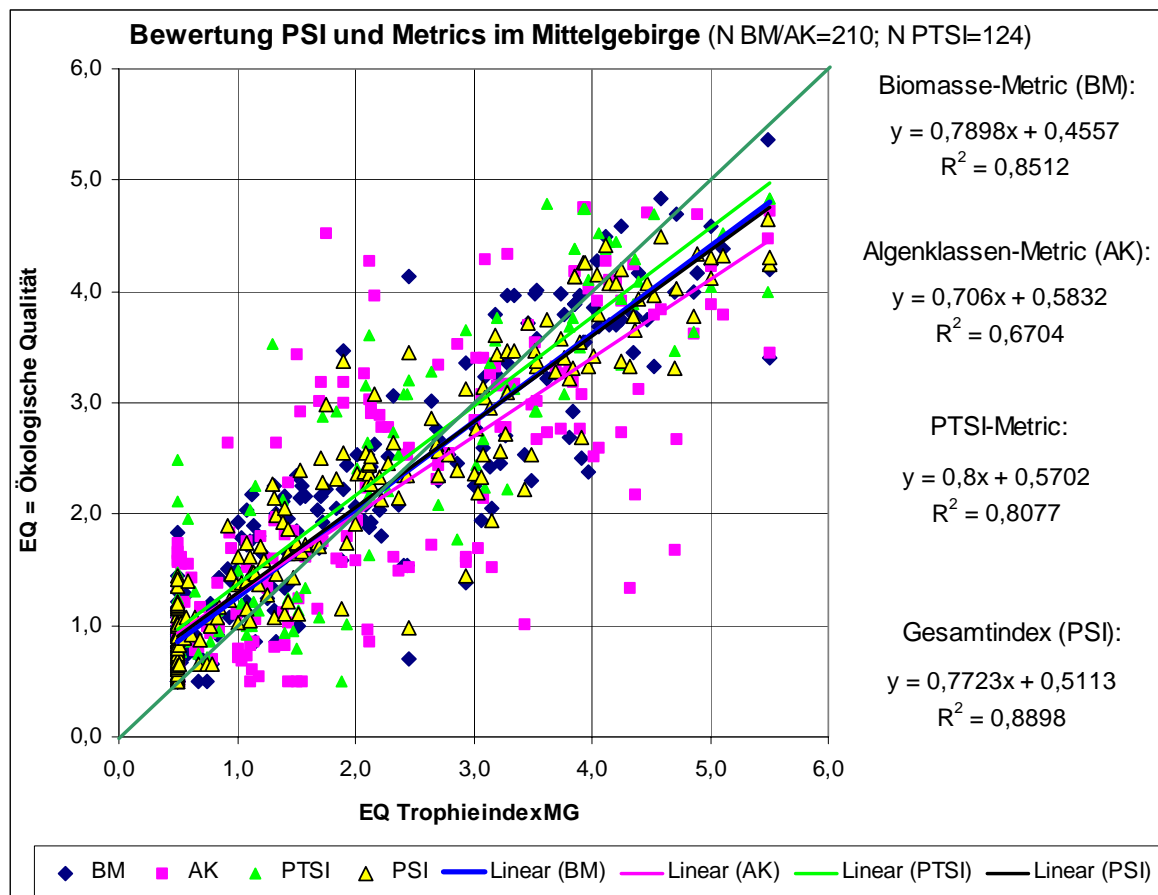


Abb. 1: Metric-Validierung im Datensatz Mittelgebirge sowie Lage der linearen Kurvenanpassung. Metric-Ergebnisse EQ versus EQ TrophieindexMG.

Der Algenklassen-Metric weist die größten Abweichungen zur Kalibrationsgröße EQ Trophieindex_{MG} auf (s. Abb. 1), der Biomasse- und PTSI-Metric weisen in Einzelfällen Abweichungen auf. Insgesamt können die Kalibration und die Ergebnisse des multimetrischen Gesamtindex dennoch als zufriedenstellend und plausibel angesehen werden.

Zur Bewertung der Gruppe der künstlichen und erheblich veränderten Seen im Tiefland mussten der Algenklassen-Metric und der PTSI-Metric für alle Seetypen überarbeitet werden. Dies war notwendig, da im vorliegenden Datensatz im Vergleich zu den natürlichen Seen "sehr oligotrophe" (v.a. Bagger- und Tagebauseen) und "sehr poly- bis hypertrophe" Seen (z.B. Flachspeicher) zu bewerten waren. Das bestehende Verfahren nach Mischke et al. (2008) ist derzeit nicht ausreichend gut für diese extremeren Trophiebereiche kalibriert. Der Biomasse-Metric lieferte dagegen stimmige Ergebnisse und erfuhr keine Veränderungen für die Tieflandgewässer.

Das neue Mittelgebirgsmodul sowie die Verfahrensanpassungen im Tiefland sollen in einem Folgeprojekt in das bestehende Verfahren eingeflochten und speziell die Indikatorlisten der Tieflandeseen

harmonisiert werden. Es ist damit zu rechnen, dass den Anwendern ab Mitte 2009 ein überarbeitetes Auswertetool PhytoSee Version 3.x mit den neuen Verfahrensteilen zur Verfügung steht (Download über U. Mischke, IGB Berlin, oder LBH Freiburg, www.gewaesserfragen.de).

Zusammenfassung

Aufgabe des hier vorgestellten LAWA-Projekts war es, für künstliche und erheblich veränderte Seen sowie Mittelgebirgsseen und Sondertypen natürlicher Seen in Deutschland die Anwendbarkeit des bestehenden, für natürliche Gewässer entwickelten Bewertungsverfahrens nach Mischke et al. (2008) zu prüfen und ggf. anzupassen. Die Prüfung ergab die Notwendigkeit eines eigenen Mittelgebirgsmoduls und der Überarbeitung der "Artenzusammensetzungs-Metrics" (Algenklassen und PTSI) für die Tieflandseetypen. Für die Ermittlung des PTSI in Mittelgebirgsseen wurde eine eigene Indikatorliste erstellt. Für die Bewertung der künstlichen und stark veränderten Seen des norddeutschen Tieflands und der Oberrheinebene mussten die bestehenden Metrics - Algenklassen und PTSI - teilweise angepasst werden. Ab Mitte 2009 steht ein überarbeitetes Auswertetool PhytoSee zum Download bereit, mit welchem eine Trophie- und Zustandsbewertung aller WRRL-relevanten Seetypen und Gewässerarten mittels Phytoplankton möglich ist.

Danksagung

Das Projekt wurde mit Mitteln des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2006-2008 gefördert (Nr. O 3.06). Dank gilt allen Daten gebenden Stellen, den Wasserbehörden der Bundesländer BW, BY, HE, HH, MV, NRW, NS, RP, SA, SC, TH, den Talsperrenverbänden und den Gemeinden. Wir danken für die gute Zusammenarbeit mit dem LAWA-Expertenkreis „Seen“ mit den Obleuten Gudrun Plambeck & Jochen Schaumburg.

Literatur

- Christmann, K.-H. (2004): Künstliche Seen in NRW – Überlegungen zur Typologie und zum ökologischen Potential. KoBio-Expertengespräch Talsperren und EG-Wasserrahmenrichtlinie, Essen 8./9.11.2004.
- ECOSTAT (2006): Alternative Methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Water Bodies (HMWB) and Artificial Water Bodies (AWB). Annex II in: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive", 4th Version, October 23rd 2006.
- European Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- Hoehn, E., Riedmüller, U., Leßmann, D. & Nixdorf, B. (2008): Ökologische Bewertung von künstlichen Seen (Baggerseen und pH-neutrale Tagebauseen) sowie erheblich veränderten Gewässern (Talsperren) anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Anpassung des bundesweit für natürliche Seen entwickelten Verfahrens. Endbericht LAWA-Projekt-Nr: O 3.06, 31.08.2008, 98 S..
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.): Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02: 15-24.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow, Februar, 2008. Gewässerreport 10, BTU Cottbus Aktuelle Reihe 2/08: 7-146
- Riedmüller U., Hoehn, E., Nixdorf, B. & Mischke, U (2006): Bewertung der natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Tagung Karlsruhe 26.09.-01.10.2005: 351-355.
- Schönfelder, J. (2006): Arbeitspapier "Referenzzustände der diatomeenbasierten Seetypen Norddeutschlands nach trophischen Kriterien" (Jörg Schönfelder, 2006). 1 S.

Entwicklung eines Gewässerbewertungssystems für die Region Yichang in China – Erste Ergebnisse

Sonja C. Jähnig¹, CAI Qinghua², Deep Narayan Shah³ & Daniel Hering⁴

^{1,4} Universität Duisburg-Essen, FB Biologie & Geographie, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen; sonja.jaehnig@uni-due.de; daniel.hering@uni-due.de

¹ derzeitige Adresse: Chinese Academy of Sciences, Institute of Hydrobiology: Center for Freshwater Ecology, Wuhan, China; sjjaehnig@ihb.ac.cn

² Chinese Academy of Sciences, Institute of Hydrobiology: Center for Freshwater Ecology, Wuhan, China; qhcai@ihb.ac.cn

³ Kathmandu University, Aquatic Ecology Centre, Nepal; shahdeepnarayan@yahoo.com

Keywords: Organische Belastung, Gewässergüte, Makrozoobenthos, ASPT (Assess-HKH), Hubei

Einleitung

Die Verschmutzung der Fließgewässer gehört zu den größten Umweltproblemen in China. Abgesehen von wenigen individuellen Forschungsprojekten erfolgt die Überwachung der Gewässerqualität in China bisher durch die Messung physikalisch-chemischer Parameter (Morse *et al.* 2007). Doch in vielen Ländern dienen biologische Daten zur Analyse des ökologischen Status von Gewässern. Besonders das am und im Gewässerboden lebende Makrozoobenthos ist empfindlich gegenüber der Gewässerverschmutzung, wie sie z.B. durch ungeklärte Abwässer, den Austritt toxischer Stoffe aus Produktionsanlagen und intensiver Landnutzung verursacht wird. Sie haben sich insbesondere bei starken Belastungsgradienten bewährt und sind damit besonders geeignet in Ländern wie China, in denen organische Verschmutzung ein großes Umweltproblem darstellt. Ziel des Projektes TRY – **T**ool for **R**iver Water Quality Assessment in the **Y**ichang Region of Central China – ist die Entwicklung eines biologischen Bewertungsverfahrens der Gewässergüte für Fließgewässer durch Makrozoobenthos. Das Verfahren wird für ausgewählte Zuflüsse des Jangtse in der Region Yichang, im Gebiet des Drei-Schluchten-Staudammes, entwickelt. Es berücksichtigt Erfahrungen aus anderen asiatischen Ländern, wie Nepal (Sharma & Moog 1998) oder der Hindukusch-Himalaya-Region (Moog *et al.* 2008; www.assess-hkh.at), unter besonderer Berücksichtigung der Gegebenheiten im Gebiet des Drei-Schluchten-Staudammes. Erste Ergebnisse werden hier vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im westlichen Teil der zentralchinesischen Provinz Hubei (ca. 30°58' N; 112°14' O), welches durch mehrere Gebirgszüge (Qinling-, Wudang-, Wushan-,

Jingshan- und Dabashan-Berge) geprägt wird. Teile des Gebietes gehören zum Shennongjia-Naturpark.

Das Gebiet liegt im Übergangsbereich zwischen der nördlichen subtropischen Zone und der warmgemäßigten Zone und zeigt ein humides Klima. Im jährlichen Mittel fallen 1000 mm, regional bis zu 1400 mm Niederschlag, über 75% davon in der Regenzeit von März/April bis August/September. Im Januar betragen die Temperaturen 3-5 °C und im Juli/August 27-29 °C. Frost tritt regelmäßig von Dezember bis Februar auf. Die Probestellen (Einzugsgebiete 10-100 km²) liegen in den oberen (Teil-) Einzugsgebieten von Xiangxi-, Huangbo- und Han-Fluss, die alle linksseitige (nördliche) Nebenflüsse des Jangtse sind. Der Xiangxi-Fluss (3100 km² Einzugsgebiet, mittlerer Jahres-Abfluss 65.5 m³/s) entspringt im Shennongjia-Naturpark auf etwa 3000 m Höhe und fließt nach ca. 94 km in den Jangtse (110 m über NN). Der Huangbo-Fluss entspringt in den Heilian-Bergen und fließt nach 160 km oberhalb des Gezhouba-Reservoirs (bei Yichang) in den Jangtse (1923.5 km²; 10.04 m³/s). Einige Probestellen liegen an Zuflüssen des Han-Flusses, dem größten Nebenfluss des Jangtse. Geographisch ist das Gebiet gekennzeichnet durch hohe, steile Berge (max. 3000 m) und enge Täler. Landwirtschaft (v.a. Obstanbau, Mais) wird direkt entlang der Flüsse bzw. im Terrassenanbau betrieben. Die Bevölkerungsdichte beträgt im Mittel 80 Einwohner/km² (ganz China: 130 Einwohner/km²). Neben der Belastung durch Landwirtschaft und städtische Abwässer sind Teile der Einzugsgebiete durch Phosphat-Abbau belastet.

Probennahme und Analyse

Makrozoobenthos-Proben wurden an 19 Probestellen genommen, die einen fünfstufigen Gradienten von unbelastet bis stark verschmutzt im Hinblick auf organische Verschmutzung abdecken (von bestem zu schlechtestem Zustand: Q1, Q2, Q3, Q4 und Q5). Die Auswahl der Probestellen wurde durch ein standardisiertes Feldprotokoll unterstützt. In diesem werden die saprobiellen Güteklassen beschrieben und Parameter wie Trübung, Farbe, Geruchsentwicklung, Schaum, Müll, Reduktion unter Steinen, sowie die Diversität von Aufwuchsalgen, Bakterien, Abwasserpilzen und dem Makrozoobenthos abgefragt.

Die Probennahme folgt dem Multihabitat-sampling-Protokoll (Hering *et al.* 2003), wobei an jeder Probestelle 20 Teilproben gemäß der Habitatzusammensetzung genommen wurden (je 0,0625 m²; 500 µm Shovel-Sampler). Zusätzlich wurden physikalisch-chemische Parameter gemessen, Wasserproben zur Nährstoffanalyse genommen sowie das Gewässerumfeld und seine Strukturen protokolliert. Die Makrozoobenthos-Proben wurden in 70% Ethanol gelagert und im Labor sortiert und bestimmt. Taxa der Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) wurden bis zur Gattung bestimmt, alle anderen bis zur Familie.

Der ASPT („average score per taxon“, Formel 1) wurde berechnet, wobei die Einstufung_i die Einstufung des Taxon i gemäß der Taxaliste aus Assess-HKH ist. Die Einstufungen liegen zwischen 1 bis 10, wobei 1 für geringste Sensitivität steht (tolerante Taxa) und 10 für höchste Sensitivität gegenüber organischen Verschmutzungen.

$$ASPT (Assess - HKH) = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Einstufung}_i}{\text{Anzahl von Taxa}} \quad \text{Formel 1.}$$

Der ASPT kann somit auch einen Wert zwischen 1 und 10 annehmen, wobei 1 die schlechteste Gewässerqualität beschreibt und 10 die beste.

Die Auswertungen basieren zum jetzigen Zeitpunkt auf den voreingestuften Gewässergüteklassen Q1 bis Q5, die den Gewässerzustand widerspiegeln sollen.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 125 Taxa aus 75 (Unter-)Familien bestimmt, innerhalb der EPT wurden 60 Gattungen in 36 (Unter-)Familien erfasst. Die taxonomische Zusammensetzung (Basis: alle Individuen) stellt sich wie folgt dar: Ephemeroptera 42%, Diptera 21%, Trichoptera 15%, Coleoptera 12%, Plecoptera 5%, Andere 5%. Signifikante Unterschiede ($p < 0,0001$) zeigen sich beim Vergleich der taxonomischen Zusammensetzung der Proben aus den voreingestuften Probestellen Q1 und Q5 (Abbildung 1). Der Anteil der Eintagsfliegen ist leicht erhöht, der Anteil der Diptera verdreifacht; der Anteil aller anderen Gruppen ist reduziert.

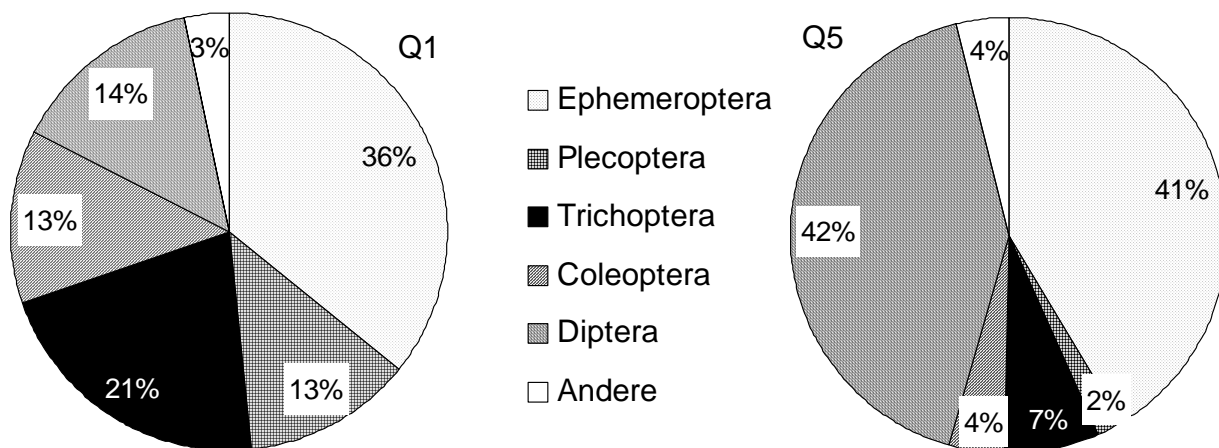


Abb. 1: Vergleich der taxonomischen Zusammensetzung aller Proben aus voreingestuften Probestellen Q1 (links) und Q2 (rechts); Chi-Quadrat-Test: $p < 0,0001$.

Die Anzahl der Taxa innerhalb der voreingestuften Güteklassen Q1 bis Q5 nimmt ab (Abbildung 2) (Minimum 20 Taxa, in Probe aus Q5, Maximum 48 aus Q1). Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Anzahl der EPT-Taxa (nicht dargestellt). Die Abundanzen (Abbildung 3) schwanken stark, zeigen aber ebenfalls eine abnehmende Tendenz in den Proben der schlechter eingestuften Stellen.

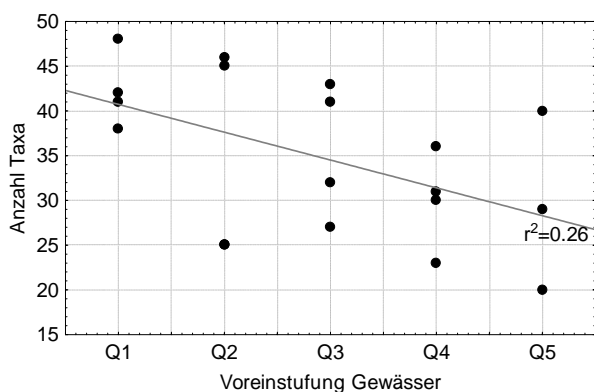


Abb. 2: Korrelation der Taxazahl in voreingestuften Probestellen Q1 bis Q5.

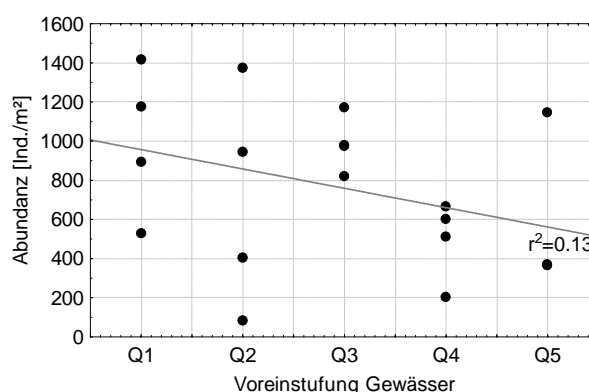
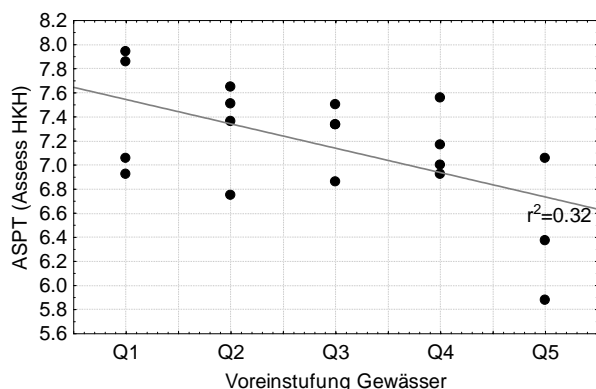


Abb. 3: Korrelation der Abundanz in voreingestuften Probestellen Q1 bis Q5.



Die Bewertung der Probestellen durch den ASPT (Assess-HKH) spiegelt ebenfalls den Belastungsgradienten wider (Abbildung 4). Die Ergebnisse liegen zwischen 7.9 (Probe aus Q1) und 5.9 (Q5).

Abb. 4: Korrelation des ASPT (Assess-HKH) in voreingestuften Probestellen Q1 bis Q5.

Diskussion

Taxazahlen, Abundanzen und der ASPT (Assess-HKH) nehmen tendenziell an den schlechter voreingestuften Probestellen ab. Der ASPT erstreckt sich jedoch nur über einen ca. 20%igen Wertebereich (~ drittes Quartal) der möglichen Abstufungen von 1 bis 10.

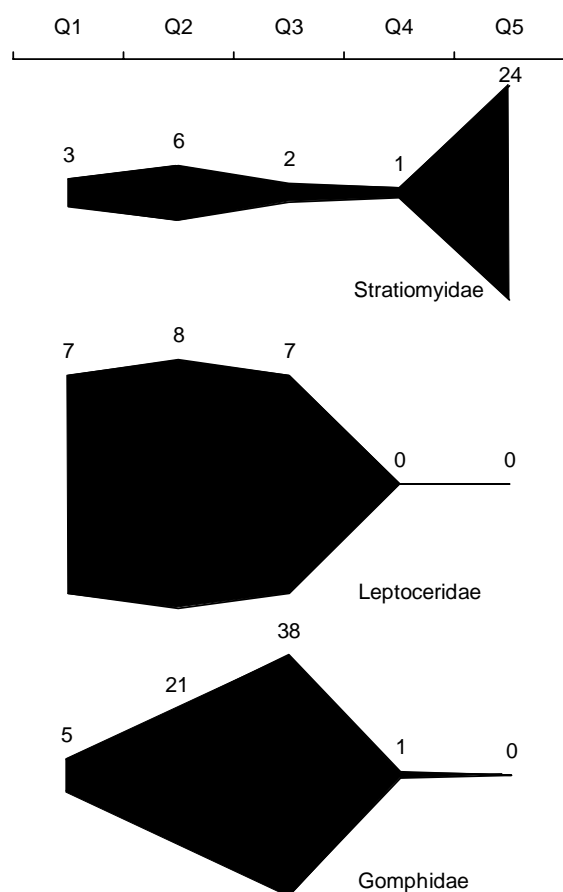


Abb. 5: Häufigkeit von nicht im ASPT (Assess-HKH) eingestuften Taxa in voreingestuften Probestellen Q1 bis Q5.

Mögliche Gründe hierfür könnten sein:

(a) Für rund ein Viertel der Taxa liegen noch keine Einstufungen vor, u.a. für Stratiomyidae (Diptera), *Procloeon* sp. (Baetidae, Ephemeroptera), Gomphidae (Odonata) und die Gattungen *Ceraclea*, *Oecetis*, *Setodes* und *Triplectides* (Leptoceridae, Trichoptera). Diese kommen jedoch unterschiedlich häufig in Proben aus unterschiedlichen Qualitätsstufen vor (Abbildung 5).

(b) Die Einstufung der Taxa im Assess-HKH Bewertungssystem sind nicht differenziert genug für die hier vorgefundenen Belastungsgradienten. Die Einstufungen wurden für Länder wie Nepal, Buthan und die Bergregionen Nordindiens vorgenommen, die einem höheren Belastungsdruck ausgesetzt sind.

(c) Bisher werden Taxa nur nach An- und Abwesenheit berücksichtigt. Ofenböck *et al.* (2008) fanden jedoch differenzierteste Bewertungsergebnisse, wenn ausgewählte Taxa gewichtet wurden.

(d) Grundsätzlich ist es auch möglich, dass der Belastungsgradient tatsächlich schwach ausgeprägt ist.

Die nächsten Schritte umfassen deshalb die Überprüfung dieser Ergebnisse und ggf. die Anpassung verschiedener Elemente des Bewertungssystems. Dies beinhaltet eine numerische Analyse und Expertendiskussionen. Es werden sowohl die ASPT-Werte der eingestuften Taxa überprüft, als auch nicht-eingestufte Taxa bewertet, z.B. durch Korrelation mit abiotischen Parametern. Ein Multimetrischer Bewertungsansatz (Hering *et al.* 2006, Korte *et al.* 2008) soll getestet werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Insgesamt 19 Bäche wurden in der zentralchinesischen Provinz Hubei entlang eines Belastungsgradienten (organische Verschmutzung) beprobt. Der Gradient spiegelt sich z.B. in der Abnahme von Taxazahlen, Abundanzen und der taxonomischen Zusammensetzung wider. Das Bewertungssystem Assess-HKH bildet diesen Gradienten ebenfalls ab. Die Ergebnisse liegen jedoch bisher in einem sehr engen Wertebereich und rund 25% der gefundenen Taxa sind nicht eingestuft. Eine Anpassung des Systems ist deshalb notwendig, und ein differenzierteres Ergebnis wird dadurch erwartet.

Danksagung

Diese Arbeit wurde ermöglicht durch ein Stipendium des BMBF und DAAD im Programm „Studieren und Forschen für Nachhaltigkeit: Jangtse-Region“ sowie der Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses der Universität Duisburg-Essen. Insbesondere möchte ich danken: Ramu Tachamo (Kathmandu University, Aquatic Ecology Centre, Nepal) für ihren Beitrag bei der Bestimmung des Makrozoobenthos und den Doktoranden und Master-Studenten des Center for Freshwater Ecology in Wuhan, besonders LI Fengqing, für die Unterstützung bei der Probennahme.

Literatur

- Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., et al. (2003): The Development of a System to Assess the Ecological Quality of Streams Based on Macroinvertebrates - Design of the Sampling Programme within the AQEM Project. *International Review of Hydrobiology*, 88, 345-361.
- Hering, D., Feld, C., Moog, O. & Ofenböck, T. (2006): Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.
- Korte, T., Hering, D., Baki, A.B.M., Ofenböck, T. & Hartmann, A. (2008): Development of the HKH-Index for Ecological River Quality Assessment in the Hindu Kush- Himalaya Region. In O. Moog, D. Hering, S. Sharma, I. Stubauer & T. Korte. (Hrsg.) (2008): *Proceedings of the Scientific Conference „Rivers in the Hindu-Kush Himalaya - Ecology and Environmental Assessment“*. S. 33-40.
- Moog, O., Hering, D., Sharma, S., Stubauer, I. & Korte, T. (Hrsg.) (2008): *Proceedings of the Scientific Conference „Rivers in the Hindu-Kush Himalaya - Ecology and Environmental Assessment“*.
- Morse, J. C., Bae, Y. J., Munkhjargal, G., Sangpradub, N., Tanida, K., Vshivkova, T. S., Wang, B., Yang, L. & Yule, C. M. (2007): Freshwater biomonitoring with macroinvertebrates in East Asia. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 33-42.
- Ofenböck, T., Moog, O. & Sharma, S. (2008): Development and Application of the HKH Biotic Score to Assess the River Quality in the Hindu Kush – Himalaya. In O. Moog, D. Hering, S. Sharma, I. Stubauer & T. Korte. (Hrsg.) (2008): *Proceedings of the Scientific Conference „Rivers in the Hindu-Kush Himalaya - Ecology and Environmental Assessment“*. S. 25-28.
- Sharma, S. und Moog, O. (1998): The application of biotic indices and scores in water quality assessment of Nepalese rivers. In: S. R. Chalise, A. Herrmann, N. R. Khanal, H. Lang, L. Molnar, A. P. Pokhrel (Hrsg.): *Ecohydrology of high mountain areas*. ICIMOD, Kathmandu, Nepal. S. 641-657.

Die „Strahlwirkung“ in Fließgewässern: Wunsch oder Wirklichkeit? - Eine Untersuchung zum Nachweis und zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässerabschnitten ober- und unterstrom auf den lokalen biologischen Zustand des Makrozoobenthos

Jochem Kail & Martin Halle¹

¹ umweltbüro essen (ube), Rellinghauser Str. 334 f, 45136 Essen, jochem.kail@umweltbuero-essen.de

Keywords: Strahlursprünge, Strahlweg, Renaturierung, Biotopverbund

Einleitung

Aktuelle Untersuchungen lassen vermuten, dass morphologisch und biozönotisch naturnahe Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte im Oberlauf bzw. Unterlauf (Strahlweg) besitzen. Es wird angenommen, dass die aktive und passive Migration von Tieren und Pflanzen mit hohem Ausbreitungspotenzial eine der wesentlichen Ursachen für diesen, als (positive) „Strahlwirkung“ bezeichneten Effekt ist (DRL 2008). Die Strahlwirkung ist zum einen für die Maßnahmenplanung gemäß WRRL von Bedeutung. Durch den gezielten Ausbau und die Schaffung von Strahlursprüngen lässt sich potenziell auch der ökologische Zustand angrenzender Gewässerabschnitte verbessern und damit die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen erhöhen. Darüber hinaus bietet sich die Möglichkeit auch in Gewässerabschnitten mit hohem Nutzungsdruck und daher geringem Handlungsspielraum den ökologischen Zustand durch die Schaffung von Strahlursprüngen im Ober- und Unterlauf deutlich zu verbessern (z. B. urbane Gewässer). Zum anderen lässt sich das Konzept der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbundes an Fließgewässern nutzen. Dabei werden die naturnahen Strahlursprünge durch den Strahlweg miteinander verbunden.

Über die Reichweite der Strahlwirkung und die Mindestanforderungen an die Qualität der Strahlursprünge und der Strahlwege liegen bisher jedoch nur wenige Erkenntnisse vor. Das derzeitige Wissen über die Strahlwirkung basiert im Wesentlichen auf Experteneinschätzungen (DRL 2008) und einigen wenigen Einzelfalluntersuchungen (Podraza 2007, Schattmann 2007). Diese Untersuchungen beruhen auf einer kleinen Zahl von Gewässerabschnitten ($n \leq 5$) und gehen von einigen plausiblen, aber nicht belegten Annahmen aus. In einem Teilprojekt des vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Forschungsprojektes „Verbesserungsmöglichkeiten für die biologische Vielfalt in ausgebauten Gewässerabschnitten (FKZ 3507 85 050-K1)“ wurden daher die oben genannten offenen Fragen zur Strahlwirkung an einem größeren Datensatz der Bundesländer Hessen, Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen untersucht. Die angewandte Untersuchungsmethodik und die wichtigsten Ergebnisse aus diesem Teilprojekt werden im Folgenden vorgestellt.

Untersuchungsansatz

Grundsätzlicher Untersuchungsansatz: In dem hier dargestellten Teilprojekt wurden vorhandene Daten zum ökologischen Zustand des Makrozoobenthos im Gewässertyp 5 (Grobmaterilareiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) genutzt. Diese beprobten Gewässerabschnitte ($n = 104$) wurden als potenziell aufwertbare Strahlwege betrachtet, die Gewässerabschnitte im Ober- und Unterlauf als potenzielle Strahlursprünge (Abb. 1). Es wurde geprüft, ob ein statistisch signifikanter Einfluss des Ober- und Unterlaufs auf den ökologischen Zustand der Probestellen nachweisbar ist, d. h. ob eine Strahlwirkung des Ober- bzw. Unterlaufs auf die Probestellen besteht.

Betrachtung unterschiedlicher Entfernungskategorien: Fünf Kilometer im Oberlauf und 2 km im Unterlauf der Probestellen wurden in jeweils 10 gleichlange Teilstrecken, sogenannte „Entfernungskategorien“ unterteilt; Nebengewässer wurden mit berücksichtigt (Abb. 1). Darüber hinaus wurde der gesamte Oberlauf oberhalb der 20 Entfernungskategorien betrachtet.



Abb. 1: Schematische Darstellung einer der Probestellen (potenziell aufwertbarer Strahlweg) und der Unterteilung des Oberlaufs (Lage potenzieller Strahlursprünge) in 10 Entfernungskategorien.

Gewässermorphologie als Indikator für den ökologischen Zustand des Ober- und Unterlaufs: Der ökologische Zustand dieser 21 Teilstrecken ist nicht bekannt und solche „flächendeckenden“ biologischen Daten lassen sich nicht mit vertretbarem Aufwand erheben. Alternativ dazu wurden Daten zur Gewässerstruktur (LAWA Vor-Ort-Verfahren) als Hilfsgrößen zur Abschätzung des biologischen Zustands herangezogen. In einem ersten Schritt wurde die Beziehung zwischen der lokalen Gewässerstruktur und dem lokalen ökologischen Zustand an den Probestellen untersucht. In einem zweiten Schritt wurden die Gewässerstruktur-Parameter, die am besten mit dem ökologischen Zustand korrelieren (biozönotisch relevante Parameter) zu einem Mittelwert verrechnet, der im Weiteren als „Habitat Metric“ bzw. allgemein als Habitatqualität bezeichnet wird.

Berücksichtigung wichtiger Belastungen: Um die Strahlwirkung nachzuweisen und zu quantifizieren, ist es notwendig auszuschließen, dass die Besiedlung an den Probestellen durch anthropogene Belastungen beeinträchtigt wird und diese die Strahlwirkung naturnaher Bereiche überlagern bzw. maskieren. Für die Untersuchung wurden daher nur Probestellen ausgewählt, die nicht saprobiell oder hydraulisch belastet bzw. versauert sind und eine möglichst geringe Anzahl an Querbauwerken und Rückstaubereichen oberstrom- bzw. unterstrom aufweisen.

Berücksichtigung wichtiger Co-Korrelationen: Der ökologische Zustand an den Probestellen hängt nicht nur von der Habitatqualität des Ober- und Unterlaufs sondern auch von weiteren Faktoren ab, wie z. B. der lokalen Habitatqualität an den Probestellen oder der Nutzung im Teil-Einzugsgebiet oberhalb der Probestellen. Diese Faktoren co-korrelieren wiederum mit der Habitatqualität des Ober- und Unterlaufs. Die entscheidende Frage ist, ob der Ober- bzw. Unterlauf, über diese Co-Korrelationen hinaus, einen statistisch signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand an den Probestellen besitzt, d. h. in einem multiplen linearen Regressionsmodell einen signifikanten zusätzlichen semi-partiellen Determinationskoeffizienten (spr^2) aufweist.

Ergebnisse

Berechnung des Habitat Metric: Aus den folgenden fünf Gewässerstruktur-Parametern, deren Bewertung am besten mit dem ökologischen Zustand des Makrozoobenthos (Bewertungsergebnis PERLODES Modul allg. Degradation) korreliert, wurde ein gewichtetes Mittel berechnet: Laufkrümmung, Querbänke, Tiefenvarianz, Substratdiversität, Breitenvarianz. Dieser Habitat Metric korreliert sehr viel besser mit dem ökologischen Zustand (Spearman $R^2 = 0,20$) als z. B. der Zustand der Sohle ($R^2 = 0,13$) bzw. die Gesamtbewertung ($R^2 = 0,10$) gemäß des LAWA Vor-Ort-Verfahrens. Daher wurde der Habitat Metric als Indikator für den ökologischen Zustand in den 21 Entfernungskategorien und zur Beschreibung der Habitatqualität an den Probestellen verwendet.

Untersuchung der Co-Korrelationen: Der Habitat Metric an den Probestellen korreliert mit dem ökologischen Zustand der Probestellen ($p < 0,01$, $r^2 = 0,24$), ebenso wie mit der Habitatqualität aller Entfernungskategorien im Oberlauf (Abb. 3) und der ersten vier im Unterlauf (Abb. 2) ($p < 0,01$). Die Nutzung im Teileinzugsgebiet oberhalb der Probestellen (Anteil Siedlungsfläche und intensive Landwirtschaft) korreliert mit dem ökologischen Zustand der Probestellen ($p < 0,01$, $r^2 = 0,24$), ebenso wie mit der Habitatqualität in der obersten Entfernungskategorie (4,5-5,0 km oberstrom, $p < 0,01$). Daher wurde die lokale Habitatqualität an den Probestellen als Co-Variable berücksichtigt und für die Untersuchung des Oberlaufs darüber hinaus auch die Nutzung im Teileinzugsgebiet.

Untersuchung zur Strahlwirkung des Unterlaufs: Die Habitatqualität im Unterlauf (0-0,4 km) hat einen signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand an den Probestellen. Berücksichtigt man die Habitatqualität an der Probestelle als Co-Variable zeigt sich jedoch, dass dieser Zusammenhang rein auf der oben beschriebenen Co-Korrelation beruht (Abb. 2). In einer zweiten Analyse wurden nur Probestellen betrachtet, die im Unterlauf weder Querbauwerke, noch Rückstaubereiche oder Verrohrungen aufweisen. Jedoch ist auch in dieser zweiten Untersuchung keine Strahlwirkung aus dem Unterlauf nachweisbar (Abb. 2).

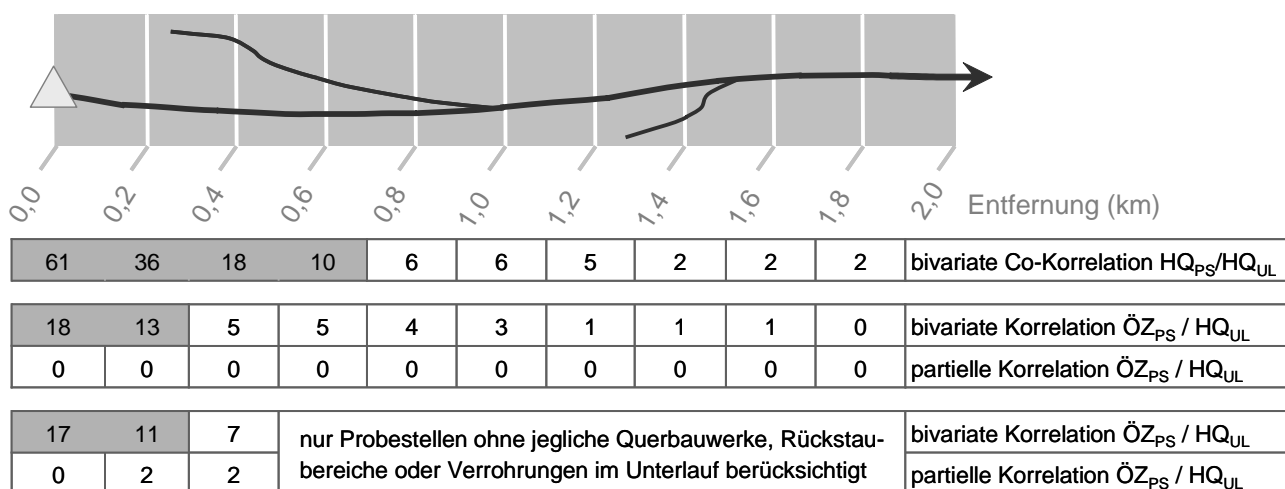


Abb. 2: Erklärungsanteile der Entfernungskategorien im Unterlauf (r^2 bzw. spr^2 in %). Signifikante Korrelationen sind grau hinterlegt (bivariate $p < 0,01$, semi-partielle $p < 0,05$). Habitatqualität an Probestelle (HQ_{PS}) und im Unterlauf (HQ_{UL}), ökologischer Zustands an Probestelle (ÖZ_{PS}).

Untersuchung zur Strahlwirkung des Oberlaufs: Der Vergleich der bivariaten und partiellen Korrelationsanalyse zeigt, dass der Einfluss der oberen Entfernungskategorien rein auf einer Co-Korrelation mit der Nutzung im Teil-Einzugsgebiet oberhalb der Probestelle beruht. Die erste und dritte bis fünfte Entfernungskategorie im Oberlauf besitzt jedoch einen signifikanten zusätzlichen Erklärungsanteil. (Abb. 3).

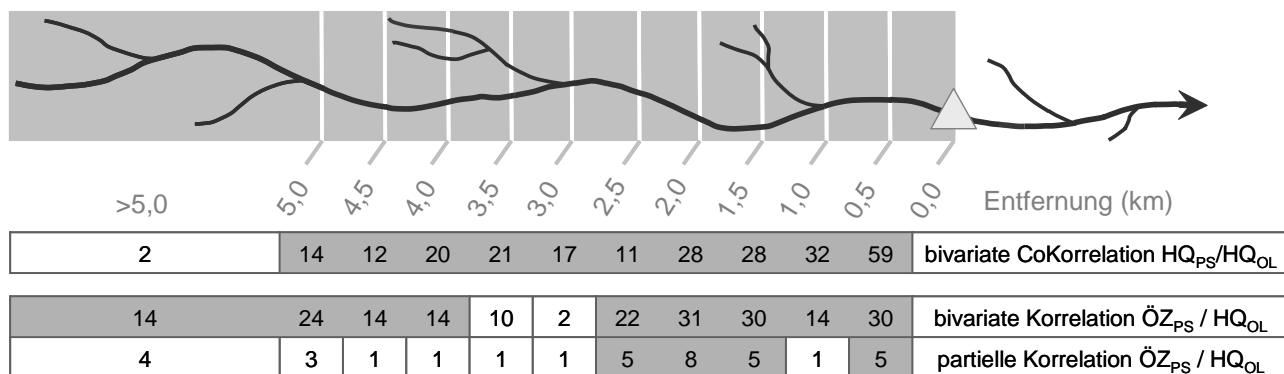


Abb. 3: Erklärungsanteile der Entfernungskategorien im Oberlauf (r^2 bzw. spr^2 in %). Signifikante Korrelationen sind grau hinterlegt (bivariate $p < 0,01$, semi-partielle $p < 0,05$). Habitatqualität an Probestelle (HQ_{PS}) und im Oberlauf (HQ_{OL}), ökolog. Zustand an Probestelle (ÖZ_{PS}).

Bedeutung der positiven und negativen Strahlwirkung im Vergleich zur lokalen Habitatqualität: Um die Bedeutung der Strahlwirkung des Oberlaufs abzuschätzen, wurden die fünf Entfernungskategorien bis 2,5 km oberhalb der Probestellen zusammengefasst und der mittlere Habitat Metric für diesen oberhalb gelegenen Gewässerabschnitt berechnet. Selbst wenn die gesamte gemeinsame Varianz in einem entsprechenden multiplen linearen Regressionsmodell der Variablen „Habitatqualität der Probestelle“ zugeordnet wird, hat die Habitatqualität des Oberlaufs eine zwar geringere (32%), jedoch überraschend hohe Bedeutung im Vergleich zur lokalen Habitatqualität an der Probestelle (68%). Für die obigen Auswertungen wurde zur Beschreibung der Habitatqualität im Oberlauf der mittlere Habitat Metric verwendet und damit der gesamte, positive und negative Einfluss des Oberlaufs betrachtet. Um zu untersuchen, ob der Einfluss des Oberlaufs auf eine positive oder negative Strahlwirkung zurückzuführen ist, wurde der Anteil von Abschnitten im Oberlauf mit einem Habitat Metric von 1-2 bzw. 6-7 berechnet. Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl die naturnahen Abschnitte (Habitat Metric 1-2) einen signifikanten positiven als auch die stark degradierten Abschnitte (Habitat Metric 6-7) einen mindestens ebenso großen, signifikanten negativen Einfluss auf den lokalen ökologischen Zustand an den Probestellen besitzen ($p < 0,05$).

Einfluss der lokalen Habitatqualität der Probestellen auf die Strahlwirkung: Um den Einfluss der lokalen Habitatqualität auf die Strahlwirkung zu untersuchen, wurden aus dem ursprünglichen Datensatz sukzessive Probestellen mit einer guten Habitatqualität ausgeschlossen. Wäre die Strahlwirkung unabhängig von der lokalen Habitatqualität, dürfte sich die Bedeutung des Oberlaufs in diesen Datensätzen nicht unterscheiden. Es zeigt sich jedoch, dass stark degradierte Strahlwege (Habitat Metric 6-7) und naturnahe Gewässerabschnitte (Habitat Metric 1-2) deutlich weniger vom Zustand des Oberlaufs beeinflusst werden, als Strahlwege mit einer mittleren Habitatqualität (Habitat Metric 3-5). In diesen Strahlwegen mit einer Mindest-Habitatausstattung besitzt der Zustand des Oberlaufs eine gleich große Bedeutung wie die lokale Habitatqualität. Der positive Einfluss naturnaher Abschnitte im Oberlauf – die eigentliche Strahlwirkung – ist in den Strahlwegen mit einer Mindest-Habitatausstattung ebenfalls von höherer Bedeutung als in stark degradierten oder naturnahen Strahlwegen.

Diskussion

Mit den dargestellten statistischen Auswertungen lässt sich nicht abschließend klären, ob der nachgewiesene Einfluss des Oberlaufs auf einem biotischen Effekt (passive und aktive Migration wie

z. B. Drift) und/oder einer abiotischen Wirkung des morphologischen Zustands des Oberlaufs auf die Habitatqualität an den Probestellen beruht (z. B. Verringerung des Feinsubstrateintrags durch Gewässerrandstreifen, Eintrag von Falllaub durch Ufergehölze im Oberlauf). Die Erkenntnisse aus zahlreichen Untersuchungen zum Drift- und Wanderverhalten des Makrozoobenthos sowie zur Rolle des Wiederbesiedlungspotenzials für die biologische Qualität von Probestellen legen jedoch nahe, dass der Einfluss des Oberlaufs tatsächlich auf die passive und aktive Migration, d. h. auf eine Strahlwirkung im Sinne der in der Einleitung gegebenen Definition zurückzuführen ist.

Für die folgenden Schlussfolgerungen wurde daher davon ausgegangen, dass es sich tatsächlich um einen biologischen Effekt des Oberlaufs handelt. Die Ergebnisse der Untersuchung für den Gewässertyp 5 lassen sich dann wie folgt zusammenfassen:

- Eine Strahlwirkung des Unterlaufs ist nicht nachweisbar.
- Der Oberlauf besitzt bis zu einer Entfernung von ca. 2,5 eine signifikante Strahlwirkung.
- Eine signifikante positive Strahlwirkung besitzen nur naturnahe Gewässerabschnitte mit einem Habitat-Metric von 1-2.
- Mindestens ebenso bedeutend ist die negative Wirkung stark degradierter Abschnitte im Oberlauf (Habitat-Metric 6-7).
- Strahlwegen mit einer Mindest-Habitatausstattung (Habitat Metric 3-5) werden sehr viel stärker vom Zustand des Oberlaufs beeinflusst und hier ist die Strahlwirkung von gleich hoher Bedeutung wie die lokale Habitatqualität im Strahlweg.

Die Untersuchungsergebnisse stellen eine Strahlwirkung des Unterlaufs beim Gewässertyp 5 in Frage, stützen jedoch die Hypothese der Strahlwirkung des Oberlaufs (ausführlichere Darstellung der Ergebnisse in Kail & Hering 2009). Um das Konzept der Strahlwirkung in der wasserbaulichen Praxis nutzen zu können, werden Untersuchungen an weiteren Gewässertypen, weiterer biologischer Gruppen und zu den Ursachen der Strahlwirkung (abiotischer bzw. biotischer Effekt) empfohlen.

Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesamt für Naturschutz und der Lennart-Bernadotte-Stiftung für die Finanzierung des F+E Vorhabens „Verbesserungsmöglichkeiten für die biologische Vielfalt in ausgebauten Gewässerabschnitten (FKZ 3507 85 050-K1), dem Deutschen Rat für Landespflege (DRL) für die Initiierung dieses Projektes sowie den Projektpartner der Universität Duisburg-Essen, des Senckenberg-Instituts und des DRL für die fachlichen Diskussionen.

Literatur

- DRL (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 5-20.
- Kail, J, Hering, D. (2009): The influence of adjacent stream reaches on the local ecological status of Central European mountain streams. River Research and Applications, in Druck.
- Podraza, P. (2008): Strahlwirkung in Fließgewässern – erste Herleitung aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlung zur Methodik weitergehender Auswertungen. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 21-25.
- Schattmann, A. (2008): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5). Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 86-25.

Das „gute ökologische Potenzial von Wasserstraßen“ - Methodisches Vorgehen eines maßnahmenorientierten Ansatzes am Beispiel der Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Tanja Pottgiesser¹, Jochem Kail¹ & Matthias Rehfeld-Klein²

¹ umweltbüro essen (ube), Rellinghauser Str. 334 f, 45136 Essen, tanja.pottgiesser@umweltbuero-essen.de

² Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (SenGUV), Brückenstr. 6, 10179 Berlin

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, ökologisches Potenzial, Wasserstraßen, Methodenentwicklung

Einleitung

Wasserstraßen sind einerseits Verkehrswege, vergleichbar mit Straßen und Schienenwegen, und werden wie diese nach Gesichtspunkten des optimierten Verkehrsflusses und der Verkehrssicherheit gebaut und unterhalten. Auf der anderen Seite erfüllen Wasserstraßen vielfältige Lebensraumfunktionen für Pflanzen und Tiere und unterliegen wie alle Oberflächengewässer den Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

Der starke Nutzungsaspekt dieser Gewässer erklärt, warum im Rahmen der ersten Bestandserhebung gemäß WRRL ein Großteil der Wasserstraßen vorläufig als „erheblich veränderte Wasserkörper“ (HMWB) identifiziert worden ist. Darüber hinaus handelt es sich bei vielen Kanälen um künstliche Wasserkörper (AWB). Für diese Gewässer bzw. Wasserkörper sind gemäß WRRL das gute ökologische Potenzial (GEP) als maßgebliches Umwelt- oder Bewirtschaftungsziel und entsprechende Maßnahmen zur Zielerreichung zu definieren. Das GEP entspricht der ersten Degradationsstufe des höchsten ökologischen Potenzials und erfordert im Unterschied zu letzterem nicht die Umsetzung aller maximal denkbaren Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen. Im Unterschied zu den natürlichen Oberflächengewässern gibt es aber keine bundesweiten Arbeiten und damit Vorgaben zum guten ökologischen Potenzial.

Im Rahmen des von der Berliner Senatsverwaltung beauftragten länderübergreifenden Pilotprojekts „Morphologische und biologische Entwicklungspotenziale der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet“ (PEWA) ist eine Methode zur Ableitung und Bestimmung des guten ökologischen Potenzials entwickelt und exemplarisch für einige Wasserstraßen Berlins angewandt worden (Pottgiesser et al. 2008). Grundsätzlich ist zur Herleitung der abiotischen und biotischen Entwicklungsziele das maßnahmenorientierte so genannte „Prager Verfahren“ (ECOSTAT 2006) zu Grunde gelegt worden. Beim Prager Verfahren werden zunächst alle Verbesserungsmaßnahmen ausgewählt, die auch unter Berücksichtigung der Nutzung als Wasserstraßen grundsätzlich anwendbar sind. In einem zweiten Schritt entfallen alle Maßnahmen, von denen auch in Kombination nicht mehr als eine geringfügige Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erwarten ist. Durch diese Reduktion der Maßnahmenauswahl erfolgt die Abstufung des höchsten ökologischen Potenzials

zum guten ökologischen Potenzial. Auf Grundlage dieser ökologischen Maßnahmenauswahl werden die daraus resultierenden abiotischen Rahmenbedingungen und darauf aufbauend wiederum die Besiedlung im GEP prognostiziert.

Im PEWA-Projekt wurde eine entsprechende Methodik zur Operationalisierung des Prager Verfahrens erarbeitet und an ausgewählten Gewässern exemplarisch angewandt. Neben der hier vorgestellten Qualitätskomponente Makrozoobenthos wurden auch die Fische, Makrophyten und das Phytoplankton bearbeitet.

Von Anfang an war das Projekt darauf ausgerichtet, die für die einzelnen nutzungsspezifischen Teilaspekte und Biokomponenten relevanten Institutionen und Experten in den Bearbeitungsprozess einzubinden, um das notwendige Einvernehmen zwischen den Wasser- und Schifffahrtsbehörden und den für die Aufstellung der Maßnahmenprogramme und die Definition der Umweltziele zuständigen Länderbehörden zu fördern, um damit den konkreten Planungsprozess vor Ort zu unterstützen.

Methodisches Vorgehen, Arbeitsschritte und exemplarische Anwendung

Der im Rahmen des Projekts erarbeitete maßnahmenorientierte Ansatz zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials für die Wasserstraßen im Elbegebiet umfasst im Wesentlichen folgende aufeinander aufbauende Arbeitsschritte (Abb. 1):

- Gruppierung der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet in Fallgruppen
- Erarbeitung eines Maßnahmenkatalogs mit den für die Herleitung des guten ökologischen Potenzials relevanten Maßnahmen
- Beschreibung der Maßnahmen in Form von Maßnahmensteckbriefen
- Auswahl spezifischer ökologischer Maßnahmenkombinationen für die Fallgruppen
- Beschreibung der abiotischen Rahmenbedingungen des guten ökologischen Potenzials
- Beschreibung des guten ökologischen Potenzials anhand aller Qualitätskomponenten

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst den gesamten deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes mit einem vergleichsweise dichten Wasserstraßennetz. Mit Ausnahme der Elbe wurden alle Wasserstraßen im Untersuchungsgebiet betrachtet (Fließgewässer und Seen). Es handelt sich um rund 100 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte, die in sechs Bundesländern liegen. Das Bundeswasserstraßennetz im Elbeeinzugsgebiet hat eine Gesamtlänge von rund 1830 km. Hinzu kommen Verbindungskanäle, Stichkanäle sowie die Landeswasserstraßen mit einer Lauflänge von rund 530 km. Im Rahmen des Projektes wurden davon rund 1500 Fließkilometer näher untersucht, von denen knapp 70 % vorläufig als „erheblich verändert“ oder „künstlich“ identifiziert worden sind.

Arbeitsschritte und exemplarische Anwendung der abiotischen GEP-Herleitung

Für die Landes- und Bundeswasserstraßen sind auf Grundlage ihrer charakteristischen Kombinationen von natürlichen und nutzungsspezifischen Rahmenbedingungen sogenannte **Fallgruppen** - vergleichbar mit den Gewässertypen der natürlichen Oberflächengewässer - ausgewiesen worden. Kriterien zur Ableitung der Fallgruppen waren: Gewässerbreitenklassen, Fahrrinnenbreiten, Stauregelung (staugeregelt oder frei fließend), Landnutzung (urban oder nicht urban) zur Ermittlung des terrestrischen Raumentwicklungspotenzials und das Verhältnis der Gewässerbreite zur Fahrrinnen-

breite zur Ermittlung des aquatischen Raumentwicklungspotenzials.

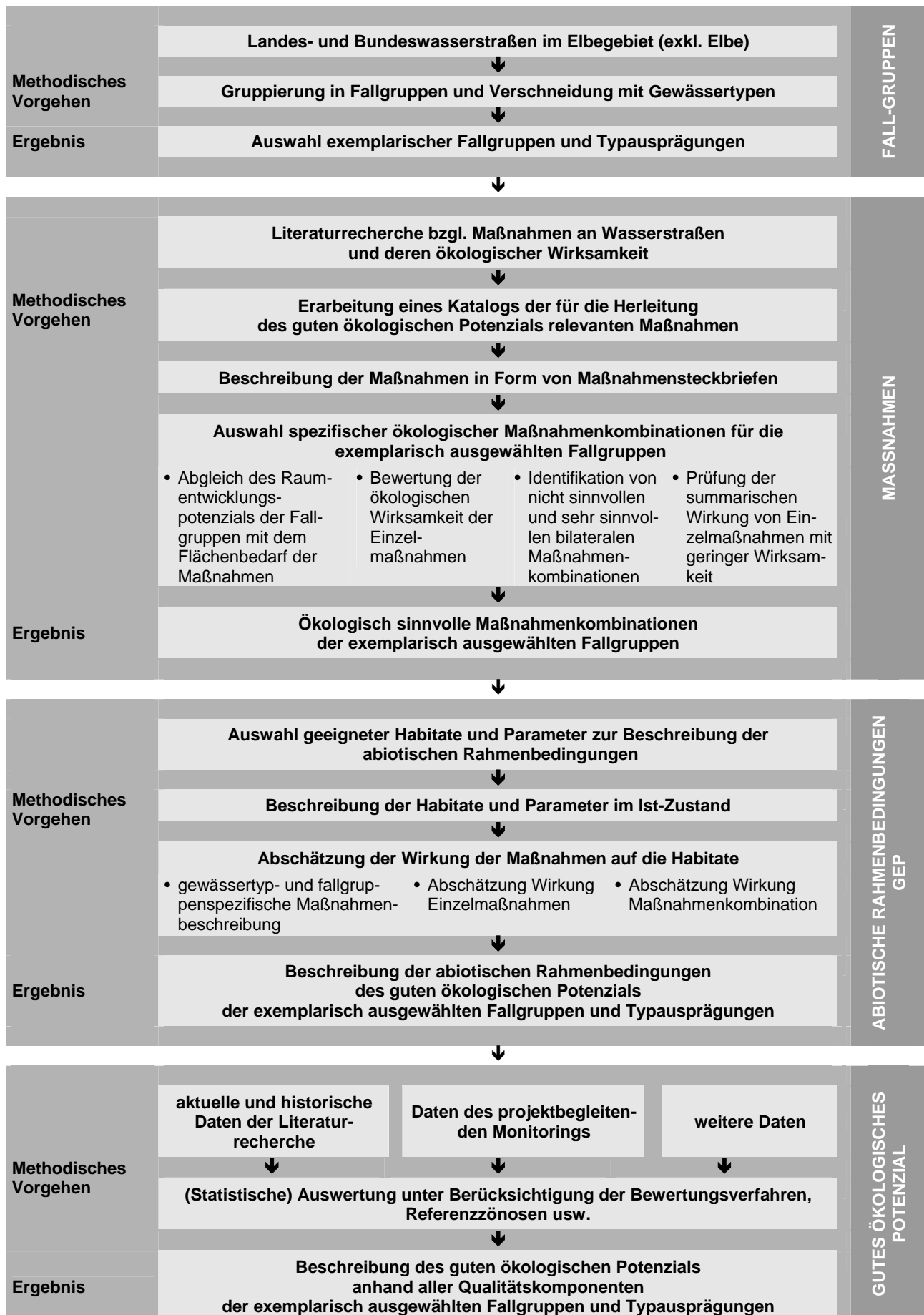


Abb. 1: Methodische Vorgehensweise zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials.

Für die Untersuchungsgewässer wurden insgesamt 17 Fallgruppen ausgewiesen: 7 Gruppen für die im Elbegebiet relevanten Bundeswasserstraßen, 8 für die Landeswasserstraßen sowie 2 für die Seen (Tab. 1). Die Fallgruppe BW1 in der Typausprägung 15_g z. B. umfasst im Wesentlichen die Berliner Gewässer Stadtspre und weitere kleinere Gewässer darunter Landwehrkanal, Teltowkanal und Hohenzollernkanal.

Tab. 1: Beispiel für eine Fallgruppe.

Fallgruppe	Beschreibung
BW1	<ul style="list-style-type: none">• Bundeswasserstraße• Gewässerbreitenklassen: 10-25 m, >25-40 m und >40-70 m• Fahrrinnenbreiten: rd. 30 m oder rd. 40 m• geringes aquatisches Raumentwicklungspotenzial• staugeregt und/oder Kanalstrecke• urban oder Damm• fehlendes oder geringes terrestrisches Raumentwicklungspotenzial• Typ 15_g: Große Sand- und lehmgeprägten Tieflandflüsse

Für die Herleitung des guten ökologischen Potenzials der Bundes- und Landeswasserstraßen im Elbegebiet ist ein **Maßnahmenkatalog** relevanter Einzelmaßnahmen erstellt worden. Er umfasst überwiegend Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie. Daneben sind auch einige Maßnahmen zur Verbesserung der Hydrologie aufgeführt. Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität, wie z. B. Ertüchtigung von Kläranlagen, fehlen dagegen innerhalb des Gesamtkatalogs, da sie für die Umweltzielherleitung von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern nicht relevant sind.

Die ausgewählten Maßnahmen sind in Form von „Maßnahmensteckbriefen“ beschrieben worden. Diese **Maßnahmensteckbriefe** enthalten neben einer allgemeinen Beschreibung der jeweiligen Einzelmaßnahme auch Angaben zu deren Auswirkungen, u. a. in Bezug auf die Hydromorphologie, die physiko-chemischen und biologischen Qualitätskomponenten, auf die Nutzungen oder die Umwelt im weiteren Sinne. Für insgesamt 27 Maßnahmen sind solche Maßnahmensteckbriefe erarbeitet worden.

Die **Auswahl spezifischer ökologischer Maßnahmenkombinationen** erfolgte fallgruppenspezifisch gemäß des Prager Verfahrens und in Anlehnung an UBA (2004). Die Bearbeitungsschritte zur Ableitung der spezifischen ökologischen Maßnahmenkombinationen für die relevanten Fallgruppen sind im Einzelnen:

- Abgleich des Raumentwicklungspotenzials der Fallgruppen und des Flächenbedarfs der Maßnahmen, um die in der Fallgruppe grundsätzlich anwendbaren Maßnahmen zu identifizieren
- Bewertung der ökologischen Wirksamkeit der Einzelmaßnahmen, um Maßnahmen mit nur einer geringen ökologischen Wirksamkeit zu identifizieren
- Identifikation von aus fachlich-ökologischer Sicht nicht sinnvollen und besonders sinnvollen bilateralen Maßnahmenkombinationen und Bewertung der ökologischen Wirksamkeit
- Auswahl geeigneter Maßnahmen für die Fallgruppen aus dem Maßnahmenkatalog auf Grundlage der obigen Informationen, d. h. Auswahl von Maßnahmen die grundsätzlich anwendbar sind, zumindest eine mittlere ökologische Wirksamkeit besitzen und auch in Kombination aus fach-

lich-ökologischer Sicht sinnvoll sind

- Bewertung der summarischen Wirkung der Einzelmaßnahmen, die aufgrund ihrer geringen ökologischen Wirksamkeit entfallen sind, um zu prüfen, ob sie auch in Kombination nur zu einer geringfügigen Abweichung des GEP vom höchsten ökologischen Potenzial führen.

Exemplarisch ist für die Fallgruppe BW1 die ausgewählte sinnvolle Maßnahmenkombination mit hoher ökologischer Wirksamkeit in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2: Sinnvolle Maßnahmenkombination für die Fallgruppe BW1.

Förderung eigendynamischer Entwicklung	
2.1.2	Ufersicherung modifizieren
Verbessern der Durchgängigkeit	
3.3.2	Fischwanderhilfen
Verbessern der Habitatqualität von Sohle und Ufer	
4.3.1	Totholz einbringen, belassen
4.3.4	Förderung gewässertypischer Vegetation
4.4.3	Erhalten, entwickeln strömungsberuhigter Flachwasserzonen
4.6.1	Ökologisch verträgliche Gewässerunterhaltung
4.6.2	Ökologisch verträgliche Binnenschifffahrt
Verbessern der Habitatqualität von Ufer und Umfeld (Aue)	
Keine geeignete Maßnahme bei gegebenem Raumentwicklungspotenzial	
Förderung des natürlichen Hochwasserrückhalts	
Keine geeignete Maßnahme bei gegebenem Raumentwicklungspotenzial	

Aufbauend auf den spezifischen ökologischen Maßnahmenkombinationen für die jeweiligen Fallgruppen sind die **abiotischen Rahmenbedingungen** des guten ökologischen Potenzials abgeleitet worden. Dafür ist zunächst ein Katalog mit den aus Sicht der zu bearbeitenden Qualitäts- bzw. Teilkomponenten (Makrozoobenthos, Fische Makrophyten und Phytoplankton) besiedlungsrelevanten Habitate (= Teil- oder Kleinlebensräume) und aquatischen Lebensräumen/Bedingungen erstellt worden. Diese umfassen ufernahe Sohl- und Ufersubstrate, Strömung bei MNQ, Schutz der Ufer vor hydraulischer Belastung durch Wellenschlag, Sunk und Schwall, besondere Sohl- und Uferstrukturen, wie z. B. Bänke, Kolke, Totholz-Ansammlungen, Flachwasserbereiche, besondere Auenstrukturen, wie z. B. Nebengerinne, Altarme, Altgewässer (überflutungsgeprägt), Altgewässer (grundwassergeprägt) sowie die Durchgängigkeit. Ausgehend vom Ist-Zustand sind anhand der für die Fallgruppen spezifischen ökologischen Maßnahmenkombinationen die besiedlungsrelevanten Habitate und Bedingungen des guten ökologischen Potenzials beschrieben worden (Tab. 3).

Auf diese abiotische Rahmenkulisse baut die Herleitung und Beschreibung des **guten ökologische Potenzials für die biologischen Qualitätskomponenten** Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytoplankton auf.

Arbeitschritte und exemplarische Anwendung der GEP-Herleitung für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Die **Vorgehensweise** zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos geht im Wesentlichen auf das Verfahren zur Ableitung des höchsten ökologischen Potenzials zurück, wie sie in Nordrhein-Westfalen für die beiden Ströme Rhein und Weser entwickelt worden ist (LUA NRW 2005).

Die Herleitung des guten ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos erfolgt anhand von Daten zur Makrozoobenthos-Besiedlung des Untersuchungsgebiets sowie der abiotischen Rahmenbedingungen, die die Kulisse für die biologischen Qualitätskomponenten darstellen.

Die Wesentlichen **Arbeitsschritte** sind:

Schritt 1: Erstellung einer Gesamtartenliste

Schritt 2: Habitatzuordnung für alle Arten

Schritt 3: Ermittlung der Abundanzen der Arten auf Grundlage der Häufigkeiten der besiedelbaren Habitate

Schritt 4: Zufallsgenerierte Erstellung von Artenlisten

Schritt 5: Berechnung der Artenlisten mit ASTERICS

Schritt 6: Beschreibung des guten ökologischen Potenzials auf Grundlage von Scores, Metrics und funktionalen Gruppen

Fallgruppe BW1 Parameter und Ausprägungen		Vorkommen im Ist-Zustand, Wirkung Einzelmaßnahmen, Vorkommen GEP							
		Ist-Zustand	Uferverbau modifizieren	Fischwander- hilfen	Totholz einbringen	Gewässertyp. Vegetation	Flachwasser- zonen	ökolog. vertr. Unterhaltug	ökolog. vertr. Schifffahrt
Substrate (differenziert für Sohle ufermah und Ufer)									
Substratausprägung Sohle ufermah									
natürlich	Aquatische Röhrichte	vereinzelt				✓	✓	✓	untergeordnet
	Aquatische Makrophyten	vereinzelt				✓	✓	✓	untergeordnet
	Totholz				✓				vereinzelt
	CPOM / FPOM (Falllaub, Detritus)				✓		✓		vereinzelt
	Ton, Schluff, Lehm								
	Sand	vorherrschend							vorherrschend
	Kies, Grus								
	Steine, Schotter								
	Blöcke								
	Anstehender Fels								
unnat.	Feinsediment / Faulschlamm	vorherrschend							vorherrschend
	Steinschüttung / Pflaster, Steinsatz unverfugt								
Substratausprägung Ufer									
natürlich	Terrestrische Ufervegetation (z.B. Wurzelflächen, Äste)	vereinzelt							vereinzelt
	Totholz								
	CPOM / FPOM (Falllaub, Detritus)								
	Ton, Schluff, Lehm								
	Sand								
	Kies, Grus								
	Steine, Schotter								
	Blöcke								
	Anstehender Fels								
	Feinsediment / Faulschlamm								
unnatürlich	Ersatzstrukturen (z.B. Gabionen, Totholz-Kästen, Kokosmatten)		✓						untergeordnet
	Ingenieurblogische Materialien zur Ufersicherung (Holzpflöcke, Faschinen, Kokosmatten)								
	Steinschüttung / Pflaster, Steinsatz unverfugt	vorherrschend							vorherrschend
	Beton, Mauerwerk, Pflaster, Spundwand	vorherrschend							vorherrschend
Strömung bei MNQ (differenziert nach Sohle ufermah und Ufer)									
Strömung Sohle ufermah									
	Stagnierend / nahezu stehend (ca. 0 - 0,1 bzw. 0,05 m/s)	vorherrschend							vorherrschend
	Langsam fließend (ca. 0,1 - 0,3 m/s)								
	Schnell fließend (> 0,3 m/s)								
Strömung Ufer									
	Stagnierend / nahezu stehend (ca. 0 - 0,1 m/s)	vorherrschend							vorherrschend
	Langsam fließend (ca. 0,1 - 0,3 m/s)								
	Schnell fließend (> 0,3 m/s)								

Tab. 3: BW1: Vorkommen der Habitate und Parameter im Ist-Zustand und im GEP sowie die Wir-

kung der Einzelmaßnahmen. Das Vorkommen wird in den Kategorien vereinzelt, untergeordnet, vorherrschend, die Anzahl in den Kategorien selten, mehrfach, häufig erfasst. Maßnahmen mit einer Wirkung auf die Parameter sind mit einem Häkchen gekennzeichnet.

Grundlage ist eine Gesamtartenliste, in die neben den im Rahmen des projektbegleitenden Monitorings in den Jahren 2006 und 2007 erhobenen Daten weitere aktuelle und historische Daten, die im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche zusammengestellt worden sind, einfließen. Aufbauend auf der Klassifizierung der aquatischen Lebensräume und besiedlungsrelevanten Habitate werden die Arten – aufgrund der Kenntnisse ihrer autökologischen Ansprüche – den entsprechenden Habitaten zugeordnet, und ihre Abundanz abgeschätzt. Durch elektronisches „subsampling“ werden Artenlisten generiert, die mit dem deutschen Bewertungsverfahren PERLODES für natürliche Fließgewässer mit Hilfe der Software ASTERICS berechnet werden. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind Grundlage für die Beschreibung des guten ökologischen Potenzials:

Die Makrozoobenthoszönose des guten ökologischen Potenzials der exemplarisch ausgewählten **Fallgruppe BW1** in der Typausprägung 15_g wird von indifferenten und limnophilen Phythalbesiedlern des Litorals dominiert. Aufgrund der Stauregelung ist der Fließgewässercharakter stark überprägt, was sich z. B. in dem geringen Anteil rheophiler Arten widerspiegelt. Dennoch ist keine mit einem See vergleichbare Makrozoobenthosbiozönose ausgebildet. Es kommen nur wenige fließgewässertypische, sehr anspruchsvolle, rheophile Insektenarten vor. Dafür nimmt der Anteil euryöker Ubiquisten zu, d. h. der Anteil störungsempfindlicher Arten verschiebt sich zu Gunsten der robusten Arten. Wird die Fallgruppe mit dem Verfahren für die natürlichen Fließgewässer des Typs 15_g bewertet, weist diese im GEP für das Modul Saprobie eine gute ökologische Zustandsklasse auf, was einer Gewässergüteklasse von II entspricht, d. h. im GEP ist diese Fallgruppe durch eine gute, saprobiell nur gering belastete Wasserqualität gekennzeichnet. Der mittlere Score des Moduls Allgemeine Degradation liegt bei 0,32, was für die natürlichen Flüsse der Klassenmitte der ökologischen Zustandsklasse unbefriedigend entspricht und durch die Stauregelung zur Aufrechterhaltung der Schifffahrt begründet ist.

Vergleich Ist-Zustand mit dem guten ökologischen Potenzial: Aufgrund des Ausbauzustands sowie der schifffahrtsbedingten Belastung durch Wellenschlag, Sunk und Schwall ist die Makrozoobenthoszönose im Ist-Zustand von in Bezug auf die Strömung indifferenten Lithalbesiedlern der Steinschüttungen oder Spundwände dominiert. Besiedler weiterer mineralischer und organischer Substrate (Sand, Röhrliche, Totholz usw.) fehlen fast völlig. Durch die Schaffung strömungsberuhigter und geschützter Flachwasserbereiche dominieren im GEP in Bezug auf Strömung indifferente und limnophile Phythalbesiedler des Litorals. Besiedler von Feinsedimenten und organischen Substraten kommen nur in geringen Anteilen vor.

Sowohl im Ist-Zustand als auch im GEP kommen gewässertypische rheophile Arten nur vereinzelt vor. Zur Aufrechterhaltung der Nutzung Schifffahrt ist auch im GEP eine Stauregelung notwendig, die aber letztendlich als Superfaktor die gesamte Biozönose überprägt, so dass auch nach entsprechenden ökologischen Verbesserungsmaßnahmen eine Wiederbesiedlung mit echten fließgewässertypischen Arten nur begrenzt möglich sein wird. Da diese Arten im Bewertungsverfahren für die natürlichen Oberflächengewässer als Gütezeiger für eine positive Bewertung verantwortlich sind, ist für die hier betrachteten, stauregulierten Gewässern eine Verschiebung der Ankerpunkte in dem Bewertungsverfahren für natürliche Gewässer allein nicht ausreichend, um diese Gewässer adäquat zu bewerten. Für diese Gewässer ist über ein modifiziertes Bewertungsverfahren nachzudenken.

In frei fließenden Fallgruppen oder Wasserkörpern würde das GEP entsprechend der hier vorgestellten Methode zur Herleitung des Potenzials für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos im Modul Allgemeine Degradation der ökologischen Zustandsklasse mäßig entsprechen. Hier können die entsprechenden fließgewässertypischen Arten vorkommen, was sich in einem besseren Score - wird das Bewertungsverfahren für die natürlichen Fließgewässertypen zu Grunde gelegt - für dieses Modul niederschlägt.

Zusammenfassung

Wasserstraßen sind einerseits Verkehrswege und werden entsprechend den Anforderungen der Schifffahrt nach Leichtigkeit und Sicherheit gebaut und unterhalten. Auf der anderen Seite sind sie Lebensraum für viele Pflanzen und Tiere und unterliegen daher - wie alle Oberflächengewässer - den Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Aufgrund der Nutzung und den damit verbundenen hydromorphologischen Veränderungen sind zahlreiche Gewässerabschnitte aber als „erheblich verändert“ eingestuft worden.

Da für die Ermittlung und Bewertung von „erheblich veränderten“ und „künstlichen“ Gewässern derzeit noch kein bundesweit einheitliches Verfahren vorliegt, wurde im Rahmen des PEWA-Projektes: Morphologische und biologische Entwicklungspotenziale der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet im Auftrag der Senatsverwaltung Berlin eine Methode zur Herleitung des „guten ökologischen Potenzials“ gemäß dem maßnahmenorientierten „Prager Ansatz“ für Wasserstraßen im Elbegebiet erarbeitet:

- Gruppierung der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet in Fallgruppen
- Erarbeitung eines Maßnahmenkatalogs mit der für die Herleitung des guten ökologischen Potenzials relevanten Maßnahmen
- Beschreibung der Maßnahmen in Form von Maßnahmensteckbriefen
- Auswahl spezifischer ökologischer Maßnahmenkombinationen für die Fallgruppen
- Beschreibung der abiotischen Rahmenbedingungen des guten ökologischen Potenzials
- Beschreibung des guten ökologischen Potenzials anhand aller Qualitätskomponenten.

Grundlage für die Herleitung des guten ökologischen Potenzials (GEP) für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos ist eine Gesamtartenliste, in die aktuelle und historische Daten des PEWA-Bearbeitungsgebiets eingeflossen sind. Aufbauend auf der Klassifizierung der aquatischen Lebensräume und besiedlungsrelevanten Habitate können die Arten – aufgrund der Kenntnisse ihrer autökologischen Ansprüche – den entsprechenden Habitaten zugeordnet und ihre Abundanz abgeschätzt werden. Durch elektronisches „subsampling“ werden Artenlisten generiert, die dann mittels des deutschen Bewertungsverfahrens PERLODES für natürliche Fließgewässer mit Hilfe der Software ASTERICS berechnet werden. Diese Ergebnisse fließen dann in die Beschreibung des guten ökologischen Potenzials ein.

Werden die exemplarisch ausgewählten Gewässer nach dem Verfahren der natürlichen Fließgewässer bewertet, weisen diese im GEP für das Modul „Saprobie“ eine gute ökologische Zustandsklasse auf. Der mittlere Score des Moduls „Allgemeine Degradation“ liegt im Bereich der ökologischen Zustandsklasse „unbefriedigend“. Dies ist für beide Fallgruppen durch die Stauregelung zur Aufrechterhaltung der Schifffahrt begründet: Der Fließgewässercharakter ist stark überprägt, was sich z. B. in dem geringen Anteil rheophiler Arten widerspiegelt, während limnophile Phythalbesiedlern des Litorals dominieren. Dennoch ist keine mit einem See vergleichbare Makrozoobenthosbiozönose ausgebildet. Es kommen nur wenige fließgewässertypische, sehr anspruchsvolle, rheophile Insek-

tenarten vor. Dafür nimmt der Anteil euryöker Ubiquisten zu, d. h. der Anteil störungsempfindlicher Arten verschiebt sich zu Gunsten der robusten Arten.

Das hier exemplarisch an der Fallgruppe BW1 des Elbegebietes angewandte Vorgehen zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials ist grundsätzlich auch auf andere Flussgebiete und erheblich veränderte sowie künstliche Wasserkörper übertragbar.

Literatur

- ECOSTAT (2006): Alternative Methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Water Bodies (HMWB) and Artificial Water Bodies (AWB). Annex II in: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive”, 4th Version, October 23rd 2006.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.): Biozönotische Leitbilder und das höchste ökologische Potenzial für Rhein und Weser in Nordrhein-Westfalen. Autoren: T. Pottgiesser, T. Ehlert, C. Frenz, G. Friedrich, M. Halle, A. Lorenz, A. Scharbert, K. van de Weyer. - LUA-Merkblätter 49: 1-122.
- Pottgiesser, T., J. Kail, M. Halle, U. Mischke, A. Müller, S. Seuter, K. van de Weyer, K. & C. Wolter (2008): Das gute ökologische Potenzial: Methodische Herleitung und Beschreibung - Morphologische und biologische Entwicklungspotenziale der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet (Endbericht PEWA II). - umweltbüro essen im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (SenGUmV). Essen, 234 S. - www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/wrrl/de/potentiale.shtml.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) (2004): Grundlage für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie - Handbuch. UBA-Texte 02/04.

Maßnahmenwahl nach ökologischer Kosteneffizienz – von der Angebotsplanung zur Maßnahmenplanung gemäß EG-WRRL am Beispiel eines Mittelgebirgsbaches im Ruhreinzugsgebiet

Heinrich Schweder, Thomas Grünebaum & Michael Weyand

Ruhrverband, Kronprinzenstr.37, 45128 Essen; E-Mail: hs@ruhrverband.de

Keywords: Fließgewässer, EG-WRRL, Maßnahmenplanung, Gewässerentwicklungskonzepte, Priorisierung, Kosteneffizienz

Einleitung

Die Erstellung von Konzepten zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern („KNEFs“) basiert auf Zielsetzungen, die sich von denen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) unterscheiden. KNEFs haben vor allem strukturelle Verbesserungen der Fließgewässer zum Ziel, wie z. B. die Anlage von Ufergehölzen oder die Beseitigung von Wanderbarrieren, und weisen daher eine Vielzahl möglicher diesbezüglicher Maßnahmenvorschläge auf (vgl. z. B. MUNLV 2003). Die konkrete Realisierung von Maßnahmen erfolgt zumeist weniger nach Effektivitäts- und Effizienzkriterien sondern mehr mit Blick auf deren Umsetzungswahrscheinlichkeit, weswegen z. B. vor allem Flächen in öffentlichem Besitz bevorzugt für Maßnahmen herangezogen werden. Bei der EG-WRRL dagegen besteht das Ziel im Erreichen des guten ökologischen (Gesamt-) Zustands. Hierdurch werden nicht nur Auswirkungen von strukturellen Defiziten wie Sohlabstürzen oder Uferverbau, sondern auch von stofflichen und hydraulischen Belastungen erfasst. Bei der konkreten Maßnahmenauswahl sind u.a. Kosteneffizienzkriterien einzubeziehen.

Trotz dieser unterschiedlichen Zielsetzungen von EG-WRRL und KNEFs lassen sich jedoch die Maßnahmen der KNEFs mit ihrer Ausrichtung auf Strukturverbesserungen prinzipiell als eine Teilmenge der Maßnahmenpläne nach EG-WRRL bezeichnen und somit nutzen. Aus Effizienzgründen ist daher eine Einbeziehung von „KNEF-Maßnahmen“ in und deren Ausrichtung auf die Maßnahmenplanung gemäß EG-WRRL sinnvoll und zu empfehlen.

Maßnahmen im hydromorphologischen Bereich sind dabei unter Berücksichtigung wirtschaftlicher, sozio-ökonomischer und nutzungsbezogener Aspekte zu betrachten.

Dabei sollten folgende Gesichtspunkte beachtet werden:

- Feststellung eines Defizits allein auf Basis der Untersuchung der biologischen Qualitätskomponenten
- Ermittlung der Ursachen für das festgestellte Defizit, ggf. unter Einbeziehung der unterstützenden Qualitätskomponenten („Kausalanalyse“)
- Entwicklung potenzieller Maßnahmen zur Defizitbeseitigung ohne Restriktionseinschränkungen

- Durchführung einer Wirkungsprognose dieser potenziellen Maßnahmen in Hinblick auf die biologischen Qualitätskomponenten
- Abschätzung der Maßnahmenkosten
- Feststellung der Kostenwirksamkeit der Maßnahmen
- Auswahl bzw. Priorisierung der Maßnahmen nach dem Kriterium der Kostenwirksamkeit, nachrangig nach zusätzlichen Kriterien wie Budgetverfügbarkeit, Umsetzbarkeit etc.

Für etwaige Maßnahmen im gewässerstrukturellen Bereich hat der Ruhrverband am Beispiel des Einzugsgebietes des Paasbachs eine entsprechende und die o. g. Kriterien aufgreifende Methodik entwickelt und erprobt.

Material und Methoden

Kostenwirksamkeitsquotient KWQ

Die Ausrichtung und Priorisierung der im Rahmen der KNEF-Bearbeitung zusammengestellten Maßnahmen basiert auf der Ableitung eines Kostenwirksamkeitsquotienten (Grünebaum et al. 2007), der die Kosten einer Maßnahme bzw. Maßnahmenkombination ins Verhältnis zu deren abgeschätzten ökologischen Wirksamkeit setzt (Tabelle 1). Letztere stützt sich auf Ergebnisse eines WRRL-konformen Gewässermonitorings sowie auf Erfahrungen mit den Ansprüchen der verschiedenen Organismengruppen an die Habitatqualität. Sie drückt sich aus in einer fünfstufigen Bewertungsskala hinsichtlich der Erreichbarkeit des angestrebten Zielzustands, die von „keine Wirkung“ bis „Zielerreichung wahrscheinlich“ reicht und mit dem prognostizierten Wirkungsbereich verknüpft ist.

Tab. 1: Ableitung des Kostenwirksamkeitsquotienten KWQ

KWQ [€/je Klassenmeter] = K [€] / W_p [Klassenmeter]		
Hierin bedeuten:	KWQ	Kostenwirksamkeitsquotient
	K	Kosten der Maßnahmenkombination [€]
	W _p	Wirksamkeit der Maßnahmenkombination, bezogen auf Parameter p; (W _p [Klassenmeter] = B [Klasse] * L [m])
	L	Länge der betroffenen Strecke [m]
	B	Bewertungsklasse [Klasse]:
		0: keine Wirkung
		1: Zielerreichung nur in Kombination möglich
		2: Zielerreichung evtl. möglich
		3: Zielerreichung möglich
		4: Zielerreichung wahrscheinlich

Untersuchungsgebiet Paasbach

Der Paasbach, der in Hattingen in die Ruhr mündet, weist mit seinen betrachteten Nebengewässern eine Gesamtstrecke von ca. 30 km auf und kann als durchaus typisch für kleinere Fließgewässer im

Ruhreinzugsgebiet betrachtet werden. Das System ist in fünf Wasserkörper i. S. der EG-WRRL unterteilt, von denen zwei als vorläufig erheblich verändert (HMWB1) ausgewiesen sind: Paasbach, Paasbach Mündungsbereich (HMWB), Oberer und Unterer Sprockhöveler Bach und dazwischen der Sprockhöveler Bach im Stadtbereich Sprockhövel (HMWB). Das Einzugsgebiet wird durch eine vorwiegend landwirtschaftliche aber auch forstwirtschaftliche Nutzung geprägt. Das System zeigt insgesamt eine mäßige saprobielle Belastung (Gewässergüteklasse II). Aufgrund des an vielen Stellen verarmten Artenspektrums, dessen Ursache in der oft mangelhaften Strukturgüte zu suchen ist, wurden einige Gewässerabschnitte, wie z.B. alle Unterläufe der untersuchten Gewässer, auf Güteklasse II bis III abgewertet. Belastungen durch Niederschlagswassereinleitungen spielen keine relevante Rolle.

Ergebnisse

Für das Paasbachsystem wurde zunächst ein „konventionelles“ KNEF entsprechend den Vorgaben des Leitfadens des MUNLV (2003) erstellt. Diese Planung mit rund 500 Einzelmaßnahmen wurde anschließend auf die Zielsetzung der EG-WRRL ausgerichtet. Aus allen im „konventionellen“ KNEF vorgesehenen Einzelmaßnahmen wurden – differenziert nach Wasserkörper – verschiedene Maßnahmenkombinationen (MK) abgeleitet und zu den MK1 bis MK 3 bzw. MK 4 zusammengefasst (Grünebaum et al. 2007).

Maßnahmenkombination MK 1 enthält für jeden Wasserkörper getrennt die gemäß eines konventionellen KNEFs entwickelten Maßnahmen. Es ist davon auszugehen, dass bei Realisierung aller entwickelter Einzelmaßnahmen der gute ökologische Zustand erreicht wird (Bewertung „Zielerreichung wahrscheinlich“). Für MK 2 wurden lediglich diejenigen Maßnahmen der MK 1 ausgewählt, die zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes erforderlich erscheinen, auf die übrigen wurde verzichtet., so z.. B. auf die Herausnahme einer relativ schmalen Betonbrücke, die keine den ökologischen Zustand verbessernde Maßnahme darstellt. Im Wesentlichen entspricht die MK 2 einer Teilmenge der MK 1, evtl. ergänzt um pauschalisierte Maßnahmen (z. B. „Ergänzung lückiger Ufergehölze“), wenn auf die in MK 1 vorgesehene großzügige Verbreiterung von Ufergehölzstreifen verzichtet wurde. Es wurde berücksichtigt, dass die natürlichen Wasserkörper sich überwiegend bereits in einem guten ökologischen Zustand oder nicht sehr weit davon entfernt befinden. Dies gilt auch für einen Teilbereich des als „erheblich verändert“ eingestuften Wasserkörpers (HMWB) im urban geprägten Bereich von Sprockhövel. Es wurde auch berücksichtigt, dass der die Zielerreichung in einem Wasserkörper kennzeichnende gute ökologische Zustand nicht unbedingt an jeder Stelle dieses Wasserkörpers erreicht werden muss. Bei der Generierung der MK 2 fand bewusst das Phänomen der „Strahlwirkung“ (DRL 2008) Eingang in die Wirkungsprognose. Für die MK 3 bzw. MK 4 wurde die MK 2 bzw. MK 3 um mehrere ausgewählte, kostenträchtige Maßnahmen reduziert. Dies führt allerdings dazu, dass nur noch eine Bonitierung mit der Bewertungsklasse 3 bzw 2 erfolgen kann.

Die oben genannten Maßnahmenkombinationen wurden für die natürlichen Wasserkörper des Paasbach-Systems sowie für den erheblich veränderten Wasserkörper in Sprockhövel zusammengestellt, für den nach gleicher Methode vorgegangen werden konnte.

Eine etwas anders gelagerte Situation ist jedoch hinsichtlich des erheblich veränderten Wasserkörpers Paasbach-Mündungsbereich in Hattingen-Henrichshütte gegeben. Hierfür wurden zwar eben-

¹ HMWB: heavily modified water body. Für derartig eingestufte Wasserkörper wird von der EG-WRRL als Ziel das „gute ökologische Potential“ genannt.

falls verschiedene Maßnahmenkombinationen zusammengestellt, die allerdings die Erreichung des Tab. 2: Beispielhafte Bewertung der verschiedenen Maßnahmenkombinationen sowie Maßnahmenpriorisierung am Sprockhöveler Bach

Gewässername: Sprockhöveler Bach		Abschnitt: Oberhalb Stadtgebiet bis Quelle		
Wasserkörper: DE_NRW_276942_5500		Länge (L): 5.700 m		
ökologischer Zustand (Periodes):		mäßig		
Maßnahmenkombination	Kosten [T €]	W _P	KWQ [€/ W _P]	Priorisierung
MK 1: konventionelles KNEF	402	4 * L	18	3
MK 2: MK 1 reduziert (z. B. Uferstreifen und Gehölzpflanzungen reduziert, ohne Maßnahmen Querbauwerke Klasse C, ohne Sanierung Quellbereich, ...)	74	4 * L	3	1
MK 3: MK 2 reduziert (ohne Rückbau/Umgestaltung Teichanlage im Hauptschluss)	70	3 * L	4	2
Gewässername: Sprockhöveler Bach		Abschnitt: Stadtgebiet Niedersprockhövel		
Wasserkörper: DE_NRW_276942_2811		Länge (L): 2.700 m		
ökologischer Zustand (Periodes):		mäßig		
Maßnahmenkombination	Kosten [T €]	W _P	KWQ [€/ W _P]	Priorisierung
MK 1: konventionelles KNEF	763	1 * L	283	--- ¹⁾
MK 2: MK 1 und Beseitigung einer Bachschwinde (im WK oberhalb!)	773	4 * L	72	3
MK 3: MK 2 reduziert (z. B. Uferstreifen und Gehölzpflanzungen reduziert, ohne Maßnahmen Querbauwerke Klasse C, Profilaufweitungen reduziert, ...)	480	4 * L	44	2
MK 4 : MK 3 reduziert (ohne Profilaufweitung)	195	3 * L	24	1

¹⁾ Zielerreichung „guter ökologischer Zustand“ ohne Beseitigung der Bachschwinde im Wasserkörper oberhalb nicht gegeben, daher keine Priorisierung

guten ökologischen Zustands als ausgeschlossen erscheinen lassen, da weiterhin fast die Hälfte des Wasserkörpers eine Verrohrung aufweisen wird. Auch ist eine analoge Bewertung auf Basis der Abschätzung der Zielerreichungswahrscheinlichkeit für das hier zu erreichende gute ökologische Potenzial nicht möglich, da derzeit die Zielgröße „gutes ökologisches Potenzial“ in der Fachwelt noch intensiv diskutiert wird und diesbezüglich noch keine verbindlichen Festlegungen getroffen wurden. Die Bewertung der verschiedenen Maßnahmenkombinationen für diesen erheblich veränderten Wasserkörper erfolgte daher lediglich verbal-argumentativ.

Die Ergebnisse sind beispielhaft für zwei Wasserkörper in der Tabelle 2 mit den entsprechenden Kosten und Angaben zur Erreichungswahrscheinlichkeit des Ziels „guter ökologischer Zustand“ zusammengestellt.

Die Realisierung aller rund 500 Einzelmaßnahmen des „konventionellen“ KNEFs würde einen Aufwand von insgesamt ca. 5,2 Mio. Euro bedeuten. Kurz- und mittelfristig wären hiervon rund 2,5 Mio. Euro erforderlich (Grünebaum et al. 2007). Das Ergebnis wäre ein strukturell erheblich aufgewertetes Paasbachsystem. Auch das Ziel „guter ökologischer Zustand“ ist auf diesem Wege erreichbar. Aber diese Zielerreichung ist mit gleicher Wahrscheinlichkeit allerdings auch für lediglich 0,8 Mio. Euro möglich, wenn man der Empfehlung des nach obiger Weise auf die EG-WRRL ausgerichteten KNEF für den kurz- bis mittelfristigen Zeitraum folgt und auf wenig effiziente aber kostenträchtige Maßnahmen verzichtet.

Es ergibt sich somit, dass sich bestehende KNEF sinnvoll in die Maßnahmenplanung nach der EG-WRRL einbeziehen lassen.

Zusammenfassung

Die grundsätzliche Ausrichtung der Angebotsplanung eines KNEFs lässt sich sinnvoll in die Maßnahmenplanung nach EG-WRRL einbeziehen. Ziel darf jedoch nicht lediglich die Verbesserung der Gewässerstruktur, sondern muss die Erreichung des guten ökologischen Zustands bzw. Potentials sein. Hierzu ist die Einbeziehung der biologischen Qualitätskomponenten als Basis für die Maßnahmenbewertung unabdingbar. Zur Ableitung der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen sind zur Berücksichtigung von Strahl- und Wechselwirkungen die Ausdehnung des Betrachtungsraumes über die Grenzen eines Wasserkörpers hinaus, eine Abschätzung der Zustandsänderungen durch die Maßnahmen und eine Kosteneffizienzanalyse erforderlich. Eine Methodik zur Abschätzung der ökologischen Kosteneffizienz wurde entwickelt und für einen Mittelgebirgsbach erfolgreich erprobt. Sie stützt sich auf Ergebnisse EG-WRRL-konformer Untersuchungen, auf Kenntnis der Habitatansprüche der Organismengruppen sowie sonstiger ökosystemarer Zusammenhänge. Die dargestellte Methodik liefert eine transparente Maßnahmenpriorisierung aufgrund quantitativer Aufwands-/Wirksamkeitskriterien. Von Vorteil erscheint dabei der Aspekt, dass über die Ermittlung eines Kostenwirksamkeitsquotienten Maßnahmen verschiedener Ausrichtung und Ausführungstiefe zumindest qualitativ vergleichbar und somit priorisierbar werden.

Literatur

- DRL (2008): Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten – „Strahlwirkung“. Deutscher Rat für Landespflege, Nr. 81, 2008. ISSN 0930-5165.
- Grünebaum, T., Schweder, H., Weyand, M. (2007): Kosteneffizienzkriterien bei der Maßnahmenwahl – von der Angebotsplanung zum Maßnahmenprogramm. Tagungsunterlagen zum achten DWA-Workshop „Flussgebietsmanagement“ am 21. und 22. November 2007 in Essen.
- MUNLV (2003): Leitfaden zur Aufstellung eines Konzeptes zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. Herausgeber: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9807642-8-1.

Geostatistische Analyse der Strahlwirkung in Fließgewässern am Beispiel der Wasserpflanzen

Tremp, Horst

Institut für Landespflege, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Tennenbacher Straße 4, 79106 Freiburg;
horst.tremp@landespflege.uni-freiburg.de

Keywords: Wasserpflanzen, Räumliche Autokorrelation, Moran's I, Struktur, scale, Strahlwirkung

Einleitung

Strahlwirkung bezeichnet einen Vorgang, bei dem aus ökologisch intakten Fließgewässerabschnitten Organismen in strukturell schlechtere Abschnitte gelangen, sich dort ansiedeln und so den ökologischen Zustand verbessern (DRL 2008). Nach verbreiteter Übereinkunft kann durch Kenntnis und Nutzung der Strahlwirkung die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wesentlich kosteneffizienter gestaltet werden. Nur wurden bislang grundlegende Variablen - die Intensität der Strahlwirkung und die Strahlweglänge - weder für die Organismen (biologische Qualitätsparameter nach EG-WRRL), noch für die zu berücksichtigenden 24 Fließgewässertypen Deutschlands angemessen quantifiziert. Angesichts der räumlich meist zu gering aufgelösten Vegetationsdaten, des häufig nicht übereinstimmenden Maßstabs erhobener Standortfaktoren mit der Zielvariablen (Artenverbreitung), sowie die für geostatistische Analysen meist ungeeignete Datenform, sollte die Anwendung einfacher Strukturfunktionen auf geeignete Datensätze zu einem beträchtlichen Erkenntnisgewinn führen. Die Intensität der potenziellen Strahlwirkung bei Wasserpflanzen lässt sich in einem ersten Schritt über den Autokorrelationskoeffizienten, die Gewässer(typ)-spezifische potenzielle Strahlweglänge (= Wirkungsbereich) über die statistisch signifikante lag-Distanz quantifizieren. Beide Kenngrößen lassen sich in eine räumlich explizite Aussage der Erfolgswahrscheinlichkeit von Maßnahmen zur Förderung der Strahlwirkung übersetzen.

Material und Methoden

Die Ammer ist ein kleineres Fließgewässer im Einzugsgebiet des Neckars (Rhein) vom Typ Feinmaterialreicher, karbonatischer Mittelgebirgsbach. Sie verbindet auf einer Länge von 22,5 km und 0,42 % mittlerem Gefälle die Städte Herrenberg und Tübingen (Baden-Württemberg). Die Ausformung des teilweise bis 1 km breiten Ammertals fällt in das Eiszeitalter (AGN & NAG 1999) und steht in keinem Verhältnis zur heutigen Größe des Flussschens. Das Einzugsgebiet der stark von Grundwasser geprägten Ammer beträgt etwa 164 km², ihr Jahresabfluss 46 Mio. Kubikmeter. Sie verläuft vorwiegend in weichen Keuperschichten, schneidet aber auch die geologische Formation des Oberen Muschelkalks an. Die Ammer ist ein stark anthropogen verändertes Gewässer, kennzeichnend ist die historische und z. T. noch aktuelle Mühlennutzung (Ausleitungen). Sie ist durch Siedlungsentwässerung stark hydraulisch belastet (Betterosion) und ihre Gewässerstruktur wurde durch den Wasserbau über weite Strecken stark bis sehr stark verändert. Neben der häufig bis an

den Gewässerrand betriebenen landwirtschaftlichen Nutzung wirken sich bauliche Veränderungen und Schnittgut-Entsorgung aus Kleingärten sowie illegale Abfallentsorgung nachteilig auf das Gewässer aus. Die biologische Gewässergüte wird über weite Strecken mit II (mäßig belastet) eingestuft (RP 2005).

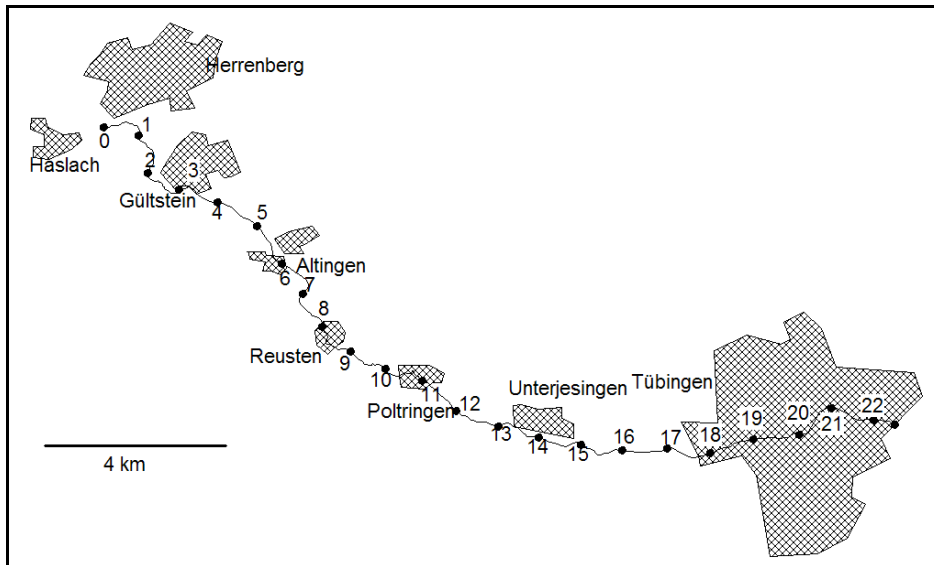


Abb. 1: Ammerverlauf und Kilometrierung (Quelle bis Mündung). Die Untersuchung wurde bis Kilometer 18 in 100 m Abständen durchgeführt.

Die Vegetationsaufnahmen wurden von den Ammerquellen bis zur Stadtgrenze Tübingen alle 100 m („segment system“, Frissel et al. 1986) in Abschnitten von 10 m („reach system“ Frissel et al. 1986) durchgeführt (Abb. 1). Die Gewässergröße und die kurzen Abschnitte erlaubten eine prozentuale Deckungsschätzung. Arten mit einer Deckung von weniger als 1% gingen mit dem Wert 0,1 in die Berechnungen ein. Bisweilen kommt es in Mischbeständen und tieferen Rückstau-bereichen zur gegenseitigen Überdeckung einzelner Arten (vertikale Schichtung), doch spielt diese in kleinen flachen Fließgewässern keine entscheidende Rolle. Die Art und Weise der Aufnahme steht zwischen rangskalierten Mengenschätzungen variabler Gewässerstrecken und Mikro-kartierungen (vgl. Kohler & Janauer 1995). An 180 Probestellen wurde die potenzielle Sonnenscheindauer (Horizontoskop) an der Wasseroberfläche, die maximale Strömungsgeschwindigkeit (Driftkörper über 10 m), Sedimentzusammensetzung (visuelle Schätzung), Wassertiefe (Mehrfachmessung bei 0 m, 5 m und 10 m) sowie Temperatur und elektrische Leitfähigkeit erhoben. Die Nährstoffe Phosphat und Nitrat sowie Gesamthärte und Säurebindungsvermögen wurden in Kilometer-Abständen mit Schnelltests gemessen.

Neben Mittelwert und Variationskoeffizient wurden korrelative Strukturen zwischen den Standortfaktoren und Vegetationsdeckung durch die Komponentenladungen einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) wiedergegeben. Mit dem Koeffizient Moran's I wurde die räumliche Autokorrelation der Einzelvariablen bestimmt. Eine räumliche Autokorrelation ist eine Korrelation zwischen den Werten einer Variablen als Funktion ihrer räumlichen Distanz (Legendre & Legendre 1998). Jeder Koeffizient wird auf Signifikanz geprüft. Ein Korrelogramm wird als global signifikant bezeichnet, wenn wenigstens für eine Distanzklasse das Signifikanzniveau nach Bonferroni-Korrektur unterschritten wird. Die globale Signifikanz der Korrelogramme wurde bei 50 berücksichtigten Distanzklassen (= 5 km) bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha' < 0,0001$ festgelegt. Es wird davon ausgegangen, dass bei Ausbreitungsprozessen von Pflanzen eine positive räumliche Autokorrelation

bei kurzen Distanzen wahrscheinlich ist. Daher wurde der Signifikanztest einseitig durchgeführt. Für die Standortparameter gilt prinzipiell dasselbe. Bei fehlender räumlicher Autokorrelation ist der Erwartungswert von Moran's I null. Die Berechnung erfolgte mit der frei erhältlichen Software Rookcase (Sawada 1999).

Ergebnisse

Die Nitratwerte sind über das gesamte Gewässer hoch ($> 20 \text{ mg/l NO}_3^-$), ab Kilometer 5 (Abb. 1) sind die Phosphatkonzentrationen ($> 0,5 \text{ mg/l PO}_4^{3-}$) erhöht, sodass ein der elektrischen Leitfähigkeit (Wassertemperatur) ähnlicher, weitreichender Nährstoffgradient ausgebildet ist. Eine Nährstofflimitierung ist daher unwahrscheinlich (vgl. Demars & Harper 2005). Die Gesamthärte erstreckt sich über den Wertebereich $3,6 - 7,3 \text{ mmol/l}$ (hartes bis sehr hartes Wasser), das Säurebindungsvermögen über $4,5 - 7,3 \text{ mmol/l}$.

Tab. 1: Mittelwerte und Variationskoeffizienten von Standortfaktoren/Vegetationsdeckung (n = 180) und hochstetiger Arten. Neben lag-Distanz und dem 1. Moran's I Koeffizienten (lag-Distanz = 100 m) sind (fett: bedeutsame/redundante) Komponentenladungen einer PCA angegeben.

	Mittelwert	Variationskoeffizient (%)	Max. lag-Distanz "Pot. Strahlwirkung (m)"	1. Moran's I Koef. "Intensität der Strahlwirkung"	Komponentenladungen (PCA)	
					Faktor I	Faktor II
El. Leitfähigkeit ($\mu\text{S/cm}$)	1114,0	18,0	4200	0,95	-0,105	-0,333
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0,5	59,1	600	0,45	-0,747	0,165
Sohlsubstrat (Schlick, Schlamm; %)	29,8	119,9	400	0,56	0,807	-0,288
Wassertiefe (cm)	49,9	48,8	200	0,39	0,718	-0,309
Pot. Sonnenscheindauer (Apr.-Sep.; h)	716,1	88,6	200	0,49	0,532	0,697
Vegetationsdeckung (%)	23,7	100,2	300	0,39	0,209	0,823
<i>Fontinalis antipyretica</i> % (n = 52)	2,3	87,7	600	0,41	Erklärte Varianz (%)	
<i>Berula erecta</i> % (n = 94)	15,2	129,7	600	0,52		
<i>Ranunculus fluitans</i> % (n = 49)	11,8	144,2	400	0,55		
<i>Elodea canadensis</i> % (n = 63)	8,9	167,7	100	0,33		
<i>Hygroamblystegium tenax</i> % (n = 84)	2,0	167,7	100	0,37		
<i>Leptodictyum riparium</i> % (n = 82)	2,4	186,2	100	0,37	34,4	24,7

Die chemischen Faktoren prägen das Gewässer als Ganzes und bestimmen in Verbindung mit anderen über das gesamte Gewässer wirksamen Faktoren wie der Anzahl der Hochwasserereignisse (Riis & Biggs 2003) den Artenpool. Vorwiegend kleinräumig wirksame Variablen, welche die Produktion und Artenzusammensetzung „vor Ort“ bestimmen, zeigt Tabelle 1. Neben den hier aufgeführten Arten wachsen in der Ammer *Callitriche spec.* (nur *Callitriche platycarpa* fruchtend), *Zannichellia palustris*, *Elodea nuttallii*, *Ranunculus trichophyllus*, *Potamogeton crispus*, *Nasturtium officinale*, *Veronica anagallis aquatica*, *Veronica beccabunga*, *Agrostis stolonifera*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria fluitans*, *Rhynchosstegium riparioides*, *Fissidens crassipes* und *Batrachospermum cf. moniliforme*. Mit Ausnahme der letztgenannten Rotalge handelt es sich um persistente Arten der Kalkfließgewässer (Trempe & Kohler 1995), die nur bei erheblich höherer stofflicher oder hydraulischer Belastung verschwinden würden.

In Abb. 2 zeigt das Korrelogramm des Summenparameters elektrische Leitfähigkeit erwartungsgemäß eine ideale Gradientenstruktur, die durch positive Werte auf Kurz- bis Mitteldistanzen bis hin zu schließlich negativen Werten bei sehr weiten Distanzen (in Abb. 2 nicht gezeigt) gekennzeichnet ist. Die Fließgeschwindigkeit ist noch über Gewässerlängen bis 600 m autokorreliert. Insbesondere Querbauwerke und Ausleitungen verhindern aber eine deutlichere Gradientenstruktur.

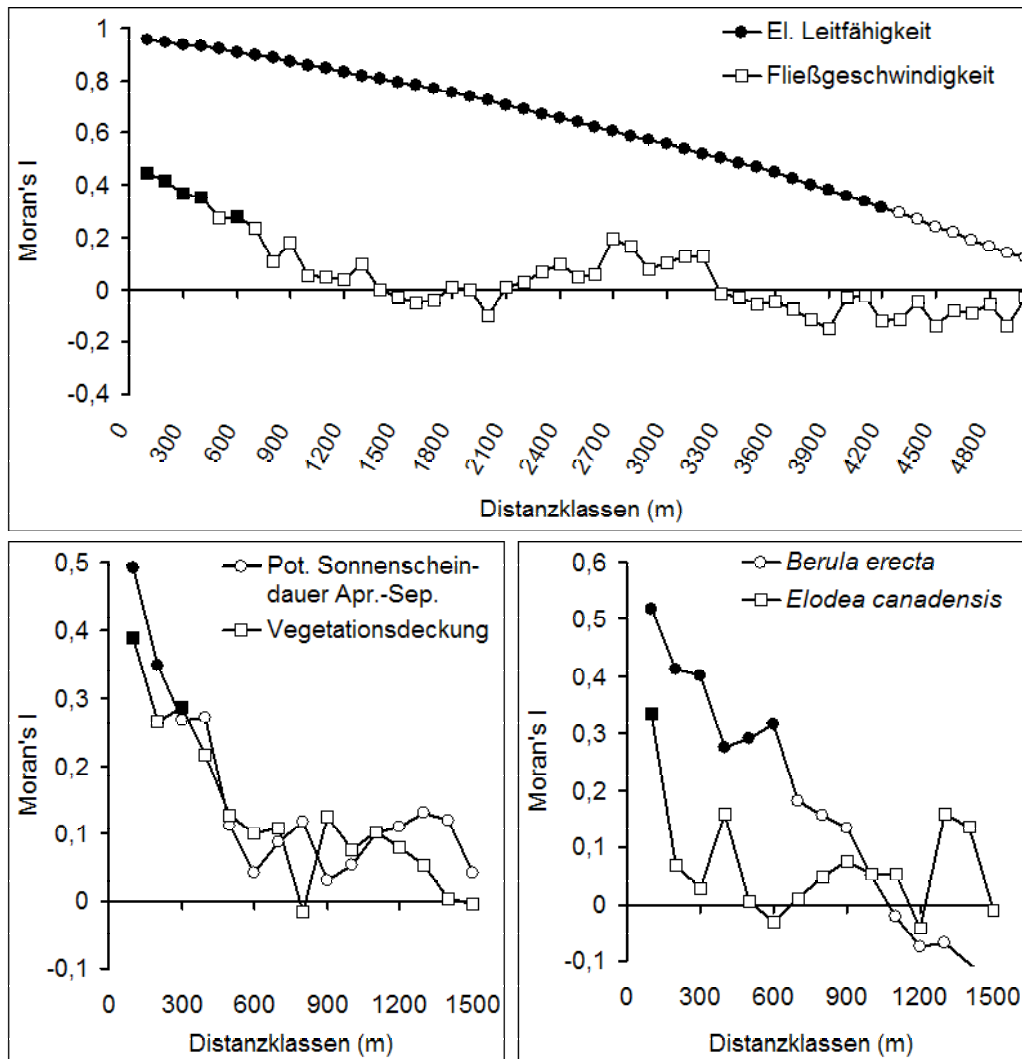


Abb. 2: Strukturdiagramme abiotischer und biotischer Kenngrößen. Ausgefüllte Symbole kennzeichnen die nach Bonferroni-Korrektur signifikanten ($P < 0,0001$) Koeffizienten.

Auch bei allen anderen Strukturfunktionen (Abb. 2) kommt es bereits nach kurzen Distanzen zur Oszillation um den Nullpunkt, was kennzeichnend für ein räumlich zufälliges Muster ist (Legendre & Legendre 1998). Regelmäßige Schwankungen der Kurven, die auf regelhaft auftretende Musterbildungen (Trempe 2004) im Gewässerverlauf hindeuten, wurden mit dem gewählten Untersuchungsansatz nicht erfasst oder liegen nicht vor.

Die astronomisch mögliche Sonnenstundenzahl nicht geneigter Flächen beträgt über die Monate April – September (Sommerhalbjahr, Vegetationsperiode) für das Gebiet etwa 3000 h. Bedingt durch die starke Eintiefung der Ammer sowie die Silhouette der krautigen Ufervegetation und der Bäume, erreicht im Mittel weniger als ein Drittel (Tab. 1) der direkten Sonnenstrahlung die Gewässeroberfläche. Bei einer überschlagsweise angenommenen tatsächlichen Sonnenscheindauer zwischen 50 - 60% des potenziellen Wertes, abzüglich der Lichtreflexion an der Wasseroberfläche sowie Verluste durch Streuung und Absorption im Wasserkörper - die Ammer ist häufig getrübt - wird klar, dass Licht sehr schnell zum Produktions-begrenzenden Faktor wird. Die praktisch gleich-

laufenden Strukturfunktionen potenzielle Sonnenscheindauer und Vegetationsdeckung (Abb. 2) bekräftigen die hohe Bedeutung des Lichtes für die submerse Vegetation.

Eine eindeutige Interpretation der Strukturdiagramme einzelner Arten ist bei der gegebenen Datenbasis und Verrechnung nicht möglich. Die Ursache der Verbreitungsmuster beruht auf mindestens drei Komponenten: die Artausbreitung, Etablierung und Standortseinpassung. Bei jeder Art ist die Bedeutung dieser Komponenten unterschiedlich zu gewichten. So ist der dauerhafte Verbleib von *Berula erecta* nach unsicherer Ausbreitungs- und Etablierungsphase durch fest verankerte Rhizome, Ausläuferausbreitung und morphologische Anpassungsfähigkeit sehr wahrscheinlich. Hingegen dürfte in der vorherrschend stark strömenden Ammer bei *Elodea canadensis* eine vergleichsweise schlechtere Standortseinpassung erfolgen. Im Grunde belegt das Strukturdiagramm (*Berula erecta*/*Elodea canadensis*) nur, dass der Aufrechte Merk über längere Distanzen, und damit über standörtlich unterschiedliche Gewässerabschnitte hinweg, dauerhafte Population aufgebaut hat. Trotz Ausbreitungs- und Etablierungsstärke (Spross-Fragmentierung; always-ready strategy, Barrat-Segretain & Bornette 2000) der Kanadischen Wasserpest eignen sich die vorherrschenden Standortstypen nicht zur dauerhaften Etablierung. Hierzu zählen insbesondere lichtarme flach überströmte Gewässerabschnitte.

In Fällen, bei denen das Artvorkommen an spezifische Ressourcen gebunden ist, sollte eine positive räumliche Autokorrelation geprüft werden, ob sie nicht auf einer Gemeinsamkeitskorrelation beruht. Beispielsweise ist das Auftreten von *Hygroamblystegium tenax* an das Vorhandensein nicht überschlickter natürlicher oder künstlicher Festsubstrate (Blöcke, größere Steine) gebunden. Für das Auftreten von *Ranunculus fluitans* hingegen ist eine bestimmte Mindestströmung Voraussetzung. Ähnliche lag-Distanzen zwischen Fließgeschwindigkeit und Deckung des Fluthahnenfußes (Tab. 1, Abb. 2) machen eine solche Gemeinsamkeitskorrelation höchst wahrscheinlich und unterstreichen damit vor allem die Bedeutung kleinräumig wirksamer Standortfaktoren auf die Verbreitungsmuster der Arten.

Fazit

Angeichts geringer räumlicher Wirkungsbereiche der Wasserpflanzenverbreitung und der nicht zu unterschätzenden Bedeutung kleinräumig wirksamer Standortfaktoren für die Artenzusammensetzung in Fließgewässerabschnitten wird einer positiven Strahlwirkung im eingangs genannten Sinne eine nachrangige Bedeutung zur ökologischen Verbesserung des Gewässerzustandes beigemessen. Hierbei wird natürlich nicht infrage gestellt, dass Pflanzenvorkommen oberhalb vegetationsfreier Abschnitte eine Grundvoraussetzung für deren Wiederbesiedelung sind. Wasserpflanzenzusammensetzung und –diversität werden von Faktoren beeinflusst, die sowohl auf der räumlichen Skala des Gewässersystems als auch der Abschnitte angesiedelt sind. Die historische Komponente spielt ebenfalls eine gewichtige Rolle (Harding et al. 1998). Wirksame Reproduktions- und Ausbreitungsmechanismen sind bei den meisten Wasserpflanzen nachweislich vorhanden (Weyer 2008). Diese sind zwar ebenfalls Grundvoraussetzung, für sich alleine aber nicht hinreichend in hydraulisch stark gestressten Bächen und Flüssen ein naturnahes Besiedlungsbild herzustellen.

Vonseiten der Prognostizierbarkeit der Wasserpflanzenbesiedlung erscheint eine Fokussierung auf die Gewässerränder (laterale Besiedlungsstrategien) lohnend. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass vor allem amphiphytische Arten (hierzu zählen praktisch alle Wassermoose) bei ungünstigen Lebensbedingungen über der Mittelwasserlinie verbleiben und von dort den dauerhaft submersen Bereich wiederbesiedeln (= laterale Fluktuationen). Bei diesen Arten ist eine gewisse Erfolgswahr-

scheinlichkeit „dauerhaft-fluktuierender Besiedlung“ in strukturell wenig geeigneten (Leitbild-ferner) Fließgewässerabschnitten gegeben. Eine Übertragung dieser Ergebnisse auf vermeintlich ähnliche oder gar andere Fließgewässer(typen) ist nicht zulässig. Inwieweit Befunde aus dieser Pilotstudie in gleicher Weise für naturnahe und natürliche Fließgewässer zutreffen, kann derzeit ebenfalls nicht beantwortet werden. Ohne zweckdienliche Grundlagenenerhebungen und Einsatz adäquater analytischer Instrumente (z. B. Demars & Harper 2005, Sanderson et al. 2005, Peterson et al. 2007) bleibt auch die Beurteilung und Bewertung des Eintrags von Arten aus Refugialräumen (Neben- und Hauptgewässer) fraglich.

Der erste Schritt einer nachhaltigen Förderung gewässertypischer Wasserpflanzen der Ammer ist die Rücknahme der hydraulischen Belastung mit ihren Folgeerscheinungen wie der Tiefen- und Randerosion sowie hoher Sedimentfrachten. Gleichzeitig sollte eine naturgemäße Bewaldung des engeren Gewässerkorridors gefördert werden.

Literatur

- AGN-Arbeitsgruppe Naturschutz und NAG-Naturkundliche Arbeitsgemeinschaft Tübingen (1999): Das Ammertal bei Tübingen: Materialien zu einem geplanten Landschaftsschutzgebiet. Die Tübinger Fauna und Flora, Beiheft. Bd. 1. 63 S.
- Barrat-Segretain, M.-H. & Bornette, G. (2000): Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. *Hydrobiologia* 421. 31 - 39.
- Demars, B. O. L. & Harper, D. M. (2005): Distribution of aquatic vascular plants in lowland rivers: separating the effects of local environmental conditions, longitudinal connectivity and river basin isolation. *Freshwater Biology* 50. 418 - 437.
- DRL – Deutscher Rat für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 81. 138 S.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E. & Hurley, M. D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification. Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10. 199 - 214.
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S. & Jones III, E. B. D. (1998): Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 95. 14843 – 14847.
- Kohler, A. & Janauer, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von Fließgewässern mit Hilfe von aquatischen Makrophyten. VIII-1.1.3. In: Steinberg C. E. W., Bernhardt, H. & Klapper, H. (Hrsg.), *Handbuch angewandte Limnologie: Ecomed.* 1 - 22.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology.* Elsevier, Amsterdam. 853 S.
- Peterson, E. E., Theobald, D. M. & Ver Hoeff, J. M. (2007): Geostatistical modelling on stream networks: developing valid covariance matrices based on hydrologic distance and stream flow. *Freshwater Biology* 52. 267 - 279.
- RP – Regierungspräsidium (2005): EG – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG). Vorläufiger Bericht zur Bestandsaufnahme Teil B. Bearbeitungsgebiet Neckar. 76 S. & Kartenanhang.
- Riis, T. & Biggs, J. F. (2003): Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography* 48. 1488 - 1497.
- Sanderson, R. A., Eyre, M. D. & Rushton, S. P. (2005): The influence of stream invertebrate composition at neighbouring sites on local assemblage composition. *Freshwater Biology* 50. 221 - 231.
- Sawada, M. (1999): Rookcase: an Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 80 (4). 231 - 234.
- Trempe, H. & A. Kohler (1995): The usefulness of macrophyte monitoring systems. Exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta Botanica Gallica* 142(6). 541 - 550.
- Trempe, H. (2004): Räumlich-autokorrelierte Strukturen in naturnahen Keuperbächen des Schurwaldes (Südwestdeutschland). DGL - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln). 168 - 172.
- Weyer, K. van de (2008): Aquatische Makrophyten in Fließgewässern des Tieflandes – Mögliche Maßnahmen zur Initiierung der Strahlwirkung. In: DRL – Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, 81. 67 - 70.

BASEN, T. & D. MARTIN-CREUZBURG: Wachstum der invasiven Süßwassermuschel *Corbicula fluminea* – Einfluss essentieller Lipide

BECHER, P. G. & F. JÜTTNER: Neurophysiologische Aktivität als cyanobakterielle Abwehr gegen Herbivorie in Biofilmen

BECKER, J., CH. ORTMANN & J. H. E. KOOP: Der Energiestoffwechsel bei Amphipoden – Ein Vergleich des neozoen *Dikerogammarus villosus* mit dem einheimischen *Gammarus fossarum*

WICKS, S. & E. GROSS: Einfluss der Kohlenstoffquelle auf bakterielle Biofilme

Wachstum der invasiven Süßwassermuschel *Corbicula fluminea* – Einfluss essentieller Lipide

Timo Basen¹, Dominik Martin-Creuzburg¹

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz timo.basen@uni-konstanz.de; 07531-88-2930

Keywords: *Corbicula fluminea*, essentielle Lipide, Futterqualität, PUFAs

Einleitung

Die asiatische Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* wurde 2003 erstmals im Bodensee beobachtet und breitet sich seitdem im Litoral des Sees aus (Werner & Mörtl 2004). Bisher ist weitgehend unklar, welche qualitativen Ansprüche *C. fluminea* an ihr Futter stellt. Experimente mit marinen Muscheln lassen den Schluss zu, dass ein Mangel an „essentiellen“ Lipiden (Sterolen, langkettigen mehrfach ungesättigten Fettsäuren: PUFAs) Wachstum und Reproduktion von Muscheln beeinträchtigen kann (Soudant et al. 1996a, Soudant et al. 1996b). In standardisierten Wachstumsversuchen wurden daher verschiedene Algen und Cyanobakterien an *C. fluminea* verfüttert und das Wachstum der Tiere erfasst, um qualitative Unterschiede zwischen den Futtersuspensionen aufdecken zu können. Zusätzlich wurde die Fettsäurezusammensetzung der Futtersuspensionen und der Muscheln analysiert um Zusammenhänge zwischen der Qualität des Futters und einzelnen Lipiden aufzuzeigen.

Material und Methoden

Die Futterorganismen für *C. fluminea* wurden in 5-Liter Flaschen semikontinuierlich (Verdünnungsrate von $0,25\text{d}^{-1}$) bei $120\text{ }\mu\text{mol sec}^{-1}\text{m}^{-2}$ kultiviert. Als Futter für die Muscheln wurden 2 Cyanobakterien (*Synechococcus elongatus*, *Anabaena variabilis*) und 3 Algen (*Scenedesmus obliquus*, *Nannochloropsis limnetica*, *Cryptomonas spec.*) verwendet.

In 200 ml partikelfrei filtriertes Seewasser wurden 3 mg C/l des jeweiligen Futterorganismus vorgelegt und eine juvenile *C. fluminea* (<1cm) eingesetzt (15 Replikate). Täglich wurde die Futtersuspension ausgetauscht um eine konstante Futterversorgung zu gewährleisten. Zu Versuchsbeginn und zu Versuchsende nach 28 Tagen wurde das Frischgewicht der Muscheln bestimmt und anhand der Gewichtszunahme wurde die Wachstumsrate der Tiere pro Tag ermittelt.

Die Fettsäurezusammensetzung sowohl der Futtersuspensionen als auch der Muscheln wurden gaschromatographisch untersucht. Zu Versuchsbeginn wurden von 5 Muscheln Lipidextrakte gewonnen, ebenso wurden zu Versuchsende von je 5 Muscheln der unterschiedlichen Futteransätze die Fettsäuren bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Somatische Wachstumsrate der Muscheln

C. fluminea konnte mit eukaryotischen Algen (*Scenedesmus*, *Nannochloropsis*, *Cryptomonas*) als Futterpartikel höhere Wachstumsraten erreichen als allein mit Cyanobakterien (siehe Abb.1). Sowohl das fädige Cyanobakterium *Anabaena variabilis* als auch das einzellige Cyanobakterium *Synechococcus elongatus* führten bei *C. fluminea* nur zu einer geringen Gewichtszunahme. Die Qualität des Futters für die Muschel lag bei den hier verwendeten Organismen wohl nicht an der Form der Partikel. Sowohl Partikel von geringer Größe $<5\mu\text{m}$ (*Synechococcus*, *Nannochloropsis*) als auch fädige Kolonien (*Anabaena*) wurden von der Muschel aufgenommen. Die größten Gewichtszunahmen wurden mit Futteralgen erreicht, die auch für Daphnien von guter Futterqualität sind (Von Elert et al. 2003; Martin-Creuzburg et al. 2008). Diese Futterqualität ist eng gekoppelt an die Verfügbarkeit von PUFAs und Sterolen. Cyanobakterien als Prokaryoten enthalten keine lankettigen PUFAs ($> \text{C18}$) und Sterole, und da Muscheln wie auch Daphnien nicht in der Lage sind die Lipide de novo zu synthetisieren, müssen sie diese Lipide über ihre Nahrung aufnehmen. Somit könnte durch die Ernährung mit Cyanobakterien eine Limitierung des Wachstums durch das Fehlen dieser essentiellen Lipide auftreten.

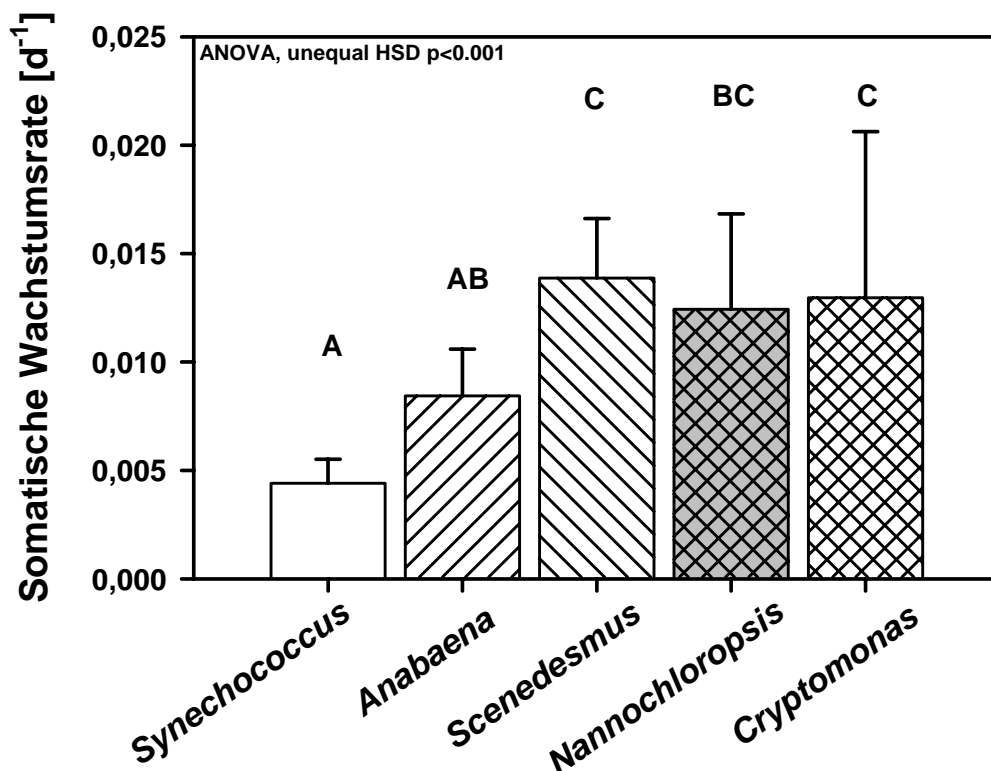


Abb. 1: Somatisches Wachstum von *C. fluminea* auf verschiedenen Futterorganismen. Abgebildet sind Mittelwert und einfache Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant voneinander verschiedene Mittelwerte.

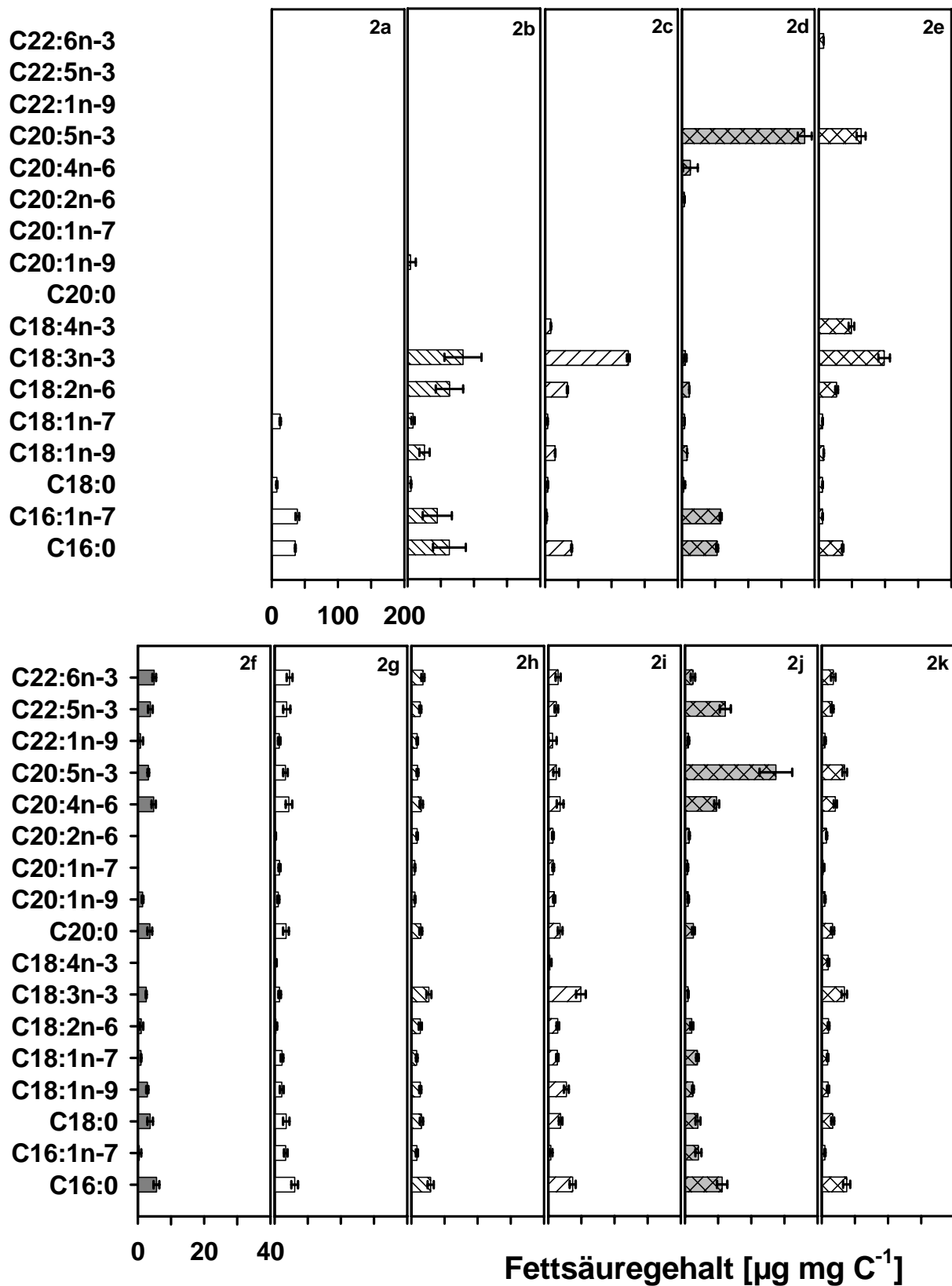


Abb. 2: Fettsäuregehalt der Futterorganismen (2a-e) und der Muscheln zu Versuchsbeginn (2f) und zu Versuchsende (2g-k). Aufgetragen sind die Mengen der Fettsäuren der Cyanobakterien (2a *Synechococcus*, 2b *Anabaena*), Algen (2c *Scenedesmus*, 2d *Nannochloropsis*, 2e *Cryptomonas*) und der Muscheln vor Versuchsstart (2f) und nach Kultivierung über vier Wochen mit den Futterorganismen (2g *Synechococcus*, 2h *Anabaena*, 2i *Scenedesmus*, 2j *Nannochloropsis*, 2k *Cryptomonas*). [Sowohl bei 2a-e als auch 2f-k sind die Skalierungen der X-Achsen identisch.]

Fettsäureanalyse

Um den Einfluss von Fettsäuren auf das Wachstum von *C. fluminea* untersuchen zu können, wurden Fettsäureanalysen der verschiedenen Futterarten und auch der Muscheln durchgeführt, die 4 Wochen mit diesen Algen und Cyanobakterien gefüttert wurden (siehe Abb.2). In den Cyanobakterien konnten keine Fettsäuren mit mehr als 18 Kohlenstoffatomen detektiert werden (Abb.2a, b) und somit auch keine langkettigen mehrfach ungesättigten Fettsäuren. Diese langkettigen PUFAs wurden nur in *N. limnetica* und in *Cryptomonas* spec. nachgewiesen (Abb.2d, e; C20:5n-3 Eicosapentaensäure, EPA; C22:6n-2 Docosahexaensäure, DHA). In den Muscheln konnten Fettsäuren mit 16-22 C-Atomen gefunden werden. Durch die verschiedenen Futtersuspensionen variierte auch die Zusammensetzung der Muschelfettsäuren. Wenn die Muscheln eine PUFA-haltige Nahrung aufnehmen konnten, stieg auch die Menge dieser PUFA im Muschelgewebe (α -Linolensäure α -LA, 2c \rightarrow 2i; EPA 2d, e \rightarrow 2j, k). Auch war es den Muscheln möglich nicht im Futter befindliche Fettsäuren wie die C22:5n-3 anzureichern, sie vermutlich aus Vorstufen zu synthetisieren, (Abb. 2d, 2j).

Die Verbesserung der Futterqualität der Suspensionen von geringer Futterqualität bei Cyanobakterien zu erhöhter Qualität bei Eukaryoten scheint mit der Verfügbarkeit von langkettigen, ungesättigten Fettsäuren einherzugehen. Jedoch können die PUFAs allein die Unterschiede in der Futterqualität nicht erklären, da sich z.B. die Fettsäurezusammensetzung von *Anabaena variabilis* und *Scenedesmus obliquus* nicht merklich unterscheiden. Auch war das Futter mit langkettigen PUFAs (*Nannochloropsis*, *Cryptomonas* spec.) nicht von höherer Qualität als *S. obliquus*. Daher ist zu vermuten, dass neben diesen hier analysierten Lipiden weitere Bestandteile das Wachstum der Muschel begrenzen können. Bei Daphnien ist die schlechte Futterqualität von Cyanobakterien bedingt durch einen Mangel an Sterolen (Martin-Creuzburg et al .2008), so könnte man hier einen ähnlichen Effekt der Limitierung des Wachstums von *Corbicula fluminea* erwarten.

Schlussfolgerungen

Die Futterqualität der hier verwendeten Nahrung war nicht abhängig von der Form der Futterpartikel, sowohl große (fädige) Kolonien als auch Partikel $<1\mu\text{m}$ konnten von *C. fluminea* als Nahrungsquelle genutzt werden. „Hoch-qualitatives“ Futter (bekannt aus Zooplankton-Experimenten) führte zu gesteigerten Wachstumsraten im Vergleich zu „schlechtem“ Futter (Cyanobakterien). Die Lipidzusammensetzung, speziell die Anwesenheit von langkettigen mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs), scheint eng verknüpft mit der Futterqualität der Futtersuspensionen. *C. fluminea* ist in der Lage Fettsäuren aus der Nahrung aufzunehmen, im Weichkörper zu speichern und spezielle PUFAs, die nicht in ihrer Nahrung enthalten sind, aus Vorstufen zu synthetisieren.

Literatur

- Martin-Creuzburg, D., Von Elert, E., Hoffmann, K.H. (2008): Nutritional constraints at the cyanobacteria–*Daphnia magna* interface: The role of sterols. *Limnol. Oceanogr.*, 53(2) (2008) 456–468
- Soudant, P., Marty, Y., Moal, J., Robert, R., Quere, C., Le Coz, J.R., Saiman, J.F. (1996a): Effect of food fatty acid and sterol quality on *Pecten maximus* gonad composition and reproduction process. *Aquaculture* 143 (1996) 361-378
- Soudant, P., Moal, J., Marty, Y., Saiman, J.F. (1996b): Impact of the quality of dietary fatty acidson metabolism and the composition of polar lipid classes in female gonads of *Pecten maximus*(L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 205 (1996) 149-163
- 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*) *Proc. R. Soc. Lond. B* 270 (2003) 1209–1214
- Werner, S., Mörtl, M. (2004): Erstnachweis der Flusskörbchenmuschel *Corbicula fluminea* im Bodensee. *Lauterbornia* 49 (2004)

Neurophysiologische Aktivität als cyanobakterielle Abwehr gegen Herbivorie in Biofilmen

Paul G. Becher^{1,2} & Friedrich Jüttner¹

¹ Limnologische Station, Institut für Pflanzenbiologie, Universität Zürich, Seestrasse 187, 8802 Kilchberg, Schweiz. juttner@limnol.uzh.ch, ² Aktuelle Adresse P.G. Becher: Chemical Ecology Group, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Box 102, 23053 Alnarp, Sweden. paul.becher@ltj.slu.se

Keywords: Biofilm, *Fischerella*, *Nostoc*, Cyanobakterium, Alkaloid, Neurotoxin

Einleitung

Cyanobakterien zeigen morphologische und biochemische Eigenschaften, welchen als Frassschutz vor herbivorem Zooplankton im Nahrungsnetz des Pelagials grosse Bedeutung zukommt. Weniger Beachtung fanden bisher cyanobakterielle Abwehrmechanismen gegen benthische Invertebraten des Litorals.

Aufgrund ihres gemeinsamen Vorkommens mit biofilmbewohnenden, herbivoren Insekten wurden Cyanobakterien auf das Vorhandensein insektizider Abwehrchemikalien untersucht. Mit Hilfe Biotest-geleiteter, chemischer Analytik gelang die Isolierung bioaktiver Metabolite aus Stämmen von *Fischerella* und *Nostoc*. Bei Betrachtung der Wirkmechanismen erscheint die Beeinflussung neurophysiologischer Prozesse durch cyanobakterielle Substanzen als ein weit verbreitetes Target im Frassfeind. Wir geben hier eine kurze Zusammenfassung unserer diesbezüglichen letzten Untersuchungen der Cyanobakterien *Fischerella* sp. (43239), *Nostoc* sp. (43529) und *Nostoc* sp. (43238). In Biofilmen könnten aufgrund der Ausstattung benthischer Invertebraten mit kräftigen Mundwerkzeugen, morphologische Anpassungen des Aufwuchses als effektive Abwehrmechanismen gegen Herbivorie zu schwach sein, weshalb der physiologisch wirksamen Bioaktivität eine besondere Bedeutung zukommen könnte.

Material und Methoden

Zur Untersuchung chemischer Abwehrmechanismen cyanobakterieller Biofilme wurden solche an Chironomidenlarven aus dem Litoral des Zürichsees und Larven von *Chironomus riparius* aus der Laborzucht verfüttert und der Anteil der daraufhin sterbenden Insekten bestimmt. Die aus der American Type Culture Collection, Rockville, USA, (ATCC) stammenden, hier detaillierter besprochenen Cyanobakterien *Fischerella* ATCC 43239 und *Nostoc* ATCC 43529 zeigten starke, *Nostoc* ATCC 43238 schwache insektizide Wirkung auf Chironomidenlarven (Becher & Jüttner 2003, 2005, 2006). Die Beobachtung von Zuckungen und Lähmungen in einigen der getesteten Larven deuteten auf das Vorhandensein von neurophysiologisch aktiven Substanzen bzw. Neurotoxinen hin, wie sie aus Cyanobakterien bereits beschrieben wurden (Metcalf & Codd 2004). Extrakte (60% aqu. Methanol) der Cyanobakterien wurden deshalb mit einem kolorimetrischen Enzymtest (Ellman

Reaktion) auf ihre Hemmeigenschaften auf Butyrylcholinesterase (BChE) getestet, um eine mögliche Inhibition auf die in der neuronalen und muskulären Reizleitung regulierend wirksamen Acetylcholinesterase (AChE) aufzuzeigen (Becher et al. 2008). Aus *Fischerella* sp. (43239) und *Nostoc* sp. (43238) wurden Biotest geleitete die für die insektizide bzw. Enzym hemmende Wirkung verantwortlichen Substanzen durch HPLC isoliert und ihre Konstitution mittels NMR-Spektroskopie bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

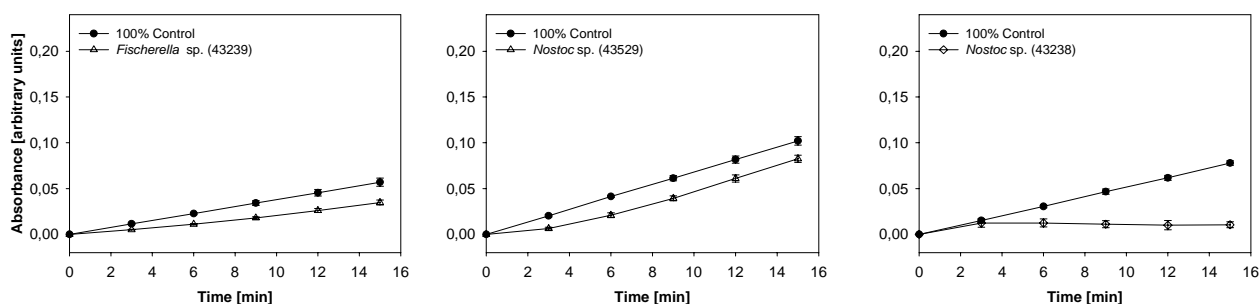


Abb. 1: Untersuchung der inhibitorischen Eigenschaften cyanobakterieller Extrakte auf Butyrylcholinesterase. Der verminderte Anstieg im Test von *Nostoc* sp. 43238 zeigt die deutliche Hemmung der Enzymaktivität an (verändert nach Becher et. al. 2008)

Fischerella sp. (43239)

Zahlreiche bioaktive Sekundärmetabolite, wie Fischerellin oder Indolalkaloide, sind aus *Fischerella* bekannt; eine insektizide Wirkung ist allerdings bisher nicht gezeigt worden. Wir konnten aus *Fischerella* sp. (43239) vier Hapalindole mit akut insektizider Wirkung isolieren und charakterisieren, wobei 12-epi-Hapalindol J isonitril ein zuvor nicht beschriebenes Alkaloid darstellt (Becher et al. 2007). Bei der Frage nach dem Wirkmechanismus, der für die Toxizität der Hapalindole verantwortlich ist, zeigte sich trotz einer moderaten Inhibition von BChE durch den Gesamtextrakt von *Fischerella* (Abbildung 1) keine inhibitorische Wirkung für die hapalindolhaltige, insektizide HPLC Fraktion (Becher et al. 2008). Weitere Untersuchungen der Wirkung dieser Fraktion auf das Membranpotential in Neuroblastoma Zellen deuten jedoch eine Inhibition von Ionenkanälen durch Hapalindole an (in Vorber.).

Nostoc sp. (43529)

Eine Inhibition von BChE durch einen Extrakt von *Nostoc* sp. (43529) wurde nur in geringem Masse beobachtet (Abbildung 1). Interessanterweise wirkte jedoch die aus diesem Cyanobakterium bekannte Reinsubstanz Nostocyclamid (Todorova & Jüttner 1996) in Testkonzentrationen von 100 μ M, 500 μ M und 1 mM paralyisierend auf *C. riparius*. Die Aufklärung des zugrunde liegenden physiologischen Mechanismus dieser Wirkung ist Gegenstand unserer laufenden Untersuchungen.

Nostoc sp. (43238)

Der Extrakt aus *Nostoc* sp. (43238) zeigte eine sehr deutliche Inhibierung von BChE (Abbildung 1). Die daraufhin vorgenommene Biotest geleitete Isolation führte zur Aufklärung der hierfür verantwortlichen Substanz Nostocarbolin und zum Nachweis der inhibierenden Wirkung von Nostocarbolin auf AChE ($IC_{50} = 5.3 \mu$ M) (Becher et al. 2005, 2008). Ähnlichkeiten im Aufbau des katalytischen Zentrums (katalytische Triade) von AChE und Serinproteasen (Sussman & Silman 1992)

liessen eine zusätzliche Hemmwirkung von Nostocarbolin auf das Verdauungsenzym Trypsin als möglich erscheinen. Diese Wirkung konnte im Trypsin-Hemmtest bestätigt werden ($IC_{50} = 2.8 \mu M$) und könnte neben der neurophysiologischen Wirksamkeit als allelochemischer Schutzmechanismus von ökologischer Bedeutung für *Nostoc* sein.

Schlussfolgerungen

Das vermehrte Auftreten biologisch aktiver Metabolite in Biofilm bildenden Cyanobakterien könnte sich als vorteilhafte Anpassung gegen Konkurrenz- und Frassdruck entwickelt haben. Neben morphologischen Anpassungen (Wuchsform, Schleimbildung) und Inkrustationen könnte der chemisch-physiologisch wirksamen Abwehr gegen die Biofilm bewohnenden, herbivoren Invertebraten, wie Insektenlarven, Schnecken oder Nematoden, die mit scharfen und kräftig entwickelten Mundwerkzeugen ausgerüstet sind, besondere Bedeutung zukommen.

Danksagung

Die dieser Zusammenfassung zugrunde liegende Doktorarbeit wurde von der Hydrobiologie-Limnologie-Stiftung für Gewässerforschung, Zürich und dem Schweizerischen Nationalfond unterstützt.

Literatur

- Becher, P., Jüttner, F. (2003): Schutz benthischer Cyanobakterien gegen Insektenfrass. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 595-598.
- Becher, P. G., Beuchat, J., Gademann, K., Jüttner, F. (2005): Nostocarboline: Isolation and synthesis of a new cholinesterase inhibitor from *Nostoc* 78-12A. *Journal of Natural Products* 68 (12): 1793-1795.
- Becher, P. G., Jüttner, F. (2006): Insecticidal activity – a new bioactive property of the cyanobacterium *Fischerella*. *Polish Journal of Ecology* 54: 653–662.
- Becher, P. G., Keller, S., Jung, G., Süßmuth, R. D., Jüttner, F. (2007): Insecticidal activity of 12-epi-hapalindole J isonitrile: A new bioactivity of hapalindoles. *Phytochemistry* 68: 2493-2497.
- Becher, P. G., Baumann, H. I., Gademann, K., Jüttner, F. (2008): The cyanobacterial alkaloid nostocarboline: an acetylcholinesterase and trypsin inhibitor. *Journal of Applied Phycology* 20 (in print, online available).
- Metcalf, J. S., Codd, G. A. (2004): Cyanobacterial toxins in the water environment. A review of current knowledge. Foundation for Water Research, Marlow, U.K.
- Sussman, J. L., Silman, I. (1992): Acetylcholinesterase: structure and use as a model for specific cation–protein interactions. *Current Opinion in Structural Biology* 2: 721-729.
- Todorova, A., Jüttner, F. (1996): Ecotoxicological analysis of nostocyclamide, a modified cyclic hexapeptide from *Nostoc*. *Phycologia* 35 (Suppl.6): 183-188.

Der Energiestoffwechsel bei Amphipoden – Ein Vergleich des neozoen *Dikerogammarus villosus* mit dem einheimischen *Gammarus fossarum*

Jochen Becker¹, Christian Ortmann² & Jochen H. E. Koop¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, jochen.becker@bafg.de, koop@bafg.de

² TA Instruments, Helfmann-Park 10, 65760 Eschborn, COrtmann@tainstruments.com

Keywords: Gammaridae, Kalorimetrie, Neozoa, physiologische Fitness, Stoffwechselrate

Einleitung

In jüngster Zeit werden immer mehr neozoe Tierarten in unseren heimischen Gewässern nachgewiesen. Unter den Amphipoden ist *Dikerogammarus villosus* ein sehr erfolgreicher Einwanderer der sich in großen Fließgewässern ausbreiten konnte. Während durch gezieltes Biomonitoring hinreichend bekannt ist, auf welchen Wegen die Neozoen in mitteleuropäische Fließgewässer gelangen können, welche Abundanzen und Biomassen sie dort aufbauen und welche Veränderungen dadurch in den Besiedlungsstrukturen der Gewässer eintreten, ist wesentlich weniger darüber bekannt, warum sie sich in mitteleuropäischen Habitaten erfolgreich etablieren können. Um Aussagen hierüber zu erhalten, korreliert die Habitat-Template-Theorie charakteristische Lebensstrategien oder ökologische Merkmale einer Art mit den im Habitat herrschenden Umweltbedingungen (Southwood 1988, Poff & Ward 1990, Townsend & Hildrew 1994). Sie basiert dabei auf der Annahme, dass sich einzelne Arten bei der Besiedlung neuer Habitate aufgrund vorteilhafter Eigenschaften innerhalb eines potentiellen „Artenpools“ erfolgreich reproduzieren und somit gegen ihre Konkurrenten durchsetzen können (Lamouroux *et al.* 2004). Aus Sicht der Ökologie begründet sich die Fitness von Individuen innerhalb einer Population also durch ihre Abundanz, ihre Biomasse sowie durch ihre Wachstumsrate, Fekundität und Fertilität.

Im Gegensatz dazu beschäftigt sich die Physiologie mit der körperlichen Leistungsfähigkeit und dem Gesundheitszustand eines Organismus, da diese Faktoren entscheidend zum Überleben bzw. zum Fortpflanzungserfolg unter den gegebenen biotischen und abiotischen Umweltbedingungen beitragen. Die hieraus abgeleitete physiologische Fitness der Organismen ist art- und populationspezifisch und kann als biologische Merkmalsgruppe genutzt werden (Koop *et al.* 2008). Es steht dabei im Vordergrund, wie Organismen auftretende Veränderungen in ihrer Umwelt wahrnehmen und mit welchen physiologischen und biochemischen Strategien sie darauf reagieren können. Gerade vor dem Hintergrund der stetigen Veränderungen aufgrund des „global change“ spielt u.a. Temperaturstress in den aquatischen Lebensräumen eine immer bedeutendere Rolle, da der Stoffwechsel aquatischer Invertebraten dem direkten Einfluss der Temperatur des umgebenden Wassers unterliegt (Koop *et al.* 2007). Diese Temperaturabhängigkeit wird mit dem Q₁₀-Faktor beschrieben. In der Regel erwartet man bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C einen Anstieg der Stoffwechselrate um das 2 bis 3-fache (RTG-Regel, Heldmaier & Neuweiler 2004). Aus physiologischer Sicht zeich-

net sich die Fitness dadurch aus, dass Organismen ihre lebensnotwendigen Körperfunktionen, insbesondere den Stoffwechsel, auch im Falle einer Störung (z.B. Temperaturänderungen im Habitat) aufrechterhalten können oder zumindest die Störung kompensieren und somit tolerieren können. Es ist als Standortvorteil zu betrachten, wenn es einer bestimmten Art möglich ist, das Stoffwechselgleichgewicht energetisch günstig aufrecht zu erhalten oder nach einer Störung wieder herzustellen (Koop & Grieshaber 2000). Die Individuen einer Art unterliegen somit einer ständigen Kosten-Nutzen-Rechnung des Energiestoffwechsels (Grieshaber *et al.* 1994, Ortmann & Grieshaber 2003). Diese bietet gleichzeitig die Grundlage für einen Vergleich unterschiedlicher Arten: Insbesondere die Kenntnis des energetischen Status in Form von gespeicherter Energie (Reservestoffe) oder die Leistungsfähigkeit des Stoffwechsels erlaubt daher eine Einschätzung der physiologischen Fitness eines Organismus.

Material und Methoden

Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit des Energiestoffwechsels wurden die Stoffwechselraten von *D. villosus* und *G. fossarum* bei 5 °C, 15 °C bzw. 25 °C Wassertemperatur bestimmt und anschließend die spezifischen Stoffwechselraten (Q10) für die Temperaturintervalle (5 – 15 und 15 – 25 °C) berechnet. Hierzu wurden für jede Versuchstemperatur Tiere im Freiland gesammelt und in einer Fließrinne mit Hilfe eines Thermostats (Haake Phönix II CT50W) langsam an die jeweiligen Versuchstemperaturen akklimatisiert. Um eine ausreichende Nährstoffversorgung für beide Arten zu gewährleisten, wurde ein Futter-Mix aus Eichenlaub, *Tubifex spec.* sowie handelsüblichen Crustaceenfutter verwendet. Jeweils 6 Stunden vor Beginn der kalorimetrischen Messungen wurde den Versuchstieren das Futter entzogen, da eine andauernde Nahrungsaufnahme die Messung der basalen Stoffwechselraten verfälschen könnte. Die eigentlichen Messungen erfolgten mittels direkter Kalorimetrie im Thermal Activity Monitor (LKB 2277, Thermometric) welcher mit einer 4 ml Versuchskammer und einem Perfusionssystem ausgestattet ist. Während der Messung wurden die Versuchskammern kontinuierlich mit filtriertem und belüfteten Medium aus der Fließrinne durchströmt (25 ml h⁻¹).

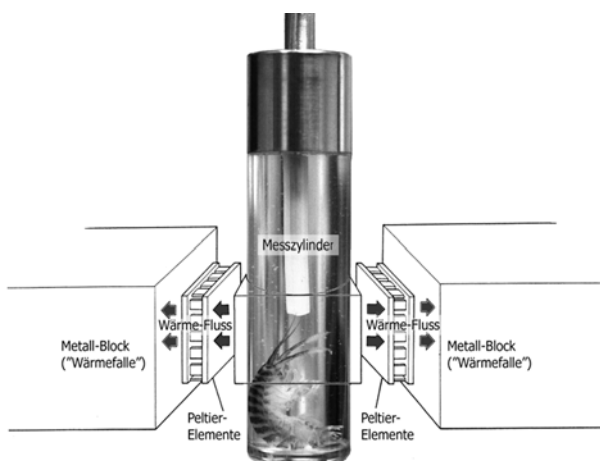


Abb. 1 Schematische Abbildung des Funktionsprinzips zur Bestimmung der Stoffwechselraten im Thermal Activity Monitor. Während die direkte Umgebung der Messkammer durch Wärmetauscher konstant auf Messtemperatur gehalten wird, wird die vom Tier abgegebene Wärme über Peltier-Elemente in sogenannte "Wärme-Fallen" geleitet. Mit Hilfe der Peltier-Elemente wird der entstehende Wärmefluss in ein Spannungssignal umgesetzt, welches direkt proportional zum Temperaturunterschied zwischen Messkammer und Wärmefalle ist. Eine Referenzkammer ohne Tier dient zur Korrektur aller nicht vom Tier verursachten Schwankungen des Messsignals.

Ergänzend zu den kalorimetrischen Messungen wurde sowohl von Referenztieren aus der Fließrinne als auch bei den Versuchstieren die Konzentration der in Form von Glykogen gespeicherten Energiereserven bestimmt. Hiermit wurde überprüft, dass die Tiere nicht in einem ausgeprägten Hungerzustand ins Kalorimeter eingesetzt wurden oder sie die Zeit ohne Nahrung vor bzw. während der ca. 14-stündigen Messung im Kalorimeter überstehen. In Kombination mit den spezifischen

Stoffwechselraten können sie zudem Aufschluss über die Leistungsfähigkeit der Versuchstiere unter den gegebenen Temperaturbedingungen geben.

Ergebnisse

Stoffwechselaktivität

Erste Ergebnisse der Studie zeigen für beide untersuchten Arten eine Abhängigkeit der Stoffwechselrate von der Messtemperatur. Sowohl *G. fossarum* als auch *D. villosus* weisen einen Anstieg der Stoffwechselaktivität mit steigender Versuchstemperatur auf (vgl. Abb. 2).

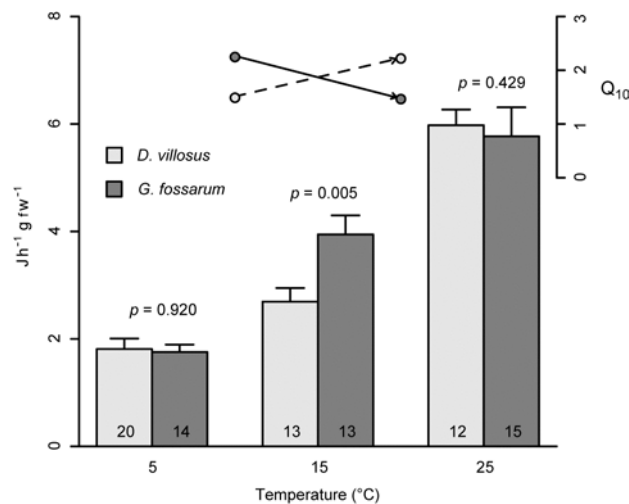


Abb. 2 Mittlere Stoffwechselraten ($\text{J h}^{-1} \text{g FG}^{-1}$) von *G. fossarum* bzw. *D. villosus* bei verschiedenen Wassertemperaturen (5, 15 und 25 °C). Für die Temperaturintervalle (5 – 15 °C bzw. 15 – 25 °C) wurden die spezifischen Stoffwechselraten (Q10) berechnet. Zahlen innerhalb der Balken geben die Stichprobengröße an.

Während sich die experimentell bestimmten Stoffwechselraten für die Messtemperaturen 5 °C bzw. 25 °C nicht signifikant unterscheiden, liefern die Messungen bei 15 °C Wassertemperatur einen statistisch signifikanten Unterschied (t-test, $p = 0,005$) zwischen *D. villosus* und *G. fossarum*. Am anschaulichsten lässt sich diese Temperaturabhängigkeit des Stoffwechsels durch die Berechnung des Q10 beschreiben. Für *G. fossarum* ergibt sich im Temperaturintervall 5 – 15 °C ein Q10 von 2,25 und im zweiten Intervall (15 – 25 °C) von 1,46. Im Vergleich dazu zeigt sich für *D. villosus* ein gegenläufiger Trend: Die Stoffwechselaktivität verdoppelt sich bei einer Temperaturerhöhung von 15 auf 25 °C ($\text{Q}_{10} = 2,22$). Im Intervall 5 – 15 °C kann ein Anstieg um das 1,49-fache bestimmt werden.

Reservestoffe

Vergleicht man die Glykogenreserven der Tiere, die aus den Kalorimetermessungen stammen, so zeigen sich auch hier Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Arten (vgl. Abb. 3): Mit steigender Wassertemperatur lassen sich bei *G. fossarum* erniedrigte Glykogenreserven nachweisen, während sich bei *D. villosus* innerhalb der drei Versuchstemperaturen ein auffälliger Anstieg der Glykogenreserven zeigt. Die Reservestoffkonzentrationen unterscheiden sich, mit Ausnahme der Versuchstemperatur von 5 °C, deutlich von denen, die bei *G. fossarum* nachgewiesen werden konnten.

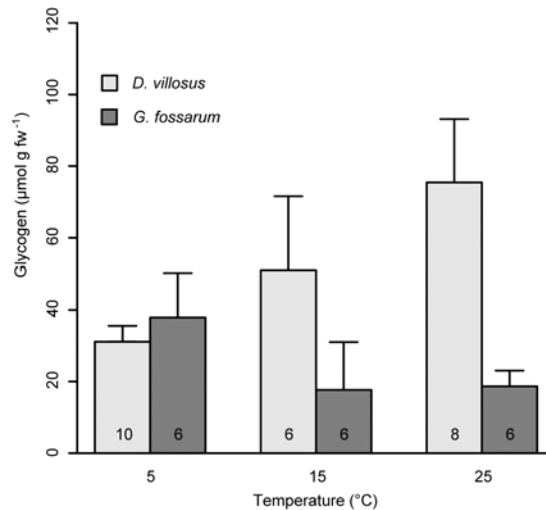


Abb. 3 Mittlere Glykogenkonzentration ($\mu\text{mol g FG}^{-1}$) von *G. fossarum* und *D. villosus* in Abhängigkeit der Versuchstemperatur.

Diskussion

Betrachtet man die Messergebnisse vor dem Hintergrund der Habitate in denen die beiden Arten vorkommen so weisen sie im jeweiligen Temperaturbereich der im Habitat dominiert eine normale, d.h. die theoretisch erwartete, Steigerung der Stoffwechselraten um den Faktor 2-3 auf. *G. fossarum* lebt vorwiegend in im Oberlauf sommerkalter Bäche, deren Wassertemperatur selten oder nur kurzfristig höher als 20 °C ist (Pöckel *et al.* 2003). *D. villosus* hingegen lebt zumeist in den größeren Fließgewässern. Hier können insbesondere bei Extremereignissen wie Hoch- und Niedrigwasser Temperaturen von 25 °C deutlich überschritten werden (Koop *et al.* 2007). Der Energiestoffwechsel beider Arten scheint demnach gut an die jeweils im Habitat vorherrschenden Temperaturverhältnisse angepasst zu sein. Abseits dieser Temperaturen weisen beide Arten Q10-Werte auf die niedriger als zwei sind. Diese deuten auf stoffwechselphysiologische Veränderungen hin die wahrscheinlich das Überleben unter den ungewohnten Temperaturverhältnissen ermöglichen.

Die Auswirkungen der im Experiment nachgewiesenen Reaktionen beider Arten auf die Temperaturveränderungen werden durch die Messung der Glykogenreserven verdeutlicht. *D. villosus* ist selbst bei hohen Versuchstemperaturen (15 und 25 °C) in der Lage seine Glykogenreserven deutlich auszubauen. Somit kann er den durch die Temperaturerhöhung gesteigerten Energiebedarf erfolgreich ausgleichen. Die zusätzlich zur Verfügung stehenden Energiereserven können in andere Energie verbrauchte Prozesse, wie z. B. die Fortpflanzung oder Wachstum, investiert werden und verschaffen ihm dadurch einen Vorteil gegenüber *G. fossarum* der in diesem Temperaturbereich erniedrigte Reservestoffkonzentrationen aufweist. Die reduzierte Stoffwechselaktivität kann dem Abbau nicht ausreichend entgegenwirken. Aufgrund des ausreichenden Futterangebotes und den verbleibenden Reste nach der Fütterung kann das entstehende Energiedefizit nicht auf eine Futtermangelsituation zurückgeführt werden. Bei 5 °C weist *D. villosus* im Vergleich zu *G. fossarum* keine deutlichen Unterschiede in der Konzentration der Glykogenreserven. In Bezug auf die RTG-Regel ist der Q10 von *D. villosus* mit einem Wert von 1,49 für das Temperaturintervall 5 – 15 °C relativ hoch. Das heißt *D. villosus* besitzt demnach auch unter diesen Temperaturbedingungen eine verhältnismäßig hohe Stoffwechselaktivität, die ihm auch bei niedrigen Temperaturen eine vergleichsweise hohe Wachstums- oder Fortpflanzungsrate erzielen lässt. Er ist dadurch in der Lage

auch niedrige Temperaturen in seinem Lebensraum zu tolerieren. Den Nährstoffbedarf und eventuell entstehende Nahrungsengpässe kann er dabei vermutlich durch seine räuberische Lebensweise und die flexible ergänzenden Ernährungsstrategien (u.a. Detritusfresser, Weidgänger, Algenfiltrierer), die ihn weitestgehend unabhängig vom jahreszeitlich bedingten Laubeintrag machen, umgehen (Platvoet *et al.* 2006).

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse sind Bestandteil des Promotionsprojektes des Erstautors. Wir danken Eva Wackermann und Michael Götten für die Unterstützung bei Freilandarbeiten und den Laboranalysen sowie der Konrad-Adenauer-Stiftung e.V. für die finanzielle Unterstützung in Form eines Promotionsstipendiums.

Literatur

- Grieshaber, M. K., Hardewig, I., Kreutzer, U. and Pörtner, H.-O. (1994) Physiological and Metabolic Responses to Hypoxia in Invertebrates. *Rev. Physiol. Biochem. Pharmacol.* 125, 44-147.
- Heldmaier, G. & Neuweiler, G. (2004) Vergleichende Tierphysiologie, Bd. 2. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Koop, J. H. E. & Grieshaber, M. K. (2000) The role of ion regulation in the control of the distribution of *Gammarus tigrinus* (Sexton) in salt-polluted rivers. *Journal of Comparative Physiology B-Biochemical Systemic and Environmental Physiology* 170: 75-83.
- Koop, J. H. E., Bergfeld, T & Keller, M. (2007) Einfluss von extremen Niedrigwasser-Ereignissen und gleichzeitigen „Hitzeperioden“ auf die Ökologie von Bundeswasserstraßen. *Hydrobiologie und Wasserbewirtschaftung* 51 (5): 202-209
- Koop, J. H. E., Schäffer, M., Ortmann, C. & Winkelmann, C. (2008) Towards environmental assessment of river ecosystems by analyzing energy reserves in aquatic invertebrates. *Limnologica* 38: 378-387.
- Lamouroux, N., Dolédec, S. & Gayraud, S. (2004) Biological traits of stream macroinvertebrate communities: Effect of microhabitat, reach and basin filters. *Journal of North American Benthological Society* 23(3): 449-466.
- Ortmann, C. & Grieshaber, M. K. (2003) Energy metabolism and valve closure behaviour in the Asian clam *Corbicula fluminea*. *Journal of Experimental Biology* 206: 4167-4178.
- Platvoet, D., Dick, J. T. A., Konijnendijk, N.; van der Velde, G. (2006) Feeding on micro-algae in the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894). *Aquatic Ecology* 40, 237-245.
- Pöckel, M., Webb, B. W., Sutcliffe, D. W. (2003) Life history and reproductive capacity of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea : Amphipoda) under naturally fluctuating water temperatures: a simulation study. *Freshwater Biology* 48, 53-66.
- Poff, N. L. & Ward, J. V. (1990) Physical habitat templat of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14: 629-645.
- Southwood, T. R. E. (1988) Tactics, strategies and templates. *Oikos* 52: 3-18.
- Townsend, C. R. & Hildrew, A. G. (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.

Einfluss der Kohlenstoffquelle auf bakterielle Biofilme

Sonja Wicks & Elisabeth Gross

Universität Konstanz, Limnologisches Institut, Universitätsstr. 10, 78457 Konstanz

Sonja.Wicks@uni-konstanz.de, Elisabeth.Gross@uni-konstanz.de

Keywords: *Myriophyllum spicatum*, Biofilm, Polyphenole, Fließkammern

Einleitung

Bakterien sind die Erstbesiedler submerser Oberflächen. Der Zusammenschluss verschiedenster Arten von Mikroorganismen wie Bakterien, Flagellaten, Pilze und Algen, die an Oberflächen adsorbiert sind, wird Biofilm genannt (Costerton et al., 1995). Sie rücken immer stärker in den Focus limnologischer Untersuchungen und werden als wichtiger Bestandteil und Ort verstärkter Interaktionen anerkannt. Auch Makrophyten bilden submerse Oberflächen und werden besiedelt. Im Gegensatz zu anorganischen Oberflächen wie Steinen, kann es aber bei der Besiedlung dieser lebenden Substrate zu verschiedenen wechselseitigen Beeinflussungen der beteiligten Organismen kommen. Der Aufwuchs auf der Pflanze kann zu Konkurrenz um Licht und Nährstoffe führen (Losee & Wetzel, 1983; Hilt, 2006), es können auch Pathogene enthalten sein, die potentiell der Pflanze schaden. Allerdings kann der assoziierte Aufwuchs den Wirtspflanzen auch nützen, sie vor zu hoher Strahlung schützen, Nährstoffe zur Verfügung stellen oder auch Pathogene und Frassfeinde abwehren. Um sich vor potentiell schädlichem Aufwuchs zu schützen, haben einige Pflanzen das Potential, hoch reaktive organische Verbindungen abzugeben, mit dem Ziel das Wachstum anderer Organismen in der Umgebung der Pflanze zu vermindern (Dobretsov et al., 2007, Denys et al., 1995). Die abgegebenen reaktiven Stoffe werden als Allelochemikalien und der Wirkmechanismus als Allelopathie bezeichnet.

Im Focus unserer Arbeiten steht *Myriophyllum spicatum* L. (Haloragaceae), eine submerse Makrophyte, welche allelopathisch wirksame polyphenolische Verbindungen abgibt. Eine der wirksamsten Komponenten ist Tellimagrandin II, eine Substanz, bei der mehrere Gallussäurereste (GA) an ein zentrales Zuckermolekül verestert sind. Diese organische Substanz wirkt hemmend auf die Photosynthese verschiedener Cyanobakterien (Gross et al., 1996), Polyphenole allgemein führen auch bei Insekten zu verlangsamtem Wachstum. Für definierte Laborversuche steht uns Tanninsäure (TA) zur Verfügung, die vom Aufbau dem Tellimagrandin II ähnelt.

Wir haben einige Bakterienstämme durch Anreicherung auf tanninsäurehaltigem Medium aus dem Biofilm und dem direkten Umgebungswasser von *M. spicatum* isoliert (Müller et al., 2007) und in Besiedlungsversuchen sehr spezifische Interaktionsmuster der verwendeten Bakterienisolate feststellen können. Um herauszufinden, welchen Einfluss die allelopathisch wirksamen Stoffe der Pflanze auf die Interaktionen und das Besiedlungsverhalten der Bakterien haben, haben wir mit zwei Stämmen die Besiedlungsmuster auf künstlichen Oberflächen in Abhängigkeit verschiedener Kohlenstoffquellen untersucht. Die Hypothese war, dass die Bakterien durch die Zugabe von Po-

lyphenolen in Ihrer Biofilmbildung gehemmt werden, dass dieser Nachteil jedoch durch vorherige Adaption der Kulturen an diese Kohlenstoffe wieder ausgeglichen werden kann.

Die bakteriellen Isolate sind *Agrobacterium vitis* EB26, ein α -Proteobakterium, welches als Pathogen im Weinbau beschrieben ist (Ophel & Kerr, 1998), sowie *Matsuebacter* (*Mitsuaria*) sp. FB25 ein β -Proteobakterium, welches als konstitutiv Polyphenol-abbauendes Bakterium beschrieben wurde (Müller et al., 2007).

Material und Methoden

Die Bakterienkulturen wurden mit 3 mM Glucose oder 2 mM Gallussäure vorgezogen. Als Methode zur Untersuchung der Biofilmbildung dienten Fließkammern (Norf et al., 2007), die 30 min mit einem Bakterieninokulum einer OD_{600nm} von 0,4 inkubiert wurden. Im Anschluss an diese initiale Besiedlung wurde 10 mM Tris-HCl-gepuffertes Medium B (Hempel, 2004) mit 3 mM Glucose, 2 mM Gallussäure oder 300 μ M Tanninsäure als einzige Kohlenstoffquelle im Durchfluss mit einer Fließgeschwindigkeit von 0,1 – 0,3 ml/min über 72 h zugegeben. Die Besiedlungsdichte der Rein- und Mischkulturen sowie die Zusammensetzung des Biofilms der Mischkulturen wurden zu den Zeitpunkten 8-10, 24 und 72 h bestimmt. Als Maß für die Biofilmbildung wurde der Proteingehalt des bakteriellen Aufwuchses nach Bradford bestimmt.

Die Änderung der Zusammensetzung der Besiedlung wurde mittels Fluoreszenz *in situ* Hybridisierung (FISH, Pernthaler et al., 2001)) mit gruppenspezifischen Cy3-markierten Sonden (EUB 338, Non 338, Alpha 968, Beta 42a, Bet 42a comp) nachverfolgt. Der physiologische Zustand der Zellen wurde mithilfe des BacLight® visible kits über die Life/Dead-Färbung untersucht.

Ergebnisse

Agrobacterium vitis EB26 ist mit einfachen Zuckern als Kohlenstoffquelle ein starker Biofilmbildner. Nach 8 h sind makroskopisch Kolonien sichtbar und nach 72 h $1,16 \pm 0,21$ mg/ml Protein bestimmbar. Mit Tanninsäure (TA) dagegen werden maximal $0,28 \pm 0,14$ mg/ml Protein gebildet. Ein deutlicher Anstieg ist hier erst nach 72 h sichtbar. Mit *A. vitis* EB26 findet sich ein signifikanter Zeit- und Substrateffekt, und auch die Interaktion dieser Faktoren ist signifikant (2-Wege ANOVA, Zeit $F = 80,85$, $P < 0,001$; Substrat $F = 225,23$, $P < 0,001$, ZxS $F = 62,65$, $P < 0,001$).

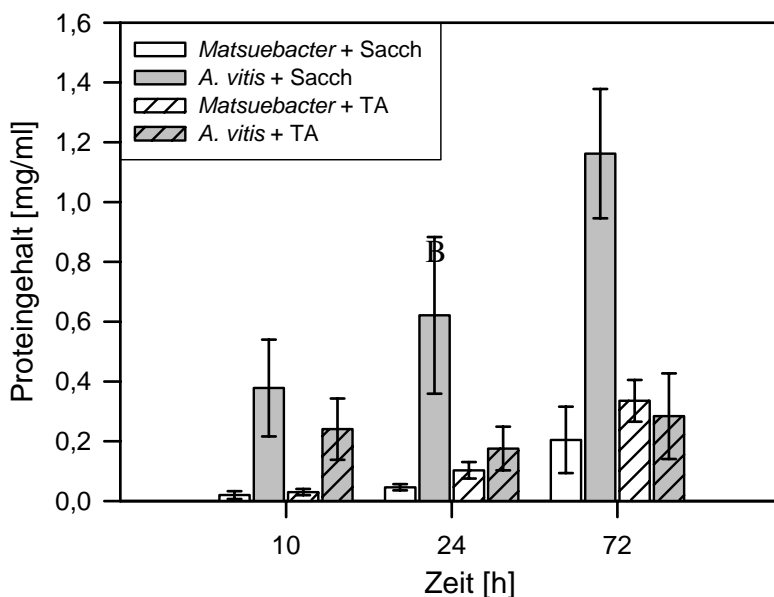


Abb. 1 Proteingehalt der Biofilme der Reinkulturen von *A. vitis* EB26 und *Matsuebacter* sp. FB25. Ausgefüllte Balken = Kulturen mit Saccharose (Sacch), schraffierte Balken = mit TA als Kohlenstoffquelle. 2-Wege ANOVA, $n = 3$, Bonferroni-Folgetest, $p < 0,02$.

Matsuebacter sp. FB25 tritt insgesamt als schwacher Biofilmbildner auf, phenolische Verbindungen verstärken die Biofilmbildung bezogen auf den Proteingehalt ($0,204 \pm 0,11$ mg/ml mit Glucose und $0,335 \pm 0,07$ mg/ml mit TA nach 72 h). Bei 10 h findet sich noch kein Unterschied im Proteingehalt abhängig vom Substrat, später jedoch schon. Auch hier finden sich signifikante Zeit- und Substrateffekte, und auch die Interaktion dieser Faktoren ist signifikant (2-Wege ANOVA, Zeit $F = 301,35$, $P < 0,001$; Substrat $F = 52,43$, $P < 0,001$, ZxS $F = 5,41$, $P = 0,021$).

In der Mischkultur der beiden Bakterienstämme *A. vitis* EB26 und *Matsuebacter* sp. FB25 mit Saccharose (Sacch) als Kohlenstoffquelle der Vorkultur (Balken ohne Muster) und Glucose (Glc) im Testmedium dominiert *A. vitis* die Gesamtbesiedlung mit $69,3 \pm 4,4$ % deutlich. Mit Gallussäure im Testmedium bildet *A. vitis* $37,15 \pm 8,35$ %, mit Tanninsäure im Testmedium $28,67 \pm 10,9$ % der Gesamtzellzahl. Damit verringert die Zugabe von phenolischen Kohlenstoffquellen den Anteil dieses Bakteriums am Gesamtbiofilm. In den Mischansätzen, der mit Gallussäure (GA) vorgezogenen Bakterien (PP, schraffierte Balken), stellt *A. vitis* mit Glucose (Glc) $54,6 \pm 7,5$ % der Gesamtzellzahl, mit Gallussäure (GA) $19,3 \pm 4,3$ % und mit Tanninsäure (TA) $16,7 \pm 7,2$ % (Abb. 2).

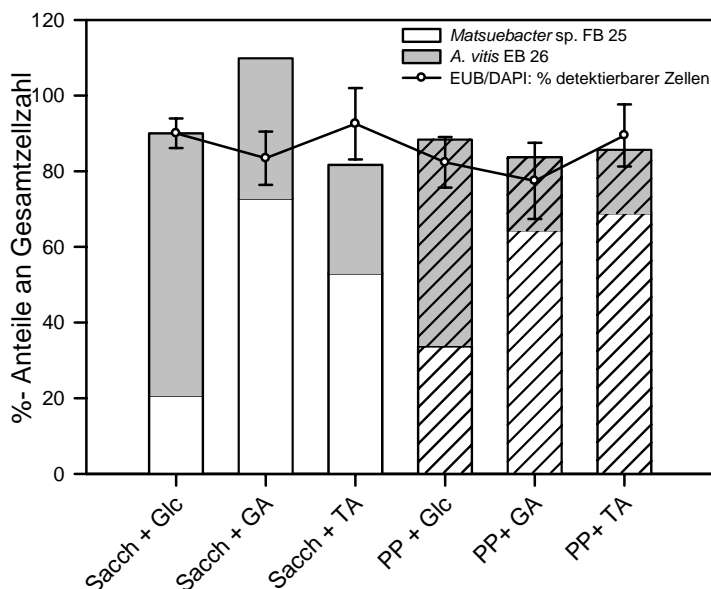
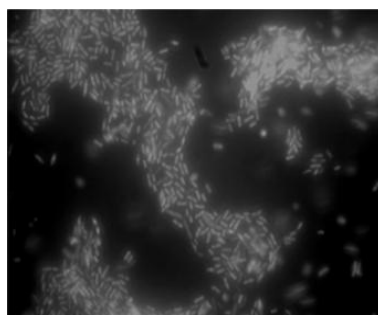


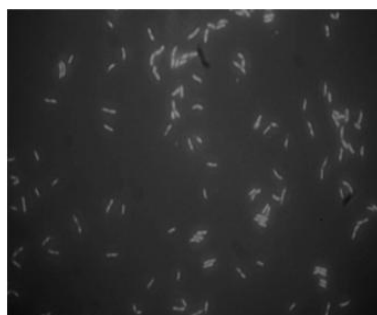
Abb. 2: Zusammensetzung des Biofilms aus *A. vitis* und *Matsuebacter* sp. nach 72 h Besiedlungsdauer sowie der Anteil der mit der Eubakterien (EUB) Sonde detektierbaren Zellen bezogen auf DAPI detektierbare Zellen. Balken ohne Muster = Ansätze mit Saccharose (Sacch) in der Vorkultur, schraffierte Balken = Vorkultur mit phenolischen (PP) Kohlenstoffquellen. Glc – Glucose, GA Gallussäure, TA Tanninsäure. Analyse mit FISH.

Der Anteil von *Matsuebacter* sp. FB25 an der Gesamtzellzahl wird durch phenolische Kohlenstoffquellen deutlich erhöht, von $20,7 \pm 3,7$ % mit Glucose in Vorkultur und Testmedium auf $68,9 \pm 6,8$ % mit Gallussäure in der Vorkultur und Tanninsäure im Testmedium.

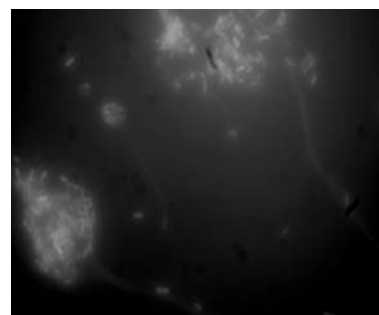
In der mikroskopischen Analyse (Abb. 3) zeigte sich des Weiteren, dass bei *A. vitis* die Koloniebildung durch Polyphenole deutlich gemindert wird und eine gleichmäßige diffuse Besiedlung auftritt.



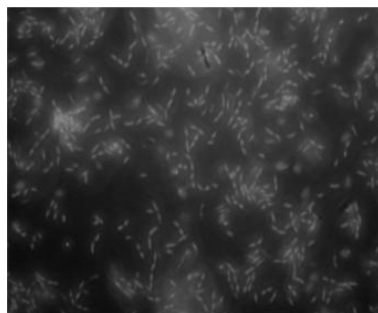
A. vitis mit Saccharose 8h
100x Vergrößerung
Färbung: Life/Dead



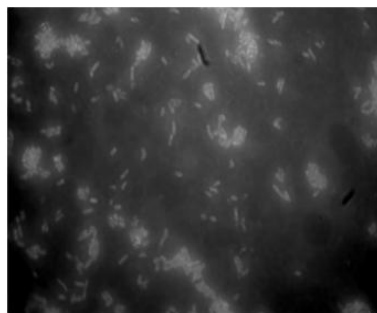
Matsuebacter sp.
mit Saccharose 8h
100x Vergrößerung
Färbung: Life/Dead



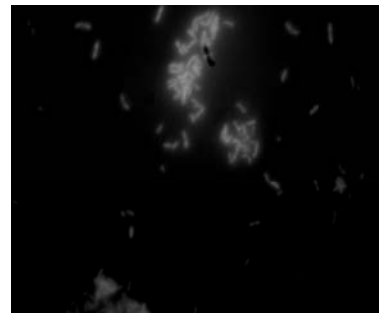
Ko-Kultur von *A. vitis* und *Matsuebacter* sp.
mit Saccharose 8h
100x Vergrößerung
Färbung: DAPI



A. vitis mit TA 8h
100x Vergrößerung
Färbung: Life/Dead



Matsuebacter sp. mit TA 8h
100x Vergrößerung
Färbung: Life/Dead



Ko-Kultur von *A. vitis* und *Matsuebacter* sp.
mit TA 8h
100x Vergrößerung
Färbung: DAPI

Abb. 3 mikroskopische Aufnahmen der Morphologie der gebildeten Biofilme nach 8 h

Diskussion

Uns war bekannt, dass beide verwendeten Stämme die Fähigkeit besitzen, allein mit phenolischen Kohlenstoffquellen zu wachsen. Es blieb jedoch die Frage offen, welche Rolle die potentiell auch toxischen phenolischen Verbindungen für die Erstbesiedlung der Oberflächen durch diese Bakterien spielen. Zur Annäherung an diese Frage wurden oben beschriebene Versuche durchgeführt. Zwei an phenolische Verbindungen adaptierte Bakterienstämme wurden unterschiedlichen Kohlenstoffquellen ausgesetzt und die Besiedlung sowie die Menge des gebildeten Aufwuchses nachverfolgt.

Agrobacterium vitis EB26 zeigt mit einfach zugänglichen Zuckerquellen starkes Besiedlungspotential, dagegen mit Polyphenolen sowohl in der Menge des gebildeten Biofilms als auch im prozentualen Anteil am Biofilm in Ko-Kultur mit *Matsuebacter* sp. FB25 deutlich geringere Anheftung.

Für *Matsuebacter* sp. FB25 ist ein gesteigerter Proteingehalt, höhere Anteile am Biofilm der Ko-Kultur beider Testorganismen sowie eine veränderte Morphologie mit verstärkter Koloniebildung zu sehen. Dies spricht für die biofilmfördernde Wirkung der Phenole auf diesen Organismus.

Wir konnten zeigen, dass phenolische Verbindungen, wie sie vergleichbar auch in Exsudaten von *Myriophyllum spicatum* vorhanden sind, einen deutlichen Effekt selbst auf das Besiedlungsverhalten daran adaptierter Bakterienstämme haben. Die Veränderung in der Menge und der Morphologie der gebildeten Biofilme der Reinkulturen legt nahe, dass Polyphenole Einfluss auf das Besiedlungsverhalten verschiedener Bakterienstämme einhergehend mit Veränderungen der Proteinexpression bzw. -sekretion haben könnten.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der zu Beginn aufgestellten Hypothese, dass potentiell Polyphenol-abbauende Bakterienstämme durch vorherige Adaption an diese Kohlenstoffquellen deren hemmenden Einfluss ausgleichen können, muss widersprochen werden, da *A. vitis* EB26 auch nach vorheriger Adaption an die phenolischen Verbindungen in Ko-Kultur mit *Matsuebacter* sp. FB25 nicht so konkurrenzstark wie mit Saccharose bzw. Glucose ist. Das Besiedlungsverhalten von *Matsuebacter* sp. wird durch Polyphenole verstärkt. Ob dies in situ bedeutet, dass *Matsuebacter* sp. besser an Polyphenol-haltige Exsudate von *M. spicatum* angepasst ist, und z.B. in direktem Zellkontakt zur Pflanze wachsen kann, muss noch, z.B. durch konfokale Laserscanningmikroskopie (CLSM) getestet werden.

Literatur

- Costerton, J.W., Lewandowski, Z., Caldwell, D.E., Korber, D.R. und Lappinscott, H.M. (1995). Microbial Biofilms. – Annual Review of Microbiology **49**: 711-745.
- Denys, R., Steinberg, P.D., Willemsen, P., Dworjanyn, S.A., Gabelish, C.L. und King, R.J. (1995). Broad-spectrum effects of secondary metabolites from the red alga *Delisea pulchra* in antifouling assays. – Biofouling **8**: 259-271.
- Dobretsov, S., Dahms, H.U., Huang, Y.L., Wahl, M., und Qian, P.Y. (2007). The effect of quorum-sensing blockers on the formation of marine microbial communities and larval attachment. – FEMS Microbiology Ecology **60**: 177-188.
- Gross, E.M., Meyer, H. und Schilling, G. (1996). Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. – Phytochemistry **41**: 133-138.
- Hempel, M. (2004). Untersuchungen zur Bedeutung AHL-vermittelter Zell-Zell Kommunikation heterotropher Bakterien im Bodenseelitoral. – Diplomarbeit, Universität Konstanz, Konstanz.
- Hilt, S. (2006). Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. – Aquatic Botany **85**: 252-256.
- Losee, R.F. und Wetzel, R.G. (1983). Selective light attenuation by the periphyton complex. – Developments in Hydrobiology **17**: 89 - 96.
- Müller, N., Hempel, M., Philipp, B. und Gross, E.M. (2007). Degradation of gallic acid and hydrolysable polyphenols is constitutively activated in the freshwater plant-associated bacterium *Matsuebacter* sp. FB25. – Aquatic Microbial Ecology **47**: 83-90.
- Norf, H., Arndt, H. und Weitere, M. (2007). Impact of local temperature increase on the early development of biofilm-associated ciliate communities. – Oecologia **151**(2): 341-350
- Ophel, K. und Kerr, A. (1990). *Agrobacterium vitis* sp.-nov for strains of *Agrobacterium* biovar-3 from grapevines. – International Journal of Systematic Bacteriology **40**: 236-241.
- Pernthaler, J., Glockner, F.O., Schonhuber, W. und Amann, R. (2001). Fluorescence *in situ* hybridization (FISH) with rRNA-targeted oligonucleotide probes. – Methods in Microbiology **30**: 207-226.

BERGHAHN, R., S. MOHR, V. HÜBNER, R. SCHMIEDICHE & ST. LOTH: Hallen-Mesokosmenversuche zur Wirkung von Insektiziden in Fließgewässern– Experimente zum Design und zur Methodenoptimierung

HAVENSTEIN, N., C. LOREY & ST. KOENEMANN: Ökotoxizität pharmakologisch wirksamer Substanzen in gereinigten Abwässern

KRÄMER, F., C. LOREY & S. KOENEMANN: Summarische Auswirkungen anthropogen eingetragener Spurenstoffe auf verschiedene Organismen der Fließ- und Grundgewässer

Hallen-Mesokosmenversuche zur Wirkung von Insektiziden in Fließgewässern– Experimente zum Design und zur Methodenoptimierung

Rüdiger Berghahn, Silvia Mohr, Verena Hübner, Ronny Schmiediche & Stefan Loth

Umweltbundesamt, Versuchsfeld Marienfelde, Schichauweg 58, 12307 Berlin, ruediger.berghahn@uba.de

Keywords: Mesokosmen, Simulation, Makrozoobenthos, Insektizide

Einleitung

Für die Untersuchung von Schadstoffeffekten auf Invertebraten in Fließgewässer-Hallen-Mesokosmen muss sichergestellt sein, dass sich in den künstlichen Systemen unter kontrollierten Bedingungen eine möglichst naturnahe Invertebraten-Gemeinschaft etabliert. Auf der Grundlage der Arbeiten von Hensel und Kiel (2007) waren entsprechende Routinen zu entwickeln. Hier werden erste Ergebnisse eines Versuches vorgestellt, der folgende Fragen beantworten sollte:

1. Welche Arten kann man mit Stroh- anstelle von Laubsäcken in welchen Mengen in die Rinnen einbringen?
2. Wie verteilen sich die Organismen in den Rinnen und welches sind geeignete Methoden zur Messung der Verteilung?
3. Wie lange halten sich die Tiere in den Rinnen und pflanzen sie sich fort? (Emergenz, Tod durch Fraß oder natürlich)
4. Mit welcher Streuung ist bei der Einbringung von Exponaten und bei der Direktbeprobung der Rinnen zu rechnen?

Methoden

Die Untersuchungen wurden in einer Halle in 4 baugleichen, 6 m langen, trogförmigen Rinnen durchgeführt, in denen das Wasser angetrieben von einem langsam laufenden Propeller um eine Trennwand in Rinnenmitte im Kreis geführt wurde (Fig. 1). Die Rinnen waren mit 0,2 m Sand und dann mit Wasser bis zu einer Tiefe von 0,2 m befüllt. Die Fließstrecke betrug jeweils 12 m, die Breite der Rinnen 0,5 m und die Strömungsgeschwindigkeit 0,2 m/s. Etwa ein Sechstel der Fläche war dünn mit *Sparganium emersum* bepflanzt.

Zur Animpfung mit Organismen wurden in regelmäßigen Abständen - abweichend von Hensel & Kiel (2007) - Säcke (Schattenmatte GT aus Polyäthylen Fa. Meyer, Rellingen, Größe DIN A4, Maschenöffnung 0,5 cm) nicht mit getrocknetem Erlenlaub, sondern mit je 100 g Biostroh gefüllt und in die Rinnen überführt (Abb. 1). Sie wurden zuvor für 2 Wochen in einem unbelasteten Referenzgewässer exponiert, damit sie von Makroinvertebraten besiedelt werden konnten. Drei der Rinnen wurden völlig mit einem Gaze-Zelt abgedeckt, an dessen Dachspitze ein bei Nacht mit einer

Solarlampe beleuchtetes Eklektor-Sammelgefäß montiert war, um Emergenz zu erfassen. Mit dem Gaze-Zelt sollte außerdem zumindest ein Teil der Adulten wieder zur Eiablage gebracht werden.

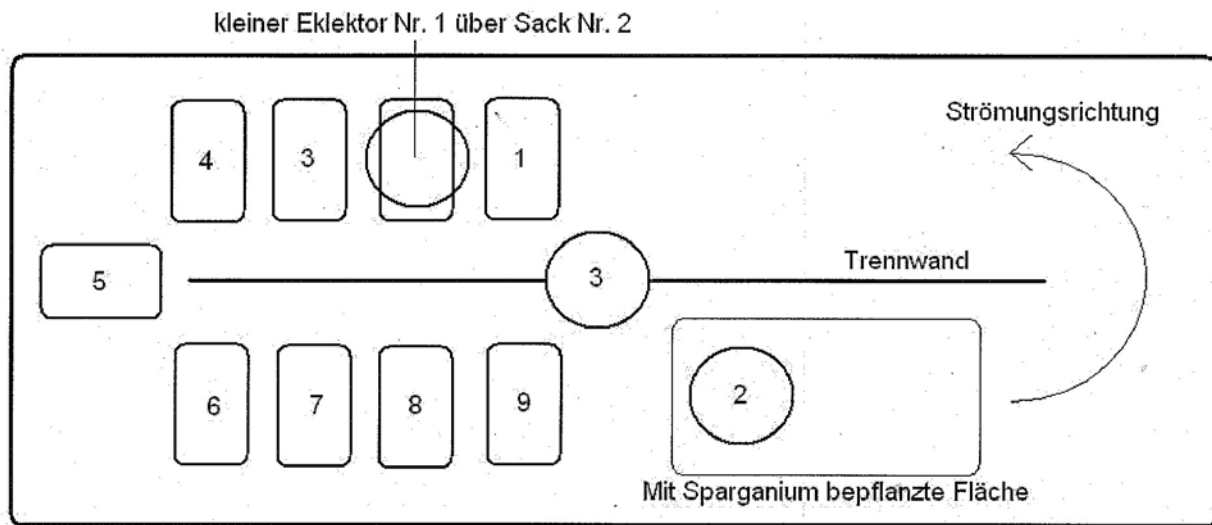


Abb. 1: Rinnenaufbau. 1 bis 9 im Rechteck = Strohsackpositionen. Die 4 grau gezeichneten Befestigungsschienen für die Mittelwand dienten zugleich als Marken für die bei der repräsentativen Beprobung berücksichtigten Segmente. Die kleinen Eklektoren 1 und 2 wurden nur in der nicht ganz mit Eklektor-Netz (3) überspannten Rinne eingesetzt.

Der Versuch dauerte vom 08. April 2008 bis 09. Juni 2008. In dieser Zeit wurde 3x Besatz mit Strohsäcken eingebracht und zwar zu Versuchsbeginn und nach 4 und 7 Wochen. An 5 Probennahmetermen 1 und 4 Wochen nach Sackbesatz wurden jeweils 3 Säcke entnommen, gespült, in Äthanol fixiert und nach Meier et al. (2006) ausgewertet. Außerdem wurden das Sediment, die Rinnenwände, die Makrophyten sowie die Eklektoren beprobt.

Ergebnisse und Diskussion

Mit den Strohsäcken konnten die für Insektizid-Studien relevanten Makroinvertebraten-Gruppen in die Rinnen überführt werden (Abb. 2). Die Individuenanzahlen pro Sack lagen im Durchschnitt bei insgesamt 3000-4000 Individuen. Das entsprach bei 9 eingesetzten Strohsäcken einer Tierdichte von im Mittel 6000 Individuen pro m^2 - ein mit Blick auf die Signifikanz von Chemikalieneffekten befriedigendes Ergebnis (Abb. 2 und 3, Tab. 1). Dabei könnte die Streuung der Tier-Abundanzen in den Strohsäcken aus dem Referenzbach durch eine stärkere Berücksichtigung unterschiedlicher Strömungs- und Strukturbereiche (Sand/Makrophyten) noch verringert werden.

Nach Überführung der Strohsäcke in die Rinnen blieben die Strohsäcke das Hauptbesiedlungskompartiment im Vergleich zu Rinnenwandung, Sediment und Makrophyten-Bereichen (Abb. 3). Um eine zu starke Konzentration der Tiere in den Säcken bei der Verteilung in den Rinnen zu vermeiden, könnten die gesamten Säcke in Zukunft auch gleich nach Besatz unter Wasser geöffnet und der Inhalt samt Stroh über die betreffende Rinne verteilt werden. Mit Hilfe von Stechrohrproben könnten die Rinnen dann repräsentativ beprobt werden. So würde zudem eine zu starke Ausdünnung des Besatzes durch die Entnahme der hoch besiedelten Säcke vermieden werden.

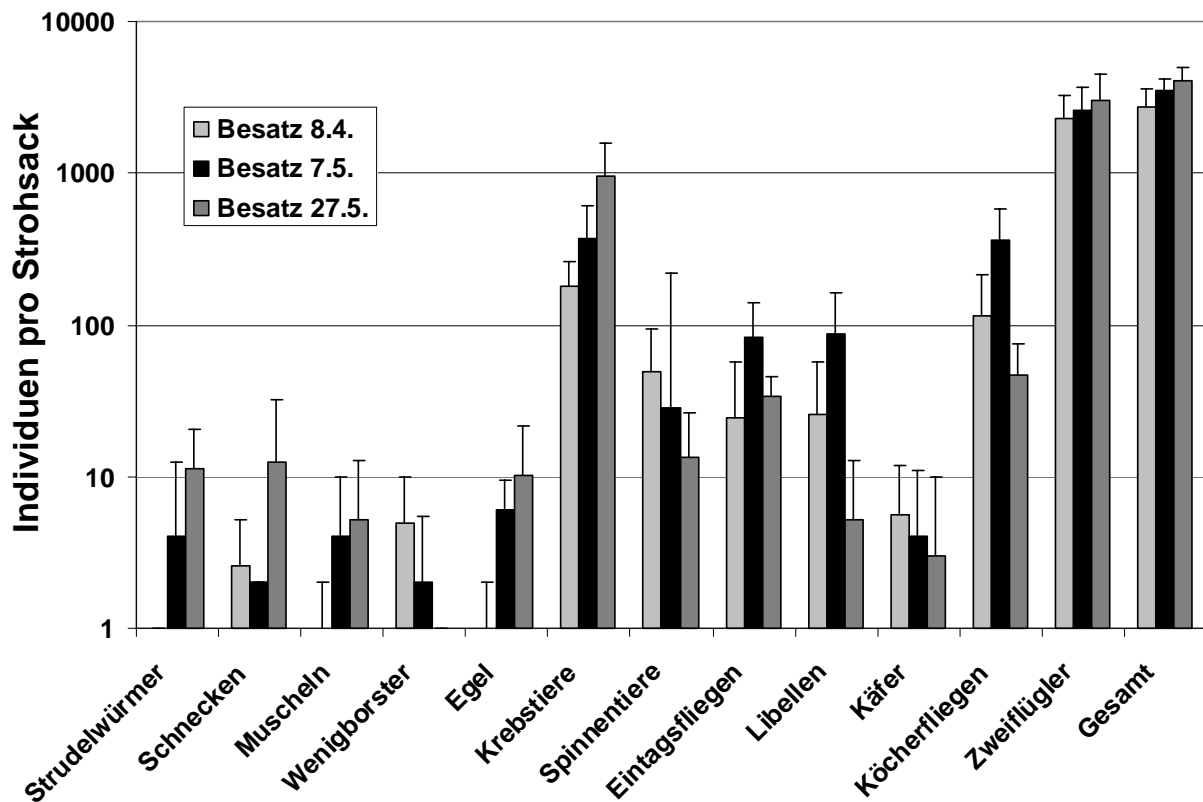


Abb. 2. Anzahl der mit einem Strohsack aus dem Referenzgewässer eingebrachten Tiere für die verschiedenen Taxa. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung von 4 Strohsäcken an.

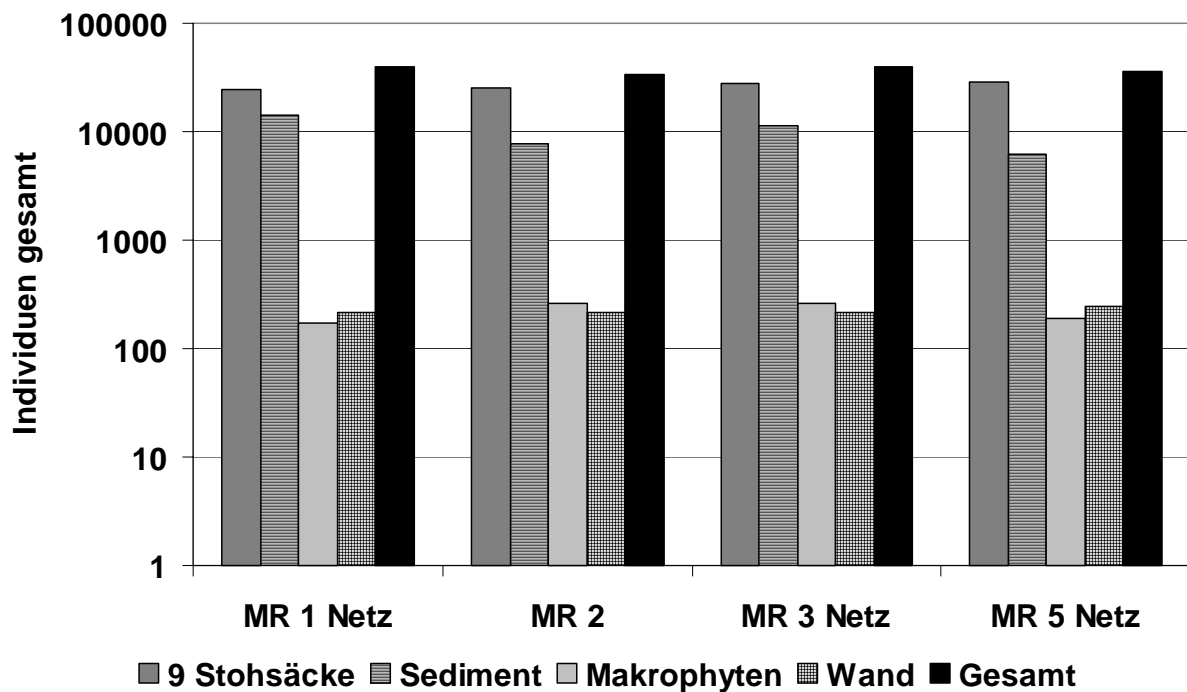


Abb. 3. Gesamt-Individuenzahlen in den Rinnen für die verschiedenen Kompartimente Strohsäcke, Sediment, Makrophyten und Rinnenwand. Netz = ganz mit Eklektor-Netz abgedeckt

Tab. 1: Taxa und ihre durchschnittliche Dichte pro Rinne

Gastropoda indet.	23	<i>Hydropsyche</i> sp.	3
Bivalvia indet.	10	<i>Molanna</i> sp.	122
Oligochaeta indet.	44	<i>Oxyethira</i> sp.	64
Hirudinea indet.	6	<i>Polycentropus</i> sp.	535
<i>Asellus aquaticus</i>	152	Limnephilidae indet.	216
<i>Gammarus roeseli</i>	1461	<i>Limnephilus stigma</i>	14
Amphipoda indet.	14	Polycentropodidae indet.	41
Hydrachnellae	440	Trichoptera indet.	41
<i>Caenis luctuosa</i>	14	Chironomini	880
<i>Caenis</i> sp.	74	Tanytarsini	2528
<i>Paraleptophlebia</i> sp.	17	Orthoclaadiinae indet.	4366
Caenidae indet.	72	Prodiamesinae indet.	18
Ephemeroptera indet.	44	Tanypodinae indet.	10832
<i>Calopteryx splendens</i>	130	Corynoneura	18
<i>Platycnemis pennipes</i>	54	Ceratopogonidae indet.	17
Odonata indet.	47	Chironomidae indet.	74
<i>Sialis</i> sp.	3	Simuliidae indet. L	83
<i>Orectochilus villosus</i>	38	Simuliidae indet. P	380
<i>Elmis</i> sp.	6	Diptera indet. L	171
Coleoptera indet.	6	Diptera indet. P	1258
Gesamt			24308

Bei den Krustaceen traten im Versuchsverlauf neue Generationen auf. Folglich können für diese Arten Vermehrung und Entwicklung als zusätzliche Endpunkte bei ökotoxikologischen Studien in den Versuchsrinnen untersucht werden.

Die Emergenz war über den gesamten Versuchszeitraum erwartungsgemäß sehr stark. Sie konzentrierte sich in der Dämmerung bzw. Dunkelheit besser in den mit Beleuchtung ausgestatteten Eklektorbehältern. In den mit Netzen völlig bedeckten Rinnen lagen die Dipterenzahlen bei Versuchsende höher als in der offenen Hallenrinne (Abb. 4). Offenbar ist durch die Netzbedeckung zumindest bei einigen Taxa die Wiederbesiedlung der Rinnen über Eiablage durch flugfähige Adulte möglich.

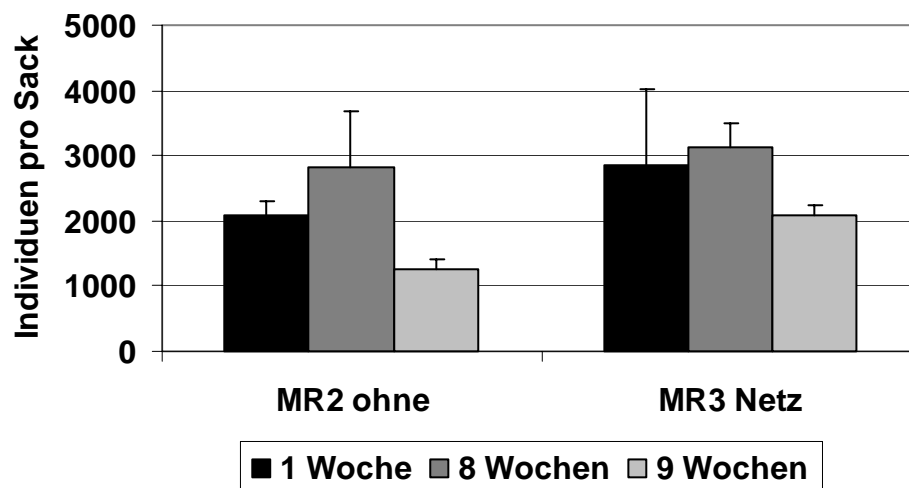


Abb. 4. Vergleich der Dipterenanzahl pro Sack in einer Rinne mit und ohne Netz. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung an (3 Strohsäcke).

Schlussfolgerungen

- Alle in ökotoxikologischen Untersuchungen wichtigen Taxa bzw. funktionellen Gruppen werden über Strohsäcke eingebracht
- Strohsäcke als Besiedlungsangebote unterscheiden sich bezüglich der sie besiedelnden Fauna qualitativ nicht von den von Hensel & Kiel (2007) vorgeschlagenen Säckchen mit Erlenlaub. Sie sind aber sehr viel leichter herzustellen, werden je nach Füllichte besser durchströmt, weniger schnell zersetzt und erlauben die Einbringung der zehnfachen Anzahl von Tieren.
- Über die Abdeckung ganzer Rinnen oder Rinnenteile mit Gaze können zumindest einige Dipteren-Taxa zur Eiablage in den Rinnen gebracht werden.

Danksagung

Andrea Radandt und Valentina Colombo gilt unser Dank für ihre Unterstützung bei der Aufarbeitung der Proben.

Literatur

- Hensel, S., Kiel, E. (2007): Substratgebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässerrmesokosmen. DGL-Tagungsbericht der Jahrestagung 2006 in Dresden, 243-247
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch der Fließgewässerbewertung. [Www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de)

Ökotoxizität pharmakologisch wirksamer Substanzen in gereinigten Abwässern

Nadine Havenstein¹, Corinna Lorey² & Stefan Koenemann³

¹Institut für Tierökologie und Zellbiologie, Tierärztliche Hochschule Hannover, n.havenstein@gmx.de

²Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Leibniz Universität Hannover, lorey@isah.uni-hannover.de

³Institut für Tierökologie und Zellbiologie, Tierärztliche Hochschule Hannover, stefan.koenemann@tiho-hannover.de

Keywords: *Gammarus pulex*, *Dikerogammarus villosus*, Spurenstoffe, Carbamazepin, Ökotoxikologie, Abwasserbehandlung, Membranbelebungsverfahren

Einleitung

Vom menschlichen Körper ausgeschiedene Medikamente und ihre Metabolite gelangen bei nicht vollständiger Entfernung in der Kläranlage in die aquatische Umwelt. Chemische Analyseformen geben keine Aussage über Auswirkungen auf aquatische Organismen. Zur effizienten Abschätzung der Belastung von Gewässern inklusive synergistischer und antagonistischer Wechselwirkung von Substanzen ist daher die Anwendung von Biotestverfahren angeraten. In dieser Studie wurde anhand der Aktivitätsänderungen zweier Amphipodenarten, *Dikerogammarus villosus* und *Gammarus pulex* (Abb. 1), die Wasserqualität nach unterschiedlichen Aufreinigungsverfahren (konventionell, Polymere membran-, Keramikmembranbelebungsanlage sowie zusätzlicher Aktivkohleeinsatz) untersucht.

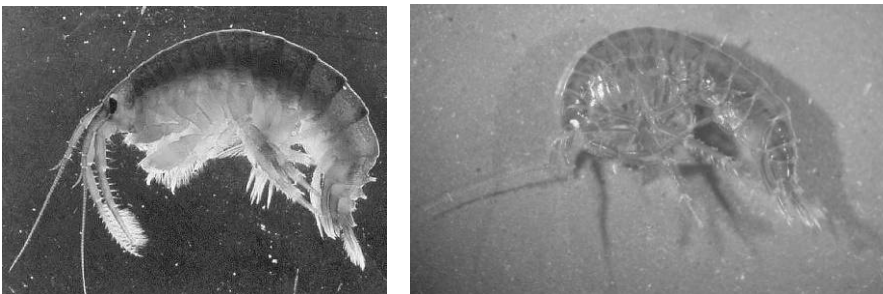


Abb. 1: Die verwendeten Amphipoden *D. villosus* (links) und *G. pulex* (rechts)

Material und Methoden

In Anlehnung an den von Werth (2006) eingeführten Driftmesser wurde ein Plexiglskarsussell mit 14 Löchern in der Bodenplatte verwendet (Abb. 2). Die Aktivität wurde durch die Erfassung der Parameter Linienkontakte (Überschreitung einer definierten Senkrechten), Lochkontakte und Hochtauchen, in jeweils 3-minütigen Messphasen ermittelt. Dies erfolgte unter Normalbedingungen, toxischen Verhältnissen (NaCl, Diclofenac, Carbamazepin) sowie im Wasser der Abläufe der verschiedenen Klärtechniken.

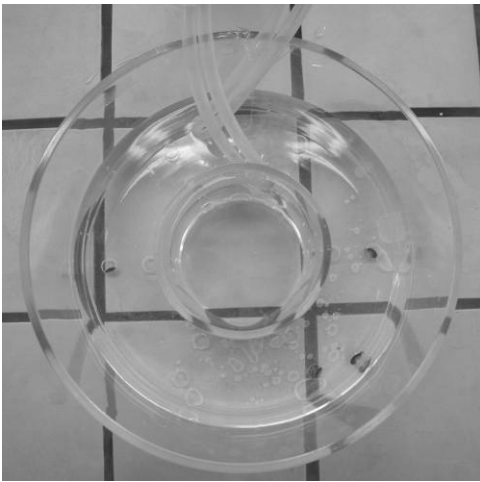


Abb. 2: Der bei den Versuchen eingesetzte Driftmesser

Ergebnisse

Abb. 3 zeigt das Verhalten von *D. villosus* in mit Carbamazepin belastetem Wasser (0,67 mg/l). Die erhöhte Aktivität ist deutlich erkennbar.

Am Versuchstag mit *D. villosus* zeigten sich stark erhöhte Aktivitäten im Wasser der Polymermembran sowie im Wasser der konventionellen Nachklärung (Abb. 4). Weiterhin ließen sich im Wasser der Keramikmembran leicht erhöhte Aktivitäten verzeichnen, während ihr Verhalten im Wasser der Aktivkohleaufbereitung in weiten Teilen im Rahmen des Normalverhaltens lag.

Aus Abb. 5 geht hervor, dass *G. pulex* bei Zugabe von Wasser der Nachklärung bei den Parametern Hochtauchen und Linienkontakte erhöhte Aktivitäten zeigte, die in den späteren Messphasen stark anstiegen. Gleiches gilt für den Parameter Hochtauchen im Wasser des Ablaufes eines Aktivkohlefilters. Auch wurde eine deutlich zunehmende Linienkontaktrate im Wasser der Keramikmembran festgestellt. Ähnliche Kurvenverläufe wurden mit *G. pulex* bereits bei Einsatz von Carbamazepin ermittelt.

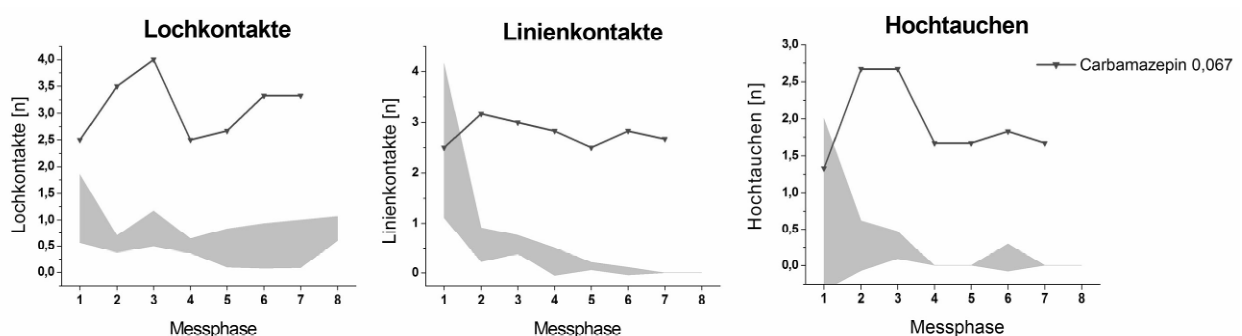


Abb. 3: Vergleich der Aktivitäten von *D. villosus* unter Carbamazepin-Belastung mit seinem Normalverhalten (dargestellt als graue Fläche)

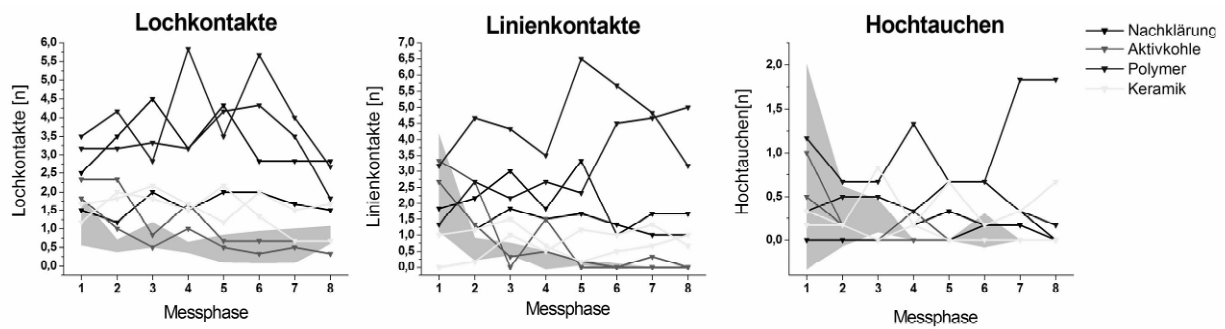


Abb. 4: Vergleich der Aktivitäten von *D. villosus* in der Wasserprobe eines Entnahmestages mit seinem Normalverhalten (dargestellt als graue Fläche)

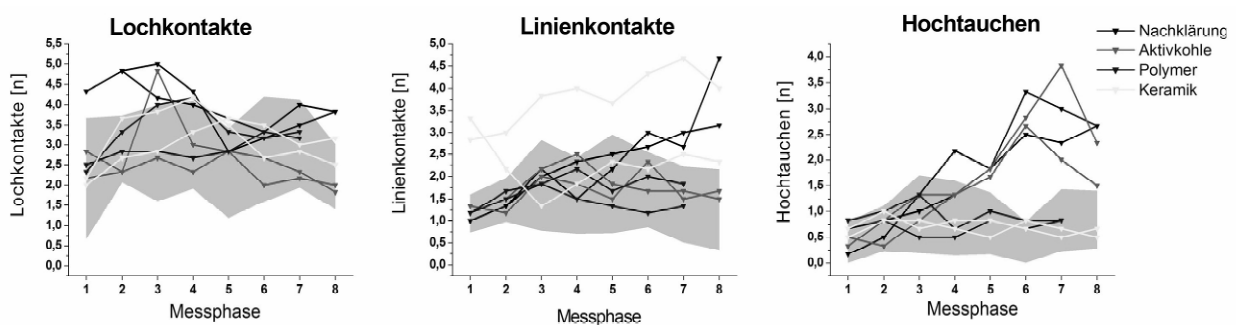


Abb. 5: Vergleich der Aktivitäten von *G. pulex* in der Wasserprobe eines Entnahmestages mit seinem Normalverhalten (dargestellt als graue Fläche)

Schlussfolgerungen

Bei Vergleich der Ergebnisse aus allen ökotoxikologischen Untersuchungen lässt sich tendenziell ableiten, dass das Wasser der Nachklärung aufgrund Häufigkeit und Ausmaß der gesteigerten Aktivitäten am stärksten toxisch auf die Amphipoden wirkt, während die Membrananlagen augenscheinlich effizienter aufreinen. Dabei deutet sich für das Wasser nach Passage eines Aktivkohlefilters die beste Qualität an. Dies lässt sich aus der Analyse der allgemeinen chemischen Wasserqualitätsparameter nicht schließen. Jedoch finden sich zu den ermittelten Medikamentenrückständen gewisse Parallelen, da von den gemessenen Arzneien die geringsten Gehalte im Wasser der Aktivkohleaufbereitung sowie die höchsten im Wasser der Nachklärung nachgewiesen wurden. Diese Art von Testverfahren kann für die Beurteilung der Qualität von Gewässern durchaus geeignet sein, für gesicherte Aussagen müssten jedoch weitere Testreihen mit einer deutlich höheren Stichprobe unter einer sorgfältigen Auswahl der Versuchstiere durchgeführt werden.

Literatur

Werth, C. (2006): Neue Testorganismen für die Immissionsüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren – Untersuchungen zur Sensitivität von *Daphnia magna*, *Eudiaptomus vulgaris* und *Gammarus roeseli* auf Insektizide. Vorgelegte Dissertation an der Fakultät für Chemie und Biowissenschaften der Universität Karlsruhe (TH).

Summarische Auswirkungen anthropogen eingetragener Spurenstoffe auf verschiedene Organismen der Fließ- und Grundgewässer

Felix Krämer¹, Corinna Lorey² & Stefan Koenemann³

¹Institut für Tierökologie und Zellbiologie, Tierärztliche Hochschule Hannover, felix.kraemer@tiho-hannover.de

²Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Leibniz Universität Hannover, lorey@isah.uni-hannover.de

³Institut für Tierökologie und Zellbiologie, Tierärztliche Hochschule Hannover, stefan.koenemann@tiho-hannover.de

Keywords: *Gammarus pulex*, *Niphargus schellenbergi*, Spurenstoffe, Ökotoxikologie, Abwasserverregnung, Grundwasser

Einleitung

Der Eintrag gereinigter Abwasser aus Kläranlagen in die verschiedenen Wasserkörper und die damit verbundene Einbringung anthropogener Spurenstoffe kann die Umsetzung der EG-WRRL erschweren. Die Abwassereinleitung kann u.a. einen Einfluss auf die Artzusammensetzung in den jeweiligen Gewässern haben. Die Abundanzen einzelner Arten nehmen bei Abwasserbelastung ab, während die Besiedlungsdichte anderer Arten, wie *Asellus aquaticus*, unter diesen Bedingungen stark zunehmen kann (Schönborn 2003). Ökotoxikologische Kurz- und Langzeiteffekte und deren Auswirkungen auf die Organismen der verschiedenen Gewässertypen sind noch nicht hinreichend geklärt. Es fehlen in diesem Zusammenhang insbesondere noch Vergleiche unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren und deren umweltrelevanter Auswirkungen im Gewässer.

In dieser Arbeit werden ökotoxikologische Kurzzeiteffekte auf Amphipoden untersucht, wobei der Vergleich der unterschiedlichen Effekte nach Reinigung in einer herkömmlichen Kläranlage mit denen der Abwasserverregnung und anschließender Bodenpassage von besonderem Interesse waren. Aus diesem Grund wurden für die Versuche Amphipoden der Fließgewässer und des Grundwassers gewählt.

Tiere, Material und Methoden

Organismen und Entnahmestellen für gebietseigenes Wasser

Gammarus pulex (Abb. 1) wurde dem Johannisgraben bei Bissendorf in der Region Hannover entnommen. Die Probeentnahmestelle lag ca. 300 m oberhalb eines Kläranlageneinlaufes, so dass Gewöhnungseffekte auf gereinigtes Abwasser als gering einzuschätzen sind. Eine Bestimmung erfolgte auf Artniveau nach Eggers & Martens (2001, 2004).

Für *Niphargus schellenbergi* wurden von Zaenker (mündl. Mitt. 2008) zwei gesicherte Fundorte in Nordhessen angegeben. Die Tiere wurden in der Schneckenwegquelle 2 im Landkreis Fulda und in der Kammerbacher Höhle bei Hilgershausen gesammelt. Die Niphargiden aus der Quelle (Abb. 1) waren gegenüber den Vertretern aus der Höhle deutlich kleiner. Eine genauere morphologische und

genetische Bestimmung auf Artniveau wird am Institut für Tierökologie und Zellbiologie an der Tierärztlichen Hochschule Hannover durchgeführt.

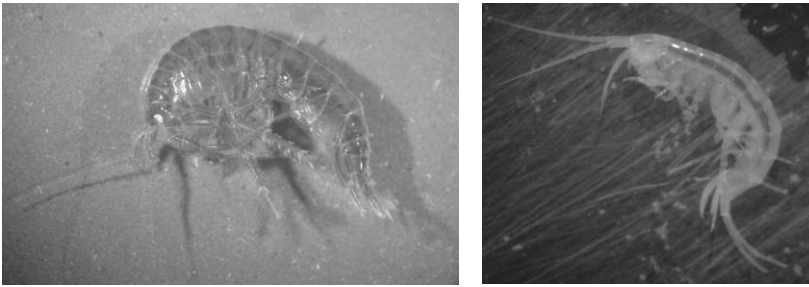


Abb. 1: Die verwendeten Amphipoden *G. pulex* (links) und *N. schellenbergi* (rechts).

Es wurden nur Tiere mit einer Mindestgröße von 1 cm für die Versuche verwendet, von einer Geschlechtsbestimmung wurde im Vorfeld abgesehen, um die Tiere nicht zu schädigen.

Abwasserprobenahmen

Das Wasser des getesteten Kläranlagenablaufs stammte aus einer kommunalen Kläranlage mit > 100.000 EW bei einem Schlammalter von 12 Tagen. Das gereinigte Wasser gelangt nach vollständiger Nährstoffelimination mit einem Reinigungsgrad von 98 % (CSB), bzw. ca. 88 % (N_{min}) und 97 % (P) über den Ablauf in den Vorfluter.

Das Verregnungswasser wurde vor der Verregnung ebenfalls in einer kommunalen Kläranlage mit Belebungsverfahren gereinigt, allerdings liegt das Schlammalter hier bei nur ca. drei Tagen, weil zur Verregnung während der Vegetationsperiode keine Nährstoffelimination erwünscht ist. Dieses gereinigte Abwasser wird auf landwirtschaftlichen Flächen unter Anreicherung mit dem nährstoffreichen, ausgefaulten Klärschlamm und ggf. mit Grundwasser verregnet (Ahlers & Eggers 2004). Auf einem Versuchsfeld gelangt das verregnete Wasser in Lysimetern nach einer Bodenpassage von 40 bis 120 cm in die Auffangbehälter (Abb. 2).



Abb. 2: Versuchsfeld mit Verregnungsmaschine (links), im Boden eingelassenen Lysimeter (mitte), Auffangbehälter aus Glas nach 40, 80 und 120 cm Bodenpassage (rechts).

Veränderter Driftmesser nach Werth (2006)

Für die Untersuchung wurde der von Werth (2006) entwickelte, mit Veränderungen versehene, Driftmesser verwendet. Um das Interstitial nachzubilden, wurde ein Lochverfahren nach Platvoet et al. (2004) gewählt und eine Einlegeplatte mit 16 Löchern von jeweils 1 cm Durchmesser angefertigt. Die Dicke der Bodenplatte betrug 0,5 cm, um eine Durchmischung in den Löchern zu gewähr-

leisten. Zeitgleich zu einer Versuchsgruppe, die in 1200 ml Wassergemisch (gebietseigenes Wasser mit Abwasser) schwamm, bewegte sich eine Kontrollgruppe in gebietseigenem Wasser (Abb. 3).

Ein Versuch umfasste drei Versuchsteile: eine erste Habituationsphase in 1200 ml Wasser bzw. Wassergemisch, eine Zuleitungsphase und eine Beobachtungsphase. In der Zuleitungsphase wurden der Versuchsgruppe 600 ml Abwasser, der Kontrollgruppe die gleiche Menge gebietseigenes Wasser hinzugegeben, anschließend wurden beide Systeme noch belüftet. In der Beobachtungsphase schwamm die Versuchsgruppe in der neuen Verdünnung. Die Zuleitung von Wasser und Luft erfolgte mittels einer Abimed-Pumpe innerhalb von 13 Minuten. Die beiden anderen Versuchsteile wurden zur Vergleichbarkeit ebenso lang gehalten.



Abb. 3: Driftmesser mit *G. pulex* (weißer Untergrund) und *N. schellenbergi* (schwarzer Untergrund), links befindet sich die Versuchsgruppe, rechts die Kontrollgruppe.

Beobachtungsparameter

Über den gesamten Versuchsverlauf erfolgte die Erfassung der Aktivitätsparameter *Drift* (Schwimm- bzw. Wanderverhalten der Amphipoda), *Loch* (Aufenthalt in einem der 16 Löcher) und *Ruhe* (seitliches Liegen mit verminderter Bewegung). Die Abgrenzung zwischen Ruhebewegung und Drift bemaß sich in der Strecke, die pro Sekunde zurückgelegt wurde. Bei den schnelleren Gammariden wurde eine Lageveränderung von maximal zweifacher Körperlänge, bei den Niphargiden um die einfache Körperlänge noch als Ruhebewegung definiert.

Der Lochaufenthalt wurde dahingehend festgelegt, dass sich das Tier seitlich liegend oder aufrecht sitzend im Loch befand. Weiterhin wurden über dem gesamten Versuchsverlauf hinweg kontinuierlich Lochkontakte (bewusstes Aufsuchen der Löcher, unabhängig von der Verweildauer) erfasst.

Erste Ergebnisse und Diskussion

Bei *G. pulex* stellt sich in der Kontrolle ohne Abwasserkontakt ein zahlenmäßig ausgeglichenes Verhältnis zwischen Ruhe und Drift ein. Werden Anteile von mehr als 50 % Ablauf Kläranlage hinzugegeben, so zeigen die Tiere eine zunehmende Drift, die als aktiver Fluchtimpuls gedeutet werden kann. Wird Verregnungswasser zugesetzt, so reagiert *G. pulex* mit einem Ausweichen in die Löcher, also mit einem Rückzug in das Interstitial. Die Niphargiden zeigen nur ein Verhaltensmuster, die Tiere versuchen bei Abwasserkontakt in das Interstitial auszuweichen. Dabei zeigt *N. schellenbergi* bei Zugabe von Kläranlagenablauf eine deutlichere Verhaltensänderung bereits bei niedriger Konzentration als bei Zugabe des verregneten Abwassers (Abb. 4). Ob bestimmte Abwasserinhaltsstoffe für dieses grundsätzlich andere Verhaltensmuster verantwortlich sind, konnte in diesen ersten Versuchen nicht geklärt werden, allerdings zeigte sich im Lysimeter gegenüber dem Ablauf stets ein höherer TOC/CSB bei meist geringerer Konzentration der untersuchten Pharmaka (Tab. 1).

Beide Arten zeigen eine empfindlichere Reaktion bei direkter Zugabe des Kläranlagenablaufs. Da die Spurenstoffkonzentrationen nach der Bodenpassage deutlich verringert sind (Lorey & Kunst

2005), ist dieses Verhalten auch plausibel. Nach diesen ersten Versuchen scheint es keinesfalls so, als ob das Abwasser aus der Verregnung mit anschließender Bodenpassage einen größeren negativen Effekt auf *N. schellenbergi* im Grundwasser ausüben würde als das herkömmlich gereinigte Abwasser im Fließgewässer auf *G. pulex*.

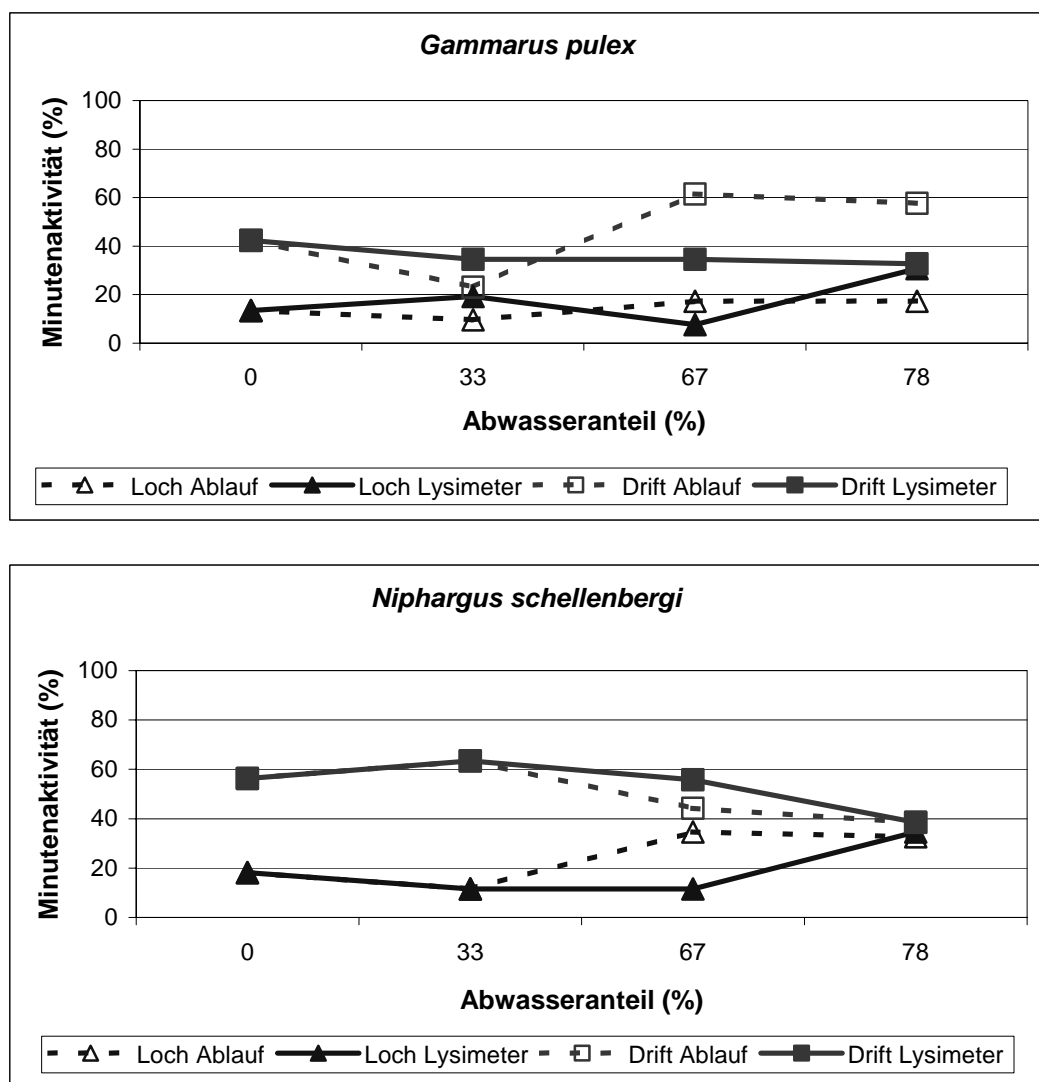


Abb. 4: Durchschnittliche Loch- und Drift-Aktivität von *G. pulex* (oben) und *N. schellenbergi* (unten).

Tab. 1: Chemische Analytik und ausgewählte Arzneistoffe der untersuchten Wasserproben.

Analytik [mg/L]	Graben (Mittel)	Höhle (Mittel)	Ablauf (Mittel)	Lysimeter (Mittel)	Arzneistoff [ng/L]	Ablauf (Median)	Lysimeter (Median)
CSB	27,3	6,2	37,8	41,4	Carbamazepin	2200	1100
TOC	10,4	0,3	12,0	16,1	Sulfamethoxazol	1600	63
NH ₄ -N	0,09	0,01	0,10	0,02	Amidotrizoesäure	7800	9200
NO ₃ -N	5,6	5,0	5,5	8,9	Iopamidol	11150	73
PO ₄ -P	0,08	0,08	0,30	2,92	Diclofenac	2800	< BG *

*Bestimmungsgrenze

Ausblick und Schlussfolgerungen

Bewertung der Verfahren zum Umgang mit gereinigtem Abwasser

Für die gesicherte gewichtete Abschätzung der ökologischen Folgen einer Einleitung bzw. Aufbringung gereinigten Abwassers auf Fließgewässer- und Grundwasseramphipoden reicht die Datengrundlage noch nicht aus. Auch werden in der nächsten Zeit noch weitere Versuche mit *G. pulex* und *N. schellenbergi* zu ihrer Reaktion auf Abwasser nach verschiedenen Reinigungsformen durchgeführt werden.

Eignung des Testverfahrens

Das gewählte Verfahren scheint grundsätzlich geeignet zu sein, die Auslösung kurzfristiger Reaktionen und Effekte unterschiedlich gereinigter Abwässer an Amphipoda zu testen. Zur statistischen Absicherung müssen noch weitere Versuche, auch in anderen Verdünnungsstufen, erfolgen. Neben diesen Parametern müssen noch weitere Parameter des Normalverhaltens erfasst werden. Die hohe Spannweite bei *G. pulex* im Normalverhalten scheint gerade bei der Drift auf geschlechtsspezifisches Verhalten hinzuweisen. Diesen geschlechtsspezifischen Reaktionen im Normalverhalten und bei Kontakt mit Abwasser sollte noch weiter nachgegangen werden.

Danksagung

Wir danken Stefan Zaenker vom Höhlenkataster Hessen e.V. für die Benennung der Fundorte in Nordhessen und die Begehung der Schneckenwegquelle. Auch bei Dagmar Israel von der Deutschen Umwelthilfe e.V. möchten wir uns für die Bereitstellung von Materialien bedanken. Ganz besonders bedanken möchten wir uns bei Christian Strube für seine tatkräftige Unterstützung an den verschiedenen Probeentnahmestellen.

Literatur

- Ahlers, R., Eggers, T. (2004): Abwasserverband Braunschweig 50 Jahre erfolgreich für Mensch und Umwelt durch Reinigung und landwirtschaftliche Verwertung kommunaler Abwässer. Verlag Uwe Krebs, Wendeburg: S. 101-103.
- Eggers, T.O. & Martens, A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. Lauterbonia, Heft 42, Erik Mauck Verlag, Dinkelscherben: 70 S.
- Eggers, T.O. & Martens, A. (2004): Ergänzungen und Korrekturen zum „Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands“. Lauterbonia, Heft 50, Erik Mauck Verlag, Dinkelscherben: S. 1-13.
- Lorey, C., Kunst, S. (2005): Pharmaka und endokrin wirksame Substanzen im Grundwasser unter Flächen mit Abwasserverregnung. DGL Tagungsbericht 2005, Karlsruhe 26.-30. Sept. 2005, Berlin: S. 476-481.
- Platvoet, D., MacNeil, C., Dick, J.T.A. (2004): If They Can't Meet You, They Can't Eat You: Simulation Grid Experiment to Investigate Body-size Related Habitat Choice in the Freshwater Amphipod *Dikerogammarus villosus* Sowinsky (Crustacea) and its Introduction Into a Freshwater Lake in the Netherlands. 13th International Conference on Aquatic Invasive Species, September 20 to 24, 2004, Ennis, County Clare, Ireland: S. 61.
http://www.icaiss.org/pdf/21Tuesday/B/tues_b_1_pm/Dirk_Platvoet.pdf, Zugriff: 11.11.2008
- Schönborn, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart: S. 156-157.
- Werth, C. (2006): Neue Testorganismen für die Immissionsüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren – Untersuchungen zur Sensitivität von *Daphnia magna*, *Eudiaptomus vulgaris* und *Gammarus roeseli* auf Insektizide. Vorgelegte Dissertation an der Fakultät für Chemie und Biowissenschaften der Universität Karlsruhe (TH).
- Zaenker, St., Höhlenkataster Hessen e.V. (2008): Persönliche Mitteilung am 08.09.2008.

SONSTIGE THEMEN

DETHLEFS, A., W. DREYER & H. BRENDENBERGER: Libellenlarven in der Edelkrebszucht - Räuber oder Beute?

HUSSNER, A.: Photooptische Gaswechsellmessungen an submersen Pflanzen - Methodik, Ergebnisse, Zukunftsperspektiven

KAHLISCH, L., K. HENNE, L. GROEBE, J. DRAHEIM, M. G. HÖFLE & I. BRETTAR: Who is alive and who is dead? – A question of general relevance for aquatic bacteria and of special relevance for drinking water

KIRSTEIN, K.-G. & P. MARTIN: Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) - ihre Funktion als Wehrdrüsen

KLINGENBERG, K.: Naturschutz- und Fischereirechtsaspekte bei Fang und Aneignung heimischer Arten geschützter und nicht geschützter Wirbelloser

KUSBER, W.-H., E. ZIPPEL, P. KELBERT, J. HOLETSCHEK, A. GÜNTSCH & W. G. BERENDSOHN: Europäische Beobachtungs-, Multimedia- und Belegdaten in Internetportalen (GBIF und SYNTHESYS/BioCASE/EDIT) für die limnologische Forschung: Stand, Potential und Qualitätssicherung

MARTIN, P.: Wassermilbenlarven als Insektenparasiten - Zum Stand ihrer Bearbeitung in Europa

PETZOLDT, TH.: Simecol: Prototypen-Ansatz und Softwarepaket für die Modellierung ökologischer Systeme

SCHULZ, C.-J.: Methoden zur biologisch basierten Bewertung salzbelasteter Fließgewässer: Ein Überblick

TÄUSCHER, L.: Die Algenflora des Landes Sachsen-Anhalt – ein zusammenfassender Überblick

Libellenlarven in der Edelkrebszucht - Räuber oder Beute?

Anja Dethlefs¹, Wolfgang Dreyer² & Heinz Brendelberger³

¹ Zool. Inst. – Abt. Limnologie der CAU Kiel; Am Botanischen Garten 1 – 9; D-24118 Kiel; adethlefs@zoologie.uni-kiel.de, ² Zool. Museum der CAU zu Kiel; Hegewischstr. 3; D-24105 Kiel; drdreyer@zoolmuseum.uni-kiel.de, ³ Zool. Inst. – Abt. Limnologie der CAU Kiel; Am Botanischen Garten 1 – 9; D-24118 Kiel; hbrendelberger@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: *Astacus astacus*, *Anax imperator*, Räuber-Beute-Beziehung, Feeding-Test, Libellenlarve

Einleitung

Wie in jedem Zuchtbetrieb so muß auch in der Edelkrebszucht (*Astacus astachus*) von Helmut Jeske in Oeversee (Schleswig-Holstein, Deutschland) auf Wirtschaftlichkeit geachtet werden. Dem entsprechend legt man dort großen Wert auf hohe Überlebensraten. In ein bestehendes System einwandernde Tiergruppen können darin einen so großen Einfluß haben, daß solche Arten nicht nur in der Aquakultur schnell als Schädlinge eingestuft werden.

Der Krebszüchter setzt seine jungen, künstlich erbrüteten und im Frühjahr geschlüpften Krebse bis zum Herbst in Teiche seiner Zuchtanlage. Dann werden die Krebse wieder herausgeholt, wobei in der Regel etwa 50% der eingesetzten Krebse überlebt haben. Natürlich kommt dabei die Frage auf, woran die restlichen 50% gestorben sind. Herr Jeske hat in seinen Teichen nach eigenem Ermessen "viele Libellenlarven" gesehen (persönliche Mitteilung). Es ist bekannt, daß Libellenlarven ganze Fischbestände zerstören können (Schmidt, 1938). Auch kann eine so große Individuenzahl an Libellenlarven vorkommen, daß sie Einfluß auf andere Arten haben (McCollum, 1997).

In meiner Diplomarbeit habe ich untersucht, ob Libellenlarven einen Einfluß auf die Überlebensrate der jungen Krebse in der Krebszucht haben: Zum einen wurden Linientaxierungen adulter Libellen um die Zuchtteiche herum durchgeführt, um die Libellenfauna dort zu charakterisieren. Den Großteil der Arbeit haben mehrere, aufeinander aufbauende Feeding-Tests mit jungen Krebsen und Libellenlarven im Labor ausgemacht, um herauszufinden, ob Libellenlarven Räuber oder Beute der Krebse sind.

Material und Methoden

Linientaxierungen

Während des Versuchszeitraumes im Sommer 2007 wurden mit Hilfe des Libellenexperten Dr. Dreyer drei einstündige Linientaxierungen bei vergleichbarem Wetter in der Zuchtanlage durchgeführt.

Feeding-Tests

Alle Versuchstiere stammen aus der Krebszucht Oeversee und wurden bei 10°C und bei einem Tag-/Nacht rhythmus ähnlich dem Mai gehältert. Die Krebse wurden zu größeren Mengen in Aquarien mit ausreichend Versteckmöglichkeiten gehalten. Die Libellenlarven (ausschließlich *Anax imperator* und Libellulidae) wurden aufgrund von Kannibalismus einzeln gehalten.

Die folgenden Feeding-Tests (Tabelle 1) wurden bei normaler Deckenbeleuchtung durchgeführt: Es wurden jeweils eine bestimmte Anzahl an Libellen und Krebsen zusammen in ein Aquarium gesetzt und festgehalten, wie viele Individuen im Zeitverlauf gefressen wurden.

Tab. 1: Aufbau der Laborversuche mit Edelkrebsen und anisopteren Libellenlarven.

Versuch	Anzahl & Alter Libellenlarven	Anzahl & Alter Krebse	Mit Versteck für Krebse	Alternativfutter	Wassertemperatur [°C]	Dauer [h]	Anzahl Replikate
1	1 <i>Anax imperator</i>	5 x junge	-	-	10	24	2
	1 Libellulidae	5 x junge	-	-	10	24	2
2	1 <i>Anax imperator</i>	10 x junge	-	-	10	4	10
3	1 <i>Anax imperator</i>	10 x junge	ja	-	10	22	10
4	1 <i>Anax imperator</i>	10 x junge	ja	<i>Chironomus sp.</i>	10	20	10
5	5 x <i>Anax imperator</i>	1 x 2-jähriger	ja	<i>Chara sp.</i>	15	24	4

Ergebnisse und Diskussion

Linientaxierung

Die Zusammensetzung der Zygoptera zu den verschiedenen Zeitpunkten zeigt eine klassische Verteilung:

Alle Zygopteren sind endophytisch eierlegend. Zunächst (Mitte Juni) herrschen solche vor, die schwerpunktmäßig submerse Pflanzen (Elodea, Potamogeton) benötigen. Dies sind unter anderem *Enallagma cyathigerum* und *Ischnura elegans*. Im Sommer (Mitte Juli) verschiebt sich zusammen mit dem Hochwachsen der Pflanzen (Alisma, Binsen, Juncus) die Libellenfauna zur endophytischen Eiablage an senkrechten Strukturen ("Lestes-Typ" hinsichtlich der Eiablage), besonders stark vertreten durch *Lestes sponsa*. Im Herbst (September) dominiert der Lestes-Typ weiterhin.

Erfreulich ist das Vorkommen von seltenen Arten wie *Erythromma najas* und *Lestes viridis* sowie der stark gefährdeten (BINOT, 1998) "kleine Binsenjungfer" *Lestes virens vestalis*.

Die Zusammensetzung der Anisoptera zeigt in allen drei Stichproben die Dominanz exophytisch ablegender Arten ("Libellula-Typ" hinsichtlich der Eiablage). Das sind solche, die ihre Eier unabhängig von Pflanzenstrukturen legen, wie *Libellula depressa* und Sympetrum-Arten. Die Larven dieser Arten sind hauptsächlich Bodenbewohner, die pflanzenfreie Flächen bevorzugen. Typisch für

die Teiche in Oeversee wären allerdings Arten, deren Larven submerse Strukturen benötigen, um sich darin zu verstecken, wie zum Beispiel *Aeshna mixta* (Heidemann, 2002).

Die Fauna der Anisopteren scheint nicht ganz passend: Eigentlich sollten hier weniger Arten mit bodenlebenden Larven und mehr Aeshnidenarten vorkommen, stattdessen dominieren die Sympetrum-Arten. Dies ist damit zu erklären, daß für die Versuche der vorliegenden Arbeit 330 Larven aus den Teichen genommen wurden. Diese konnten somit nicht schlüpfen und fehlen in der Linientaxierung. Eine weitere mögliche Erklärung könnte auch die Winterung der Teiche sein, die eine solche Artenzusammensetzung hervorrufen kann (Clausnitzer, 2003). Wahrscheinlich wirken sich hier beide Ursachen auf die Ergebnisse der Linientaxierungen aus.

Überraschend ist der hohe Larvenanteil von *Anax imperator*, der aus der Abundanz der fliegenden Imagines nicht ersichtlich wird. Etwa 250 gesammelte Larven dieser Art stellen eine ungewöhnlich hohe Dichte dar. Vermutlich wird eine solche Individuendichte unter anderem durch Nahrungsreichtum (junge Krebse?) bedingt.

Feeding-Tests

Vorversuche der Art von Versuch 1 in Tabelle 1 zeigten eindeutig, daß zwar Larven der Art *Anax imperator* junge Edelkrebse fressen, Larven der Libellulidae fressen diese jedoch nicht: die Libelluliden greifen zwar nach den Krebsen, stoßen diese jedoch nur weiter von sich fort. Dies ist mit dem sehr unterschiedlichen Fangmasken-Typ der beiden Gruppen zu erklären: Der Aeshna-Typ hat eine zangenartige Fangmaske, und der Libellula-Typ hat eine helmartig vor dem Gesicht liegende Fangmaske.

Es ist bekannt, daß die Aeshnidae große Stücke aus ihrer Beute (auch Schnecken) reißen können (May, 1933) und auch fähig sind, Kaulquappen und Jungfische zu greifen (Heidemann, 2002). Die Libellulidae mit helmartiger Fangmaske dagegen nutzen diese wie einen Löffel, eine Schüssel oder Baggerschaufeln, die sie wie Schleusentore um Nahrung beinhaltenden Sand schließen und diese heraussieben (Wesenberg-Lund, 1943).

Libelluliden können also keine jungen Krebse fressen. Daraus ergab sich die Fortsetzung der Versuche ausschließlich mit *Anax imperator*.

Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der Versuche 2 – 4 (Tabelle 1), in der dargestellt ist, wie viele Krebse im Laufe der Zeit durchschnittlich von den Libellenlarven gefressen wurden:

In Versuch 2 ist zu erkennen, daß *A. imperator* innerhalb von 4 Stunden 4,5 junge Krebse fressen kann. Die Krebse sind hier völlig schutzlos der Larve ausgesetzt. Dies entspricht nicht den natürlichen Umständen, weist aber in etwa auf einen maximalen Wert hin. Um natürlichere Bedingungen zu schaffen, wird in Versuch 3 den Krebsen ein Versteck zur Verfügung gestellt. Es zeigt sich, daß nun signifikant ($p = 0,05$) weniger Krebse gefressen werden. Die Teiche in Oeversee beherbergen nicht nur Libellenlarven, sondern natürlich auch viele weitere Insekten und deren Larven. Den Libellenlarven steht also viel mehr Nahrung zur Auswahl. Um auch für die Libellenlarven eine natürlichere (Nahrungs-) Umgebung zu schaffen, wurde in Versuch 4 ein Alternativfutter (*Chironomus sp.*) für die Libellenlarven hinzugegeben. Wiederum ist die Kurve der Mittelwerte gefressener Krebse signifikant flacher ($p \leq 0,05$), was bedeutet, daß sich die Libellenlarven nicht auf junge Individuen von *A. astacus* spezialisiert haben.

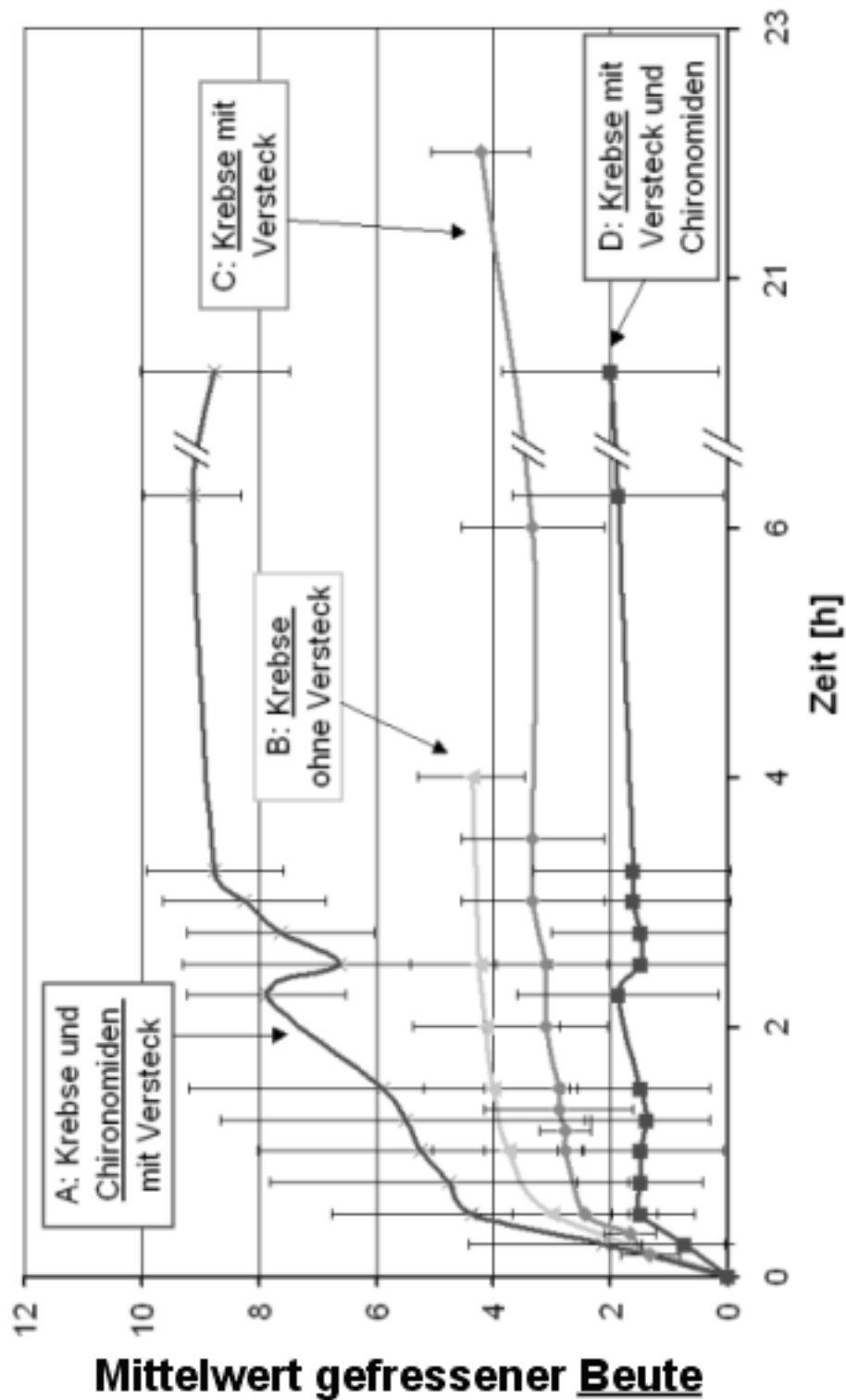


Abb. 1: Graphische Darstellung der Feeding-Tests mit Libellenlarven (*Anax imperator*) und jungen Edelkrebse (*Astacus astacus*) (Versuche 2 – 4 in Tabelle 1). Dargestellt ist die durchschnittlich gefressene Menge im Verlauf der Zeit. Dreiecke: Feeding-Test 2, Larven und Krebse ohne Krebsversteck; Punkte: Feeding-Test 3, Larven und Krebse mit Krebsversteck; Rechtecke & Kreuze (oben): Feeding-Test 4, Larven, Krebse, Krebsverstecke (Rechtecke) und Alternativfutter (Kreuze, oben)

Versuch 5 sollte zeigen, ob ältere, deutlich überlegene Edelkrebse die Larven von *A. imperator* fressen, sich die Räuber-Beute-Beziehung also irgendwann umkehrt. Es hat sich gezeigt, daß dies der Fall ist: zweijährige Krebse können eine Larve der Art *A. imperator* fast vollständig (es wurden häufig Reste von härteren Chitinteilen wie Beinen und Kopf beobachtet) fressen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Prädation von Libellenlarven an jungen Krebsen tatsächlich stattfindet, sich jedoch auf die Aeshnidae beschränkt. Im Fall von *Anax imperator* konnte gezeigt werden, daß diese in kurzer Zeit fast alle angebotenen Krebse fressen können, sich aber nicht auf diese spezialisiert haben, also auch Alternativfutter annehmen. Dies senkt ebenso wie Versteckmöglichkeiten für die Krebse die Mortalität der Krebse deutlich. Ab einer gewissen Körperlänge sind die Krebse Prädatoren der Libellenlarven.

Es sind sehr viele Großlibellenlarven in den Teichen der Krebszucht vorhanden, doch muß auch beachtet werden, daß ein Teil dieser Larven (Libellulidae) nicht schädlich ist.

Es ist also festzuhalten, daß ein größerer Bestand an *Anax imperator* (Aeshniden) in einer Edelkrebszuchtanlage potentiell bestandsschädigend ist, insbesondere sind Jungtiere mit nur geringer Versteckmöglichkeit (wie beispielsweise in einem Brutkanal) gefährdet.

Danksagung

Ich danke Herrn Brendelberger für die Betreuung meiner Diplomarbeit. Herrn Dreyer danke ich für sein Wissen über Libellen, und Herrn Jeske möchte ich für die Bereitstellung der Versuchstiere danken. Ebenso danke ich meinem Arbeitskreis für die Unterstützung und Denkanstöße.

Literatur

- Binot M., Bless R., Boye P., Gruttke H. und Pretscher P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55.
- Clausnitzer H. (2003): Teichwirtschaft und Libellen. 22. Jahrestagung GdO.
- Heidemann H., Seidenbusch R., Dahl F., Dahl M. und Bischoff H. (2002): Die Tierwelt Deutschlands. 72. Teil: Die Libellenlarven Deutschlands, Goecke & Evers, Keltern.
- May E., Dahl F., Dahl M. und Bischoff H. (1933): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 27. Teil: Libellen oder Wasserjungfern (Odonata), Verlag von Gustav Fischer, Jena.
- McCollum S. A. und Leimberger J. D. (1997): Predator-induced morphological changes in an amphibian: predation by dragonflies affects tadpole shape and color. *Oecologia* 109, pp. 615 - 621.
- Schmidt E. (1938): Libellen als Objekte der angewandten Entomologie - Eine Literaturstudie. VII. Internationaler Kongreß für Entomologie.
- Wesenberg-Lund C. (1943): Biologie der Süßwasserinsekten, Verlag J. Springer, Berlin, Wien.

Photooptische Gaswechsellmessungen an submersen Pflanzen - Methodik, Ergebnisse, Zukunftsperspektiven

Andreas Hussner

Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Abt. Geobotanik, Universitätsstraße 1, 40225 Düsseldorf,

e-mail: Andreas.Hussner@uni-duesseldorf.de

Keywords: Photosynthese, *Myriophyllum heterophyllum*, Lichtverfügbarkeit, Temperatur

Einleitung

Die Photosynthese submerser Pflanzen ist vor allem abhängig von den Parametern Licht und Temperatur (Best et al. 2001). Der Faktor Licht ist oftmals entscheidend bei der Tiefenausbreitung submerser Makrophyten. Lampert & Sommer (1999) geben an, dass als grobes Maß für die Untergrenze der euphotischen Zone in Gewässern die Wassertiefe angesehen wird, in der noch 1% der an der Wasseroberfläche ankommenden Strahlung zur Verfügung steht.

Der Einfluss der Lichtverfügbarkeit auf die Photosynthese submerser Makrophyten wurde bisher mit unterschiedlichen Methoden erfasst (Wachstumsversuche: u.a. Barko & Smart 1981; Sauerstoffelektroden: u.a. Binzer et al. 2006; Winkler-Titration: u.a. Sand-Jensen & Madsen 1991). Bisher standen jedoch für Unterwasser-Photosynthesemessungen keine geeigneten Durchfluss-Messapparaturen, wie diese zur Gaswechsellmessung an emersen Pflanzen eingesetzt werden, zur Verfügung.

Nachstehend wird eine Apparatur beschrieben, die erstmals eine kontinuierliche Messung des Verlaufs der Netto-Photosyntheserate submerser Pflanzen unter kontrollierten, aber naturnahen Bedingungen ermöglicht, dies insbesondere im Hinblick auf Licht und Temperatur sowie CO₂- und O₂-Verfügbarkeit. Die hierdurch gegebenen Möglichkeiten sind illustriert mit Ergebnissen erster Messungen an *Myriophyllum heterophyllum* Michaux.

Material und Methoden

Zur photooptischen Messung des Gaswechsels wurde die in Abb. 1 dargestellte, neu entwickelte Apparatur verwendet. Sie besteht aus einem Aquarium (78x31x31 cm), welches durch eine wasserdurchflossene Kühlspindel temperiert wird. Die Temperatur im Aquarium kann so über einen angeschlossenen Kryostaten (Colora, Lorch) auf einen beliebigen Wert im Bereich von +10 bis +35 °C eingestellt werden. Das Aquarium verfügt des Weiteren über einen Aussenfilter (Fa. Eheim, Deizisau), in welchem das Wasser über Torf gefiltert wird. In Kombination mit einem pH-Regler (Fa. Zajak, Duisburg), der in Verbindung mit einer CO₂-Druckgasflasche betrieben wird, konnte der pH-Wert im Aquarium während der Messungen konstant gehalten werden. Für die Photosynthesemes-

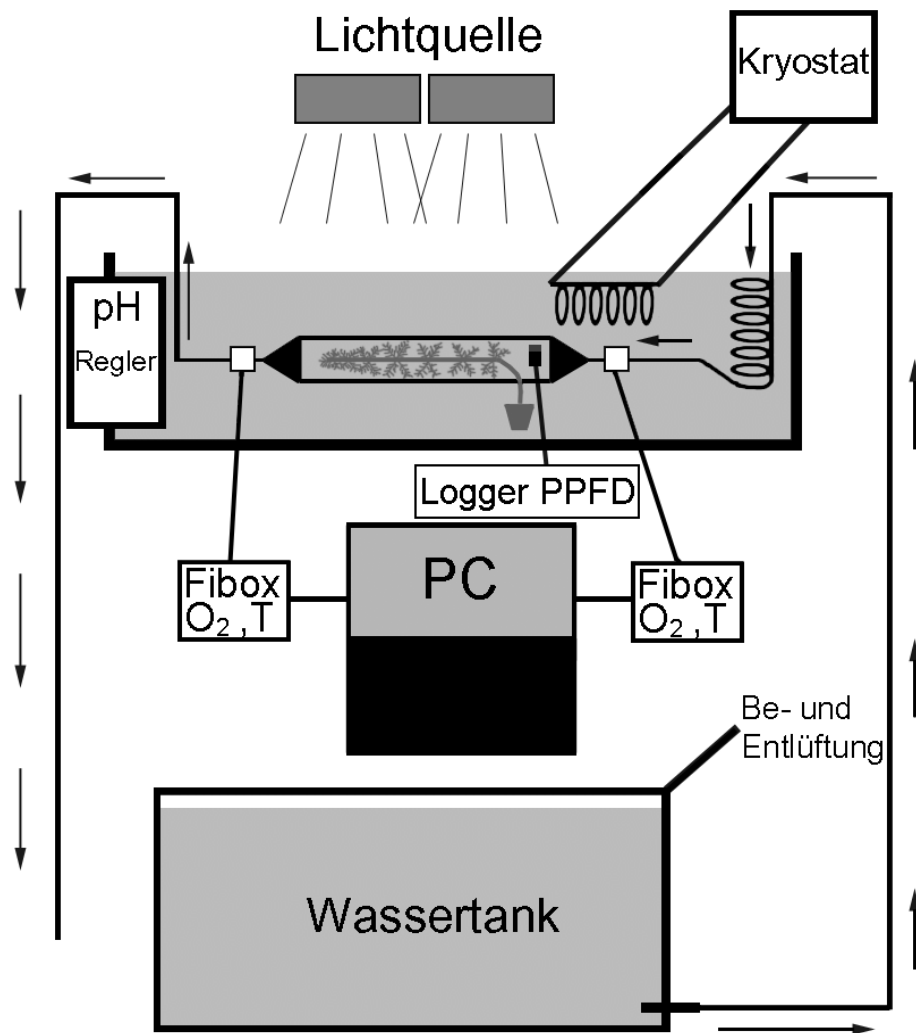


Abb. 1: Der Versuchsaufbau zur photooptischen Photosynthesemessung bei submersen Pflanzen

sungen werden die Sprosse der Pflanzen in eine Messkammer eingespannt, welche aus einem rohrförmigen Gehäuse aus 0,5 mm dickem, lichtdurchlässigem Plexiglas besteht, welches keinen messbar negativen Einfluss auf die Lichtverfügbarkeit in dieser Kammer hat. An den Enden der Kammer befinden sich konische Endkappen, an welche Zu- und Ablaufschläuche angeschlossen sind. Die Messkammer hat ein Volumen von 500 ml. Neben dieser Kammer ist ein Unterwasser-PAR-Sensor (Licor 192 SA, USA) installiert, welcher die Photonenflussdichte (PPFD) misst.

Die mit der jeweils zu untersuchenden Pflanze bestückte Messkammer wurde während der Messperioden kontinuierlich mit Wasser aus einem Vorratsbehälter durchströmt, welches einen Sauerstoffgehalt von $7 \pm 0,5$ mg/l und einen pH-Wert von $7,0 \pm 0,1$ aufwies. Das Wasser hatte einen Gehalt von 25 ± 3 mg/l CO₂ und 145 ± 10 mg/l HCO₃⁻. Die genaue Durchflussmenge wurde mittels eines Schwebekörper-Durchflussmessers mit eingebautem Nadelventil (Interin, Hofheim) für alle Messungen konstant eingestellt und protokolliert. Die Beleuchtung der Pflanzen erfolgte mit einer neu konstruierten Beleuchtungsvorrichtung, mit welcher die Photonendichte über zwischengeschaltete Potentiometer stufenlos eingestellt werden konnte. Für jede der untersuchten Arten wurde bei Temperaturen von 15, 20 und 25 °C und jeweils acht verschiedenen Lichtstufen (0, 10, 30, 70, 120, 200, 320 und 380 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$) die Nettophotosyntheserate als Differenz der O₂-Gehalte des Wassers zwischen Kammer- Ein- und Ausfluss bestimmt.

Sauerstoffgehalt und Temperatur des zulaufenden und des ablaufenden Wassers wurden in Messintervallen von 30 Sekunden gemessen. Die O₂-Messungen erfolgten mit photooptischen Sauerstoffsensoren (FIBOX, Presens, Regensburg) sowie den dazugehörigen Temperaturfühlern vom Typ Pt 100. Während der Messung befand sich das Wurzelwerk der Pflanze in einem im Aquarium stehenden Blumentopf außerhalb der Messkammer. Zur Bestimmung der Umsatzraten wurden die jeweiligen O₂ - Werte im Ab- und Zulauf voneinander subtrahiert. In den meisten Fällen war nach ca. 20 Minuten einer bestimmten Licht- bzw. Temperatureinstellung ein konstanter Differenzwert erreicht. Ab diesem Zeitpunkt gingen die Messwerte der nächsten 20 min in die Auswertung ein. Nach den Messungen wurde das Trockengewicht des in der Kammer befindlichen Sprosses bestimmt und die Nettophotosyntheseraten in $\mu\text{mol O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TG h}^{-1}$ gemäß der Formel 1 berechnet.

Formel 1:

$$\text{Gaswechselrate } [\mu\text{mol O}_2 \text{ g (TG)}^{-1} \text{ h}^{-1}] = (A [\mu\text{mol O}_2] - Z [\mu\text{mol O}_2]) * V * 60 \text{ min} / \text{g (TG)}$$

A: Abfluss; Z: Zufluss; V: Durchflussrate des Wassers in l/min; TG: Trockengewicht

Ergebnisse

Mit der neuen Durchflussapparatur ist es möglich, den Gaswechsel submerser Pflanzen direkt und in Echtzeit zu erfassen. Abb. 2 illustriert, wie zeitnah Veränderungen im Gaswechsel einer submersen Pflanze erfasst werden können. Die Zeitspannen zwischen der Veränderung eines Parameters und dem Einstellen eines neuen steady-state Wertes des Gaswechsels ergeben sich durch den erforderlichen Zeitbedarf zum vollständigen Austauschs des Wassers in der Messkammer.

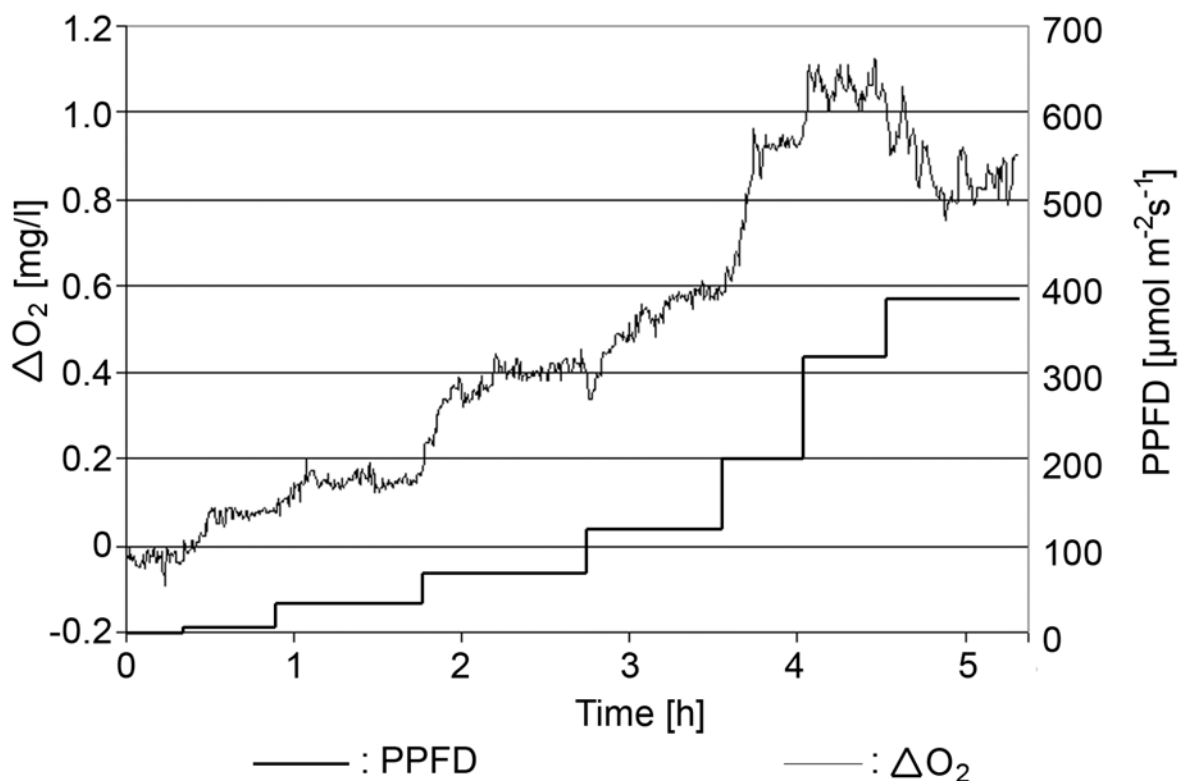
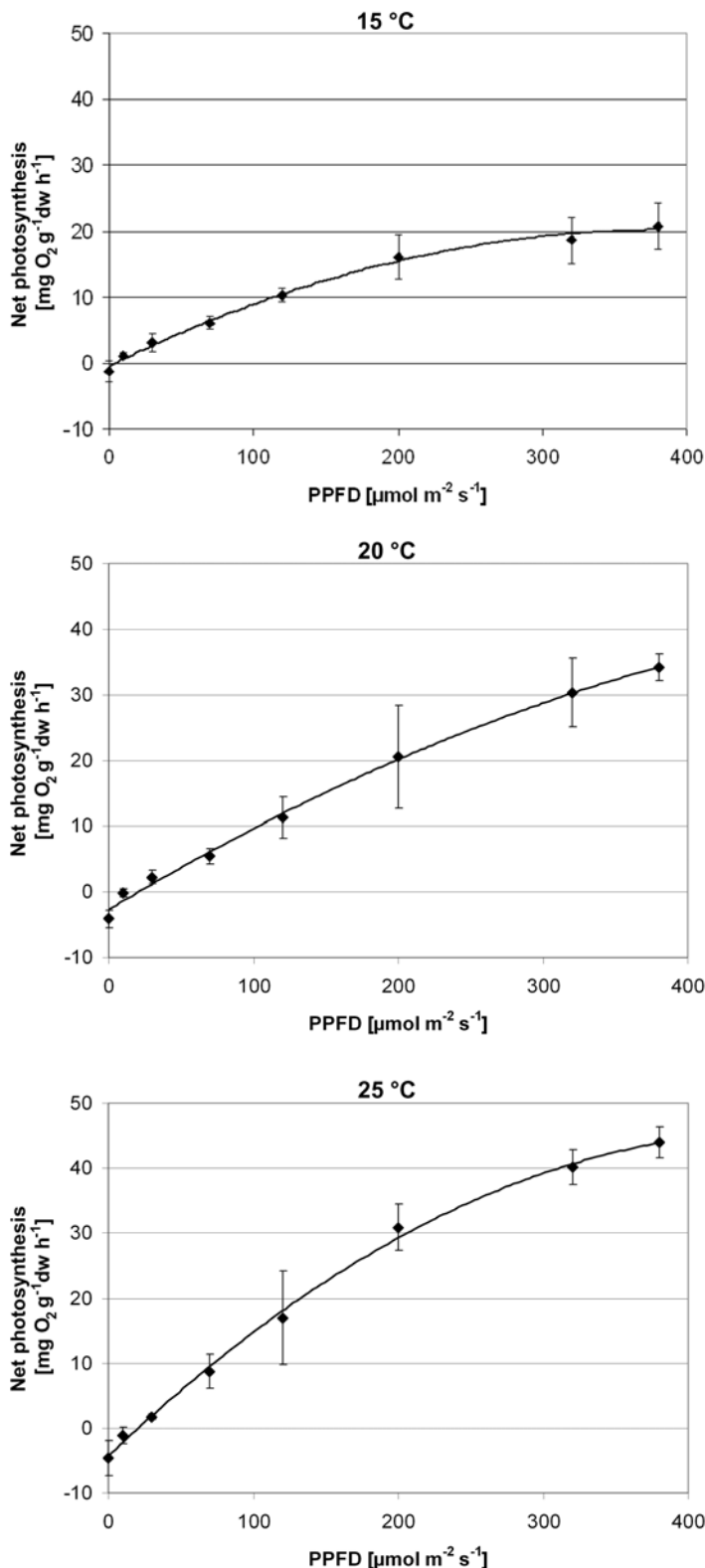


Abb. 2: Differenz des Sauerstoffgehaltes zwischen Zu- und Ablauf der Messkammer bei stufenweiser Erhöhung der auf einem *Myriophyllum heterophyllum*-Spross einfallenden Strahlung, bei einer konstanten Temperatur von 20°C und der herrschenden wasserchemischen Bedingungen



Mit steigender Temperatur kommt es zu einem Anstieg der Photosyntheseraten von *Myriophyllum heterophyllum*. Bei 15 °C erreichten die Gaswechselraten lediglich 50 % der maximal gemessenen Nettophotosyntheserate, welche mit rund $43,9 \pm 2,4 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TG h}^{-1}$ bei 25 °C ermittelt werden konnte (Abb. 3).

Zudem zeigte sich eine Verschiebung des Lichtkompensationspunktes mit einer Veränderung der Temperatur. Dieser wurde bei 15 °C bei 10-15 μmol Photonen m⁻² s⁻¹ erreicht, bei 25 °C ist bei rund 20 μmol Photonen m⁻² s⁻¹ der Nullwert des Netto-O₂-Umsatzraten gegeben. Des Weiteren beeinflusst die Temperatur auch die Lage der Lichtsättigungsniveaus. Während die für die Messungen genutzten *Myriophyllum heterophyllum*-Pflanzen bei einer Temperatur von rund 15°C bei durchschnittlich 250 μmol Photonen m⁻² s⁻¹ Sättigung der Photosynthese erreichen, lag der Lichtsättigungsbereich der Art bei einer Wassertemperatur von rund 25°C oberhalb der verfügbaren Einstrahlungsmenge (Abb. 3).

Abb. 3: Netto-Gaswechselraten in Abhängigkeit von der aktuellen Einstrahlung bei *Myriophyllum heterophyllum*-Pflanzen bei unterschiedlichen Temperaturen (MW ± SE, n=4)

Diskussion

Mit der neu konstruierten Durchflussapparatur können unter steady-state-, aber prinzipiell auch unter transienten Bedingungen die Wirkungen von Licht und Temperatur auf die Photosynthese submerser Wasserpflanzen in Zeitreihen unter habitatgemäßen, aber kontrollierten und stufenweise veränderten Bedingungen gemessen werden. Die hierbei ermittelten Gaswechselraten zeigen deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Temperaturstufen von *Myriophyllum heterophyllum*. Im Vergleich zu Daten anderer submersen Pflanzenarten müssen die hier gemessenen maximalen Gaswechselraten als relativ hoch eingeschätzt werden (Madsen & Brix 1997). Eindeutig ist zudem, dass die Lichtsättigungswerte und die maximale Photosyntheserate der untersuchten Art stark von der Wassertemperatur abhängig sind, was Madsen & Brix (1997) und Barko & Smart (1981) auch bei anderen Wasserpflanzen nachwiesen. Dennoch werden auch bei der höchsten gemessenen Temperaturstufe von 25 °C nicht die von Titus & Adams (1979) für die verwandte Art *Myriophyllum spicatum* angeführten Lichtsättigungswerte von über 2000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ erreicht. Entscheidend hierfür dürften die Lichtbedingungen während des vorhergehenden Wachstums der Arten sein, da submerse Wasserpflanzen eine sehr starke Anpassung an vorhandene Lichtverfügbarkeiten zeigen (Hussner et al. submitted).

Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der hier vorgestellten Durchflussapparatur kann der Einfluss verschiedener biotischer und abiotischer Parameter auf die Photosynthese submerser Makrophyten unter naturnahen Bedingungen im Labor untersucht werden. Basierend auf den ersten Messungen im Labor erfolgt nun eine Erprobung des Systems im Freiland, um zukünftig weitere Einblicke in die Gaswechselcharakteristika submerser Makrophyten zu erhalten.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen einer Dissertation, die in der Abt. Geobotanik der Universität Düsseldorf, Prof. Dr. R. Lösch, angefertigt wurde. Ihm sei an dieser Stelle herzlichst gedankt. Ein großer Dank gilt auch den Mitarbeitern der Zentralwerkstatt Biologie der Universität Düsseldorf, die bei der Entwicklung der Apparatur hervorragende Arbeit geleistet haben.

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: 219-235.
- Best, E.P.H., Buzzelli, C.P., Bartell, S.M., Wetzel, R.L., Boyd, W.A., Doyle, R.D. & Campbell, K.R. (2001): Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. *Hydrobiologia* 444: 43-70.
- Binzer, T., Sand-Jensen, K. & Middelboe, A.L. (2006): Community photosynthesis of aquatic macrophytes. *Limnology and Oceanography* 51 (6): 2722-2733.
- Lampert, W., Sommer, U. (1999): *Limnoökologie*. 2. Aufl., Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 489 S.
- Madsen, T.V., Brix, H. (1997): Growth, photosynthesis and acclimation by two submerged macrophytes in relation to temperature. *Oecologia* 110: 320-327.
- Sand-Jensen, K., Madsen, T.V. (1991): Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. *Journal of Ecology* 79: 749-764.
- Titus, J.E., Adams, M.S. (1979): Coexistence and the comparative light relations of the submersed macrophytes *Myriophyllum spicatum* L. and *Vallisneria spiralis* L. *Oecologia* 40: 273-286.

Who is alive and who is dead? – A question of general relevance for aquatic bacteria and of special relevance for drinking water

Leila Kahlisch, Karsten Henne, Lothar Groebe, Josefin Draheim, Manfred G. Höfle & Ingrid Brettar

HZI-Helmholtz Center for Infection Research, Dept. Vaccinology and Applied Microbiology, Inhoffenstrasse 7, D-38124 Braunschweig; e-mail corresponding author: inb@helmholtz-hzi.de

Keywords: bacterial viability, drinking water, flow cytometry, SSCP fingerprint, 16S rRNA based taxonomic analysis

Introduction

Despite the water treatment process aiming at eliminating or killing the bacteria, the drinking water still shows a diverse microflora, partially due to re-growth after the treatment process (Brettar & Höfle 2008). Molecular methods such as 16S rRNA based fingerprints and sequencing can provide insight into the taxonomic composition of the drinking water microflora (Eichler et al. 2006). However, the physiological state of the bacteria is a critical question and still remains to be assessed. It is of great health relevance for drinking water, especially in respect to pathogenic bacteria, to distinguish live and dead bacteria at the taxonomic level, i.e. to estimate the live and dead fraction of each bacterial species in drinking water.

For assessing the viability of a bacterial cell at a single-cell level (without the use of cultivation methods), several fluorescent dyes are available that can be applied in epifluorescence microscopy or flow cytometry (Alvarez-Barrientos et al. 2000; Berney et al. 2008). These dyes turned out to be a helpful tool for the understanding of viability and cell integrity, but are still under debate. The LIVE/DEAD BacLight Kit (Invitrogen) contains two dyes that stain nucleic acids. The green fluorescing Syto9 is able to enter all cells by crossing the cytoplasmic membrane, therefore it is used as marker for all cells. Propidium iodine (PI) is a red fluorescing dye which is only able to pass the cytoplasmic membrane if the bacterium shows a loss in cell integrity due to a damaged or broken membrane (Berney et al. 2007). The kit can be simultaneously used for prokaryotic and eukaryotic cells.

In this study, we applied a combination of staining, sorting by flow cytometry, fingerprinting and fingerprint sequencing to assess the viability of bacteria in samples of drinking water of the city of Braunschweig in Northern Germany.

Materials and methods

Tap water samples from the lab of the HZI institute were harvested on filters and nucleic acids were extracted (18 liter of drinking water per assay, sampled on 23 March 2008). A fraction of the harvested biomass was stained with the BacLight Kit and subjected to fluorescence activated cell sorting (FACS) (for details see Fig. 1) (Berney et al. 2007). Also, heterotrophic plate counts (R2A

medium) and total bacterial counts were assessed. After nucleic acid extraction, fingerprints (single-strand conformation polymorphism (SSCP) electrophoresis) of the amplicons of the 16S rRNA and the 16S rRNA genes (RNA and DNA based SSCP analyses) were carried out to obtain an overview on the bacterial community composition of the differently stained fractions of the drinking water microflora (see Fig.1). Major bands of the different fingerprints were excised and sequenced, and phylogenetically analysed. Harvesting of biomass, nucleic acid extraction, SSCP and band analyses followed the methodology given by Eichler et al. (2006).

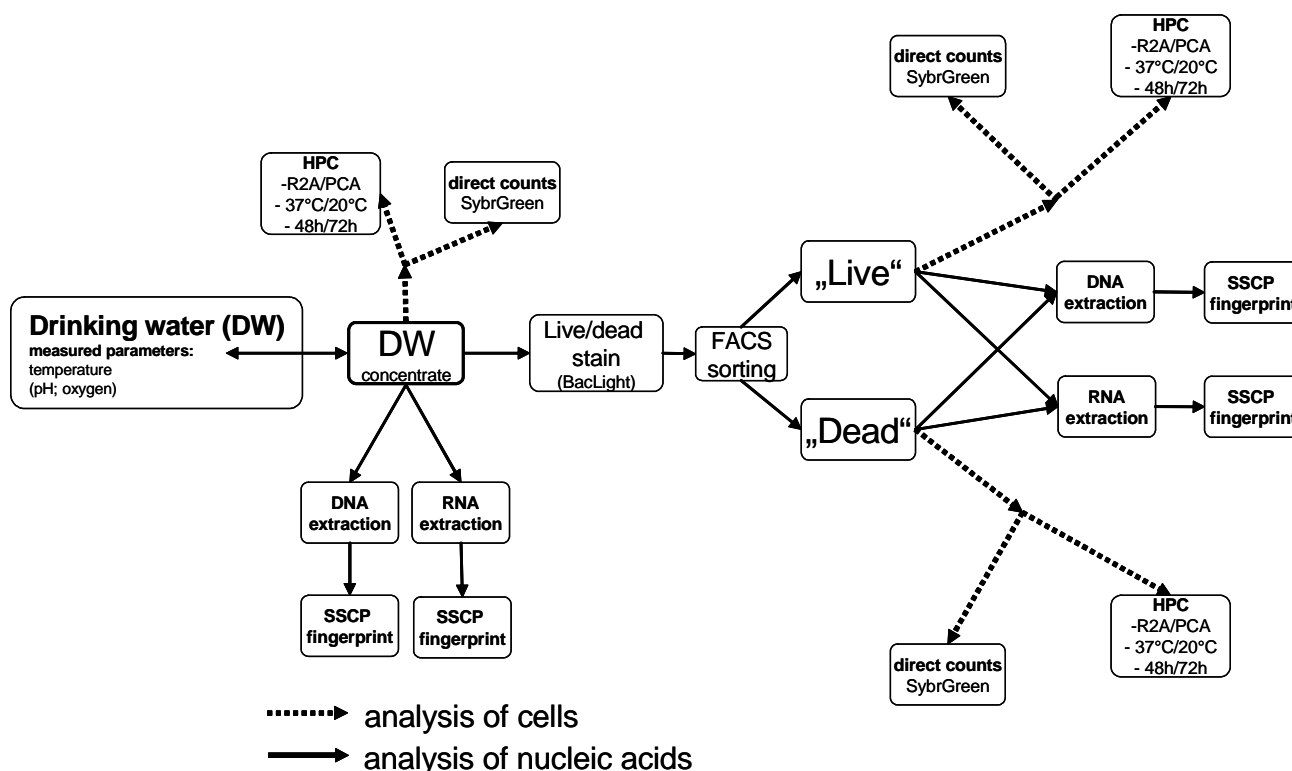


Fig. 1: Flow chart of the analysis of drinking water samples using live/dead staining. Drinking water was concentrated 100-400 fold by filtration onto a 0.2µm Nucleopore filter and scraped off into a 0.9 % NaCl solution. The microorganisms were stained with the BacLight Kit for 15-20 min in the dark. After FACS sorting, the differently stained fractions of the drinking water bacteria were analysed by molecular methods, i.e. nucleic acids (DNA and RNA) were extracted and subjected to single strand conformation polymorphism (SSCP) analysis.

Results & Discussion

Microscopic analysis of the drinking water samples of 25 March 2008 revealed that about half of the bacteria showed a red colour indicating loss in membrane integrity. With help of the FACs sorting, the membrane injured fraction was separated from the green fluorescent cells with a presumably intact cell membrane. Nucleic acids were extracted from both of these fractions, that will be termed in the following as “the live and the dead sorted fractions”. Fingerprints analyses based on the extracted DNA and RNA of the different fractions (Fig.2) showed that the DNA-based fingerprints were less diverse than the RNA-based ones for all fractions.

Comparative fingerprints of the live and dead sorted fractions revealed that many bacterial species had live and dead fractions, while some species could be found on either side, i.e. completely injured or not injured at all. According to the fingerprint analysis based on the extracted DNA, about one third of the bacterial species were either live or dead or were split between the live and dead

fraction; analysis of the extracted RNA showed a similar tendency, but with a somewhat higher percentage of live species (about 43%) and a lower percentage of species split between the live and dead fraction.

Sequencing of major bands of the fingerprints revealed that typical freshwater bacteria were present in the drinking water sample with most of them belonging to the phylum *Proteobacteria*. In the dead sorted fraction, the bacterial species were affiliated with the genus *Pedobacter*, *Synechococcus*, and with uncultured *Alpha*- and *Betaproteobacteria*. In the live-sorted fraction, bacterial species were affiliated with the genus *Chloroflexus*, *Legionella*, *Methylocaldum* and with uncultured *Alpha*- and *Betaproteobacteria*, *Actinobacteria* and *Bacteroidetes*. Thus, there was a distinct taxonomic affiliation for the live and dead species.

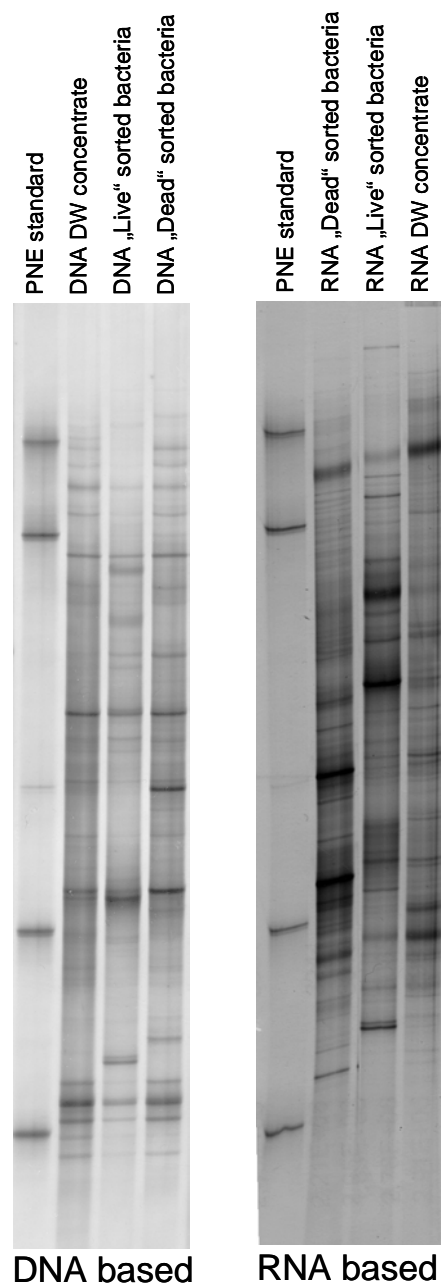


Fig. 2: DNA and RNA based SSCP fingerprints after FACS sorting of the BacLight stained bacteria and extraction of their nucleic acids.

The combined molecular analysis of the drinking water microflora revealed that a significant fraction of the bacteria in the drinking water were membrane-injured. Membrane injury is considered as an indicator of cell death, but it is still under debate if a bacterium is able to recover after membrane injury or not (Berney et al. 2007, 2008). So far published studies indicate that the membrane-injured bacteria detected by this staining technique can be considered as dead. Since, the aspect of cell death is of prime concern especially with respect to pathogenic bacteria in drinking water, it will be further studied by a set of different approaches.

The study showed that bacterial species are differently affected by the drinking water treatment, disinfection and transport. This indicates the need of taxonomic analyses of the bacterial drinking water community for an assessment of the drinking water treatment process in order to achieve a complete elimination of pathogenic and potentially pathogenic bacteria from drinking water.

In conclusion, the applied approach enables a monitoring of the bacterial drinking water community and an assessment of the physiological state of relevant taxonomic groups, and can support the development of a more efficient and safer drinking water treatment, storage and distribution. A major advantage of the presented approach is that it allows an overview on the whole bacterial community; thus, also unexpected and potentially pathogenic bacteria can be detected (Henne et al. 2008), an important aspect especially in the light of climate change where hitherto unknown, new “emerging” pathogens are expected (WHO, 2003).

Acknowledgements

This work was supported by funds from the European Commission for the HEALTHY WATER project (FOOD-CT-2006-036306). The authors are solely responsible for the content of this publication. It does not represent the opinion of the European Commission. The European Commission is not responsible for any use that might be made of data appearing therein.

Literature

- Alvarez-Barrientos, A., Arroyo, J., Canton, R., Nombela, C., Sanchez-Perez, M. (2000) Applications of flow cytometry to clinical microbiology. *Clin Microbiol Rev.* 13, 167-195.
- Berney, M., Hammes, F., Bosshard, F., Weilenmann, H.U., Egli, T. (2007) Assessment and interpretation of bacterial viability by using the LIVE/DEAD BacLight Kit in combination with flow cytometry. *Appl Environ Microbiol* 73, 3283-3290.
- Berney, M., Vital, M., Hulshoff, I., Weilenmann, H.U., Egli, T., Hammes, F. (2008) Rapid, cultivation-independent assessment of microbial viability in drinking water. *Water Res.* 42, 4010-4018.
- Brettar, I., Höfle, M.G. (2008) Molecular assessment of bacterial pathogens - a contribution to drinking water safety. *Curr Opin Biotechnol* 19, 274-280.
- Eichler, S., Christen, R., Holtje, C., Westphal, P., Botel, J., Brettar, I., Mehling, A., Höfle, M.G. (2006) Composition and dynamics of bacterial communities of a drinking water supply system as assessed by RNA- and DNA-based 16S rRNA gene fingerprinting. *Appl Environ Microbiol* 72, 1858-1872.
- Henne, K., Kahlisch, L., Draheim, J., Brettar, I., Höfle, M.G. (2008). Polyvalent Fingerprint Based Molecular Surveillance Methods for Drinking Water Supply Systems. *IWA Journal Water Science and Technology: Water Supply* 8 (5): 527-532
- WHO: Emerging Issues in Water and Infectious Disease. WHO Press, World Health Organization, Geneva, Switzerland; 2003.

Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) - ihre Funktion als Wehrdrüsen

Klaus-Gerhard Kirstein & Peter Martin

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abt. Ökologie der Tiere, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, Deutschland, E-mail: kg-kirstein@gmx.net, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: *Limnochares aquatica*, Stichling, Fraßschutz, Sekretanalyse, Fraßexperimente

Einleitung

Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) leben als Räuber von zahlreichen Invertebraten und ihren Eiern (Proctor & Pritchard 1989, Martin 2005). Sie selbst werden jedoch nur von wenigen Tieren gefressen. Meist basieren die wenigen Daten zu diesem Thema zudem auf zufälligen Beobachtungen. Die Ursache dieser Abneigung von Wassermilben durch Räuber ist weitgehend ungeklärt. Die wenigen gründlicheren experimentellen Untersuchungen (z.B. Böttger 1962, Kerfoot et al. 1980, Proctor & Garga 2004) haben zu der Auffassung geführt, dass Wassermilben über Sekrete verfügen, die dazu dienen, potentielle Räuber sowohl unter den Vertebraten als auch unter den Invertebraten abzuwehren (zur Zusammenfassung der Befunde, vgl. Walter & Proctor 1999, Proctor & Garga 2004).

Als Orte der Sekretproduktion werden allgemein die sogenannten Glandularia angenommen. Die Glandularia der Wassermilben sind eines der wenigen auf die Wassermilben beschränkten Organe, die diese von verwandten Milbengruppen abgrenzen (z.B. Davids et al. 2006). Ihre generelle Anordnung und Verteilung auf dem Körper der Tiere sowie deren evolutive Veränderung sind recht gut bekannt (Wiles 1998). Auch strukturelle und ultrastrukturelle Untersuchungen der Glandularia sind bereits durchgeführt worden, die diese Annahme funktionsmorphologisch bestätigen (vgl. Schmidt 1935, Olfert 2008, Shatrov 2008). Hingegen ist die Struktur des Drüsensekretes der Glandularia bisher völlig unbekannt. Hierzu werden in dieser Arbeit erste analytische Untersuchungsergebnisse sowie einige experimentelle Befunde zu Beobachtungen zum Verhalten zwischen Wassermilben und potentiellen Fischräubern vorgestellt.

Material und Methoden

Für genaue Details der Methodik sei hier auf eine geplante ausführliche Publikation der Befunde verwiesen.

Ausgewählte Arten und Sekretgewinnung

Bei den zu untersuchenden Arten handelt es sich zum einen um die Wassermilbe *Limnochares aquatica* (Linneaus, 1758). Diese lebt auf dem Sediment langsam fließender und stehender Gewässer und ernährt sich räuberisch von Chironomidae-Larven (Böttger 1970). Die Tiere stammen aus

der Eider, einem eutrophen, die Jungmoränenlandschaft durchziehenden Seeabfluß, ca. 20 km südwestlich von Kiel. Als Räuber wurde der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus leirus* (Linneaus, 1758)) ausgewählt. Der Fisch orientiert sich überwiegend visuell und ernährt sich überwiegend carnivor (Wootton 1984). Diese Art konnte auch im Habitat der Wassermilben, der Eider, nachgewiesen werden (K.-G. Kirstein, eigene Beobachtungen). Bei den in Experimenten verwendeten Tieren handelt es sich um aus einer Zucht des MPI für Evolutionsbiologie, Plön, stammende naive Fische, die in ihrem Leben noch keinen Kontakt zu Wassermilben hatten.

Test des Fraßverhalten der Stichlinge gegenüber Limnochores aquatica

Mit 15 naiven Stichlingen wurde ein erster Test zum Fraßverhalten gegenüber der Wassermilbe *L. aquatica* durchgeführt. Der Test erstreckte sich über 25 Tage, wobei dem jeweiligen hungrigen Fisch jeweils im Abstand von fünf Tagen eine Milbe zu Fraß angeboten wurde. Hierzu wurde jeweils ein zufällig ausgewählter Fisch in ein Aquarium verbracht, dessen Wände undurchsichtig gemacht worden waren und das mit Hilfe einer entfernbarer Trennwand in zwei gleich große Teile getrennt worden war. Dem Fisch wurde eine Adaptionszeit von 15 Min. an die neue Umgebung gewährt. Unmittelbar vor Testbeginn wurde in den nichtbesetzten Teil, für den Fisch nicht erkennbar, eine gleichfalls zufällig ausgewählte Milbe eingebracht, die Trennwand entfernt und das Verhalten des Fisches gegenüber der Milbe für 30 Min. per Videorekorder dokumentiert.

Sekretgewinnung

Die Gewinnung des Sekretes zur Analyse erfolgte dadurch, dass jeweils eine Milbe ihrem Hälterungsbecken entnommen wurde und zunächst kurz auf Löschpapier abgetrocknet wurde. Anschließend wurde sie auf einem weiteren Stück Löschpapier mit Hilfe eines Pinsels hin und her gerollt. Dieser Vorgang wurde solange wiederholt, bis ein gewisses Quantum an von den Milben gewonnene Flüssigkeit zusammengetragen worden war. Schließlich wurde das durchtränkte Löschpapier zentrifugiert. Die so gewonnene Flüssigkeit wurde als „Sekret“ bezeichnet und zu Testzwecken verwandt.

Test zum Fraßverhalten von mit Sekret bestückten Nahrungsimitaten

Um zu ermitteln, ob das Sekret für das Verhalten der Fische ausschlaggebend ist, wurde in Anlehnung an das von Mikhailova & Kasumyan (2006) entwickelte Fraß-Testverfahren für Fische eine 2 % Low Melting Agarose mit 5 µM rotem Farbstoffes hergestellt, das dem jeweiligen Fisch als Kontrolle ohne Zusatz zum Fraß angeboten wurde. Die Form, Farbe und Größe der Agarose-Nahrung hatte dabei die Form der Basisnahrung der Fische im Labor, roten Chironomidenlarven. Für die Tests wurden die Futterbrocken bei ihrer Herstellung mit Sekret versetzt. Hier kamen 14 hungrige Fische zum Einsatz, die zur Gewöhnung an die künstliche Nahrung vorher mit solcher gefüttert wurden, die in abnehmenden Anteilen Chironomidenstücke enthielt.

Spektrophotometrische gel-elektrophoretische Analyse des Sekrets

Für die spektrophotometrische Analyse des Sekrets wurde das Sekret von 12 Milben in 3 µl eines Kalium-Phosphat-Puffers gelöst und mit Hilfe eines NanoDrop® ND 1000 UV/VIS Spektrometers analysiert (s. Abb 1).

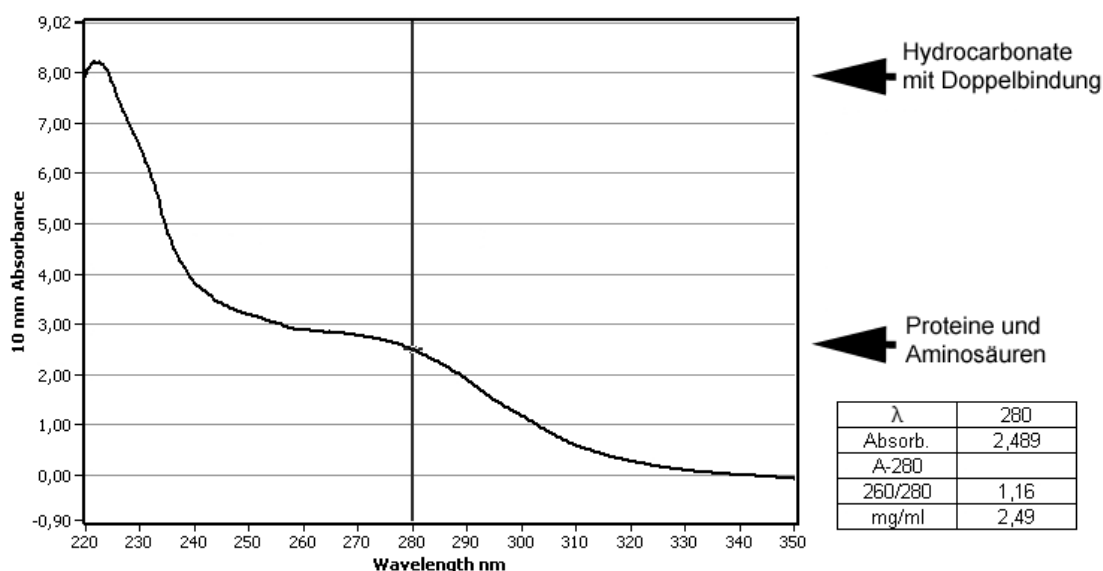
Für die Gel-Elektrophorese wurde ein Polyacrylamid-Gel mit Coomassie-Färbung (SDS-Gel) angefertigt, in dem Proteine nur im vollständig denaturierten Zustand laufen. Die Expositionszeit betrug 10 min bei 95 °C in reduzierendem Laemmli-Puffer.

Ergebnisse

Im ersten Fraßtest (Reaktion der naiven Stichlinge auf die Milbe *L. aquatica*) haben die Fische mehrheitlich die Milben nur beim ersten Zusammentreffen zwar mehrfach ergriffen, sie dann aber ohne sie zu verschlucken, sofort wieder ausgespien. Auch nach 25 Tagen erfolgte keine erneute Attacke der Milben durch die Stichlinge.

In dem weiteren Test, bei dem den Fischen jeweils ein Stück eingefärbter Low-Melting-Agarose in Würstchenform mit und ohne Sekret angeboten wurde, fraßen die Stichlinge ausschließlich die nicht mit Sekret behandelte Nahrung. Die mit Sekret versetzte Nahrung wurde nach dem Kontakt der Tiere mit der Nahrung ausgespien.

Die spektrophotometrische Analyse (Abb. 1) zeigte im Wesentlichen zwei Maxima im Absorptionsspektrum. Ein primäres, das die Anwesenheit von Hydrocarbonaten mit Doppelbindung nachweist und ein sekundäres, welches die Anwesenheit von Proteinen und/oder Aminosäuren angibt. Die letztgenannten sind indes nicht größer als 100 kDa.



$\lambda 1$	Absorb. 1	$\lambda 2$	Absorb. 2	Baseline
300	0,0058	700	0,0024	0,0000
300	0,1570	700	0,0070	0,0000

Secretion of 12 individuals
diluted in 3 μ l PPB

NanoDrop® ND-1000, UV/VIS Spectrophotometer
PPB: Potassium-Phosphate-Buffer

Abb 1: Ergebnis der spektrophotometrische Analyse des Glandularia-Sekrets der Wassermilbe *Limnochares aquatica*. Das Sekret von 12 Individuen wurde analysiert.

Die Gel-Elektrophorese (Abb. 2) zeigte im Bereich von 30 kDa bei allen Konzentrationen und Lösungen eine mehr oder weniger deutliche Bande, die auf ein Protein hinweist. Niedermolekulare Bestandteile sind weniger deutlich erkennbar.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Durch die bisherigen Tests mit den Stichlingen und der künstlichen Nahrung, die mit Glandularia-Sekret angereichert wurde, kann nun als gesichert gelten, dass es sich bei den Glandularia tatsäch-

lich um Wehrdrüsen handelt. Bei den bisherigen Untersuchungen zum Thema wurden zwar auch Fraßexperimente durchgeführt, statt dem Sekret der Glandularia wurden jedoch getrocknete und pulverisierte ganze Milben verwendet (Kerfoot 1982, Kerfoot et al. 1980). Das Sekret der Glandularia bewahrt somit die Wassermilbe *Limnochares aquatica* davor, von Stichlingen gefressen zu werden. Ob das Sekret auf alle Fische, andere Vertebraten und auch auf Invertebrata wirkt, ist jedoch noch offen.

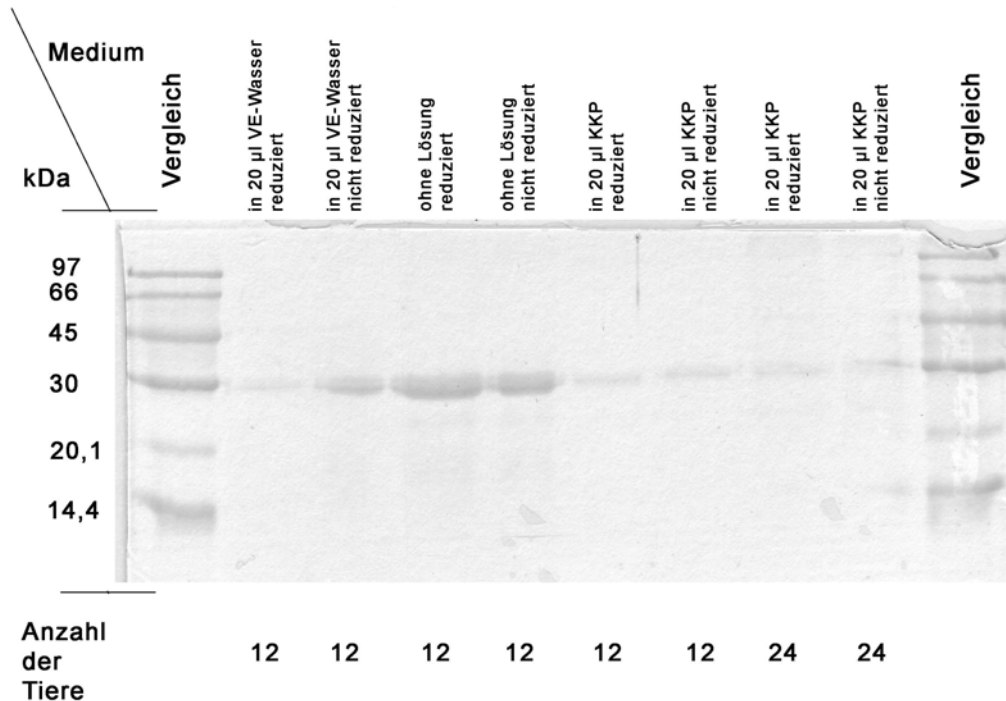


Abb 2: Gel-Elektrophorese des Glandularia-Sekrets von *Limnochares aquatica*. Unten: Anzahl der Milben, deren Sekret im jeweiligen Lauf verwendet wurde. Oben: die verwendeten Lösungsmittelsätze und Konzentrationen. Linker und rechter Lauf: Kontrolle mit definierter Größe.

Erstmalig wurden in der vorliegenden Untersuchungen Testorganismen untersucht, die tatsächlich in einem gemeinsame Lebensraum vorkommen können. Bei den Untersuchungen von Kerfoot (1982) und Kerfoot et al. (1980) wurde hingegen zwar ein größeres Spektrum an Wassermilbentaxa untersucht, es wird aber in diesen Untersuchungen nicht deutlich, welche Relevanz die Befunde für die Freilandbedingungen haben.

Ferner können auch erstmalig Aussagen zu den chemischen Bestandteilen des Sekrets gemacht werden. Bei den Untersuchungen von Kerfoot wurden unspezifizierte phenolische Substanzen als dominierende Bestandteile genannt, eine genauere Analyse der Bestandteile steht aber bisher noch aus. Nun ist zumindest klar, dass ein Protein mit der Masse von 30 kDa ein wichtiger Bestandteil des Sekretes ist.

Ob das Protein, niedermolekulare Bestandteile oder beide zusammen die wirksamen abschreckenden Komponenten darstellen, werden erst zukünftig geplante Experimente ergeben.

Interessant wird auch sein, zu erfahren, ob die Glandularia-Sekrete bei Wassermilben mit unterschiedlicher Stellung im System aus vergleichbaren Substanzen zusammengesetzt sind oder ob es möglicherweise phylogenetische Unterschiede gibt. Vielleicht können die Sekrete gar chemosystematisch genutzt werden. Vergleichbares wurde beispielsweise bei den Öldrüsen der Moosmilben (Oribatida) festgestellt, wo die Zusammensetzung der entsprechenden Sekrete klar systematisch

unterscheidbar ist (z.B. Raspotnig 2006). Es sind weitere Untersuchungen in Planung begriffen. So sollen u. a. die Inhaltsstoffe des Sekretes genauer definiert und auf ihre Wirksamkeit untersucht werden. Ferner ist geplant, die Sekrete anderer Milbenarten in gleicher Weise zu testen, die Verhältnisse der Bestandteile bei Vertretern unterschiedlich phylogenetisch positionierter Familien vergleichend zu analysieren und dadurch schließlich ggf. Aussagen zu machen, die bei systematische Betrachtungen der Wassermilben hilfreich sein können.

Danksagung

Ich bedanke mich für ihre Unterstützung meiner Promotionsarbeit bei den wissenschaftlichen und nichtwissenschaftlichen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (Christina Griebner, Dr. Christoph Plieth) und dem Max-Planck-Institut für Evolutionsbiologie, Plön (Dr. Martin Kalbe).

Literatur

- Böttger, K. (1962): Zur Biologie und Ethologie der einheimischen Wassermilben *Arrenurus* (*Megaluracarus*) *globator* (Muell.), 1776, *Piona nodata nodata* (Muell.), 1776 und *Eylais infundibulifera meridionalis* (Thon), 1899 (Hydrachnellae, Acari). Zool. Jb. Sys. 89: 501-584.
- Böttger, K. (1970): Die Ernährungsweise der Wassermilbe *Limnochares aquatica* (L.) (Hydrachnellae, Acari). Zool. Anz., Suppl.-Bd. 33, Verh. Zool. Ges.: 85-91.
- Davids, C.; Di Sabatino, A.; Gerecke, R.; Gledhill, T. & Smit, H. (2006): Acari, Hydrachnidia I. In: Gerecke, R. (ed.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Vol. 7, 2-1 (2007). Spektrum Elsevier: 241-388.
- Kerfoot, C. W. & Dean, L. & Kellogg, D. L. & Strickler, J. R. (1980): Visual Observations of Live Zooplankters: Evasion, Escape, and Chemical Defenses. In: Univ. Pr. of New England, Special Symposium 3: 10-27.
- Kerfoot, C. W. (1982): A Question of Taste: Crypsis and warning coloration in freshwater zooplankton Communities. In: Ecology, 63, 2, 538-554.
- Martin, P. (2004): Water mites (Hydrachnidia, Acari) as predators in lotic environments. Phytophaga 14: 307-321.
- Mikhailova, E. S. & Kasumyan, A. O. (2006): Comparison of taste preferences in the Three-Spined *Gasterosteus aculeatus* and Nine-Spined *Pungitius pungitius* Sticklebacks from the White Sea Basin. In: Jour. of Ichthyol., 46, 2, Suppl.: 151-160.
- Olfert, N. (2008): Die Glandularia der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) - Untersuchungen zu Bau und Funktion von als Wehrdrüsen angesehenen Organen. Diplomarbeit, Univ. Kiel (unveröffentlicht).
- Proctor, H. & Pritchard, G. (1989): Neglected predators: water mites (Acari:Parasitengona:Hydrachnellae) in freshwater communities. J. N. Am. Benthol. Soc. 8 (1): 100-111.
- Proctor, H.C & Walter, D. E. (1999): Mites: Ecology, Evolution and Behaviour. University of New South Wales Press and CAB International, Sydney, Wallington: 322pp.
- Proctor, H. & Garga, N. (2004) Red, distasteful water mites did fish make them that way? In: Exp. Appl. Acarol. 34: 127-147.
- Raspotnig, G. (2006): Characterisation of monophyletic oribatid groups by oil gland chemistry - a novel systematic approach in Oribatida (Acari). Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 78: 31-46.
- Schmidt, U. (1935): Beiträge zur Anatomie und Histologie der Hydracarinen, besonders von *Diplodontus despiciens* O. F. Müller. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 30: 99-175.
- Shatrov, A. B. (2008): Organization of unusual idiosomal glands in a water mite, *Teutonia cometes* (Teutoniidae). Exp. Appl. Acarol. 44: 249-263.
- Wiles, P. R. (1997): The homology of glands and glandularia in the water mites (Acari: Hydrachnidia). Journal of Natural History 31: 1237-1251.
- Wootton, R. J. (1984): A functional biology of sticklebacks. London, Sydney.

Naturschutz- und Fischereirechtsaspekte bei Fang und Aneignung heimischer Arten geschützter und nicht geschützter Wirbelloser

Konstantin Klingenberg

Technische Universität Braunschweig, IFdN, Abt. Biologie & Biologiedidaktik, Pockelsstr. 11, 38106 Braunschweig, k.klingenberg@tu-braunschweig.de

Keywords: Bundesnaturschutzgesetz, Fischereirecht, heimische Wirbellose, Fang und Aneignung

Einleitung

Limnologische Freilandtätigkeiten haben vielfach zum Ziel, heimische Wirbellose zu fangen und sich anzueignen, etwa im Rahmen von Exkursionen, Kartierungen usw. Sowohl durch die dabei erforderliche Gewässerbenutzung, also den Aufenthalt am bzw. auf oder im Gewässer sowie insbesondere bei Fang und Aneignung von Wirbellosen erlangen nicht nur das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sondern auch die Fischereigesetze der Länder Bedeutung. Im vorliegenden Beitrag sollen die wichtigsten Fragen aus Perspektive des Naturschutz- und des Fischereirechts beleuchtet werden, dazu gehören v.a. Konfliktbereiche, die bei Kenntnis der Sachlage vermieden bzw. entschärft werden könn(t)en. Auch wenn zumeist keine tatsächlichen Rechtsstreitigkeiten auftreten, erscheint eine Erarbeitung, Darstellung und Bewertung der komplexen Materie aus mehreren Gründen sinnvoll: Zunächst dürfte bzgl. der Überschreitung von Rechtsschranken ganz allgemein der Ausspruch „Unwissenheit schützt vor Strafe nicht“ bekannt sein. Bereits die Gefahr einer Anzeige kann durch Grundkenntnisse der wichtigsten Gesetze vermieden, zumindest jedoch verringert werden. Weiterhin treten in Konfliktsituationen, z.B. mit Fischereirechtseinhabern oder ihren Vertretern (etwa Fischereiaufseher o.ä.) oft Fragen oder Diskussionspunkte auf, die im Kern neben Gewässerbenutzung den Fang und die Aneignung von Wirbellosen betreffen. Obwohl vermutet werden kann, dass die meisten limnologischen Aktivitäten – zumindest an öffentlichen Gewässern – als „erlaubnisfreie Benutzung“ angesehen werden können, ist z.B. in einigen Bundesländern davon auszugehen, dass die Belange Fischereiberechtigter betroffen sein können: Im Einzelfall und in Abhängigkeit vom Zielorganismus kann eine Probenahme als „Fischerei“ im Sinne des jeweiligen Landesfischereigesetzes gewertet werden. Für eine sachlich korrekte und inhaltlich richtige Verhaltensweise ist es daher erforderlich, die relevanten Vorschriften zu kennen.

Im Beitrag werden bzgl. des BNatSchG nicht die Betretungsverbote für Schutzgebiete (NSG, Nationalparke usw.) sowie gleichsinnig geltende Regeln für besonders geschützte Biotope (vgl. ggf. Landesnaturschutzgesetze: z.B. Röhrliche) besprochen, da dies den Umfang übersteigt. Im Zentrum stehen nur die Bereiche des fünften Abschnitts BNatSchG (§ 39 ff), die sich mit den Fragen des Artenschutzes befassen (vgl. zu besonders geschützten Arten nach § 42 auch die Bundesartenschutzverordnung BArtSchV). Da Wirbellose aber nicht nur durch diese Regelwerke sondern auch durch die Landesfischereigesetze erfasst und geschützt werden (können), sind entsprechende Gesetze und Verordnungen der Länder ebenfalls hinzuzuziehen.

Material: Gesichtete Gesetzestexte

BNatSchG und BArtSchV

Die Naturschutzgesetzgebung hat in den vergangenen Jahren aus unterschiedlichen Gründen Novellierungen erfahren (z.B. Gellermann 2007, Louis 2008). Die hier bedeutsamen Änderungen betreffen die Ausgestaltung der Ausnahmetatbestände des § 43 BNatSchG, andere Bereiche bleiben unbeachtet. Es sei angemerkt, dass durch die letzte Novellierung des § 43 Ausnahmeregelungsmöglichkeiten auf Landesebene per Verordnung erweitert wurden (vgl. z.B. Bayern: Artenschutzrechtliche Ausnahmeverordnung – AAV vom 03.Juni 2008). Es ist möglich, dass auch in anderen Ländern ähnliche Verordnungen erlassen werden. Diese können – müssen aber nicht – zu Vereinfachungen führen, etwa durch Vereinfachung von Ausnahmen für Zwecke der Forschung, Lehre und Bildung.

Die fischereigesetzlichen Regelungen

Die Zuständigkeit der Länder für diesen Regelungsbereich erfordert eine vollständige Sichtung und Bearbeitung aller 16 Landesfischereigesetze sowie der zugehörigen Verordnungen. Die Darstellung ist hier nur in sehr komprimierter Form möglich, so dass mit Tab. 1 lediglich ein Überblick über die Datengrundlage sowie über die jeweilige Fassung gegeben wird. Nähere Erläuterungen finden sich bei Klingenberg (2009a). Es ist auch hier möglich, dass es in Folge von turnusmäßig geplanten Änderungen bzw. im Zuge von Angleichungen oder Mehrheitsänderungen Neuerungen in einzelnen Bundesländern auftreten.

Tab. 1: Kurzübersicht der Landesfischereigesetze und Ausführungsbestimmungen bzgl. der Regelungen zu Wirbellosen, insbesondere zu *Fischnährtieren*, d.h. alle Wirbellosen, die pot. Nahrungstiere sind (nach Klingenberg 2009a). Fische im Sinne der Gesetze sind alle Dekapoda u. div. Muscheln.

Land	Fischereigesetz betrifft <i>Fischnährtiere</i> , insbesondere aber folgende Wirbellose	Gesetze und Verordnung	spez. Schutz von Tierarten	Entnahme von <i>Fischnährtieren</i>
Baden-Württ.	Ja, Zehnfüßige Krebse und Muscheln: <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i> , <i>Pseudo/Anodonta</i>	FischG 14.11.79, LFischVO 3.4.98	Mindestmaß für Fluss/Steinkrebs	bedarf i.d.R. der Erlaubnis des Fischerei-
Bayern	Ja, Krebse, Fluss/Teich/Perlmuschel, <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i> , <i>Pseudo/Anodonta</i>	FischG 23.11.01, AVFiG 10.05.04	Mindestmaß für Fluss/Steinkrebs	berechtigten bzw. des Aus-
Berlin	Ja, Krebse und Muscheln, <i>Unio</i> , <i>Anodonta</i> , <i>Pseudoanodonta</i>	LFischG 16.7.01, LFischO 12.12.01	Mindestmaß für Kamberkreb	übungsberechtigten (z.B.
Brandenb.	Ja, Krebse und Muscheln, <i>Unio</i> , <i>Anodonta</i> , <i>Pseudoanodonta</i>	FischG 13.5.93, FischO 16.7.03	Mindestmaß für vorbz Gattungen	Pächter); teils spezielle Regelungen bzgl.
Bremen	Ja, gemäß BinnenFO insbesondere <i>A. astacus</i> und <i>U. crassus</i>	BremFiG 17.9.91, BinnenFO 2.5.06	Schonzeit f. <i>A. astacus</i>	Ausnahmen.
Hamburg	Nein, Flusskrebse sowie alle Arten der Gattungen <i>Unio</i> und <i>Anodonta</i>	FischG v. 3.6.86, geänd. am 3.4.07	ganzj. Schonzeit für vorbz. Arten	„Fischfang“ frei (unverpacht. G.)
Hessen	Ja, zehnfüßige Krebse und Muscheln: <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i> , <i>Pseudo/Anodonta</i>	HFischG 12.12.90, LFischO 27.10.92	ganzj. Schonzeit für vorbz. Arten	Erlaubnis erforderlich (vgl.o.)
Meckl.-Vorp.	Nein, zehnfüßige Krebse und Muscheln sind Fische i.S.d. Gesetzes	LFischG 13.4.05, BiFVO 15.8.05	ganzj. Schonzeit für <i>A. astacus</i>	frei; für Dekapoda: Erlaubnis!
Niedersachsen	Nein, Fischereirecht = nur wirtschaftl. nutzbare Arten (keine Kleinkrebse etc.)	FischG v. 1.2.78, BiFO v. 6.7.89	gesetzl. Mindm. u. Schonzeiten	frei; für Dekapoda: Erlaubnis!

Fortsetzg. Tab.1	Fischereigesetz betrifft <i>Fischnährtiere</i> , insbesondere aber folgende Wirbellose	Gesetze und Verordnung	spez. Schutz von Tierarten	Entnahme von <i>Fischnährtieren</i>
Nordr.-Westf.	<i>Ja</i> , zehnfüßige Krebse und Muscheln: <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i> , <i>Pseudo/Anodonta</i>	LFischG 22.6.94, LFischO 6.6.93	ganzj. Schonzeit für vorbz. Arten	dürfen ohne Zustimmung d. Fischereiberechtigten nicht entnommen werden (Fischerei!); in Sachsen: ggf. Erlaubnisvertrag; LSA: Nahrungsgrundlage der Fische n. gefähr.
Rheinl.-Pfalz	<i>Ja</i> , zehnfüßige Krebse und Muscheln: <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i> , <i>Pseudo/Anodonta</i>	LFischG 14.10.85 LFischO 1.3.01	ganzj. Schonzeit für div. Arten	
Saarland	<i>Ja</i> , zehnfüßige Krebse und Muscheln: <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i> , <i>Pseudo/Anodonta</i>	SFischG 16.7.99 LFO vom 2.8.99	ganzj. Schonzeit für vorbz. Arten	
Sachsen	<i>Ja</i> , zehnfüßige Krebse und Muscheln insges, besonders: <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i>	FischG v. 9.7.07 FischVO 10.3.08	ganzj. Schonzeit für vorbz. Arten	
Sachs.-Anhalt	<i>Ja</i> , alle Invertebraten u. insb. Zooplanton (!) –benthos u. Aufwuchs (Litoral)	FischG 31.8.93 FischO 11.1.94	Verweis auf BArtSchV	
Schl.-Holst.	<i>Nein</i> , zehnfüßige Krebse, Muscheln u. Tintenfische sind Fische i.S.d. Gesetzes	LFischG 10.2.96 BiFO 25.9.2001	ganzj. Schonzeit für div. Arten	frei; für Dekapoda: Erlaubnis!
Thüringen	<i>Ja</i> , zehnfüßige Krebse und Muscheln: <i>Margaritifera</i> , <i>Unio</i> , <i>Pseudo/Anodonta</i>	FischG 25.8.1999 FischVO 26.2.04	ganzj. Schonzeit für vorbz. Arten	ohne Erlaubnis nicht (§ 10 VO)

Ergebnisse und Diskussion

Vorrang von fischereirechtlichen Regelungen gem. § 39 BNatSchG

Zu Beginn des fünften Abschnitts BNatSchG regelt der § 39¹⁾ das Verhältnis von Naturschutz und angrenzenden Gebieten. Drei Punkte sind hier von Bedeutung (Klingenberg 2009a):

- Fischereirechtsvorschriften bleiben unberührt,
- Fischereiberechtigte dürfen ihre Rechte vorrangig ausüben sowie
- die Vorschriften dieses Abschnitts des BNatSchG kommen immer dann nicht zur Anwendung, wenn fischereirechtliche Vorschriften detailliertere Bestimmungen enthalten.

Diese Formulierungen unterstreichen die eingangs erörterten Erfordernisse, die jeweiligen fischereirechtlichen Regelungen der Länder zu studieren, da o.g. Punkte in den meisten Fällen zutreffen (Tab. 1). Bei Grenzgewässern zwischen Bundesländern, z.B. Abschnitten einiger Flüsse, kann dies bedeuten, dass je nach Aufenthaltsbereich unterschiedliche Regelungen gelten. Dies hat zur Folge, dass in einem Teil des Wasserkörpers Entnahmen von Wirbellosen zulässig sein können und vice versa.

Wesentliche Regelungsstränge des Fischereirechts im Ländervergleich

Im Vergleich der Länder ist festzustellen, dass einige explizite Regelungen für Fischnährtiere (i.w.S. alle Wirbellosen) in den Fischereigesetzen (bzw. –verordnungen) verankert haben, andere hingegen dies nur für spezielle Muschel- oder Krebsgattungen als nötig erachtet haben (Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein; vgl. Tab. 1). Im Niedersächsi-

¹⁾ Vgl. Wortlaut des § 39 BNatSchG: „Die Vorschriften des Pflanzenschutzrechts, des Tierschutzrechts, des Seuchenrechts sowie des Forst-, Jagd- und Fischereirechts bleiben von den Vorschriften dieses Abschnitts und den auf Grund und im Rahmen dieses Abschnitts erlassenen Rechtsvorschriften unberührt. Soweit in jagd- oder fischereirechtlichen Vorschriften keine besonderen Bestimmungen zum Schutz und zur Pflege der betreffenden Arten bestehen oder erlassen werden, sind vorbehaltlich der Rechte der Jagdausübungs- oder Fischereiberechtigten die Vorschriften dieses Abschnitts und die auf Grund und im Rahmen dieses Abschnitts erlassenen Rechtsvorschriften anzuwenden.“.

schen Fischereigesetz wird dies bzgl. der Krebstiere z.B. durch den Zusatz „...der wirtschaftlich nutzbaren Arten...“ hervorgehoben – kleinere Crustacea wie Gammariden, Asseln usw. sind von der Regelung folglich nicht betroffen. Die überwiegende Zahl der Länderfischereigesetze erfassen jedoch explizit Fischnährtiere in ihren Regelungen. Teils sind Ausnahmen für Lehre, Forschung o.ä. vorgesehen (die dann bei den Fischereibehörden zu beantragen wären), teils ist vorgesehen, das Einvernehmen zwischen Fischerei- und Naturschutzbehörden hergestellt werden soll.

Die Regelungen des BNatSchG: „nicht geschützte“ und geschützte Arten

Gemäß des § 41 sind zunächst alle wild lebende Tiere geschützt (allgemeiner Schutz), was jedoch nicht bedeutet, dass damit ein Fangen oder Aneignen dieser Tiere verboten wäre (bzw. eine Genehmigung dafür erforderlich ist). Sofern ein vernünftiger Grund vorliegt, ist dies gestattet – in der Praxis werden diese Tierarten daher oft als „nicht geschützt“ bezeichnet, richtigerweise müsste es „nicht *besonders* geschützt“ heißen. Die Ausgestaltung des Schutzes für die „geschützten“ Arten wird in § 42 BNatSchG in Verbindung mit der BArtSchV geregelt. In der BArtSchV werden zwei Abstufungen unterschieden: streng und besonders geschützt, letzterer Status betont einen stärkeren Schutz. Welche Tierarten hierunter fallen ist abschließend in der BArtSchV geregelt, es ist also vergleichsweise einfach festzustellen, ob eine Genehmigung erforderlich ist (Klingenberg 2009b). Diese ist je nach Bundesland entweder bei den unteren Naturschutzbehörden oder bei den Reg.-Präsidien zu beantragen.

Das *Nachstellen und Fangen besonders geschützter Arten* wird gem. § 42 Abs. 1 Nr. 1 untersagt (Schutzstatus vgl. BArtSchV). Diese Regelung bezieht sich auf auch Entwicklungsstadien der Tierarten. Insbesondere bei einer länger andauernden Aneignung bzw. Belegnahme (z.B. im Rahmen von faunistischen oder saprobiellen Untersuchungen) ist davon auszugehen, dass eine Genehmigung der Naturschutzbehörden vorliegen muss. Diese ist gem. § 43 Abs. 8 Nr. 3 BNatSchG u.a. für Forschung und Lehre vorgesehen (vgl. Klingenberg 2009a, b).

Das *Stören streng geschützter Arten* ist nach § 42 Abs. 1 Nr. 3 verboten. Somit ist die Regelung für streng geschützte Arten grundsätzlich als weitergehend zu betrachten (vgl. oben). Dennoch wurde gerade der in Anlehnung an den FFH-Wortlaut gestaltete Passus kritisiert (z.B. Gellermann 2007), insbesondere da die alte Fassung weniger dehnbar war. Dies betrifft etwa die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population, da bei pos. Beurteilung in der aktuellen Fassung eine Störung sogar erlaubt sein könnte. Generell sollte die Beeinträchtigung streng geschützter Arten aber soweit wie möglich vermieden werden, da es zumeist stark im Bestand gefährdete Arten sind.

Exkurs: Tierschutz - Tierschutzgesetz - Tierversuche (Schwerpunkt Dekapoda)

Es dürfte hinlänglich bekannt sein, dass der Tierschutz inzwischen Verfassungsrang erlangt hat (vgl. Grundgesetz Artikel 20a). Das Tierschutzgesetz (TierSchG) differenziert in den §§ 1 und 2 nicht seinen Anspruch der Schutzbedürftigkeit aller Tiere (also auch der Wirbellosen), doch verdeutlichen genauere Betrachtungen (Klingenberg 2009), dass insbesondere Wirbeltiere, letztlich warmblütige Tiere im Zentrum weiterer Einzelnormen und Kommentare stehen. Dies ist wenig überraschend, allerdings gibt es hiervon Ausnahmen: In § 7 TierSchG „Tierversuche“²⁾ wird ausgeführt, dass schon die potentielle Schädigung von Tieren ein Tierversuch darstellen kann („Schmerzen, Leiden oder Schäden [...] verbunden sein können. [Hervorhebung: KK]). Als solche wären

²⁾ Wortlaut des § 7 (1) TierSchG: Tierversuche im Sinne dieses Gesetzes sind Eingriffe oder Behandlungen zu Versuchszwecken 1. an Tieren, wenn sie mit Schmerzen, Leiden oder Schäden für diese Tiere oder 2. am Erbgut von Tieren, wenn sie mit Schmerzen, Leiden oder Schäden für die erbgutveränderten Tiere oder deren Trägartiere verbunden sein können.

ggf. etwa Handlungen an Dekapoda zu werten; es bestünde zumindest eine Anzeigepflicht. Erlaubt wären Handlungen („Tierversuche“), sofern sie durch andere Rechtsvorschriften erforderlich sind.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Bei Fang und Entnahme von limnischen Wirbellosen sind neben dem grundsätzlichen Rahmen des Tier- und Naturschutzes z.T. auch die landesspezifischen Bestimmungen der Fischereigesetzgebung relevant. Diese dürften bislang in der Praxis wenig Beachtung gefunden haben, in Einzelfällen kann es jedoch durchaus zu Konflikten kommen, die bei Kenntnis der Sachlage vermieden werden können. In den einzelnen Bundesländern existieren unterschiedliche Regelungen (Fischereirecht = Ländersache!), die vielfach auch für sog. "Fischnährtiere" gelten, für größere Wirbellose wie diverse Mollusca (*Unio*, *Anodonta*, *Pseudoanodonta*, *Margaritifera* etc.) oder Dekapoda (*Astacus sp.*, *Pacifastacus sp.*, *Orconectes sp.*) ohnehin. Diese sind "Fische" im Sinne der Fischereigesetzgebung, und fallen damit i.d.R. aus fischereirechtlicher Perspektive nicht bzw. nicht ausschließlich unter Naturschutzrecht. Eine Analyse der Rechtssituation auf Basis des novellierten Bundesnaturschutzgesetzes incl. der zugehörigen Bundesartenschutzverordnung sowie der jeweiligen Landesfischereigesetze incl. zugehöriger Fischereiverordnungen verdeutlicht, dass in Abhängigkeit von Schutzstatus und Regelungsspezifität in Einzelfällen eine Genehmigung seitens der Naturschutzbehörden erfolgen muss und ggf. auch Fischereiaufsicht bzw. Fischereiausübungsberechtigte zur Entnahme kleinerer Wirbelloser konsultiert werden muss(t)en. Sofern nicht spezifisch geschützte Arten (allgem. Schutz gem. BNatSchG § 41, nicht gem. BArtSchV und Fischereigesetzgebung) betroffen sind, ist nur in Fällen von Eigentumsrechten eine privatrechtliche Genehmigung bzw. Erlaubnis erforderlich, sofern es sich um nicht offene, private Gewässern handelt (z.B. Kiesgruben, Fischteiche etc.).

Danksagung

Für wertvolle Hinweise danke ich FischR Lutz Meyer vom LAVES, Dez. Binnenfischerei (Hannover) und Ministerialrat a.D. Prof. Dr. Hans-Walter Louis, LL.M. (UC Los Angeles) sehr herzlich.

Literatur

- Bundesartenschutzverordnung (2005): <http://www.bgblportal.de/BGBL/bgbl1f/bgbl105s0258.pdf>. Hrsg: Bundesanzeiger, Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Köln.
- Bundesnaturschutzgesetz (2002): http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bnatschg_2002/gesamt.pdf (nichtamtliche alte Fassung!); amtliche, aktuelle Ausgabe in nachfolgender Bundesgesetzblatt-Quelle: Erstes Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes, BGBl v. 12.12.2007, 2873 ff.
- Gellermann, M. (2007): Die „Kleine Novelle“ des Bundesnaturschutzgesetzes, Natur und Recht, 783-789.
- Fischerei in Deutschland (o.J.): Portal des Bundes und der Länder. <http://www.portal-fischerei.de/index.php?id=1040>. Alphabetische Übersicht der Bundesländer sowie der entsprechenden Behörden/Einrichtungen, ggf. Ansprechpartner zu Fischereifragen. Hrsg: BMELV, Bonn/Berlin.
- Klingenberg, K. (2009a; im Druck): Wildlebende geschützte Tiere in der Schule: Anforderungen des Bundesnaturschutzgesetzes, des Tierschutzgesetzes und der Fischereigesetzgebung. Natur und Recht, vorgesehen für Vol. 31, Nr. 2 (Heft Feb. 2009).
- Klingenberg, K. (2009b; in Vorb.): Lebende Tiere im Unterricht - Rechtliche Aspekte, Schutzbestimmungen und Anregungen zur schulischen Arbeit mit heimischen Arten. In: Klingenberg /Schrenk, M. (Hrsg.): Aquarien- und Terrarientiere in der Schule, Aulis, Deubner.
- Louis, H. W. (2008): Die kleine Novelle zur Anpassung des BNatSchG an das europäische Recht, Natur und Recht, 65-69.
- Tierschutzgesetz v. 24.7.1972, BGBl. I, 1277; zul. geändert durch g. v. 18.12.2007 I 3001; 2008, 47.

Europäische Beobachtungs-, Multimedia- und Belegdaten in Internetportalen (GBIF und SYNTHESYS/BioCASE/EDIT) für die limnologische Forschung: Stand, Potential und Qualitätssicherung

Wolf-Henning Kusber¹, Elke Zippel¹, Patricia Kelbert¹, Jörg Holetschek¹, Anton Güntsch¹ & Walter G. Berendsohn¹

¹ Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin; Königin-Luise-Str. 6-8, D-14195 Berlin; biodiversityinformatics@bgbm.org

Keywords: Biodiversitätsdaten, GBIF, Data cleaning, Daten Portale, Datenqualität

Summary

This paper presents four data portals providing access to the biodiversity data supplied by contributors to the Global Biodiversity Information Facility (GBIF portal, GBIF-D Botany portal, BioCASE/SYNTHESYS Europe portal, and EDIT Specimen and Observation Explorer for Taxonomists). The case study uses some limnological relevant taxa to introduce the different features and shortcomings of the portals. Data usability and data cleaning aspects are addressed.

Einleitung

Im Gewässermonitoring und in den Forschungsrichtungen, die sich mit Organismen limnischer Habitate befassen, fallen große Mengen an Beobachtungsdaten an. Diese werden häufig für Berechnungen und Modelle verwendet, ohne als Rohdaten selbst publiziert zu werden. Solche Primärdatenbestände können über das GBIF-Netzwerk (Global Biodiversity Information Facility, www.gbif.org) frei zugänglich gemacht werden. Von weltweit über 250 „Providern“ bereitgestellte Biodiversitätsinformationen werden als Beobachtungs-, Multimedia- (z.B. Bilder, Videos) und Belegdaten publiziert. In Bezug auf Datenquantität, Datenvollständigkeit und Darstellung (vor allem Suchbarkeit großer Datenmengen) hat dieses Netzwerk ein erhebliches Entwicklungspotential. Das vom GBIF Sekretariat in Kopenhagen bereitgestellte Portal erlaubt den Zugriff auf über 151 Millionen Datensätze (November 2008) und verfügt über gute Filtermechanismen. Das BioCASE-Projekt (Biological Collection Access Service for Europe, www.biocase.org) entwickelte in enger Zusammenarbeit mit GBIF u.a. Portalsoftware zur Präsentation der GBIF-Daten im World Wide Web, die im Rahmen des EU Projekts „SYNTHESYS“ (Synthesis of Systematic Resources) weiter ausgebaut (Güntsch et al. 2007a; Holetschek et al. 2006) und 2008 für das EDIT-Projekt (European Distributed Institute of Taxonomy; EDIT 2008) verwendet wurde. BioCASE-basierte Portale (GBIF-D Botany, BioCASE Europe, EDIT) nutzen die bei GBIF vorgehaltenen Kerndaten und ergänzen diese durch Informationen, die direkt vom Provider abgerufen und in eine bequem lesbare Form übersetzt werden. Dadurch können auch sehr komplexe Daten ausgegeben werden. In die Namensuche können durch die Einbindung von Referenzlisten auch Synonyme und eingeschlossene Taxa niedrigerer Rangstufen einbezogen werden. Die Qualität der ausgegebenen Daten hängt in erster Linie von den ursprünglich bereitgestellten Daten ab. Zur Sicherung der Datenqualität gibt es mehrere

parallele Strategien. GBIF führt bei der Indexierung von Datenquellen umfangreiche Datenqualitätstest durch und bietet ein einfaches User-Feedback System an. BioCASE hat im Rahmen des SYNTHESYS Projekts ein Annotationssystem entwickelt, bei dem Datensätze annotiert und Korrekturen bzw. Ergänzungen im Portal veröffentlicht werden (Güntsch et al. 2007 b; in press).

Material und Methoden

Um einen Überblick über verschiedene Daten-Portale im GBIF-Netzwerk zu geben, wurden folgende Portale verglichen: GBIF Data Portal [<http://data.gbif.org>], GBIF-D Botany [<http://search.biocase.de/botany>], BioCASE Europe [<http://search.biocase.org/europe>], EDIT: Specimen and Observation Explorer for Taxonomists [<http://search.biocase.org/edit>]. Das EDIT Portal wurde zur Erstellung der Tabelle 2 verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 1: Vergleich von vier Datenportalen des GBIF-Netzwerkes aus Nutzerperspektive (November 2008). GBIF Data Portal (GBIF 2008), GBIF-D Botany (Kirchhoff et al. 2007), BioCASE Europe (Güntsch et al. 2007b), EDIT: Specimen and Observation Explorer for Taxonomists (Kelbert 2008).

	GBIF Data Portal	GBIF-D; BioCASE; EDIT
Inhalt	Internationale Biodiversitätsdaten, Verbreitungskarten.	Botanische Biodiversitätsdaten auf Deutschland bezogen (GBIF-D), Biodiversitätsdaten auf Europa bezogen (BioCASE), internationale Biodiversitätsdaten (EDIT).
Suche und Datenvorschau	GBIF-Index	SYNTHESYS-Cache
Anzeige der Details	GBIF-Index	Anzeige der Originaldaten; bei Nichterreichbarkeit des Providers aus dem SYNTHESYS-Cache.
Anzeige der Originaldaten	Anzeige des XML-Dokumentes auf Anfrage.	Anzeige in übersichtlichem Layout, Anzeige des XML-Dokumentes auf Anfrage.
Filter- und Suchkriterien (Auswahl)	Taxon-Name, Trivial-Name Land, Datum, Jahr, Zeitraum, Typus, Observations- und Belegdaten, Sammlung und Institut.	Taxon-Name, Trivial-Name, Land, Jahr, Zeitraum, Typus, Observations- und Belegdaten, Sammlungs-ID und Instituts-ID.
Besonderheiten der Suchfunktion	Koordinaten, Geographischer Raum „bounding box“.	Erweiterte Suche auf der Basis von ausgewählten Checklisten; Multimediaobjekte, Lokalität, Sammelnummer, Feldnummer und Akzessionsnummer bei Belegen.
Spracheinstellungen	Englisch, spanisch, koreanisch.	Deutsch, englisch und 9 weitere Sprachen.
Benutzer-Feedback	Web-Interface, das ein datenbezogenes e-mail-Formular generiert (adressiert an die Datenverantwortlichen); Ergebnisse nicht öffentlich.	SYNTHESYS Annotationssystem: Web-Interface, Korrektur einer Kopie des originalen Datensatzes möglich, Veröffentlichung der Anmerkung sowie der Korrektur im „Überarbeitungsmodus“.

In Tabelle 1 sind die wesentlichen Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Portale dargestellt, die – beruhend auf dem GBIF-Index bzw. dem von diesem abgeleiteten SYNTHESYS-Cache (Holetschek et al. 2006) – Biodiversitätsdaten bereitstellen. Eine Besonderheit der GBIF-D Botany, BioCASE Europe- und EDIT-Portale ist unter anderem die gut lesbare Darstellung der Originaldaten des Providers. Das EDIT-Portal integriert eine erweiterte Suchfunktion, bei der Synonyme, taxonomische Konzepte und untergeordnete Taxa (z.B. infraspezifische Taxa) auf Basis von frei wählbaren hinterlegten Standardlisten einbezogen werden können. Die hinterlegten Listen bei GBIF sind dagegen statisch, nicht wählbar und basieren auf Bisby et al. (2008) sowie Guiry & Guiry (2008) im Bereich der Algen.

Tab. 2: Anzahl der Datensätze (Records) zu ausgewählten Taxa limnischer Organismen im GBIF-Netzwerk, abgerufen über das EDIT-Portal (<http://search.biocase.org/edit>, 6.11.2008).

U.K.=Großbritannien und Nordirland, Obs%=Anteil der Observationsdaten an der Gesamtheit der jeweiligen Biodiversitätsdaten, CY=Cyanobacteria, CH=Chlorococcales, ZY=Zygenematophyceae, BA=Bacillariophyta, LI=Liliopsida, RO=Rotifera, CL=Cladocera, MO=Mollusca, AM=Amphipoda, PI=Pisces, *Fehlende Daten.

	Welt	Obs%	Deutschland	Obs%	U.K.	Obs%	Niederlande	Obs%
Taxon / Gesamt	151.222.333		3.389.138		15.635.433		4.630.396	
<i>Microcystis</i> (CY)	3.956	29%	14	29%	0*		1.139	100%
<i>Cylindrospermopsis</i> (CY)	14	43%	0*		0		6	100%
<i>Scenedesmus</i> (CH)	21.068	1%	26	54%	14	100%	20.501	100%
<i>Micrasterias</i> (ZY)	1.064	2%	475	0%	5	0%	21	100%
<i>Oocardium</i> (ZY)	36	0%	4	0%	1	0%	0	
<i>Didymosphenia</i> (BA)	8	75%	0*		5	100%	0	
<i>Potamogeton</i> (LI)	240.658	8%	14.671	89%	75.976	100%	64.626	14%
<i>Asplanchna</i> (RO)	79	44%	2	50%	5	20%	33	100%
<i>Daphnia</i> (CL)	3.101	58%	83	61%	47	64%	1.576	100%
<i>Dreissena</i> (MO)	2.648	84%	141	8%	482	97%	1.669	100%
<i>Gammarus</i> (AM)	22.014	84%	280	51%	1.658	98%	14.505	100%
<i>Salmo trutta</i> (PI)	95.736	61%	132	30%	16.701	100%	0	

Mit dem Ziel, den Stand limnologisch relevanter Biodiversitätsdaten darzustellen und diskutieren zu können, wurden im EDIT-Portal Biodiversitätsdaten limnologisch relevanter Organismengattungen abgefragt. Im November 2008 wurde auf insgesamt 151,2 Millionen Datensätzen gesucht. Neben den weltweiten Daten wurden separat die Daten für Deutschland (2,2% der gesamten Biodiversitätsdaten), die Niederlande (3,1%) sowie Großbritannien und Nordirland (10,3%) wiedergegeben. Höhere Pflanzen (Beispiel *Potamogeton* spp.) sind generell besser repräsentiert als mikroskopische Organismengruppen. *Microcystis* und *Scenedesmus* s.l. stehen für Gattungen, die ubiquitär sind und in größeren Abundanzen vorkommen. Bisher werden nur in den Niederlanden limnische Observationsdaten systematisch in das GBIF-Netzwerk eingespeist.

Mit *Cylindrospermopsis* und *Didymosphenia* wurden zwei Gattungen einbezogen, die aufgrund ihrer Ausbreitungstendenzen national und international diskutiert werden. Für beide Gattungen gibt es in Deutschland Belege und Observationen (z.B. Mischke 2001; Lange-Bertalot 1996 für *Didymosphenia geminata*), die nicht durch Daten in GBIF repräsentiert werden. Das Fehlen von *Cylindrospermopsis* in Großbritannien ist korrekt, das scheinbare Fehlen von *Microcystis* dagegen eine eindeutige Datenlücke (siehe John et al. 2002). Der relativ hohe Anteil an *Micrasterias*-Daten für Deutschland ist mit einer systematischen Erfassung von Belegdaten im Rahmen von GBIF-D zu erklären. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Daten des GBIF-Netzwerkes bereits sinnvoll zur Recherche genutzt werden können.

Wie bei anderen Fallstudien anhand von GBIF-Daten (Balian et al. 2008; Kusber et al., in press; Yesson et al. 2007) kann auch hier eine ungleichmäßige Verteilung der Biodiversitätsdaten festgestellt werden, sowohl in Bezug auf Staaten und Regionen als auch in Bezug auf Organismengruppen bzw. Taxa. Zur Zeit sind die vorhandenen Biodiversitätsdaten bereits sinnvoll auswertbar, allerdings existieren noch erhebliche Datenlücken.

Datenqualität im GBIF-Netzwerk

Die Datenqualität ist aufgrund der verschiedenen Datenquellen uneinheitlich. GBIF führt bei der Indexierung von Datenquellen umfangreiche Datenqualitätstest durch (Namensfehler, Koordinatenfehler etc.) und publiziert deren Ergebnisse; annotiert Daten in der Ausgabe im GBIF-Portal (z.B. „geospatial issues: coordinates fall outside specified country“) oder hält unakzeptable Daten von der Publikation zurück (z.B. „Scientific name not parsed [GEEN TAXA IN OPNAME]“). Durch zusätzliche Auswertung von Metadaten können im SYNTHESYS-Cache 4,36 Millionen botanische Daten auf Deutschland bezogen werden, obwohl im GBIF-Index weit weniger Daten suchbar sind (vgl. Tabelle 2). Diese Tests sind Teil der Datenbereinigung („Data Cleaning“), nach Chapman (2005) der Prozess, fehlerhafte oder unvollständige Daten zu finden und zu korrigieren bzw. zu ergänzen. Dieser Prozess kann Formatkorrekturen, geographische oder zeitliche Ausreißer, Schreibfehler und Klassifikationsfehler einschließen und sollte verfügbare Standards einbeziehen. Diese Prinzipien sind vergleichbar mit denen, die auch in der Vergangenheit für Publikationen und komplexe Datensammlung beschrieben und eingefordert wurden (Kusber & Jahn 2002). Wichtig im Zusammenhang mit der Nutzung aller hier vorgestellten Portale ist die Möglichkeit des Nutzers, seine Expertise einzubringen und aktiv an der Verbesserung der Datenqualität mitzuarbeiten, in dem die Datenverantwortlichen mit Hilfe von Feedback- bzw. Annotationssystemen über Datenfehler oder -lücken informiert werden (GBIF 2008; Güntsch et al. 2007a; in press).

Zusammenfassung und Ausblick

In den Jahren 2007 und 2008 sind alle vorgestellten Datenportale für Biodiversitätsdaten aus der Testphase in die Phase voller Operationalität übergegangen. Die Nutzbarkeit wird auch weiterhin durch den verhältnismäßig geringen Mobilisierungsgrad der weltweit vorhandenen Daten eingeschränkt. Seit kurzem ist eine internationale Arbeitsgruppe damit befasst, eine globale Strategie zur verstärkten Mobilisierung von Sammlungsdaten zu entwickeln. Nach wie vor gilt, dass Nutzer von Biodiversitätsdaten auch meist Eigner solcher Daten sind, die zum Nutzen aller an das GBIF-Netz weitergegeben werden sollten, wobei kein Datenhalter auf sich selbst gestellt ist (siehe Holetschek & Berendsohn 2005). Eine erhebliche Menge an Biodiversitätsdaten aus der limnologischen Forschung könnte kurzfristig mobilisiert werden. Mittelfristig könnte mit vertretbarem Aufwand ein deutsches Limnologie-Portal mit den Erfahrungen von BioCASE eingerichtet werden.

Danksagung

Die Weiterentwicklung des BioCASE-Portals, des Annotationssystems, der technische Support für BioCASE Provider sowie die Pilotphase des „Content Helpdesk“ wird im Rahmen des 6. Rahmenprogramms der EU gefördert: Netzwerkprojekte SYNTHESYS (RII3-CT-2003-506117) und EDIT (018340).

Literatur

- Balian, E. V., Segers, H., Lévêque, C., Martens, K. (2008): Freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595: 627-637 [doi:10.1007/s10750-007-9246-3].
- Bisby, F. A., Roskov, Y. R., Orrell, T. M., Nicolson, D., Paglinawan, L. E., Bailly, N., Kirk, P. M., van Bourgoin, T., Hertum, J. (eds) (2008): Species 2000 & ITIS Catalogue of Life: 2008 Annual Checklist. Available from [www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2008/].
- Chapman, A. D. (2005): Principles and Methods of Data Cleaning - Primary Species and Species-Occurrence Data, version 1.0. Report for the Global Biodiversity Information Facility, Copenhagen.
- EDIT (2008): The European Distributed Institute of Taxonomy. [cited 2008-11-06]. Available from [http://www.e-taxonomy.eu/].
- GBIF (2008): GBIF Data Portal [online]. Global Biodiversity Information Facility [cited 2008-11-06]. Available from [http://www.gbif.org/].
- Guiry, M. D., Guiry, G. M. (2008): *AlgaeBase*. National University of Ireland, Galway [online], National University of Ireland, Galway [cited 2008-11-06]. Available from [http://www.algaebase.org/].
- Güntsch, A., Berendsohn, W. G., Ciardelli, P., Hahn, A., Kusber, W.-H., Li, J. (in press): Adding content to content - a generic annotation system for biodiversity data. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*
- Güntsch, A., Kelbert, P., Kusber, W.-H., Oancea, C., Zippel, E., Berendsohn, W. G. (2007a): SYNTHESYS annotation system (version 1.03) [online]. Freie Universität Berlin, Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem. [cited 2008-11-06]. Available from [http://search.biocase.org/feedback/login.jsp].
- Güntsch, A., Kusber, W.-H., Döring, M., Ciardelli, P., Berendsohn, W. G. (2007b): Common access to distributed biodiversity information. In: Kusber, W.-H., Jahn, R. (eds): Proceedings of the 1st Central European Diatom Meeting 2007. BGBM Press, Berlin: 45-48 [doi:10.3372/cediatom.109].
- Holtschek, J., Berendsohn, W. G. (2005): Freier Zugang zu den Informationen der Artenvielfalt. Wie werde ich Teil der Global Biodiversity Information Facility (GBIF)? *Beiträge zur Entomologie* 55: 433-444.
- Holtschek, J., Güntsch, A., Oancea, C., Döring, M., Berendsohn, W. G. (2006): Prototyping a Generic Slice Generation System for the GBIF Index. In Belbin, L., Rissoné, A., Weitzman, A. (eds). Proceedings of TDWG (2006), St Louis: 51-52. Available from [http://www.tdwg.org/proceedings/article/view/63].
- John, D. M., Whitton, B. A., Brook, A. J. (eds.) (2002): The freshwater algal flora of the British Isles. Cambridge.
- Kelbert, P. (2008): The new EDIT specimen and observation explorer for taxonomists. EDIT Newsletter 11: 10-12. Available from [http://www.e-taxonomy.eu/files/newsletter11.pdf].
- Kirchhoff, A., Hahn, A., Holtschek, J., Kelbert, P., Jahn, R., Berendsohn, W. G. (2007): Open Access to Biodiversity Collection Data – GBIF Germany and the Botanical Node. In: Kusber, W.-H., Jahn, R. (eds): Proceedings of the 1st Central European Diatom Meeting 2007. BGBM Press, Berlin: 79-82 [doi:10.3372/cediatom.116].
- Kusber, W.-H., Jahn, R. (2002): Standards für die Artidentifikation in der Limnologischen Forschung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 2001 (Kiel), DGL, Tutzing: 858-863.
- Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holtschek, J., Güntsch, A., Berendsohn, W. G. (in press): From cleaning the valves to cleaning the data: Case studies using diatom biodiversity data on the Internet (GBIF, BioCASE). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*
- Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 633-677.
- Mischke, U. (2001): Der Neophyt *Cylindrospermopsis raciborskii*: Eine Blaualge aus tropischen Regionen in Gewässern des Spree-Dahme-Einzugsgebietes. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe 6: 39-62.
- Yesson, C., Brewer, P. W., Sutton, T., Caithness, N., Pahwa, J. S., Burgess, M., Gray, W. A., White, R. J., Jones, A. C., Bisby, F. A., Culham, A. (2007): How global is the Global Biodiversity Information Facility? *PLoS ONE* 2/11: 1-10 [doi:10.1371/journal.pone.0001124].

Wassermilbenlarven als Insektenparasiten - Zum Stand ihrer Bearbeitung in Europa

Dr. Peter Martin

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abt. Ökologie der Tiere, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Datenbank, Hydrachnidia, Acari, Larvalbeschreibungen, Wirtstaxa, Parasitismus

Einleitung

Mit etwa 6000 weltweit beschriebenen Arten gehören die Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) zu den artenreichsten Tiergruppen des Süßwassers überhaupt und erreichen in ihren spezifischen Lebensräumen oft hohe Abundanzen (SMITH et al. 2001). Als Räuber (Adulti und Nymphen) spielen sie zudem eine unterschätzte Rolle im Nahrungsnetz (PROCTOR & PRITCHARD 1998, MARTIN 2005).

Als Larve verbringen sie einige Zeit als temporäre Ektoparasiten an unterschiedlichen Wirtstaxa (z.B. DI SABATINO et al. 2002). Für zahlreiche höhere Taxa (Gattungen und sogar Familien) gibt es keine oder nur unzureichende Larvalbeschreibungen, so dass unser Wissen um die Parasit-Wirt-Beziehungen derzeit recht fragmentarisch ist. Es existieren Übersichten zum bekannten Stand der Larvenbeschreibungen lediglich maximal auf Gattungsniveau, teilweise werden in Übersichten auch nur die Taxa bestimmter Lebensräume betrachtet (SMITH & OLIVER 1976, 1986, SMITH 1991, SMITH et al. 2001, DAVIDS et al. 2006).

Im vorliegenden Beitrag wird eine Datenbank vorgestellt, die das Ziel hat, den aktuellen Stand der Larvalbeschreibungen und der Wirt-Parasit-Beziehungen auf Artniveau zusammenzufassen. Die Befunde aus dieser Datenbank sollen eine Grundlage schaffen, das Wissen um den Parasitismus der Wassermilben besser verfügbar zu machen und um durch die Zugriffsmöglichkeit auch von aquatischen Entomologen auf die Datenbank, die Bearbeitung des Themas voran zu bringen.

Material und Methoden

Es wurde eine Access-Datenbank erstellt, die auf den 1089 Arten der Wassermilben Europas aus 108 Gattungen beruht, die in 36 Familien eingeteilt werden. Diese Arten entsprechen einer noch nicht veröffentlichten aktualisierten Version der Limnofauna Europaea für Wassermilben von Dr. R. Gerecke, Tübingen, die leicht modifiziert wurde.

Es wurden bisher (Stand: November 2008) 351 Publikationen ausgewertet, was ca. 90% der relevanten Literatur entspricht. Die Daten aus der Literatur wurden in mehrere thematisch unterschiedliche Datensätze eingefügt: 1187 Datensätze wurden zu den Larvalbeschreibungen der Arten und höheren Taxa generiert, die u. a. Details der etwaigen Abbildungen, das Vorhandensein oder Fehlen von deskriptivem Text und Maßangaben umfassten. Es ergaben sich zudem 652 unterschiedliche

Datensätze zu Wirten auf unterschiedlichen systematischen Niveaus. Durch Recherchen in unterschiedlichen Literaturquellen wurde, soweit möglich, den in der Literatur der Beschreibungen verwendeten Taxa-Angaben rezente Synonyme zugeordnet. Waren solche Zuordnung auf Artniveau für ein Taxon nicht ermittelbar, wurde es jeweils dem nächst höheren zugeordnet, für das die Zuordnung eindeutig war. Zur systematischen Einstufung und als nomenklatorische Referenz diente die Internet-Datenbank „Fauna Europaea“ (FAUNA EUROPAEA WEB SERVICE 2007). 2973 Datensätze bezogen sich schließlich auf die Parasit-Wirt-Beziehungen zwischen den Wassermilben und ihren Wirten. Auch die Angaben zu den Wirtstagmata, an denen die Wassermilben angeheftet waren, wurden in die Auswertung einbezogen. In diesen Datensätze wurden auch solche Beobachtungen eingefügt, bei denen Autoren feststellten oder vermuteten, dass das parasitische Larvenstadium bei dem jeweiligen Wassermilbentaxon reduziert ist. Zu diesem Phänomen bei manchen Wassermilben siehe auch SMITH (1998).

Einige Befunde aus der Datenbank

Larvalbeschreibungen

Der Stand der Larvalbeschreibungen variiert naturgemäß stark auf den verschiedenen taxonomischen Niveaus: Betrachtet man die Beschreibungen auf Ebene der 36 Familien, so sind Larvalbeschreibungen für Arten aus 31 Familien (= 86%) vorhanden (Abb. 1). Die fünf Familien, aus deren Arten noch keine Larvalbeschreibungen existieren (Acalyptonotidae WALTER, 1911, Bogatiidae MOTAS & TANASACHI, 1948, Chappuisididae MOTAS & TANASACHI, 1946, Frontipodopsidae K.VIETS, 1931, Hungarohydracaridae MOTAS & TANASACHI, 1959) sind zudem recht artenarme Familien, deren Vertreter meist im hyporheischen Interstitial leben. Für diese Taxa wurde lange Zeit angenommen, dass sie ihre parasitische Larve reduziert hätten. Bei den 1089 Arten der Datenbank gab es für 55 Arten (5%) Angaben zu einem solchen Verlust des Parasitismus. Diese Arten konnten jedoch nicht eindeutig solchen, bevorzugt ein bestimmtes Habitat besiedelnden Familien zugeordnet werden (ähnliche Befunde vgl. auch SMITH 1998).

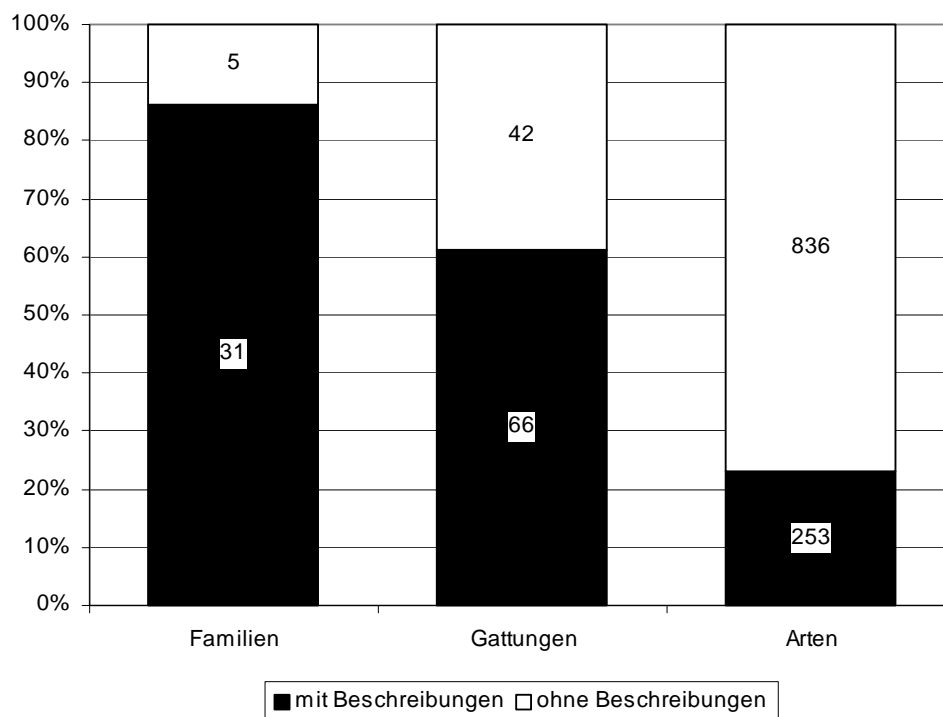


Abb.1: Prozentuale Anteile der Larvalbeschreibungen von Wassermilbenarten innerhalb der Familien, Gattungen und Arten. In den Säulen stehen zudem die Anzahlen der jeweiligen Taxa.

Bei Betrachtung der Gattungen sieht der Stand der Bearbeitung wesentlich schlechter aus. Von den 108 Gattungen sind Arten aus lediglich 61% bekannt (66 Gattungen). Der schlechte Bearbeitungsstand spiegelt sich am deutlichsten in der Zahl der Arten mit Larvalbeschreibungen wider. Nur für ein Viertel der Arten (253 von 1089, entsprechend 23%) gibt es Beschreibungen. Wenn man berücksichtigt, dass in diese Betrachtungen auch schlechte, taxonomisch meist überhaupt nicht nutzbare Angaben mit einbezogen wurden, wird ersichtlich, dass der Stand der bekannten Larvalmorphologie bei den Wassermilben äußerst unbefriedigend ist. Eine Aufklärung der Parasit-Wirt-Beziehungen ist aber nur auf Basis der Larvaltaxonomie möglich (vgl. auch MARTIN 2008).

Mit der neuen Datenbank ist es möglich, für jedes Wassermilbentaxon zu überprüfen, ob eine Beschreibung vorhanden ist, die Qualität der Beschreibungen abzuschätzen (Welche Details der Larve sind abgebildet? Gibt es biometrische Daten?) und die entsprechende Referenzen zu editieren.

Parasit-Wirt-Beziehungen

Insgesamt sind beim bisherigen Stand der Literaturlauswertung für die europäischen Wassermilben 420 Wirtsarten bekannt, die zu sehr unterschiedlichen Taxa meist innerhalb der Insekten gehören (Tab. 1). Die Diptera sind die Tiergruppe mit den meisten parasitierten Familien, gefolgt von den Trichoptera, Odonata, Coleoptera und Rhynchota.

Acari	Rhynchota	Trichoptera	Diptera
Trombididae	Aphididae	Apataniidae	Bolitophilidae
	Corixidae	Arctopsychidae	Ceratopogonidae
Collembola	Gerridae	Brachycentridae	Chaoboridae
Tomoceridae	Hebridae	Glossosomatidae	Chironomidae
	Hydrometridae	Hydropsychidae	Chloropidae
Odonata	Mesoveliidae	Lepidostomatidae	Cloropidae
Aeshnidae	Nepidae	Leptoceridae	Culicidae
Calopterygidae	Notonectidae	Limnephilidae	Dixidae
Coenagrionidae		Molannidae	Empididae
Corduliidae	Coleoptera	Philopotamidae	Ephyridae
Gomphidae	Dytiscidae	Polycentropodidae	Hybotidae
Lestidae	Gyrinidae	Psychomyiidae	Limoniidae
Libellulidae	Halplidae	Rhyacophilidae	Mycetophilidae
Platycnemididae	Hydraenidae	Sericostomatidae	Pediciidae
	Hydrophilidae		Psychodidae
Plecoptera	Noteridae	Hymenoptera	Ptychopteridae
Capniidae	Scirtidae	Braconidae	Simuliidae
Chloroperlidae	Staphilinidae		Sphaeroceridae
Leuctridae			Tipulidae
Nemouridae	Thysanoptera		Trichoceridae
Perlidae	Thripidae		
Taeniopterygidae			

Tab. 1: Bisher bekanntes Gesamtwirtsspektrum der europäischen Wassermilben auf Familienniveau.

Betrachtet man nur die 418 Wirtsarten unter den Insekten, so gehören mehr als die Hälfte (226 Arten, 55%) zu den Diptera, gefolgt von den Coleoptera (96, 23%), Odonata (49, 12%) und Rhynchota (30, 7%). Alle übrigen Wirte sind mit lediglich zehn (Trichoptera) oder weniger Arten vertreten. Innerhalb der Diptera fällt auf, dass darunter mit 149 Arten (66% der Diptera bzw. 36% der gesamten Wirtsarten) die Chironomidae dominieren.

Nur für 17,5% der 1089 bekannten europäischen Wassermilbenarten gibt es Angaben zu Wirten. Für diese 190 Milbenarten gibt es insgesamt 360 Arten unter den Wirten, d.h. im Mittel kennt man für jede Milbenart mit bekannten Wirten 1,9 Wirtsarten.

Unter den Wirtsarten gibt es solche, die bereits für mehrere Wassermilben als Wirte festgestellt werden konnten, besonders unter der Odonata-Familie Coenagrionidae (Zygoptera) und bei zwei Diptera-Familien (Culicidae und Chironomidae; beide zu Nematocera). So konnten beispielsweise an der Libelle *Coenagrion puella* (LINNAEUS, 1758) 19, an der Stechmücke *Anopheles maculipennis* MEIGEN, 1818 und ebenfalls an der Zuckmücke *Rheocricotopus fuscipes* (KIEFFER, 1909) jeweils 14 Wassermilbenarten festgestellt werden. An der Libellen- und der Stechmückenart, die beide Stillgewässer besiedeln, wurden zahlreiche Wassermilben der Gattung *Arrenurus* DUGÈS, 1834 nachgewiesen, die in Quellen und Fließgewässern vorkommende *R. fuscipes* wird hingegen von einem weiten Spektrum systematisch sehr unterschiedlicher Wassermilben parasitiert.

Die Wassermilben weisen ihrerseits ein sehr unterschiedlich breites Wirtsspektrum auf. Für einige Arten sind bereits mehr als 30 Wirtsarten bekannt: *Eylais extendens* (MÜLLER, 1776) 49, *Hydrodroma pilosa* BESSELING, 1940 36 und *Protzia eximia* (PROTZ, 1896) 33 Wirtsarten. Bei der überwiegenden Zahl von Arten sind jedoch deutlich weniger Wirtsarten bis hin zu nur einem Wirtstaxon bekannt. Oftmals werden nur einzelne Insektenordnungen parasitiert, in einzelnen Fällen umfasst aber das Wirtsspektrum mehrere Ordnungen oder es scheint umgekehrt so, dass nur einzelne Gattungen oder auch Arten parasitiert werden. In sehr vielen Fällen sind Wirtsspektren für einzelne Wassermilbenarten jedoch nur einmalig ermittelt worden. Daher weiß man in den allermeisten Fällen nicht mit Sicherheit, ob sich hinter dem Vorkommen einer oder weniger Wirtsarten tatsächlich eine Wirtsspezifität verbirgt oder ob dadurch vielmehr ein schlechter Untersuchungsstand widergespiegelt wird.

Die Datenbank zu den Parasit-Wirt-Beziehungen erlaubt nun die Ermittlung von bekannten Wirtstaxa für Wassermilben auf unterschiedlichem taxonomischen Niveau. Man kann von jetzt an schnell ermitteln, ob für ein Wassermilbentaxon bereits Wirte bekannt sind, und ob die gefundene Assoziation bereits beschrieben oder vielleicht noch gänzlich unbekannt ist. Auf der anderen Seite kann man auf jedem beliebigen Niveau eines Wirtstaxons nachprüfen, ob für dieses bereits Wassermilbenparasiten bekannt sind.

Schlussfolgerung, Ausblick und Aufruf zur Mitarbeit

Die oben skizzierten Befunde stellen lediglich eine Momentaufnahme der noch im Aufbau befindlichen Datenbank dar. Nach der kompletten Integration der noch nicht erfassten Altdaten wird sie so aufgebaut, dass problemlos kontinuierlich neue Befunde eingearbeitet werden können. Ein weiterer, noch notwendiger Schritt ist es, die Daten zu den Beschreibungen der Larven kritisch zu revidieren, um festzustellen, aus welchen Gattungen Larven vordringlich gezüchtet und beschrieben werden müssen. Zum Vorgehen dabei siehe z.B. MARTIN (2008). Hinsichtlich der Taxonomie erscheint es nämlich am dringendsten, einen Gattungsschlüssel für die Larven der europäischen Wassermilben zu konzipieren. Nur so können größere Fortschritte in der Aufklärung der Parasit-Wirt-Beziehungen zwischen den Wassermilben und ihren Wirten erzielt werden.

Es ist zudem geplant, das bisher bekannte Wirtsspektrum in einer entomologischen Fachzeitschrift zu publizieren, um Entomologen den Zugang zu dieser interessanten Thematik zu erleichtern. Durch die Kenntnisnahme eines Parasitismus durch aquatische Entomologen und Limnologen insgesamt könnten relativ schnell neue Daten gewonnen werden.

Längerfristig wird die gesamte Datenbank auf der Internet-Homepage der europäischen Wassermilbenforscher/-innen unter <http://www.watermite.org> publiziert, wo bereits jetzt eine vorläufige Version der Datenbank zu finden ist.

Insgesamt soll die Datenbank die Thematik des Parasitismus der Wassermilben durch die Zusammenfassung unseres diesbezüglichen Wissens voranbringen. Durch die geplante Veröffentlichung soll es auch möglich werden, dass neben den Spezialisten für die Wassermilben auch limnische Entomologen beginnen, sich für dieses interessante Forschungsfeld zu begeistern.

Der Autor freut sich auch jetzt schon, wenn er parasitierte Insektenlarven oder erwachsene Tiere zur ersten Einschätzung des taxonomischen Status der Parasiten erhält. Die Wahrscheinlichkeit, dass es sich dabei um wissenschaftlich noch unbekannte Parasit-Wirt-Beziehungen handelt, ist verhältnismäßig groß.

Danksagung

Die Stiftung „Pro Acarologia Basiliensis (PAB)“ (Basel, Schweiz) ermöglichte es dem Autor während eines Postdoktoratsstipendiums zahlreiche Daten zum Aufbau der Datenbank zusammen zu tragen. Dr. Reinhard Gerecke stellte dankenswerterweise seine noch unpublizierte Überarbeitung der Limnofauna Europaea für die Wassermilben zur Verfügung. Einige Hiwis waren behilflich, die Rohdaten in die aktuelle Version der Datenbank zu schaufeln. Auch ihnen sei herzlichst gedankt.

Literatur

- DAVIDS, C., DI SABATINO, A., GERECKE, R., GLEDHILL, T. & SMIT, H. (2006): Acari, Hydrachnidia I. In: GERECKE, R. (ed.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Vol. 7, 2-1 (2007), Spektrum Elsevier: 241-388.
- DI SABATINO, A., MARTIN, P., GERECKE, R. & CICOLANI, B. (2002): Hydrachnidia (water mites). In: RUNDLE, S.D., ROBERTSON, A.L. & SCHMID-ARAYA, J.M. (eds): Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 105-133.
- FAUNA EUROPAEA WEB SERVICE (2007) Fauna Europaea version 1.3, Available online at <http://www.faunaeur.org>.
- MARTIN, P. (2005): Water mites (Hydrachnidia, Acari) as predators in lotic environments. In: WEIGMANN, G., ALBERTI, G., WOHLTMANN, A. & RAGUSA, S. (eds): Acarine Biodiversity in the Natural and Human Sphere. Phytophaga (Palermo) 14 (2004): 307-321.
- MARTIN, P. (2008): Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) und Insekten: Ein Überblick über eine selten betrachtete Beziehung. - Entomologie heute 20 (2008).
- PROCTOR, H. & PRITCHARD, G. (1989): Neglected predators: water mites (Acari: Parasitengona: Hydrachnellae) in freshwater communities. J. N. Am. Benthol. Soc. 8: 100-111.
- SMITH, B.P. (1998): Loss of larval parasitism in parasitengonine mites. Experimental & Applied Acarology 22: 187-200.
- SMITH, I.M. (1991): Water mites (Acari: Parasitengona: Hydrachnidia) of spring habitats in Canada. In: Williams, D.D. & Danks, H.V. (eds): Arthropods of springs, with particular reference to Canada. Mem. ent. Soc. Can. 155: 141-167.
- SMITH, I.M. & OLIVER, D.R. (1976): The parasitic associations of larval water mites with imaginal aquatic insects, especially Chironomidae. Can. Ent. 108: 1427-1442.
- SMITH, I.M. & OLIVER, D.R. (1986): Review of parasitic associations of larval water mites (Acari: Parasitengona: Hydrachnidia) with insect hosts. Can. Ent. 118: 407-472.
- SMITH, I. M., COOK, D. R. & SMITH, B. P. (2001): Water mites (Hydrachnidia) and other arachnids. In: THORP, J.H. & COVICH, A.P. (eds): Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, San Diego: 551-659.

Simecol: Prototypen-Ansatz und Softwarepaket für die Modellierung ökologischer Systeme

Thomas Petzoldt¹

¹ Thomas Petzoldt, TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, thomas.petzoldt@tu-dresden.de

Keywords: Ökologische Modellierung, Implementierung, Software, Szenarien, R

Einleitung

In der ökologischen Forschung und Praxis liegen Modelle und Computersimulationen im Trend. Dennoch ist es oft schwer, ein geeignetes Modell zu finden oder selbst aufzubauen. Teilweise resultiert das aus der Komplexität ökologischer Systeme, teilweise aber auch an Schwierigkeiten bei der Formulierung ökologischer Modelle. Grundsätzlich werden Modelle nach ihren Inhalten beurteilt, d.h. sie definieren sich nach den zu Grunde liegenden Konzepten (Konzeptionsebene) und ihrer mathematischen Formulierung (Spezifikationsebene). Die technische Umsetzung (Implementierungsebene) erscheint zunächst sekundär.

Vom theoretischen Standpunkt gesehen erscheint diese Sichtweise korrekt. Dadurch wird vermieden, ein Modell nur als Computerprogramm zu sehen und dessen technische Begrenzungen und Fehler als unvermeidbar zu betrachten. Viele theoretisch grundlegende Modelle sind technisch so einfach, dass sie sich leicht immer wieder neu implementieren lassen oder auch analytisch, d.h. ganz ohne Computer mit Werkzeugen der Mathematik untersucht werden können. Für Modelle mittlerer bis höherer Komplexität jedoch greift die Sichtweise der Unabhängigkeit von mathematischer Spezifizierung und technischer Implementierung zu kurz.

Größere Modelle sind schon aus Effizienzgründen oft an eine bestimmte Software gebunden, insbesondere um die Komplexität der Datenanforderungen, des Rechenaufwandes und der Benutzerführung zu erfüllen. Allerdings, auch bei mittelgroßen Modellen spielt die technische Realisierung eine wichtige Rolle:

- Neben dem eigentlichen Modell werden auch konkrete Parameterwerte und Daten benötigt.
- Für viele Modelle zeigt erst eine funktionierende Computer-Implementierung, ob die mathematische Formulierung vollständig und konsistent ist.
- Es existiert eine Wechselwirkung zwischen mathematischer Formulierung und technischer Machbarkeit.

Fast jeder, der schon einmal versucht hat, ein publiziertes Modell zu re-implementieren, kennt die Zweifel, ob wirklich alle Daten zusammen passen, alle Annahmen dokumentiert und alle Maßeinheiten richtig angegeben sind.

Die Ergebnisse komplexer Simulationsstudien sind nur dann reproduzierbar, wenn nicht nur Ergebnisse, sondern auch der zugrundeliegende „Modellcode“ verfügbar sind.

Die freie Weitergabe von „Modellcode“ (Quelltexte oder Dateien für Simulationssysteme) ist wünschenswert, reicht aber ebenfalls noch nicht aus. Gerade hier zeigt sich die Problemlage bei „mittlergroßen“ Modellen am deutlichsten, da diese meist nicht mehr ad-hoc durchschaubar und andererseits noch nicht so gut strukturiert sind wie Modellcodes aus größeren Projekten.

Der vorgeschlagene Ansatz ist in vierfacher Hinsicht ein Prototypenansatz:

1. Der vorgeschlagene Ansatz verwendet Elemente der prototyp-basierten objektorientierten Programmierung (Lieberman 1986, Taivasaari 1996), insbesondere das Klonen und Modifizieren von Objekten.
2. Die Pakete „simecol“ und „simecolModels“ enthalten eine Sammlung von Modell-Prototypen, d.h. typischen Vertretern unterschiedlicher Modellfamilien. Sie können vom Anwender als Ausgangspunkt und Vorbild (Prototyp) für eigene Modelle genutzt werden.
3. Die Programmiersprache R und das Paket simecol erlauben einen schnellen, interaktiven Entwicklungszyklus für eigene Modelle im Sinne des „rapid prototyping“
4. Die in R vorliegende Klassenstruktur des simecol-Objektes kann als Beispiel für Implementierungen in anderen höheren Sprachen wie z.B. MATLAB oder auch C++ genutzt werden.

Material und Methoden

Das Paket simecol definiert eine verallgemeinerte Struktur für ökologische Modelle, das „Simulationsobjekt“ (Klasse simObj), das alle wesentlichen Bestandteile eines ökologischen Modells enthält: Gleichungen, Parameter, Daten, Zeitschritte und Lösungsverfahren. Die Struktur basiert auf dem Zustandsdiagramm eines dynamischen Systems (Abb. 1) und ist auf Differentialgleichungsmodelle, individuenbasierte Modelle und empirisch-statistische Modelle anwendbar.

Die vordefinierten Klassen nutzen das aktuelle S4-Klassensystem von R (R Development Core Team, 2008). Es definiert die Basisklasse simObj und die abgeleiteten Klassen odeModel (für Differentialgleichungsmodelle), gridModel für gitterbasierte Modelle, rwalkModel für random-walk-Modelle (Lagrange-Modelle) und indbasedModel für andere individuenbasierte (oder agentenbasierte) Modelle. Jedes Objekt besitzt einen definierten Satz von Eigenschaften (Slots), die je nach Typ Funktionen oder Daten enthalten können (Abb. 2). Die Slots entsprechen den Elementen des Zustandsübertragungsdiagramms (Abb. 1), zusätzliche optionale Slots können Teilmodelle enthalten (equations) bzw. Code der beim Initialisieren eines Objektes auszuführen ist (initfunc).

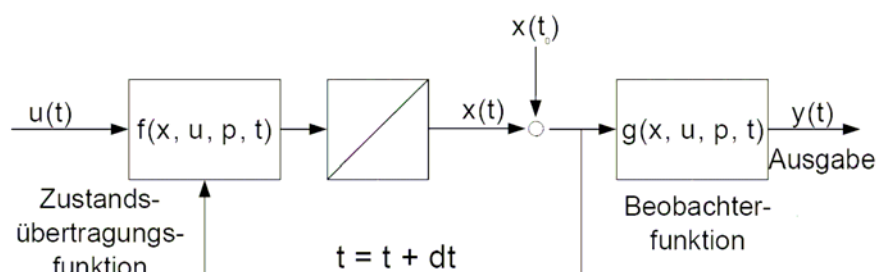


Abb. 1: Zustandsübertragungsdiagramm eines dynamischen Modells (x: Zustandsgrößen, u: Randbedingungen oder Eingangsgrößen, p: Parameter, t: Zeit, $x(t_0)$: Anfangsbedingungen, y: Ausgangsgrößen; nach Ludyk, 1995, verändert).

Zur Arbeit mit den Modellobjekten dienen die generischen Funktionen „sim“ und „plot“, sowie Funktionen, mit denen sich die Slots der Modellobjekte auslesen und modifizieren lassen, um Szenarien zu erzeugen. Szenarien können sich durch die verwendeten Parameter, Anfangsbedingungen oder Eingangsdaten unterscheiden und es können auch Strukturvarianten, d.h. Modelle mit unterschiedlichen Gleichungen, von einem Basismodell abgeleitet werden. Ein Vergleich unterschiedlicher Lösungsverfahren oder numerischer Diskretisierungen ist ebenfalls möglich. Darüber hinaus gestattet es der Observer-Slot (Funktion g in Abb. 1), bereits während der Simulation Auswertungen vorzunehmen oder den Simulationsverlauf live zu visualisieren. Auch für den Observer können Strukturvarianten angegeben werden, z.B. eine Version mit Visualisierung für Demonstrationszwecke, eine Version mit Protokollierung für Modellentwicklung und Fehlersuche und eine Version die bereits zur Laufzeit eine Vorauswertung durchführt, um die gespeicherten Datenmenge zu reduzieren.

Für die numerische Lösung (d.h. genau gesagt Simulation) können die im Paket deSolve (Soetaert et al., 2008) für R verfügbar gemachten Differentialgleichungslöser verwendet werden, z.B. die Algorithmen der „lsoda“-Familie (mit expliziten und impliziten Lösungsverfahren für steife und nicht-steife gewöhnliche und partielle Differentialgleichungen; Petzoldt 1983, Hindmarsh, 1983), „daspk“, (für differential-algebraische Systeme, Petzold, 1983, Brown et al., 1994), sowie eine Reihe klassischer expliziter Verfahren („euler“, „rk4“, „ode23“, „ode45“; siehe Press et. al, 2007). Darüber hinaus ist simecol kompatibel zum Solver „dde“ (Wood, 1999) für delay-differential equations (DDE, Paket PBSddesolve, Couture-Beil et al., 2008). Ein für individuenbasierte Modelle geeignetes Iterationsverfahren ist direkt in simecol enthalten, weitere Verfahren können vom Nutzer bereit gestellt werden.

Das Paket ist auf allen von R unterstützten Rechnerarchitekturen (Windows, MacOS, Linux u.a.) lauffähig und kann direkt aus einer laufenden R-Session von einem der offiziellen CRAN-Server (Comprehensive R Archive Network, <http://cran.r-project.org>) installiert werden.

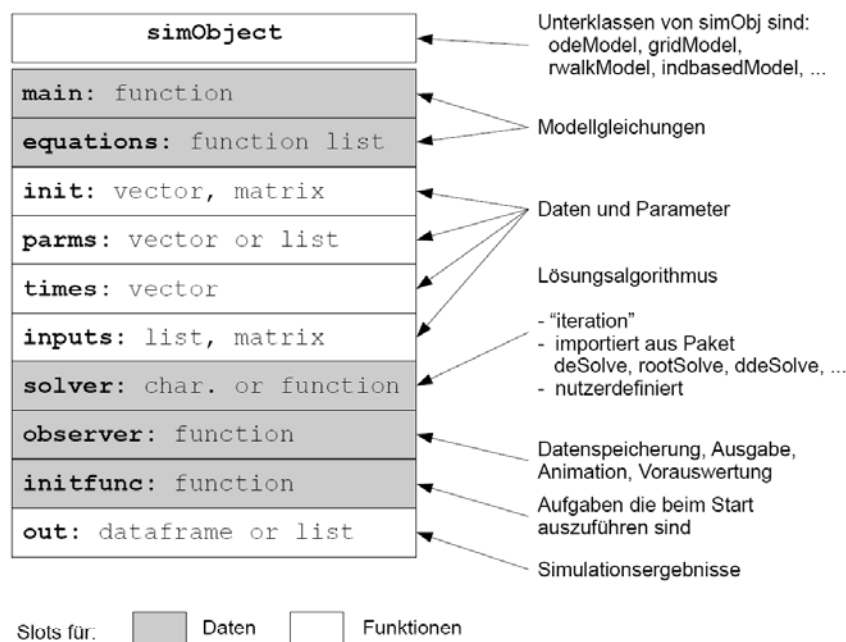


Abb. 2: Struktur eines simecol-Objektes (simObj). Das Objekt enthält, bis auf Standardroutinen wie Iterationsverfahren und Differentialgleichungslöser, alle für eine Modellsimulation notwendigen Funktionen und Daten.

```
lv <- new("odeModel",
  main = function (time, x, parms) {
    with(as.list(parms), {
      dx1 <- k1 * x[1] - k2 * x[1] * x[2]
      dx2 <- - k3 * x[2] + k2 * x[1] * x[2]
      list(c(dx1, dx2))
    })
  },
  parms = c(k1=0.2, k2=0.2, k3=0.2),
  times = c(from=0, to=100, by=0.5),
  init = c(pre=0.5, predator=1),
  solver = "lsoda"
)
```

Abb. 3: sim ecol-Implementierung eines einfachen Räuber-Beute-Modells. Das Modellobjekt enthält im Wesentlichen die Beschreibung des Modells und benötigt nur wenige programmtechnische Ausdrücke.

Ergebnisse

Mit Hilfe der beschriebenen Struktur konnten bereits eine ganze Reihe elementarer und einige „mittelkomplexe“ ökologische Modelle implementiert werden. Elementare Beispiele sind im Paket `sim ecol` enthalten. Praktische Beispiele publizierter Modelle befinden sich in der Sammlung „`sim ecolModels`“, z.B. die Modelle von Jähnichen et al. (2001, 2008), Rinke und Petzoldt (2003), Rinke und Vijverberg (2005) sowie eine Reihe von Modellen aus dem Buch von Soetaert und Hermann (2009). Weitere Modelle können direkt aus dem Internet heruntergeladen und ausgeführt werden. Im Folgenden wird beispielhaft die Ausführung eines in `sim ecol` als Beispiel enthaltenen Modells demonstriert. Es handelt sich hier um das UPCA-Modell von Blasius et al. (1999), welches einen Zyklus mit chaotischer Amplitude aufweist:

```
> library(sim ecol)
> data(upca)
> upca <- sim(upca)
> plot(upca)
```

Im ersten Schritt wird das `sim ecol`-Paket geladen, im zweiten das UPCA-Modell, im dritten Schritt wird simuliert und anschließend das Ergebnis graphisch dargestellt. Die aktuelle Modellstruktur kann jeder Zeit mit Hilfe von

```
> upca
```

angezeigt werden. Weiterhin ist es möglich, Startwerte oder Parameter zu modifizieren, z.B. mit:

```
> fixParms(upca)
```

Von einem Modellobjekt können beliebig viele Kopien (Clone) angefertigt werden, um eine Sensitivitäts- oder Szenarioanalyse durchzuführen oder um Parameter zu fitten. Details, sowie weitere Beispiele finden sich in Petzoldt und Rinke (2007) und in der online-Dokumentation des Software-Pakets (<http://www.sim ecol.de>).

Tab. 1: Auswahl von R-Paketen für die Arbeit mit ökologischen Modellen.

Paket	Autoren	Beschreibung
deSolve	Karline Soetaert, Thomas Petzoldt, Woodrow Setzer	Löser für gewöhnliche und differential-algebraische Differentialgleichungen
rootSolve	Karline Soetaert	Gleichgewichts- und Staedy-State-Analyse von Differentialgleichungsmodellen
PBSddeSolve	Alex Couture-Beil, Jon Schnute, Rowan Haigh	Lösungsverfahren für Differentialgleichungssysteme mit Zeitverzögerung
simecol	Thomas Petzoldt	Objektorientierte Struktur für ökologische und andere dynamische Modelle
simecolModels	Thomas Petzoldt, Karline Soetaert, René Sachse	Sammlung publizierter ökologischer Modelle
marelac	Karline Soetaert, Thomas Petzoldt and Filip Meysman	Konstanten, Konversionsfaktoren und Utilities für marine und limnische Wissenschaften

Diskussion und Zusammenfassung

Der Ansatz bietet einen Weg zum offenen und durchaus pragmatischen Austausch von Modellen, der aus drei Säulen besteht:

1. einem Objektmodell für ökologische Modelle, das eine vereinheitlichte Beschreibung der Modellstruktur ermöglicht (Zustandsgrößen, Gleichungen, Parameter, Eingangsdaten),
2. einer konkreten Implementierung dieses Objektmodells mit Hilfe der freien und inzwischen weit verbreiteten Statistikumgebung R (R-Paket simecol),
3. einer Sammlung von typischen, dokumentierten Modellbeispielen, die direkt ausführbar sind und als Ausgangspunkt für eigene Entwicklungen dienen können.

Der Ansatz erlaubt die interaktive Arbeit mit Modell-Objekten (Modelle abwandeln, Szenarien erzeugen, simulieren, visualisieren, analysieren) sowie den Austausch von kompaktem Modellcode und ganzen Szenarien zwischen Wissenschaftlern. Er ist für Differentialgleichungsmodelle und individuenbasierte Modelle gleichermaßen geeignet, offen für beliebige Erweiterungen und erlaubt es auch, vorhandene Modelle von dieser Plattform wieder zu lösen.

Rechenzeitaufwändige Modelle können teilweise oder nahezu vollständig in kompilierten Sprachen wie C/C++ oder FORTRAN implementiert werden. Hierzu bieten deSolve und auch simecol einen Modus, der eine direkte Kommunikation ermöglicht wenn sowohl Modell als auch Lösungsverfahren im Maschinencode vorliegen. Man gewinnt dadurch eine „ungebremste“ Simulation bei nur wenig aufwändigerer Programmierung. Hierbei kann sich der in C oder FORTRAN zu implementierende Anteil auf das Kernmodell konzentrieren, für Datenverwaltung und Szenariosteuerung steht auch hier der volle „R-Komfort“ zur Verfügung.

Die Programmiersprache R bietet darüber hinaus den Vorteil, dass Datenmanagement, Modellimplementierung und Modellauswertung in einem einzigen System ausgeführt werden können (Petzoldt 2003). Der umständliche Datenaustausch zwischen Simulationssystem und Auswertungsprogramm entfällt, außerdem bietet R direkte Datenbankanbindung, beispielsweise zu relationalen Datenbanken oder zum in der Ozeanographie, Atmosphären- und Klimaforschung genutzten Format netCDF (Michna 2006) sowie zu anderen fachspezifischen Paketen (siehe Tab. 1).

Danksagung

Vielen Dank an Woodrow Setzer, Karline Soetaert, Karsten Rinke, Susanne Rolinski, René Sachse und die enthusiastische „R Community“ sowie an Prof. Benndorf für die Motivation und Unterstützung.

Literatur

- Blasius, B., Huppert, A. and Stone, L. (1999): Complex dynamics and phase synchronization in spatially extended ecological systems. *Nature*, 399 354–359.
- Brown, P. N., Hindmarsh, A. C. and Petzold, L. R. (1994): Using Krylov methods in the solution of large-scale differential-algebraic systems, *SIAM J. Sci. Comp.*, 15, 1467-1488.
- Couture-Beil, A., Schnute, J. and Haigh, R. (2008): PBSddesolve: Solver for delay differential equations. R package version 1.05.
- Hindmarsh, Alan C. (1983): ODEPACK, A systematized collection of ODE solvers, In: Stepleman, R.W. et al.[ed.] (1983): *Scientific Computing*, North-Holland, Amsterdam, 55-64.
- Jähnichen, S., Ihle, T. and Petzoldt, T. (2008): Variability of microcystin cell quota: A small model explains dynamics and equilibria. *Limnologia* 38(3-4), 339-349.
- Jähnichen, S., Petzoldt, T. and Benndorf, J. (2001): Evidence for control of microcystin dynamics in Bautzen Reservoir (Germany) by cyanobacterial population growth rates and dissolved inorganic carbon. *Arch. Hydrobiol.* 150, 177-196.
- Lieberman, H. (1986): Using prototypical objects to implement shared behavior in object-oriented systems. In: Meyrowitz, N. (ed.): *SIGPLAN Notices, Proceedings of the Conference on Object-Oriented Programming Systems, Languages, and Applications (OOPSLA)*, ACM Press, 21, 214-223.
- Ludyk, G. (1995): *Theoretische Regelungstechnik 1: Grundlagen, Synthese linearer Regelungssysteme*. Springer, Berlin.
- Michna, P. (2006): RNetCDF: R interface to NetCDF datasets. R package version 1.2-1. <http://www.unidata.ucar.edu/packages/netcdf/>
- Petzold, L.R. (1983): A description of DASSL: A differential/algebraic system solver, in *scientific computing*. In: Stepleman, R.S. et al. (Eds.), North-Holland, Amsterdam, 65-68.
- Petzold, L.R. (1983): Automatic selection of methods for solving stiff and nonstiff systems of ordinary differential equations. *Siam J. Sci. Stat. Comput.* 4, 136–148.
- Petzoldt, T. (2003): R as a Simulation Platform in Ecological Modelling. *R-News* 3(3), 8--16. URL http://cran.r-project.org/doc/Rnews/Rnews_2003-3.pdf
- Petzoldt, T. and Rinke, K. (2007): simecol: An object-oriented framework for ecological modeling in R. *Journal of Statistical Software*, 22(9), 1--31. URL <http://www.jstatsoft.org/v22/i09>
- Press, W. H., Teukolsky, S. A., Vetterling, W. T. and Flannery, B. P. (2007): *Numerical recipes in C*. Cambridge University Press.
- R Development Core Team (2008): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rinke, K. and Petzoldt, T. (2003): Modelling the effects of temperature and food on individual growth and reproduction of *Daphnia* and their consequences on the population level. *Limnologia* 33, 293-304.
- Rinke, K. and Vijverberg, J. (2005). A model approach to evaluate the effect of temperature and food concentration on individual life-history and population dynamics of *Daphnia*. *Ecological Modelling* 186, 326–344.
- Soetaert, K. (2008): rootSolve: Nonlinear root finding, equilibrium and steady-state analysis of ordinary differential equations. R package version 1.2.
- Soetaert, K. and Herman, P. M. J. (2009): *A practical guide to ecological modelling using R as a simulation platform*. Springer, 1-372.
- Soetaert, K. Petzoldt, T. and Meysman, F. (2008): marelac: Datasets, constants, conversion factors, utilities for the marine and lacustrine sciences. R package version 1.4.
- Soetaert, K. Petzoldt, T. and Setzer, R. W. (2008). deSolve: General solvers for ordinary differential equations (ODE) and for differential algebraic equations (DAE). R package version 1.2-2.
- Taivalsaari, A. (1996): Classes vs. prototypes some philosophical and historical observations. *Journal of Object-Oriented Programming*, 10, 44-50.
- Wood, S.N. (1999): Solv95: a numerical solver for systems of delay differential equations with switches. Saint Andrews, UK. 10 pp. URL: <http://www.maths.bath.ac.uk/~sw283/simon/dde.html>

Methoden zur biologisch basierten Bewertung salzbelasteter Fließgewässer: Ein Überblick

Claus-Jürgen Schulz

Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Göschwitzer Straße 41, 07745 Jena, Claus-Juergen.Schulz@tlug.thueringen.de

Keywords: Ciliaten, Fließgewässerversalzung, Halobienindex, Salinity Index

Einleitung

Es ist seit langem bekannt, dass die aquatischen Lebensgemeinschaften der Fließgewässer durch die Einleitung salzhaltiger Wässer und Abwässer nachhaltig geschädigt werden können (Zusammenstellung bei Schulz 2005). Aber auch die Versalzung von Böden kann Salzeinträge in die sie durchfließenden Flüsse zur Folge haben, die zu Veränderungen der Gewässerlebensgemeinschaften führen (Kefford et al. 2007). Dabei ist die Salinität ein indikatives Maß der Gesamtkonzentration der gelösten Kationen (insbes. Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++}) und Anionen (SO_4^{--} , CO_3^{--} , HCO_3^- , Cl^-) eines Gewässers. Die Angabe erfolgt als Massenanteil in g/kg Wasser oder in Prozent. In der Praxis und zu Überwachungszwecken haben sich Leitparameter wie Cl^- oder elektrische Leitfähigkeit eingebürgert.

Zur Bewertung der Gewässerversalzung gibt es chemische und biologische Verfahren. Bei den chemischen geht beispielsweise die in Deutschland gebräuchliche LAWA-Methodik von einer Zielkonzentration des betreffenden Stoffes aus, die als Güteklasse II (= mäßige Belastung) gesetzt wird. Durch Halbierung bzw. Verdoppelung deren Konzentration ergeben sich weitere Güteklassen, analog zur Saprobie von I bis IV. Auf dieser Grundlage wurden mit Blick auf die Salzbelastung Güteklassen für Chlorkid und Sulfat festgelegt.

Ökosystemare Einschätzungen erfordern oft jedoch Aussagen über längerfristige und spezifisch biologische Effekte. Daher braucht es neben den chemischen auch biologisch basierte Messverfahren. Diese erfassen biologische Wirkungen auf einzelne Gruppen aquatischer Organismen wie Diatomeen, Ciliaten oder das Makrozoobenthos. Im Gegensatz zu den chemischen integrieren biologische Verfahren die Belastungsauswirkungen über längere Zeiträume. Nachfolgend werden drei wichtige Verfahren im Überblick vorgestellt.

I. Der Halobienindex

Der Halobienindex nach Ziemann (1971, 1999) verwendet benthische Diatomeen als Indikatororganismen. Sie zeichnen sich durch kurze Generationszeiten aus, enthalten eine große Anzahl von Taxa mit vergleichsweise spezifischen Standortansprüchen (\rightarrow hoher Indikationswert), und die Salztoleranzen vieler Taxa sind gut bekannt. Der Halobienindex ist der Quotient aus der Häufigkeitssumme der salzanzeigenden abzüglich der salzmeidenden Taxa und der gesamten Taxa:

$$H = \frac{\Sigma h_H - \Sigma h_x}{\Sigma h} \times 100$$

mit H = Halobienindex, Σh_H = Abundanzsumme der halobionten und halophilen, Σh_x = Abundanzsumme der haloxenen und Σh = Abundanzsumme aller gefundenen Diatomeenarten.

Der Halobienindex ist eine dimensionslose Zahl, die bei Werten < 30 limnische und bei etwa > 30 saline Verhältnisse anzeigt. Für die Klassifizierung verwendet Ziemann (1999) das folgende Schema:

Bezeichnung	Halobienbereich	Charakterisierung
infrahalob	< -30	elektrolytarme, saure Gewässer
γ -oligohalob	-30 bis < -10	schwach gepufferte, elektrolytarme Gewässer
β -oligohalob	-10 bis < +10...15	„typisches“ Süßwasser
α -oligohalob	+10...15 bis < +30	gering versalzene Gewässer
β -mesohalob	+30 bis < +50	mäßig versalzene Gewässer
α -mesohalob	+50 bis < +75	stark versalzene Gewässer
polyhalob	$\geq +75$	extrem stark versalzene Gewässer

Der Verfahrensgang beginnt mit der Sammlung von Zellmaterial natürlicher (Steine, Holz, Pflanzen, Schlamm) oder künstlicher (Aufwuchsträger) Substrate. Es wird fixiert mit Formol (Endkonzentration 1 bis 4 %). Anschließend folgt die Oxidation des Zellmaterials, sodass nur die Silikatschalen übrig bleiben. Auswertbar konzentrierte Schalensuspension wird auf Objektträger aufgetragen und eingebettet (Naphrax o. ä.). Es werden 450 Schalen taxonomisch bestimmt und gezählt oder quantitativ geschätzt (6er Skala) und die Salzgehaltansprüche den gefundenen Arten zugeordnet (Angaben bei Ziemann 1999).

Die Bestimmung des Halobienindex' ist zumindest in Mitteleuropa eine seit vielen Jahren etablierte Methode, für die entsprechende Erfahrungen vorliegen. Es hat sich in der Praxis gezeigt, dass bei der Anwendung mehrere Punkte beachtet werden sollten:

- Die Beprobung unterschiedlicher Substrate (Steine, Makrophyten etc.) kann unterschiedliche Ergebnisse liefern;
- im Frühjahr erfolgen oft rasche qualitative Änderungen der Diatomeengesellschaften → Beprobungen sollten vorzugsweise im (Spät-)sommer unter stabilen hydrologischen Bedingungen erfolgen;
- gegenüber der Originalmethode sind inzwischen Modifikationen gebräuchlich (Zählung/Schätzung, Anzahl der bestimmten Schalen, Berücksichtigung seltener Taxa u. a.), deren Abweichungen von der Originalmethode durchaus ergebnisrelevant sein können (E. Corring pers. Mitt); wichtig ist deshalb, die jeweilige Arbeitsvorschrift zu beachten;
- Gewässerbewertung nach WRRL: bei Indices > 15: Abwertung des Gewässerzustandes um eine Klasse, wenn Diatomeen alleiniger PHYLIB-Indikator sind.

II. Versalzungsindikation durch Ciliaten (Nolting & Rustige 1999)

Auch Ciliaten sind gegenüber Salzeinwirkung unterschiedlich tolerant (Rustige et al. 1997). Die Präsenz bzw. das Fehlen einzelner Arten gibt deshalb Hinweise auf obere bzw. untere Salzkonzentrationsgrenzen in Fließgewässern. Entlang eines Salzgradienten lassen sich daher unterschiedliche Dominanzstrukturen der Ciliatengesellschaften darstellen. Darauf aufbauend haben Nolting & Rustige (1999) eine Methode zur Versalzungsindikation durch Ciliaten entwickelt.

Dazu werden natürliche Substrate (Steine, Holz, Falllaub, Makrophyten, Fadenalgen, MZB) gesammelt. Von Amphipoden werden die Kiemen geerntet. Alternativ kann auch die Exposition künstlicher Substrate (Objektträger) für 2 bis 4 Wochen im Fließgewässer erfolgen. Der Ciliateaufwuchs wird abgekratzt und taxonomisch determiniert. Indikatortaxa und Ciliatengesellschaften werden einem der folgenden Chlorinitätsbereiche zugeordnet:

$$0 - 500 / 501 - 1.000 / 1.001 - 2.000 / > 2.000 \text{ mg Cl}^- \text{ l}^{-1}$$

Die Ergebnisse werden durch qualitative u. quantitative Beschreibung der gefundenen Arten bzw. Gesellschaften angegeben.

Obwohl das Verfahren einen wichtigen Teil der aquatischen Lebensgemeinschaften erfasst, wurden bislang nur wenige Ergebnisse dazu veröffentlicht. Dies mag auch damit zusammenhängen, dass die Kenntnisse der Ciliaten-Taxonomie bei den potenziellen Anwendern mutmaßlich unzureichend sind. Auch ergibt sich am Ende kein einfacher numerischer Index wie etwa im Fall des Halobienindex', sondern eine „Beschreibung“ – dies dürfte nicht zuletzt im angewandten/wasserwirtschaftlichen Bereich Akzeptanzprobleme verursachen.

III. Versalzungsindikation mittels Salinitäts-Indices (Makrozoobenthos, Kefford et al. 2007)

Einen ganz anderen Ansatz haben Kefford et al. (2007) verfolgt. Falls Salzwasser hydrochemisch annähernd äquilibriert ist, kann seine Toxizität auf Chloridbasis eingeschätzt werden. Ausgangspunkt ist der LC_x Wert. Darunter versteht man die (Salz-) Konzentration, die auf X% aller Testindividuen über einen bestimmten Zeitraum (üblicherweise 72 oder 96 Stunden) letal wirkt.

Mittels Toxizitätstests wurden inzwischen für eine ganze Reihe australischer Makrozoobenthos-Taxa LC₅₀-Werte ermittelt und veröffentlicht (Dunlop et al. 2007). Anschließend wird den einzelnen Taxa je ein Salinity Sensitivity Score (SSS) zugeordnet (Horrigan 2005). Dieser Wert liegt zwischen 1 und 10: Ein SSS von 1 steht für eine hohe Salztoleranz, ein SSS von 10 für eine hohe Salzsensitivität des Taxons. Die SSS-Werte sind korreliert mit den 72 h LC₅₀-Werten. Der Salinity Index SI lässt sich dann wie folgt errechnen:

$$\text{Salinity Index SI} = (\sum X_i \times \text{SSSi})/N$$

mit $X_i = 1$, wenn Taxon i vorhanden bzw. $X_i = 0$, wenn Taxon i fehlt, SSSi = Salz - Sensitivitäts - Score des Taxons i und N = Gesamtzahl aller Taxa einer Probe.

Der Salinity Index SI einer Probe ist eine Zahl zwischen 1 und 10 und gibt die durchschnittliche Salzempfindlichkeit der Makrozoobenthos-Gesellschaft einer Fließgewässer-Probenahmestelle an. Niedrige Werte zeigen eine salzrobuste Makrozoobenthoszönose an, hohe eine salzempfindliche. Die australischen Verfahrensentwickler haben für praktische Zwecke eine Klassifizierung eingeführt: Probenahmestellen mit einem SI von 1 – 3,5 werden kartographisch mit roten, 3,5 – 4 mit gelben, 4,0 – 5,0 mit hellgrünen, 5,0 – 6,0 mit dunkelgrünen und $> 6,0$ mit blauen Punkten darge-

stellt. Dies erinnert an die deutsche LAWA-Farbgebung und visualisiert die Ergebnisse nicht zuletzt auch für Bewirtschaftungszwecke.

Bei der Anwendung dieses Verfahrens in der Wasserwirtschaftsverwaltung wurden mittlerweile umfangreichere Erfahrungen gemacht:

- Mit subletalen bzw. chronischen Effekten muss schon bei niedrigeren Konzentrationen als dem LC₅₀-Wert gerechnet werden → Sicherheitsfaktor notwendig;
- die Salinitätstoleranz einzelner Taxa hängt in gewissem Maße offenbar von der „Versalzungsgeschichte“ des betroffenen Flusses ab;
- junge Lebensstadien sind bei einer Reihe von MZB-Taxa salzsensitiver als ältere;
- es kann nach den bisherigen Erfahrungen davon ausgegangen werden, dass auf Grundlage des MZB festgelegte Grenzwerte zur Salzbelastung die übrigen Qualitätskomponenten mit schützen.

Zu beachten sind auch die Einflüsse weiterer Parameter auf die Toxizität von NaCl-Gewässern:

- Hohe pH-Werte können subletale salzbedingte Wirkungen beim MZB verstärken;
- ausreichend hohe Konzentrationen an Calcium reduzieren, an Magnesium dagegen erhöhen die salinogene Toxizität;
- schwankende Salzkonzentrationen wirken toxischer als \pm konstante;
- mit steigender Salinität sinkt die toxische Wirkung von Metallen und steigt die von Organophosphaten.

Unter Anwendungsgesichtspunkten sei darauf hingewiesen, dass Dunlop et al. (2007) auf diesen dargestellten Grundlagen eine einfache Methode zur Festlegung von Salz-Grenzwerten für Fließgewässer entwickelt und veröffentlicht haben.

IV. Ausblick

Über die rein hydrochemische Beschreibung von Belastungszuständen hinaus zielt die derzeitige europäische Betrachtungsweise, wie sie vor allem durch die EU-WRRL repräsentiert wird, auf die Bewertung der Abweichungen aquatischer Lebensgemeinschaften von spezifischen Referenzzönosen ab. Dies erfordert, dass im Fall salzbedingter Schädigungen auch letztere sachgerecht erfasst und bewertet werden. Die dazu erforderliche Methodik liegt, soweit sie überhaupt praktikabel ist, erst ansatzweise vor und beschränkt sich auf einzelne Organismengruppen. Die Entwicklung weiterer Verfahren ist dringend erforderlich, um eine integrale Aussage über die Auswirkungen von Fließgewässerversalzungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften machen zu können und um gewässerökologisch notwendige Salinitätsschwellenwerte nachvollziehbar und transparent herzuleiten. Dazu sollte auch der fachliche Austausch zwischen den mit dieser Materie befassten Fachleuten erfolgen.

Literatur

- Dunlop, J.E., McGregor, G. & Choy, S. (2007): Setting water quality guidelines for salinity and sediment in freshwater streams in Queensland. National Action Plan for Salinity and Water Quality. Technical report series. 62 pp.
- Horrigan, N., Choy, S., Marshall, J., & Recknagel, F. (2005): Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Mar. Freshw. Res.* 56 : 825–833.
- Kefford, B., Dunlop, J., Nuggeoda, D. & S. Choy (2007): Understanding salinity thresholds in freshwater biodiversity: freshwater to saline transition. In: Lovett, S., Price, P. & Edgar, B. (eds.): *Salt, Nutrient, Sediment and Interactions: Findings from the National River Contaminants Program*: 9-28. Land & Water Australia.
- Nolting, E. & Rustige, K. H. (1999): Verbreitungsmuster und Indikatorfunktion von Ciliaten. In: v. Tümpling, W. & Friedrich, G. (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung*. Gustav Fischer Verlag Jena p. 313 - 319.
- Rustige, K. H., Friedrich, CH. & Külzer, H. (1997): Distribution patterns of sessile ciliates in salt-polluted running waters systems. *Limnologica* 27: 85-90.
- Schulz, C.-J. (2005): Fließgewässerbewirtschaftung unter dem Einfluss der Salzbelastung aus der Kali-Industrie. In: C. Ohlig: *Gewässerentwicklung in der Kulturlandschaft*. Schriften der DWhG 7: 215 – 227. Siegburg.
- Ziemann, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. *Limnologica* 8: 505 – 525.
- Ziemann, H. (1999): Bestimmung des Halobineindex. In: v. Tümpling, W. & Friedrich, G. (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung*. Gustav Fischer Verlag Jena p. 310 – 313.

Die Algenflora des Landes Sachsen-Anhalt – ein zusammenfassender Überblick

Lothar Täuscher

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See,

e-mail: lothar.taeuscher@iag-gmbh.info

Keywords: Algen, Phytoplankton, Phytobenthos, Biodiversität, Sachsen-Anhalt

Einleitung

Checklisten sind eine wichtige Grundlage zur Erfassung der Biodiversität bestimmter Gebiete und für die Erstellung ökologischer (Europäische Wasserrahmenrichtlinie) bzw. naturschutzfachlicher (Rote Listen, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) Bewertungen der Gewässer. Deshalb wurde schon von Krienitz & Täuscher (2001) und von Täuscher (2004a, b) auf die Notwendigkeit einer Checkliste der Algen von Sachsen-Anhalt hingewiesen. Von dieser umfangreichen Bearbeitung soll ein zusammenfassender Überblick vorgestellt werden.

Untersuchungsgebiet, Material, Methoden

Zu den Gewässern in Sachsen-Anhalt als wichtigste Lebensräume für Algen ist folgendes zu bemerken (vgl. Täuscher 2008 und zit. Lit.). Dieses Bundesland gehört zum Altmoränengebiet und besitzt deshalb keine glazial entstandenen Seen. Während der Karstsee Salziger See, der größter natürlicher See Mitteldeutschlands, nicht mehr existiert, ist der Süße See weiterhin von großer Bedeutung. Auch der Arendsee in der Altmark ist ein tiefer Subrosionssee. Altwasserflachseen (z.B. Kamernscher See im Elb-Havel-Winkel, Kühnauer See bei Dessau) sind alte Elbläufe, die durch den Deichbau von der Dynamik der Wasserstände der Elbe weitgehend isoliert sind. Als weitere stehende Gewässer sind Talsperren bzw. Speicherbecken, Braunkohlenrestgewässer, Ton-, Kies-, Lehmgruben und Teiche zu nennen. Im Harz spielen Moore, Moorgewässer (für eine Vielzahl von Zieralgen) und Quellen als besondere Algenbiotope eine große Rolle. Auch über die Taxa-Zusammensetzung von Kieselgur-Vorkommen bei Klieken im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ gibt es Informationen zur historischen Diatomeen-Besiedlung in dieser Region. Die Fließgewässer sind in Sachsen-Anhalt sowohl in verschiedenster Größe, Geomorphologie und Hydrologie als auch als natürliche Gewässer (Bäche, Flüsse, Ströme incl. Auengewässer) und künstliche Wasserläufe (Gräben, Kanäle) anzutreffen.

Bei den Meilensteinen der phykologischen Untersuchungen in Sachsen-Anhalt sollen zuerst die Leistungen und Werke von den verstorbenen Algenforschern chronologisch gewürdigt werden (s. Täuscher 2008 und zit. Lit.).

Prof. Dr. Christian Ludwig Nitzsch (1782-1837) wirkte als Professor für Naturgeschichte an der Universität Halle/Saale und ist der Autor der Zieralgen-Gattung *Closterium* 1817. Nach ihm wurde von Arthur Hill Hassall (1817-1894) die Kieselalgen-Gattung *Nitzschia* 1845 benannt.

Durch die Neubeschreibung der Armleuchteralge *Chara intermedia* A. Braun 1859 von Prof. Dr. Alexander Carl Heinrich Braun (1805-1877) wurde das Gebiet des Salzigen Sees als „locus classicus“ für diese Art bekannt.

Auch Prof. Dr. Friedrich Traugott Kützing (1807-1893) war als zweiter Assistent an der Universität Halle/Saale tätig. Er entdeckte 1833 den Kieselsäuregehalt der Diatomeen, prägte den Namen Chlorophyceae und ist außerdem der Namensgeber der Algenfarbstoffe Phycoerythrin und Phycocyan. Als Pionier der enzyklopädischen Bearbeitung der Algen sind seine Schriften „Synopsis Diatomacearum oder Versuch einer systematischen Zusammenstellung der Diatomeen. – Linnaea 8: 529-620 (1834)“, „Phycologia generalis. – Leipzig (1843)“, „Die kieselschaligen Bacillarien oder Diatomeen. – Nordhausen (1844; 2. unv. Aufl. 1865)“, „Phycologia germanica. – Nordhausen (1845)“, „Tabulae phycologica. – Nordhausen (1845-1871)“ und „Species algarum. – Leipzig (1849)“ von sehr großer Bedeutung.

Über die Phytoplanktonbesiedlung des Arendsees gibt es durch Prof. Dr. Otto Zacharias (1846-1916), der als erster Direktor der Biologischen Station zu Plön von 1892 bis 1916 und als Verfasser des Buches „Das Plankton als Gegenstand der naturkundlichen Unterweisung in der Schule. Ein Beitrag zur Methodik des biologischen Unterrichts und zu seiner Vertiefung. – Leipzig (1907)“ ein Mitbegründer der Limnologie in Deutschland war, erste Mitteilungen.

Prof. Dr. George Karsten (1863-1937) war ab 1909 Professor für Botanik an der Universität Halle/Saale und ist der Autor verschiedener Arbeiten über Diatomeen (Floristik und sexuelle Fortpflanzung) und der Verfasser der Schriften „Bacillariophyta (Diatomeae). – In: Die natürlichen Pflanzenfamilien.- Leipzig (1928)“ und „Bacillariophyta. – In: Handwörterbuch der Naturwissenschaften. – (1931)“.

Ebenfalls an der Universität Halle/Saale wirkte der bekannte Phykologe und Experte für Algenkulturen Prof. Dr. Ernst Georg Pringsheim (1881-1970), der der Verfasser der Bücher „Algenreinkulturen. – Jena (1954)“ und „Farblose Algen. Ein Beitrag zur Evolutionsgeschichte. – Stuttgart (1963)“ ist.

Prof. Dr. Alfred Rieth (1911-1997), der lange Zeit in Gatersleben arbeitete, untersuchte die Algenbesiedlung verschiedener Gewässer in Sachsen-Anhalt, beschrieb neue Schlauchalgen-Taxa und ist der Verfasser der Bücher: „Jochalgen (Konjugaten). Zieralgen und fädige Formen. – Stuttgart (1961)“ und „Xanthophyceae, 2. Teil. – Stuttgart oder Jena (1980)“ der „Süßwasserflora von Mitteleuropa“.

Und schließlich leistete Prof. Dr. Horst Herbert Handke (1913-2005), der Professor am Botanischen Institut der Universität Halle/Saale und Mitherausgeber der „Exkursionsflora von Deutschland, Band 1: Niedere Pflanzen“ war, mit seinen Untersuchungen im Süßen See einen Beitrag zur Erforschung der Algen in Sachsen-Anhalt.

Die lebenden Algologen und Limnologen (in alphabetischer Reihenfolge) waren und sind auf folgenden Gebieten tätig.

Dipl.-Biol. Holm Dietze (Uenglingen) ist der Verfasser der 1. Fassungen der Roten Liste und Checkliste der Armleuchteralgen von Sachsen-Anhalt und bearbeitete diese Makroalgen-Gruppe auch im Elbe-Gebiet

Durch den langjährigen Mitherausgeber der „Süßwasserflora von Mitteleuropa“ Dr. Hermann Heynig (Halle/Saale) liegen zahlreiche Untersuchungen der Besiedlung planktischer Algen in Talsperren (Helme-Staubecken: 6 Teile: 1968-2003, Wipper-Vorsperre, Nordhäuser Talsperre: 1962, 2004), im Süßen See (2 Teile: 2000, 2001), in Kleingewässern, in Auengewässern und in Braun-

kohlenrestgewässern (1961-1970: 6 Teile „Zur Kenntnis des Planktons mitteldeutscher Gewässer“; 1979-1989: 6 Teile „Interessante Phytoplankter aus Gewässern des Bezirkes Halle“; 1996-1999: 4 Teile „Planktologische Notizen“) vor, wobei auch mehrere Taxa-Neubeschreibungen und –Neukombinationen (z.T. mit Bohuslav Fott und Lothar Krienitz) veröffentlicht wurden.

Von Dr. habil. Lothar Krienitz (PH Köthen, jetzt: IGB Stechlin-Neuglobsow), der Mitherausgeber der „Süßwasserflora von Mitteleuropa“ ist, gibt es umfangreiche Untersuchungen und Beschreibungen der Algenflora von Teichen, von Kleingewässern, von Auengewässern und von der Elbe. Er ist auch Autor zahlreicher Taxa-Neubeschreibungen und –Neukombinationen aus dem Elbe-Gebiet (z.T. mit Hermann Heynig).

Prof. Dr. Volker Lüderitz und seine Mitarbeiter/Innen (FH Magdeburg) untersuchten im Rahmen gewässerökologischer Monitoring-Programme vor allem die Phytoplankton-Besiedlung von Auen-
gewässern.

Die Besiedlung von Gewässern und Mooren im Harz mit Kieselalgen und Zieralgen wurde von Hildegard Reinecke (Goslar) umfangreich dokumentiert.

Dr. Helmut Röncke (UFZ Magdeburg) untersuchte sowohl die Phytoplankton-Besiedlung des Arendsees als auch von weiteren Seen und von Braunkohlenrestgewässern in Sachsen-Anhalt.

Dr. Ilka Schönfelder (Büro für Diatomeenanalyse Neuenhagen) erfasste die benthische Diatomeen-Besiedlung von ausgewählten Fließgewässern im Rahmen von Untersuchungen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Prof. Dr. Hendrik Schubert (Universität Rostock; Mitherausgeber der „Charophytes of the Baltic Sea“) veröffentlichte Armleuchteralgen-Funde aus dem Gebiet des Salzhin Sees.

Im Mittelpunkt der Untersuchungen der planktischen und benthischen Mikro- und Makroalgenbesiedlung des Verfassers, Dr. Lothar Täuscher (IaG Seddiner See), standen und stehen verschiedene Kleingewässer, Auengewässer, Gräben und Fließgewässer im Elb-Havel-Winkel und die Elbe, die Havel, die Saale, die Schwarze Elster, die Weiße Elster und die Unstrut.

Ergebnisse und Diskussion

Ergebnisse

In Tabelle 1 sind die Taxa-Zahlen der Algen-Großgruppen (Stämme bzw. Klassen) und ihr Anteil am Gesamtbestand der Algenflora in Sachsen-Anhalt aufgelistet.

Tabelle 1: Algen-Taxa in Sachsen-Anhalt

Taxa	Anzahl	Prozent
Cyanophyta / Cyanobacteria / Nostocophyceae (Blaualgen / Cyanobakterien)	54	5,4 %
Chrysophyceae s.l. (Goldalgen im weitesten Sinne)	59	5,9 %
Haptophyceae = Prymnesiophyceae (Kalkalgen)	2	0,2 %
Xanthophyceae = Tribophyceae (Gelbgrünalgen)	50	5,0 %
Bacillariophyceae (Kieselalgen)	242	24,2 %
Rhodophyta / Bangiophyceae / Florideophyceae (Rotalgen)	7	0,7 %
Cryptophyta (Schlundgeißler)	13	1,3 %
Dinophyta (Panzergeißler)	16	1,6 %
Euglenophyta (Schönaugengeißler)	35	3,5 %
Chlorophyta s.l. (Grünalgen im weitesten Sinne)	522	52,2 %
Gesamt-Taxa-Zahl	1000	100 %

Mehr als die Hälfte der Algenarten sind Grünalgen im weitesten Sinne, während die Kieselalgen ein knappes Viertel des Gesamtartenbestandes bilden. Der Rest verteilt sich auf 8 weitere Algengruppen, wobei die Blaualgen/Cyanobakterien, die Goldalgen im weitesten Sinne, die Gelbgrünalgen und die Schönaugengeißler noch mit Taxa-Zahlen zwischen 35 und 59 vertreten sind (3,5 bis 5,9 % des Gesamtbestandes).

Folgende Taxa (in Fettdruck) wurden im Rahmen von Untersuchungen in Gewässern von Sachsen-Anhalt von Alexander Braun, Hermann Heynig, Lothar Krienitz und Alfred Rieth für die Wissenschaft neu beschrieben bzw. neu kombiniert:

Chrysophyceae s.l. (Goldalgen im weitesten Sinne)

***Chrysococcus skujae* Heynig 1961**

Xanthophyceae = Tribophyceae (Gelbgrünalgen)

Centritractus ellipsoideus Starmach

f. *excentricus* Krienitz et Heynig 1992

***Cetritractus selliferus* Krienitz 1987**

***Nephrodiella compacta* Krienitz 1987**

***Pleurogaster parvulus* Krienitz 1987**

***Pseudogoniocloris tripus* (Pascher) Krienitz et al. 1993**

Pseudostaurastrum hastatum (Reinsch) Chodat

var. *palatinum* (Schmidle) Krienitz et Heynig 1992

***Tetraedriella tumidula* (Reinsch) Krienitz et Heynig 1984**

***Tetradriella verrucosa* (G.M. Smith) Krienitz et Heynig 1992**

***Vaucheria hercynica* Rieth 1974**

***Vaucheria lüi* Rieth 1959**

et var. *bispora* Rieth 1959

Vaucheria prolifera Dangegeard

var. *reticulospora* Rieth 1974

Chlorophyta s.l. (Grünalgen im weitesten Sinne)

Amphikrikos buderii (Heynig) Hindak = ***Siderocelis buderii* Heynig 1965**

***Amphikrikos heynigii* Krienitz 1986**

Amphikrikos nanus (Fott et Heynig) Hindak = ***Siderocelis nana* Fott et Heynig 1961**

***Amphikrikos variabilis* Krienitz 1998**

***Chara intermedia* A. Braun 1859**

Closteriopsis longissima (Lemmermann) Lemmermann

var. *gigantea* Heynig 1980

***Coenochloris granulata* Krienitz 1986**

Coenocystis planctonica Korschikoff var. *hercynica* (Heynig) Fott = *Coenocystis hercynica* (Heynig) Hindak,

= ***Gloeocystis hercynica* Heynig 1962**

Crucigenia smithii (Bourr. et Manguin) Komarek

var. *tetraverruca* (Hortobagyi) Krienitz 1987

***Dactylosphaerium granulatum* Krienitz 1987**

***Geminella verrucosa* Krienitz 1988**

Granulocystis coronata (Lemmermann) Hindak var. *elegans* (Fott) Komarek

f. *simplex* Heynig 1970

f. *nanoides* Heynig 1970

f. *irregularis* Heynig 1970

Hortobagyiella verrucosus (Heynig) Hindak = ***Stichococcus verrucosus* Heynig 1967**

***Monoraphidium neglectum* Heynig et Krienitz 1982**

***Monoraphidium pseudobraunii* (Belcher et Swale) Heynig 1979**

***Monoraphidium terrestre* (Bristol) Krienitz et Klein 1988**

***Nannochloropsis limnetica* Krienitz, Hepperle, Stich et Weiler 2000**

Oocystis submarina Lagerheim

var. *stelligera* Heynig 1962
Raphidocelis pseudomucosa Krienitz 1986
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat
f. *contortus* Krienitz 1987
Scenedesmus costato-granulatus Skuja
var. *elegans* (Hortobagyi) Hegewald et Krienitz 1993
= *Desmodesmus costato-granulatus* (Skuja) Hegewald
var. *elegans* (Hortobagyi) Hegewald
Scenedesmus falcatus Chodat
f. *globosus* (Hortobagyi et Nemeth 1963) Krienitz 1987
Scenedesmus grahneisii (Heynig) Fott = *Desmodesmus grahneisii* (Heynig) Hegewald,
= ***Didymocystis grahneisii* Heynig 1962**
Scenedesmus opoliensis P. Richter
var. *delicatissima* (Masjuk) Krienitz 1990
= *Desmodesmus opoliensis* (P. Richter) Hegewald
var. *delicatissima* (Masjuk) nov. comb. mihi
Scenedesmus pseudobernardii (G.M. Smith) Comas et Komarek
f. *procerus* (Hortobagyi) Krienitz 1987
f. *globosus* (Hortobagyi) Krienitz 1987
Selenastrum gracile Reinsch
var. *westii* Krienitz 1985
Siderocelis granulata (Heynig) Komarek = *Choricystis granulata* (Heynig) Fott,
= *Raphidocelis granulata* (Heynig) Hindak, = ***Coccomyxa granulata* Heynig 1967**
Tetrastrum delicatospinosum Krienitz et Wachsmuth 1991

Diskussion

Verschiedene Gewässer in Sachsen-Anhalt sind „locus classicus“ für zahlreiche Taxa-Neubeschreibungen von Alexander Braun, Hermann Heynig, Lothar Krienitz und Alfred Rieth (s.o.). Bei weiteren Untersuchungen zur Algenflora sind besonders die (benthischen) Kieselalgen noch umfangreicher zu bearbeiten (real 242 Arten versus geschätzt 330 Arten, vgl. Täuscher 2004a), auf die in Sachsen-Anhalt noch nicht nachgewiesenen limnischen Braunalgen (*Heribaudiel-la fluviatilis*, *Pleurocladia lacustris*) eine besondere Aufmerksamkeit zu lenken und auch auf wärmeliebende Neophyten als Störzeiger (z.B. *Anabaena bergii*, *Aphanizomenon aphanizomenoides*, *Compsopogon*-Taxa, *Cylindrospermopsis raciborskii*) ist bei weiteren Erfassungen zu achten, da diese zunehmend unsere Gewässer besiedeln. Das Vorkommen von Algen der Roten Listen (Bundesamt für Naturschutz 1996, Täuscher 2004a, b) ist umfangreich zu dokumentieren. Knapp die Hälfte der in Sachsen-Anhalt nachgewiesenen Algenarten wurden auch in der Elbe und ihren Auengewässern gefunden: 475 Arten (= 47,5 %) (s. Täuscher 2001).

Die vorliegende Checkliste der Algen von Sachsen-Anhalt reiht sich in die Check- und/oder Taxa-Listen vom Bundesamt für Naturschutz (1996), Mauch et al. (2003), Mischke & Behrendt (2007) für Deutschland und die ausgezeichnete Algenflora von Berlin und Hamburg (s. Geissler & Kies 2003, Geissler et al. 2005) ein. Auch für Sachsen wird eine entsprechende Liste erarbeitet werden, wie dies von Doege (1998) als Zielstellung genannt wird.

Danksagung

Herrn Dr. Dieter Frank vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt danke ich für die gute Zusammenarbeit während den langjährigen Erfassungen und Zusammenstellungen zur Algenflora von Sachsen-Anhalt und helfende kritische Hinweise zur Checkliste. Mein besonderer Dank gilt den Herren Dr. Hermann Heynig und Dr. habil. Lothar Krienitz, die mir über viele Jahre ihre

Schriften zur Algen-Besiedlung zur Verfügung stellten und in vielen fachlichen Fragen sehr kollegiale Berater und Freunde sind. Deshalb widme ich ihnen diese Arbeit anlässlich ihrer 85. (H. H.) bzw. 60. (L. K.) Geburtstage im Jahr 2009.

Literatur

- Bundesamt für Naturschutz (ed.) (1996): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen Deutschlands (Mollenhauer, D. & A. Gutowski: Zu den Roten Listen der Algen Deutschlands; Schmidt, D., K. van de Weyer, W. Krause, L. Kies, A. Garniel, U. Geissler, A. Gutowski, R. Samietz, W. Schütz, H.-Ch. Vahle, M. Vöge, P. Wolf & A. Melzer: Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands; Knappe, J., U. Geissler, A. Gutowski & G. Friedrich: Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands; Mollenhauer, D.: Rote Liste der Schlauchalgen (Vaucheriaceae) Deutschlands; Lange-Bertalot, H.: Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands; Gutowski, A. & D. Mollenhauer: Rote Liste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands). – *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 28: 527-576; 609-708.
- Doege, A. (1998): Zum Stand der Kenntnis der Algenflora Sachsens. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1997* (Frankfurt a. Main), Bd. I: 386-390.
- Geissler, U. & L. Kies (2003): Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. – *Nova Hedwigia, Beiheft* 126: 1-777.
- Geissler, U., W.-H. Kusber & R. Jahn (2005): Die Algenflora Berlins: Datenlage und Praxisrelevanz. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2004* (Potsdam): 447-451.
- Krienitz, L. & L. Täuscher (2001): Algen (excl. Charophyceae). – In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt: Landschaftsraum Elbe. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft* 3, Teil 2: 207-213; Teil 3: 707-709. <http://www.mu.sachsen-anhalt.de/start/fachbereich04/artenschutz/absp-elbe.htm>
→ Kapitel 4/Teil 2: Pflanzenarten; Kapitel 9: Anhang
- Mauch, E., U. Schmedtje, A. Maetze & F. Fischer (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – *Informationsber. Bayer. Landesamt Wasserwirtsch.* 1/03: 1-388
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/taxa/
- Mischke, U. & H. Behrendt (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. – Berlin (WeißenseeVerlag).
- Täuscher, L. (2001): Die aquatische Mikro- und Makrophyten-Besiedlung der Mittel- und Unterelbe und ihrer Auengewässer im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ (Brandenburg, Sachsen-Anhalt). – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000* (Magdeburg): 127-130.
- Täuscher, L. (2004a): Rote Liste der Algen des Landes Sachsen-Anhalt [1. Fassung Algen excl. Armleuchteralgen, Stand: Februar 2004; 2. Fassung Armleuchteralgen, Stand: Februar 2004]. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 39: 34-42.
http://www.mu.sachsen-anhalt.de/start/fachbereich04/artenschutz/files/034-042_2004_rl_sachs_anh_algen.pdf
- Täuscher, L. (2004b): Neubearbeitung der Armleuchteralgen (Charales) als Bestandteil der Roten Liste der Algen des Landes Sachsen-Anhalt (Deutschland). – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 13: 139-146.
<http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#13>
- Täuscher, L. (2008): Checkliste der Algen in Sachsen-Anhalt [1. Fassung (2. Fassung Armleuchteralgen), Stand Dezember 2007]. – In: Frank, D. & V. Neumann (eds.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsens-Anhalts: im Druck.

ACKERMANN, J., G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Kleinskalige Variabilität der Phosphat-Konzentrationen im Sediment-Porenwasser des Flachlandflusses Spree und eines Altarm	413
ANU MBUNYA, C., S. MUMMERT, B. NIXDORF & J. RÜCKER: Invasive versus native Nostocales – Germination experiments with akinetes of <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> and <i>Aphanizomenon</i> spp. in natural sediment samples	364
BAER, J. & A. BRINKER: Sind die Wiederfang- und Wachstumsraten von besetzten und angestammten Bachforellen (<i>Salmo trutta</i> L.) dichteabhängig?	324
BASEN, T. & D. MARTIN-CREUZBURG: Wachstum der invasiven Süßwassermuschel <i>Corbicula fluminea</i> – Einfluss essentieller Lipide	525
BAUM, S. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher Kleingewässer entlang eines Tieflandbaches	93
BECHER, P. G. & F. JÜTTNER: Neurophysiologische Aktivität als cyanobakterielle Abwehr gegen Herbivorie in Biofilmen	529
BECKER, J., CH. ORTMANN & J. H. E. KOOP: Der Energiestoffwechsel bei Amphipoden – Ein Vergleich des neozoen <i>Dikerogammarus villosus</i> mit dem einheimischen <i>Gammarus fossarum</i>	532
BEECK, P., E. LAGES, ST. STOLL, H. HOFMANN, R. ECKMANN & P. JATTEAU: Der Einfluss von Oberflächenwellen und Bodensubstrat auf die Ei- und Larvenentwicklung von Maifischen (<i>Alosa alosa</i>)	329
BERGHAHN, R., S. MOHR, V. HÜBNER, R. SCHMIEDICHE & ST. LOTH: Hallen-Mesokosmenversuche zur Wirkung von Insektiziden in Fließgewässern– Experimente zum Design und zur Methodenoptimierung	543
BERNIES, D. & A. BRINKER: Befallssituation des Europäischen Aals mit dem neozoen Schwimmblasenwurm <i>Anguillicoloides crassus</i> im Bodensee-Obersee: Rückblick über die letzten 20 Jahre	369
BRINKER, A. & H. B. STICH: Die Oligotrophierung des Bodensees: Modellierung der Chlorophyll-a Abnahme (1980-2004)	110
BRUCKNER, CH. G. & P. G. KROTH: Interactions between Diatoms and Bacteria from phototrophic Biofilms of the littoral Zone of Lake Constance	114
CHUCHOLL, CH., H. B. STICH & G. MAIER: Konkurrenz zwischen zwei Neozoen: Verdrängungs-Mechanismen zwischen Kamberkrebs (<i>Orconectes limosus</i>) und Kalikokrebs (<i>O. immunis</i>)	375
DENEKE, R.: Verstärkte Ausbreitung parasitischer Ellobiopsiden (Dinoflagellata) auf Copepoden – Erste Funde in Deutschland	260
DETHLEFS, A., W. DREYER & H. BRENDENBERGER: Libellenlarven in der Edelkrebszucht - Räuber oder Beute?	557
DIETZ, S. & D. LEBMANN: Geochemische Untersuchungen an Sinkstoffen und in Porenwässern meromiktischer Seen	418
DITSCHKE-KURU, P. & J. H. E. KOOP: Morphologische Anpassungen von Heptageniiden-Larven (Ephemeroptera) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit im Habitat	282

DONNER, M. & R. ECKMANN: Tagesperiodische Vertikalwanderung von Trübsenlarven (<i>Lota lota</i>) als Anpassung zur Optimierung des Wachstums im Bodensee	334
DZIALLAS, C. & H.-P. GROSSART: Temperature influence on community structure of bacteria associated with cyanobacteria (<i>Microcystis aeruginosa</i>)	423
EFFENBERGER, M.: Einfluss von Hochwasser-Störungen und biotischen Interaktionen auf die kleinräumige Verteilung von Fließgewässerinvertibraten	12
EGGERS, TH. O. & A. MARTENS: Limnische Neozoa in Deutschland: Verbreitungsmuster und Ausbreitungstrends	378
FROST, U.: Limnologische Untersuchungen der Ruhrverbandstalsperren – Trophiesituation unter besonderer Berücksichtigung der außergewöhnlichen meteorologischen Verhältnisse 2007	141
FUCHS, A. & H. J. HAHN: Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg	51
FUNCKE, A., M. FRIEDEL, S. RAUB & K. M. WANTZEN: Interaktionen zwischen aquatischen Zersettern auf Laub	20
GABEL, F., ST. STOLL, X.-F. GARCIA, M. PUSCH & P. FISCHER: Schiffs- und windinduzierte Wellen beeinflussen die Nahrungsaufnahme juveniler Cypriniden	338
GERGS, R., A. J. HANSELMANN, CH. ABMANN & K.-O. ROTHHAUPT: Syn- und autökologische Untersuchungen von <i>Limnomyx benerdeni</i> im Bodensee	382
GIES, M. & A. LORENZ: Revitalisierung eines Uferabschnitts am Rhein – Auswirkungen auf die Biozönose	466
GRABOW, K., G. SCHOOLMANN & A. MARTENS: Epizoen auf in Deutschland eingeschleppten Flusskrebsen	386
GRAEBER, D. & M. PUSCH: Reaktion des Makrozoobenthos der Spree auf Durchflussverringern in Trockenjahren	287
GROSSART, H.-P., C. DZIALLAS & K. TANG: Effekte von Futter und Umwelt auf die bakterielle Diversität von Zooplankton	263
GROBE, N.: Bewertungsverfahren für Talsperren auf Basis der Biofiltration zur Ableitung von fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen	146
GRÜNEBERG, B., A. KLEEGERG & A. B. CUNDY: Phosphorus loading and sedimentary accumulation in a dimictic lake, Scharmützelsee, NE Germany	428
GRÜNER, N., J. FREUND, M. BOERSMA & K. WILTSHIRE: Können artspezifische Wachstumsbedingungen für Repräsentanten der Phytoplanktongesellschaft in den Helgoland Reede Daten gefunden werden?	227
GUM, B., S. ECKENFELS & A. BRINKER: Veränderung der genetischen Variabilität der Blaufelchenpopulation des Bodensees: eine DNA Studie an archivierten Schuppenproben (1932-2006)	120
HANSELMANN, A. J., R. GERGS & K.-O. ROTHHAUPT: Saisonale Änderungen des Life-Cycle von <i>Limnomyx benerdeni</i> im Bodensee	390

HARRER, D. & J. BEHRMANN-GODEL: Habitatbezogene Unterschiede in der Parasitierung von Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>) und Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>) als Hinweis auf lokale Adaptation im Bodensee	343
HAVENSTEIN, N., C. LOREY & ST. KOENEMANN: Ökotoxizität pharmakologisch wirksamer Substanzen in gereinigten Abwässern	548
HEINZ, K. & P. MARTIN: Limnofaunistische Untersuchungen zur Typologie von Kleingewässern im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins	98
HILLERT, K., S. ROLINSKI & J. BENNDORF: Biotisch oder abiotisch – Einfluss hydrologischer Ereignisse auf die Partikelzusammensetzung in einer oligotrophen Talsperre	433
HOEHN, E., U. RIEDMÜLLER, D. LEBMANN & B. NIXDORF: Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie natürliche Mittelgebirgsseen und Sondertypen mit Phytoplankton nach EG Wasserrahmenrichtlinie	489
HOFMANN, H.: Eigenschaften und Bedeutung von wind- und schiffsinduzierten Oberflächenwellen im Litoral des Bodensees	2
HOFMANN, H., A. LORKE & F. PEETERS: Wellen-induzierte Variabilität des Unterwasser-Lichtklimas	182
HORN, H.: Die Zusammensetzung der Frühjahrsmassenentwicklung in der Talsperre Saidenbach – Langzeittrend und Steuergrößen	151
HORN, W.: Langzeitdynamik planktischer Crustaceenpopulationen in der Talsperre Saidenbach – Tendenzen und mögliche Einflußgrößen	156
HÜLSMANN, ST., K. RINKE & W. M. MOOI: Konkurrenz im Zooplankton: Einfluss größenselektiver Prädation und Räuber-induzierter Änderungen der life history	268
HUPFER, M., F. GOHR & A. KLEEGERG: Zustandsanalysen und Prognosen vor dem Einsatz chemischer Fällmittel zur Trophiesenkung: Fallstudie Arendsee	211
HUSSNER, A.: Photooptische Gaswechsellmessungen an submersen Pflanzen - Methodik, Ergebnisse, Zukunftsperspektiven	562
JÄHNIG, S. C., C. QINGHUA, D. N. SHAH & D. HERING: Entwicklung eines Gewässerbewertungssystems für die Region Yichang in China – Erste Ergebnisse	494
KABUS, T.: Verbreitung submerser Makrophyten in den Weichwasserseen des brandenburgischen Jungmoränenlandes. Erste Ergebnisse	188
KAHLISCH, L., K. HENNE, L. GROEBE, J. DRAHEIM, M. G. HÖFLE & I. BRETTAR: Who is alive and who is dead? – A question of general relevance for aquatic bacteria and of special relevance for drinking water	567
KAIL, J. & M. HALLE: Die „Strahlwirkung“ in Fließgewässern: Wunsch oder Wirklichkeit? - Eine Untersuchung zum Nachweis und zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässerabschnitten ober- und unterstrom auf den lokalen biologischen Zustand des Makrozoobenthos	499
KIRSTEIN, K.-G. & P. MARTIN: Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) - ihre Funktion als Wehrdrüsen	571

KLEEGERG, A., M. HUPFER, G. GUST, I. SALKA & H.-P. GROSSART: Einfluss periodischer Sedimentresuspension auf die Sediment/Wasser-Kontaktzone, die Phosphortransformation und die Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaft	440
KLINGENBERG, K.: Naturschutz- und Fischereirechtsaspekte bei Fang und Aneignung heimischer Arten geschützter und nicht geschützter Wirbelloser	576
KLITZKE, S., S. APELT & I. CHORUS: Retardation und Abbau von Cylindrospermopsin in der Sedimentpassage	445
KNOCH, S., N. KASCHEK, E. I. MEYER & F. J. A. DANIELS: Ohne Moos nix los! Die Bedeutung von Wassermoosen für Makroinvertebraten in einem temporären Fließgewässer	25
KRAETZ, D. A., R. B. IBISCH, S. NERGUI, S. AVYLUSH, G. ENKHBAYAR & D. BORCHARDT: Gold-Tagebau und der Einfluss multipler Stressoren auf aquatische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern der Mongolei	293
KRÄMER, F., C. LOREY & S. KOENEMANN: Summarische Auswirkungen anthropogen eingetragener Spurenstoffe auf verschiedene Organismen der Fließ- und Grundgewässer	551
KRÜTTGEN, B., F. MÜLLER, N. KASCHEK, E. I. MEYER & P. GÖBEL: Ökologische Charakterisierung der Wirbellosen in den Quellen der Baumberge	55
KÜMMERLIN, R.: 100 Jahre Phytoplankton-Untersuchungen am Bodensee	125
KUNDINGER, F. & R. ECKMANN: Der Lipidgehalt von Flussbarschen des Bodensees im Jahresverlauf	130
KUSBER, W.-H., E. ZIPPEL, P. KELBERT, J. HOLETSCHEK, A. GÜNTSCH & W. G. BERENDSOHN: Europäische Beobachtungs-, Multimedia- und Belegdaten in Internetportalen (GBIF und SYNTHESIS/BioCASE/EDIT) für die limnologische Forschung: Stand, Potential und Qualitätssicherung	581
LANGE, K., A. LIESS, J. PIGGOTT, C. KILROY, CH. MATTHAEI & C. TOWNSEND: Nutrients, light and grazing interact in determining a benthic algal community	298
LANGKAU, M. & J. BORCHERDING: Fischräuber versus Planktonfresser. Wie beeinflussen morphologische Veränderungen das ökologische Leistungspotential	348
LEHRMAN, ST., ST. U. PAULS & P. HAASE: Genetic population structure of the montane caddisfly <i>Chaetopterygopsis maclachlani</i> Stein, 1874: First results	304
LEWANDOWSKI, J. & M. HUPFER: Wirkt sich Meromixie positiv oder negativ auf die Trophie aus? Fallbeispiel Burgsee	216
LIPINSKI, A. & E. KIEL: Vergleichende Untersuchung der aquatischen und semiaquatischen Fauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens	103
LORENZ, A., C. ANTONS, TH. KORTE, M. PASTER, A. SUNDERMANN & P. HAASE: Wie reagieren Fische und Makrophyten auf Renaturierungsmaßnahmen?	471
MÄCK, A., R. RÖSCH & E. MÜLLER: The Diet of the Bleak (<i>Alburnus alburnus</i>) in the Upper Lake Constance	135
MÄHLMANN, J., U. WERNKE, U. KÖNIG & J. BORCHERDING: Technische Textilien zur (Wieder-) Herstellung von aquatischen Lebensräumen	221
MAIER, G. & H.-B. STICH: Wie genau ist genau? Biomassenberechnung beim Zooplankton	273

MARTENS, A., K. GRABOW & G. SCHOOLMANN: Die Quagga-Muschel <i>Dreissena rostriformis bugensis</i> am Oberrhein: der Beginn einer Invasion	393
MARTIN, P.: Wassermilbenlarven als Insektenparasiten - Zum Stand ihrer Bearbeitung in Europa	586
MISCHKE, U. & B. NIXDORF: Was wäre wenn: Phytoplankton-Bewertung nach EU-WRRL und Klimawandelszenarios	231
MÜLLER, F., B. KRÜTTGEN, N. KASCHEK, P. GÖBEL & E. I. MEYER: Vom Wert der Artenvielfalt – eine Bewertung von Quellen in den Baumbergen nach ihrer Struktur und Fauna	61
NIXDORF, B., F. VEDDER, J. POLTZ & O. MIETZ: Ressourceneffizienz (Chla/TP) des Phytoplanktons und Lichtregime in Flachseen	236
NORF, H.: Steuerung von Ciliatenbiofilmen durch Ressourcenverfügbarkeit und Temperatur	7
PÄTZ, P., S. ROLINSKI, N. SCHEIFHACKEN, S. JÄHNICHEN & J. BENNDORF: Solo, Quartett oder Orchester? Koloniebildung bei <i>Asterionella formosa</i> und ihr Erscheinungsbild im Größenspektrum	242
PETERSEN, R., S. BERKHOFF, J. BORK & H. J. HAHN: Grundwasserfauna als Bioindikator im Bereich einer Uferfiltrationsanlage in Südkorea	66
PETZOLDT, TH.: Simecol: Prototypen-Ansatz und Softwarepaket für die Modellierung ökologischer Systeme	591
POTTGIESSER, T., J. KAIL & M. REHFELD-KLEIN: Das „gute ökologische Potenzial von Wasserstraßen“ - Methodisches Vorgehen eines maßnahmenorientierten Ansatzes am Beispiel der Qualitätskomponente Makrozoobenthos	504
REISS, M. & CH. OPP: Multi-Habitat-Sampling zur Erfassung und Typisierung von Quellgewässern	71
RID, S., J. HESSELSCHWERDT & E. M. GROSS: Induziert <i>Lymnaea stagnalis</i> Verteidigungsmechanismen in <i>Myriophyllum spicatum</i> ?	30
RÖDIGER, S., B. KÖNIG, A. ANLAUF & J. KOOP: Einfluss der Abflussdynamik auf die Jungfischgemeinschaften in Buhnenfeldern der mittleren Elbe	352
ROLINSKI, S., TH. PETZOLDT & J. BENNDORF: Ablassen oder Aufstauen? - Mit Hilfe von Modellen und Beobachtungen zu einer integrierten Talsperrenbewirtschaftung	161
RÖNICKE, H., O. BÜTTNER, M. SCHULTZE & P. HERZSPRUNG: Abundanzdynamik und interne Nährstoffversorgung der Litoralbestände submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche	193
ROSKOSCH, A., S. JORDAN, N. HETTE, R. BUCHERT, A. KHALILI, M. REZAMORAD, G. NÜTZMANN, M. HUPFER & J. LEWANDOWSKI: Die Wirkung von <i>Chironomus plumosus</i> (Diptera: Chironomidae) auf Transportprozesse in limnischen Sedimenten	449
ROTHER, A., M. PITSCH & ST. HÜLSMANN: Schlüpfriige Angelegenheit: Welche Bedeutung hat der Schlupf von <i>Daphnia</i> aus Dauereiern?	35
RYCHLA, A., M. HUPFER & P. KASPRZAK: Enclosure-Experimente zu den Auswirkungen des Phosphor-Angebotes und Nahrungsketten-Manipulation auf die Phosphor-Sedimentation in einem geschichteten See	455

SACHSE, R., L. PAUL & TH. PETZOLDT, W. HORN & H. HORN: Klimaeffekte auf die Entwicklung von Daphnienpopulationen: Modellsimulationen und Freilandmuster	167
SCHÄFFER, M., R. IBISCH & D. BORCHARDT: Invertebrate Lebensgemeinschaften als Indikatoren für Landnutzungseffekte im Norden der Mongolei	308
SCHEIFHACKEN, N. & K.-O. ROTHHAUPT: Wellendynamik im Litoral – Auswirkungen auf das Benthos	199
SCHLAG, L., R. GERGS & K.-O. ROTHHAUPT: Ammonium- und pH-Toleranz zweier Amphipodenarten im Bodensee	397
SCHMIDT, S., TH. WEBER & J.-U. KREFT: How do nutrition and temperature influence the growth of simplified groundwater assemblages? Simulations on the platform iDynoMiCs	76
SCHNEIDER, J., M. AVRAMOV, C. WINKELMANN & J. BENNDORF: Benthisches Grazing – ein Werkzeug zur Eutrophierungssteuerung in Fließgewässern?	40
SCHÖL, A., W. BLOHM, A. BECKER & H. FISCHER: Untersuchungen zum Rückgang hoher Algenbiomassen im limnischen Abschnitt der Tideelbe	248
SCHÖLL, F. X. & B. KÖNIG: Neobiota und Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie	401
SCHOOLMANN, G., K. GRABOW & A. MARTENS: Von Sternschnuppen und Farnfressern: weniger bekannte Neozoen des Oberrheins	407
SCHULZ, C.-J.: Methoden zur biologisch basierten Bewertung salzbelasteter Fließgewässer: Ein Überblick	597
SCHULZE, T., ST. HÜLSMANN, R. RADKE, U. KAHL, M. PITSCH & J. BENNDORF: Langzeit Biomanipulation in der Talsperre Saidenbach: Ein gescheitertes Experiment?	172
SCHÜTZ, W., M. ADLMÜLLER & P. POSCHLOD: Vegetation und Diasporenbank in Gewässern der Oberrheinaue	313
SCHWEDER, H., TH. GRÜNEBAUM & M. WEYAND: Maßnahmenwahl nach ökologischer Kosteneffizienz – von der Angebotsplanung zur Maßnahmenplanung gemäß EG-WRRRL am Beispiel eines Mittelgebirgsbaches im Ruhreinzugsgebiet	513
SEHMISCH-BARTEL, M., A. MEERHEIM, M. ZEIDLER, N. KASCHEK & E. I. MEYER: Makrozoobenthoszönosen eines temporären Fließgewässers der Paderborner Hochfläche: Besiedlungsstruktur und Anpassungsstrategien in der Alme	318
SEIBT, CH., E. HAMANN, A. ROSKOSCH, G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Modellierung der von Chironomiden induzierten Austauschprozesse zwischen Sediment und Freiwasser	476
STEIN, H., A. FUCHS & H. J. HAHN: UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen	81
STICH, H. B. & G. MAIER: Catch as catch can –die Fangeffizienz von Netzen unterschiedlicher Geometrie und Maschenweite	276
TÄUSCHER, L.: Die Algenflora des Landes Sachsen-Anhalt – ein zusammenfassender Überblick	602
TIMLER, A., S. HILT & J. KÖHLER: Fische steuern Makrophytenabundanz? Effekte einer Fisch-Invertebraten-Kaskade auf die beschattende Wirkung des Epiphytons	45

TREMP, H.: Geostatistische Analyse der Strahlwirkung in Fließgewässern am Beispiel der Wasserpflanzen	518
VÁRI, Á. & V. TÓTH: Der Einfluss verschiedener Umweltgradienten im Plattensee auf die Morphologie von <i>Potamogeton perfoliatus</i>	205
VÖLKER, J., M. FUNKE & D. BORCHARDT: Einflüsse von Talsperren auf die ökologische Qualität und das hyporheische Interstitial von Fließgewässern am Beispiel der Weißeritz (Sachsen) und der Eder (Hessen)	86
WEISCHER, K., E. I. MEYER & N. KASCHEK: Totholz in der Gewässerrenaturierung – Auswirkungen von Sturzbäumen auf Besiedlung und Habitatcharakteristik am Beispiel eines sandgeprägten Tieflandflusses	482
WICKS, S. & E. GROSS: Einfluss der Kohlenstoffquelle auf bakterielle Biofilme	537
WIEHLE, I.: Phytoplanktonentwicklung in einem hocheutrophen, polymiktischen Flachsee während einer Restaurationsmaßnahme (Großer Seddiner See)	253
WIERZCHOWSKI, F. & R. ECKMANN: Inter- und intraspezifische Nahrungskonkurrenz zwischen Flussbarsch, Kaulbarsch und Amerikanischem Kamberkrebs	358
ZEIS, B., W. HORN, U. GIGENGACK, R. PIROW & R. J. PAUL: Änderungen der Genotypstruktur der Daphnienpopulation in der Talsperre Saidenbach nach dem ersten eisfreien Winter: Einfluss der Überwinterungsstrategie	177