

(German Limnological Society)

Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011

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

Weihenstephan, 12. Sept. - 16. Sept. 2011

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Weihenstephan 2011
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2012

Redaktion und Layout:
Geschäftsstelle der DGL, Dr. J. Bäthe, Dr. Eckhard Coring & Ralf Förstermann

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

ISBN-Nr. 978-3-9813095-2-2

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

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

DGL - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan) - Inhaltsverzeichnis

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
LAUDATIO	**1**
HAMM, A.: Günther Friedrich zum 75. Geburtstag	2
DGL NACHWUCHSPREIS 2011	**7**
BRAUNS, M., M. BRABENDER, M. PUSCH & M. WEITERE: BENTHISCHE NAHRUNGSNETZE - EIN SPIEGEL DER ANTHROPOGENEN BELASTUNG VON LIMNISCHEN ÖKOSYSTEMEN	8
GERGS, R.: Interspezifische Auswirkungen von invasiven Invertebraten: Einfluss der Zebramuschel auf das benthische Nahrungsnetz im Bodensee	13
DZIALLAS, C.: Auswirkungen globaler Erwärmung auf Cyanobakterien – Toxinproduktion und begleitende Bakterienflora	18
POSTERPRÄMIERUNG 2011	**23**
DREES, M., B. SCHWERDT & ELISABETH I. MEYER: Zeitlicher und räumlicher Verlauf der Einwanderung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda) auf der Paderborner Hochfläche	24
FIEDLER, D., H.-P. GROSSART, E. ZWIRNMANN & J. KÖHLER: DON - die vergessene Stickstoffquelle	28
GEISMAR, J., J. SAUER, P. HAASE & C. NOWAK: Genetische Populationsstruktur der Köcherfliege Drusus discolor (Rambur, 1842) in zwei deutschen Mittelgebirgen	33
KNAPPERTSBUSCH, K., M. DREES & E. I. MEYER: Invasionsgeschichte von Echinogammarus berilloni (Catta, 1878) in Nordrhein Westfalen	37
MEWES, D., C. WINKELMANN, J. H. E. KOOP & J. BENNDORF: Biofilm: Wachstum am Limit	43
SCHÜMANN, M., U. RAEDER & A. MELZER: Die Invasion von Wasserpflanzen als Folge des Klimawandels - ein geplantes Vorhersagemodell für die Gefährdungsanfälligkeit stehender Gewässer in Bayern	49
PHYTOPLANKTON	**53**
RÖNICKE, H., M. PITSCH, F. GOHR & M. HUPFER: Langzeituntersuchungen zur Phytoplanktondynamik im hocheutrophen Arendsee	54
TÄUSCHER, L.: Entwicklung des Phyto-See-Index zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 26 Seen Nordbrandenburgs zwischen 2007 und 2010	58

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
MAKROPHYTEN	**64**
ECKERT, N., U. RAEDER & A. MELZER: Reaktionen von Starklicht- und Schwachlicht-Makrophyten auf Veränderungen des Lichtklimas	65
FALUSI, E., V. K. SIPOS & K. PENKSZA: Macrophyte monitoring in the Danube-Tisza interfluve canal system, Hungary	70
HOFFMANN, M., A. GONZALES, U. RAEDER & A. MELZER: Experimentelles Management von Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii durch Beschattung mit biologisch abbaubaren Jutematten	75
KLEIN, T., U. RAEDER & A. MELZER: Die Keimungsbedingungen von Najas marina ssp. intermedia als Einflussfaktor für die Ausbreitung	81
RÖßLER, S., P. WOLF, TH. SCHNEIDER & A. MELZER: Multispektrale Fernerkundung invasiver Makrophyten	86
SCHWEINITZ, PH. & P. POSCHLOD: Untersuchungen zum Regenerationspotential der Makrophyten eines kalkreichen Fließgewässers (Moosach); Die Diasporendrift	92
SCHWEINITZ, PH., P. POSCHLOD, G. H. ZELTNER & A. KOHLER: Langzeitmonitoring (1970 - 2010) zur Verbreitung der Makrophyten im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene)	98
WOLF, P., S. RÖßLER, TH. SCHNEIDER & A. MELZER: Abschätzen der Pigment-Zusammensetzung von submersen Makrophyten durch UW-Spektroskopie	104
WOLF, TH. & M. BARCHMANN: Hydrodynamische Simulationen in einem extremen Flachwassersee – Beispiel Federsee	109
MAKROZOOBENTHOS	**114**
DITSCHE-KURU, P. & ST. N. GORB: Vergleich respiratorischer und haftungsbezogener Kiemenblättchen-Bewegungen bei rheophilen Eintagsfliegenlaren	115
GRABOW, K. & A. MARTENS: Ist die heutige Theodoxus-Form im Rhein ein schützenswertes Relikt oder ein kryptisches Neozoon?	120
HARRISON, M. C., M. LIEBERT, M. WEISS, J. N. MACHER, R. TOLLRIAN & F. LEESE: Konnektivität zwischen Bachoberlauf-Populationen im Mittelgebirge: Populationsgenetische Untersuchungen an Gammarus fossarum und Sericostoma personatum	124
KUEMMERLEN, M., B. SCHMALZ, S. DOMISCH, J. KIESEL, N. FOHRER, Q. CAI & S. C. JÄHNIG: Integration of hydrologic variables in species distribution models of stream benthic macroinvertebrates: two case studies	129
MEERHEIM, A., P. MARTIN & H. BRENDELBERGER: Welche abiotischen und biotischen Faktoren beeinflussen das Vorkommen von Astacus astacus (Linnaeus, 1758) in kleineren Fließgewässern des östlichen Hügellandes (Schleswig-Holstein)?	134
MILER, O., M. BRAUNS, M. PUSCH & J. BÖHMER: AESHNA — Ein Verfahren zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie	139
SONDERMANN, M., M. GIES, D. HERING & CH. K. FELD: Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet. Teil 1: Entwicklung der Modelle	144

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
GIES, M., M. SONDERMANN, D. HERING & CH. K. FELD: Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet Teil 2: Validierung/Prognosefähigkeit	150
WIĘCEK, M., P. MARTIN & M. GĄBKA: Ecology and faunistics of water mites (Hydrachnidia, Acari) of peatland microhabitats in north-western Poland	156
WILLKOMMEN, J. & ST. N.GORB: Funktionsprinzip der Haltezangen bei Männchen der Kleinlibelle Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	161
FISCHÖKOLOGIE	**165**
HEIMANN, W., D. FUTTERER, H. SCHULZ, R. GERGS & R. SCHULZ: Der Einfluss von Uferstrukturen auf die elektrofischereiliche Erfassung der Fischfauna in Rheinnebengewässern	166
LEßMANN, D. & B. GRÜNEBERG: Chemische Neutralisation eines sauren Tagebausees als Vorbereitung für die fischereiwirtschaftliche Nutzung	171
METZNER, K., R. GERGS & TH. SCHMIDT: Genetische Charakterisierung verschiedener Bachforellenpopulationen, Salmo trutta (L.), des Pfälzerwalds	176
PRAWITT, O.: Von tollkühnen Barschen (Perca fluviatilis L.) und feigen Plötzen (Rutilus rutilus (L.)): Ist die strukturelle Komplexität von Makrophytenbeständen tatsächlich der Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen?	181
NEOBIOTA	**186**
BONELL, F. & R. RÖSCH: Invasive Arten als Fischnahrung im Bodensee	187
FRÜH, D., ST. STOLL & P. HAASE: Sind degradierte Fließgewässerhabitate einem erhöhten Invasionsrisiko durch Neozoen ausgesetzt?	192
HANSELMANN, A. J. & K.-O. ROTHHAUPT: Mysida, Amphipoda und Fische im Nahrungsnetz des Bodensees - das Beispiel "Grüner Damm"	197
MARTENS, A.: Exotische Libellen in Europa	201
SCHMIDT-FORMANN, O., N. KASCHEK, H. W. RISS & E. I. MEYER: Beitrag zur Kenntnis der Autökologie von Echinogammarus berilloni (Amphipoda)	204
GRUNDWASSER- UND QUELLÖKOLOGIE	**210**
MARTIN, P.: Die Diversität der Quellfauna Schleswig-Holsteins - ein erster Überblick	211
REISS, M. & ST. ZAENKER: Gewässerversauerung von Quellen im Buntsandstein – Kein Problem für Krenobionte?	216
SCHÖNTHAL, M., J. BORK, H. J. HAHN, M. MAIER & K. ROTH: Metazoen in der Trinkwasserversorgung - Abundanzen in den Enteisenungs-/Entmanganungsfiltern eines Grundwasserwerks	221
STEIN, H., S. BERKHOFF, A. FUCHS & H. J. HAHN: Die Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna reflektieren den hydrologischen Austausch auf regionaler und lokaler Skala	227

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
STOFFHAUSHALT VON GEWÄSSERN	**233**
BÖLLMANN, J., M. MARTIENSSEN & B. NIXDORF: Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten	234
NIXDORF, B., K. BECKER, B. GRÜNEBERG, J. BÖLLMANN & M. MARTIENSSEN: Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen	239
BRAND, A., J. R. LACY, ST. GLADDING, R. HOLLEMAN & M. T. STACEY: Investigating sediment dynamics using ADV, vertical transport modeling and LISST	245
KLEEBERG, A.: In situ Messungen der Resuspension – Möglichkeiten und Grenzen	250
ÖKOTOXIKOLOGIE UND STOFFLICHE BELASTUNG VON GEWÄSSERN	**255**
BIEBERNICK, S., M. KOCH, H. HORN, J. BÄTHE, E. CORING, H. W. RISS & E. I. MEYER: Subletale Effekte von Salzstress bei Gammarus pulex (Linnaeus) und Dikerogammarus villosus (Sovinskij)	256
DÖLLING, R., K. KARCZEWSKI & E. I. MEYER: Kurzzeituntersuchung zum Partikeleintrag und Chemismus im sandgeprägten Münsterländer Gellenbach	261
FRINDTE, K., K. ATTERMEYER, W, ECKERT & H.-P. GROSSART: Periodische Redoxwechsel und ihr Einfluss auf bakterielle Aktivität und Porenwasserchemie	265
KLIMAWANDEL	**271**
FINK, G.: Charakterisierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Hydrodynamik alpiner Seen im Rahmen des Projektes SILMAS	272
HERZOG, CH., P. KASPRZAK, F. GOHR & M. HUPFER: Atmosphärische Deposition - Wichtiger Eintragspfad für Nährstoffe in Seen	278
JORDAN, S., F. GOHR, H. RÖNICKE, G. KIRILLIN & M. HUPFER: Langzeittrends physikalischer und chemischer Parameter des Arendsees (Sachsen-Anhalt)	282
KASPRZAK, P., T. SHATWELL & G. KIRILLIN: Warmwasser aus einem Kernkraftwerk und Klimawandel haben unterschiedlichen Einfluss auf Wassertemperaturen und thermische Schichtung des Stechlinsees	287
KORTE, TH. & M. SOMMERHÄUSER: Neozoen als Klimaindikatoren in großen Flüssen	292
NEMEC, S. & C. NOWAK: Genetische Anpassung von Chironomus Populationen an lokale Temperaturbedingungen	297
SHATWELL, T., P. KASPRZAK & M. HUPFER: The influence of climate change on oxygen and phosphorus in deep Lake Stechlin	302
SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose	307
VETTER, M. & ST. WEINBERGER: Modellierungsansatz und Szenarien zur limnologischen Entwicklung des Ammersees im Klimawandel	312

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
WEINBERGER, ST. & M. VETTER: Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen Modells DYRESM am Ammersee zur Abschätzung limnologischer Folgen des Klimawandels	318
RESTAURIERUNGSÖKOLOGIE	**324**
BEHRENS, ST., G. GELLERT & M. RASCHKE: Das Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept	325
FELD, CH. K. & P. F. M. VERDONSCHOT: Die Rolle des Einzugsgebiets im ökologischen Fließgewässermanagement	329
JANUSCHKE, K., A. W. LORENZ, S. JÄHNIG & D. HERING: „Sukzession“ in renaturierten Fließgewässerabschnitten am Beispiel der Lahn – Gewinner und Verlierer	334
SCHWEDER, H., L. RULLICH & M. WEYAND: Renaturierungsmaßnahmen am Sprockhöveler Bach - Verbesserung des ökologischen Potentials im urbanen Bereich	339
UMWELTBILDUNG	**344**
BOHRMANN, H. & R. HANSMANN: Cartesische Taucher: variantenreiches Auf und Ab im Wasser	345
BRETZINGER, M., A. MARTENS & K. GRABOW: Anschauliche Versuche zur Temperaturschichtung von Seen	349
EILSBERGER, A. & A. MARTENS: Planktonturm im Taschenformat	352
GRABOW, K. & A. MARTENS: Das perfekte Flohkrebsdinner	354
GRABOW, K., R. HANSMANN & A. MARTENS: Der Blick durch die Wasseroberfläche - mit einem Wassergucker	357
HANSMANN, R., K. GRABOW & W. SCHMITZ: Wasserläufer – filigrane Wesen selbst gebaut	358
HELLINGER, F. & A. MARTENS: Laborkultur von Orchestia cavimana (Amphipoda: Talitridae)	363
LEIPELT, K. G., K. GRABOW & A. MARTENS: Molluskenschalen im Genist: Biodiversität begreifbar machen	366
SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Gewässerversauerung	370
SCHMITZ, W.: „DOC-POC“ oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern	375
SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen	380
ALLGEMEINE LIMNOLOGIE - FREIE THEMEN	**385**
DZIALLAS, C., S. PINNOW & H.-P. GROSSART: Der Ciliat Stentor – stark durch Symbionten?	386
IBISCH, R., M. SCHÄFFER & D. BORCHARDT: Einflüsse von Landnutzung und Fischerei auf die ökologische Funktionalität von Fließgewässern im Nordosten der Mongolei	391
KANZLER, D., W.-H. KUSBER & R. JAHN: Mittelfristige Veränderungen in der Biodiversität von Diatomeen und ihre Bedeutung für die Indizierung der Gewässergüte im Berliner Gebiet der Stadtspree	396

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
KRÜGER, L., E. KIEL, R. LÜHKEN & A. MARTENS: Egg-laying Strategies of the European Fairy Shrimp Eubranchipus grubii in Temporary Floodplain Waters	401
KUSBER, W.-H., G. DRÖGE, S. VON MERING & R. JAHN: GBIF-D Pflanzen, Algen & Protisten: Mobilisierung und Publikation primärer Biodiversitätsdaten für die Nutzung in internationalen Datennetzwerken	406
LÖBER, S. & E. KIEL: Naturschutzfachliche Untersuchung von Altwassern in einem „Fluss-Aue-Ökosystem“	411
NORF, H., M. WEITERE & D. BORCHARDT: MOBICOS: Eine modulare Laboreinheit für ökologische Experimente mit Freilandbezug	416
PÄTZIG, M., B. GRÜNEBERG & M. BRAUNS: The influence of reduced habitat heterogeneity of human modified lakeshores on littoral macroinvertebrate diversity	418
STICH, H. B.: Wie ist Wann Was Richtig	423

LAUDATIO

ALFRED HAMM: Günther Friedrich zum 75. Geburtstag

Günther Friedrich zum 75. Geburtstag

Alfred Hamm

Lieber Günther, am 1. September 2011 hast Du Deinen 75. Geburtstag gefeiert. Die DGL, in deren Auftrag ich hier spreche und die diese Veranstaltung zum „Festvortrag“ hochstilisiert hat – wie soll ich diesem Anspruch gerecht werden ? – die DGL also möchte es nicht versäumen, Dir dazu alles Gute zu wünschen, vor allem Gesundheit, weiterhin viel Freude in und an der Limnologie, Freude und Geborgenheit in der Familie, und noch viele interessante Unternehmungen, wenn auch Deine weltumspannenden Aktivitäten wohl etwas zurück gefahren worden sind. Du kannst Dich vielleicht noch daran erinnern, dass ich anlässlich Deines 60. Geburtstages bei der Limnologentagung in Schwedt 1986 Dir eine ähnliche Laudatio halten durfte und Dir Wasserproben aus vielen Ländern der Welt – von Brasilien bis Neuseeland - überreichen konnte, die liebe Limnologinnen und Limnologen für Dich gesammelt haben.

Ich habe mich erkundigt: Du hast diese alle noch in Deiner Raritätensammlung in Krefeld. Und da das so ist, darf ich Dir zum Schluss meines Vortrages noch eine weitere Wasserprobe überreichen, die Dir auch einen besonderen Segen bringen soll.

Ein kurzer Lebenslauf von Dir: Du wurdest am 1. Sept. 1936 in Apolda/ Thüringen geboren. Nach dem Abitur wolltest Du in Jena 1954 das Studium der Biologie anfangen, aber hast in der DDR keine Zulassung zum Studium erhalten. Du warst zwar ein großer Fechtmeister und sie hätten Dich Sport studieren lassen, aber Du wolltest Gymnasiallehrer in den naturwissenschaftlichen Fächern werden. Deshalb bist Du allein nach Westberlin gegangen und hast dort an der Freien Universität Biologie, Chemie und Geographie studiert. 1961 hast Du dort das Staatsexamen abgelegt und da Deine liebe Gudrun, Deine Schulfreundin aus Apolda, mittlerweile ins Rheinland gezogen war, folgtest Du ihr nach und hast in Duisburg und Oberhausen Deine Referendarzeit als Gymnasiallehrer absolviert. 1961 habt ihr geheiratet. Ein besonderes Interessensgebiet war auch die Vegetationskunde, die Du Dir als Werkstudent bei dem Vegetationskundler Reinhold Tüxen in Stolzenau (Weser) erarbeitet hast. Mit diesem breit gefächerten Wissen hast Du dann an der FU Berlin promoviert mit der Arbeit: Ökologische Untersuchungen an einem thermisch anormalen Fließgewässer (Erft, Niederrhein); die Erft geprägt durch die großen Mengen warmen Sümpfungswassers aus den Braunkohletagebaugruben.

Deine berufliche Tätigkeit hast Du 1963 als Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Limnologischen Station Niederrhein der Max-Planck-Gesellschaft in Krefeld-Hülserberg begonnen. Herr Herbst hat Dich dazu überredet. Als diese Station 1968 aufgelöst wurde und Teil der damals neu gegründeten Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz wurde, kamst Du zum Landesumweltamt Nordrhein Westfalen und an dieser Dienststelle bist Du bis zu Deiner Pensionierung im Jahre 2001 geblieben. Dort hast Du den Aufgabenbereich Gewässergüte geleitet und brachtest es bis zum „Gruppenleiter zur Sicherung der Umweltqualität in NRW“.

Du warst in Deinem umfangreichen Aufgabengebiet in vielfältiger Weise tätig, nicht nur beim Landesamt selbst, sondern in vielen Gremien, z.B. der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), im DIN- Normenausschuss, im Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK – heute DWA), im Aktionsprogramm Rhein der Int. Kommission zum Schutze des Rhein, und vielen

anderen wasserwirtschaftlichen und wissenschaftlichen Institutionen. Im Rahmen von Entwicklungshilfeprojekten warst Du von 1986 – 1992 und später in Brasilien stark engagiert, insbesondere zur Entwicklung von Strategien zur Gewässergütebeurteilung und Gewässergüteüberwachung. Besonders hervorzuheben sind Deine Tätigkeiten für die LAWA zur Gewässerbewertung, insbesondere der Gewässerstruktur-Gütekartierung und später – schon in der Pensionszeit - als Koordinator zu Projekten des BMFT für die Implementierung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie. Als Lehrbeauftragter und Honorarprofessor an der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf hast Du Dein Wissen an die Studenten, Diplomanten und Doktoranden weiter gegeben.

Du bist Mitherausgeber der Buchreihe „Limnologie aktuell“, die mit Deinem ersten Buch - gemeinsam mit Herrn Prof. Kinzelbach – entstanden ist: „Biologie des Rheins“. Ferner warst Du Mitherausgeber der Zeitschrift: „Limnologica“. Weitere Bücher und Buchbeiträge folgten, wie zuletzt „Strukturgüte von Fließgewässern“ gemeinsam mit v. Zumbroich und A. Müller; Springer Verlag, 1999. Alle Deine Veröffentlichungen kann ich hier beim besten Willen nicht aufzählen. Ein besonderes Anliegen war Dir stets, die fachliche Arbeit der sog. „Angewandten Limnologie“ zu vertreten und in die wissenschaftliche Arbeit hinein zu tragen – und auch umgekehrt.

Nun aber zu Deiner Rolle in der DGL: Du warst Gründungsmitglied der DGL bei der Hamburger Tagung 1984 und hast die DGL in diesen Anfangsjahren als eigenständige nationale Vereinigung der deutschen Limnologen ganz von Anfang an geprägt. Du wurdest 1986 zum ersten Präsidenten der DGL gewählt und warst ihr Präsident in insgesamt drei Amtsperioden, und zwar von 1986 – 1992 und dann noch einmal von 1999 – 2001. Wir haben uns ja jeweils abgewechselt: wenn Du Präsident warst, war ich Schriftführer und umgekehrt. Es war eine schöne, konstruktive und vor allem unkomplizierte Zusammenarbeit, an die ich mit Freuden zurück denke, geprägt durch eine kontinuierliche Aufwärtsentwicklung der DGL. Besonders hervorzuheben ist, wie Du ganz rasch nach der Wiedervereinigung Deutschlands Deine nie abgerissenen Kontakte zu den Limnologen aus der ehemaligen DDR genutzt hast. Dass diese sich für den Beitritt zur DGL entschieden haben, hat unsere Gesellschaft ungemein bereichert und das war ein ganz besonderes Verdienst von Dir. Anderes war aber auch wichtig, was in Deiner Zeit als Präsident der DGL erreicht wurde: z.B. die Anerkennung der Gemeinnützigkeit - wobei hierbei aber auch ganz besonders Herrn Hartmut Kausch zu danken ist, unserem ehemaligen Schatzmeister, der auch immer das Geld der DGL fest zusammengehalten hat, - oder die Berechtigung als Fachgutachter bei der DFG.

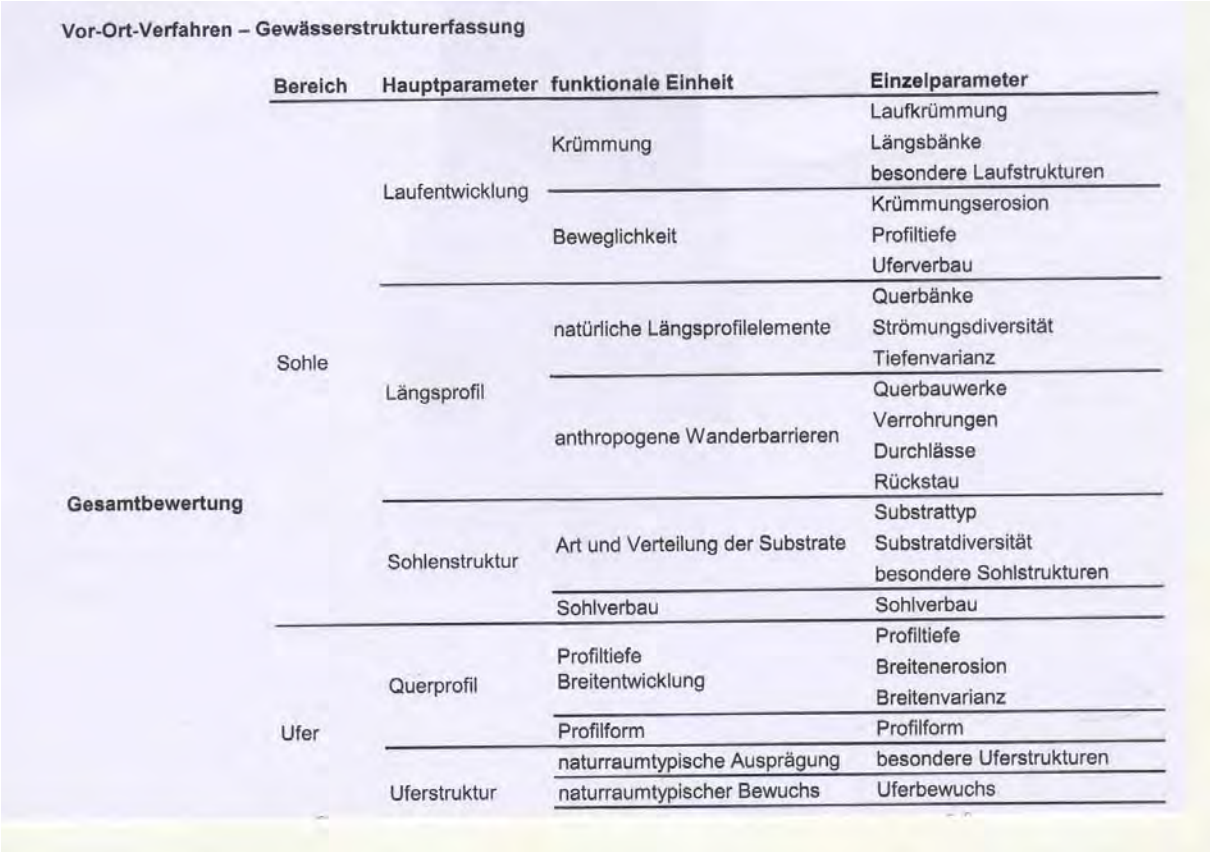


Bild 1: Gewässerstrukturerfassung

Wenn man die **Persönlichkeitsstruktur** von **Günther Friedrich** beschreiben möchte, so könnte man sich auch an den Kriterien der **Gewässerstrukturerfassung** orientieren, die im wesentlichen auf Deine Tätigkeit in dem entsprechenden LAWA-Ausschuss zurückgehen. Wir machen jetzt mal ein **Vor-Ort-Verfahren**: Zunächst müssen wir den **Referenzzustand** und das **Leitbild** definieren: Günther ist die personifizierte **Naturnähe**, ein Mensch, der die Natur liebt, so wie sie geschaffen wurde und sich selbst entwickelt hat. Er verwendet der Natur gegenüber keine **anthropomorph veränderte** Betrachtungsweise, es gibt kein Unkraut und kein Untier, und alle Lebwesen sind gleichwertig. Diese hat er mit Freuden erforscht und er macht auch heute noch – manchmal 2 mal in der Woche - Exkursionen mit dem naturwissenschaftlichen Verein und schaut gerne ins Mikroskop, ob er mal etwas entdeckt, was er vielleicht in seinem langen Leben noch nicht gesehen hat. Sein **Leitbild** ist herzliche Freundlichkeit, Humor und Fleiß. Das wird zu aller erst seine liebe Frau Gudrun wissen und seine drei Kinder, aber auch alle anderen, mit denen er beruflich oder hier in unserer DGL zu tun hatte. Friedrich konnte man immer ansprechen, er hatte immer ein offenes Ohr für Probleme und Problemchen - und dann auch Lösungsvorschläge. Seine Vorträge waren immer ein Vergnügen mit ihren manchmal charmant-flapsigen Bemerkungen, z.B. über die Ungereimtheiten der Verwaltung. Seine **Laufentwicklung** war konsequent, ein braver Beamter, der geradlinig seine Aufgaben erfüllt hat und dort geblieben ist, wo er mal begonnen hat, auch wenn manchmal eine **Krümmung** oder ein **Mäandrieren** notwendig war, wenn mal wieder die Regierung gewechselt hat. Das erfordert hohe **Beweglichkeit** und so manche **Krümmungserosionen** sind nicht ausgeblieben. Sein **Längsprofil** im Beruf war vielgestaltig, dank seines breit gefächerten Aufgabenspektrums und dabei verfügt er über eine solide **Sohlstruktur**, dank seines umfangreichen Wissens. Dieses prägt auch **Art und Verteilung der Substrate** und eine hohe **Substratdiversität**. Gleiches gilt hinsichtlich **Profiltiefe** und **Breitenentwicklung**. Hinsichtlich seines **Umfeldes** darf ich noch mal auf seine liebe Frau Gudrun zurückkommen, die ihm immer eine Stütze war und ist und – wir

freuen uns ganz besonders, dass sie trotz der Beschwerlichkeit heute zu Deinem Festtag bei der DGL Tagung mitgekommen ist.

Alles in allem ist klar, dass Günther Friedrich die Bestnote verdient. Seine Persönlichkeitsstruktur entspricht nicht nur dem **potentiellen natürlichen Zustand** eines Menschen, sondern ist der **natürliche Zustand**. Wir können ihn alle gerne als Leitbild und Vorbild nehmen.



Bild 2 : Günther Friedrich 1992

Zur Erinnerung: zum Ende Deiner ersten beiden Amtszeiten als Präsident der DGL, 1992, habe ich Dich als „ Friedrich den Großen“ auf dem Pferde „Limnolo“ reitend, porträtiert. Und jetzt kommt natürlich die Frage: Wird der „Günther Friedrich“, der Friedrich der Große, jetzt zum „Alten Fritz“?



Bild 3 : Günther Friedrich 2011

„Alt“ ist hier natürlich ein Prädikat der Weisheit, Lebenserfahrung, ja der Würde und wir wissen alle, dass Du fit und ohne Stock unterwegs bist. Wenn Du damit einverstanden bist, würde ich jetzt diese Glückwunschkarte hier herumgeben und alle, die da sind, bitten, mit zu unterschreiben. Wir wünschen Dir von der DGL alles Gute in Deinem weiteren Lebensweg.

P.S.: Ja, noch was, wie eingangs erwähnt: Da Du die Sammlung von Gewässerproben aus aller Welt noch hast, kriegst Du noch eine dazu: es ist Wasser aus dem Jordan – an der Taufstelle Jesu, auf jordanischer Seite. Meine Frau Ursula, die Dir auch sehr herzlich gratuliert, hat sie geschöpft. Mittlerweile haben sich an meinem Schreibtisch einige Algenschlünze darin entwickelt, die wohl auch aus dem Jordan stammen müssen, denn ich habe die Flasche nicht mehr geöffnet. Du kannst sie ja mal bestimmen. Das Wasser von dieser Stelle soll Dir Frieden und Segen bringen.

DGL-NACHWUCHSPREIS 2011

BRAUNS, M., M. BRABENDER, M. PUSCH & M. WEITERE: Benthische Nahrungsnetze - Ein Spiegel der anthropogenen Belastung von limnischen Ökosystemen

GERGS, R.: Interspezifische Auswirkungen von invasiven Invertebraten: Einfluss der Zebramuschel auf das benthische Nahrungsnetz im Bodensee

DZIALLAS, C.: Auswirkungen globaler Erwärmung auf Cyanobakterien – Toxinproduktion und begleitende Bakterienflora

Benthische Nahrungsnetze - Ein Spiegel der anthropogenen Belastung von limnischen Ökosystemen

Mario Brauns[1,2], Marian Brabender[2], Martin Pusch[1] & Markus Weitere[2]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin; [2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg; mario.brauns@ufz.de

Keywords: Elbe, Makrozoobenthos, Neozoa, Stabile Isotope, Strukturelle Degradation, Tieflandseen

Einleitung

Die anhaltende anthropogene Nutzung limnischer Ökosysteme stellt nach wie vor eine der größten Beeinträchtigung für deren ökologischen Zustand dar (Dodds 2006; Strayer & Findlay 2010). Daher ist die Bewertung des ökologischen Zustands, trotz der 10 Jahre seit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), immer noch ein aktuelles Thema in der Limnologie (Hering et al. 2010). Die etablierten Bewertungsverfahren wie z.B. PERLODES (Lorenz et al. 2004) oder AESHNA (Miler et al. 2011) indizieren den ökologischen Zustand limnischer Ökosysteme anhand der Diversität bzw. der Zusammensetzung aquatischer Lebensgemeinschaften. Damit lassen sich Effekte auf diese strukturellen Kenngrößen von Ökosystemen sehr gut abbilden. Allerdings haben anthropogene Nutzungen nicht nur Effekte auf die biologische Struktur sondern auch auf die Funktion von Ökosystemen. Diese können aufgrund des zugrundeliegenden Algorithmus der Bewertungsverfahren jedoch nur sehr eingeschränkt indiziert werden. So können z.B. Stoffflüsse in limnischen Ökosystemen durch die Einwanderung von Neozoa deutlich verändert werden (Ehrenfeld 2010), ohne das es dabei zu einer Veränderung der Biodiversität kommen muss. Die WRRL fordert daher die Verwendung von funktionellen Attributen aquatischer Lebensgemeinschaften, so dass in den meisten Verfahren Metrics, basierend auf den funktionellen Ernährungstypen, verwendet werden. Die in Mitteleuropa verwendete Klassifizierung (Schmidt-Kloiber et al. 2006) berücksichtigt zwar die Plastizität in der Ernährungsstrategie einer Art, geht aber davon aus, das jede Ernährungsstrategie auch an jeder Probestelle ausgeübt wird, unabhängig davon, ob das Ressourcenangebot dies zulässt (cf. Mihuc 1997). Als Alternative zu strukturbezogenen Verfahren lassen sich funktionelle Veränderungen von Ökosystemen sehr gut über die Analyse von Nahrungsnetzen beschreiben, da über die Quantifizierung von Räuber-Beute-Interaktionen Aussagen über die Veränderung von Stoffflüssen auf gesamtökosystemarer Ebene getroffen werden können (Dunne 2005). In der vorliegenden Arbeit soll daher anhand von zwei Fallstudien erläutert werden, wie Nahrungsnetzanalysen zur Beschreibung und Bewertung anthropogener Beeinträchtigungen von limnischen Ökosystemen verwendet werden können. Mit der ersten Studie wurden die Effekte struktureller Degradation durch Spundwände und Badestellen auf die Struktur und trophische Basis von litoralen Nahrungsnetzen in drei norddeutschen Tieflandseen untersucht. In der zweiten Studie wurden als Teil einer noch laufenden Untersuchung die Effekte von verschiedenen Uferverbautypen (Parallelwerk, Standardbuhne, Steinschüttung) auf benthische Nahrungsnetze in der Elbe untersucht.

Material und Methoden

Probenahme

In beiden Studien wurde das Makrozoobenthos quantitativ und habitatspezifisch beprobt und im Labor lebend sortiert (siehe Brauns et al. 2011). Die Individuen wurden auf das kleinstmögliche taxonomische Niveau determiniert (exkl. Chironomidae, Oligochaeta) und zur Darmentleerung für 24 h in partikelfreiem Wasser gehältert. Weiterhin wurden von jeder Probestelle alle verfügbaren Nahrungsquellen beprobt. Alle Proben wurden bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend mit einer Kugelmühle homogenisiert.

Stabile Isotope und Nahrungsnetze

Die stabilen Isotope von Kohlenstoff ($\delta^{13}C$) und Stickstoff ($\delta^{15}N$), sowie die C und N Elementgehalte aller Konsumenten und deren potentielle Nahrungsquellen wurden mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer bestimmt. Die Ergebnisse werden in der konventionellen Delta-Schreibweise als relative Differenz der Isotopenverhältnisse zwischen Probe und Standard (PeeDee Belemnit für $\delta^{13}C$, atmosphärisches N für $\delta^{15}N$) ausgedrückt:

$$\delta R(‰) = \left[\left(R_{PROBE} / R_{STANDARD}\right) - 1\right] \times 10^3 \quad \text{mit R} = {}^{13}C/{}^{12}C \text{ bzw. } {}^{15}N/{}^{14}N.$$

Für die erste Studie wurde der Anteil einer Nahrungsquelle an der Biomasse eines Konsumenten durch Mischungsmodellierung (Software SIAR, Version 4.02, Parnell et al. 2010) berechnet. Die trophischen Fraktionierungsfaktoren wurden der Arbeit von Post (2002) entnommen. Die trophische Position der Konsumenten wurde nach Vander Zanden & Rasmussen (1999) berechnet. Da die Datenerhebung in der zweiten Studie noch nicht vollständig abgeschlossen ist, wurde zur Bestimmung der trophischen Diversität die Methode von Layman et al. (2007) und Jackson et al. (2011) verwendet. Als Maß für die trophische Diversität wurde die Fläche der konvexen Hülle berechnet, die sich aus der Position der Konsumenten einer Probestelle im $\delta^{13}C$-$\delta^{15}N$ Biplot ergibt. Dabei führt eine diverse trophische Basis zu einer großen Streuung der $\delta^{13}C$ Werte der Konsumentengemeinschaft. Eine große Nahrungskettenlänge spiegelt sich in einer großen Streuung der $\delta^{15}N$ Werte wider. Somit weisen komplexe Nahrungsnetze eine größere konvexe Hülle auf als einfach strukturierte Nahrungsnetze.

Ergebnisse

Strukturelle Degradation und litorale Nahrungsnetze

Strukturelle Degradation an Probestellen mit Spundwänden und Badestellen führte zu einer deutlichen Reduktion der Vielfalt litoraler Habitate (Tabelle 1). Daher fehlten an degradierten Stellen die mit den Habitaten assoziierten Nahrungsquellen und benthischen Konsumenten. Dies führte zur Reduktion der Nahrungsnetzkomplexität, da die Anzahl an trophischen Links an Badestellen im Mittel bis zu fünffach geringer war als an natürlichen Ufern (Tabelle 1). Strukturelle Degradation führte weiterhin zu einer Veränderung der trophischen Basis der Nahrungsnetze. Die Mischungsmodellierung zeigte, dass die Konsumentenbiomasse an natürlichen Ufern hauptsächlich von FPOM und CPOM aus terrestrischer Herkunft aufgebaut wurde. Im Gegensatz dazu war der Anteil von terrestrischem CPOM an degradierten Ufern infolge des Kahlschlags der Ufervegetation zweifach geringer als an natürlichen Ufern. An degradierten Ufern wurde die Konsumentenbiomasse hauptsächlich durch FPOM und Seston aufgebaut. Somit führt strukturelle Degradation nicht nur zu einer Veränderung der Stoffflüsse im Litoral von Seen, sondern reduziert ebenfalls den Grad der aquatisch-terrestrischen Kopplung des Litorals mit seinem terrestrischen Umland.

Tab. 1: Vergleich der Kenngrößen der Nahrungsnetzstruktur (MW ± SD) sowie des Anteils der Nahrungsquellen an der Gesamtbiomasse (± SD) zwischen den verschiedenen Ufertypen (Brauns et al. 2011).

	Ufertyp		
	Natürlich	**Uferverbau**	**Badestelle**
Nahrungsnetzstruktur			
Nahrungsquellen	7 ± 1	4 ± 1	3 ± 1
Konsumenten	13 ± 5	8 ± 6	4 ± 2
Trophische Links	50 ± 18	21 ± 13	10 ± 7
Biomasseanteil			
FPOM	43 ± 6	53 ± 6	61 ± 9
Terrestrisches CPOM	31 ± 6	15 ± 4	16 ± 2
Seston	19 ± 5	28 ± 6	23 ± 4
Periphyton	7 ± 2	5 ± 2	0 ± 0

Uferstruktur und Nahrungsnetze der Elbe

Die untersuchten Nahrungsnetze an der Elbe waren mit *Hydropsyche* ssp. und *Ophiogomphus cecilia* von typischen Arten größerer Fließgewässer, aber auch durch Neozoa wie *Chelicorophium curvispinum* und *Dikerogammarus villosus* charakterisiert (Abb. 1). Auffällig war der geringe $\delta^{15}N$ Wert von *D. villosus*, der auf eine niedrige trophische Stellung hindeutet, obwohl diese Art anhand von Laborstudien als karnivor bzw. kannibalistisch eingestuft ist (Dick et al. 2002).

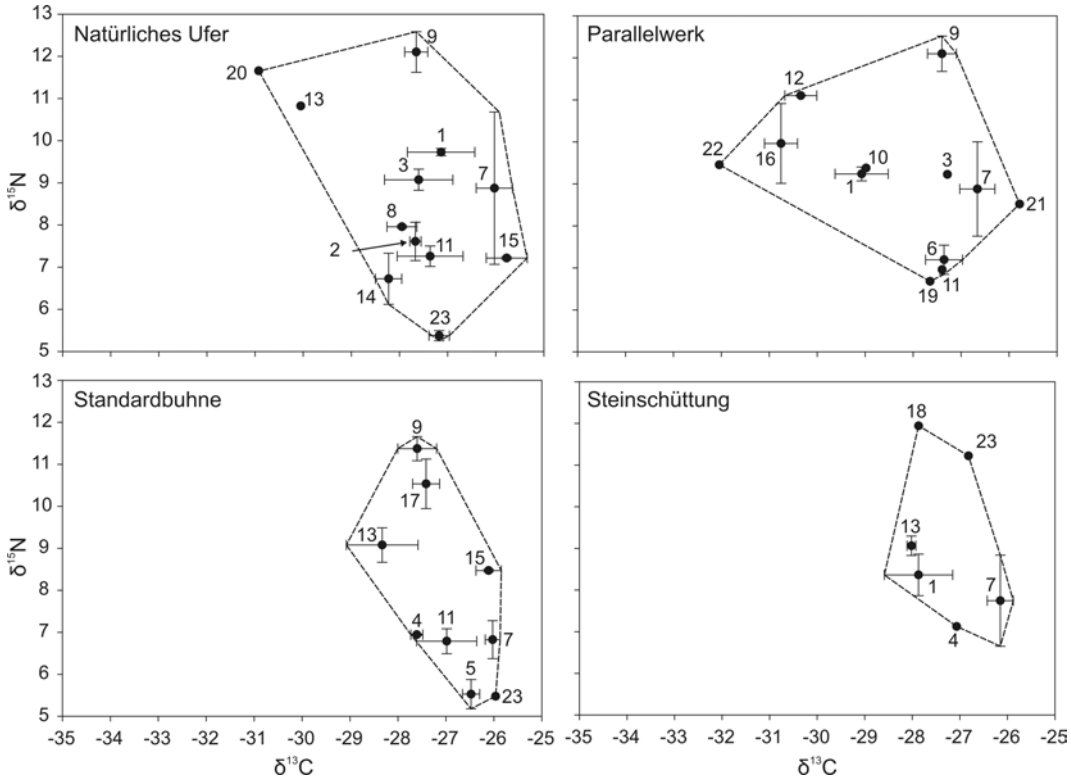


Abb. 1: Stabile Isotopen Biplots der Konsumenten (MW ± SD) an verschiedenen Uferstrukturen der Elbe. Die gestrichelten Polygone entsprechen der konvexen Hülle. 1) Ancylus fluviatilis, 2) Baetis sp., 3) Calopteryx splendens, 4) Chelicorophium curvispinum, 5) Chironomini, 6) Chironomus plumosus-Gr., 7) Dikerogammarus villosus, 8) Dreissena polymorpha, 9) Erpobdella octoculata, 10) Erythromma najas, 11) Heptagenia sulphurea, 12) Hydropsyche bulgaromanorum, 13) H. contubernalis, 14) Ilybius fenestratus, 15) Jaera sarsi, 16) Laccophilus hyalinus, 17) Oligochaeta, 18) Ophiogomphus cecilia, 19) Potamanthus luteus, 20) Pyrrhosoma nymphula, 21) Radix balthica, 22) Rhantus latitans, 23) Robackia demeijerei

Eine Analyse der trophischen Stellung von *D. villosus* an den vier Uferstrukturtypen zeigte, dass eine karnivore bzw. omnivore Ernährungsstrategie lediglich in Teilbereichen des natürlichen Ufers und der Steinschüttung vorkam (Abb. 2). Im Gegensatz dazu war diese Art aufgrund der geringen trophischen Stellung am Parallelwerk und der Standardbuhne als Primärkonsument zu bezeichnen. Zusammenfassend lässt sich somit feststellen, dass *D. villosus* bezüglich seiner Ernährungsweise deutlich plastischer ist als in Laborstudien ermittelt und dass unter Freilandbedingungen Herbivorie bzw. Detritivorie vorherrscht. Die Auswertung der trophischen Diversität gemessen als Fläche der konvexen Hüllen zeigte, dass die trophische Diversität am natürlichen Ufer und Parallelwerk deutlich größer war als an der Standardbuhne und Steinschüttung (Abb. 1). Dafür waren hauptsächlich *Pyrrhosoma nymphula*, *Laccophilus hyalinus* und *Radix balthica* verantwortlich, deren stark abgereicherte bzw. angereicherte $\delta^{13}C$ Werte auf eine andere trophische Basis hindeutete als bei den übrigen Konsumenten. Dies ist vermutlich auf die Einischung der erwähnten Arten zurückzuführen, die strömungsberuhigte und strukturreiche Bereiche in Fließgewässern präferieren (Schmidt-Kloiber et al. 2006). Diese Abschnitte waren nur am natürlichen Ufer und im Parallelwerk zu finden, da hier durch die fehlenden Uferbefestigung Bereiche mit reduzierter Strömung und Makrophytenbewuchs entstehen konnten. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Art des Uferverbaus an der Elbe nachweisbare Effekte auf die Struktur benthischer Nahrungsnetze hat. Dabei zeigt sich, dass die trophische Diversität in Nahrungsnetzen der Elbe durch Uferbereiche mit einer hohen mesoskaligen Habitatvielfalt gefördert wird. Die noch laufenden Untersuchungen in dieser Studie werden zeigen, inwiefern die funktionellen Unterschiede zwischen den Ufertypen auch saisonal konsistent sind.

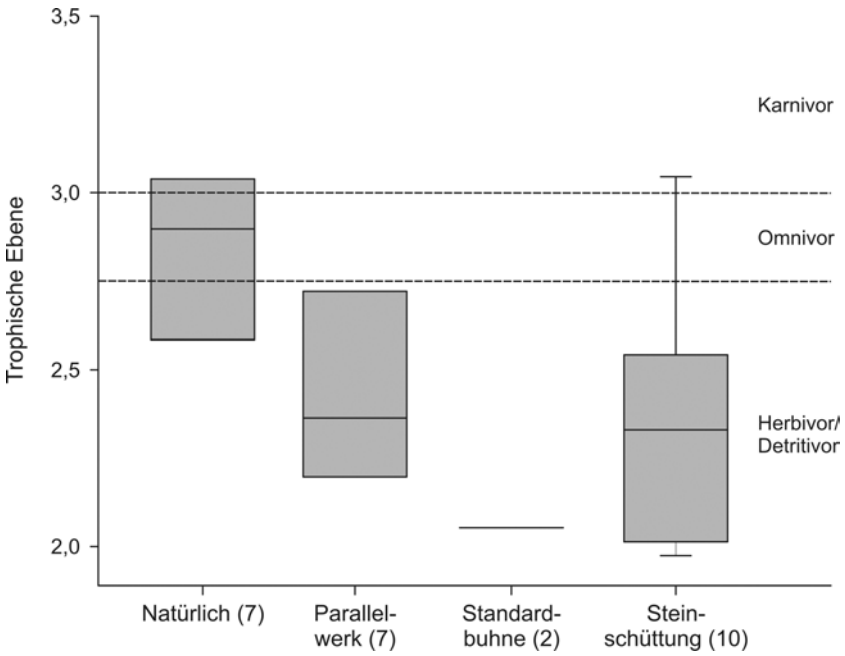


Abb. 2: Trophische Position von Dikerogammarus villosus an verschiedenen Uferstrukturen der Elbe. In Klammern ist die Anzahl der analysierten Individuen angegeben.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Mit den beiden vorgestellten Studien konnte gezeigt werden, dass benthische Nahrungsnetze die funktionellen Effekte anthropogener Beeinträchtigungen deutlich widerspiegeln. Dabei zeigen benthische Nahrungsnetze eine deutliche Reaktion gegenüber struktureller Degradation unabhängig davon, um welchen Ökosystemtyp es sich handelt. Weiterhin konnte mit der Analyse von Nah-

rungsnetzen Aussagen zur trophischen Stellung und zu den funktionellen Effekten von invasiven Arten getroffen werden, die mit anderen Verfahren kaum zu quantifizieren sind. Eine vollständige Quantifizierung von Nahrungsnetzen zur Bewertung der Funktion von Ökosystemen wird aufgrund der umfangreichen Datenerhebung und Analysen in der wasserwirtschaftlichen Praxis kaum durchzuführen sein. Mit den hier vorgestellten Methoden können jedoch funktionelle Schlüsselarten identifiziert werden, die maßgeblich an Stoffumsatzprozessen beteiligt sind oder deren Verlust das Aussterben weiterer Arten nach sich zieht (Ebenman & Jonsson 2005). Diesen Schlüsselarten können im Zuge eines konventionellen Monitorings erfasst und zur funktionellen Zustandsbewertung verwendet werden. Die hier vorgestellten Ergebnisse können als erster Ansatz für ein funktionell ausgerichtetes Management dienen, das aufgrund der anhaltenden anthropogenen Belastungen immer mehr an Bedeutung gewinnt.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde durch die NaFöG und FAZIT Stiftung finanziert. Ich danke Marc Leszinski, Marianne Graupe, Ricarda Lehmitz, Xavier-F. Garcia (IGB), Sven Bauth, Claudia Hellmann und Christine Anlanger (UFZ) für die Hilfe bei der Probenahme, und -aufbereitung. Für die Isotopenanalyse sei Falk Bratfisch und Matthias Gehre (UFZ) herzlich gedankt.

Literatur

Brauns, M., Gücker, B., Wagner, C., Garcia, X.F., Walz, N., & Pusch, M.T. (2011): Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. J. Appl. Ecol. 48: 916-925.

Dick, J.T.A., Platvoet, D., & Kelly, D.W. (2002): Predatory impact of the freshwater invader Dikerogammarus villosus (Crustacea: Amphipoda). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 1078-1084.

Dodds, W.K. (2006): Eutrophication and trophic state in rivers and streams. Limnol. Oceanogr. 51: 671-680.

Dunne, J.A. (2005): The network structure of food webs. In Pascual, M. & Dunne, J.A. [Eds.], Ecological networks: Linking structure to dynamics in food webs. Oxford University Press, New York, 27-86.

Ebenman, B., & Jonsson, T. (2005): Using community viability analysis to identify fragile systems and keystone species. Trends Ecol. Evol. 20: 568-575.

Ehrenfeld, J.G. (2010): Ecosystem consequences of biological invasions. Annu. Rev. Ecol. Evol. S. 41: 59-80.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J. et al. (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Sci. Total Environ. 408: 4007-4019.

Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., & Bearhop, S. (2011): Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. J. Anim. Ecol. 80: 595-602.

Layman, C.A., Arrington, D.A., Montana, C.G., & Post, D.M. (2007): Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? Ecology 88: 42-48.

Lorenz, A., Hering, D., Feld, C.K., & Rolauffs, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. Hydrobiologia 516: 107-127.

Mihuc, T.B. (1997): The functional trophic role of lotic primary consumers: Generalist versus specialist strategies. Freshw. Biol. 37: 455-462.

Miler, O., Brauns, M., Pusch, M., & Böhmer, J. (2011): AESHNA - Ein Verfahren zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2011 (Weihenstephan), Weißensee Verlag: In diesem Band.

Parnell, A.C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A.L. (2010): Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation. PLoS ONE 5: e9675, doi:9610.1371/journal.phone.0009672.

Post, D.M. (2002): Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. Ecology 83: 703-718.

Schmidt-Kloiber, A., Graf, W., Lorenz, A., & Moog, O. (2006): The AQEM/STAR taxalist - a pan-European macroinvertebrate ecological database and taxa inventory. Hydrobiologia 566: 325-342.

Strayer, D.L., & Findlay, S.E.G. (2010): Ecology of freshwater shore zones. Aquatic Sciences 72: 127-163.

Vander Zanden, M.J., & Rasmussen, J.B. (1999): Primary consumer delta C-13 and delta N-15 and the trophic position of aquatic consumers. Ecology 80: 1395-1404.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Interspezifische Auswirkungen von invasiven Invertebraten: Einfluss der Zebramuschel auf das benthische Nahrungsnetz im Bodensee

René Gergs

Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau

Keywords: Lebensgemeinschaft, Makrozoobenthos, Stabile Isotopen, Amphipoda, *Dreissena polymorpha*

Einleitung

Durch den großen Besiedlungserfolg neozoischer Invertebraten nicht nur in den Haupströmen der großen Flüsse hat auch deren Bedeutung für die Gewässer stark zugenommen (Tittizer et al. 2000, Bij de Vaate et al. 2002). Die Ausbreitung vieler Arten ist dabei gut dokumentiert, ebenso welchen Anteil diese invasiven Arten an benthischen Lebensgemeinschaften haben (z.B. Rey et al. 2000). Dabei wurde häufig eine Zurückdrängung heimischer Arten beobachtet (z.B. Mörtl et al. 2005). Allerdings wurde auch beobachtet, dass es auch zu einer räumlichen Koexistenz zwischen einheimischen und invasiven Invertebraten kommen kann (Kley und Maier 2005). Welche Mechanismen dem zugrunde liegen ist aber in vielen Fällen nicht bekannt. Um den Auswirkungen von aquatischen Neozoen abschätzen zu können ist es aber von enormer Bedeutung die interspezifischen Interaktionen mechanistisch zu verstehen. Dabei ist es durchaus denkbar, dass einzelne Interaktionen sich nicht nur negativ auf eine heimische Art auswirken, sondern auch eine heimische Art fördern können.

In den letzten Jahrzehnten ist die Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) in viele Süßwassersysteme eingewandert, mit starken Folgen für die gesamte benthische Gemeinschaft (e.g. Mörtl und Rothhaupt 2003). Für viele Makroinvertebraten, vor allem für Amphipoden und Chironomiden, konnten nach der Etablierung der Zebramuschel höhere Abundanzen festgestellt werden (Stewart und Haynes 1994). Die Besiedlung durch die Zebramuscheln führt zu einer erhöhten Substratkomplexität, die Muschelschalen erhöhen die Oberfläche und bietet dadurch ein Refugium für viele Arten, beispielweise als Schutz vor Prädation (Stewart et al. 1998, Kolar et al. 2002, Gergs und Rothhaupt 2008a). Dieser Effekt konnte nicht nur auf Hartsubstrat festgestellt werden, sondern auch auf Softsubstraten, die die Zebramuscheln zu Drusen besiedeln (Silver Botts et al. 1996). Für den Einfluss der Zebramuscheln waren nicht nur die Muschelschalen, die ein neues Habitat darstellten, verantwortlich, sondern auch ein biotischer Effekt. Es wird vermutet, dass die Biodepositionswirkung der Zebramuscheln und somit die gesteigerte Menge an sedimentiertem Material für die Attraktivität der lebenden Muscheln verantwortlich ist (Stewart et al. 1998). Anhand von Laborversuchen wurde bereits gezeigt, dass das Biodepositionsmaterial von Amphipoden, aber auch von Chironomiden und Mysiden als Futter verwendet werden kann (Izvekova und Lvova-Katchanova 1972, González und Downing 1999, Gergs et al. 2008, Gergs und Rothhaupt 2008b). Von welcher Bedeutung dies aber unter Freilandbedingungen ist wurde bis ist nahezu nicht bekannt, wenn auch eine erste Studie gezeigt hat, dass die Nahrung von *Gammarus fasciatus* Biodepositionsmaterial von *D. polymorpha* beinhaltet (Limén et al. 2005).

Stabile Kohlenstoff und Stickstoff Isotope werden zunehmend als Methode eingesetzt um trophische Interaktionen zu analysieren (z.B. Maguire und Grey 2006) und lässt dabei Aussage nicht nur über die trophische Ebene einer Art zu, sondern auch über die Herkunft des aufgenommenen Kohlenstoffs. Das schwere Kohlenstoffisotop ^{13}C unterliegt nur einer geringen trophischen Fraktionierung, wodurch der $\delta^{13}C$ Wert als Indikator für die Energiequelles des Konsumenten verwendet werden kann (Peterson und Fry 1987). Die trophische Position eines Konsumenten hingegen kann durch den $\delta^{15}N$ Wert ermittelt werden, dass es durch eine trophische Fraktionierung von meistens 3 bis 3,5 ‰ pro trophische Ebene zur Anreicherung des schweren Stickstoffisotopes im Nahrungsnetz kommt (McCutchan et al. 2003).

Die Auswirkungen des Biodepositionsmaterials der Zebramuschel auf das benthische Nahrungsnetz wurden in dieser Studie am Beispiel des Bodensees mit Hilfe der Analyse der stabilen Isotopen ^{15}N und ^{13}C untersucht. Wir vermuten, dass der Beitrag der pelagischen Produktion am benthischen Nahrungsnetz von der Dichte der Zebramuscheln abhängt und die Ernährungsstrategie der Invertebraten durch diesen Prozess stark beeinflusst wird.

Material & Methoden

Um die Bedeutung des Biodepositionsmaterial für Makroinvertebraten in Bereichen mit *D. polymorpha* besiedelten Hartsubstraten deuten zu können, wurde im Oktober 2005 und 2006 die Verteilung der Makroinvertebraten untersucht und die Produktion der verfügbaren Basalressourcen – Biodepositionsmaterial und Periphytons – quantifiziert. Beprobt wurden dabei zwei Bereiche des Bodensees, eine Stelle im Obersee in der Nähe zur Insel Mainau und eine Stelle im Untersee an der Insel Reichenau. Die Makrozoobenthosproben wurde in einer Tiefe von MNW -1 m des Bodenseepegels Konstanz (264 cm) von Taucher durchgeführt. Dabei wurde ein *underwater-suction-sampler* verwendet, der eine quantitative Probenahme auch in Bereichen ohne eigene Strömung ermöglicht. Je Probenstelle wurden fünf Replikate genommen und die Abundanz der Makroinvertebraten bestimmt. Zur Bestimmung der Periphytonproduktion nach Morin et al. (1999) wurden Periphytonproben mit einen *brush sampler* genommen und die Chlorophyll *a* Menge spektrophotometrisch gemessen. Die Biodepositionsproduktion wurde nach Gergs et al. (2009) über die Sestonkonzentration und *Dreissena*-Dichte bestimmt. Zusätzlich wurde die Nahrungsstrategie von ausgewählten Makroinvertebraten mit Hilfe der stabilen Isotopen Signaturen $\delta^{15}N$ und $\delta^{13}C$ bestimmt. Vor der Bestimmung der stabilen Isotopensignatur wurden die Invertebraten 24 h ohne Futter gehalten, um den Magen-Darmtrakt entleeren zu lassen. Anschließend wurden die Tiere schockgefroren, bei 60 °C getrocknet, zermörsert und das Pulver in Zinnkapseln eingewogen. Weitere Details zur Durchführung dieser Studie können Gergs et al. (2011) entnommen werden.

Ergebnisse & Diskussion

Makrozoobenthosgemeinschaft

Die untersuchten Jahre unterschieden sich signifikant in ihrer Dichte der Zebramuschel mit mittleren Abundanzen von ca. 20.000 Individuen/m² in 2005 und etwa 1.000 Individuen/m² in 2006. Die Population der Zebramuschel ist im Bodensee durch überwinternde Tauchenten und Blässhühnern kontrolliert, die etwa 90% der Biomasse der Zebramuscheln als Nahrung zu sich nehmen, insbesondere adulte Muscheln; juvenile Muscheln unterliegen einem geringeren Prädationsdruck und bilden die Basis für die Population im nächsten Sommer (Werner et al. 2005). Die geringe Dichte der Zebramuschel in 2006 ist aber mit einem Extrem-Niedrigwasser im Winter 2005/2006 zu begrün-

den, durch den auch die juvenilen Zebramuscheln vertrockneten. Ein ähnliches Muster zeigte sich bei den verfügbaren Basalressourcen. 2005 war das Biodepositionsmaterial der Zebramuschel mit einer täglichen Produktion von im Mittel 1,5 g C/m² die dominante Ressource und die Produktion des Periphytons war quantitativ von geringer Bedeutung. 2006 hingegen war die Produktion von Biodepositionsmaterial aufgrund der geringen Zebramuscheldichte gering und im Vergleich dazu die Produktion des Periphytons Zebramuschel mit einer täglichen Produktion von im Mittel 0,5 g C/m² quantitativ die dominierende Ressource.

Die Unterschiede in der Makrozoobenthosgemeinschaft zwischen den beiden Probestellen, und damit zwischen dem Ober- und Untersee des Bodensees, waren in Bezug auch die Dichte der Zebramuschel und der Produktion der Basalressourcen so gering, dass an beiden Stellen das Makrozoobenthos in Bezug auf die zuvor genannten Parameter gleiche Vorrausetzungen hatte. Trotzdem unterschied sich die Gemeinschaft nicht nur zwischen den Jahren, sondern auch zwischen den Probestellen signifikant. Ein wichtiger Unterschied zwischen den beiden Probenstellen ist die Windexposition mit einer durch das Süd-West Ufer weniger Wind geschützteren Stelle im Untersee. Die Schalen der Zebramuschel können solch turbulente Bedingungen stabilisieren und die Besiedlung durch Invertebraten fördern (Wisenden und Bailey 1995, Bially und MacIsaac 2000). Es ist also zu vermuten, dass die Unterschiede zwischen den Jahren im Untersee durch die Interaktion aus Dichte der Zebramuscheln und der Windexposition zu begründen ist, während die Effekte der Muscheln in Bezug auf die Stabilisierung des Habitats an der Stelle des Obersees von geringerer Bedeutung war.

Struktur Nahrungsnetz in Abhängigkeit der Zebramuschel

In beiden beprobten Jahren und den beiden Probestellen zeigte sich wie auch in der Literatur beschrieben eine klare Trennung der pelagischen und benthischen Primärproduzenten (Seston bzw. Periphyton) in ihrer Kohlenstoffsignatur (France 1995). Dabei war die Signatur der pelagische Primarproduktion mit -30 bis -35 ‰ niedriger als die des Periphytons (zwischen -15 und -25 ‰). Da sich das stabilen Isotop ^{13}C nur geringfügig in der Nahrungskette anreichert, lässt sich für alle benthischen Makroinvertebraten abschätzen, in wie fern sich diese von pelagischen und benthischen Ressourcen ernährt haben. Chironomiden ernährten sich ihren Isotopensignaturen zufolge größtenteils von benthischen Ressourcen und waren Primärkonsumenten. Es zeigten sich nur geringe Unterschiede in der Nahrungsstrategie zwischen den beiden Jahren und Probestellen. Im Gegensatz dazu zeigten die Amphipoden einen deutlichen Shift in ihrer Nahrungsstrategie zwischen den Jahren. Im Oktober 2005 hatten die Amphipoden eine niedrige Kohlenstoffsignatur ähnlich wie das Seston und eine hohe Stickstoffsignatur, was mit einem hohen trophischen Level gleich zu setzen ist. Im Herbst 2006 hingegen hatten die Amphipoden eine den Chironomiden ähnliche Isotopensignatur. Die Nahrungsstrategie der Amphipoden zeigte somit einen Shift von einem hohen trophischen Level basierend auf pelagischen Ressourcen in 2005 zu einem niedrigen trophischen Level (eines Primärkonsumenten) basierend auf benthischen Ressourcen. Insgesamt war die Nahrungsstrategie der Amphipoden ($\delta^{15}N$: $r^2 = 0,94$, $p = 0,03$ und $\delta^{13}C$: $r^2 = 0,99$, $p = 0,003$) von der Produktion des Biodepositionsmaterials, nicht aber von der Produktion des Epilithons ($\delta^{15}N$: $r^2 = 0,46$, $p = 0,32$ und $\delta^{13}C$: $r^2 = 0,47$, $p = 0,31$) abhängig. Es konnte kein Zusammenhang zwischen der Produktion der Basalresourcen und den Chironomiden. Diese Ergebnisse stützen die Hypothese, dass die Biodepositionswirkung der Zebramuscheln und somit die gesteigerte Menge an sedimentiertem Material ein benthisches Nahrungsnetz ausbildet und sich somit positiv das Makrozoobenthos auswirkt. Wie dieses Nahrungsnetz im Detail aussieht, welche anderen Arten darin involviert sind und als trophischen Link zu den Amphipoden dienen, ist mit den Daten dieser Studie allerdings nicht vorher zu sagen.

Fazit & Ausblick

Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Studie, dass die Zebramuschel (*Dreissena polymorhpha*) von großer Bedeutung für die Makrozoobenthosgemeinschaft und insbesondere für das benthische Nahrungsnetz ist. Frühere Studien zeigten, dass neben den Muschelschalen, die ein Habitat darstellen und die Substratkomplexität erhöhen, auch die lebenden Muscheln einen Effekt haben (z.B. Stewart und Haynes 1994, Stewart et al. 1998). Mit den hier präsentierten Ergebnissen konnte nun gezeigt werden, dass der Shift von pelagischen Resourcen zum Benthos hin durch die Filtration der Zebramuschel ein entscheidender Faktor ist. Dies zeigte sich dadurch, dass die Nahrungsstrategie der Amphipoden von der Biodepositionsporduktion abhängig ist und diese in einem Nahrungsnetz, basierend auf das Biodepostionmaterial der Zebramuscheln, involviert sind.

Um das Nahrungsnetz genauer darstellen zu können und damit die Auswirkungen der Zebramuscheln auf die benthische Lebensgemeinschaft genauer erklären zu können, müssen weitere Untersuchungen, beispielsweise zu speziellen Räuber-Beute Paaren ebenso wie eine Ausweitung der Stabilen Isotopenanalyse auf mehr Invertebratentaxa, folgen. Ein Hinweis darauf, welche Arten potentiell in das Nahrungsnetz involviert sein könnten, zeigt die Änderung der benthischen Lebensgemeinschaft in dieser Studie. Die multivariate Auswertung der Benthosproben zeigte eine signifikante Änderung der Gemeinschaft zwischen den beiden beprobte Jahren als Folge der geringeren Dichte der Zebramuschel in 2006. An beiden Probestellen war dies durch eine verringerte Dichte der Eintagsfliege *Caenis* spp. begründet. An der Probestelle im Untersee war zusätzlich eine starke Verringerung der Dichte der Köcherfliege *Ecnomus tenellus* für die Veränderung der benthischen Lebensgemeinschaft verantwortlich. Die ist ein Hinweis darauf, dass diese beiden Arten möglicherweise eine wichtige Position in dem durch *D. polymorpha* induziertem Nahrungsnetz spielen.

Danksagung

Diese Arbeiten wurden finanziert durch die DFG im Rahmen des SFB 454 „Bodenseelitoral“. Ein besonderer Dank gilt der Forschungstauchergruppe des Limnologischen Instituts in Konstanz, insbesondere Stefan Werner, John Hesselschwerdt, Martin Wolf und Manuel Hirning.

Literatur

Bially, A. und H. J. MacIsaac. 2000. Fouling mussels (Dreissena spp.) colonize soft sediments in Lake Erie and facilitate benthic invertebrates. Freshwater Biology 43:85-97.

Bij de Vaate, A., K. Jazdzewski, H. A. M. Ketelaars, S. Gollasch und 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.

France, R. L. 1995. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: food web implications. Marine Ecology Progress Series 124:307-312.

Gergs, R., J. Grey und K. O. Rothhaupt. 2011. Temporal variations in zebra mussel (Dreissena polymorpha) density structure the benthic food web and community composition on hard substrates in Lake Constance, Germany. Biological Invasions 13:2727-2738.

Gergs, R., A. J. Hanselmann, I. Eisele und K. O. Rothhaupt. 2008. Autecology of Limnomysis benedeni Czerniavsky, 1882 (Crustacea: Mysida) in Lake Constance, southwestern Germany. Limnologica 38:139-146.

Gergs, R., K. Rinke und K. O. Rothhaupt. 2009. Zebra mussels mediate benthic-pelagic coupling by biodeposition and changing detrital stoichiometry. Freshwater Biology 54:1379–1391.

Gergs, R. und K. O. Rothhaupt. 2008a. Effects of zebra mussels on a native amphipod and the invasive Dikerogammarus villosus: the influence of biodeposition and structural complexity. Journal of the North American Benthological Society 27:541-548.

Gergs, R. und K. O. Rothhaupt. 2008b. Feeding rates, assimilation efficiencies and growth of two amphipod species on biodeposited material from zebra mussels. Freshwater Biology 53:2494-2503.
González, M. J. und A. Downing. 1999. Mechanisms underlying amphipod responses to zebra mussel (Dreissena polymorpha) invasion and implications for fish-amphipod interactions. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56:679-685.
Izvekova, E. I. und A. A. Lvova-Katchanova. 1972. Sedimentation of suspended matter by Dreissena polymorpha Pallas and its subsequent utilization by chironomidae-larvae. Polnisches Archiv für Hydrobiologie 19:203-210.
Kley, A. und G. Maier. 2005. An example of niche partitioning between Dikerogammarus villosus and other invasive and native gammarids: a field study. Journal of Limnology 64.
Kolar, C. S., A. H. Fullerton, K. M. Martin und G. A. Lamberti. 2002. Interactions among zebra mussel shells, invertebrate prey, and Eurasian ruffle or Yellow perch. Journal of Great Lakes Research 28:664-673.
Limén, H., C. D. A. van Overdijk und H. J. MacIsaac. 2005. Food partitioning between amphipods Echinogammarus ischnus, Gammarus fasciatus, and Hyalella azteca as revealed by stable isotopes. Journal of Great Lakes Research 31:97-104.
Maguire, C. M. und J. Grey. 2006. Determination of zooplankton dietary shift following a zebry mussel invasion, as indicated by stable isotope analysis. Freshwater Biology 51:1310-1319.
McCutchan, J. H., W. M. Lewis, C. Kendall und C. C. McGrath. 2003. Variations in trophic shift for stable isotope rations of carbon, nitrogen, and sulfur. OIKOS 102:378-390.
Morin, A., W. Lamoureux und J. Busnarda. 1999. Empirical models predicting primary productivity from chlorophyll a and water temperature for stream periphyton and lake and ocean phytoplankton. Journal of the North American Benthological Society 18:299-307.
Mörtl, M., U. Mürle, J. Ortlepp, P. Rey, N. Scheifhacken und S. Werner. 2005. Dikerogammarus villosus (Crustacea: Amphipoda) und Corbicula fluminea (Bivalvia: Veneroidea) im Bodensee. 15-30 15-30 in L. f. U. Baden-Württemberg. Wirbellose Neozoen im Bodensee. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung.
Mörtl, M. und K. O. Rothhaupt. 2003. Effects of adult Dreissena polymorpha on settling juveniles and associated macroinvertebrates. International Review of Hydrobiology 88:561-569.
Peterson, B. J. und B. Fry. 1987. Stabile isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology and Systematics 18:293-320.
Rey, P., D. Küry, B. Weber und J. Ortlepp. 2000. Neozoen im Hochrhein und im südlichen Oberrhein. Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz 18:19-35.
Silver Botts, P., B. A. Patterson und D. W. Schloesser. 1996. Zebra mussel effects on benthic invertebrates: physical or biotic? Journal of the North American Benthological Society 15:179-184.
Stewart, T. W. und J. M. Haynes. 1994. Benthic macroinvertebrate communities of Southwestern Lake Ontario following invasion of Dreissena. Journal of Great Lakes Research 20:479-493.
Stewart, T. W., J. G. Miner und R. L. Lowe. 1998. Quantifying mechanisms for zebra mussel effects on benthic macroinvertebrates: organic matter production and shell-generated habitat. Journal of the North American Benthological Society 17:81-94.
Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach und M. Schleuter. 2000. Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39:1-72.
Werner, S., M. Mörtl, H. G. Bauer und K. O. Rothhaupt. 2005. Strong impact of wintering waterbirds on zebra mussel (Dreissena polymorpha) populations at Lake Constance, Germany. Freshwater Biology 50:1412-1426.
Wisenden, P. A. und R. C. Bailey. 1995. Development of macroinvertebrate community structure associated with zebra mussel (Dreissena polymorpha) colonization of artificial substrates. Canadian Journal of Zoology 73:1438-1443.

Auswirkungen globaler Erwärmung auf Cyanobakterien – Toxinproduktion und begleitende Bakterienflora

Claudia Dziallas

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland; dziallas@igb-berlin.de

Keywords: *Microcystis aeruginosa*, Toxine, assoziierte Bakterien, Temperatur, Cyanobakterien

Einleitung

Massenentwicklungen von Cyanobakterien in Brack- und Süßgewässern haben über die letzten Jahrzehnte aufgrund von Eutrophierung und globaler Erwärmung zugenommen (Paerl & Huisman 2008). Neben dem visuellen und olfaktorischen Nachteil können sich diese Cyanobakterienblüten auch negativ auf Wirtschaft und Landwirtschaft auswirken, indem die Cyanobakterien Toxine produzieren, die giftig für Mensch und Tiere sind.

In Süßgewässern treten Vertreter der Gattung *Microcystis* besonders häufig auf. Diese sind einzellig, können sich aber zu Aggregaten zusammenfinden und viele Stämme produzieren das Lebergift Microcystin. Microcystin ist nicht ein einziges Gift, sondern es existieren diverse Varianten, die unterschiedlich toxisch sind (Spoof et al. 2003). Das häufigste davon ist Microcystin-LR, auf dem auch der Grenzwert der WHO für Trinkwasser mit 1,0 µg L^{-1} beruht. Es ist bekannt, dass ein einzelner Stamm mehr als eine Variante des Microcystins produzieren kann, aber nicht warum und wann.

Ein weiterer lange unbeachteter Aspekt dieser Massenentwicklungen sind assoziierte Mikroorganismen und ihre Auswirkungen auf die Cyanobakterien. Zwar ist von einigen bakteriellen Isolaten bekannt, dass sich diese positiv oder negativ auf das Wachstum der Cyanobakterien auswirken und es auch Bakterien gibt, die die Microcystine abbauen können (Bourne et al. 1996, Paerl & Millie 1996), doch gibt es bisher keine Untersuchungen einer natürlichen bakteriellen Gemeinschaft und deren direkte Auswirkungen auf die Toxinproduktion. Um dies zu testen, wurden unterschiedliche Stämme von *M. aeruginosa* mit Bakteriengemeinschaften aus zwei verschiedenen Seen inokuliert und die entstehende assoziierte Bakteriengemeinschaft sowie die Toxinproduktion toxischer Cyanobakterienstämme untersucht.

Material und Methoden

Experimentelles Design

Mittels Lysozym und Schütteln wurden zwei toxische und zwei nicht-toxische Stämme frei von assoziierten Bakterien bekommen. Diese axenischen Kulturen wurden einzeln und als Konkurrenzansatz mit jeweils einem toxischen und einem nicht-toxischen Stamm auf 20, 26 und 32°C für 19 Tage inkubiert. Diese Stämme wuchsen axenisch oder wurden mit Bakterien aus zwei verschiede-

nen Seen inokuliert, um so den Einfluss assoziierter Bakterien auf die Toxinproduktion zu untersuchen. Nach 19 Tagen wurden Proben zur Analyse der assoziierten Bakteriengemeinschaft, des Verhältnisses toxischer gegenüber nicht-toxischer Zellen und zur Bestimmung des produzierten Microcystins genommen.

DNA-Extraktion, PCR, DGGE und statistische Analyse

5 ml der Kultur wurden über einen 3,0 µm und danach über 0,2 µm Polycarbonatfilter filtriert und bis zur DNA-Extraktion auf -20°C aufbewahrt. Die DNA wurde mit Phenol-Chloroform und Zirkoniumkügelchen nach Zhou et al. (1996) extrahiert. Danach wurde die bakterielle DNA mit spezifischen Primern mit einer PCR amplifiziert und danach mit einer DGGE aufgetrennt, wobei jede Bande für ein spezifisches Bakterium steht. Eine DGGE zeigt die dominierenden Bakterien einer Probe, die mehr als 1-2% der Gesamtgemeinschaft ausmachen. Das DGGE-Bild wurde danach mit GelComparII nach An- und Abwesenheit der Banden analysiert. In Primer6 wurde die aus GelComparII gewonnene Matrix übernommen und die Ähnlichkeit der Proben mit Hilfe von ANOSIM (Analysis of Similarities) und MDS (multi-dimensional Scaling) ausgewertet. Für detailliertere Informationen siehe Dziallas & Grossart (2011a).

RING-FISH

RING-FISH (recognition of individual genes – fluorescence *in situ* hybridization) ist eine Methode, mit der man Zellen, die ein bestimmtes Gen tragen sichtbar machen kann. Hier wurde diese Methode zur Unterscheidung von toxischen und nicht-toxischen Zellen von *M. aeruginosa* angewendet. Der detaillierte Ablauf ist von Dziallas et al. (2011) beschrieben. Zusammengefasst wird aus einem spezifischen PCR-Produkt (hier für das Microcystinsynthetasegen D) eine in diesem Falle etwa 300 nt lange RNA-Sonde erstellt, bei der etwa jedes vierte Uracil mit Fluorescein markiert wurde. Diese Sonde hybridisiert mit der DNA und - bei geringer Änderung des Protokolls - mit der mRNA von toxischen bzw. toxin-produzierenden Zellen. Im Epifluoreszenzmikroskop kann man dann nicht-toxische Zellen (aufgrund ihrer Eigenfluoreszenz rot) und toxische Zellen (aufgrund der Sonde grün) unterscheiden. Auch ist es möglich, die so behandelten Zellen mit dem Durchflusszytometer zu unterscheiden und zu zählen.

Microcystin-Bestimmung mit der HPLC

10 ml der Kultur wurden genommen und in ein geglühtes Glasgefäß gegeben. Danach wurden diese Proben eingefroren und schließlich gefriergetrocknet. Mit 75% Methanol wurden die Microcystine rückgelöst und dann mit einer RP-HPLC analysiert (Lawton et al. 1994, Fastner et al. 1998).

Ergebnisse und Diskussion

In diesem Versuch hatten toxische Zellen bei höheren Temperaturen einen Wachstumsvorteil und nach 19 Tagen Inkubation höhere Zellzahlen als die nicht-toxischen Stämme, mit denen sie zu Beginn im gleichen Verhältnis standen. Dies war besonders im axenischen Ansatz sehr ausgeprägt und wurde durch die Anwesenheit heterotropher Bakterien leicht unterdrückt (Abb. 1). Diese Entwicklung zeigt, dass das Potential, Toxine zu produzieren, mit höheren Temperaturen ansteigen kann. Eine Untersuchung der tatsächlich exprimierten Gene zeigte, dass bei höheren Temperaturen weniger Zellen das hier untersuchte Gen für die Microcystinsynthetase translatierten. Dies könnte daran liegen, dass Microcystine chemisch sehr stabil sind (Jones & Orr 1994, Tsuji et al. 1994) oder damit in Zusammenhang stehen, dass die Zellen bei höheren Temperaturen stärker aggregierten. Wenn man von der Hypothese ausgeht, dass Microcystine zum Schutz der Zellen, z.B. vor Sauer-

stoffradikalen, gebildet werden (Zilliges et al. 2011, Dziallas & Grossart 2011b), würde die Aggregation die inneren Zellen einer Kolonie schützen.

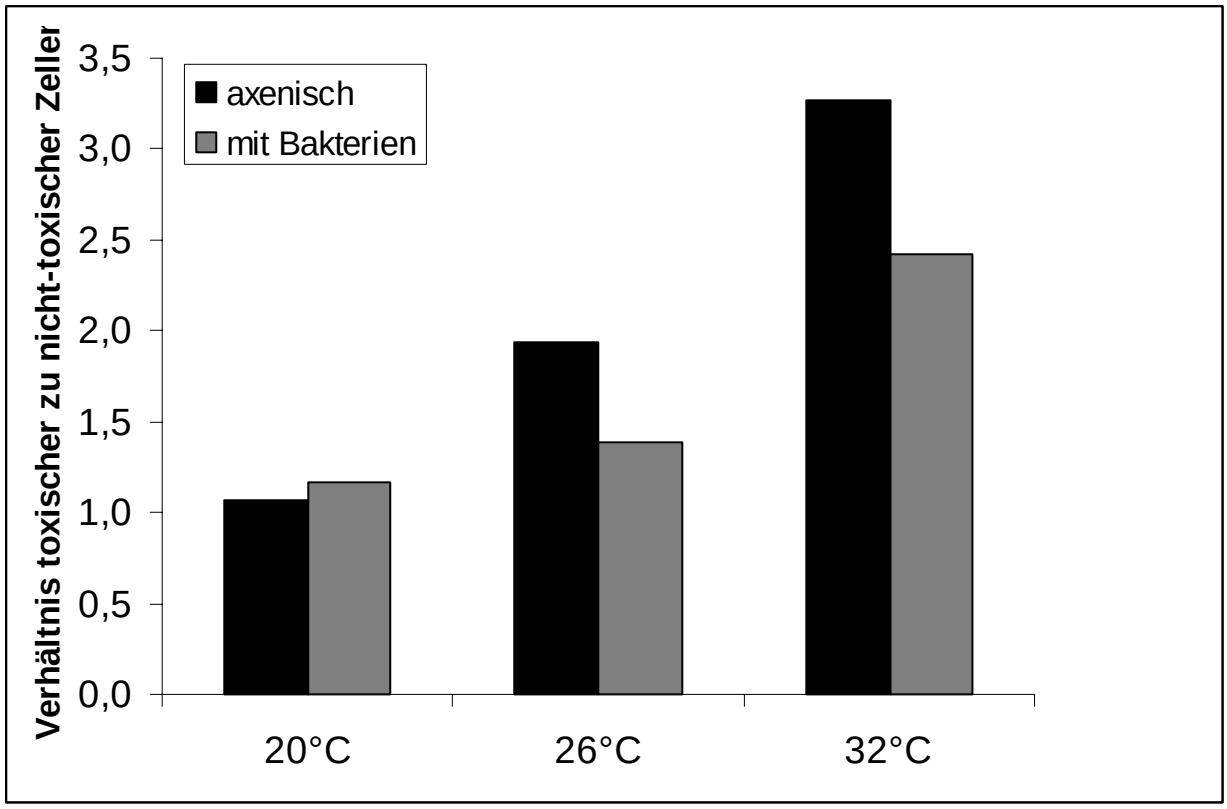
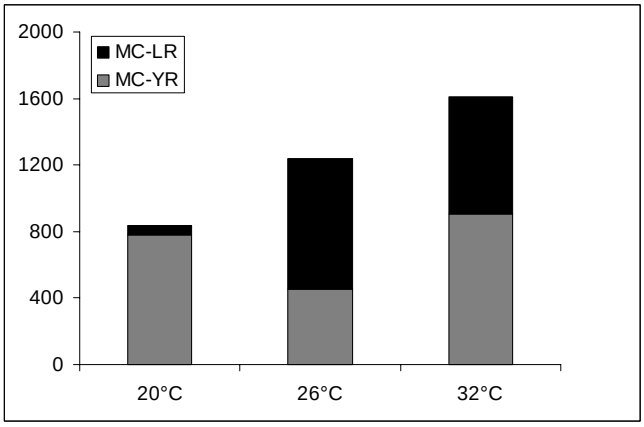


Abb. 1: Verhältnis toxischer zu nicht-toxischen Zellen nach Inkubation für 19 Tage auf drei verschiedenen Temperaturen. Das Verhältnis war zu Versuchsbeginn gleich.

Sowohl Untersuchungen auf DNA- als auch auf RNA-Niveau zeigen aber immer nur das Potential und nicht die tatsächliche Menge produzierter Microcystine. Die Konzentration der Microcystine in und um die toxischen Zellen herum wurde ebenfalls gemessen. Stämme von *M. aeruginosa* können nicht nur eine einzelne sondern mehrere Varianten dieses Toxins produzieren. Im axenischen Zustand wurde hauptsächlich das auf Mäuse weniger giftig wirkende MC-YR als das giftigere MC-LR (Gupta et al. 2003, Blom & Jüttner 2005) von dem von uns untersuchten Stamm gebildet (Abb. 2). Wenn dieser Stamm allerdings mit Bakterien inkubiert wurde, änderte sich dieses Verhältnis und es konnte im Verhältnis mehr der giftigeren Variante gemessen werden. Dies könnte zum Einen daran liegen, dass einige Bakterien bestimmte Varianten von Microcystinen gut abbauen können (z.B. Ho et al. 2007), zum Anderen daran, dass die Bakterien mit den Cyanobakterien interagieren und so die Produktion einer anderen Varianten fördern.



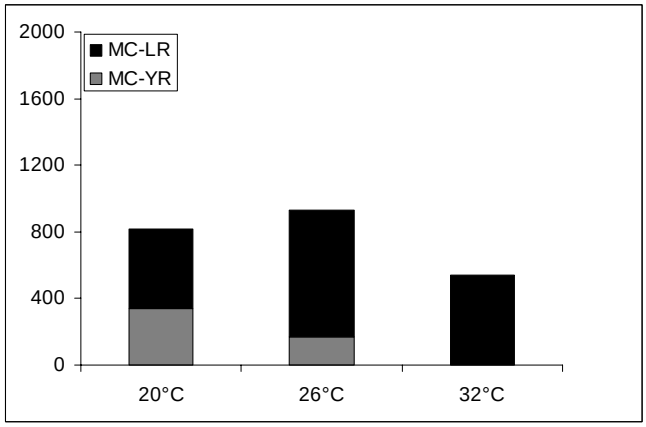


Abb. 2: Gemessene Microcystinkonzentration des Stammes HUB W333 in Abhängigkeit der Inkubationstemperatur und assoziierter Bakterien. Links: axenisch, rechts: mit assoziierten Bakterien.

Eine Änderung der mikrobiellen Gemeinschaft kann von daher zu einer Änderung der gebildeten Toxine führen. Eine Analyse der assoziierten Bakteriengemeinschaft zeigte hierbei, dass diese stark von der Inkubationstemperatur beeinflusst wurde (Abb. 3). Dabei fanden wir bestimmte Bakterien wie Sphingomonaden und Flavobakterien bei allen hier untersuchten Inkubationstemperaturen, andere Gruppen wiederum nur bei einer oder zwei der Temperaturen. Es scheint also Bakterien zu geben, die fast immer an Cyanobakterien gekoppelt zu sein scheinen, während andere die neben der cyanobakteriellen Nische auch zusätzlich noch auf bestimmte Temperaturen angewiesen sind (Dziallas & Grossart 2011a) .

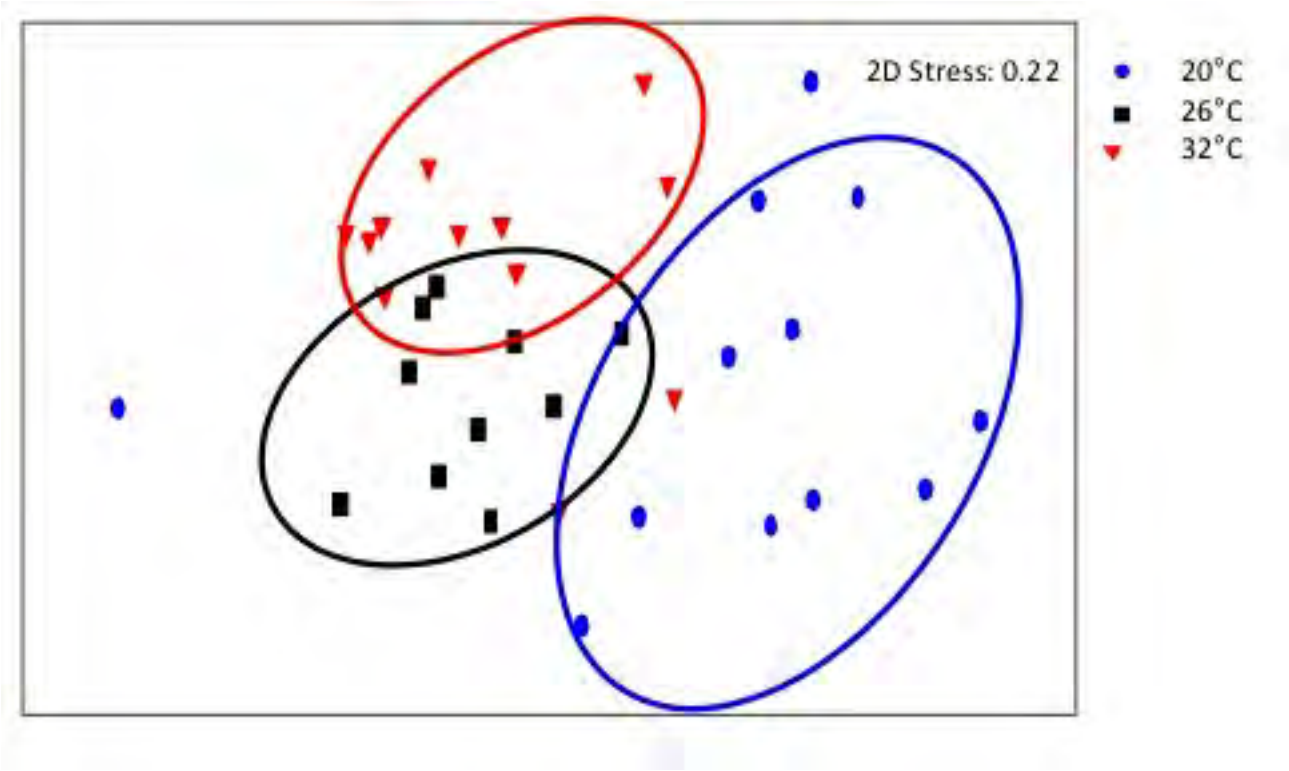


Abb. 3: MDS der bakteriellen Gemeinschaft von *M. aeruginosa* in Abhängigkeit der Inkubationstemperatur.

Die Temperatur beeinflusst so Cyanobakterien nicht nur direkt durch andere Wachstums- und Aufnahmekinetiken, sondern auch indirekt über die Änderung der assoziierten Bakteriengemeinschaft. Dies kann wiederum einen großen Einfluss auf die gebildeten und eventuell mikrobiell abgebauten Toxine haben und ist von daher von großer Bedeutung für die Risikobewertung von Gewässern.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Bei gleichem Verhältnis zu Versuchsbeginn zeigte sich eindeutig, dass die toxischen Zellen bei höheren Temperaturen besser wachsen können als die nicht-toxischen Zellen. Allerdings wurde dieser Effekt durch die begleitende Bakterienflora geringer. Dies bedeutet, dass die globale Erwärmung generell das Risiko toxischer Cyanobakterienblüten erhöht, das Ergebnis aber auch durch die im Frühling herrschenden Verhältnisse toxischer zu nicht-toxischer Stämme und die umgebenden

Mikroorganismen mitbestimmt wird. Eine genaue Vorhersage ist damit schwierig und eine weitere Analyse dieses komplexen Zusammenspiels notwendig.

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt meinem Doktorvater Prof. Dr. Hans-Peter Grossart und Solvig Pinnow, die mich mit großem Elan im Labor unterstütz hat. Diese Arbeit entstand im Rahmen meiner Promotion in einem Teilprojekt von AQUASHIFT (DFG, GR1540/11-1,2).

Literatur

Blom J.F., Jüttner F. (2005) High crustacean toxicity of microcystin congeners does not correlate with high protein phosphatase inhibitory activity. Toxicon 46: 465–470.

Bourne D., Jones G., Blakeley R., Jones A., Negri A., Riddles P. (1996) Enzymatic pathway for the bacterial degradation of the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin LR. Applied and Environmental Microbiology 62**:** 4086–4094.

Dziallas C., Grossart H.-P. (2011a) Temperature and biotic factors influence bacterial communities associated with the cyanobacterium *Microcystis* sp. Environmental Microbiology 13: 1632-1641.

Dziallas C., Grossart H.-P. (2011b) Increasing radicals and water temperature select for toxic *Microcystis* sp. PLoSOne: 10.1371/journal.pone.0025569.

Dziallas C., Pinnow S., Grossart, H.-P. (2011) Quantification of toxic and toxin-producing cyanobacterial cells by RING-FISH in combination with flow cytometry. Limnology & Oceanography Methods 9: 67-73.

Fastner J., Flieger I., Neumann U. (1998) Optimised extraction of microcystins from field samples – a comparison of different solvents and procedures. Water Research 32: 3177–3181.

Gupta N., Pant S.C., Vijayaraghavan R., Lakshmana Rao P.V. (2003) Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. Toxicology 188: 285–296.

Ho L., Hoefel D., Saint C.P., Newcombe G. (2007) Isolation and identification of a novel microcystin-degrading bacterium from a biological sand filter. Water Research 41: 4685-4695.

Jones G.J., Orr P.T. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and proteinphosphatase inhibition assay. Water Res. 28, 871–876.

Lawton L., Edwards C., Codd G. (1994) Extraction and High-performance Liquid Chromatographic Method for the Bacteria associated with *Microcystis* sp. Determination of Microcystins in Raw and Treated Waters. Analyst 119**:** 1525–1530.

Paerl H.W., Huisman J. (2008) Blooms like it hot. Science 320: 57–58.

Paerl H.W., Millie D.F. (1996) Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. Phycologia 35: 160–167.

Spoof, L, Vesterkvist, P, Lindholm, T & Meriluoto, J (2003): Screening for cyanobacterial hepatotoxins, microcystins and nodularin in environmental water samples by reversed-phase liquid chromatography-electrospray ionisation mass spectrometry. Journal of Chromatography A 1020: 105-119.

Tsuji K., Naito S., Kondo F., Ishikawa N.,Watanabe M.F., Suzuki M., Harada K.I. (1994). Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerisation. Environmental Science of Technology 28, 173–177.

Zhou J., Bruns M., Tiedje J. (1996) DNA recovery from soils of diverse composition. Applied and environmental microbiology 62: 695–724.

Zilliges I, Kehr JC, Meissner S, Ishida K, Mikkat S, et al. (2011) The cyanobacterial hepatotoxin microcystin binds to proteins and increases the fitness under oxidative stress conditions. PLoSOne: 10.1371/journal.pone.0017615.

POSTERPRÄMIERUNG 2011

DREES, M., B. SCHWERDT, BRITTA & ELISABETH I. MEYER: Zeitlicher und räumlicher Verlauf der Einwanderung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda) auf der Paderborner Hochfläche

FIEDLER, D., H.-P. GROSSART, E. ZWIRNMANN & J. KÖHLER: DON - die vergessene Stickstoffquelle

GEISMAR, J., J. SAUER, P. HAASE & C. NOWAK: Genetische Populationsstruktur der Köcherfliege Drusus discolor (Rambur, 1842) in zwei deutschen Mittelgebirgen

KNAPPERTSBUSCH, K., M. DREES & E. I. MEYER: Invasionsgeschichte von Echinogammarus berilloni (Catta, 1878) in Nordrhein Westfalen

MEWES, D., C. WINKELMANN, J. H. E. KOOP & J. BENNDORF: Biofilm: Wachstum am Limit

SCHÜMANN, M., U. RAEDER & A. MELZER: Die Invasion von Wasserpflanzen als Folge des Klimawandels - ein geplantes Vorhersagemodell für die Gefährdungsanfälligkeit stehender Gewässer in Bayern

Zeitlicher und räumlicher Verlauf der Einwanderung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda) auf der Paderborner Hochfläche

Drees, Michael[1], Schwerdt, Britta, Meyer & Elisabeth I.[2]

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

Keywords: Invasion, *Echinogammarus berilloni*, Ausbreitungsgrenzen

Einleitung

Auf der karstbeeinflussten Paderborner Hochfläche (NRW) leben drei Gammaridenarten. Neben den einheimischen Arten *Gammarus pulex* L. 1758 und *Gammarus fossarum* (Koch 1835) wurde im Jahr 2000 auch der invasive *Echinogammarus berilloni* Catta 1878 nachgewiesen (Meyer et al. 2004). Der genaue Zeitpunkt der Einwanderung dieser in der Lippe schon seit langem verbreiteten Art (Schellenberg 1925) in diesen Bereich ist unklar. Während bei der Untersuchung von 1982 (Späh 1984) in der oberen Lippe noch keine *E. berilloni* gefunden wurden, zeigte die Art im Jahr 2000 schon fast die heutigen Ausbreitungsgrenzen (Meyer et al. 2004). Dies war der Ausgangspunkt für weitergehende, intensive Untersuchungen zur Verbreitung von *E. berilloni* in den Lippezuflüssen Alme und Altenau. Die hier vorgestellten Ergebnisse dokumentieren den zeitlichen und räumlichen Ausbreitungsverlauf seit Beginn der intensiven Untersuchung. Im Zuge der Ausbreitung wurde vor allem *Gammarus pulex* aus der unteren und mittleren Alme verdrängt, inzwischen scheint auch das Verbreitungsgebiet von *Gammarus fossarum* in der oberen Alme bedroht. 2010 und 2011 wurden die Ausbreitungsgrenzen und deren Veränderung an Lippe, Pader, Alme, Altenau und Afte ermittelt. Interessant ist dabei unter anderem, dass die Verbreitungsgrenze teilweise sehr scharf und durch ein abruptes Abbrechen des Vorkommens gekennzeichnet ist.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfasste den Abschnitt der Alme zwischen Büren im Süden (Flkm 40) und Paderborn-Elsen im Norden (Flkm 2, Abb. 1). Für die langfristige Analyse der Veränderung des Verbreitungsbildes der drei Arten fanden an acht Standorten in den Jahren 2003, 2005, 2008 und 2011 immer Anfang Juli Probenahmen statt. Für die Analyse der kleinräumigen Veränderung der Ausbreitungsgrenze in Büren wurden im Februar 2010 und im Juli 2011 ober- und unterhalb des Zusammenflusses von Alme und Afte solange Proben in einem Abstand von ca. 200 m Fließstrecke genommen, bis an diesen Probestelle keine *E. berilloni* mehr nachgewiesen werden konnten (Abb. 2). Alle Proben wurden mittels Kick-sampling mit einem Handnetz mit einer Maschenweite von 1 mm von allen Substraten gesammelt und direkt in 70 %igen Alkohol überführt. Für die Proben der langfristigen Veränderung wurde 45 Minuten gesammelt (drei Personen à 15 Minuten). Für die Beprobung der kleinräumigen Verteilung wurden ca. 150 Tiere gesammelt. Die Bestimmung erfolgte nach Eggers & Martens (2001) mit Hilfe eines Stereomikroskopes Stemi 2000 von Zeiss.

Ergebnisse und Diskussion

Der aus dem westlichen Mittelmeerraum stammende *Echinogammarus berilloni* (Schellenberg 1925) wurde in der mittleren Lippe bei Dorsten bereits 1924 als Erstfund für Deutschland gemeldet (Boecker 1926). Von hier aus breitete sich die Art sukzessive insbesondere Lippe-aufwärts aus. Obwohl 1982 nicht in der Lippe westlich von Paderborn gefunden (Späh 1984), trat die Art schon im Jahr 2000 dominant oberhalb dieser Abschnitte in der unteren Alme, des Weiteren in der mittleren Alme sowie der unteren Altenau auf (Meyer et al. 2004). Die Ausbreitung erfolgte hierbei sehr wahrscheinlich ausschließlich durch Aufwanderung, weil ein „long-distance-dispersal“ für diese Art als sehr unwahrscheinlich angesehen wird (Schwerdt et al. 2011). Das ist bemerkenswert, da die Migration selbst durch einen ausgedehnt temporär austrocknenden Abschnitt in der mittleren Alme (Abb. 1) nicht gestoppt wurde. Molekulargenetische Analysen haben allerdings gezeigt, dass die Subpopulation im oberen Abschnitt der Alme fast völlig getrennt von den restlichen Tieren im Gebiet lebt und die Überwindung dieses natürlichen Hindernisses wohl ein seltenes oder einmaliges Ereignis war (Niehues et al. 2011). Es ist ein Glückfall, dass hier eine Invasion während ihres Verlaufes über mehrere Jahre hinweg untersucht werden konnte Die Ausbreitung von *E. berilloni* schreitet immer noch fort. Die obersten drei Untersuchungsstellen zwischen dem Zusammenfluss von Alme und Afte im Süden und dem Beginn des durch Karsteinfluss trocken fallenden Abschnittes im Norden werden inzwischen durch diese Art dominiert. Hierzu scheinbar widersprüchliche Befunde im temporären Abschnitt (Abb. 1) dürften auf die sehr geringen Individuenzahlen zurückzuführen sein (2011: n = 2 *Gammarus pulex*). Trotzdem unterliegt die prozentuale Artenzusammensetzung gewissen Schwankungen, was auch in unterschiedlicher Populationsdynamik der drei beteiligten Arten begründet seien könnte (Zeidler et al. 2008) oder mit dem Einfluss von Wassertemperatur und Wasserführung der verschiedenen Jahre zusammenhängen könnte. Insgesamt ist zu erkennen, dass *Gammarus* fossarum unabhängig von der Invasion eher in den oberen Abschnitten der Alme in größeren Individuendichten zu finden ist, während Gammarus pulex eher in den mittleren Abschnitten vorkommt. Die unteren Abschnitte der Alme zwischen Zufluss der Altenau und Mündung in die Lippe sind so deutlich von E. berilloni dominiert, dass hier keine Aussage zur Entwicklung des Vorkommens der beiden einheimischen Arten möglich ist.

Das Fortschreiten der Invasion wird auch bei Betrachtung der kleinräumigen Entwicklung an der Ausbreitungsgrenze in der Alme deutlich (Abb. 2). Zwischen den Untersuchungen Anfang 2010 und Mitte 2011 konnte E. berilloni einen mehrere hundert Meter langen Abschnitt neu besiedeln und wurde dabei auch in der Mündung der Afte zum ersten Mal nachgewiesen. Während das hervorstechenste Merkmal der Verteilung für 2010 noch die sehr kurze Übergangszone zwischen Dominanz und Ausbreitungsgrenze von etwa 200 m war, konnte dieses Merkmal 2011 nur noch bedingt nachgewiesen werden. Erst jenseits von ca. 500 m oberhalb des Zusammenflusses von Alme und Afte wurden in der Alme nur noch vereinzelt E. berilloni gefunden, während es zuvor etwa 20 % waren. In der Afte liegt die Grenze etwas näher zur Mündung in die Alme und die Anteile von E. berilloni sind hier auch geringer (ca. 10 %; Abb. 2). Worin die Unterschiede zwischen den Besiedlungen in diesen Abschnitten bedingt sind (möglich wären Unterschiede in Temperatur, Substrat, übriger Fauna, Beschattung, etc.) kann ohne intensive Beprobung nicht festgestellt werden.

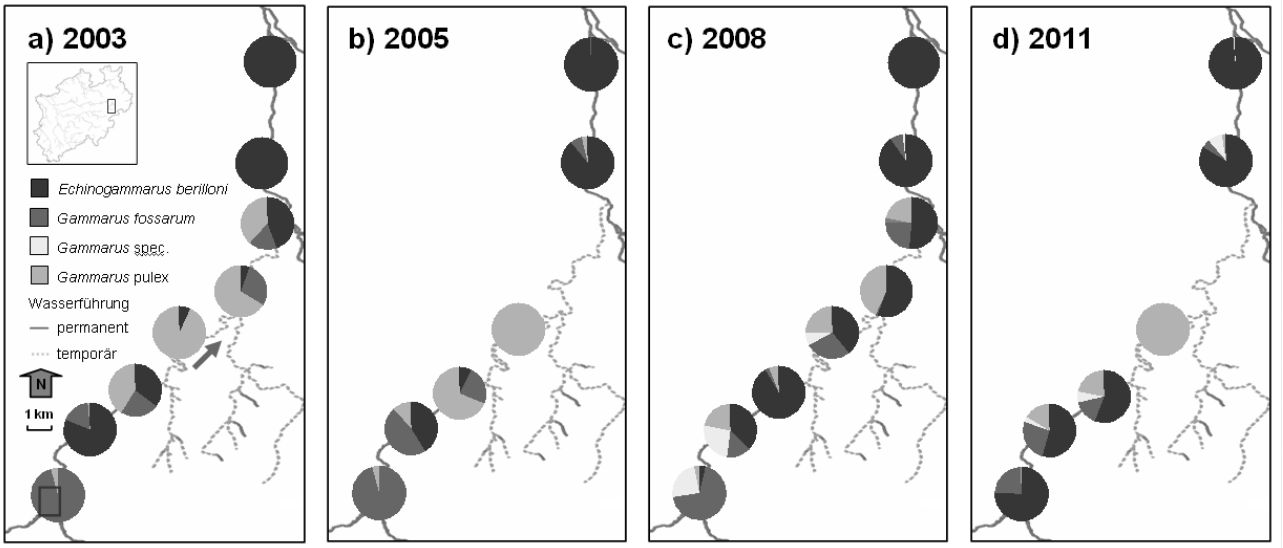


Abb. 1: Vergleich des anteiligen Vorkommens der drei Gammaridenarten in der mittleren und unteren Alme zwischen Büren und Paderborn Elsen von 2003 bis 2011 (Juli) auf Grundlage von 45 Minuten Sammelzeit.

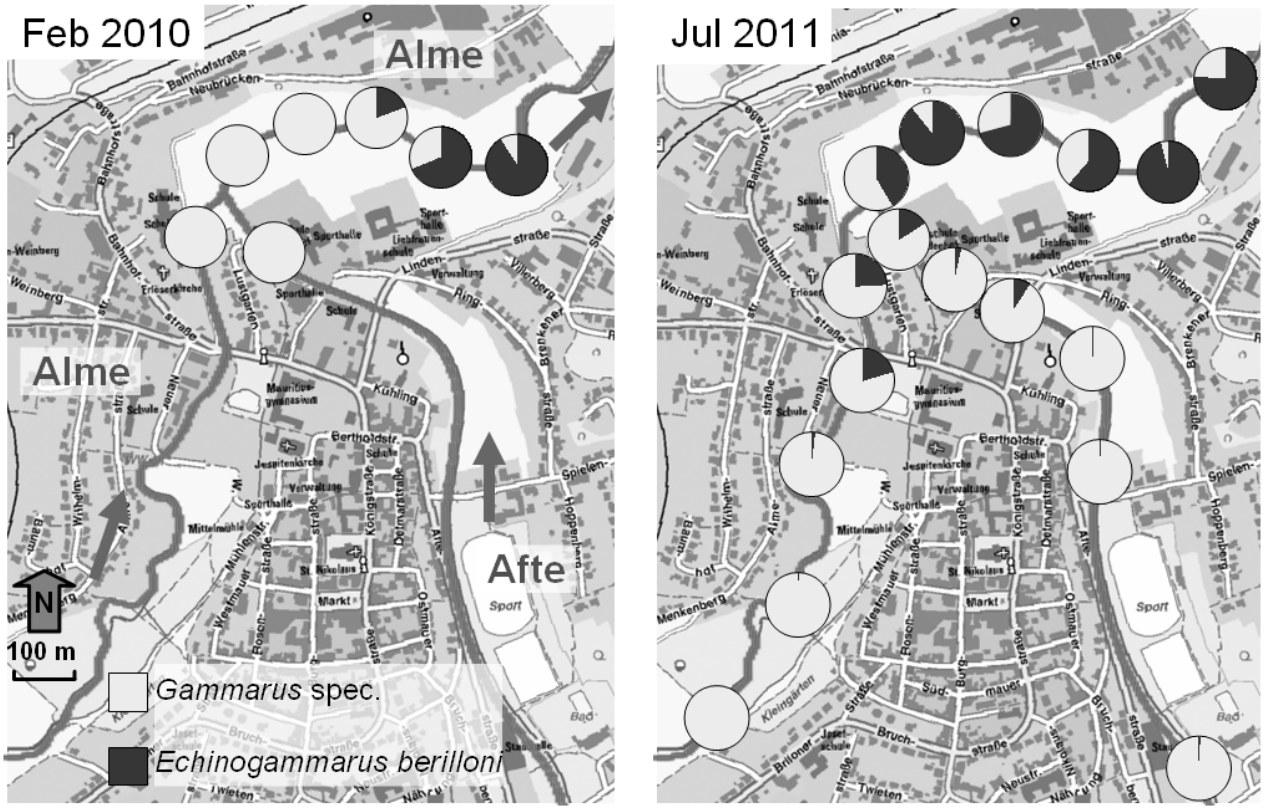


Abb. 2: Vergleich des anteiligen Vorkommens der Gammariden innerhalb der Stadt Büren (Paderborner Hochfläche) 2010 und 2011. Zur Lage im Untersuchungsgebiet siehe Kasten in Abb. 1. Kartengrundlage: www.tim-online.nrw.de

Dass die Ausbreitung nach linearem Muster mit einem relativ gleichmäßigen Tempo verläuft ist eher unwahrscheinlich, was man auch aus den schwankenden Anteilen der drei Arten im Vergleich der Jahre 2003 bis 2011 (Abb. 1) ablesen kann. Möglich wäre eine oszillierende Grenze des Vorkommens von *E. berilloni* wie Meijering (1972) es für *G. pulex* und *G. fossarum* beschrieb. Entscheidender Faktor war

hierbei die Wassertemperatur, da *G. pulex* bei niedrigen Temperaturen einen höheren Anteil in der Drift zeigte und anscheinend dem Abfluss weniger Widerstand leisten konnte als im Sommer. Für *G. fossarum* war dieses Phänomen deutlich abgeschwächt zu beobachten. Fortlaufende Untersuchungen in den nächsten Jahren in beiden Jahreszeiten werden hier die Datengrundlage verbessern.

Zusammenfassung

Auf Grundlage von Daten verschiedener Bearbeiter ließ sich das Fortschreiten der Invasion von *Echinogammarus berilloni* in der Alme zwischen 2003 und 2011 beschrieben. Hierbei zeigte sich, dass die untere Alme durchgehend von *E. berilloni* dominiert wurde, während in der mittleren Alme anfangs noch *Gammarus fossarum* und *Gammarus pulex* vorherrschten. Spätestens seit 2008 ist auch oberhalb der karstbedingten Sommeraustrocknung *E. berilloni* dominant vorzufinden. Dass hier ein fortschreitender Prozess beobachtet wird, wird besonders in der kleinräumigen Analyse im Bereich der oberen Ausbreitungsgrenze deutlich. Hier konnte für *E. berilloni* eine deutliche Ausweitung der besiedelten Abschnitte zwischen Februar 2010 und Juli 2011 nachgewiesen werden. Inwieweit dieser Prozess durch äußere Faktoren in der Zukunft abgebremst wird oder ob die beiden einheimischen *Gammarus*-Arten irgendwann völlig verdrängt seien werden, kann noch nicht abschließend beantwortet werden.

Danksagung

Die vorliegenden Analysen entstanden im Rahmen eines größeren Projektes, das sich mit der Invasion von *Echinogammarus berilloni* auf der Paderborner Hochfläche beschäftigt. Neben den Autoren waren an der Erhebung der Daten, die diesem Teil der Untersuchung zu Grunde liegen, folgende Personen (in alphabetischer Reihenfolge) beteiligt: Nicole Breul, Sajad Farahani, Maren Gravelaar, Nobert Kaschek, Kerstin Knapperstbusch, Julia Meinert, Alexander Meyer, Sonja Steinke, Mareike Trippe und andere. Wir bedanken, uns beim Kreis Paderborn für die Erlaubnis, die Sammlungen durchzuführen.

Literatur

Boecker, E. (1926): Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* Catta in Westfalen. Zoologischer Anzeiger 66, 5-8.

Eggers, T.O., Martens, A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. Lauterbornia 42,1-68.

Meijering, M.P.D. (1972): Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fließgewässern. Archiv für Hydrobiologie 70, 133-205.

Meyer, A., Kaschek, N., Meyer, E.I. (2004): The effect of low flow and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod, *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in a karstic stream system. Crustaceana 77 (8), 909-922.

Niehues, N., Becke, C., Drees, M., Meyer, E.I. (2011): Analyse zeitlicher Veränderungen der populationsgenetischen Struktur von Gammariden mit Hilfe von Mikrosatelliten. Erweiterte Zusammenfassung zum Poster auf der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen.

Schellenberg, A. (1925): *Echinogammarus berilloni* (Catta) ein Bewohner deutscher Gewässer. Zoologischer Anzeiger 62, 327-328.

Schwerdt, B., Kaschek, N., Drees, M., Riss, H.W., Meyer, E.I. (2011): Experimental study of the potential for long distance dispersal in the invasive freshwater amphipod *Echinogammarus berilloni* compared to the native *Gammarus pulex* and *G. fossarum* (Crustacea). Erweiterte Zusammenfassung zum Poster auf der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen.

Späh, H. (1984): Die Benthos- und Fischfauna der oberen Lippe. Forschungsberichte des Landes Nordrhein-Westfalen Nr. 3186. Fachgruppe Physik, Chemie, Biologie, Westdeutscher Verlag, Opladen: 1-56.

Zeidler, M., Trippe, M., Breul, N., Knoche, S., Riss, H.W., Meyer, E.I. (2008): Populationsdynamik dreier Amphipodenarten in einem temporären Fließgewässer der Paderborner Hochfläche (NRW). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Poster auf der Jahrestagung 2008, Konstanz.

DON – die vergessene Stickstoffquelle

Dorothea Fiedler[1], Hans-Peter Grossart[2], Elke Zwirnmann[1] & Jan Köhler[1]

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, dorothea.fiedler@igb-berlin.de, zwirnmann@igb-berlin.de, koehler@igb-berlin.de, 2 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: DON, Phytoplankton, Stickstoff

Einleitung

Lange Zeit ging man davon aus, dass die Primärproduktion in limnischen Systemen, im Gegensatz zur Stickstofflimitation in marinen Habitaten, hauptsächlich durch Phosphat reguliert und stimuliert wird (Howarth et al. 2006, Schindler et al. 2008). Aus diesem Grund wurden eine Vielzahl von Maßnahmen ergriffen, um den Phosphateintrag in Seen und Flüsse zu reduzieren, damit Phytoplanktonwachstum zu verringern und der Eutrophierung entgegen zu wirken (Howarth et al. 2006). In einigen Fällen hatten die Maßnahmen Erfolg, in vielen Seen und Flüssen führte die Reduktion von Phosphat jedoch zu keiner Verbesserung der Gewässerqualität (Schelske 2009). Mittlerweile wird angenommen, dass auch Stickstoff eine wichtige Rolle bei Eutrophierung und Phytoplanktonentwicklung in limnischen Gewässern spielen könnte (Lewis et al. 2008, Elser et al. 2007). In diesem Fall könnte neben der Reduktion von Phosphat auch eine Verminderung des Stickstoffeintrags notwendig sein, um die Eutrophierung von Gewässern zu verringern.

Während man sich in der Vergangenheit hauptsächlich auf gelösten inorganischen Stickstoff (DIN) wie Nitrat und Ammonium konzentriert hat, kommt nun gelöster organischer Stickstoff (DON) zunehmend in den Fokus. Bis vor kurzem nahm man an, dass DON refraktär und damit für Organismen nicht nutzbar ist. Versuche, überwiegend im marinen Bereich, stellen diese Annahme immer mehr in Frage. Nun wird erwogen, ob DON eine Rolle bei der Eutrophierung von Gewässern spielen könnte (Berman et al. 2003), zumal die Konzentration von DON in Seen und Flüssen häufig die von DIN übersteigt (Seitzinger et al. 1997). Diese Aussage konnte auch durch eigene Messungen im Müggelsee von 2006-2011 bestätigt werden (Abbildung 1). Vor allem im Sommer könnte DON die primäre Stickstoffquelle für Phytoplankton darstellen, da die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat in dieser Zeit sehr niedrig sind und häufig sogar unterhalb der Nachweisgrenze liegen.

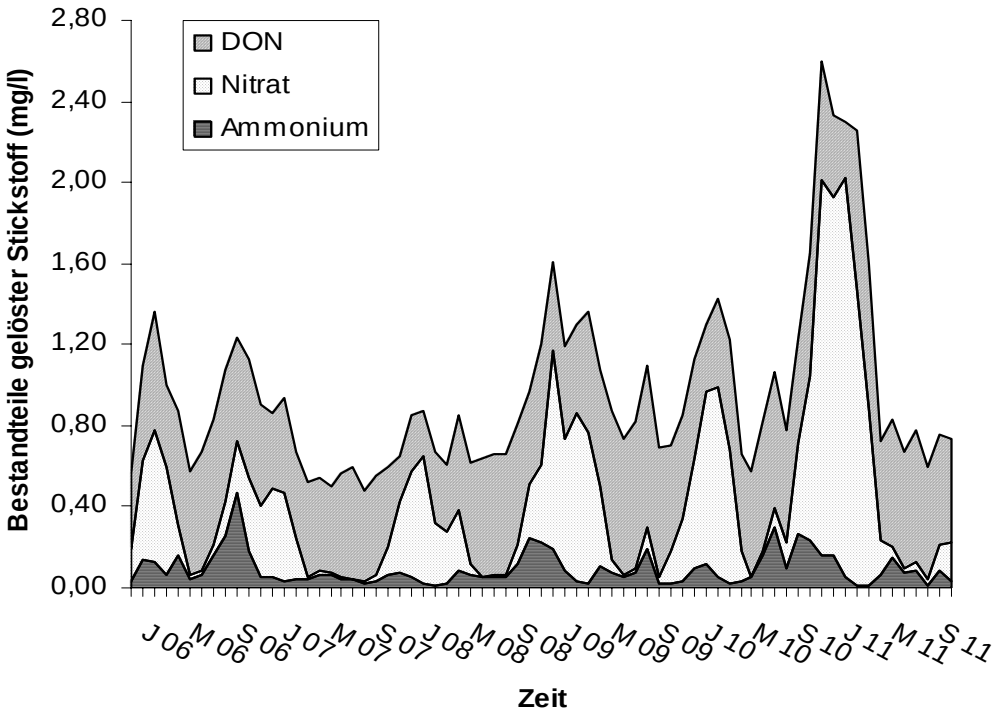


Abb. 1: Monatliche Durchschnittskonzentration von Nitrat, Ammonium und DON im Müggelsee von 2006-2011.

Bisherige Untersuchungen zeigen, dass zumindest DON-Bestandteile mit einem geringen Molekulargewicht (LMW-DON) wie Harnstoff oder freie gelöste Aminosäuren (DFAA) von einigen Phytoplanktonspezies genutzt werden können (e.g. Antia et al. 1980, Berg 2001, 2003, Berman 1999, Neilson et al. 1980, Wheeler et al. 1974). Das Ausmaß ihrer Nutzung ist allerdings nach wie vor unklar. Auch die Verfügbarkeit von höhermolekularen DON-Bestandteilen, z.B. Huminstoffen, ist bisher ungeklärt, obwohl diese den Hauptanteil von DON ausmachen.

Das Ziel dieser Arbeit innerhalb des Projektes NITROLIMIT ist es, Verfügbarkeit und Nutzung von DON durch Phytoplankton besser zu verstehen. Im Folgenden werden einige grundlegende Fragestellungen und die damit verbundene Herangehensweise vorgestellt.

Fragestellungen

Saisonales Stickstoffprofil

In einem ersten Schritt wird die Konzentration der einzelnen DON-Komponenten in den fünf Untersuchungsgewässern in Berlin and Brandenburg im Jahresgang erfasst. Die Gewässer, vier Seen und die Unterhavel, weisen unterschiedliche Eutrophierungsgrade auf und sind repräsentativ für die wichtigsten Gewässertypen in Norddeutschland (Tabelle 1). Die Probenahme für das Profil erfolgt 1-4mal im Monat.

Die Konzentrationen der DON-Komponenten Harnstoff, gelöste freie Aminosäuren (DFAA), gelöste gebundene Aminosäuren (DCAA), Nukleinsäuren und Huminstoffe sollen mit verschiedenen Methoden wie z.B. LC-OCD-OND ermittelt werden. Zusätzlich wird in den jeweiligen Gewässern die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft bestimmt.

Tab. 1: Charakteristika der Untersuchungsgewässer in Berlin und Brandenburg

		Müggelsee	Stechlinsee	Scharmützelsee	Langer See	Unterhavel
Fläche	[km^2]	7,66	4,25	12,1	1,38	11,75
Volumen	[Mio. m^3]	36,5	96,9	108,2	3,27	58,67
Maximaltiefe	[m]	8,9	68	29	3,5	10,74
Mittlere Tiefe	[m]	4,9	22,8	8,8	2,4	4,83
Trophiestufe		eutroph	oligotroph	mesotroph	polytroph	polytroph
Schichtung		polymiktisch	dimiktisch/ monomiktisch	dimiktisch	polymiktisch	polymiktisch
Einzugsgebiet	[km^2]	7000	37,72	112	395	24000
Wasseraufenthaltszeit	[a]	0,1	57,8	16	0,09	0,04

Direkte oder indirekte Nutzung von DON

Mit Hilfe von Bioassays soll untersucht werden, ob natürliche Konzentrationen verschiedener DON-Komponenten (Harnstoff, DFAA, DCAA, Nucleinsäuren, Huminstoffe) durch Phytoplankton als Stickstoffquelle genutzt werden können. Zusätzlich wird ermittelt, inwieweit diese Nutzung direkt durch die Algen erfolgt oder ob vor allem komplexere Substanzen zunächst durch Bakterien abgebaut werden müssen, bevor eine Aufnahme durch das Phytoplankton möglich ist. Hierfür werden axenische und nicht-axenische Kulturen verwendet. Die Bioassays erfolgen in mehreren Schritten. Im ersten Schritt werden verschiedene $^{13}C/^{15}N$-markierte DON-Komponenten als einzige Stickstoffquelle zu axenischen Kulturen gegeben und die Aufnahmeraten im Anschluß mit Hilfe von Massenspektrometrie ermittelt. Das darauf folgende Experiment wird mit nicht-axenischen Kulturen durchgeführt, um zu untersuchen, ob Bakterien die Verfügbarkeit von DON für Phytoplankton verbessern oder ob die Anwesenheit von Bakterien eher einen negativen Effekt z.B. aufgrund von Konkurrenz hat. Im nächsten Schritt wird der Einfluss von Huminstoffen auf die Verfügbarkeit von DON in axenischen und nicht-axenischen Kulturen getestet. Es soll geklärt werden, ob Huminstoffe niedermolekulare DON-Bestandteile wie z.B. Aminosäuren binden und sie damit schlechter verfügbar machen oder ob sie eine zusätzliche Stickstoffquelle darstellen.

Einfluß von Phytoplanktonexudaten

Auch der Einfluss von Phytoplanktonexudaten auf die Verfügbarkeit von DON für Phytoplankton soll in Betracht gezogen werden. Selbst unter idealen Bedienungen werden durch Phytoplankton Photosyntheseprodukte, hauptsächlich Kohlenhydrate, ins Wasser abgegeben (Smith et al. 2000). Diese Exudate, deren Zusammensetzung, Menge und Qualität in Abhängigkeit von Phytoplanktonart oder Umweltbedingungen variieren kann, werden von zahlreichen Mikroorganismen genutzt und können auch die Struktur der Bakteriengemeinschaft beeinflussen (Paver et al. 2010, Puddu et al. 2003, Myklestad 1995, Watt 1968). In Versuchen konnte gezeigt werden, dass Bakterien eine Stickstoffquelle wesentlich besser nutzen konnten, wenn ihnen zusätzliche Kohlenhydrate zur Verfügung standen (Joint et al. 2002). Zudem wurde festgestellt, dass Bakterien bei der Nutzung von DON Ammonium freisetzen können (Kirchman 1989). Dies könnte bedeuten, dass Phytoplankton unter stickstofflimitierenden Bedingungen bestimmte Exudate abgibt und damit Bakterien fördert, die bei der Nutzung von DON Ammonium oder LMW-DON freisetzen. Diese Annahme soll mit Hilfe von Bioassays überprüft werden.

DIN vs. DON

Einige Untersuchungen belegen, dass die Aufnahme bestimmter Stickstoffquellen durch die Anwesenheit anderer Stickstoffkomponenten beeinflusst wird (Lomas 2004, Lomas et al. 1999). Dies trifft sowohl für Ammonium und Nitrat als auch für Harnstoff als Vertreter von DON zu (Elskens et al. 1997, McCarthy 1972). Für die Untersuchung der DON-Nutzung durch Phytoplankton ist es demzufolge auch wichtig, die Interaktion zwischen DIN und DON bzw. der einzelnen DON-Komponenten untereinander in Betracht zu ziehen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Einfluß von DON auf Phytoplankton in limnischen Gewässern ist bisher weitgehend ungeklärt.

Um eventuelle Managementstrategien vorschlagen und die ökologische und ökonomische Effizienz einer Stickstoffreduktion in Gewässern abschätzen zu können, ist es aber notwendig, Konzentration und Algenverfügbarkeit von DON zu kennen.

Danksagung

Die Untersuchung wird im Rahmen einer Doktorarbeit am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei innerhalb des Projektes NITROLIMIT durchgeführt. Das Projekt ist BMBF-finanziert (FKZ 033L041B).

Literatur

Antia, N. J., Berland, B. R. and Bonin, D. J. (1980). Proposal for an abridged nitrogen turnover cycle in certain marine planktonic systems involving Hypoxanthine-Guanine excretion by ciliates and their reutilization by phytoplankton. Marine Ecology Progress Series **2**: 97-103.

Berg, G. M., Glibert, P. M., Jorgensen, N. O. G., Balod, M. and Purina, I. (2001). Variability in inorganic and organic nitrogen uptake associated with riverine nutrient input in the Gulf of Riga, Baltic Sea. Estuaries **24**: 204-214.

Berg, G. M., Repeta, D. J. and LaRoche, J. (2003). The role of the picoeukaryote *Aureococcus anophagefferens* in cycling of marine high–molecular weight dissolved organic nitrogen. Limnology and Oceanography **48**: 1825-1830.

Berman, T. and Chava, S. (1999). Algal growth on organic compounds as nitrogen sources. Journal of Plankton Research **21**: 1423-1437.

Berman, T., Bronk, D. A. (2003). Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems. Aquatic Microbial Ecology **31**: 279-305.

Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. J., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecology Letters **10**: 1135-1142.

Elskens, M., Baeyens, W. and Goeyens, L. (1997). Contribution of nitrate to the uptake of nitrogen by phytoplankton in an ocean margin environment. Hydrobiologia **353:** 139–152.

Howarth, R. W., Marino, R. (2006): Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. Limnology and Oceanography **51**: 364-376.

Joint, I., Henriksen, P., Fonnes, G. A., Boume, D., Thingstad, T. F. and Riemann, B. (2002). Competition for inorganic nutrients between phytoplankton and bacterioplankton in nutrient manipulated mesocosms. Aquatic Microbial Ecology **29**: 145-159.

Kirchman, D. L., Keil, R. G. and Wheeler, P. A. (1989). The effect of amino acids on ammonium utilization and regeneration by heterotrophic bacteria in the subarctic Pacific. Deep-Sea Research **39**: 1763-1776.

Lewis, W. M. Jr., Wurtsbaugh, W. A. (2008). Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. Internat. Rev. Hydrobiol. **93**: 446-465.

Lomas, M. W. (2004). Nitrate reductase and urease enzyme activity in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii* (Bacillariophyceae): interactions among nitrogen substrates. Marine Biology **144**: 37-44.
Lomas, M.W. and Glibert, P. M. (1999). Interactions between NH_4^+ and NO_3^- uptake and assimilation: comparison of diatoms and dinoflagellates at several growth temperatures. Marine Biology **133**: 541-551.
McCarthy, J. J. (1972). The uptake of urea by natural populations of marine phytoplankton. Limnology and Oceanography **17**: 738-748.
Myklestad, S. M.. (1995). Release of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. The Science of the Total Environment **165**: 155-164.
Neilson, A. H. and Larsson, T. (1980). The utilization of organic nitrogen for growth of algae: physiologcal aspects. Physiologia Plantarum **48**: 542-553.
Paver, S. F. and Kent, A. D. (2010). Temporal Patterns in Glycolate-Utilizing Bacterial Community Composition Correlate with Phytoplankton Population Dynamics in Humic Lakes. Microbial Ecology **60**: 406-418.
Puddu, A., Zoppini, A., Fazi, S., Rosati, M., Amalfitano, S. and Magaletti, E. (2003). Bacterial uptake of DOM released from P-limited phytoplankton. FEMS Microbiology Ecology **46** 257-268. Schelske, C.L. (2009). Eutrophication: Focus on phosphorus. Science Letters **324**: 722.
Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P. Parker, B. R. Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M., Kasian, S. E. M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. PNAS **105**: 11254-11258.
Seitzinger, S. P., Sanders, R. W. (1997). Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. Marine Ecology Progress Series **159**: 1–12.
Smith, D. J. and Underwood, G. J. C. (2000). The production of extracellular carbohydrates by estuarine benthic diatoms: The effect of growth phase and light and dark treatment. Journal of Phycology 36: 321-333.
Watt, W. D. (1968). Extracellular release of organic matter from two freshwater diatoms. Annals of Botany 33: 427-437.
Wheeler, P. A., North, B. B. and Stephens, G.C. (1974). Amino Acid Uptake by Marine Phytoplankters. Limnology and Oceanography 19: 249-259.

Genetische Populationsstruktur der Köcherfliege *Drusus discolor* (Rambur, 1842) in zwei deutschen Mittelgebirgen

*Jutta Geismar**[1], Jan Sauer[2], Peter Haase[1,2] & Carsten Nowak[1,2]*

1Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt, Abt. Fliessgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, 2Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main, *jutta.geismar@senckenberg.de

Keywords: Trichoptera, Ausbreitung, Ausbreitungspotential, Populationsgenetik, Mikrosatelliten

Einleitung

Kältetolerante montane Fließgewässerinsekten sind in Mitteleuropa in ihrem Vorkommen auf höhere Lagen von Gebirgen beschränkt (Haase 1999) und zeigen dort meist eine insulare Verbreitung mit geographisch stark getrennten Populationen. Bisherige Untersuchung zum Ausbreitungspotential aquatischer Insekten zwischen Gewässersystemen differieren in ihren Ergebnissen (bspw. Monaghan et al. 2002, Schultheis et al. 2002), wobei montane Insekten mit einer insularen Populationsstruktur ein geringes bis mäßiges Ausbreitungspotential aufzeigen (Lehrian et al. 2009; Pauls et al. 2006). Anthropogen- oder klimabedingte Arealverschiebungen stellen besonders für montane Arten ein großes Gefährdungspotential dar, da sie empfindlich auf Klimaänderungen reagieren und aufgrund ihrer geographisch eng begrenzter Areale oft ein hohes Aussterberisiko zeigen (Sauer et al. 2011). Daher hat das Wissen um die Dispersionsfähigkeit dieser Arten insbesondere unter Klimawandelbedingungen große Relevanz.

Durch den beobachteten Klimawandel verschieben sich die Verbreitungsgebiete vieler Insektenarten polwärts bzw. in höhere Lagen (Hickling et al. 2006). Eine vertikale Arealverschiebung ist in deutschen Mittelgebirgen aufgrund ihrer recht geringen Höhe nur begrenzt möglich. Die horizontale Entfernung von geeigneten Habitaten kann zwischen Gebirgsteilen mehrere Kilometer und zwischen Gebirgen bis zu einigen hundert Kilometern betragen. Inwieweit sich montane Insekten über diese unterschiedlichen Entfernungen ausbreiten können, ist bisher noch nicht genau untersucht. Um die Populations- und Arealdynamik montaner Wasserinsekten insbesondere unter Klimawandelbedingungen besser verstehen zu können, ist die Abschätzung von Dispersions- und Genflussraten innerhalb und zwischen Gebirgsregionen von zentraler Bedeutung.

Zur Abschätzung des Dispersionspotentials montaner Insekten nutzen wir einen molekulargentischen Ansatz mit hochauflösenden Mirkosatelliten-Markern. Hierzu verwenden wir die genetisch gut charakterisierte Köcherfliege *Drusus discolor* als Modellart für eine in Gebirgsoberläufen vorkommende Spezies mit insularer Verbreitung. In diesem Beitrag werden erste Ergebnisse der Untersuchung vorgestellt und eine vorläufige Abschätzung des Ausbreitungspotentials der Art vorgestellt.

Material und Methoden

Sampling design

Für die Untersuchung wurden 607 *D. discolor*-Larven von insgesamt 36 Fundorten im Schwarzwald (26 Fundstellen) und im Thüringer Wald (10 Fundstellen) (Abb. 1) gesammelt. Die Probestellen wurden so gewählt, dass einerseits mehrere Stellen innerhalb eines Bachsystems und andererseits die Fundstellen auch in unterschiedlichen Abflusssystemen liegen. So kann zwischen der Ausbreitung innerhalb eines Gewässerlaufs (larval und adult) und zwischen verschiedenen Gewässern (nur adult) unterschieden werden.

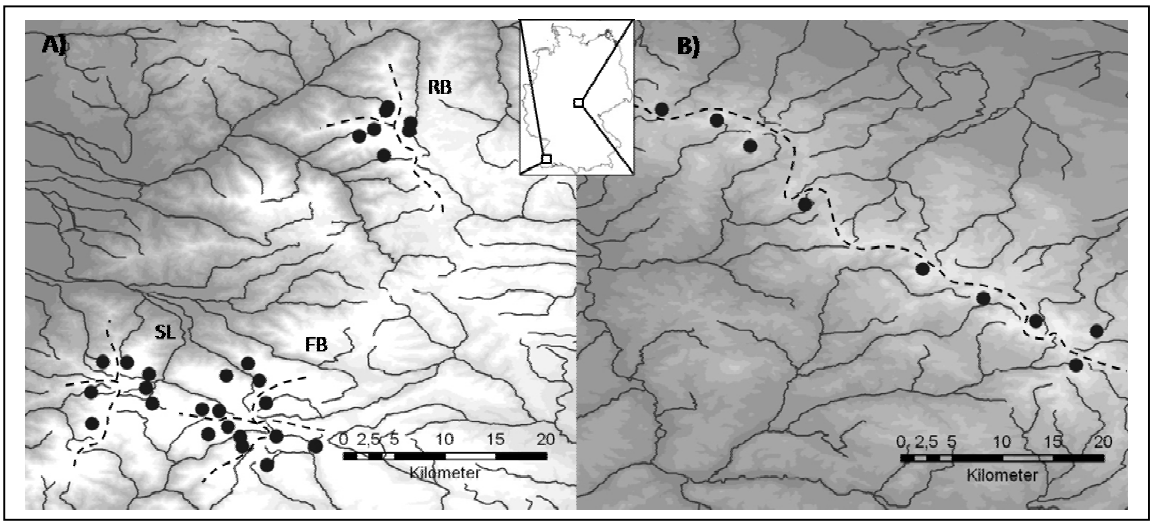


Abb. 1: Fundpunkte von *D. discolor* in A) Schwarzwald: Feldberg (FB), Schauinsland (SL) und Rohrhardsberg (RB) und B) Thüringer Wald: entlang Rennsteig; gestrichelte Linie: Abflussgrenzen

Genetische Analysen, Untersuchung der Populationsstruktur

Für die genetischen Analysen wurde eine DNA-Extraktion aller gesammelten Tiere mittels des Blood & Tissue Kits (Qiagen) durchgeführt. Anschließend wurden 19 polymorphe Mikrosatellitenmarker (Pauls et al. 2007, Geismar et al. 2011) mittels Polymerasekettenreaktion (PCR) amplifiziert und die Fragmentlängen auf einem ABI Kapillarsequenzierer 3730 (Applied Biosystems) analysiert. Die Allele wurden mittels der Software Genmarker V1.9 (SoftGenetics LLC) aufgenommen und per Hand überprüft. Zur Untersuchung der genetischen Populationsstruktur wurde eine Diskriminanzanalyse der Hauptkomponenten (DAPC, Jombart et al. 2010) durchgeführt. Die Korrelation der genetischen Differenzierung (F_{ST}-Werte) mit der geographischen Distanz (euklidisch) wurde mittels Mantel Tests (Mantel 1967) zwischen den Populationen ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse zeigen eine deutliche genetische Differenzierung zwischen den *D. discolor*-Populationen der beiden Mittelgebirge. Dies entspricht den Untersuchungsergebnissen auf der Basis von mitochondrialen Sequenzuntersuchungen, die Pauls et al. 2006 im Rahmen einer arealweiten Phylogeographie der Art durchgeführten. Diese Differenzierung stimmt aufgrund der großen geo-

graphischen Entfernung (> 300km) zwischen den Gebirgszügen mit unseren Erwartungen überein. Ähnliche Untersuchungen zwischen dem Thüringer Wald und dem benachbarten Erzgebirge zeigen eine sehr viel geringere genetische Differenzierung zwischen den Populationen (eigene, unveröffentlichte Daten).

Innerhalb der Gebirge zeigen sich im Schwarzwald ein nördliches (Rohrhardsberg) und ein südliches (Schauinsland, Feldberg) genetisches Cluster. Jedoch wurden 19% der gesammelten Tiere im nördlichen Gebiet genetisch der südlichen Gruppe zugeordnet (13% im umgekehrten Fall), was auf vorhandenen rezenten Genfluss hindeutet.

Im Thüringer Wald weisen die fünf über eine DPCA-Analyse ermittelte Cluster einen starken Vermischungsgrad auf. Die Proben an den beiden nördlichsten Stellen weisen dabei je eine größere genetische Differenzierung zu den anderen Populationen auf. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Dispersion in einem zusammenhängenden Waldgebiet, wie im Thüringer Wald, erleichtert wird (Hughes et al. 2000; McLean et al. 2008). Die beiden *D. discolor*-Cluster des Schwarzwalds liegen zum einen geographisch weiter auseinander, zum anderen besteht die montane Region dazwischen zum großen Teil für Weideflächen. Kleine dort erhaltene Waldstücke könnten nur im bedingten Maße als „stepping stone“ zwischen den beiden Gebieten dienen, was den Genfluss limitiert.

Die genetische Differenzierung der Populationen des Schwarzwaldes korreliert signifikant mit der geographischen Entfernung (Abb. 2a). Im Thüringer Wald ist nur eine Tendenz sichtbar. (Abb. 2b). Generell zeigen die F_{ST}-Werte, dass die Populationen des Schwarzwaldes eine geringere gentische Differenzierung zueinander aufweisen als die des Thüringer Waldes. Diese ist im Schwarzwald vor allem bei nah benachbarten Populationen nicht vorhanden. Bei größeren Distanzen wird in beiden Untersuchungsgebieten eine stärkere genetische Differenzierung sichtbar. Diese Ergebnisse stützen Ergebnisse von vorangegangen Studien an einer anderen Köcherfliegenart (Sabando et al. 2011). Jedoch lassen sich die Muster nicht verallgemeinern. Der Ausbreitungserfolg von *D discolor* hängt sehr stark von der Verfügbarkeit potentieller Habitate in erreichbarer Flugdistanz ab.

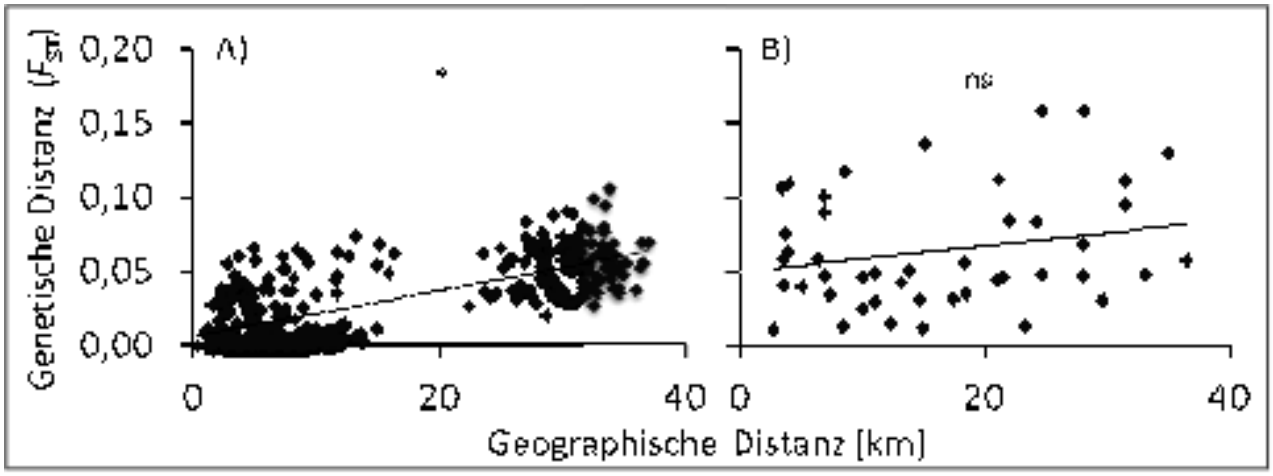


Abb. 2: Mantel Test auf Korrelation zwischen geographischer und genetische Distanz; B) Thüringer Wald (r=0,23; p=0,06); A) Schwarzwald (r=0,72, p=0,01); ns=nicht signifikant, *<0,05

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass innerhalb der beiden untersuchten Mittelgebirgsregionen nur sehr geringe genetische Differenzierungsmuster ermittelt werden konnten, was auf recht hohe Genflussraten zwischen einzelnen Bächen auch über Wasserscheiden hinweg hindeutet. Es

kann jedoch ausgeschlossen werden, dass sich die Tiere regelmäßig über größere Distanzen von 15 oder mehr Kilometern ausbreiten, da auf dieser Skala deutliche Isolation-by-Distance-Muster ermittelt wurden. Insgesamt scheint sich *D. discolor* zwischen naheliegenden Bachläufen gut zu verbreiten; größere Distanzen von mehreren Kilometern stellen jedoch eine effektive Ausbreitungsbarriere dar. Die Dispersionsfähigkeit zwischen Mittelgebirgen erscheint daher stark begrenzt, was darauf hindeutet, dass lokale Aussterbeereignisse in isolierten Bergregionen nicht durch aktive Dispersion ausgeglichen werden können.

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Doktorarbeit von J. Geismar durchgeführt. Sach- und Personalmittel wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG HA 343/4-1) finanziert. Zudem danken wir dem Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Frankfurt a.M./Gelnhausen und Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst für die finanzielle Unterstützung. Unser Dank gilt außerdem allen Kollegen und freiwilligen Helfern für die Unterstützung im Freiland.

Literatur

Geismar, J., Sauer, J., Haase, P., Nowak, C. (2011): New microsatellite markers for the assessment of fine-scale dispersal patterns in the endangered montane caddisfly *Drusus discolor*. Conservation Genetics Resources 3: 605-607.

Haase, P. (1999): Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland. Ökologie und Umweltsicherung 18, Witzenhausen: 1-158.

Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R., Thomas, C. D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. Global Change Biology 12: 450-455.

Hughes, J.M., Bunn, S.E., Cleary, C., Hurwood, D.A. (2000): A hierarchical analysis of the genetic structure of an aquatic insect *Bungona* (Baetidae: Ephemeroptera). Heredity 85: 561-570.

Jombart, T., Devillard, S., Balloux, F. (2010): Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations. BMC Genetics 11: 94.

Lehrian, S., Pauls, S. U., Haase, P. (2009): Contrasting patterns of population structure in the montane caddisflies *Hydropsyche tenuis* and *Drusus discolor* in the Central European highlands. Freshwater Biology 54: 283-295.

Mantel, N. (1967): Detection of disease clustering and a generalized regression approach. Cancer Research 27: 209-220.

McLean, A.J., Schmidt, D.J., Hughes, J.M. (2008): Do lowland habitats represent barriers to dispersal for a rainforest mayfly, *Bungona narilla*, in South-East Queensland? Marine and Freshwater Research 59: 761-771.

Pauls, S.P., Lumbsch, T., Haase, P. (2006): Phylogeography of the montane caddisfly *Drusus discolor*: evidence for multiple refugia and periglacial survival. Molecular Ecology 15: 2153-2169.

Pauls, S.P., Feldheim, K.A., Haase, P. (2007): Isolation and characterization of microsatellite markers in the caddisfly *Drusus discolor* (Trichoptera: Limnephilidae). Molecular Ecology Notes 7: 150-152.

Monaghan, M.T., Spaak, P., Robinson, C.T., Ward, J.V. (2002): Population genetic structure of 3 alpine stream insects: influences of gene flow, demographics, and habitat fragmentation. Journal of the North American Benthological Society 21:114-131.

Sabando, M.C., Vila, I., Penaloza, R., Veliz, D. (2011): Contrasting population genetic structure of two widespread aquatic insects in the Chilean high-slope rivers. Marine and Freshwater Research 62: 1-10.

Sauer, J., Domisch, S., Nowak C., Haase, P. (2011): Low mountain ranges: summit traps for montane freshwater species under climate change. Biodiversity and Conservation 20: 3133-3146.

Schultheis, A.S., Weigt, L.A., Hendricks, A.C. (2002): Gene flow, dispersal, and nested clade analysis among populations of the stonefly *Peltoperla tarteri* in the southern Appalachians. Molecular Ecology 11: 317-327.

Invasionsgeschichte von *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in Nordrhein Westfalen

Kerstin Knappertsbusch[1], Michael Drees[2] & Elisabeth Irmgard Meyer[3]

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster; [1] k_knap02@uni-muenster.de, [2] zeidlem@web.de, [3] meyere@uni-muenster.de

Keywords: *Echinogammarus berilloni*, Mikrosatelliten, Invasionsroute

Einleitung

Der invasive Bachflohkrebs *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) wurde 1924 erstmals in Deutschland im Wienbach, einem Nebenfluss der Lippe (Dorsten, NRW) nachgewiesen (Schellenberg 1925, Boecker 1926). Es ist offen, über welche Pfade diese ursprünglich südwest-europäische Art zu diesem Standort gelangt ist, und ob und wie sie sich von diesem Erstfundort aus innerhalb Deutschlands ausgebreitet hat. Generell wird vermutet, dass das Neozoon über Spanien und Frankreich nach Deutschland eingewandert ist (Tittizer et al. 2000). Dies könnte entweder über deutsch-französische Flüsse wie die Mosel (südliche Route) oder über das Maas-Einzugsgebiet und den Niederrhein (nördliche Route) erfolgt sein. Letztere Hypothese zur Einwanderung von *E. berilloni* sollte in dieser Arbeit untersucht werden. Vom Rhein-Maas-Delta könnte *E. berilloni* über den Rhein in Ruhr und Lippe gelangt sein. Zum Zweck der Rekonstruktion der Invasionsroute des Gammariden wurden Individuen in den Einzugsgebieten von Lippe, Ruhr, Maas und in der Region Niederrhein entnommen und mit Hilfe von Multilocus-Mikrosatelliten verglichen. Weiterhin wurde überprüft, ob sich Individuen der Paderborner Hochfläche, einem zum Lippe-Einzugsgebiet zählenden Karstgebiet, genetisch von Individuen anderer Probestellen dieses Einzugsgebiets unterscheiden.

Material und Methoden

In den Einzugsgebieten von Lippe, Ruhr, Maas und in der Region Niederrhein wurden gezielt *E. berilloni* gesammelt. Um Probestellen auszuwählen, wurden Daten der staatlichen Umweltämter NRW genutzt, welche 200 Fundstellen für diese Art dokumentiert haben. Pro Gebiet wurden an mindestens zwei, normalerweise drei verschiedenen Probestellen mindestens 24 Individuen für die Mikrosatelliten-Analyse entnommen. Das Einzugsgebiet der Lippe wurde am intensivsten beprobt. Neben den 2011 zwischen Paderborn und Wesel gesammelten Individuen gingen Tiere, die 2009 auf der Paderborner Hochfläche gesammelt wurden, in die Analyse mit ein. Insgesamt wurden Individuen von 25 verschiedenen Probestellen und 596 Individuen untersucht, davon 248 von der Paderborner Hochfläche, die bereits 2009 genotypisiert worden waren. Die Methode der DNA-Isolation, Daten zu den elf verwendeten Mikrosatelliten-Primern und weitere technische Details sind Drees et al. (2011) zu entnehmen.

Für die statistische Auswertung wurden die Individuen der 25 Probestellen als 25 potentielle Populationen angesehen. Zunächst wurden die Daten mittels MICRO-CHECKER Version 2.2.3 (Van Oosterhout et al. 2004) auf Nullallele getestet, dann mit ARLEQUIN Version 3.11 (Excoffier et al. 2005) ermittelt, ob die beobachtete Heterozygotie von der erwarteten abweicht und um zu überprüfen, ob sich die Loci im Kopplungsgleichgewicht (linkage equilibrium) befinden. Für die weitere statistische Analyse wurden die Daten der Microsatlliten EB12 und EB15 aufgrund von Nullallelen und Linkage ausgeschlossen. Fixierungsindices (F_{ST}; Wright 1978) wurden ebenfalls mit ARLEQUIN 3.11 errechnet. Mit STRUCTURE (Pritchard et al. 2000) wurden die gesammelten Individuen, basierend auf deren Genotyp, mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten einer von K Populationen zugeordnet. Mit R-Software wurden Dendrogramme der F_{ST}-Ähnlichkeiten erstellt und ein Manteltest zum Vergleich von genetischer mit geographischen Distanzen durchgeführt.

Ergebnisse

An den Probestellen des Niederrheins (N2, N3) wurden die meisten verschiedenen Allele identifiziert. Allele von dort sind auch in den Einzugsgebieten von Lippe (L01 – L10) und Ruhr (R1 – R4) zu finden (Abb. 1). Mit zunehmender Distanz zu N2 und N3 wurde die Anzahl an Allelen geringer. Die wenigsten Allele fanden sich in der oberen Alme (12 – 17) (Abb. 1). Diese auf der Paderborner Hochfläche gelegenen Probestellen sind durch temporär trockenfallende Gewässerabschnitte von den übrigen Probestellen getrennt. Auch M1 – M4 (Maas) waren arm an Allelen und zeigten zusätzlich ein hohes Maß an Allelen, die an keiner weiteren Probestelle auftraten.

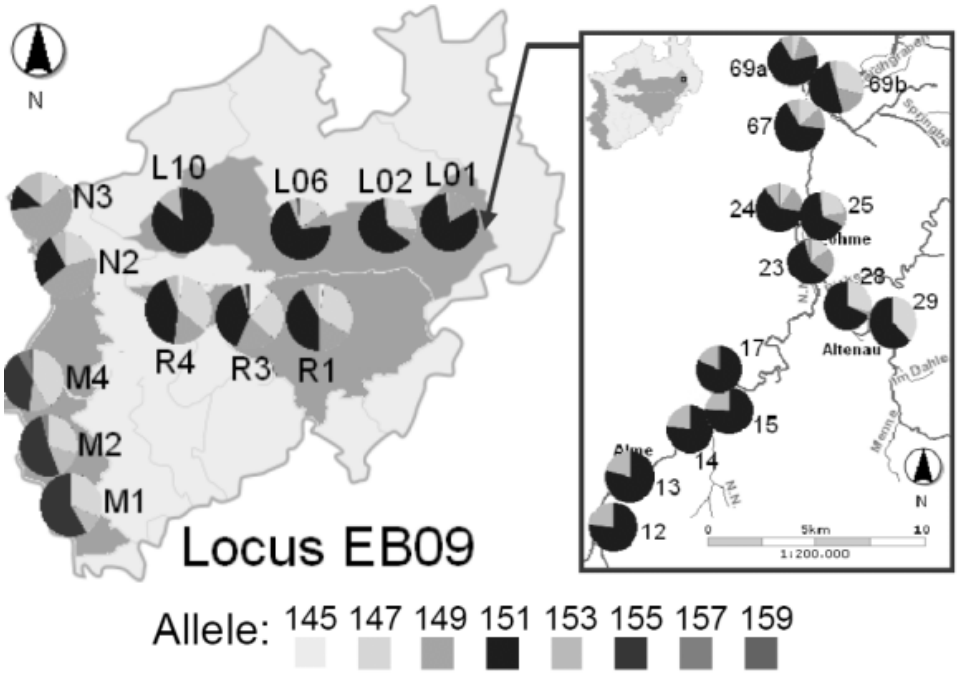


Abb. 1: Allelfrequenzen beispielhaft für den Locus EB09 in den untersuchten Einzugsgebieten (Lippe, Maas und Ruhr und in der Region Niederrhein) (links) und auf der Paderborner Hochfläche (rechts).

Die STRUCTURE-Ergebnisse deuten darauf hin, dass im Untersuchungsgebiet vier distinkte Populationen existieren könnten („obere Alme“; „Lippe, Ruhr und untere Alme“; „Niederrhein“ und

„Maas“). Dieses Ergebnis wird in Form eines Balkendiagramms dargestellt (Abb. 2). Jeder Balken steht für ein Individuum, die verschiedenen Graustufen stehen für die vier theoretischen Populationen. Die Graustufe, die den größten Anteil am Balken hat, ist demnach die Population, der das Individuum am wahrscheinlichsten angehört.

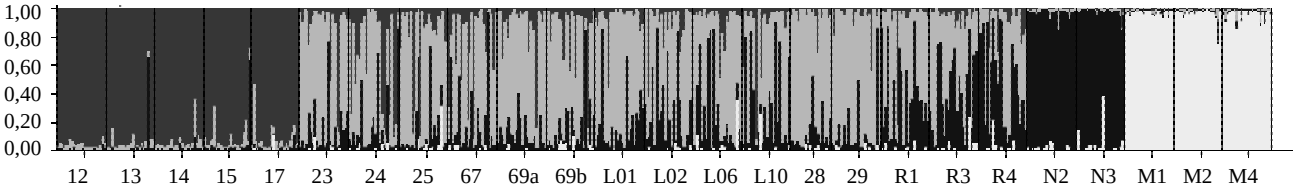


Abb. 2: Balkendarstellung der STRUCTURE Ergebnisse für K = 4 Populationen (jede Graustufe steht für eine Population). X-Achse: Individuen mit Kennzeichnung der Probestellen; Y-Achse: Wahrscheinlichkeit, mit der ein Individuum einer bestimmten Population zugeordnet werden kann.

Die im Dendrogramm dargestellten F_{ST}-Ähnlichkeiten (Abb. 3) geben eine strikte Quantifizierung der in Abb. 2 gezeigten theoretischen Populationszugehörigkeiten wieder. Hierbei fällt auf, dass die Populationen des Maas-Einzugsgebiets und der oberen Alme eine große genetische Distanz zu den übrigen Populationen aufweisen. Die genetische Distanz zwischen der Population aus dem Niederrhein zu den übrigen Probestellen des Lippe-Einzugsgebiets und des Ruhr-Einzugsgebiets ist im Gegensatz dazu gering.

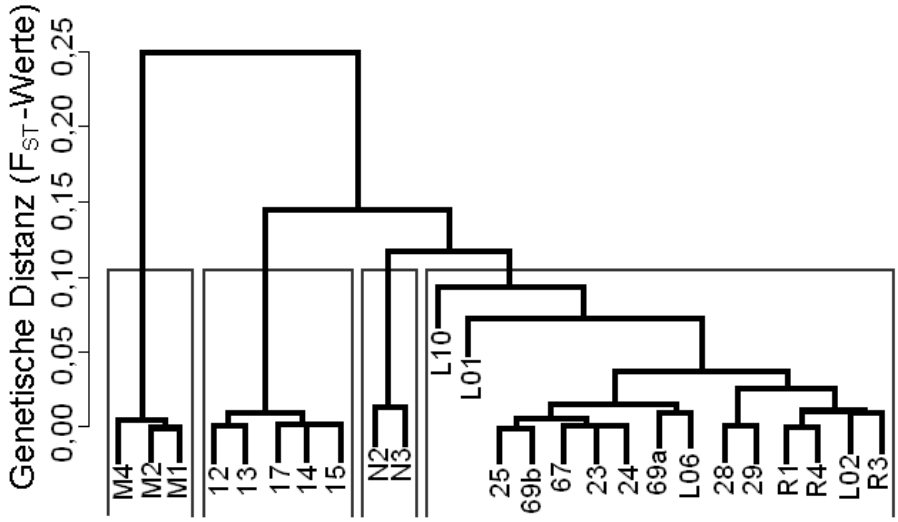


Abb. 3: Dendrogramm anhand der F_{ST}-Werte nach Wright. Die vier Kästen kennzeichnen die Gruppierung von Einzugsgebieten bei einer Festlegung von vier Gruppen (M1-M4: Maas-Einzugsgebiet; 12-17: Einzugsgebiet obere Alme; N2-N3: Region Niederrhein; L01-L10 und 69a-69b: Lippe; 23-67: Einzugsgebiet untere Alme).

Zwischen genetischer (F_{ST}-Werte) und geographischer Distanz (Luftlinie und Fließkilometer) konnte eine signifikante Korrelation festgestellt werden (Abb.4). Unter Ausschluss von Maas und Niederrhein war dies nicht der Fall (ohne Abb.).

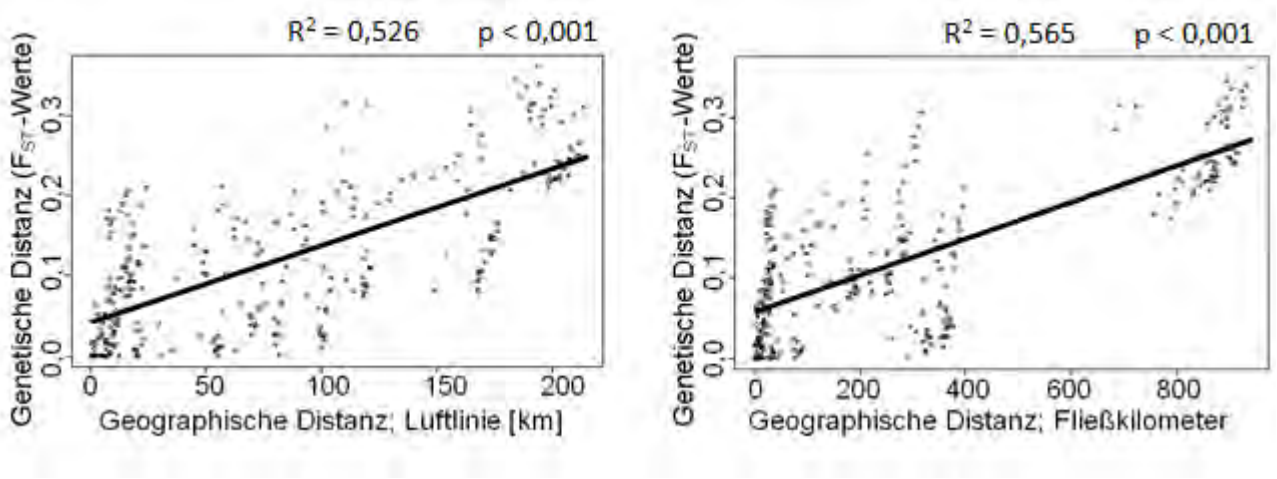


Abb. 4: Darstellung der Beziehung von F_{ST}-Werten mit der geographischen Distanz (Luftlinie, links bzw. Fließkilometer, rechts) und Ergebnisse des Manteltests basierend auf Individuen-Ebene.

Diskussion

Nach der Theorie weist eine Population nahe dem Invasionsursprung die größte Anzahl an Allelen auf, je weiter man sich von dort entfernt, desto weniger Allele sollten zu finden sein (Nei et al. 1975). Die hier vorliegenden Daten lassen sich so interpretieren, dass der Ursprung der Invasion von *E. berilloni* nach NRW wahrscheinlich im Niederrhein zu suchen ist. Dabei ist aber zu beachten, dass die Gewässer der Region „Niederrhein“, in denen Tiere gefangen wurden (N1, N2), nicht in den Rhein, sondern in die Maas entwässern. Trotzdem könnte *E. berilloni* aus dieser Gegend Lippe und Ruhr über den Rhein kommend besiedelt haben (vgl. Abb. 1). Diese These wird auch dadurch gestützt, dass Steusloff (1943) die Art für 1938 vor allem für die untere Lippe bis zur Mündung in den Rhein beschreibt. Dem gegenüber steht die Aussage von Schellenberg (1925), dass im Jahr 1925 noch keine Fundstellen der Art in Nord- und Ostfrankreich oder den Niederlanden bekannt waren. Die Ergebnisse der Mikrosatelliten-Analyse (Allelanzahl) liefern Indizien dafür, dass der Invasionsursprung trotzdem im Rhein-Maas-Delta gelegen haben könnte, die Hypothese kann aber nicht als belegt angesehen werden.

Bei allen gesammelten Individuen ist insgesamt von vier distinkten Populationen im untersuchten Gebiet auszugehen (vgl. Abb. 2). Demzufolge ist der Niederrhein wahrscheinlich der älteste Besiedlungsort (da allelreichster) für dieses Untersuchungsgebiet und bildet eine eigene Population. Die Besiedlung der Maas-Standorte könnte später aus Richtung des Rhein-Maas-Deltas stattgefunden haben (weniger Allele, Flaschenhalseffekt). Ruhr, Lippe und damit auch die Paderborner Hochfläche wurden nach den vorliegenden Daten sekundär vom Niederrhein aus besiedelt.

Hierbei kam es im Zuge der Besiedelung der oberen Alme zu einem deutlichen Flaschenhalseffekt, der eine starke Verminderung der genetischen Variabilität zur Folge hatte, sodass die Individuen dieser fünf Standorte eine eigene Population bilden. Die Individuen der oberen Alme, welche durch temporäre Gewässerabschnitte von den Tieren der unteren Alme getrennt sind, differenzieren sich nicht nur deutlich von Probestellen in der Lippe, welche nicht auf der Paderborner Hochfläche liegen, sondern auch von denen der Paderborner Hochfläche. Die Genetik dieser Tiere ist wahrscheinlich während der Ausbreitung einem Flaschenhalseffekt unterworfen gewesen, welcher einen Verlust seltener Allele herbeigeführt hat. Ein Austausch scheint nicht stattzufinden, was sich auch mit anderen Untersuchungen dieser Standorte deckt (Niehues et al. 2011). Überraschend ist die nicht signifikante Korrelation von genetischer und wirklicher Distanz in diesem Teilgebiet und die

Gruppierung von R1-4 mit L02 im Dendrogramm (Abb. 3). Somit kann nicht eindeutig gesagt werden, ob die Ruhr aus dem Rhein kommend oder eventuell durch anthropogene Verdriftung (z.B. Fischbesatz) aus Lippe / Alme besiedelt wurde. Ein Austausch zwischen Ruhr und Lippe via Long-Distance-Dispersal, wie er beispielsweise bei *Gammarus pulex* oder *G. fossarum* auftritt, ist für *E. berilloni* eher unwahrscheinlich (Lockhorn 2010, unveröffentlichte Daten).

Zusammenfassung

Das Vorkommen von *E. berilloni* in NRW lässt sich aufgrund der molekulargenetischen Ergebnisse in vier distinkte Populationen einteilen. Nach den hier gewonnenen Daten könnten die Individuen des Niederrhein-Gebietes als älteste, eigenständige Population (größte Anzahl an verschiedenen Allelen) und als Ursprung der Invasion nach NRW angesehen werden. Die Besiedlung der Maas müsste demnach später erfolgt sein. Ruhr, Lippe und Paderborner Hochfläche wären dann sekundär vom Rhein aus besiedelt worden. Diese Interpretation steht allerdings im Widerspruch zur Chronologie der Fundmeldungen in der Literatur. Sicher ist jedoch, dass es bei der Besiedlung der oberen Alme zu einem Flaschenhalseffekt kam, der eine starke Verminderung der genetischen Variabilität oberhalb des temporären Abschnittes der Alme zur Folge hatte. Die Individuen der dort beprobten Standorte sind genetisch so stark verarmt, dass sie als eine eigene Population angesehen werden können. Ein Austausch scheint nicht stattzufinden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Bachelorarbeit, die von Michael Drees und Elisabeth Irmgard Meyer betreut wurde. Norbert Kaschek wird für die Hilfe bei der Bestimmung der Gammariden gedankt, Wolfgang Riss für die Einführung in die Software R und Sabine Sommer und Sonja Steinke für die Exkursionsbegleitung. Unser besonderer Dank gilt Barbara Hasert und Nicole Breul für die Unterstützung im Labor.

Literatur

Boecker, E. (1926): Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* Catta in Westfalen. Zoologischer Anzeiger 66: 5-8.

Drees, M., Reusch, T.B.H., Meyer, E.I. (2011): Isolation and charachterization of the first eleven microsatellite loci for *Echinogammarus berilloni* (Crustacea, Amphipoda). Molecular Ecology Resources 11 (1): 219-222.

Excoffier, L., Laval, G., Schneider, S. (2005): Arlequin version 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. Evolutionary Bioinformatics Online 1: 47-50.

Lockhorn, B. (2010): Die Verbreitungsgrenze von *Echinogammarus berilloni* und sein Anheftungsverhalten im Bezug auf ein mögliches long-distance-dispersal im Vergleich zu anderen Amphipoden. Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Abteilung für Limnologie, Forschungsmodul. Unveröffentlichtes Manuskript.

Nei, M., Maruyama, T., Chakraborty, R. (1975): The bottleneck effect and genetic variability in populations. Evolution 29: 1-10.

Niehues, A., Becke, C., Drees, M., Meyer, E. I. (2011): Analyse zeitlicher Veränderungen der populationsgenetischen Struktur von Gammariden mit Hilfe von Mikrosatelliten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011.

Pritchard, J. K., Stephens, M., Donnelly, P. (2000): Inference of population structure using multilocus genotype data. Genetics 155: 945-959.

Schellenberg, A. (1925): *Echinogammarus berilloni* (Catta) ein Bewohner deutscher Gewässer. Zoologischer Anzeiger 62: 327-328.

Steusloff, U. (1943): Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung und der Lebensräume von *Gammarus*-Arten in Nordwest-Deutschland. Archiv für Hydrobiologie 40, 79-97.
Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A., Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72.
Van Oosterhout, C., Hutchinson, W., Wills, D., Shipley, P. (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. Molecular Ecology Notes 4 (3): 535-538.
Wright, S. (1978): Evolution and the genetics of populations. Vol. 4: Variability within and among populations. University of Chicago Press, Chicago: 79-103.

Biofilm: Wachstum am Limit

Daniela Mewes[1], Carola Winkelmann[1,2], Jochen H. E. Koop[3] & Jürgen Benndorf[†]

[1] Institut für integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz, dmewes@uni-koblenz.de; [2] Institut für Hydrobiologie, TU Dresden, cawinkelmann@uni-koblenz.de; [3]Referat U4-Tierökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, koop@bafg.de

Keywords: Periphyton, Lichtsumme, Phosphor, Wachstumsrate, Biomasse, WRRL, Limitation

Einleitung

Eutrophierte kleine Fließgewässer weisen oft Periphytonmassenentwicklungen mit negativen Auswirkungen für die Gewässergüte auf. Zwar ist die Periphytonbiomasse kein explizites Qualitätskriterium der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL – Anhang V), doch wird bei der Differenzierung zwischen „sehr gutem“ und „gutem ökologischen Zustand“ indirekt auf die Problematik einer Massenvermehrung benthischer Algen mit der Folge einer Kolmation des hyporheischen Interstitials hingewiesen. Ziel der Untersuchung war es daher, die Bedeutung einzelner Umweltfaktoren für das Periphytonwachstum zu quantifizieren. Somit sollte die Frage beantwortet werden, ob die Phosphor- oder Lichtkonzentration das größte Potenzial für den Gewässerschutz und für die Erreichung der durch die WRRL gesteckten Ziele bietet. Die in der Literatur angegebenen Halbsättigungskonstanten (K_s) für Periphytongesellschaften sowie für einzelne Arten liegen in einem Bereich von 0,5 bis 7,2 µg P L^{-1} (Bothwell 1985, Sommer 1986). Diese Werte liegen weit unterhalb der im Sinne der WRRL definierten Orientierungswerte für den „ökologisch sehr guten Zustand“ von 20 µg P L^{-1} bzw. den „ökologisch guten Zustand“ von 70 µg P L^{-1} (LAWA-AO 2007). Als untere Grenze für ein lichtgesättigtes Wachstum ermittelten Hill *et al.* (1995) eine tägliche Lichtsumme von 7 mol m^{-2} d^{-1}. In dieser Studie wurden an beschatteten Bachabschnitten durchschnittliche Lichtsummen von 0,3 bis 2,8 mol m^{-2} d^{-1} und an offenen Bachabschnitten von bis zu 22,9 mol m^{-2} d^{-1} gemessen. Diese Ergebnisse legen die Annahme nahe, dass in kleinen Fließgewässern, welche Waldgebiete durchfließen, nicht nur die Nährstoffverfügbarkeit, sondern ebenso die Lichtverfügbarkeit eine entscheidende Rolle für das Periphytonwachstum spielt. Aus diesem Grunde sollen anhand einer natürlich im Freiland auf dortigem Substrat angewachsenen Periphytongesellschaft entsprechende K_s-Werte für Licht und Phosphor berechnet werden.

Material und Methoden

Als Untersuchungsgewässer dienten der Gauernitz- und der Tännichtgrundbach, zwei kurze (4,6 km bzw. 5,6 km) Mittelgebirgsbäche zweiter Ordnung, die ca. 15 km nördlich von Dresden (Sachsen, Deutschland) linksseitig in die Elbe münden. Die unteren zwei bis drei Kilometer der Bäche verlaufen in einem mit Mischwald bestandenem Kerbtal (Winkelmann *et al.* 2003), so dass im Verlauf der Vegetationsperiode mit dem Laubaustrieb eine deutliche saisonale Beschattung der Bäche eintritt. Die Bachläufe besitzen eine durchschnittliche Breite von 1,5 m und ein Gefälle von 2,7 % (Hellmann 2010). Die Einzugsgebiete (Gauernitzbach: 400 ha, Tännichtgrundbach: 550 ha) sind besonders im Oberlauf stark landwirtschaftlich geprägt (Winkelmann *et al.* 2003) und die Phosphorkonzentration schwanken saisonal stark (5 bis 116 µg L^{-1}, SRP). Im Gauernitzbach traten die höchsten

Werte im Frühsommer und Sommer und die niedrigsten Werte im Winter und Frühjahr auf (Daten: 2002 – 2010, C. Winkelmann u. C. Hellmann; TU Dresden, Institut für Hydrobiologie). Die Stickstoffkonzentrationen im Gauernitzbach lagen zwischen 21 und 109 mg NO_3-N L^{-1} (Daten: 2002 – 2007, C. Winkelmann u. C. Hellmann; TU Dresden, Institut für Hydrobiologie). Die Steine für die Untersuchungen wurden aus *riffles* des Gauernitzbaches entnommen, die mittlere Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,2 und 0,35 m s^{-1} zeigten (22.02. bis 11.05.2007, Avramov 2007).

Aufgrund der Ähnlichkeit beider Bäche ist es vertretbar, bei Vergleichen der Laborergebnisse mit Freilanddaten auf Daten aus dem Tännichtgrundbach zurückzugreifen, sofern entsprechende Daten für den Gauernitzbach nicht zur Verfügung stehen.

Über eine jeweilige Versuchsdauer von 14 Tagen (zwei Tage Akklimatisierung der Substrate mit anschließend 12 Tagen Inkubationszeit) wurden vier konsekutive Laborversuche in Fließrinnen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat U4 – Tierökologie) durchgeführt. Es wurde ein insgesamt achtstufiger Lichtgradienten von 70 bis 12000 mMol m^{-2} d^{-1} sowie nacheinander vier Phosphorkonzentrationen (130, 15, 40 und 80 µg P L^{-1}) eingestellt. Das Kulturmedium war künstliches Süßwasser nach DIN 38412 Teil 33 (1991) unter Zugabe von Silizium und Anpassung der N- und P-Konzentration an das Versuchsdesign. Als Substrat wurden natürlich mit Periphyton bewachsene Steine aus dem Gauernitzbach verwendet. Für jeden Stein wurden die Biomassen und Wachstumsrate mittels Chlorophyll *a*-Konzentration zu Beginn des Experiments (T_0) und nach der Inkubationszeit von 12 Tagen (T_{12}) berechnet. Der Chlorophyll *a* Start- und Endwert wurde flächenbezogen für jeweils drei Steine je Lichtstufe erhoben, so dass für jeden Stein eine spezifische Wachstumsrate berechnet werden konnte. Die Berechnung des Chlorophyll *a*-Gehalts erfolgte an Hand der Formel von Lorenzen (1967), jedoch ohne den Faktor für die Phaeopigmentkorrektur (Stich & Brinker 2005). Der in die Berechnung einfließende Absorptionskoeffizient von Chlorophyll *a* wurde aus Ritchie (2008) übernommen. Zwar ist dieser für 100 %-iges Ethanol als Extraktionsmittel bestimmt worden (hier wurde 96%-iges Ethanol verwendet), doch ist er dennoch deutlich besser geeignet als der Absorptionskoeffizient, welcher von Lorenzen (1967) benutzt wurde, da dieser für eine Extraktion in 90 %-igem Aceton gilt.

Die Berechnung der Halbsättigungskonstanten wurde in SigmaPlot® mittels Michaelis-Menten-Anpassung an die berechneten Wachstumsraten über dem jeweiligen Substrat (Licht oder Phosphor) durchgeführt. Zur Unterscheidung werden die lichtabhängige Halbsättigungskonstante im Folgenden mit K_I und die phosphorabhängige Halbsättigungskonstante mit K_P bezeichnet.

Ergebnisse & Diskussion

Welcher Faktor (Licht bzw. Phosphor) wann im Jahresgang das Periphytonwachstum limitiert, wurde anhand der jeweiligen Halbsättigungskonstanten ermittelt (Abb.1+2). Eine Phosphorlimitation des Periphytonwachstums kann ab Konzentrationen unterhalb von K_P = 15,2 µg P L^{-1} angenommen werden. Es zeigte sich, dass sich die Halbsättigungskonstante für den Faktor Licht (K_I) änderte, je nachdem ob es sich um phosphorlimitiertes oder phosphorgesättigtes Wachstum handelte. Bei einem phosphorgesättigten Wachstum (130µg L^{-1}, SRP) tritt eine Lichtlimitation bei täglichen Lichtsummen unterhalb von K_I = 14090 mMol m^{-2} d^{-1} und bei einem phosphorlimitierten (15 µg L^{-1}, SRP) Wachstum unterhalb von K_I = 890 mMol m^{-2} d^{-1} auf.

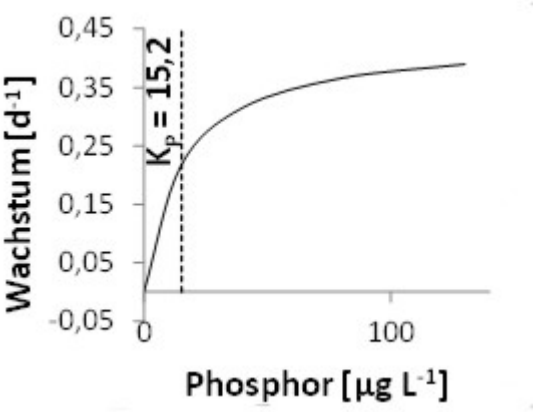


Abbildung 1: Michaelis-Menten-Anpassung an die ermittelten Wachstumsraten bei der höchsten Lichtintensität über die untersuchten Phosphorkonzentrationen. Die vertikale Linie bezeichnet die Halbsättigungskonstante.

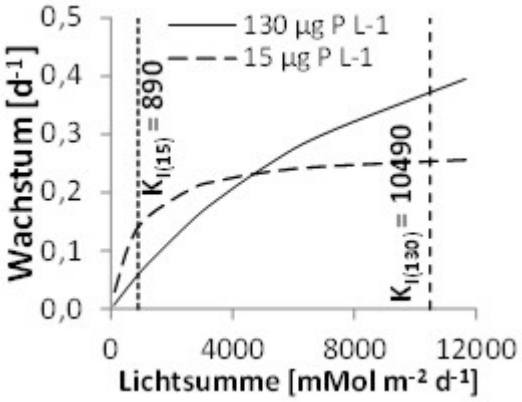


Abbildung 2: Michaelis-Menten-Anpassung an die ermittelten Wachstumsraten bei 130 und 15 µg P L^{-1} über dem im Versuch abgedeckten Lichtbereich. Die vertikalen Linien bezeichnen die Halbsättigungskonstanten bei 15 (links) und 130 µg P L^{-1} (rechts).

Da die Untersuchungsgewässer einen gegenläufigen Jahresgang der täglichen Lichtsummen und der Phosphorkonzentration aufweisen (Abb. 3), vollzieht sich ein jahreszeitlicher Wechsel zwischen Licht- und Phosphorlimitation. So führt die starke Beschattung während der Vegetationsperiode zu einer starken Lichtlimitation, während außerhalb der Vegetationsperiode eine Phosphorlimitierung des Periphytonwachstums möglich erscheint.

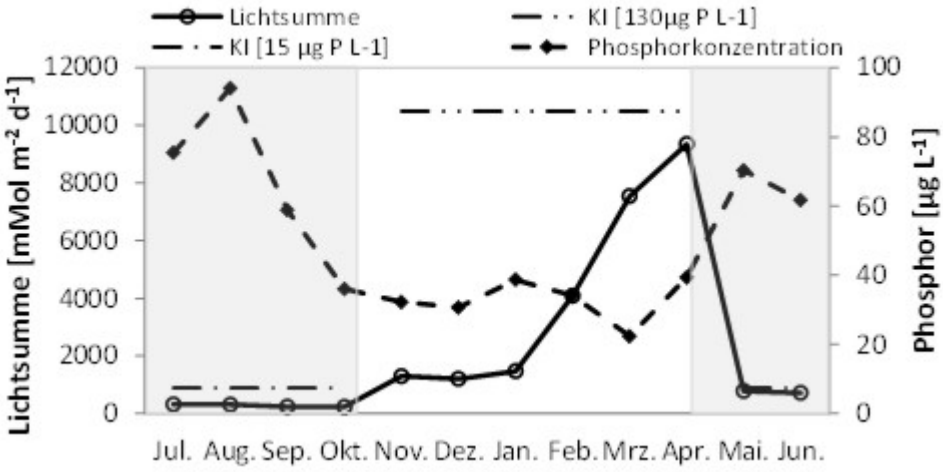


Abbildung 3: Gegenläufiger Jahresgang von Licht- und Phosphorkonzentration am Untersuchungsgewässer. Die obere waagerechte Linie zeigt den K_I bei phosphorgesättigten und die untere bei phosphorlimitierten Bedingungen. Monate mit starker Lichtlimitation des Periphytonwachstums sind grau hinterlegt.

Der Einfluss des Lichts auf das Periphytonwachstum war im Laborversuch deutlich stärker, als jener der Nährstoffverfügbarkeit. Die tägliche Lichtsumme erklärte in etwa die Hälfte 54% der insgesamt durch alle gemessenen Parameter erklärten Gesamtvarianz von 72,3%, während die Phosphorkonzentration nur 0,2% erklärte. Dieses Ergebnis ist allerdings unter dem Vorbehalt zu betrachten, dass hier der Einfluss acht verschiedener Lichtstufen, dem gegenüber aber nur der Einfluss von zwei Zuständen der Nährstoffverfügbarkeit (limitiert: 15µg P L^{-1} bzw. gesättigt: 130, 40 und 80 µg P L^{-1}) statistisch ausgewertet wurde.

Mit Bezug auf die WRRL zeigt sich, dass der in dieser Untersuchung berechnete K_P-Wert von 15,2 µg P L^{-1} zwar über den Literaturwerten liegt, dennoch deutlich unterhalb des Orientierungswertes für den „sehr guten ökologischen Zustand“ von 20 µg P L^{-1} (LAWA-AO 2007). Anhand der hier ermittelten Halbsättigungskonstante ist bei einer durchschnittlichen Phosphorkonzentration von 20 µg L^{-1} von keiner oder einer nur geringfügig ausgeprägten Wachstumslimitation auszugehen. Es wird daher empfohlen, den von Welch *et al.* (1989) vorgeschlagene Schwellenwert der Periphytonbiomasse von 15 µg Chl *a* cm^{-2} anzusetzen um belastete von unbelasteten Gewässern abzugrenzen. Sowohl Freilanddaten aus den Untersuchungsgewässern als auch die Ergebnisse der Laborversuche haben gezeigt, dass auch bei Phosphorkonzentrationen, welche nach LAWA-AO (2007) dem „sehr guten ökologischen Zustand“ entsprechen (≤ 20 µg P L^{-1}) Biomassen erreicht werden können, welche den Schwellenwert von 15 µg Chl *a* cm^{-1} überschreiten (Abb. 4+5).

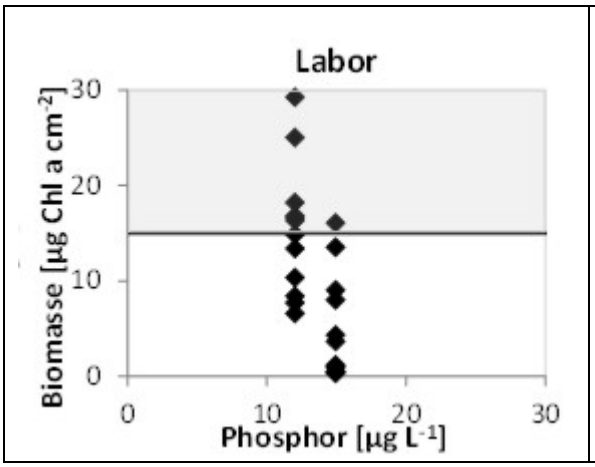


Abbildung 4: Endbiomasse des Periphytons in den Laborversuchen bei < 20 µg P L^{-1}. Grau hinterlegt ist der Bereich mit Werten > 15 µg Chl *a* cm^{-2}.

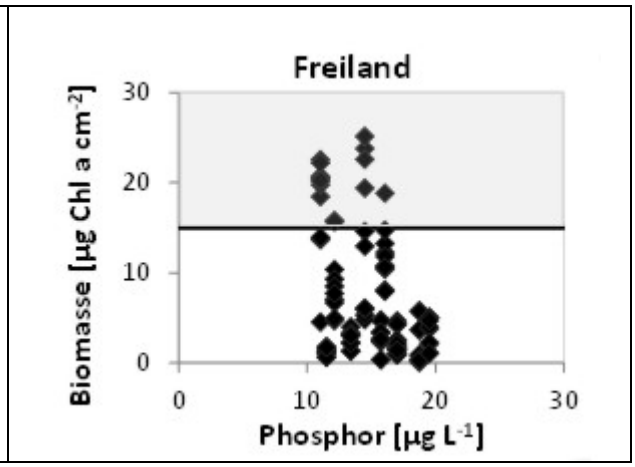


Abbildung 5: Periphytonbiomassen im Freiland bei Phosphorkonzentrationen < 20 µg P L^{-1}. Grau hinterlegt ist der Bereich mit Werten > 15 µg Chl *a* cm^{-2}.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In Laborversuchen wurden die Wachstumsraten von natürlichem Periphyton unter vergleichbaren Bedingungen mit dem Freiland, abhängig von der Lichtmenge und der Phosphorkonzentration bestimmt. Licht zeigte den stärksten Einfluss und war für 54 % der Gesamtvarianz verantwortlich, während die Phosphorkonzentration nur 0,2 % der Gesamtvarianz der Wachstumsraten erklärte. Niedrige Phosphorkonzentrationen hatten trotzdem eine Reduktion der maximalen Wachstumsrate sowie der Endbiomasse zur Folge.

In Bezug auf die WRRL zeigen die Ergebnisse dieser Arbeit mehrere Defizite bei der Bewertung des ökologischen Zustandes anhand der Qualitätskomponente Periphyton auf. Zum einen sind die Hintergrund- und Orientierungswerte für Orthophosphat, welche den Übergang des „sehr guten“ zum „guten“, bzw. des „guten“ zum „mäßigen ökologischen Zustand“ festlegen, zu hoch. Nach hier vorliegenden Ergebnissen ist bei den vorgeschlagenen Phosphorkonzentrationen nur eine sehr geringfügige bzw. keine Hemmung des Periphytonwachstums zu erwarten. Des Weiteren wird der Faktor Licht, welcher sowohl in den Versuchen sowie im Vergleich mit den Freilanddaten als der hauptsächlich limitierende Faktor identifiziert wurde, in der Gewässerbeurteilung nicht betrachtet.

Danksagung

Dank gebührt allen Mitarbeitern des Referates U4 der Bundesanstalt für Gewässerkunde für die Unterstützung, das gute Arbeitsklima sowie die konstruktive Kritik. Herzlichen Dank auch an die Mitarbeiter des Instituts für Hydrobiologie der TU Dresden; im Besonderen an Susanne Worischka für die Probenahme der Steine im Gauernitzbach und Claudia Hellmann, welche zusammen mit Carola Winkelmann die Freilanddaten erfasst und für die Auswertung zur Verfügung gestellt hat.

Die hier vorgestellten Ergebnisse entstammen meiner Masterarbeit zum Thema „Wachstumsraten von autotrophem Biofilm auf natürlichem Hartsubstrat bei verschiedenen Phosphorkonzentrationen unter Einfluss eines Lichtgradienten“, welche in Verbindung mit den DFG Projekten BE 1671/9-3 und BE 1671/14-1 entstanden ist.

Literatur

Avramov, M. (2007): Ökologische Charakterisierung des Periphytons als Grundlage für die top-down-Steuerung von Fließgewässer-Nahrungsnetzen; Diplomarbeit. Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie

Bothwell, M. L. (1985): Phosphorus Limitation of Lotic Periphyton Growth Rates: An Intersite Comparison Using Continuous-Flow Throughs (Thompson River System, British Columbia); Limnology and Oceanography (30 (3)), S. 527–542.

DIN 38412 Teil 33, 1991: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L): Bestimmung der nicht giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Grünalgen (Scenedesmus-Chlorophyll-Fluoreszenztest) über Verdünnungsstufen (L33)

Europäisches Parlament und Rat (23. Oktober 2000): RICHTLINIE 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. WRRL, Stand 16.12.2001.

Hellmann, C. (2010): Die Bedeutung invertebrater Prädation in Fließgewässernahrungsnetzen unter Berücksichtigung des Einflusses benthivorer Fische; Dissertation. Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie

Hill, W. R.; Ryon, M. G. & Schilling, E. M. (1995): Light limitation in a stream ecosystem: Response by primary producers and consumers, Ecology (76(4)), S. 1297-1309

Lampert, W. & Sommer, U. (1999): Limnoökologie. 2. neu bearbeitete Auflage. 2. Aufl. Stuttgart; New York: Thieme

LAWA - AO (2007): Rahmenkonzeption Monitoring Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Unter Mitarbeit von Gemeinsame Ausarbeitung der LAWA-AO-Expertenkreise „Stoffe“ und „Biologisches Monitoring Fließgewässer

Lorenzen, C. J. (1967): Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations; American Society of Limnology and Oceanography (12 (2)), S. 343–346

Ritchie, R. J. (2008): Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls a, b, c, and d and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents; Photosynthetica (46 (1)), S. 115–126.

Schmidt, S. I.; König-Rinke, M.; Kronek, K.; Winkelmann, C.; Wetzel, M. A.; Koop, J. H.E; Benndorf, J. (2009): Finding appropriate reference sites in large-scale aquatic field experiments; Aquatic Ecology (43), S. 169–179.

Sommer, U. (1986): Phytoplancton competition along a gradient of dilution rates; Oecologia (68), S. 503–506.

Stich, H. B. and A. Brinker (2005): Less is better: Uncorrected versus pheopigmentcorrected photometric chlorophyll-a estimation; Arch. Hydrobiol. 162 1 111–120

Welch, E. B.; Horner, R. R.; Patmont, C. R. (1989): Prediction of Nuisance Periphytic Biomass. A Management Approach; Water Research (23 (4)), S. 401–405.

Winkelmann, C.; Koop, J. H.E; Benndorf, J. (2003): Abiotic features and macroinvertebrate colonization of the hyporheic zone of two tributaries of the river Elbe (Germany); Limnologica (33), S. 112–121.

Die Invasion von Wasserpflanzen als Folge des Klimawandels – ein geplantes Vorhersagemodell für die Gefährdungsanfälligkeit stehender Gewässer in Bayern

Maximiliane Schümann, Uta Raeder & Arnulf Melzer

Hintergrund:

Aufgrund des globalen Klimawandels ist eine stetige Temperaturerhöhung zu erwarten. Diese lässt sich in Bezug auf terrestrische Ökosysteme relativ gut prognostizieren. Schwierigkeiten ergeben sich bei der Vorhersage für aquatische Ökosysteme, insbesondere für stehende Gewässer (KLIWA-Bericht 2009, KLIWA-Bericht 2010). Dort wird die Temperatur von zusätzlichen Parametern beeinflusst, wie der Wasseraufenthaltszeit, der Windexposition, des Grundwasserzustroms und der Größe und Tiefe der Seen. Bayern besitzt eine Vielzahl unterschiedlichst gestalteter Seen. Zum einem gibt es die größeren und kleineren natürliche Seen des Alpen- und Voralpengebiet, welche aufgrund des kalkreichen Einzugsgebietes hartes Wasser aufweisen. Ergänzt wird das Spektrum natürlicher Seen durch Moorseen, die sich in den zahlreichen Feuchtgebieten befinden, sowie durch versauerte Seen, die durch die fehlende Pufferkapazität von silikatischen Gesteinen in den bayerischen Mittelgebirgen vorkommen. Zum anderem gibt es eine sehr große Zahl künstlich entstandener Stillgewässer, die sich laufend erhöht. In diesem Zusammenhang sind vor allem Baggerseen von Bedeutung. Auch für diese trifft eine differenzierte Beeinflussung des Temperaturregimes zu, wobei sich speziell bei Baggerseen auch noch das Gewässeralter prägend auswirkt. Diese Kleinseen spielen in vielen Regionen Bayerns als Erholungsgebiete eine besonders wichtige Rolle, da natürliche Seen nicht vorhanden sind.

Abhängig vom Gewässertypus wird sich für die Seen eine Veränderung des Wärmehaushaltes einstellen. Dadurch wird sich auch die Wahrscheinlichkeit einer Invasion von wärmeliebenden Wasserpflanzen in stehenden Gewässern verändern (McKee et al. 2002, Meerhoff et al. 2007). Nach Untersuchungen von Hussner et al. (2010) sind bereits 25 verschiedene neophytische Wasserpflanzen in Deutschland nachgewiesen. 1980 waren es lediglich 12 neophytische Arten.

Modellorganismus:

Als Modellorganismus haben wir daher die wärmeliebende Wasserpflanze *Najas marina* ausgewählt. Sie ist eine heimische Pflanze, die 1996 in Deutschland auf die Rote Liste gestellt wurde. Zu diesem Zeitpunkt wurde sie in Bayern in nur wenigen Seen nachgewiesen, wie dem Waginger-Tachinger See und der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte. Inzwischen ist *Najas marina* jedoch invasiv und befindet sich in der Ausbreitung. Da *Najas marina* zur Keimung der Samen eine Temperatur von 15°C und für ein erfolgreiches Wachstum mit der Bildung reifer Samen eine Temperatur von 20°C benötigt, könnte ihre momentane Ausbreitung im Zusammenhang mit dem Klimawandel stehen (Klein et al. 2011). Die Art kann, besonders in warmen und flachen Seen, Massenbestände ausbilden. Mit einer Wuchshöhe von bis zu drei Metern können die Bestände dieser stacheligen Pflanze bis an die Wasseroberfläche wachsen. Dies kann den Bade- und Erholungsbetrieb zum

Erliegen bringen. Aufwendige Mähaktionen sind bisher die einzige Möglichkeit, eine Nutzung zumindest kurzfristig aufrecht zu erhalten.

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinien wurde 1999 bis 2003 das nationale Bewertungsverfahren PHYLIB (Phytobenthos und Makrophyten für ein Leitbezogenes Bewertungsverfahren) vom bayerischen Landesamt für Umwelt entwickelt (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2007). In diesem Verfahren werden submerse Makrophyten in Form eines Referenzindexes bewertet. Dabei können die Pflanzen, abhängig von der Tiefenstufe und dem Gewässertyp in denen sie vorkommen, unterschiedlichen Indikatorwerten zugeordnet werden. Die beiden in Deutschland vorkommenden Unterarten *Najas marina marina* und *Najas marina intermedia* werden dabei in andere Bewertungsgruppen eingeteilt, wobei *intermedia* teilweise positiver bewertet wird. Daher ist es nötig, die beiden Unterarten differenzieren zu können. Die Pflanze ist jedoch stark polymorph, sodass eine Unterscheidung der Unterarten aufgrund ihrer Morphologie schwierig ist. Aus diesem Grund versuchen wir anhand molekularbiologischer Methoden diese Unterscheidung vorzunehmen.

Geplantes Untersuchungsprogramm:

Das Untersuchungsgebiet besteht aus 50 bayerischen Seen unterschiedlicher Genese, Morphologie und Grundwasserbeeinflussung.

Das Vorhandensein von *Najas marina* in diesen Seen wurde mithilfe von Forschungstauchern überprüft und die Ergebnisse mit Kartierungen aus den letzten zwanzig Jahren (Melzer et al. 1987, Melzer 1988, Melzer 1999, Raeder, Melzer & Seele 2001) verglichen. Das Vorkommen bzw. fehlen der Schlüsselart konnte damit rückverfolgt werden. Zudem wird der Jahrestemperaturverlauf dieser Gewässer in den für Makrophyten relevanten Wassertiefen bis zu fünf Metern durch Temperaturmessgeräte kontinuierlich aufgezeichnet. Als zusätzliche Standortfaktoren fließen wasserchemische und physikalische Parameter, wie pH, Leitfähigkeit, Sichttiefe, Wasserhärte und Sauerstoffsättigung sowie Phosphat-, Ammonium- und Nitratkonzentrationen in die Auswertung mit ein. Ziel ist es, mithilfe dieser Steuergrößen einen Gewässeratlas für Bayern zu erstellen, aus dem die Gefährdung einer Invasion durch thermophile Makrophyten abzulesen ist.

Zusammenarbeit:

Die Modellierung, auf der die Vorhersage der Vulnerabilität bayerischer Stillgewässer durch invasive Arten basiert, soll in enger Kooperation mit Prof. Dr. Björn Reineking, Universität Bayreuth, erfolgen.

Die molekularbiologischen Untersuchungen finden sowohl im Labor der Limnologischen Station Iffeldorf, als auch durch die Vergabe an anerkannte Sequenzierungsfirmen statt.

Eine enge Zusammenarbeit besteht mit den Wasserwirtschaftsbehörden sowie den Seenbesitzern und Pächtern von Gewässern.

Unterstützt wird das Projekt vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit.

Erste Ergebnisse:

Von den 55 untersuchten Seen wiesen 1988 zehn Stück *Najas marina* Bestände auf. Bei den Untersuchungen von 2011 konnte die Pflanze in 29 der Seen nachgewiesen werden. Eine Ausbreitung hat demnach stattgefunden, wie in Abbildung eins zu sehen ist.

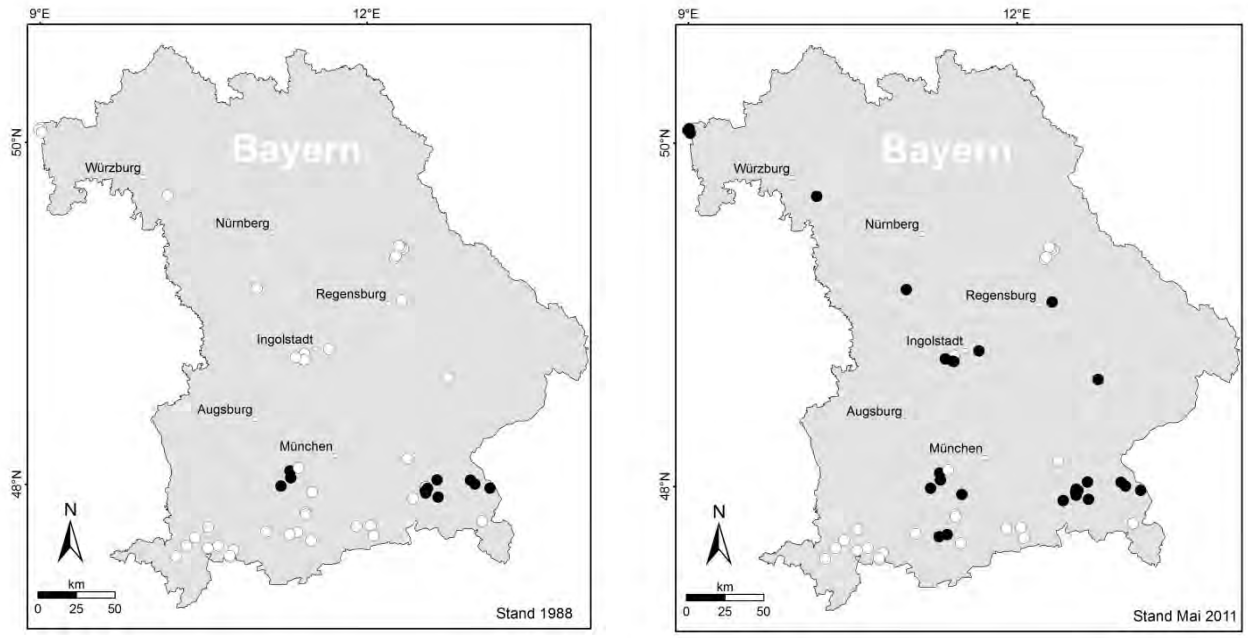


Abb. 1 & 2: Nachweis von *Najas marina* in Bayern in den Jahren 1988 und 2011. Weiss Seen ohne Vorkommen von *Najas marina*, schwarz Seen, in denen *Najas marina* nachgewiesen werden konnte.

In den Kartierungen der Wasserrahmenrichtlinie für bayerische Seen wurde ausschließlich die Unterart *intermedia* bestimmt. Die Pflanzen unserer Probenahmen unterschieden sich jedoch morphologisch stark und konnten mithilfe der Bestimmungsmerkmale aus der Literatur (Casper & Krausch 1980,Triest 1988, van de Weyer & Schmidt 2007) nicht eindeutig einer Unterart zugeordnet werden. Gründe dafür könnten eine Hybridisierung der Unterarten oder die starke Polymorphie aufgrund äußerer Umwelteinflüsse sein.

Literatur:

Bayerisches Landesamt Für Umwelt, Schaumburg,J., Schranz, C., Stelzer,D., Hofmann, G. (2007): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos

Casper, S.J. & Krausch, H.-D., (1980/81): Pteridophyta und Anthophyta, 1.Teil, in Ettl, H., Gerloff, J. & Heyning, H.: Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 23, 1Auflage, S.139-149

Hussner, A., Weyer, K. van de, Gross, E.M. & Hilt, S. (2010): Eine Übersicht über die aquatischen Neophyten in Deutschland – Einführung, Etablierung, Auswirkungen und aktuelle Probleme, Zukunftsaussichten und Managementperspektiven. Handbuch Angewandte Limnologie, Blackwell Publishing Group

Jäger, E. & Werner, K. (2005): Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen: Kritischer Band, Spektrum, Band 4, 10.Auflage, S.778-779, Herausgegeben von Rothmaler

Klein, T., Hoffmann, M., Lehner, S., Friedel, M., Raeder, U., Melzer, A. (2011): in prep.

KLIWA-Bericht (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg, Bayern –Herausgeber Arbeitskreis KLIWA, LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt (BLfU), Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG), Deutscher Wetterdienst (DWD) 1-312

KLIWA-Bericht (2010): Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft Bayern - Herausgeber Arbeitskreis KLIWA, LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt (BLfU), Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG), Deutscher Wetterdienst (DWD) 1-114

McKee, D., Hatton,K., Eaton, J.W., Atkinson,D., Atherton,A., Harvey, I. & Moss, B. (2002) Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. *Aquatic Botany*, 74, 71-83.

Meerhoff, M., Clemente, J.M., Teixeira de Mello, F., Iglesias, C., Pedersen, A.R. & Jeppesen, E. (2007) Can warm climate-related structure of litoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? Global Change Biology, 13, 1888-1897

Melzer, A., Harlacher, R. & E. Vogt (1987): Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in 50 bayerischen Seen. – Beiheft 6 zu den Berichten der ANL: 5-144

Melzer, A., Harlacher, R., Held, K., & Vogt, E. (1988) Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weßlinger Sees. Inf. Bericht LfW 1/88 1-262

Melzer,A. (1999) Aquatic macrophytes as tools for management. Hydrobiologia, 396, 181-190.

Raeder, U., Melzer, A & Seele J. (2001): Lebensraum Ufer (Litoral).- In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1/01: Kleinseen in bayern- Ökologische Bewertung von Freiwasser, Sediment, Ufer und Einzugsgebiet 151-204

Triest, L. (1988): A revision of the genus Najas L. (Najadaceae) in the Old world, Academie Royale des Sciences D`Outre-Mer, Class des Sciences naturelles es mèdicales, Mèmoires in-8°, Nouvelle Sèriè, Tome 22, fac. 1, Bruxelles

Van de Weyer, K. & Schmidt, C. (2007): Bestimmungsschlüssel für aquatische Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen, Moose) in Deutschland, Version1.1, S.52-53

PHYTOPLANKTON

RÖNICKE, H., M. PITSCH, F. GOHR & M. HUPFER: Langzeituntersuchungen zur Phytoplanktondynamik im hocheutrophen Arendsee

TÄUSCHER, L.: Entwicklung des Phyto-See-Index zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 26 Seen Nordbrandenburgs zwischen 2007 und 2010

Langzeituntersuchungen zur Phytoplanktondynamik im hocheutrophen Arendsee

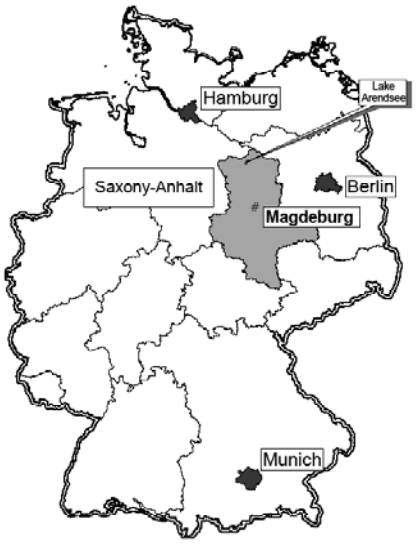
Helmut Rönicke[1], Matthias Pitsch[2], Friedemann Gohr[3] & Michael Hupfer[4]

1 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Brückstrasse 3a, 39114 Magdeburg, Email: helmut.roenicke@ufz.de, 2 TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, Email: matthias.pitsch@tu-dresden.de, 3 Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Otto-von-Guericke Str. 5, 39105 Magdeburg, Email: Friedemann.Gohr@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de , 4 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 301, 1111 Berlin, Email: hupfer@igb-berlin.de

Keywords: Phytoplanktonstruktur, Algenabundanzen, Sukzessionen, Phosphorbelastung

Einleitung

Vom Arendsee, einem bedeutenden Subrossionssee im Norden Sachsen-Anhalts (Abb.1), liegen langjährige Untersuchungsreihen zur Phytoplanktondynamik vor. Neben seiner sehr hohen Phosphorbelastung ist er seit Jahrzehnten durch ganzjährige Cyanobakterien-Dominanz gekennzeichnet. In den letzten Jahren wurde ein weiterer Anstieg der TP-Konzentrationen erfasst, die den See als polytrophes Standgewässer ausweisen. Planktologische Untersuchungen Ende des 19. Jahrhunderts verweisen auf eine durch Desmidiaceen geprägte Algenstruktur (Zacharias, 1899). Cyanobakterien traten dagegen nur sporadisch in Erscheinung. Seit Anfang der 50er Jahre des letzten Jahrhunderts wurden erstmals Massenentwicklungen filamentöser Cyanobakterien ermittelt (Bauch, 1953). Bis heute hält die ganzjährige Cyanobakterien-Domonanz an. Die sommerlichen Blüten N_2-fixierender Cyanobakterien führen zu massiven Beeinträchtigungen der touristischen Nutzung des bekannten-Badesees. Im Winterhalbjahr dominieren trichale Arten (*Planktothrix rubescens/prolifica*), in den Sommermonaten treten regelmäßig diazotrophe Cyanobakterien (*Aphanizomenon, Anabaena*, *Anabaenopsis*) in Erscheinung (Rönicke et al., 2008)



Fläche:	5,13 km2
Volumen:	147 Mio m3
Maximale Tiefe:	48,7 m
Mittlere Tiefe:	28,9 m
Mittlere Verweilzeit:	40 a
Einzugsgebiet:	29,8 km2

Abb. 1: Lage und Hydrographie des Arendsees

Phosphorbelastung

Der Arendsee ist hinsichtlich seiner Phosphor-Konzentration als hoch belastet einzuordnen (Hupfer et al., 1997). Betrachtet man den Trend der P-Konzentrationen ab dem Jahr 1980, so ist ein leichter Anstieg zu registrieren (Abb.2). Seit 2005 wurde eine deutliche Zunahme der mittleren P-Konzentration nachgewiesen. Im Jahr 2010 lag der P-Gehalt während der Frühjahrsvollzirkulation bei knapp 200 µg P/L. Der Gesamtgehalt an Phosphor im Pelagial des Arendsees hat sich von etwa 20 Tonnen Mitte der 70er Jahren auf ca. 30 Tonnen 2011 erhöht. Die Ursachen für diese Zunahme der P-Konzentrationen kann noch nicht eindeutig erklärt werden und sind Gegenstand aktueller Untersuchungen zu den Eintragspfaden des Sees.

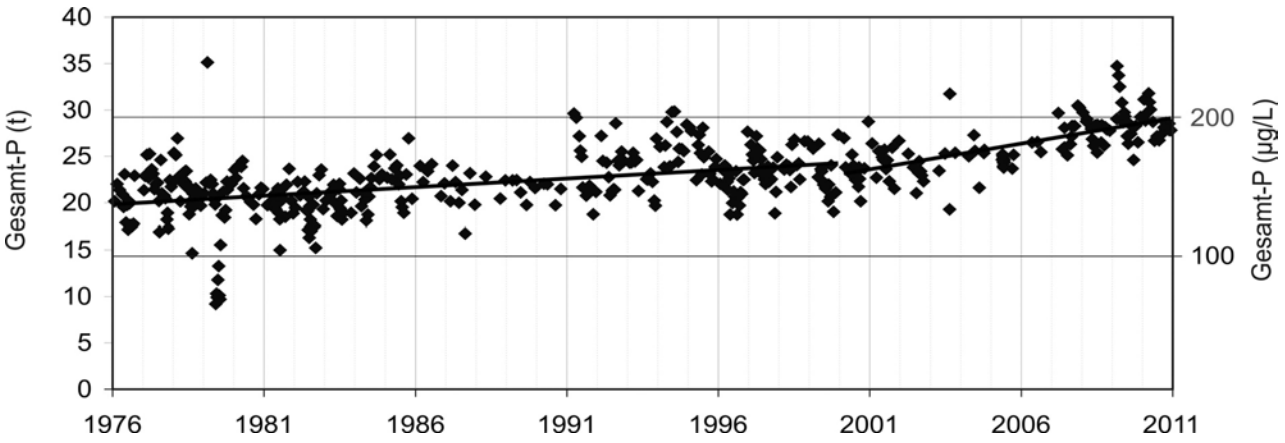


Abb. 2: Ganglinien der Gesamt-P-Menge (linke Achse) und Gesamt-P-Konzentration (rechte Achse) im Arendsee seit 1976 (Einzeltermine)

Phytoplanktondynamik

Die Darstellung der Phytoplankton-Biomasse, aufgesplittet auf die einzelnen Algenfamilien in Abb.3 verweist auf den hohen Anteil von Cyanobakterien. Bis auf wenige Jahre (1999, 2000, 2004) stellen Cyanobakterien die produktionsbestimmende Algengruppe dar. Cyanobakterien werden in erster Linie durch die filamentösen Spezies *Planktothrix rubescens/ prolifica* sowie unter Stickstofflimitationsbedingungen durch die diazotrophen Spezies der Gattungen *Anabaena, Aphanizomenon* und *Anabaenopsis* vertreten.

Eine Schlüsselstellung in der sommerlichen Dynamik des Phytoplanktons im Arendsee nehmen diese stickstoffbindenden (diazotrophen) Cyanobakterien ein. Ihr Aufkommen entscheidet im Wesentlichen über die Badewasserqualität des Arendsees, denn Aufrahmungen und Algenteppichbildungen stellen ein ernst zu nehmendes Güteproblem für die Erholungsnutzung dar.

Die Phytoplankton-Abundanzen, dargestellt als Mittelwerte der Vegetationsperiode (Abb.3) in dem Untersuchungszeitraum 1976 bis 2001 schwankten zwischen 1 mg/L (1990) und12,5 mg/L (1977). Der sehr niedrige und für den Arendsee untypische mittlere Biomassewert von 1990 ist kritisch zu bewerten, da im Jahr 1990 nur wenige Untersuchungen (n=3) in der Vegetationsperiode durchgeführt wurden. Das betrifft auch die mittleren Biomassen 1988 bis 1989. Gut vergleichbar sind dagegen die Dekaden 1976 bis 1986 sowie 1991 bis 2001. In den Jahren 1976 bis 2009 konnte keine signifikante Regression der Phytoplanktonbiomasse über diesen Untersuchungszeitraum abgeleitet werden (p = 0,087, $R2$ = 0,053). In den Jahren 1997 bis 2001 lagen Daten sowohl vom Umweltforschungszentrum (UFZ) als auch vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) vor. Der Vergleich zwischen den Biomasse-

werten beider Einrichtungen zeigte eine gute Übereinstimmung. Deutlich wurde allerdings ein unverkennbarer Anstieg der Phytoplankton-Biomassen nach 2004, mit Ausnahme des Jahres 2008.

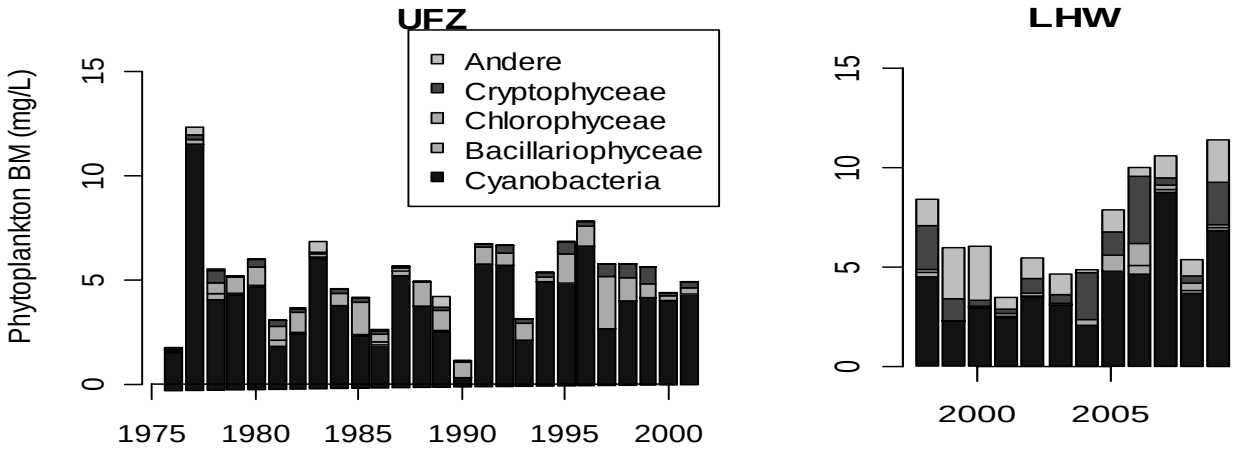


Abb. 3: Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse im Vegetationshalbjahr (April bis Oktober). Die Daten der Institute (UFZ, LHW) wurden getrennt dargestellt.

Bei den N_2-fixierenden Cyanobakterien dominierten die Species der Gattung *Anabaena*. Der Anteil von diazotrophen Arten an der Cyanobakterien-Biomasse in der Vegetationsperiode ist generell gering (Abb.4). In den Jahren 1976-1989 lag der Anteil bei 1,1 %, erhöhte sich in den Jahren 1990-2009 jedoch auf 11,0 % (Wilcoxon Test, p = <0.001, Abb.4). Allerdings dominierten die N_2-Fixierer an bestimmten Untersuchungsterminen hochgradig die Cyanobakterienbiomasse.

Es wurden in dem gesamten Untersuchungszeitraum insgesamt 10 Spezies diazotropher Cyanobakterien bestimmt. Damit nimmt der Arendsee bezüglich seiner Artenvielfalt von N_2- fixierenden Cyanobakterien eine besondere Stellung unter den stickstofflimitierten Standgewässern ein.

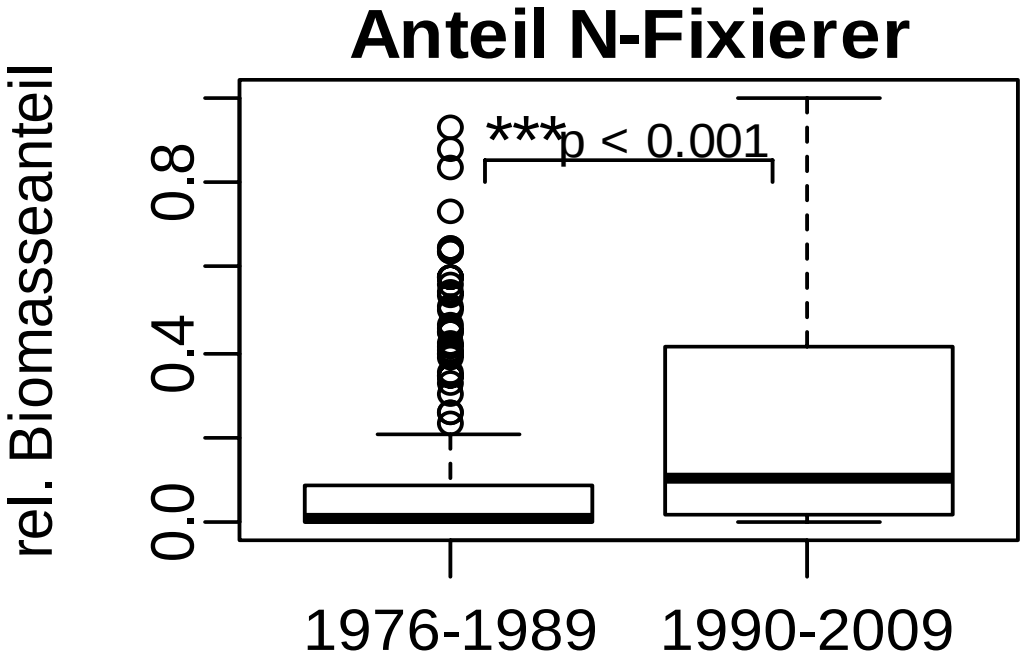


Abb. 4: Relativer Anteil der N_2-fixierenden Cyanobakterien an der Gesamtbiomasse der Cyanobakterien. Die Daten aller Probenahmen von 1976 bis 2009 wurden verwendet und in 2 Gruppen gepoolt (1976-1989 sowie 1990-2009). Dargestellt ist ein Boxplot mit dem unteren und oberen Quartil sowie dem Median.

Zusammenfassung und Ausblick

Der Arendsee ist in den letzten 40 Jahren durch eine sehr hohe Phosphorbelastung und Planktonproduktion gekennzeichnet. Hinsichtlich der Phytoplankton-Zusammensetzung hat der Arendsee im Zeitraum der Untersuchungen (1976 bis 2009) keine signifikanten Veränderungen erfahren. Es dominierten filamentöse Cyanobakterien im Frühjahr und Herbst sowie diazotrophe Cyanobakterien in den Sommermonaten. Es wurden die gleichen Algen-Spezies über den gesamten Untersuchungszeitraum ermittelt. Andere Algengruppen wurden in höheren Artenzahlen gegenüber den Cyanobakterien ermittelt, aber ihre Biomasseanteile blieben gering. Die Phytoplankton-Biomassen zeigten über fast 3 Dekaden im Zeitraum 1976 bis 2004 eine recht ausgeglichene Dynamik. Abgesehen vom Jahr 1977 mit einer auffällig hohen mittleren Phytoplankton-Biomasse in der Vegetationsperiode, wurden nur geringe Schwankungen in den Biomassekonzentrationen ermittelt.

Ab 2004, mit Ausnahme des Jahres 2008, erfolgte ein deutlicher Anstieg in den Algendichten, mit Konzentrationen, die über den höchsten Werten der 80er und 90er Jahre lagen. Darüber hinaus wurde ein statistisch belegter Anstieg in den biomassebezogenen Anteilen von diazotrophen Spezies am Cyanobakterien-Plankton in der Dekade 1990 bis 2009 gegenüber den Jahren 1976 bis 1989 ermittelt.

Zur drastischen Senkung der hohen Phosphorbelastung und Zurückdrängung der Cyanobakterien-Massenentwicklungen wird die Durchsetzung einer internen Restaurierungsmaßnahme geprüft. Dabei erscheint eine Nährstoffausfällung mittels Aluminiumverbindungen als erfolgversprechende Ökotechnologie.

Danksagung

Die Studie wurde vom Landesamt für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Magdeburg finanziell unterstützt.

Literatur

Bauch, G. (1953): Die Kleine Maräne (*Coregonus albula* L.) im Arendsee in der Altmark. Mitt. F. Naturkunde und Vorgeschichte a. d. Museum für Kulturgeschichte in Magdeburg 3(15): 109-140.

Hupfer, M., H. Rönicke, P. Herzsprung (1997): Interne P-Belastung im Arendsee nach der Seekreideaufspülung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1996: 241-245.

Rönicke, H., R. Doerffer, H. Siewers, O. Büttner, K.-E. Lindenschmidt, P. Herzsprung, M. Beyer & H. Rupp (2008): Phosphorus input by nordic geese to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. Fundamental and applied Limnology 172: 111- 119.

Zacharias, O. (1899): Das Plankton des Arendsees. Biol. Centralbl. 19: 95-102.

Entwicklung des Phyto-See-Index zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 26 Seen Nordbrandenburgs zwischen 2007 und 2010

Lothar Täuscher

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, 14554 Seddiner See, e-mail: lothar.taeuscher@iag-gmbh.info

Keywords: Phytoplankton, Seen, Langzeit-Monitoring, EU-WRRL, Brandenburg

Abstract:

Development of the Phyto-See-Index for the characterisation of the ecological status according to European Water Framework Directive in 26 lakes in the north region of the federal state Brandenburg between 2007 and 2010

Phytoplankton as biological quality component is important for the monitoring of lakes according to European Water Framework Directive. Between 2007 and 2010 the phytoplankton of 26 lakes (greater than 50 ha) in the north region of the federal state Brandenburg (Germany) were qualitatively and quantitatively investigated for the characterisation of the ecological status. According to the Phyto-See-Index (PSI) 14 lakes (= 53,8 %) have a good stability of the ecological status. 6 lakes (= 23,1 %) are better and 6 lakes (= 23,1 %) have a deterioration of the ecological water quality. Especially mesotrophic lakes have a high stability of the trophy and of the ecological status. The change of the primarily oligotrophic status of the Lake Stechlin to a mesotrophic status is discussed.

Einleitung

Zwischen 2007 und 2010 wurde durch das Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Seddiner See (IaG) und mit Unterauftragnehmern das Phytoplankton von 79 Seen Nordbrandenburgs (= mehr als ein Drittel der 222 Seen > 50 ha im Land Brandenburg) in einem Langzeit-Monitoring im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg und im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg untersucht (vgl. auch Täuscher et al. 2011a). Mittels dieser biologischen Komponente soll der ökologische Zustand von Seen > 50 ha nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) erfasst werden. Der folgende zusammenfassende Vergleich der ökologischen Einstufung mit Hilfe des Phytoplankton-See-Index (PSI) im Jahr 2007 und im Jahr 2010 basiert auf den umfangreichen unveröffentlichten Berichten (Täuscher et al. 2008, 2011b) und einem Vortrag anlässlich des „Workshops 2011 zur EU-WRRL-konformen Bewertung von Seen mittels Phytoplankton und zu den aktuellen Anpassungen des Phyto-See Index“ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, 26.-28. Oktober 2011) (s. Täuscher 2011a).

Untersuchungsgewässer, Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Umfangreiche Angaben zu den 26 untersuchten Seen im Norden des Landes Brandenburg (geographische Lage, Seefläche, maximale Wassertiefe, Schichtung, LAWA-See-Typ nach Mathes et al. 2002; Phytoplankton-Seetyp nach Mischke & Nixdorf 2008; physikalisch-chemische Parameter [Pflichtparameter **fett**]: **Wassertemperatur** - T, **Sauerstoffgehalt** - O_2 und –sättigung – O_2 %, **Sichttiefe** - ST, pH-Wert, Redoxpotential - Redox, gelöster reaktiver Phosphor - DRP = Orthophosphat-P – o-P, **Gesamtphosphat** - TP, Ammonium-Stickstoff - NH_4-N, Nitrat-Stickstoff - NO_3-N, Gesamtstickstoff - TN, gelöstes reaktives Silizium - DSi, Särekapazität [pH 4,3] = Alkalinität/$K_{S4,3}$ - SBV, **Chlorophyll-a** - Chl-a; Trophie-Index nach LAWA 1999) sind in MUGV (2010) und Täuscher et al. (2008, 2011b) zu finden.

Material und Methoden

Die Probenahmen des Phytoplanktons (6 x pro Jahr in der Vegetationsperiode von April bis Oktober) und der Profundal-Diatomeen (1 x pro Jahr), die lichtmikroskopischen qualitativen und quantitativen Untersuchungen der Proben und die Bewertung einschließlich der Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) mit Berücksichtigung des Di-Prof des ökologischen Zustandes der Seen mittels dieser biologischen Komponente wurde nach den umfangreichen methodischen Zusammenstellungen und Erläuterungen in Mischke & Nixdorf (2008) und Nixdorf et al. (2010) durchgeführt.

Ergebnisse

Bei 14 Seen (= 53,8 %) konnte bei den Vergleichsuntersuchungen eine stabile ökologische Einstufung mittels Phytoplankton in den Jahren 2007 und 2010 ermittelt werden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Gleichbleibende ökologische Einstufung mittels Phytoplankton (nach dem Phyto-See-Index ohne und mit Berücksichtigung des Di-Prof), 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht, **fett = Referenzgewässer im Land Brandenburg** (Schönfelder 2005) (in Klammern) = ungesicherte Einstufung

Gewässername	PSI ohne Di-Prof 2007	PSI mit Di-Prof 2007	PSI ohne Di-Prof 2010	PSI mit Di-Prof 2010
Dollgowsee	5	4	4	4
Möllensee bei Krangen	4	4	4	4
Oberpfuhl	2	2	2	2
Parsteiner See	(1)	2	2	2
Peetschsee	(1)	1	1	2
Platkowsee	2	2	1	2
Röblinsee	3	3	3	3
Stolpsee	4	4	4	4
Templiner See bei Templin	5	4	4	4
Tietzensee, Gr.	2	2	2	1
Unteruckersee	2	2	2	2
Warthesee	(5)	4	3	4
Wittwesee	2	1	1	1
Wurlsee	3	3	(2)	3

Für jeweils 6 Seen (= 23,1 %) konnte eine Verbesserung bzw. eine Verschlechterung der ökologische Einstufung mittels Phytoplankton festgestellt werden (Tabellen 2 und 3).

Tabelle 2: Verbesserung der ökologische Einstufung mittels Phytoplankton

(nach dem Phyto-See-Index ohne und mit Berücksichtigung des Di-Prof)

1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht

fett = Referenzgewässer im Land Brandenburg (Schönfelder 2005)

(in Klammern) = ungesicherte Einstufung

Gewässername	**PSI ohne Di-Prof 2007**	**PSI mit Di-Prof 2007**	**PSI ohne Di-Prof 2010**	**PSI mit Di-Prof 2010**
Kalksee bei Binenwalde	4	3	(3)	2
Nehmitzsee	3	3	(1)	1
Netzowsee	3	3	(2)	2
Oberuckersee	3	3	2	2
Stechlinsee	2	2	1	1
Zenssee	3	3	1	2

Anmerkungen zum Trophie-Index nach LAWA (1999):

Kalksee bei Binenwalde	1992: eutroph 1	2005-2010: mesotroph
Nehmitzsee	1999-2010: mesotroph	
Netzowsee	1998-2010: mesotroph	
Oberuckersee	1997 + 2007: mesotroph	2010: eutroph 1
Stechlinsee	1992-1999: oligotroph	2007-2010: mesotroph
Zenssee	2002-2010: mesotroph	2003: eutroph 1

Tabelle 3: Verschlechterung der ökologische Einstufung mittels Phytoplankton

(nach dem Phyto-See-Index ohne und mit Berücksichtigung des Di-Prof)

1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht

fett = Referenzgewässer im Land Brandenburg (Schönfelder 2005)

(in Klammern) = ungesicherte Einstufung

Gewässername	**PSI ohne Di-Prof 2007**	**PSI mit Di-Prof 2007**	**PSI ohne Di-Prof 2010**	**PSI mit Di-Prof 2010**
Felchowsee	3	3	(5)	5
Haussee bei Hardenbeck	2	2	(3)	3
Küstrinsee	1	1	(3)	3
Lychensee	3	3	4	4
Moderfotzsee	3	3	4	4
Prüßnicksee, Kl.	(3)	3	(4)	4

Anmerkungen zum Trophie-Index nach LAWA (1999):

Felchowsee	1995-2007: polytroph 2	2010: hypertroph
Haussee bei Hardenbeck	1992-2010: mesotroph	
Küstrinsee	1992-2010: mesotroph	
Lychensee	1995-2003: eutroph 2	2007-2010: eutroph 1
Moderfitzsee	2007-2010: eutroph 2	
Prüßnicksee, Kl.	2002 + 2010: eutroph 1	2003 + 2007: mesotroph

Diskussion

Beim Vergleich der Trophie-Index-Berechnungen (LAWA 1999) mit der ökologischen Einstufung nach dem Phyto-See-Index (PSI) gibt es gute Übereinstimmungen zwischen den Bewertungen der Seen nach diesen Kriterien, aber auch schwer erklärbare Unterschiede. Deshalb müssen die ökologischen Einstufungen kritisch betrachtet werden. Mischke et al. (2009) stellten fest, dass der Phyto-See-Index (PSI) häufig strenger als die LAWA-Bewertung ist. Außerdem wurde bereits von Täuscher et al. (2011a) auf die große Bedeutung der Literaturauswertung zu den untersuchten Seen und auf den Vergleich der ökologischen Bewertung mittels physikalisch-chemischer Parameter und anderer biologischer Komponenten hingewiesen. Klose (1969) dokumentierte umfangreich physikalisch-chemische Parameter aus dem Jahr 1968 für 9 Seen (Küstrinsee, Lychensee, Netzowsee, Oberpfuhl, Platkowsee, Templiner See bei Templin, Warthesee, Wurlsee, Zenssee). Von Breithaupt (2008) gibt es einen wichtigen Vergleich von Vegetationskartierungen im Parsteiner See in den Jahren 1974 und 2008, während van de Weyer et al. (2009) die submerse Makrophytenbesiedlung im Stechlinsee in dem Zeitraum 1962 bis 2008 gegenüberstellen. Von Kroy (1993-1996 in Täuscher et al. 2011b, s. auch Täuscher 2011b) liegen umfangreiche Angaben zu Sichttiefen und zur Makrophyten-Besiedlung mit Angaben zur unteren Makrophytengrenze in seinen unveröffentlichten „Seenerfassungsbögen“ bzw. „Natürliche Grundlagen - Gewässer“ für den Haussee bei Hardenbeck, den Küstrinsee, den Lychensee, den Moderfitzsee, den Netzowsee, den Oberpfuhl, den Templiner See bei Templin, den Warthesee und den Wurlsee vor. Eine sehr gute und gute ökologische Einstufung mittels Phytoplankton stimmt sehr gut mit langjährigen mesotrophen Verhältnissen im Parsteiner See, im Peetschsee, im Platkowsee, im Großen Tietzensee und im Wittwesee überein (s. Vergleich der Trophie von 1992 bis 2010 in Täuscher et al. 2011b). Die Verschlechterung der ökologischen Einstufung mittels Phytoplankton des langjährigen mesotrophen Hardenbecker Haussees wurde auch von Bukowsky (2011) festgestellt: „Der Hardenbecker Haussee, mit 168 ha und 36 m der größte und tiefste See im Gebiet, hat sich in den letzten Jahrzehnten um eine Qualitätsstufe verschlechtert. Trotz guter sommerlicher Sichttiefe von ca. 4 m sind Armleuchteralgen nicht mehr vorhanden. Ursache hierfür ist das große, relativ intensiv landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet nördlich von Hardenbeck.“ Da der Stechlinsee seit über 50 Jahren limnologisch untersucht wird (s. Täuscher 2009), sind physikalisch-chemische und biologische Parameter über diesen langen Zeitraum dokumentiert worden. Auf dieser Grundlage konnte man Veränderungen in diesem primär sehr nährstoffarmen See deutlich wahrnehmen. Diese durch verschiedenen Ursachen (Anstieg des Nährstoffgehalts, Klimaveränderung) hervorgerufene Verschlechterung der Wasserqualität wird in zahlreichen von Täuscher et al. (2011b) zitierten Schriften, Kasprzak (2011) und Oldorff & Kirschey (2012) diskutiert. So gibt es z.B. Veränderungen in Versorgung mit Nährstoffen und in der Sauerstoffsättigung im Tiefenwasser, aber auch in der qualitativen und quantitativen Besiedlung mit planktischen Mikroalgen und benthischen Makrophyten. Für den LAWA-Trophieindex ergibt sich für den Stechlinsee in den letzten Jahren seit 1992 eine Veränderung von einem oligotrophen zu einem mesotrophen Zustand (s. Täuscher 2009, Täuscher et al. 2011b und zit. Lit.):

1992: 1,20 (= oligotroph) → 1995: 1,06 (= oligotroph) → 2007: 1,67-1,80 (= mesotroph) → 2009: 1,67 (= mesotroph) → 2010: 1,75 (= mesotroph).

Damit werden zur Zeit die Nährstoffziele vom LUA (2009) und Schönfelder et al. (2009) mit einem LAWA-Trophieindex von 1,34 nicht erreicht.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (2007) bzw. des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (2010) durchgeführt. Für die gute Zusammenarbeit danken wir Dipl.-Biol. Heike Henker (ehemals IaG) Dipl.-Biol. Lutz Höhne (LUGV Brandenburg: die umfangreichen Berichte von Täuscher et al. 2008 und 2010 können bei ihm angefordert werden), Dipl.-Biol. Timm Kabus (IaG), Dipl.-Biol. Kerstin Kalies (Malchin), Dipl.-Laök. Heiner Kümmel (ehemals IaG), Dr. Michael Opitz (IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH, Ottendorf-Okrilla), Dr. Ilka Schönfelder (Büro für Diatomeenanalyse, Neuenhagen), Dipl.-Laök. Ines Wiehle (IaG), für die langjährigen Probenahmen einschließlich physikalisch-chemischer Parameter Gernot Walter (IaG) und für die chemische Analytik den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Chemie-Labors des IaG.

Literatur

Breithaupt, C.S. (2008): Die Vegetation des Parsteiner Sees. Vergleich zur Kartierung von 1974 und Beziehungen zu ausgewählten Standortfaktoren. - Dipl.-Arb. Ernst-Moritz-Arndt-Univ. Greifswald.

Bukowsky, N. (2011): „Brüsenwalde“ und „Jungfernheide“ im Naturpark Uckermärkische Seen. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20: 29-30.

Kasprzak, P. (2011): Der gläserne Stechlin. Wie gravierend sind seine „Kreislaufprobleme“? – Naturmagazin 3/2011: 13-15.

Klose, H. (1969): Zur Wassergüte im Raum Lychen – Templin. - Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 18: 755-761.

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

LUA (Landesumweltamt Brandenburg) (ed.) (2009): Zustand der Oberflächengewässer: Ökologischer Zustand der Seen; Nährstoffziele für Seen und Fließgewässer. - Umweltdaten Brandenburg 2008/2009. - Potsdam: 52-54.

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

Mischke, U. & B. Nixdorf (eds.) (2008): Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - BTUC-AR 2/2008: 1-263.

Mischke, U., B. Nixdorf, U. Riedmüller & E. Hoehn (2009): Ökologischer Zustand von Tieflandseen nach dem Phyto-See-Index im Vergleich zu ihrer Trophie nach LAWA. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Poster + Tagungsprogramm S. 13.

MUGV (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2010): Gewässerschutz und Wasserwirtschaft - Wasserrahmenrichtlinie - Steckbriefe: Seen der EG-Wasserrahmenrichtlinie.- Potsdam.

Nixdorf, B., E. Hoehn, U. Riedmüller, U. Mischke & I. Schönfelder (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. - In: Hupfer, M., W. Calmano, H. Klapper & R.-D. Wilken (eds.): Handbuch Angewandte Limnologie, 27. Erg.Lfg. 4/10: 1-23.

Oldorff, S. & T. Kirschey (2012): Tauchen und Naturschutz. - Jahrbuch Ostprignitz-Ruppin 2012: 196-205.

Schönfelder, J. (2005): Bezugsnetze für Gewässertypen mit sehr gutem ökologischen Zustand und für Interkalibrationsgewässer. – In: Landesumweltamt Brandenburg (ed.): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bericht zur Bestandsaufnahme für das Land Brandenburg. - Potsdam, Eggersdorf: 38-41.

Schönfelder, J., J. Päzolt, L. Höhne, R. Bock, D. Langner & I. Tobian (2009): Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im Land Brandenburg gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie für den 1. Bewirtschaftungsplan (2010-2015). Verbindliche Endversion vom 04.03.2009. - Landesumweltamt Brandenburg, Referat Ö4 – Wasserahmenrichtlinie, Hydrologie, Gewässergüte, 39 S.

Täuscher, L. (2009): 50 Jahre limnologische Forschung am Stechlinsee. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 18: 54-55.

Täuscher, L. (2011a): Vergleich der ökologischen Einstufung mittels Phytoplankton von 26 Seen in Nordbrandenburg nach dem PSI-Verfahren ohne und mit Di-Prof im Jahr 2007 und im Jahr 2010. - Vortrag auf dem „Workshops 2011 zur EU-WRRL-konformen Bewertung von Seen mittels Phytoplankton und zu den aktuellen Anpassungen des Phyto-See Index“ (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, 26.-28. Oktober 2011).

Täuscher, L. (2011b): Vet.-Ing. Josef Kroy – 65 Jahre. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20: 33-34.

Täuscher, L., I. Schönfelder, I. Wiehle , H. Henker & T. Kabus (2008): Monitoring von Phytoplankton und chemischen Parametern zur Indikation des ökologischen Zustandes in ausgewählten Seen Nordbrandenburgs im Jahr 2007. - Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Seddin: 109 S. + Anhang.

Täuscher, L., I. Wiehle, I. Schönfelder & H. Henker (2011a): Untersuchungen des Phytoplanktons zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserahmenrichtlinie in 77 See Nordbrandenburgs in den Jahren 2007 bis 2009. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2010 (Bayreuth): 129-134.

Täuscher, L., K. Kalies, H. Kümmel, M. Opitz & I. Wiehle (2011b): Biologisches und chemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie in 38 Seen im Land Brandenburg im Jahr 2010 – Los 1 -. - Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, Seddin: 77 S. + Anhang.

van de Weyer, K., J. Päzolt, P. Tigges, C. Raape & S. Oldorff (2009): Flächenbilanzierung submerser Pflanzenbestände – dargestellt am Beispiel des Großen Stechlinsees (Brandenburg) im Zeitraum von 1962-2008. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 18: 137-142. WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – kurz: Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000, S. 1-72.

MAKROPHYTEN

ECKERT, N., U. RAEDER & A. MELZER: Reaktionen von Starklicht- und Schwachlicht-Makrophyten auf Veränderungen des Lichtklimas

FALUSI, E., V. K. SIPOS & K. PENKSZA: Macrophyte monitoring in the Danube-Tisza interfluve canal system, Hungary

HOFFMANN, M., A. GONZALES, U. RAEDER & A. MELZER: Experimentelles Management von Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii durch Beschattung mit biologisch abbaubaren Jute-matten

KLEIN, T., U. RAEDER & A. MELZER: Die Keimungsbedingungen von Najas marina ssp. intermedia als Einflussfaktor für die Ausbreitung

RÖßLER, S., P. WOLF, TH. SCHNEIDER & A. MELZER: Multispektrale Fernerkundung invasiver Makrophyten

SCHWEINITZ, PH. & P. POSCHLOD: Untersuchungen zum Regenerationspotential der Makrophyten eines kalkreichen Fließgewässers (Moosach); Die Diasporendrift

SCHWEINITZ, PH., P. POSCHLOD, G. H. ZELTNER & A. KOHLER: Langzeitmonitoring (1970 - 2010) zur Verbreitung der Makrophyten im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene)

WOLF, P., S. RÖßLER, TH. SCHNEIDER & A. MELZER: Abschätzen der Pigment-Zusammensetzung von submersen Makrophyten durch UW-Spektroskopie

WOLF, TH. & M. BARCHMANN: Hydrodynamische Simulationen in einem extremen Flachwassersee – Beispiel Federsee

Reaktionen von Starklicht- und Schwachlicht-Makrophyten auf Veränderungen des Lichtklimas

Nicolas Eckert[1], *Uta Raeder*[1] *& Arnulf Melzer*[1]

[1] Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, nicolas.eckert@tum.de

Keywords: Makrophyten; PAM-Fluorometrie; PS II Quantenausbeute; Violaxanthinzyklus

Einleitung

Die Anpassung submerser Makrophyten an das Lichtklima im Gewässer und mögliche damit verbundene Stresssituationen wurden in der Limnologie bislang wenig thematisiert. Anderseits sind zahlreiche Gewässer im Jahresverlauf durch Eintrübungen (Sediment; Algenblüten) oder Wasserstandsschwankungen Veränderungen unterworfen, die eine Reaktion der Makrophytenspezies erfordern.

Ziel der vorliegenden Studie ist die Untersuchung der Licht-Adaptionseigenschaften submerser Makrophyten unter Freilandbedingungen. Im Experiment werden Stresssituationen bei kurzfristiger Erhöhung des Lichtangebots fokussiert, indem vollständig adaptierte Pflanzen aus tieferen Wasserzonen in eine geringere Wassertiefe versetzt werden. Um den Einfluss von Temperaturunterschieden im sommerlich geschichteten See gering zu halten, wird der Standortwechsel oberhalb der Thermokline vollzogen. Der Lichtadaptionszustand der Pflanzen und ihre physiologische Antwort auf die Behandlung werden durch ein tauchfähiges PAM-Fluorometer (***p****ulse* ***a****mplitude* ***m****odulated fluorometry*) erfasst. Die so gewonnenen Messdaten werden durch die Bestimmung der Pigmentzusammensetzung an Versuchs- und Kontrollpflanzen mittels HPLC-Analyse ergänzt, welche Aussagen zum De-Epoxidations-Zustand der Blätter ermöglicht.

Im zweiten Teil der Arbeit werden ausgewählte Ergebnisse einer Langzeitbeobachtung der Fluoreszenzmuster von *Potamogeton crispus* vorgestellt. Das Lichtklima wurde hier durch die Anbringung von Beschattungsrahmen oberhalb der Bestände manipuliert, um innerhalb einer Tiefenstufe eine Differenzierung gegenüber unbeschatteten Kontrollbeständen zu erzielen (vgl. Eckert et al. 2010).

Material und Methoden

Die Versetzungsversuche wurden am Westufer des Starnberger Sees bei Garatshausen durchgeführt. Für das Langzeitmonitoring wurde ein Kleinstsee der Osterseenkette („Schiffhüttensee“) ausgewählt.

Je fünf Pflanzensprosse je Versuchskasten (60 × 20 × 15 cm) wurden in drei Replikaten über sechs Wochen in einer spezifischen Tiefenstufe (S1 = 2 m; S2 = 4 m; S3 = 9 m) vorgezogen, um eine vollständige Adaption an die vorherrschenden Lichtverhältnisse zu ermöglichen.

Das Versetzungsschema sah anschließend eine Überführung von *Potamogeton pusillus* aus 4,0 m Wassertiefe (S2) in 2,0 m Tiefe (S1) vor. Unmittelbar nach der Versetzung wurden diese Pflanzen

mit vollständig adaptierten Pflanzen eines Kontrollstandorts (K1) in derselben Tiefenstufe verglichen. Die Spezies *Potamogeton perfoliatus* wurde von 9,0 m (S3) in 4,0 m (S2) versetzt. Auch diese Pflanzen wurden mit Kontrollpflanzen (K2) derselben Versetzungstiefe verglichen. Die Temperaturdifferenz zwischen den Tiefenstufen S1-S3 betrug maximal 3 °C.

Die Fluoreszenzmessung zur Bestimmung der aktuellen Lichtnutzung (Y_{PSII}) fand an je drei Einzelblättern jeder Versuchspflanze statt. Zudem wurden mithilfe der internen Halogen-Lichtquelle des PAM-Fluorometers sogenannte RLC-Messungen (***r**apid **l**ight **c**urve*) im Bereich 0-1200 µmol/ m² s PPFD durchgeführt. Die für die Messung ausgewählten Blätter wurden anschließend von der Pflanze abgetrennt, einzeln in lichtgeschützte Kunststoffbeutel verpackt und vor Ort tiefgefroren. Sie dienten zusammen mit Vergleichsproben der Kontrollpflanzen der Bestimmung der Pigmentausstattung mittels HPLC.

Zur Pigmentanalyse wurden die Pflanzenproben in 100% Aceton extrahiert und über eine Dreifachgradienten nach Kraay et al. (1992) aufgetrennt. Die Detektion der Pflanzenpigmente erfolgte mithilfe eines MDA-Detektors bei 442 nm. Sämtliche Pigmentkonzentrationen wurden auf das Frischgewicht der Pflanzen bezogen.

Die statistische Auswertung erfolgte als Varianzanalyse (ANOVA) mit der Software R für Windows. Für die Ableitung der Lichtsättigungsparameter $rETR_m$ und E_k‘ sowie der Lichtaffinität alpha wurde eine doppelt exponentielle Formel nach Platt et al. (1980) herangezogen. Die Berechnung des De-Epoxidations-Zustands (DES) erfolgte nach Demmig-Adams & Adams (1992). Dieser definiert den Anteil de-epoxidierter Pigmente am Gesamt-Xanthophyllzyklus-Pigmentpool und ist somit ein Maß für die Überschusslichtenergie. Das Signifikanzniveau wird mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0{,}05$ definiert.

Das Langzeitmonitoring an *Potamogeton crispus* fand in 3,5 m Wassertiefe statt. Hierzu wurden vier Messköpfe einer Unterwasser-Monitoring-Einheit an 2,5 m langen Aluminiumstangen fixiert. Durch die sekundäre Anbringung von Beschattungsrahmen aus schwarzer Gaze an zwei dieser Messköpfe wurde eine Lichtreduktion um ca. 40% herbeigeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Versetzungsexperiment

Lichtnutzung (PAM)

Die Versetzung der beiden Spezies führte jeweils zu einer signifikanten Erhöhung der maximalen relativen Elektronentransportrate ($rETR_m$) und Lichtsättigungsintensität (E_k‘), gleichzeitig jedoch zu einer Verringerung der Lichtaffinität alpha (Tab. 1). Ein ähnliches Phänomen wurde bereits für Starklichtpflanzen innerhalb der Familie *Characeae* beobachtet (Küster et al. 2004).

Tab. 1: Aufstellung der berechneten Lichtkurvenparameter.

	Potamogeton pusillus			
	S2	**S1**	**K1**	
alpha	1,2 ± 0,1	0,9 ± 0,0	1,0 ± 0,1	*
$rETR_m$	80,9 ± 11,3	102,1 ± 4,3	104,3 ± 7,4	
E_k‘	70,2 ± 15,2	114,2 ± 2,5	105,4 ± 12,7	
	Potamogeton perfoliatus			
	S3	**S2**	**K2**	
alpha	1,7 ± 0,3	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,1	
$rETR_m$	19,3 ± 6,0	44,3 ± 2,8	75,6 ± 4,8	***
E_k‘	12,1 ± 5,4	44,7 ± 2,9	76,1 ± 7,6	**

Während mit *Potamogeton pusillus* in Tiefenstufe S1 im Vergleich zum Kontrollstandort dieselbe photosynthetische Kapazität erreicht wurde, blieb die Leistung der versetzen *P. perfoliatus*-Pflanzen (S2) signifikant gegenüber der Kontrolle zurück (Abb. 1). Eine Differenzierung war im ersten Fall

hingegen über die Lichtaffinität alpha gegeben (vgl. Tab. 1). Unterschiede im Verhalten beider Spezies lassen sich teilweise auf die Intensität der experimentell erzielten Lichtsteigerung zurückführen. Diese lag für *P. pusillus* bei ca. 50%, für *P. perfoliatus* hingegen betrug sie ca. 80%. Insgesamt wurden an *P. perfoliatus*-Pflanzen gegenüber *P. pusillus* stets niedrigere Elektronentransportraten und Lichtstättigungswerte gemessen.

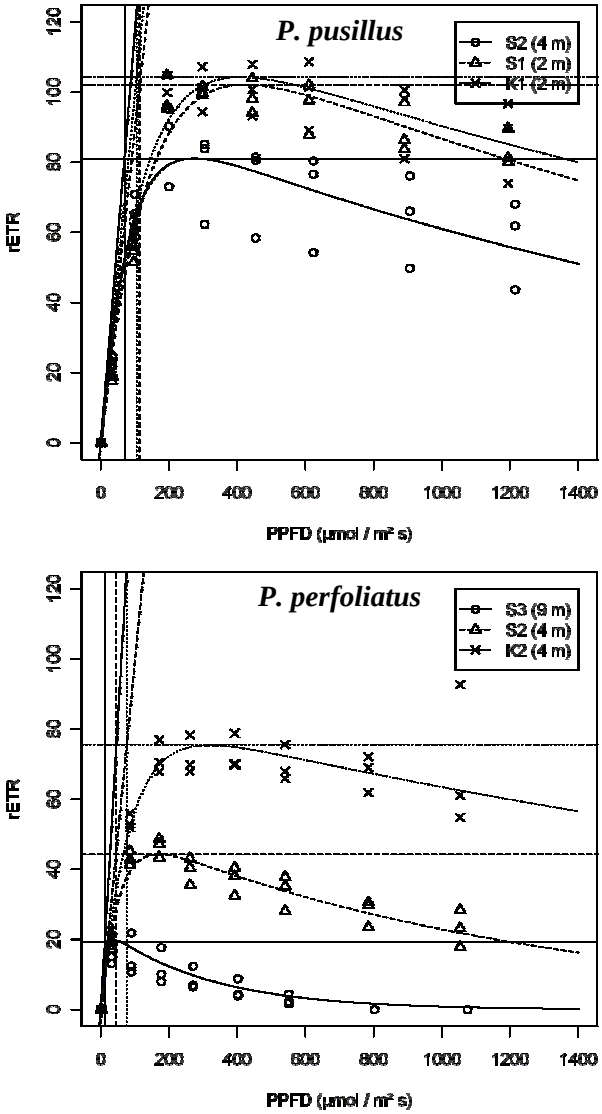


Abb. 1: Auftragung der gemessenen RLC-Kurven einschließlich der berechneten Verläufe.

Pigmentanalyse (HPLC)

Die Analyse der Photosynthese-Pigmente ergab für Pflanzenproben der Versuchs- und Kontrollgruppe keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Hauptpigmente (Tab. 2). Der Chlorophyll a-Gehalt von *P. perfoliatus* lag mit 4,49 µg/g in der S2-Gruppe bzw. 4,69 µg/g in K2 etwa doppelt so hoch wie in beiden Gruppen von *P. pusillus* (2,26 bzw. 1,94 µg/g). Ähnliche Werte wurden hingegen jeweils in den Verhältnissen von Chl. a : Chl. b (2,69 - 3,00) sowie zwischen Chlorophyllen und Carotinoiden (4,75 - 5,35) festgestellt.

Unterschiede zwischen Versuchs- und Kontrollgruppe lassen sich jedoch bei den Xanthophyllzyklus-Pigmenten beobachtet. Die XCP-Konzentrationen lagen in der Kontrolle jeweils höher als bei den an geringere Lichtintensitäten angepassten Pflanzen (S1 bzw. S2). Das Pigment Antheraxanthin war in der Kontrollgruppe von *P. perfoliatus* nicht nachweisbar, der Gehalt an Violaxanthin gegenüber der Gruppe S2 signifikant erhöht. Die äußert sich auch in einer hochsignifikanten Differenzierung der DES-Werte.

Tab. 2: Ergebnisse der Pigmentanalyse für Pflanzen unterschiedlicher Tiefenstufen. Konzentrationen in µg pro g Frischgewicht

	Potamogeton pusillus		*Potamogeton perfoliatus*	
	S1	**K1**	**S2**	**K2**
Chl. a	2,26 ± 0,40	1,94 ± 0,19	4,49 ± 0,85	4,69 ± 0,16
Chl. b	0,79 ± 0,11	0,64 ± 0,05	1,65 ± 0,26	1,74 ± 0,03
Chl. a + Chl. b	3,05 ± 0,51	2,58 ± 0,24	6,15 ± 1,11	6,43 ± 0,18
Carotinoide	0,57 ± 0,06	0,55 ± 0,08	1,17 ± 0,21	1,21 ± 0,14
Chl. a/ Chl. b	2,84 ± 0,12	3,00 ± 0,09	2,71 ± 0,12	2,69 ± 0,09
Chl./ Car.	5,31 ± 0,55	4,75 ± 0,38	5,25 ± 0,05	5,35 ± 0,48
β-Carotin	0,20 ± 0,03	0,20 ± 0,03	0,39 ± 0,06	0,41 ± 0,06
Lutein	0,18 ± 0,02	0,15 ± 0,01	0,38 ± 0,08	0,32 ± 0,01
Neoxanthin	0,07 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,16 ± 0,03	0,13 ± 0,01

Tab. 2: Fortsetzung.

Violaxanthin	0,11 ± 0,00	0,13 ± 0,03		0,22 ± 0,04	0,35 ± 0,06	*
Antheraxanthin	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00		0,02 ± 0,00	n.n.[1]	***
Zeaxanthin	0,01 ± 0,01	n.n.		n.n.	n.n.	
XCP[2]	0,12 ± 0,01	0,14 ± 0,03	*	0,24 ± 0,04	0,35 ± 0,06	
DES[3]	0,09 ± 0,09	0,04 ± 0,01		0,04 ± 0,00	0,00 ± 0,00	***

Langzeitmonitoring

Die Dauerbeobachtung an *P. crispus* ergab eine starke Abhängigkeit der gemessenen Lichtnutzungseffizienz vom Tagesgang der zur Verfügung stehenden Lichtintensität (Abb. 2). Die deutliche Depression der Yield-Werte nach Tagesanbruch wird durch nicht-photochemische Prozesse hervorgerufen, welche die Pflanze vor photooxydativen Schäden schützen (z.B. Schreiber et al. 1986). Bei künstlicher Reduktion des Lichtangebots (PPFD II) zeigen beide Parallelen einen um ca. 10% höheren Yield gegenüber der Kontrolle unter voller Lichtintensität (PPFD I). Diese Pflanzen standen daher offenbar am Leistungsmaximum, da unter den Beschattungsrahmen effektiv eine höhere (relative) Elektronentransportrate erzielt werden konnte (graphisch nicht dargestellt).

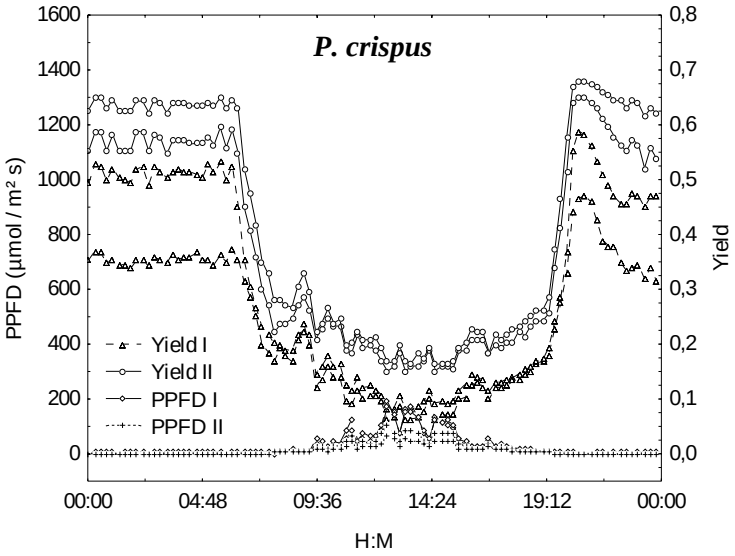


Abb. 2: Auftragung eines Tagesgangs der Lichtnutzung. PPFD II/ Yield II bei 40% Lichtreduktion.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In Freilandexperimenten konnte gezeigt werden, dass eine kurzfristige Erhöhung des Lichtangebots durch *P. perfoliatus* nicht hinreichend effizient photosynthetisch genutzt werden kann, sofern die Pflanzen an niedrige Lichtverhältnisse tieferer Wasserzonen angepasst sind. Die Behandlung äußerte sich unter anderem in einer Erhöhung der DES[3]-Werte, die sich innerhalb von weinigen Minuten einstellte; dies stellt einen wichtigen Lichtschutzmechanismus höherer Pflanzen dar. *P. pusillus* konnte dagegen bei einer moderaten Steigerung der Lichtintensität nahezu dieselbe photochemische Leistung erzielen wie vollständige adaptierte Kontrollpflanzen. Möglicherweise existieren daher auch artspezifische Unterschiede in der Lichtanpassungsfähigkeit. Aufgrund des geringeren XCP[2]-Pools der schwachlichtadaptierten Pflanzen sind längerfristig Schädigungen des PS-Systems durch Überschussenergie denkbar. Der mögliche Einfluss unterschiedlicher Lichtqualitäten, die im Tiefenprofil eines Gewässers bestehen, wird derzeit in ergänzenden Laborversuchen quantifiziert.

[1] nicht nachweisbar

[2] Xanthophyll cycle pigments (Violaxanthin + Antheraxanthin + Zeaxanthin)

[3] de-epoxidation state (0,5 × Antheraxanthin + Zeaxanthin) / (Violaxanthin + Antheraxanthin + Zeaxanthin)

Das Langzeit-Monitoring mit *P. crispus* verdeutlicht die Limitierung der Lichtnutzung am natürlichen Standort, indem unter Starklichtsituationen (Sonnenhöchststand) die Lichtnutzungseffizienz der Blätter überproportional stark zurückgefahren wird, wodurch die Photosyntheseleistung sinkt.

Danksagung

Die Autoren danken herzlich den Forschungstauchern, Mitarbeitern und Studenten an der Limnologischen Station Iffeldorf für ihre tatkräftige Unterstützung. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit in Kooperation mit dem Forschungsverbund FORKAST.

Literatur

Demmig-Adams, B., Adams, W. W. (1992): Carotenoid composition in sun and shade leaves of plants with different life forms. Plant Cell and Environment 15(4): 411-419.

Eckert, N., Raeder, U., Melzer, A. (2010): In situ-Messungen zur Lichtanpassung von Süßwasser-Makrophyten mittels PAM-Fluorometrie. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2010 (Bayreuth), Weißensee Verlag, Berlin.

Kraay, G.W., Zapata, M., Veldhuis, M.J.W. (1992): Separation of chlorophyll c1, c2, and c3 of marine phytoplankton by reversed-phase-C18-high-performance liquid chromatographie. J.Phycol. 28: 708-712.

Küster, A., Schaible, R., Schubert, H. (2004): Light acclimation of photosynthesis in three charophyte species. Aquatic Botany 79 (2): 111-123.

Platt, T., Gallegos, C. L., Harrison, W. G. (1980): Photoinhibition of Photosynthesis in natural assemblages of marine-phytoplankton. Journal of Marine Research 38(4): 687-701.

Schreiber, U., Schliwa, U., Bilger, W. (1986): Continuous recording of photochemical and non-photochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new type of modulation fluorometer. Photosynthesis Research 10: 51-62.

Macrophyte monitoring in the Danube-Tisza interfluve canal system, Hungary

E. Falusi, V. K. Sipos & K. Penksza

Szent István University, Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology, H-2103 Gödöllő, Páter Károly Str. 1.; e-mail: falusi.eszter@kti.szie.hu

Abstract

The section mapping method for macrophytes developed by Kohler (1987) has been first tested on artificial water bodies in Hungary on the members of the Danube-Tisza Mid-region canal system in 1998 by Sipos (2001). These canals play key role in the ecological network of the area, although they are under strong anthropogenic influence. The macrophyte survey was repeated in all sections (152 km) in 2008. Additionally to visualize the results we have introduced a so called heatmap analysis (Sneath 1957) as a new method in macrophyte research evaluation. In this we have displayed the spread data in graphical form with the help of rotation of two cluster analysis. During the survey the dominant macrophytes were the *Ceratophyllum demersum, Myriophyllum spicatum, M. verticillatum* and *Potamogeton nodosus*. Through the influence of the steep slope the amphyphytes were pushed into background. Four, in Hungary protected plant species were found (*Nymphaea alba, Trapa natans, Salvinia natans, Acorus calamus*) and significant stands of invasive species as *Cabomba caroliniana* and *Elodea nuttallii, Typha laxmannii* were detected as well. In 2008 the *Pistia stratiotes* came to the species list and its position was considered as the area endangering new invasive species. Present data resulted from repetition of unit mapping surveys contribute to better knowledge about indication relations and have proven that the heatmap method has sufficient sensitivity to track the small changes occurring in the vegetation pattern of canals (that often appear to have homogeneous vegetation) in a quantifiable way.

Introduction

The presence or absence of aquatic plants, their quantity and condition reflects the changes taking place in the habitat (Kohler 1976, 1982). The survey of their population has become important part of EC Water Framework Directive (WFD; 2000/60/EC Directive) because it considers ecological viewpoints in order to determine and to preserve the good state or potential of aquatic habitats. The EN 14184:2004 Standard is applicable for the field surveying of macrophytes (aquatic plants visible to the naked eye) in running waters which allows a wide range of alternatives to choose the best method. The standard only puts down the overall principles, such as an easily repeatable survey method independent from the expert, and quantitativeness of the data with minimal chance for mistakes. So the intercalibration of national protocols is essential for the united interpretation of the data in the EU.

In 1998 the Kohler's section method (1978) was first tested on artificial watercourses by Sipos (2001) in the Danube-Tisza Mid-region canal system. Diverse habitats were reported where significant divergences could be observed and she emphasized the key role of the canals in the ecological

network in spite of their anthropogenic origin. Additionally these canals (being under strong anthropogenic effect) are better supporting the spreading of invasive plants as the invasive *Cabomba caroliniana* (Gray) had been discovered here first (Köder et al. 1999).

The goal of this paper was to evaluate the floristic and vegetational results of the macrophyte surveys conducted using the section mapping method on the members of the Danube-Tisza Mid-region canal system and to compare the results of the two survey years. We wanted to determine the most important influencing factors of the macrophytic vegetation in artificial watercourses and create the complex representation and database of the vegetation of the investigated canals with GIS methods.

Materials and methods

The five investigated canals have dual irrigation-drainage purpose and can be found in the Danube-Tisza Mid-region in Hungary. The Danube-Tisza Canal has its source directly from the Ráckevei Danube-Arm and flows continuously into the Danube-valley Main Canal which is the principal element of the canal system and was mapped in four subsections (Dabas, Szabadszállás, Akasztó and Baja). Above that the Harmincas Canal, the Sós-ér and the Apaji Canal was examined and evaluation of data was made for all of the survey units in two different years. Sipos (2001) started the surveying of the macrovegetation and in 2008 on all previously mapped areas (152 km) it has been repeated.

The field survey was done by Kohler's section mapping method (Kohler 1978). The borders of sections were defined by the changes in the ecological attributes determining the spreading of the macrophytes, so each section can be considered as a homogenous habitat. The amount of each species in each sections was estimated on a 1 to 5 scale, where the meaning of the values are the following: 1=rare, 2= occasional, 3=frequent, 4=abundant, 5=very abundant. Also the physical parameters influencing the distribution of macrophytes were noted down in each section: depth and width of the watercourse, the speed and turbidity of the water, the shadiness of the water surface, the sediment type, the vegetation of the banks and the land use type of the surroundings.

During the index calculation process all the calculations were made on the basis of the statement of Melzer (1988), whereas the connection between the estimated plant mass and the real plant mass is not a linear function but can be described with the function $F_{(y)}=x^3$, which hypotheses was proved with measurements by Janauer and Heindl (1998).

Different spread indicators were determined by Kohler (1978) and were later refined by Kohler and Janauer (1995). To evaluate the spread pattern, we have used the relative distribution length (Relative Arealänge, Lr), and the average quantity indexes (Mittleren Mengenindices, MMT, MMO). The relative plant mass (Relative Pflanzenmenge, RPM) gives useable information about the dominance relations of the plants, as it shows the proportion of the plant mass of the individual species in comparison to the total plant mass of all the species present. The distribution diagram made for each watercourse and each survey year combines the species list and the sections together with the estimated plant mass per section, thus it can be considered a vegetation map of the watercourse.

For our statistical analysis we used the freely accessible ‘R’ software environment, the first version of which was developed by Ihaka and Gentleman (1996). Additionally to visualize the data on the distribution, we have newly introduced a so called heat map analysis (Sneath 1957; Gruvaeus and Wainer 1972) as a new method in macrophyte research. The presence and quantitative data of species was represented together by the rotation of clusters so in the rows and columns the similar values get into closer clusters (Figure 1). The dendrogram on the X-axis shows the connections

among the plant species and the dendrogram on the Y-axis shows the connections among the sections. In case we expand the meaning of the sections with full knowledge of the ecological parameters it represents the relations between the vegetation and habitat types. In the rectangle-shaped matrix bordered by the two dendrograms different shading /colour/ indicate the possible variations of the estimated plant mass (0, 1-5). Previously the classification of the sections according to their similar or different vegetation happened with the analysis of the distribution diagrams with the naked eye.

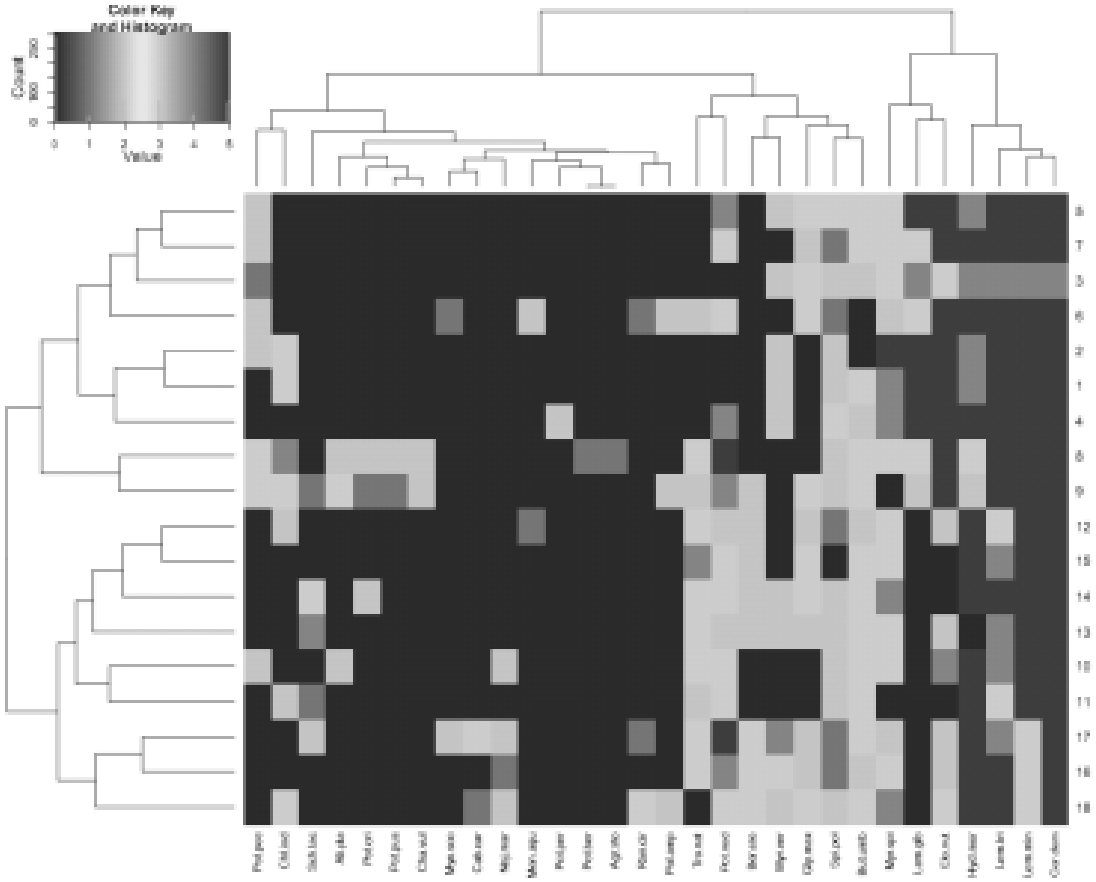


Figure 1: Heat map of the Apaji Canal

Results and discussion

Floristic point of view an important output of the survey was the verification on that the canal system could provide suitable habitat to in Hungary protected species (*Nymphaea alba, Trapa natans, Salvinia natans, Acorus calamus*). Stable stands of the *Cyperus longus* (a species rare in Hungary) have been proven to exist as well.

During the exploration of invasive species significant stands of *Cabomba caroliniana* were detected in case of those canals which are connected directly with Danube water (Danube-Tisza Canal, Danube-valley Main Canal, Harmincas Canal). The shoot pieces can survive floating in the water for up to 6-8 weeks that is why the regularly harvesting of waterweeds helps the spread even more. It has no terrestrial form but it tolerates the fluctuation of the water-level therefore it adapted properly to the changing water-level conditions of the canal system. According to the data from 2008 this invasive species could not be found not even in the mouth sections of the Sós-ér and the Apaji Canal (flowing across areas with saline soil) which justified the statement of Sanders (1979) as the

Cabomba caroliniana does not like alkaline water. On the other hand the *Typha laxmannii* appeared in more sections in the bank vegetation of them especially due to this habitat parameter, which species was first brought in with the rice cultivation. The *Elodea nuttallii* appeared in areas continuously cleared (disturbed) by anglers in the case of all canals. The species had been first reported in Hungary from the Szigetköz in 1992 (Ráth 1994) and had already a distribution length of 84% in the Apaji Canal. A new invasive species, the *Pistia stratiotes* has appeared during the survey in 2008 in the Danube-Tisza Canal, entering the canal system from upstream (Ráckevei-Danube Arm) and its position was considered as the area endangering new invasive species.

In case of all the canals the hydrophytes dominated and among them the *Ceratophyllum demersum* was the most frequent species reaching 36-60 % share in the relative plant mass and was present with 90 % relative distribution length. The estimated plant mass of the *Myriophyllum spicatum*, the *M. verticillatum* and the *Potamogeton nodosus* was high among the submerse macrophytes as well.

Evaluating the Relative Plant Mass an increasing tendency could be observed in case of amphiphytes (*Berula erecta, Sparganium erectum*) in sections where the vegetation was formed in 2008 by the cattle coming to drink from the widely extended pastures along the canal-sections. The gently sloping banks were formed by the continuous trampling of the cattle and the so evolved inlets with steady water served as ideal habitats for the *Trapa natans* and its distribution area increased with 30% compared with the results in 2002. In these sections parallel the increasing tendency of the nutrient load was detected by the immediately high dominant newly appearance of the *Lemna gibba*. The higher amount of the *Zannichellia palustris* confirmed this process as well.

In case of the canal system of the Danube-Tisza Mid-region the heat map analysis determined that the estimated plant mass and the distribution pattern of dominating species such as the *Ceratophyllum demersum, Hydrocharis morsus-ranae, Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza* plays one of the significant roles in the separation of the section groups. Besides them the angle of the bank slope has concrete influence in the canal system and connected to this parameter the presence and increasing estimated plant mass of the amphiphytes indicates statistical different habitat on the basis of the vegetation pattern. Among the amphiphytes only the *Sparganium erectum* and the *Sagittaria sagittifolia* reached higher values but only with presence in submerse form. So the separated field estimation of submers and emers forms was of overriding importance during the evaluation.

With the application of the heat map analysis such section groups have been statistically differentiated which showed no any dissimilarity compared to the former evaluation of the distribution diagrams.

Summary

The applicability of the section mapping method for artificial canals of the Danube-Tisza Mid-region was proven by Sipos (2001) during the surveys in 1998. The present data resulting from the widening and repetition of previous unit mapping surveys contribute also to a better knowledge about relations between vegetation changes and environmental factors.

The development of the aquatic vegetation definitely indicates the parameters of the water regime and the drying processes of an area. The anthropogenic influences and disturbances were unambiguously outlined by the macrophytic vegetation in the survey area. Additionally our surveys provide help in the protection against invasive species that are typically spreading with the help of anthropogenic influence where the appearance and spreading of invasive species can be anticipated, making the fight against them more efficient.

It has been proven by quantifiable distribution indexes that in case of the canals typically the morphology of the river bed and the permanently changing conditions joined with the actual demands of the water management (mainly the continuously variable flow dynamics) have the strongest influence on the quantifiable parameters of the vegetation.

The heat map analysis that was newly introduced into the evaluation process and turned out as proper evaluation method and gave sufficient reliability for the separation of different habitats of the canals having at first sight homogenous ecological parameters and vegetation.

Acknowledgement

Part of this survey was supported by the Multifunctional Integrated Study Danube: Corridor and Catchment (MIDCC) Program (www.midcc.at) to make the first, uniform and quantitative description of the macrophytes in the River Danube and its tributary, moreover to determine the reference for the different ecological states declared by the WFD and to create a database necessary to the statistical analysis that is available for all the member-states.

References cited

Gruvaeus G., Wainer H. (1972): "Two additions to hierarchical cluster analysis". *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology* 25, 200-206. p.

Ihaka R., Gentleman R. (1996): "R: A language for data analysis and graphics". *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5 (3), 299–314. p.

Janauer G. A., Heindl E. (1998): Die Schätzskala nach Kohler: Zur Gültigkeit $F_{(y)}=ax^3$ als Maß für die Pflanzenmenge von Makrophyten. *Verh. Zool. – Bot. Ges. Österreich* 135, 117-128. p.

Kohler A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fliessgewasser-Ökosystemen. *Verh. Ges. Ökol.*, Wien 255-276. p.

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

Kohler A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana* Beih. 26, 31-42. p.

Kohler A., Janauer G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Steinberg, CH., Bernhardt, H., Klaper, H. (Szerk.): Handbuch angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag. 22 p.

Köder M., Sipos V. K., Zeltner G.H., Kohler A. (1999): *Cabomba caroliniana* Gray. – ein Neophyt in ungarischen Gewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing 650-654. p.

Melzer A. (1988): Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. In: Gefährdung und Schutz von Gewässern. Tagung über Umweltforschung an der Universität Hohenheim. Ulmer Verlag, Stuttgart. 105-116 p.

Ráth B. (1994) Botanische Aufnahme der Wassermakrophytenbestände mit Kohler-Methode im ungarischen Donauabschnitt bei Vác (Stromkm 1670-1697) 30. Arbeitstagung der IAD Schweiz 1994, 245-247 p.

Sanders D. R. (1979): The ecology of *Cabomba caroliniana*. In: Gangstad E. O. (Ed.): Weed control methods for public health applications. *CRC Press Boca Raton Florida* 133-146. p.

Sipos V. K. (2001): Makrophyten-vegetation und Standorte in eutrophe und humosen Fliessgewässern Beispiele aus Südschweden und Ungarn. *Ber. Inst. Landschafts und Pflanzenökologie Universität Hohenheim*, Stuttgart, Beih. 13, 1-185 p.

Sneath, P.H.A. (1957): "The application of computers to taxonomy". *Journal of General Microbiology* 17 (1), 201–226. p.

Experimentelles Management von Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii durch Beschattung mit biologisch abbaubaren Jutematten

Markus Hoffmann[1], Alberto Gonzales, Uta Raeder[1] & Arnulf Melzer[1]

[1] Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3 82393 Iffeldorf, Markus.Hoffmann@tum.de

Keywords: bentische Barriere, Beschattung, invasive Makrophyten, Restaurierung, Jute

Einleitung

Invasive heimische und neophytische Makrophyten stellen zunehmen ein Problem in den deutschen Gewässern dar. Häufig kollidieren Massenvorkommen von Pflanzen wie z.B. *Elodea nuttallii* oder *Najas marina* ssp. *intermedia* (*Najas intermedia*) mit ökonomischen Interessen wie der Fischerei oder Tourismus, in dem sie die Nutzung des Gewässer einschränken oder zu Veränderungen in der Gewässerbeschaffenheit führen. Auch die Biodiversität eines Sees leidet häufig unter dem Auftreten invasiver Arten, da heimische weniger resistente Makrophyten häufig durch die Invasoren verdrängt werden. Ein Management der unerwünschten Arten gestaltet sich jedoch schwierig. Trotz der großen Auswahl an möglichen Managementverfahren, ist deren Einsatz in der Regel durch gesetzliche und umweltrechtliche Beschränkungen stark begrenzt. In den meisten Fällen bleib als einzige mögliche Maßnahme das mechanische Management in Form einer Mahd. Diese Art des Managements verfügt jedoch über einige Nachteile. So ist die Mahd relativ unspezifisch und führt dazu, dass sowohl die unerwünschten als auch die erwünschten Makrophyten unterdrückt werden. Des Weiteren kann es durch die Mahd zu einer ungewollten Ausbreitung der invasiven Arten kommen, indem Sprossfragmente entstehen oder Samen freigesetzt werden.

Eine andere Methode des mechanischen Managements, welche schon erfolgreich in Irland eingesetzt wurde, ist die Beschattung der Makrophyten mit biologisch abbaubaren Jutematten (Caffrey et al. 2010). Diese Methode basiert auf den Erfahrungen die im Umgang mit Kunststofffolien in der Seenrestaurierung (Hilt et al. 2006) und Pflanzenmanagement (Mayer 1978; Pieterse et al. 1990; Boylen et al. 1996) gesammelt wurden. Einsatz von Kunststoff erwies sich jedoch als problematisch, da Kunststofffolien nur schwer zu versenken waren und zusätzliche Verankerungen am Seengrund benötigten (Mayer 1978; Hilt et al. 2006; Caffrey and Acevedo 2007). Außerdem verhinderten die Folien den Gasaustausch mit dem Sediment und führen zu einer starken Gasentwicklung und großen Gasansammlungen unter der Abdeckung (Gunnison and Barko 1992). Dies gefährdete nicht nur den Versuchsaufbau, sondern führte auch zu einer Beeinträchtigung der Makrophyten und Makroinvertebraten (Ussery et al. 1997). Jute verfügt im Gegensatz zu Kunststoff über einige Vorteile. Zum einen verhindert Jute den Gasaustausch nicht und führt somit auch nicht zu anaeroben Zuständen unter der Abdeckung, zum anderen versink das Material sehr schnell, ist biologisch abbaubar und ist einfach in der Handhabung (Caffrey et al. 2010).

Im Rahmen dieser Studie wurde das von Caffrey et al. (2010) verwendete Material angepasst um die invasiven Arten *Elodea nuttallii* und *Najas intermedia* zu unterdrücken. Hierfür wurde durch einen Vorversuch im Labor die notwendige Maschenweite des Gewebes ermittelt und deren Effek-

tivität in einem Freilandversuch überprüft. Zusätzlich wurde die Wirkung des Materials auf heimische, nicht invasive Makrophyten untersucht.

Material und Methoden

Vorversuch

Vor den Feldversuchen wurde in einem Laborexperiment, welches von Oktober bis Dezember 2010 durchgeführt wurde, die notwendige Maschenweite ermittelt um das Wachstum von *Elodea nuttallii* zu unterdrücken. Der Versuchsaufbau bestand aus 15 Aquarien mit einem Volumen von je 45 Litern, welche jeweils mit Sediment und Wasser aus der Ringsee-Bucht des Tegernsees befüllt wurden (Tab.1). In jedem Aquarium wurden 30 gleich lange Sprossstücke von *Elodea nuttallii* eingepflanzt, welche ebenfalls aus der Ringsee-Bucht entnommen wurden. Einen Monat nach dem Einpflanzen der *Elodea*-Sprosse wurden in jeweils drei Aquarien die Pflanzen mit Jutegewebe bedeckt. Für den Versuch wurden drei verschiedendichte Sorten von Jutegewebe eingesetzt: ein leichtes Gewebe mit 150 gm^{-2} und einer Maschenweite von zwei Millimeter, ein mittleres Gewebe mit 200 gm^{-2} und einer Maschenweite von einem Millimeter, so wie ein schweres Gewebe mit 300 gm^{-2} und einer 0,5 Millimeter Maschenweite. Drei Aquarien blieben unbehandelt und dienten als Kontrolle. Alle Aquarien wurden bei einer konstanten Temperatur von 20°C und einem 12 Stunden Tag-Nacht-Rhythmus gelagert. Wöchentlich wurden der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die O_2 Konzentration über und unter dem Gewebe gemessen. Um einen konstanten Wasserstand zu gewährleisten wurde regelmäßig fehlendes Wasser ergänzt. Zwei Monate nach dem Abdecken wurde die Jute entfernt und die *Elodea*-Pflanzen untersucht. Die Pflanzen, welche mit dem 150 gm^{-2} und dem 200 gm^{-2} bedeckt worden waren, überlebten die zweimonatige Beschattung ohne Anzeichen von Zerfall und zeigten sogar eine geringe Zunahme von Biomasse und Länge. Im Gegensatz hierzu waren die *Elodea*-Sprosse unter dem 300 gm^{-2} Gewebe innerhalb der zwei Monate abgestorben und wiesen deutliche Anzeichen von Zerfall auf. Des Weiteren zeigte sich bei allen Aquarien das es über und unterhalb der Abdeckung keine Unterschiede bei der Entwicklung der physikalischen Parameter gab, ein ungestörter Gasaustausch war somit gegeben. Basierend auf den Ergebnissen des Vorversuches wurde im Frühling 2011 ein Feldversuch mit dem 300 gm^{-2} Jutegewebe gestartet.

Feldversuch

Für den Feldversuch wurde jeweils zwei *Elodea nuttallii* dominierte Standorte und zwei *Najas intermedia* dominierte Standorte ausgewählt (Tab.1). Die Auswahl basierte auf den WRRL-Kartierungen des Bayerischen Landesamts für Umwelt, welche zwischen 2006 und 2009 durchgeführt wurden, sowie auf eigenen Kartierungen aus dem Jahr 2010. An jeder ausgewählten Versuchsstelle wurde in Abhängigkeit von der Vegetation ein 30 Meter breites und 25 bzw. 50 Meter langes Transekt festgelegt. Für den Versuchsaufbau wurden Juterollen mit einer Abmessung von 2,1 x 50 Meter oder 2,1 x 25 Meter und 300 gm^{-2} verwendet. Das Jutegewebe wurde mit Hilfe von Forschungstaucher in Position gebracht und im Flachwasserbereich zusätzlich mit Stahlstäben im Sediment fixiert. Innerhalb jedes Transekts wurden drei Streifen Jutegewebe verlegt, um eine Fläche von 150 m² oder 300 m² abzudecken (Tab. 1). Der Versuch wurde im April 2011 gestartet und wurde bis November 2011 regelmäßiger kontrolliert.

Am Ende der Vegetationsperiode wurde eine Kartierung der behandelten und unbehandelten Flächen innerhalb der Transekte durchgeführt (Tab. 2 & 3). Im Rahmen der Kartierung wurde die Häufigkeit der Makrophyten nach Kohler (1978) bestimmt und dokumentiert. In einem monatlichen Rhythmus wurden zusätzlich einige Parameter erfasst, welche die Juteabdeckung betrafen (Tab. 4). Diese Parameter umfassten:

1. Zustand des Jutegewebes
   (1 = intakt, 2 = verringerte Reißfestigkeit, aber intakt, 3 = beschädigt, zerrissen)
2. Zerfallszustand des Materials
   (1 = kein Zerfall sichtbar, 2 = Zerfällt bei Berührung, 3 = vollständig zerfallen)
3. Sedimentierung (1 = Jute noch sichtbar, 2 = Jute vollständig bedeckt)
4. Gasentwicklung und Gasstauung (- = kaum, o = mäßig,+ = viel, ++ = sehr viel)
5. sichtbare Veränderungen in der Sedimentfarbe
   (0 = keine Veränderung, 1 = leichte Farbveränderung, 2 = deutliche Farbveränderung).

Ergebnisse

Das Jutegewebe erwies sich als sehr effektiv darin das Wachstum von *Najas marina* ssp. *intermedia* zu unterdrücken. Auf keiner der behandelten Flächen war *Najas* in der Lage durch das Gewebe zu wachsen oder sie anderweitig wieder zu besiedeln (Tab. 3). Im Einsatz gegen *Elodea nuttallii* hingegen erwies sich das Material als weniger effektiv. Die bedeckten Pflanzensprossen waren zwar nicht in der Lage durch das Gewebe zu wachsen, jedoch gelang es *Elodea*-Sprossen welche auf das Material geschwemmt worden waren durch die Jute Wurzeln zu bilden und so einzelne Stellen zu besiedeln (Tab. 3). Besonders erfolgreich in der Wiederbesiedlung war *Elodea nuttallii* im Karpfsee. Dort führte eine starke Gasstauung zur Bildung von Falten (Tab. 4), in welchen sich größere Mengen Sediment ansammelten. Diese Sedimentansammlungen erlaubten es *Elodea* wiederum sich großflächig auf dem Jutegewebe auszubreiten. Zusätzlich verringerte sich durch die Faltenbildung die abgedeckte Fläche und somit auch die Effektivität der Beschattung um circa 1/3. *Elodea* erreichte jedoch an keinem Standort eine vergleichbare Intensität oder Bestandshöhe wie in den Kontrollflächen.

Eine Anzahl heimischer, nicht invasiver Makrophyten war in der Lage durch das Gewebe zu wachsen und stabile Populationen zu bilden. Diese Arten umfassten unter anderem *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton frisii*, *Potamogeton pusillus* und verschiedene Characeen (Tab. 3). Im See Freigericht-Ost konnte auf den behandelten Flächen ein geringer Anstieg an *Potamogeton pusillus* und Characeen festgestellt werden (Tab. 2 & 3). Es zeigte sich jedoch auch das innerhalb einer Vegetationsperiode keine neuen Arten in die Versuchsflächen einwanderten. Dies wurde besonders auf der Versuchsfläche Waginger See deutlich, wo auf Grund fehlender Nachfolgevegetation die behandelte Fläche vegetationsfrei blieb (Tab. 2 & 3).

Die Jutematten in den Versuchsgebieten Waginger See, Ringsee und Freigericht-Ost zeigten nach sechs Monaten Unterwasser keine offensichtlichen Anzeichen von Veränderung (Tab. 4). Einzig die Reißfestigkeit des Materials nahm an einigen Stellen ab, jedoch waren bis zum Ende der Beobachtung alle Matten intakt. Innerhalb von einem Monat nach der Ausbringung der Jute waren alle Matten zumindest teilweise von Sediment bedeckt, jedoch nur an den Versuchsstellen Ringsee und Karpfsee war das Jutegewebe am Vegetationsende vollständig von Sediment bedeckt. Die Matte im Karpfsee war innerhalb von zwei Wochen stellenweise von einer Algenschicht überzogen, welche nach einem Monat die ganze Matte bedeckte. Die Algenschicht verstopfte die Maschen des Gewebes, was zur Folge hatte, dass sich das im Sediment und durch den Abbau der bedeckten Makrophyten gebildete Gas unter der Abdeckung staute (Tab. 4). Außerdem kam es durch die anaeroben Zustände unter der Abdeckung zu einer leichten farblichen Veränderung des Sedimentes.

Diskussion

Die Ergebnisse des Feldversuchs zeigen, dass Jute dazu geeignet ist Bestände von invasiven Makrophyten wie *Najas intermedia* und *Elodea nuttallii* zu unterdrücken, während es gleichzeitig heimischen nicht invasiven Arten ermöglicht zu wachsen. Die Effektivität mit der die jeweilige unerwünschte Art unterdrückt wird hängt jedoch von mehreren Parametern ab. So erwies sich das Management von *Elodea*-Beständen im Ringsee und im Karpfsee als erfolgreich,

Tab. 1: Charakteristiken der Versuchsgebiete und Versuchsflächen

See	Größe [km²]	Max. Tiefe [m]	Trophie	Ø Temperatur [°C]	Versuchs-fläche [m²]	Dominante Art
Freigericht-Ost	0,26	5	mesotroph	25	300	*Najas*
Waging	6,61	27	mesotroph	21	150	*Najas*
Ringsee	0,14	10	mesotroph	18	150	*Elodea*
Karpfsee	0,11	3	eutroph	25	150	*Elodea*

See	Latitude (N)	Longitude (E)	Nutzung
Freigericht-Ost	50°05'07"	9°00'21"	Fischerei, Wassersport, Camping
Waging	47°55'43"	12°48'13"	
Ringsee	47°41'45"	11°44'14"	
Karpfsee	47°39'52"	11°18'30"	Ehemalige Fischzucht

Tab. 2: Liste der häufigsten Makrophyten auf den Kontrollflächen (August/September 2011)

See	*Elodea nuttallii*	*Elodea canadensis*	*Najas marina* ssp. *intermedia*	*Potamogeton pussilus*	*Myriophyllum spicatum*	*Chara spec.*
Freigericht-Ost	3	-	5	2	2	2
Waging	-	-	5	-	-	-
Ringsee	4	3	-	-	1	1
Karpfsee	5	-	-	-	2	-

1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = vorherrschend, sehr häufig (Kohler 1978)

Tab. 3: Liste der häufigsten Makrophyten auf den behandelten Flächen (August/September 2011)

See	*Elodea nuttallii*	*Elodea canadensis*	*Najas intermedia*	*Potamogeton pussilus*	*Myriophyllum spicatum*	*Chara spec.*
Freigericht-Ost	1(o)	-	-	3(t)	1(t)	3(t)
Waging	-	-	-	-	-	-
Ringsee	2(o)	1(o)	-	-	-	1(t)
Karpfsee	3(o)	-	-	-	-	-

1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = vorherrschend, sehr häufig (Kohler 1978); o = Pflanzen wachsen auf der Jute, t = Pflanzen wachsen durch die Jute

Tab. 4: Beobachtete Parameter der Versuchsflächen am Ende der Vegetationsperiode

See	Zustand Jute[I]	Zerfall[II]	Sedimentation[III]	Gasent-wicklung[IV]	Gasstauung[IV]	Sediment [V]
Freigericht-Ost	2	1	1	-	-	0
Waging	1	1	1	-	-	0
Ringsee	1	1	2	o	o	0
Karpfsee	2	1	2	++	++	1

I: 1 = intakt, 2 = verringerte Reißfestigkeit, intakt; **II**: 1 = keine Anzeichen von Zerfall; **III**: 1 = Jute noch sichtbar, 2 = Jute vollständig bedeckt; **IV**: - = kaum, o = mäßig, + = viel, ++ = sehr viel; **V:** 0 = keine Veränderung, 1 = geringe farbliche Veränderung

dennoch könnte das Jutegewebe nicht verhindern das sich neue Sprossstücke auf den behandelten Flächen verwurzelten. Ein weiteres Problem bildete die im eutrophen Karpfsee entstandene Algenschicht, welche zu einer unerwartet großen Gasansammlung führte und so den Managementerfolg deutlich reduzierte. Mögliche Lösungsansätze wären zum einen die Verwendung von Material mit geringeren Maschenweiten um die Durchwurzelung zu verhindern und zum anderen Einschnitte im Gewebe durch die das Gas entweichen kann. Beide Möglichkeiten bergen jedoch auch Probleme. So könnte beispielsweise auf Grund der engeren Maschen verhindert werden das erwünschte Makrophyten durch das Material wachsen, während die Einschnitte es Pflanzenstrossen unerwünschter Makrophyten ermöglichen könnten durch das Gewebe zuwachsen. Das in der Managementmethode mit Jutematten jedoch ein großes Potential steck zeigt sich nicht zu Letzt dadurch, dass *Najas intermedia* an allen Standorten erfolgreich unterdrückt wurde und dass sowohl *Elodea nuttallii* als auch *Elodea canadensis* nach der Behandlung mit deutlich geringerer Intensität auftraten. Außerdem erzielte die Beschattung mit Jute eine, im Vergleich mit der Mahd, deutliche Langzeitwirkung, da von Vegetationsbeginn bis Vegetationsende nur eine einzige Anwendung notwendig war.

Neben dem reinen Management kann die Jute auch im Bereich der Seenrestaurierung genutzt werden. Da bestimmte Arten in der Lage sind durch die Maschen des Materials zu wachsen, kann durch eine Beschattung in Kombination mit einer Ausbringung erwünschter Makrophyten bzw. Oosporen solcher Makrophyten die Wasserpflanzenpopulation entweder stellenweise oder sogar großflächige manipuliert werden.

Bei den hier vorgestellten Ergebnissen handelt es sich jedoch erst um Resultate eines Pilotversuches. Weitere Forschungen, besonders im Bereich der Langzeitauswirkungen auf das Ökosystem See, die Makrophytenpopulation und andere biotische Gemeinschaften, sind noch notwendig.

Danksagung

Diese Studie ist Teil der bayerischen Forschungsinitiative FORKAST: Auswirkung des Klimawandels auf Ökosysteme und klimatische Anpassungsstrategien, gefördert durch das bayerische Staatsministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst, sowie das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit. Besonderen Dank an die Forschungstauchern, Studenten und Kollegen der Limnologischen Station Iffeldorf.

Literatur

Boylen, C. W., L. W. Eichler, et al. (1996): "Physical control of Eurasian watermilfoil in an oligotrophic lake." Hydrobiologia; 340; 213-218.

Caffrey, J. M. and S. Acevedo (2007): Status and management of Lagarosiphon major in Lough Corrib - 2007, Central Fisheries Board, Dublin**:** 119.

Caffrey, J. M., M. Millane, et al. (2010): "A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting." Aquatic Invasions 5(2): 123-129.

Gunnison, D. and J. W. Barko (1992): "FACTORS INFLUENCING GAS EVOLUTION BENEATH A BENTHIC BARRIER." Journal of Aquatic Plant Management 30: 23-28.

Hilt, S., E. M. Gross, et al. (2006): "Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - a guideline and state of the art in Germany." Limnologica 36: 155-171.

Kohler, A. (1978): "Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen." Landschaft und Stadt; 10; 2; 73-85.

Mayer, R. J. (1978): "AQUATIC WEED MANAGEMENT BY BENTHIC SEMI BARRIERS." Journal of Aquatic Plant Management 16: 31-33.

Pieterse, A. H., K. J. Murphy, et al. (1990): Aquatic Weeds - The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation, Oxford University Press.

Ussery, T. A., H. L. Eakin, et al. (1997): "Effects of benthic barriers on aquatic habitat conditions and macroinvertebrate communities." Journal of Aquatic Plant Management 35: 69-73.

Die Keimungsbedingungen von *Najas marina* ssp. *intermedia* als Einflussfaktor für die Ausbreitung

Tobias Klein, Uta Raeder & Arnulf Melzer

Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, E-Mail: tobi.klein@tum.de

Keywords: Klimawandel, submerse Makrophyten, thermophile Spezies, invasive Ausbreitung

Einleitung

In den vergangen Jahren ist in bayrischen Seen eine starke und teilweise invasive Ausbreitung von *Najas marina* ssp. *intermedia* (im Weiteren *Najas intermedia*), dem Mittleren Nixkraut, zu beobachten. Diese Art ist bei uns heimisch, war aber über viele Jahrzehnte sehr selten. Bekannte Vorkommen gab es deshalb nur in wenigen, warmen Seen wie zum Beispiel dem Waginger- und Tachinger-See. Mittlerweile sind große Bestände auch in zahlreichen anderen Seen in ganz Bayern zu finden (z.B. Starnberger See, Charlottenhofer Weihergebiet, Kahler Badeseen). Neben der Thermophilie weist *Najas intermedia* noch weitere Charakteristika auf: Sie ist diözisch, annuell und vermehrt sich ausschließlich durch Samen, was bei submersen Makrophyten sehr selten ist. Durch diese Besonderheiten ist *N. intermedia* unter Umständen stärker vom Klimawandel beeinflusst als andere Arten, da sie sowohl auf eine erfolgreiche Samenbildung im Sommer, als auch einen daraus resultierenden großen und vitalen Samenpool in der nächste Vegetationsperiode angewiesen ist. So war im Herbst 2010, nach zahlreichen klimatischen Extremereignissen im Sommer (Starkregen, Temperatursturz), nur eine verhältnismäßig geringe Samenproduktion zu beobachten.

Um zu überprüfen welche natürlichen Faktoren, neben der Temperatur, noch einen Einfluss auf die Vitalität der Samen haben und ob diesen potentiellen Einflüsse positiv oder negativ sind, wurden *Najas*-Samen auf sechs verschiedenen Arten vorbehandelt und anschließend in einer Klimakammer zur Keimung gebracht. Nach 110 Tagen wurden Keimrate, Keimdauer und Samenvitalität der Varianten verglichen.

Material und Methoden

Versuchsaufbau

Für die Versuche wurden von Forschungstauchern im Freiland (Tachinger See, See Freigericht-Ost) Pflanzen von *Najas intermedia* geerntet, von den Pflanzen die Samen entnommen und bis zum Versuchsbeginn kühl (4°C) und unter Lichtausschluss gelagert. Mit Ausnahme der Variante „Trocken (2 Jahre)“ wurden alle Samen während der Lagerung immer unter Wasser aufbewahrt. Bevor die Samen dann verwendet wurden, wurden verschiedene Vorbehandlungen durchgeführt. Im Einzelnen werden die unterschiedlichen Ernte- und Behandlungszeiträume der Varianten in Tab. 1 dargestellt.

Tabelle 1: Überblick über die Ernte- und Behandlungszeitpunkte der Varianten

Variante	Ernte	Behandlung	Ausbringung
Frost	Herbst 2010	April 2011	April 2011
Trocken (3 Wochen)	Herbst 2010	April 2011	April 2011
Trocken (2 Jahre)	Herbst 2008	Herbst 2008	April 2011
Lagerung (1 Jahr)	Herbst 2009	Herbst 2009	April 2011
Lagerung (2 Jahre)	Herbst 2008	Herbst 2008	April 2011
Kontrolle	Herbst 2010	-	April 2011

Die Samen für die Variante „Frost“ wurden vor Beginn für drei Wochen bei -20°C, bedeckt mit Wasser, eingefroren, die Samen der Varianten „Trocken“ wurden für drei Wochen beziehungsweise zwei Jahre kühl und trocken gelagert und bei den „Lagerungen“ wurden die Samen wie oben beschrieben gelagert. Als Kontrolle dienten Samen, die im Herbst 2010 gesammelt und nicht weiter behandelt wurden.

Geplant war noch eine weitere Variante, bei der der Fraß durch Wasservögel und die Darmpassage nach einem Versuch von Agami & Waisel (1986) simuliert werden sollte. Dazu wurden im Winter 2010 mehreren Stockenten (*Anas platyrhynchos*), die im Lehr-, Versuchs- und Fachzentrum für Geflügel- und Kleintierhaltung der LfL in Kitzingen gehalten werden, *Najas*-Samen unter ihr Futter gemischt. Allerdings verweigerten sie über einen längeren Zeitraum das Futter, weshalb der Versuch abgebrochen wurde, um die Tiere nicht zu gefährden.

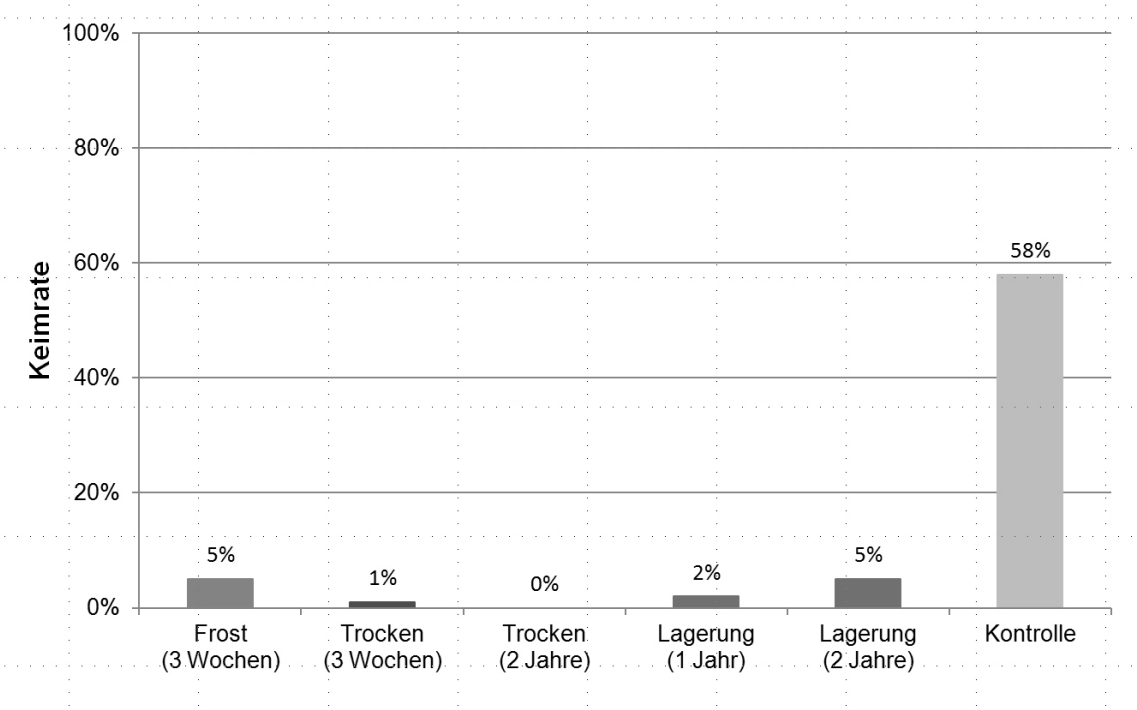
Versuchsdurchführung

Zu Beginn des Versuches wurden jeweils 25 Samen in eine Petrischale gegeben, komplett mit Wasser bedeckt und mit einem Deckel verschlossen. In jeder Variante gab es vier Wiederholungen. Die Petrischalen wurden in eine verschlossene, lichtdichte Kiste gestellt und konstant bei 23°C in einer Klimakammer aufbewahrt.

Während des Versuches wurden die Samen zweimal die Woche auf Keimung kontrolliert und bei Bedarf wurde Wasser nachgefüllt. Nach 110 Tagen wurde der Versuch beendet, in der Zeit vorher längere Zeit keine neuen Keimungen mehr beobachtet wurden. Um die Vitalität der *Najas*-Samen zu überprüfen, wurde im Anschluss daran ein TTC-Test (2,3,5-Triphenyl-Tetrazoliumchlorid) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Nach 110 Tagen Versuchsdauer zeigte sich beim Vergleich der Keimraten zwischen Varianten ein sehr eindeutiges Bild (Abb. 1). Offensichtlich haben die Behandlungen (Keimrate 0-5%) im Vergleich zur Kontrolle (58%) einen eher negativen Einfluss auf die Keimung. Was aber auch sehr deutlich wird, ist das mit Ausnahme der Variante „Trocken (2 Jahre)“, jede Behandlungsvariante keimte. Betrachtet man die Dauer bis zur ersten Keimung ist ebenfalls eine weite Streuung zu erkennen. Bereits nach knapp einer Woche keimten, ähnlich wie bei vorherigen Versuchen (Klein et



al. 2011), „Frost“, „Lagerung (2 Jahre)“ und die Kontrolle, gefolgt von der Variante „Trocken (3 Wochen)“ mit 29 Tagen bis zur ersten Keimung. Mit 58 Tagen bis zum Beginn der Keimung brauchte „Lagerung (1 Jahr)“.

Abbildung 1: Keimraten der einzelnen Varianten nach 110 Tagen Versuchsdauer

Die Vitalitätsprüfung (Tab. 2) mit Hilfe des TTC-Tests ergab, dass die Samen aller Varianten eine ähnlich hohe Anzahl vitaler Samen von um 80% aufwiesen. Einzig die Länge der Lagerung scheint sich etwas negativ auf die Vitalität auszuwirken, was bei den über zwei Jahre gelagerten Samen zu beobachten ist.

Tabelle 2: Ergebnisse des TTC-Test

Variante	Vitalität
Trocken (3 Wochen)	88%
Kontrolle	84%
Frost	80%
Lagerung (1 Jahr)	80%
Trocken (2 Jahre)	76%
Lagerung (2 Jahre)	72%

Fasst man alle Ergebnisse zusammen, dann ist zu erkennen, dass die Vorbehandlung der Samen weder die Keimrate erhöht, noch dass es zu einem verfrühten Keimungsbeginn kommt. Allerdings ist auch kein negativer Einfluss auf die Samenvitalität zu beobachten. Es ist folglich so, dass die Samen im Grunde vital und eigentlich keimfähig sind, aber sie keimen nicht.

Der Grund für dieses Verhalten könnte sein, dass durch die Behandlungen die Samen von *Najas intermedia* in ihrem natürlichen Dormanzzyklus gestört wurden. So könnten die ungünstigeren

Bedingungen wie Frost oder Trockenfallen bewirkt haben, dass die Samen dormant blieben und zum Zeitpunkt der Ausbringung nicht keimten. Bereits in Handley & Davy (2005) wird die Bedeutung dieser Dormanzzyklen für *N. intermedia* beschrieben. So führt zum Beispiel eine längere Lagerdauer zu einer Verschiebung der Dormanz.

Zu erwarten wäre auch gewesen, dass die Behandlungen dazu geführt hätten, dass dadurch die harte Samenschale von *N. intermedia* etwas aufgebrochen und somit die Keimung beschleunigt worden wäre. Gegen diese These spricht allerdings, dass die Variante „Frost“ und die Kontrolle nach der selben Zeit keimten. Möglicherweise hätten hier die Ergebnisse der nicht umgesetzten Variante „Fraß durch Wasservögel“ Klarheit gebracht. So konnten Agami & Waisel (1986) bei ihren Versuchen beobachten, dass die Samen nach der Darmpassage eine deutlich bessere Keimrate aufwiesen, verglichen mit unbehandelten Samen. Neben der Förderung der Keimfähigkeit konnten sie in ihrer Studie nachweisen, dass die Stockenten auch als Ausbreitungsvektoren dienen, da sie zum einen weite Strecken zurück legen können und außerdem, dass die *Najas*-Samen mehr als zehn Stunden im Verdauungstrakt der Vögel verbleiben.

Zusammenfassend wird deutlich, dass offenbar sowohl Frostperioden, als auch längere Trockenzustände kein Problem für die Art sind. Auch das mehrjährige Überdauern bei ungünstigen Bedingungen ist möglich. Als annuelle Art ist *Najas intermedia* bei der Bestandserhaltung sehr auf vitale Samen angewiesen, auch um extreme Ereignisse wie im Sommer 2010 zu überdauern. Dies alles ist ein Hinweis auf die Bedeutung einer vitalen, großen Samenbank im Sediment. So konnten wir bei unseren Untersuchungen im Jahr 2011 in den Seen keine wesentlichen Veränderungen bei den *Najas*-Beständen beobachten, obwohl im Vorjahr nur sehr wenig Samen produziert wurden.

Zusammenfassung

Die im Vorfeld des Versuchs behandelten Samen von *Najas intermedia* zeigen, im Vergleich zu unbehandelten Samen, eine deutlich geringere Keimrate. Dagegen gibt es bei der Vitalität so gut wie keine Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Samen die Behandlungen zwar überlebt, es aber Beeinflussungen der Dormanzzyklen gibt.

In einem neuen Versuchsansatz müsste nochmals versucht werden den Wasservogelfraß zu simulieren. Dazu sollten die Tiere bereits frühzeitig an *Najas*-Samen im Futter gewöhnt werden oder es müssten Wildtiere kontrolliert gefüttert und die Samen gesammelt werden. Ein anderer Ansatz wäre die manuelle, mechanische Beschädigung (Aufbrechen der Schale), was im beschriebenen Versuch noch nicht durchgeführt wurde, da der Fokus auf natürlichen Mechanismen lag.

Danksagung

Ein besonderer Dank geht an die Kollegen, Studenten und besonders den Forschungstauchern der Limnologischen Station für ihre Hilfe und tatkräftige Unterstützung. Ebenso bedanken möchte ich mich beim Bayrischen Staatministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst für die Finanzierung meiner Forschung im Rahmen des Forschungsverbunds FORKAST.

Literatur

Agami, M; Waisel, Y. (1983): The effect of temperature and photoperiod on growth of *Najas marina* L., Proceedings of the International Symposium of Aquatic Macrophyte (ed. DEN HARTOG C.): S. 16-20. Department of Aquatic Ecology, Nijmegen

Agami, M.; Waisel, Y. (1984a): Germination of *Najas marina* L., Aquatic Botany 19: S. 37- 44

Agami, M.; Waisel, Y. (1984b): Seasonal variations in the growth capacity of *Najas marina* L. as a function of various water depths at the Yarkon Springs, Israel. Aquatic Botany 19: S. 45-51

Agami, M.; Waisel, Y. (1986): The role of mallard ducks (Anas platyrhynchos) in distribution an germination of seeds of the submerged hydrophyt Najas marina L., Oecologia, 68: S. 473-475

Handley, R.J.; Davy, A.J. (2005): Temperature effects on seed maturity and dormancy cycles in an aquatic annual, Najas marina, at the edge of ist range, Journal of Ecology, 93: S. 1185-1193

Klein, T.; Zimmermann, S.; Raeder, U.; Melzer, A. (2011): *Najas marina* ssp. *intermedia* und *Elodea nuttallii* – Profiteure des Klimawandels?, Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen

van Viersen, W. (1982): Some notes on the germination of seeds of Najas marina L., Aquatic Botany 12: S. 201-203

Multispektrale Fernerkundung invasiver Makrophyten

Sebastian Rößler[1], Patrick Wolf[1], Thomas Schneider[1] & Arnulf Melzer[1]

[1] Limnologische Station, Technische Universität München, Hofmark 1-3, D-82393 Iffeldorf; Email: sebastian.roessler@mytum.de, patrick.wolf@mytum.de, tomi.schneider@tum.de, arnulf.melzer@wzw.tum.de

Keywords: Gewässerfernerkundung, invasive Makrophyten, tiefeninvariante Indizes, RapidEye

Einleitung

Das Auftreten verschiedener Makrophyten in Süßwasserseen wird als Trophieindikator genutzt (Melzer, 1999), die den langfristigen ökologischen Zustand von Gewässern anzeigen. Im Zuge sich erwärmender Gewässer ist eine verstärkte Ausbreitung thermophiler Arten zu beobachten, die diese Ökosysteme tiefgreifend verändern. Das Monitoring dieser Arten erlaubt dadurch neben der Beobachtung trophischer Veränderungen auch die Verfolgung von erwärmenden Wasserkörpern. In Bayern gelten in diesem Zusammenhang das Große Nixkraut (*Najas marina*), sowie die schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) als problematisch. Während *Najas marina* eine indigene Art ist, die bis vor wenigen Jahren noch als gefährdet galt und auf der Roten Liste steht, ist *Elodea nuttallii* ein aus Nordamerika eingeschleppter Neophyt. An der Limnologischen Station wird die Anwendbarkeit verschiedener flugzeug- und satellitengetragene Fernerkundungssensoren getestet um diese invasiven Arten erkennen, und deren Ausbreitungsverhalten überwachen zu können.

Im Folgenden wird die Eignung des Satellitensystem RapidEye untersucht, der die benötigte geometrische, spektrale und temporale Auflösung bietet. Letztere ist besonders wichtig, da Makrophyten eine ausgesprochene Saisonalität besitzen und auch nur zu bestimmten Zeitpunkten voneinander unterscheidbar sind. RapidEye ermöglicht durch einen Verband fünf baugleicher Satelliten eine tägliche Abdeckung jedes Gebietes der Erde mit einer Bodenauflösung eines Pixels von 5 Metern. Die Sensoren besitzen fünf spektrale Bänder und decken neben dem sichtbaren Spektralbereichen Blau, Grün und Rot auch das nahe Infrarot ab, sowie zusätzlich den *Red Edge*-Bereich, der den starken Reflexionsanstieg vom roten zum nahinfraroten Spektrum vitaler Vegetation aufnimmt.

Die Prozessierung der Daten wird vorgestellt, bei der versucht wird durch Referenzmessungen am Boden (*ground truth*) die störenden Einflüsse der Atmosphäre, der Wasseroberfläche, sowie der Wassersäule zu minimieren und Aussagen über die Litoralbedeckung zu machen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiete wurden zwei Aufnahmebereiche festgelegt die in Mecklenburg-Vorpommern und in Bayern liegen. Exemplarisch werden innerhalb dieser Untersuchungsgebiete zwei Seen als Testgebiete genauer untersucht (Abb. 1). In Mecklenburg-Vorpommern ist das der Kummerower See (58°48’N, 12°52’O), in Bayern der Starnberger See (47°55’N, 11°19’O). Beide

Seen sind glazialen Ursprungs (Fesq-Martin et al., 2008), unterscheiden sich aber deutlich durch ihre naturräumliche Lage. Im Weiteren wird lediglich auf den Starnberger See eingegangen.

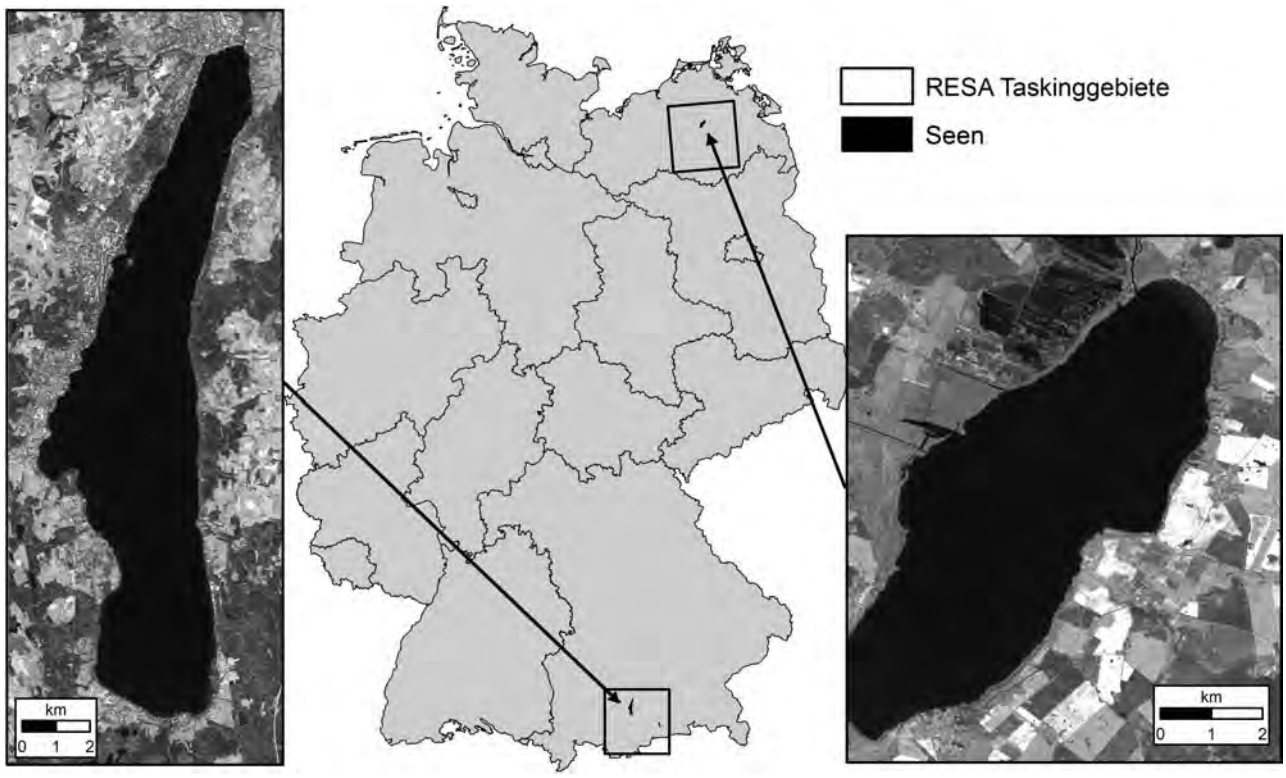


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete und Aufnahmefenster innerhalb Deutschlands (links: Starnberger See; rechts: Kummerower See; RapidEye Satellitenaufnahmen)

Der ca. 25 km südwestlich von München liegende Starnberger See ist mit einer Fläche von 56 km² der fünftgrößte See Deutschlands. Im Sommer 2011 wurden sowohl in Starnberg im Norden, sowie nahe der Ortschaft Bernried am Westufer spektrale Referenzmessungen durchgeführt. In Starnberg befinden sich dichte Bestände von *Chara* spec., *Potamogeton perfoliatus* und *Elodea nuttallii*, bei Bernried von *Najas marina*.

Daten und Prozessierung

Mithilfe von drei hyperspektralen RAMSES-Unterwasserspektroradiometern (Fa. TriOS) wurden im Wasser (in situ) Strahlungsmessungen der einfallenden (E_d) und aufwärtsgerichteten Bestrahlungsstärke (E_u), sowie der aufwärtsgerichteten Strahlungsflussdichte (L_u) durchgeführt. Diese erlauben die Berechnung der Reflexion direkt über den Pflanzenbeständen im Jahres- und Tagesverlauf sowie die Berechnung der von den Wasserinhaltsstoffen bedingten Strahlungsabschwächung durch Absorption und Streuung (Attenuation).

Satellitenaufnahmen wurden im Rahmen des *RapidEye Science Archive* (RESA) Projekts Nr. 455 bezogen. Über das Jahr 2011 hinweg wurden von beiden in Abb. 1 dargestellten Aufnahmefenstern ca. alle 4 Wochen Daten als Level 3A Produkte geliefert. Diese Prozessierung beinhaltet standardmäßige radiometrische und geometrische Korrekturen. Im Folgenden wird die Prozessierung einer Szene vom Starnberger See vom 3. September 2011 vorgestellt, da hier zeitgleich in situ Messungen stattfanden.

Da bei den Aufnahmen zunächst der störende Einfluss der Atmosphäre beseitigt werden musste, wurden Flächen bekannter Reflexionen am Boden verwendet (in diesem Fall eine Kiesgrube und die Reflexion über tiefem Wasser) um eine *empirical line* Atmosphärenkorrektur (Marsh & Lyon,

1980) durchzuführen. In einem nächsten Schritt wurden die zur Analyse relevanten Wasserbereiche mit dem *Normalized Difference Water Index* (McFeeters, 1996) herausgearbeitet, bei diesem Index wird Wasser ein Wert größer 0 zugeordnet, der das Heraustrennen von Wasserflächen erlaubt. Als letzter Vorbereitungsschritt wurde die von der Beleuchtungsgeometrie (Zenit- und Azimut Winkel der Sonne) abhängige Strahlungsabschwächung an der Wasseroberfläche mithilfe der empirisch festgelegten Gleichung von Lee et al. (1999) kompensiert.

Methodischer Hintergrund

Bei der Fernerkundung von Gewässern muss man eine mit der Tiefe exponentiell abnehmende Lichtintensität berücksichtigen. Die Abschwächung der Strahlung wird als Attenuation bezeichnet und ist abhängig von der Absorption und Streuung durch das Wasser und seine Inhaltsstoffe (Phytoplankton, Gelbstoff und Schwebstoffe). Zur Ableitung von Wasserinhaltsstoffen aus der Reflexion existieren verschiedene auf Invertierung beruhende Modelle wie WASI (Gege, 2004) oder MIP (Heege et al., 2003). In dieser Arbeit wird eine semi-empirische Methode angewendet, bei der die Einflüsse sich ändernder Wassertiefen durch die Erstellung tiefeninvarianter Indizes umgangen werden. Mithilfe dieser Methode können bathymetrische Untersuchungen an gleichbleibenden (Mishra et al., 2004) sowie Kartierungen unterschiedlicher Substrate (Hedley & Mumby, 2003) durchgeführt werden. Die Kompensation der tiefenabhängigen exponentiellen Strahlungsabnahme erfolgt durch Linearisierung jedes Kanals mit dem natürlichen Logarithmus (Lyzenga, 1978). Durch die Linearisierung logarithmisch transformierter Daten mit der Gleichung 1 erhält man Indizes, die unabhängig von der Mächtigkeit der Wassersäule gleiche Werte liefern (Lyzenga, 1981):

$$Y_{i,j} = \ln(\rho_i - \rho_{i\infty}) - \frac{K_i}{K_j}\ln(\rho_j - \rho_{j\infty}) \quad (1)$$

Dabei bezeichnet $Y_{i,j}$ den tiefeninvarianten Index zwischen den Bändern *i* und *j*, ρ die Reflexion der jeweiligen Kanäle und *K* die Attenuationskoeffizienten. Bei der Linearisierung wird die Tiefenwasserreflexion berücksichtigt, indem diese (ρ_∞) vom Signal abgezogen wird. Die Attenuationskoeffizienten werden für den betrachteten Zeitraum aus in situ Messungen in verschiedenen Wassertiefen gewonnen, die Berechnung erfolgt mich Gleichung 2 (Maritorena et al., 1994):

$$K = \frac{\left[\frac{E_d(z_1)}{E_d(z_2)}\right]}{z_2 - z_1} \quad (2)$$

Wobei *K* in diesem Fall die vertikale diffuse Attenuation der abwärts gerichteten Bestrahlungsstärke zwischen zwei Tiefenstufen (z_1 und z_2) ist. Die Umrechnung in Faktoren für die fünf spektralen Bänder von RapidEye erfolgt mithilfe der Kanalspezifischen *spectral response function*.

In einem letzten Schritt werden die gewonnen Indizes bekannten Oberfläche zugeordnet wobei Methoden der spektralen Entmischung angewendet werden, da Pixelgrößen von 5 Metern zumeist mehrere Oberflächenklassen (sog. *endmembern*) angehören können und beispielsweise unbewachsenes Sediment eine ungleich stärkere Reflexion aufweist als Pflanzen und deshalb bei einer überwachten Klassifikation überrepräsentiert wären

Ergebnisse und Diskussion

Aus den mit RAMSES Sensoren gemessenen hyperspektralen Reflexionskurven über verschiedenen Oberflächen wurden zunächst Reflexionen berechnet, wie sie der Sensor RapidEye sehen würde. Aus diesen Reflexionen wurden dann mit der Gleichung 1 tiefeninvariante Indizes gebildet. Da nur

die ersten vier Kanäle (blau, grün, rot, *red edge*) nutzbar waren – das nahe Infrarot wird im Wasser vollständig absorbiert – ergeben sich 6 Bandkombinationen aus denen die Indizes berechnet werden können (1: b1/b2, 2: b2/b3, 3: b3/b4, 4: b1/b3, 5: b1/b4, 6: b2/b4). In der Abb. 2 sind die Reflexionen und die gebildeten Indizes zu sehen.

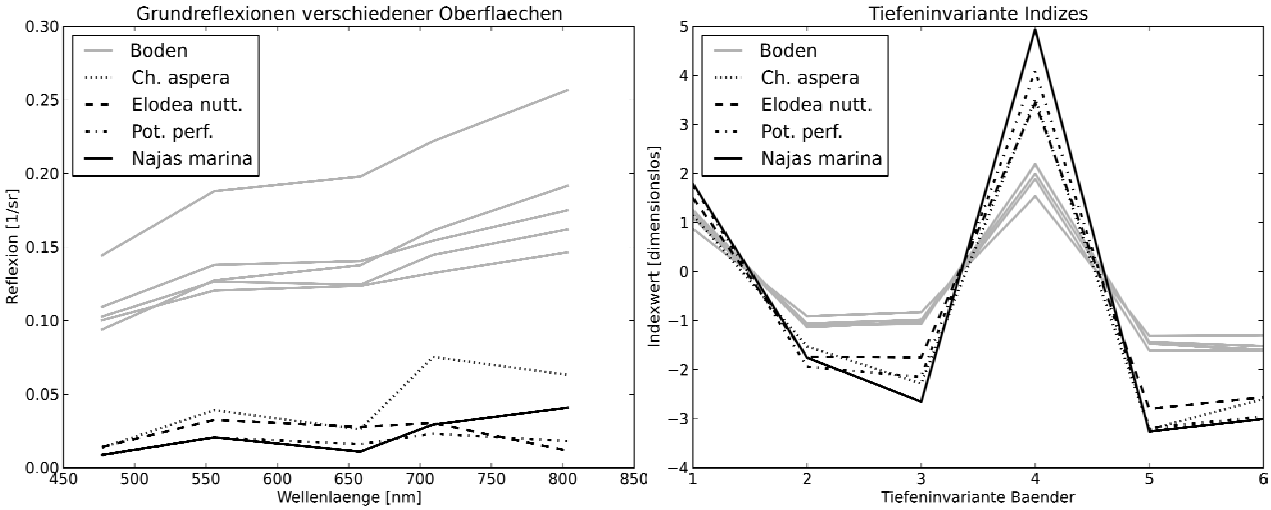


Abb. 2: Reflexionsspektren verschiedener Litoraloberflächen und daraus abgeleitete Indizes

Aus den Werten der Indizes (Tiefeninvariante Bänder) wird deutlich, dass unbewachsenes Sediment in fast allen Bändern zu den Pflanzen unterschiedliche Werte annimmt. Die Pflanzen unterscheiden sich hingegen nur in einigen wenigen Bereichen ausreichend genug voneinander.

Wendet man nun diese Indexbildung an Bilddaten an, erhält man ein Multibandraster (mit Indexwerten) mit denen weitere Untersuchungen möglich sind. An der Beispielszene vom 3. September 2011 wurde eine spektrale Entmischung durchgeführt, wobei als *endmember* die in Abb. 2 dargestellten Tiefeninvarianten Indexwerte verwendet wurden. Nachdem jedoch davon ausgegangen werden muss, dass diese Oberfläche nicht alle im Seen vorkommenden Oberflächenklassen repräsentieren, wurde die *Matched Filtering* Methode (Manolakis & Shaw, 2002) gewählt, die es erlaubt dass Pixel nicht zugewiesen werden, falls diese zu wenig den bekannten Reflexionen (hier Indizes) ähneln.

Man erhält für jedes endmember ein Grauwertbild mit Werten zwischen ca. -2 und 2. Liegt der Wert unter 0, kommt diese Klasse im betrachteten Pixel nicht vor, liegt sie zwischen 0 und 2, ist sie mit unterschiedlichen Anteilen beteiligt. Dabei entspricht nur ein Wert von 1 einer perfekten Übereinstimmung (Abundanz von 100%). Die Abb. 3 zeigt den Südteil des Starnberger Sees für die Oberflächenklassen „unbewachsenes Sediment“ und „*Najas marina*“. Im kleinen Bildausschnitt ist die Lage des Untersuchungsgebietes Bernried zu sehen, die Punkte zeigen die Plätze, an denen größere Fläche (ca. 20 m²) *Najas marina* auftreten. Sowohl diese Bereich, als auch die Sedimentbedeckung konnten in diesem Beispiel sehr gut dargestellt werden.

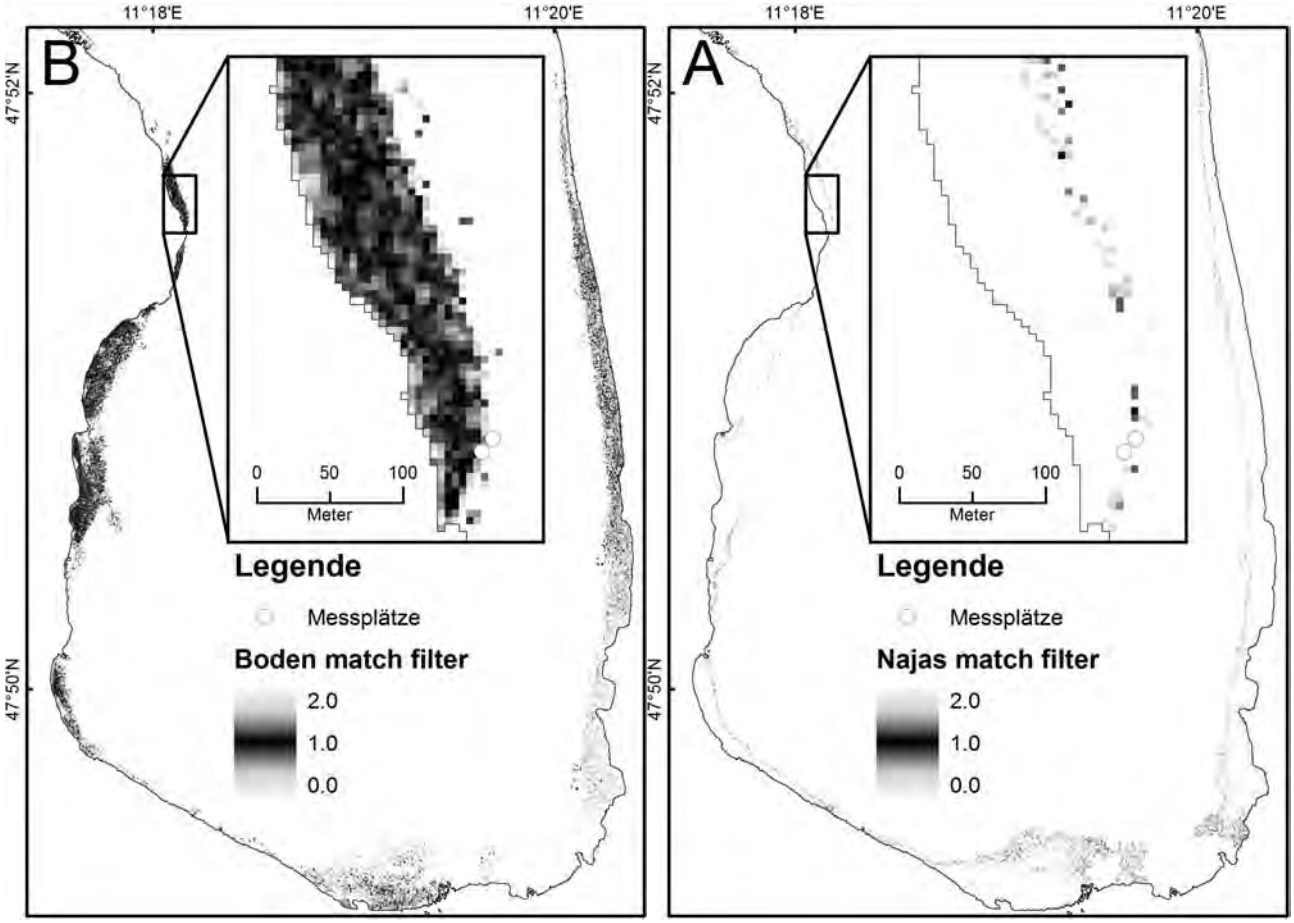


Abb. 3: Ergebnis der Matched Filter spektralen Entmischung für „unbewachsenes Sediment“ und *Najas marina*

Zusammenfassung

Das vorgestellte Beispiel zeigt, dass mithilfe dieser Methode sehr gute Aussagen über die Litoralbedeckung gemacht werden können wenn die äußeren Umstände es zulassen. Dazu zählen neben einer möglichst genauen Kenntnis der Attenuation (hier fanden zeitgleich in situ Messungen statt) auch eine vertikal homogene Wassersäule (meist im Uferbereich nicht gegeben) und kein Wellengang. Dennoch erlauben auch schlechtere Bedingungen meist gute Aussagen über den Bewuchs mit Makrophyten (auch erste Unterteilung zwischen hoch- und niedrigwüchsigen Makrophyten) bzw. den Anteil offenen Bodens. Im weiteren Verlauf dieses Projektes wird außerdem versucht, Aussagen zur Attenuation direkt aus Tiefwasserbereichen zu gewinnen.

Danksagung

Ein großer Dank geht an die RapidEye AG für die kostenlose Bereitstellung der Daten (RESA Projekt 455), sowie an das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit für die Förderung des Projektes (Fördernummer: ZKL01Abt7_18457). Daneben allen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen der Limnologischen Station in Iffeldorf für ihre tatkräftige Unterstützung.

Literatur

Fesq-Martin, A., Lang, A., Peters, M. (2008): Der Starnberger See - Natur- und Vorgeschichte einer bayerischen Landschaft, München, Pfeil-Verlag.

Gege, P. (2004): The water color simulator WASI: an integrating software tool for analysis and simulation of optical in situ spectra: Computers & Geosciences, v. 30, no. 5, S. 523-532.

Hedley, J. D., Mumby, P. J. (2003): A Remote Sensing Method for Resolving Depth and Subpixel Composition of Aquatic Benthos: Limnology and Oceanography, v. 48, no. 1, S. 480-488.

Heege, T., Bogner, A., Pinnel, N. Mapping of submerged aquatic vegetation with a physically based processing chain, in Proceedings SPIE-The International Society for Optical Engineering, Barcelona, Spain, 2003, Volume 5233, S. 43-50.

Lee, Z., Carder, K. L., Mobley, C. D., Steward, R. G., Patch, J. S. (1999): Hyperspectral Remote Sensing for Shallow Waters. 2. Deriving Bottom Depths and Water Properties by Optimization: Appl. Opt., v. 38, no. 18, S. 3831-3843.

Lyzenga, D. R. (1978): Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features: Appl. Opt., v. 17, no. 3, S. 379-383.

- (1981): Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data: International Journal of Remote Sensing, v. 2, no. 1, S. 71 - 82.

Manolakis, D., Shaw, G. (2002): Detection algorithms for hyperspectral imaging applications: Signal Processing Magazine, IEEE, v. 19, no. 1, S. 29-43.

Maritorena, S., Morel, A., Gentili, B. (1994): Diffuse Reflectance of Oceanic Shallow Waters: Influence of Water Depth and Bottom Albedo: Limnology and Oceanography, v. 39, no. 7, S. 1689-1703.

Marsh, S. E., Lyon, R. J. P. (1980): Quantitative relationships of near-surface spectra to Landsat radiometric data: Remote Sensing of Environment, v. 10, no. 4, S. 241-261.

McFeeters, S. K. (1996): The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features: International Journal of Remote Sensing, v. 17, no. 7, S. 1425 - 1432.

Melzer, A. (1999): Aquatic macrophytes as tools for lake management: Hydrobiologia, v. 396, S. 181-190.

Mishra, D., Narumalani, S., Lawson, M., Rundquist, D. (2004): Bathymetric Mapping Using IKONOS Multispectral Data: GIScience & Remote Sensing, v. 41, no. 4, S. 301-321.

Untersuchungen zum Regenerationspotential der Makrophyten eines kalkreichen Fließgewässers (Moosach); Die Diasporendrift

Philipp Schweinitz[1] *& Peter Poschlod*[2]

[1] Universität Regensburg, Institut für Botanik, schweinitzphilipp@web.de, [2] Universität Regensburg, Institut für Botanik, peter.poschlod@biologie.uni-regensburg.de

Keywords: Diasporendrift, Regenerationspotential, Fließgewässer, Moosach, Münchener Ebene

Zielstellung

Um Aussagen über das Regenerationspotential der Moosach, einem hydrogencarbonatreichen Niedermoorgewässer der Münchener Ebene, treffen zu können, wurden Driftfänge bezüglich ihres Diasporengehaltes (Samen, Früchte, vegetative Pflanzenteile) untersucht.

Das Untersuchungsgebiet - die Moosach

Die Moosach ist ein linker Nebenfluss der mittleren Isar und fließt als hydrogencarbonatreiches Niedermoorgewässer der Münchener Ebene fast parallel zum Südabfall des angrenzenden tertiären Donau- Isar- Hügellandes von WSW nach ONO (Abb.1). Das heutige Quellgebiet ist ein System von Moorentwässerungsgräben im Nord-Ost Ende des Dachauer Mooses; weiterhin entwässert die Moosach das Freisinger Moos. Ihr Verlauf führt die Moosach durch Freising Richtung Oberhummel. Auf dessen Höhe mündet sie nach insgesamt 31,5km in die Isar.

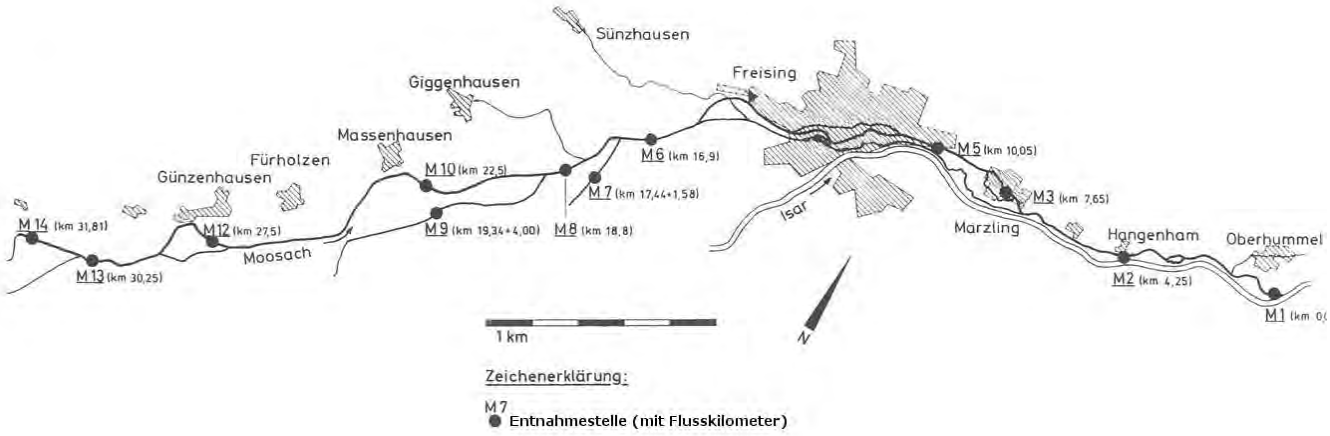


Abb. 1: Das Flusssystem der Moosach mit den Entnahmestellen der Diasporendrift

Methoden

Driftfänge wurden an insgesamt 12 über den Flusslauf verteilten Entnahmestellen durchgeführt. An jeder Entnahmestelle erfolgte dies im Juli und August 2010 in einem Zwei-Wochen-Intervall; von September bis Ende November wurden dann in einem Vier-Wochen-Rhythmus Driftfänge durchgeführt.

Verwendet wurde ein Driftnetz mit einer Maschenweite von 0,5 mm, an dessen Ende sich zwei hintereinandergeschaltete Polyethylenflaschen als Auffangbehälter befanden, deren Böden aus Netzen mit 0,5 mm bzw. mit 0,2 mm Maschenweite bestanden (Abb.2).

Das Driftnetz wurde an den jeweiligen Entnahmestellen in der Mitte des Flusses positioniert und auf eine Eintauchtiefe von knapp über Wasser bis 15 cm unter der Wasseroberfläche eingestellt. Die Driftfangdauer variierte je nach Strömungsgeschwindigkeit und Masse an Driftgut zwischen 10 und 90 Minuten.

Für die Auswertung wurde die Driftdichte jedes einzelnen Driftfanges bestimmt.

$$DD = \frac{N_D}{V_f}$$

DD = Driftdichte

N_D = Anzahl der Diasporen

V_f = Volumen des gefilterten Wassers

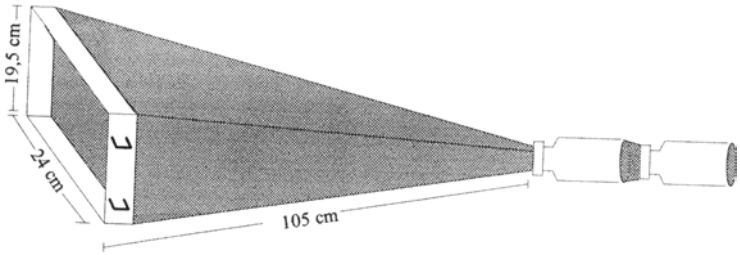


Abb. 2: Verwendetes Driftnetz mit Sammelbehältern (nach TROTTMANN 1996, verändert)

Ergebnisse

Generative Diasporen (Samen und Früchte) konnten von 20 verschiedenen Arten nachgewiesen werden (Tab.1).

Mit nur drei Vertretern submerser Makrophyten, nämlich *Callitriche obtusangula*, *Zannichellia palustris* und *Nuphar lutea*, waren typisch hydrochore Pflanzen deutlich unterrepräsentiert. Dagegen traten hauptsächlich typisch anemochor ausgebreitete Samen bzw. Früchte sowohl bezüglich Vielfalt als auch Masse wesentlich häufiger auf (Abb.3). Am häufigsten waren die Gattungen *Betula* (9.217 Samen insgesamt), *Alnus* (500) und *Salix* (413) vertreten. Bezieht man jedoch auch die in der Drift enthaltenen vegetativen Diasporen mit ein, so steigt die Zahl vertretener submerser Makrophyten von drei auf acht. Vor allem Sprossstücke und Blätter von *Elodea canadensis* und *Lemna trisulca* verfingen sich häufig im Fangnetz. Von *Callitriche obtusangula* und *Zannichellia palustris* wurden sowohl generative als auch vegetative Diasporen gefunden.

Tab. 1: Arten der Driftfänge mit Angabe ihres Ausbreitungstypes

Lebensform	Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung	Hauptausbreitungstyp
Arten mit generativen Diasporen in den Driftfängen			
Sonstiges	*Atriplex patula* L.	Spreizende Melde	anemochor-,zoochor
Sonstiges	*Dactylis glomerata* agg.	Knäuelgras	anemochor
Sonstiges	*Urtica dioica* L.s.l.	Große Brennnessel	anemochor
Sonstiges	*Stellaria media* (L.) Vill. s. str.	Gewöhnliche Vogelmiere	zoochor
Sonstiges	*Viscum album* L.s.l.	Mistel	zoochor
Sonstiges; Gehölz	*Acer pseudoplatanus* L.	Berg- Ahorn	anemochor
Sonstiges; Gehölz	*Alnus* spec.	Erle	anemochor
Sonstiges; Gehölz	*Betula* spec.	Birke	anemochor
Sonstiges; Gehölz	*Carpinus betulus* L.	Hainbuche	anemochor
Sonstiges; Gehölz	*Salix* spec.	Weide	anemochor
Sonstiges; Gehölz	*Tilia cordata* Mill.	Winter- Linde	anemochor
Sonstiges; Gehölz	*Euonymus europaea* L.	Gewöhnliches Pfaffenhütchen	zoochor
Sonstiges; Gehölz	*Sambucus nigra* L.	Schwarzer Holunder	zoochor
Helophyt	*Cirsium oleraceum* (L.) Scop.	Kohl- Kratzdistel	anemochor
Helophyt	*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.	Echtes Mädesüß	anemochor
Helophyt	*Valeriana officinalis* L.s.str.	Echter Arznei-Baldrian	anemochor
Amphiphyt	*Phalaris arundinacea* L.	Rohr- Glanzgras	anemochor
Hydrophyt	*Callitriche obtusangula* Le Gall	Nussfrüchtiger Wasserstern	hydrochor
Hydrophyt	*Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Sm.	Gelbe Teichrose	hydrochor
Hydrophyt	*Zannichellia palustris* L.	Teichfaden	hydrochor
Arten mit vegetativen Diasporen in den Driftfängen			
Hydrophyt	*Berula erecta* (Huds.) Coville.	Schmalblättriger Merk	hydrochor
Hydrophyt	*Callitriche obtusangula* Le Gall	Nussfrüchtiger Wasserstern	hydrochor
Hydrophyt	*Elodea canadensis* Michx.	Kanadische Wasserpest	hydrochor
Hydrophyt	*Fontinalis antipyretica* Hedw.	Gewöhnliches Quellmoos	hydrochor
Hydrophyt	*Lemna trisulca* L.	Dreifurchige Wasserlinse	hydrochor
Hydrophyt	*Potamogeton pusillus* agg.	Zwerglaichkraut	hydrochor
Hydrophyt	*Zannichellia palustris* L.	Teichfaden	hydrochor

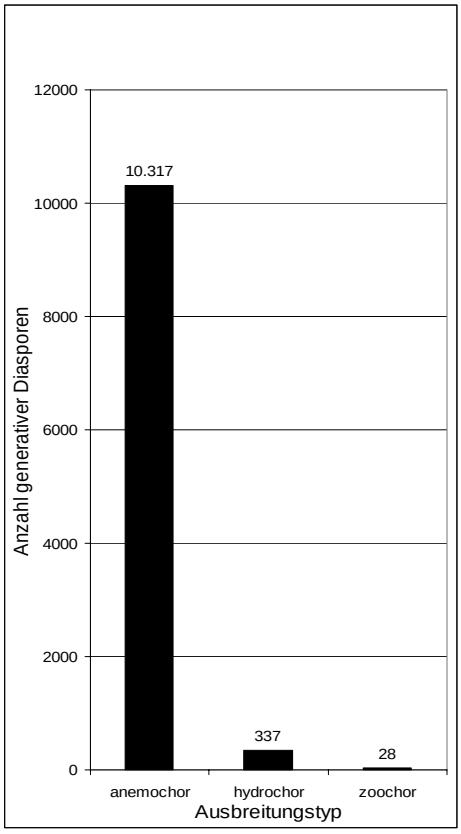


Abb. 3: Summe nachgewiesener generativer Diasporen, aufgeteilt nach dem Ausbreitungstyp der Arten

Die durchschnittliche Driftdichte in der Moosach erreichte Mitte August ihr Maximum. Die Gesamtartenzahl hingegen war Mitte Juli mit 15 ermittelten Arten am höchsten (Abb.4).
Beide Werte nahmen zum Jahresende hin stetig ab. Das Maximum der Driftdichte Mitte August ist offensichtlich durch die Samenanzahl von Alnus und vor allem Betula begründet. Die submersen Makrophyten Zannichellia palustris und Callitriche obtusangula erreichen ihr Maximum bezüglich der Anzahl registrierter Samen bereits zwei Wochen zuvor (Abb.5).

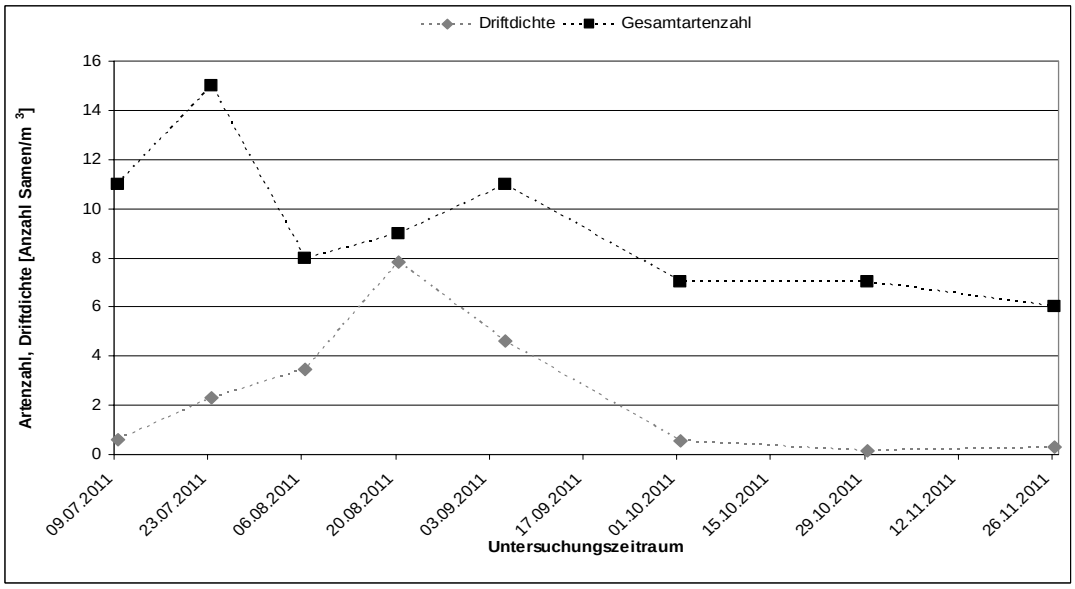


Abb.4: Veränderung der generativen Diasporendrift während des Untersuchungszeitraums

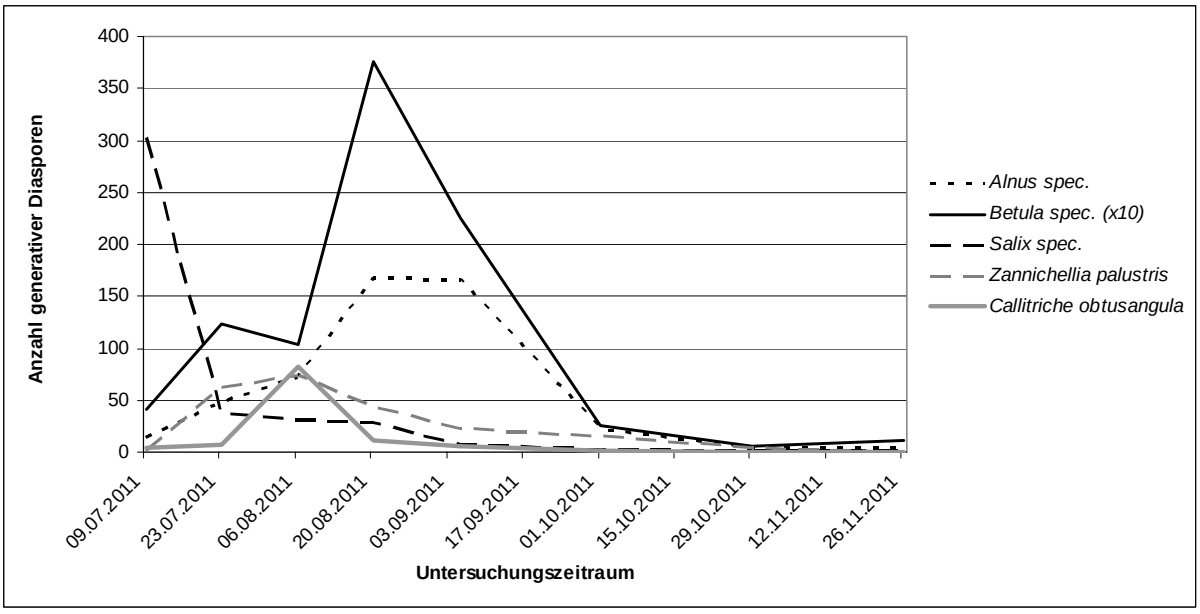


Abb. 5: Veränderung der Gesamtzahl aller generativer Diasporen der jeweiligen Art während des Untersuchungszeitraums

Diskussion

Die Diasporendrift des Fließgewässers scheint vor allem die Ausbreitung nicht submerser, eigentlich anemochorer Uferpflanzen, insbesonders der Gehölze, zu begünstigen. Sie erhöhen durch die zusätzliche hydrochore Ausbreitung ihrer Diasporen nicht nur ihr Ausbreitungspotential entlang des Flusslaufes erheblich, sondern auch die Wahrscheinlichkeit, dass eine Diaspore durch Anlandung gleichzeitig den geeigneten Standort erreicht.

Um das tatsächliche Regenerationspotential der Makrophyten des Gewässers beurteilen zu können, müssen neben den Samen und Früchten auch verdriftete vegetative Pflanzenteile beachtet werden, mit Hilfe derer sich vor allem submerse Makrophyten entlang des Flusslaufes ausbreiten können. Wie effektiv dies sein kann, sieht man zum Beispiel an der Verbreitung von *Elodea canadensis* in Europa. Werden die vegetativen Diasporen mit einberechnet, konnten in der Moosach 24 Pflanzenarten ermittelt werden, die während des Untersuchungszeitraums im Flusssystem verdriftet wurden. Das Verhältnis der Arten, von denen ausschließlich vegetative Diasporen gefunden wurden (5 Arten), zu den Arten, von denen ausschließlich generative Diasporen gefunden wurden (18 Arten) beträgt 1:3,6 und entspricht trotz geringer Artengesamtzahl in etwa den Ergebnissen vergleichbarer Untersuchungen in den Niederlanden: 1:4,1 (26 zu 106 Arten; BOEDELTJE et al. 2004)

Schlussfolgerung

Die Ermittlung des Regenerationspotentials ist sowohl für die möglichst ganzheitliche Charakterisierung eines Fließgewässers als auch für die Ausweisung sogenannter Vorranggewässer dann notwendig, wenn Renaturierungsmaßnahmen anstehen. Neben der Erfassung der Diasporendrift sollte dazu aber auch die Diasporenbank im Gewässersediment mit berücksichtigt werden. Das Diasporenbankpotential der submersen Makrophyten der Moosach hat sich allerdings als sehr gering erwiesen, sowohl hinsichtlich Arten- als auch Diasporenzahl (unveröffentlichte

Ergebnisse). Damit kommt der Erhaltung von artenreichen Fließgewässerabschnitten eine besondere Bedeutung zu, da nur von hier über die Verdriftung von Diasporen eine Besiedlung artenarmer Abschnitte ausgehen kann. Die Bedeutung des Beitrags der Wasservögel zur Ausbreitung von Arten aus anderen Fließgewässern ist nur schwer einzuschätzen. Deren Untersuchung ist eine wesentliche Aufgabe in der Zukunft.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit. Besonderer Dank gilt dabei Herrn Günter Kolb für die tatkräftige Unterstützung beim Bau des Driftnetzes.

Literatur

Boedeltje, G., Bakker, J., Brinke, A., van Groenendael J., Soesbergen M. (2004): Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. Journal of Ecology 92, 786-796.

Trottmann, R. (1996): Untersuchungen zum Wiederbesiedlungspotential kleiner Fließgewässer. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Wissenschaftlicher Naturschutz II, Philipps-Universität Marburg.

Langzeitmonitoring (1970 – 2010) zur Verbreitung der Makrophyten im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene)

Philipp Schweinitz[1], Peter Poschlod[2], , Georg Heinrich Zeltner[3] & Alexander Kohler[4]

1Universität Regensburg, Institut für Botanik, schweinitzphilipp@web.de, 2Universität Regensburg, Institut für Botanik, peter.poschlod@biologie.uni-regensburg.de, 3Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, 4Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, alexander.kohler@uni-hohenheim.de

Keywords: Langzeitmonitoring Makrophyten, Fließgewässer, Bioindikation, Moosach, Münchener Ebene

Zielstellung

Das Ziel der Untersuchungen war es, die Makrophytenverbreitung im gesamten Flusssystem der Moosach zu erfassen. In einem Untersuchungszeitraum von 40 Jahren sollten Langzeitveränderungen dokumentiert und hier hinsichtlich trophischer Veränderungen interpretiert werden.

Die Moosach

Die Moosach ist ein linker Nebenfluss der mittleren Isar. Es handelt sich hierbei um ein karbonatreiches, kühl stenothermes Niedermoorgewässer. Die Moosach entwässert zunächst Niedermoorgebiete und zwar das Nordostende des Dachauer Mooses sowie das Freisinger Moos. Hier nimmt sie auch einige Seitenbäche wie die Mauke und den Pullinger Graben (auch: Weihenstephaner Kanal) auf. Im Stadtgebiet Freising teilt sich die Moosach in mehrere teilweise unterirdisch verlaufende Kanäle auf, die sich nach dem Stadtgebiet vor dem Eintritt in das Auwaldgebiet der Isar wieder vereinen. Nach einer Gesamtlänge des Hauptlaufes von 32 Kilometer mündet die Moosach dann in die Isar.

Die Methode

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes von 40 Jahren wurde das Flusssystem acht Mal kartiert. 1970, 1979, 1985, 1989, 1992, 1996, 2005 und zuletzt 2010. Bei jeder Kartierung wurde die Abschnittsmethode nach KOHLER (1978) verwendet. Der Hauptlauf sowie einige Seitenbäche der Moosach wurden im Jahr 1970 in kartographisch genau definierte Abschnitte unterschiedlicher Länge eingeteilt. Diese Abschnitte waren durch in sich ökologisch weitgehend einheitliche Bedingungen charakterisiert (Trophie und Gewässerstruktur) und wurden für alle Kartierungen beibehalten. Bei jeder Untersuchung wurde dann für jeden Abschnitt eine komplette Artenliste aller aquatischen Makrophyten ermittelt. Für jede Art erfolgte in jedem Abschnitt eine Mengenschätzung nach einer 5-stufigen Abundanzskala. Um die quantitative Entwicklung einer Art innerhalb eines betrachteten Fließgewässerbereiches darzustellen, wurde die Abundanz in Quantitäten (nach MELZER 1988) transformiert und diese Quantitäten summiert dargestellt.

Tab.1: Abundanzskala nach Kohler (1978) und quantitative Entsprechung nach Melzer (1988)

Abundanzskala	Quantitative Entsprechung
1 = sehr selten	1
2 = selten	8
3 = verbreitet	27
4 = häufig	64
5 = massenhaft	125

Die Verbreitung der Makrophyten wurde in Diagrammen dargestellt. Die hier dargestellte „Relative Areallänge“ ist eine Maß für die räumliche Ausbreitung einer Art in dem zu betrachtenden Fließgewässerbereich. Sie gibt an, auf wie viel Prozent der betrachteten Fläche Individuen der Art vorzufinden sind (KOHLER u. JANAUER 1995)

$$L_r[\%] = \frac{\sum_{k=1}^{n} L_k}{L_{ges}} \cdot 100$$

L_r = Relative Areallänge
L_k = Länge von Abschnitt k
L_{ges} = Gesamtlänge aller kartierten Abschnitte
k = laufender Index
n = Anzahl der Abschnitte mit der Art A

Bewertung der Gewässertrophie mit Hilfe von Makrophyten

1970 und 1971 wurden an 8 bzw. 12 Messstellen wasserchemische Untersuchungen durchgeführt. Ammonioum und ortho- Phosphat erwiesen sich als brauchbare chemische Belastungsindikatoren für das Fließgewässer. Es wurden vier Artengruppen (Zeigerpflanzen) sehr unterschiedlicher Belastungsamplituden unterschieden, mit deren Hilfe nach der Erstkartierung vier floristisch- ökologische Flusszonen (A, B, C, D) ausgewiesen wurden [Tab. 1]. (KOHLER et al. 1973, HABER u. KOHLER 1972)

Tab. 1: Die floristisch- ökologischen Flusszonen

Floristisch- ökologische Flusszonen	A	B	C	D
Eutrophierungsgrad des Wassers	**oligotroph**	**oligo- mesotroph**	**meso- eutroph**	**eutroph- saprob**
Abwasserbelastung	keine	sehr gering	kommunale Abwässer (Haushalt, Landwirtschaft)	± starker Zufluss von Abwässern/Waschküchen u.z.T. Fäkalabwässer
Artengruppen				
Potamogeton coloratus- Gruppe	▬			
Groenlandia densa- Gruppe		▬	▬	
Callitriche obtusangula- Gruppe			▬	▬
Berula erecta- Gruppe	▬	▬	▬	▬

Die Entwicklung der Makrophytenflora der Moosach von 1970 nach 2010

1970 wies der Hauptlauf der Moosach einen allmählich ansteigenden Nährstoffgehalt auf. Der Quellbereich wurde der Zone B, der Oberlauf (mit Mauke) der Zone C und die Moosach ab dem Stadtgebiet der Zone D zugeordnet. Der oligotrophe Pullinger Graben wurde (als Referenzgewässer) auf Grund seiner Artenzusammensetzung der Zone A zugerechnet. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes trat besonders im Oberlauf eine zunehmende Eutrophierung des Gewässers ein, so dass heute der Oberlauf genau wie der Unterlauf zur mäßig bis stärker belasteten Zone D zu zählen ist. Der Pullinger Graben entsprach jedoch auch 2010 der Zone A und bleibt somit ein letzter Lebensraum oligotraphenter Arten wie des stark gefährdeten Makrophyten *Potamogeton coloratus*. [Abb. 1]

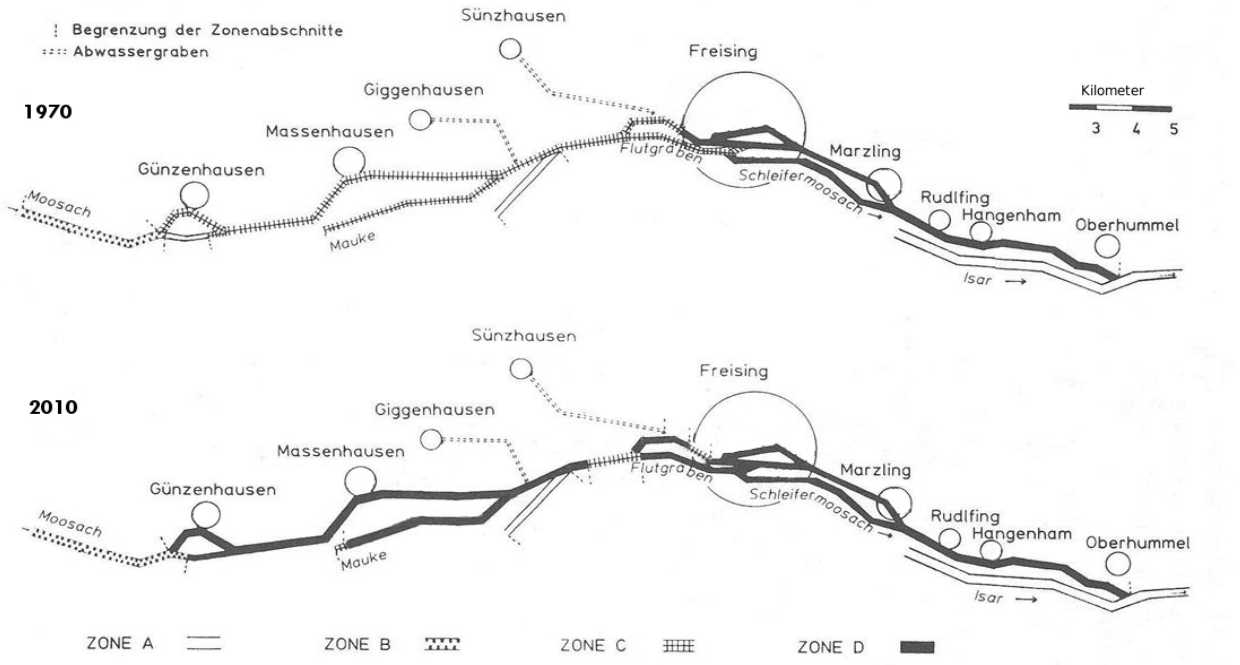


Abb 1: Vergleich der floristisch ökologischen Flusszonen der Moosach 1970 und 2010

Die Nivellierung der Makrophytenflora verlief auf Kosten der Vertreter der mesotraphenten *Groenlandia densa*- Gruppe. Die Leitart, *Groenlandia densa*, ist innerhalb des Untersuchungszeitraumes komplett aus dem Gewässer verschwunden [Abb.3]. Dagegen hält sich die meso- bis eutraphente Art *Callitriche obtusangula* seit 1985 im Hauptlauf stabil bei einer relativen Areallänge von knapp 90%. Das quantitativ massenhafte Auftreten von 1996 und 2005 war im Jahr 2010 nicht mehr zu beobachten [Abb. 4]. Die Trophie- indifferente Art *Berula erecta* kam 1985 in 100% aller Abschnitte des Hauptlaufes vor. In den darauffolgenden Jahren nahm die relative Areallänge etwas ab, so dass sie 2010 noch 81% betrug [Abb. 5]. Die oligotraphente Art *Potamogeton coloratus* war im Hauptlauf über den gesamten Untersuchungszeitraum nicht zu finden; im Grundwasserbach Pullinger Graben jedoch kann sie ihr Areal seit 40 Jahren konstant bei 50% halten [Abb. 2].

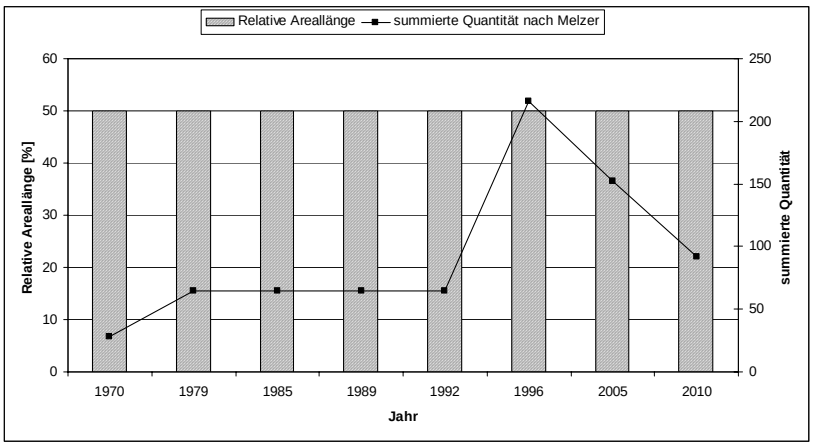


Abb. 2: Die Entwicklung der relativen Areallänge und der summierten Quantitäten von *Potamogeton coloratus* im Pullinger Graben von 1970 bis 2010

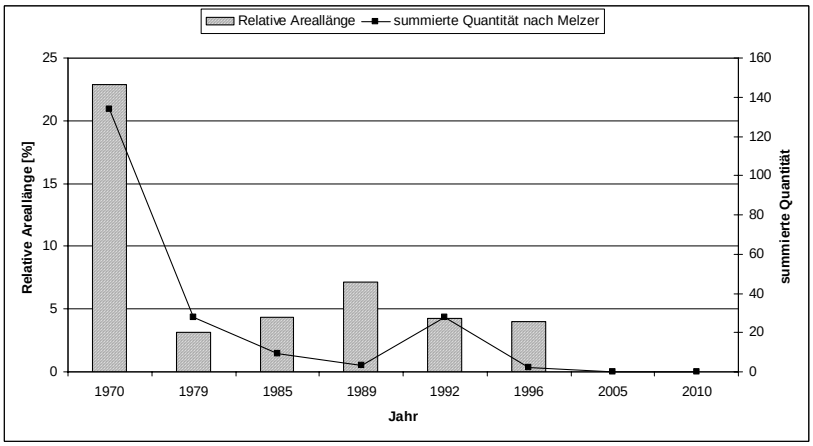


Abb. 3: Die Entwicklung der relativen Areallänge und der summierten Quantitäten von *Groenlandia densa* im Hauptlauf der Moosach von 1970 bis 2010.

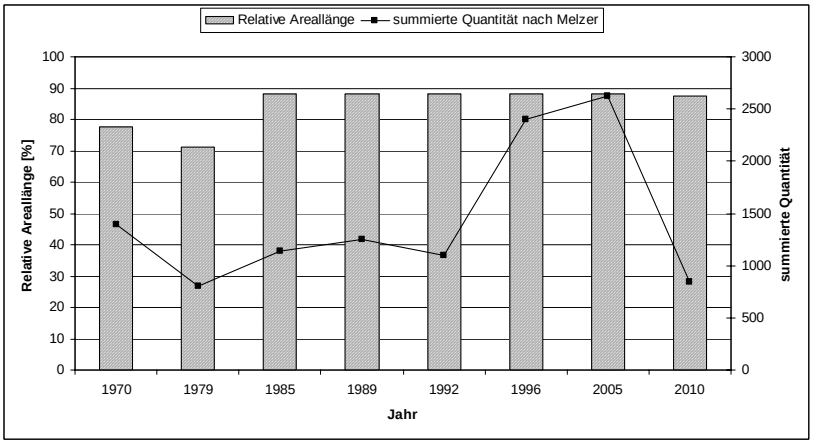


Abb. 4: Die Entwicklung der relativen Areallänge und der summierten Quantitäten von *Callitriche obtusangula* im Hauptlauf der Moosach von 1970 bis 2010.

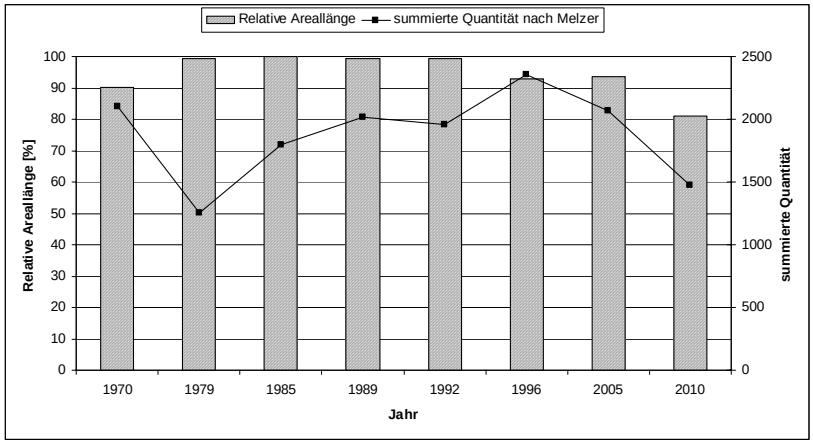


Abb. 5: Die Entwicklung der relativen Areallänge und der summierten Quantitäten von *Berula erecta* im Hauptlauf der Moosach von 1970 bis 2010

Mögliche Managmentmaßnahmen zur Erhöhung der Biotopvielfalt

Wichtig ist vor allem die Erhaltung bereits etablierter oligotropher Grundwassergräben, wie der Pullinger Graben. Eine Neuschaffung solcher Biotope wäre eine geeignete Maßnahme um neue Standorte für gefährdete Makrophyten wie z.B. *Potamogeton coloratus* zu erschließen. Die Reduktion diffuser Belastungen, gerade im Oberlauf, muss ein generelles Ziel sein. Vor allem Fischzuchtanlagen tragen im Oberlauf zu einer Eutrophierung des Gewässers bei. Durch die massenhafte Zucht von Fischen dürften relativ große Mengen an organischen Abfällen sowie relativ hohe Konzentrationen anorganischer Nährstoffe anfallen. Daneben ist teilweise der Einsatz von Antibiotika nötig, die als zusätzliche Belastung hinzukommen dürften. Eine effiziente Klärung dieser Abwässer ist daher dringend erforderlich. Wichtig wäre die langfristige Sicherung autochthonen Pflanzen- oder Samenmaterials der Arten, die aktuell einen starken Rückgang wie *Groenlandia densa* erfahren. Wie wir durch begleitende Untersuchungen festgestellt haben, bauen die wenigsten Makrophyten eine persistente Samenbank im Sediment auf, noch breiten sie sich sehr gut in einem Fließgewässer aus. Der Botanische Garten der Universität Regensburg in Verbindung mit dem Lehrstuhl für Botanik hat deshalb den Aufbau von Erhaltungskulturen und einer Genbank (Bayern Arche) für solche Arten begonnen. Im Falle von manchen Makrophyten wie der Gattung *Potamogeton* stellt aber die Konservierung von Samenmaterial eine Herausforderung dar, da diese recalcitrant sind, d.h., sobald sie einmal ausgetrocknet sind, tot sind. Sie können deshalb nicht mit der üblichen Methode eingelagert werden. Hier ist deshalb noch einiges an Forschung zu leisten. Dieses Material könnte aber nach einer erfolgreichen Sanierung bei einer Wiederansiedlung eingesetzt werden.

Danksagung

Am Erfolg dieses 40 jährigen Projektes waren und sind sehr viele Personen maßgeblich beteiligt. Unser besonderer Dank geht daher an Birgit Bader, Charlotte Blumenthal, Martin Busse, Elisabeth Beisl, Sven Gall, Ulrich Glänzer (†), Wolfgang Haber, Maria Heilmeier, Georg Hoffmann (†), Günter Kolb, Karl Teicher, Uwe Veit, Heinrich Vollrath, Oliver Wiesmann, Renate Wonneberger, Ralf Würzbach, Manfred Zeller, das Wasserwirtschaftsamt München und den vielen weiteren Mitarbeitern und Helfern!

Literatur

HABER, W., KOHLER, A. (1972): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. Landschaft und Stadt 4, 159 – 165

KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10 (2), 73 – 85

KOHLER, A., JANAUER, G-A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. in STEINBERG, C., BERNHARDT, H. & KLAPPER, H. (Hrsg.), Handbuch Angewandte Limnologie; Ecomed- Verlag.

KOHLER, A., WONNEBERGER, R., ZELTNER, G. (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72 (4), 533 – 549

MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift an der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU München. 249 S.

Abschätzen der Pigment-Zusammensetzung von submersen Makrophyten durch UW-Spektroskopie

Patrick Wolf[1], Sebastian Rößler[2], Thomas Schneider[3] & Arnulf Melzer[4]

1 Limnologische Station Iffeldorf (patrick.wolf@mytum.de), 2 Limnologische Station Iffeldorf (sebastian.roessler@mytum.de), 3 Limnologische Station Iffeldorf (t.schneider@wzw.tum.de), 4 Limnologische Station Iffeldorf (arnulf.melzer@wzw.tum.de)

Keywords: submerse Makrophyten, Pigmente, HPLC, RAMSES, Unterwasserspektroskopie

Einleitung

Submerse Makrophyten dienen als Indikatoren für die Wasserqualität eines Gewässers (Melzer 1999). Der durch den Klimawandel auftretende Anstieg der Wassertemperaturen oberbayerischer Seen, bedingt die Ausbreitung thermophiler submerser Makrophyten. Hierzu gehören sowohl wärmeliebende Neophyten, als auch indigene Arten. Die in diesem Projekt untersuchten Spezies sind der Neophyt *Elodea nuttallii* (schmalblättrige Wasserpest) und die heimische *Najas marina* (Großes Nixkraut). Im Zuge des Aufbaus eines Monitoring-Systems für aquatische Klimaindikatoren im Allgemeinen, sollen gekoppelte Wachstums-/Reflexionsmodelle für die beiden genannten Arten erstellt werden. Den Kern des Modells stellt unter anderem der Einfluss der Pigmentzusammensetzung der Makrophyten auf deren Reflexionsverhalten dar. Hierzu wurden in-situ Spektralmessungen mit Unterwasser-Spektroradiometern (Trios GmbH) und Pigmentanalysen mittels der Hochleistungs-Flüssigkeits-Chromatographie nach der Methode von Kraay et al. (1992) durchgeführt.

Die Spektralmessungen wurden über Reinbeständen in Tiefen von 2m bis 4m ausgeführt. Es wurden im Tagesverlauf die Wellenlängenbereiche von 400nm bis 750nm erfasst. Neben den Reflexionsspektren wurden auch die 1. und 2. Ableitungen berechnet. Für die Pigmentanalysen erfolgte die Extraktion der Pigmente aus Pflanzenspitzen der jeweiligen Tiefenstufen. Anschließend wurden Korrelationsfaktoren zwischen (aus Reflexionsspektren und deren Ableitungen berechneten) Indizes und verschiedenen Pigmentverhältnissen bestimmt. Das vorliegende Manuskript gibt einen Überblick über die Methoden und präsentiert erste Ansätze und Ergebnisse des Projektes.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Bestände von *Najas marina* bzw. *Elodea nuttallii* (Abb. 1) befinden sich am Westufer des Starnberger Sees nahe der Ortschaft Bernried bzw. im Norden an der Mole Starnberg. Das südlich von München im Alpenvorland gelegene Gewässer weist als Zungenbecken-Seen eine glaziale Genese auf und ist mit über 56km² Fläche bzw. ca. 3km³ Volumen der fünftgrößte See Deutschlands (LAWA 1985).

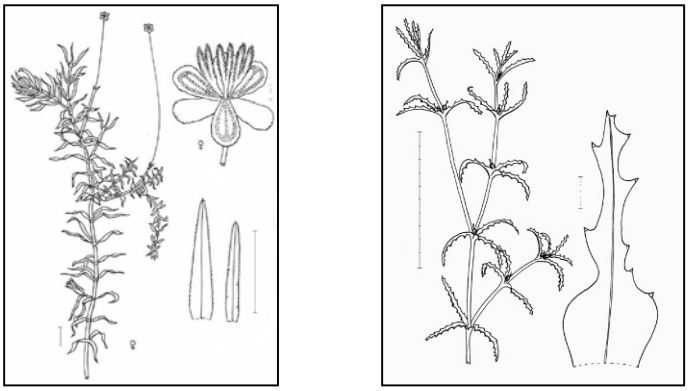


Abb. 1: schematische Darstellungen von *Elodea nuttalli* (links) und *Najas marina* (rechts); © Wassong, D. in van de Weyer (2007)

Spektralmessungen

Da die Messungen für jeden Standort identisch ablaufen, wird die Methodik exemplarisch für den Standort Bernried vorgestellt.

Da die Bestände in der Regel vom Ufer aus nicht zu erreichen sind, werden die Messinstrumente über einen Ausleger von einem Boot aus ins Wasser gelassen. Das Boot wird während den Messungen über ein Seilsystem fixiert und kann so auf Position gehalten werden. Die Sensoren werden in einem Käfig montiert und von einem Boot aus bis etwa 20cm über Bestandsoberfläche in die Tiefe (z.B. 4m) abgelassen. Mittels zweier mitgeführter Stereokameras kann die Position der Sensoren kontrolliert und gegebenenfalls korrigiert werden.

Nun werden mit Hilfe von hyperspektralen RAMSES Unterwasser-Spektroradiometern der Firma TriOS GmbH werden die abwärts gerichtete Bestrahlungsdichte E_d (hemisphärisch einfallendes Sonnenlicht) und die aufwärts gerichtete Strahlungsflussdichte L_u (von den Pflanzen reflektiertes Licht) im Wellenlängenbereich von 400nm – 750nm mit einer Schrittlänge von 3,3nm erfasst. Aus dem Quotienten beider Größen (Gleichung 1) ergibt sich das Reflexionsspektrum R_{rs} (remote sensing reflectance). Um über die durch Wellengang verursachten Schwankungen integrieren zu können, werden jeweils 20 Wiederholungsmessungen durchgeführt. Anschließend wird das Boot über das Seilsystem in Bereiche geringerer Wassertiefe (z.B. 2m) gezogen, wo die Spektralmessungen dann in einer Tiefe von 2m wiederholt werden können.

Dieser Ablauf wird über den Tagesverlauf für Sonneneinfallswinkel >30° wiederholt, um den Einfluss des Sonnenstandes auf das Reflexionsspektrum bestimmen zu können.

$$R_{rs} = \frac{L_u}{E_d} \qquad (1)$$

Aus den 20 berechneten Reflexionsspektren wird ein Mittelwert gebildet, der anschließen mit einem Savitzky-Golay-Filter der Länge 5 geglättet (Savitzky & Golay 1964) wird. So erhält man über den Tagesverlauf für die Tiefenstufen 2m und 4m bis zu 7 Reflexionsspektren. Zusätzlich wurden für jedes Spektrum, die 1. und 2. Ableitung berechnet.

Pigmentanalyse

Die Pigmentanalyse erfolgte mittels der Hochleistungs-Flüssigkeits-Chromatographie nach der Methode von (Kraay, et al. 1992). Neben den *Chlorophyllen a* und *b* konnten auch die *Karotinoide Neoxanthin, Violaxanthin, Lutein* und *ß-Karotin* durch die Verwendung geeigneter Standards quantifiziert werden. Aus den erwähnten Pigmenten wurden verschiedene Verhältnisse berechnet, da diese im Gegensatz zu absoluten Mengen als stabiler vermutet wurden. Hauptaugenmerk lag dabei auf den prominenten Pigmenten *Chlorophyll a* und *b* und den Gesamt-*Karotinoide*n.

Ergebnisse und Diskussion

Pigmentanalyse

Abbildung 2 (links) zeigt Reflexionsspektren vom 20./22. September 2010 zu vergleichbaren Sonnen-Einfallswinkeln. Dargestellt sind neben den Modell-Arten *Elodea nuttalli* und *Najas marina* auch die Spektren von *Chara* spec. und *Potamogeton perfoliatus* inklusive Standardabweichungen. Die Reflexionsspektren entsprechen typischen Vegetationssignalen mit niedrigeren Werten bei blauen und roten Wellenlängen und höheren Werten im Grünen und nahen Infrarot. Auf Basis der Intensitäten kann auf Grund zu geringer Unterschiede keine Unterscheidung getroffen werden. Die Verläufe der einzelnen Graphen unterscheiden sich dagegen deutlicher. Die daraus resultierenden Lagen von Hoch- und Tiefpunkten in den jeweiligen Ableitungen lassen folglich eine bessere Differenzierung zu (Abb. 2 rechts). So wurden auf Grundlage von Literatur (Peñuelas, et al. 1994) und durch Sichtung Indizes und Werte für jene Wellenlängen bestimmt, welche unterschiedliche Verläufe der Ableitungen aufweisen. Diese sind der normalized pigments chlorophyll ratio index (NPCI) und der physiological reflectance index (PRI) aus den Reflexionsspektren, das Maximum im Grünen (GF) in der 1. Ableitung und das Minimum im Grünen (GS) aus der 2. Ableitung (alle aus Peñuelas et al. (1994)). Außerdem wurden die Werte bei 605nm bzw. 607nm aus der 1. (RF) bzw. 2. Ableitung (RS) bestimmt.

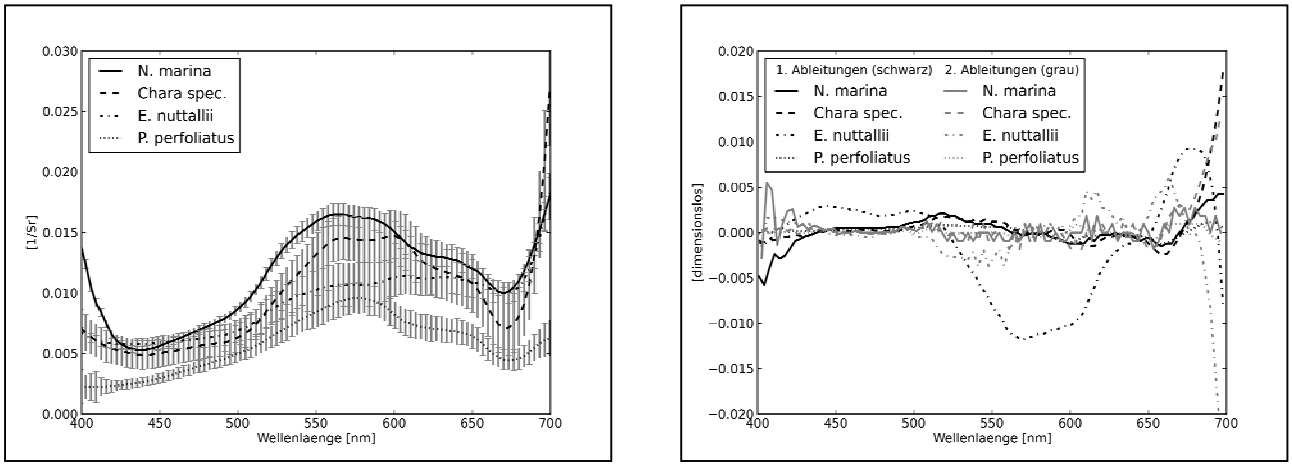


Abb. 2: Reflexionsspektren inklusive Standardabweichungen der submersen Makrophyten *Najas marina, Chara* spec., *Elodea nuttalli* und *Potamogeton perfoliatus* vom 20./22. September 2010 (links) und ihre Ableitungen (rechts; 1. Ableitungen schwarz, 2. Ableitungen grau)

Pigmentanalyse

Abbildung 3 zeigt ein typisches Chromatogramm von *Najas marina* vom 26. August 2010. Zu Ausschlägen führten in zeitlicher Reihenfolge die Pigmente *Neoxanthin*, *Violaxanthin*, *Lutein*, *Chlorophyll b*, *Chlorophyll a*, *beta-Karotin*, welche auch mit Hilfe geeigneter Standards quantifiziert werden konnten. Für *Elodea nuttallii* liegt das Verhältnis *Chlorophyll a*/*Chlorophyll b* über die gesamte Vegetationsperiode hinweg zwischen 2,9 und 3,4. Das Verhältnis *Chlorophylle*/*Karotinoide* liegt zwischen 5,3 und 7,4, *Karotinoide*/*Chlorophyll a* zwischen 0,18 und 2,49. Die Verhältnisse für *Najas marina* nehmen mit Ausnahme von *Chlorophyll a*/*Chlorophyll b* gleiche Werte an. Letzteres liegt zwischen 2,6 und 3 und damit niedriger als jenes von *Elodea nuttallii*.

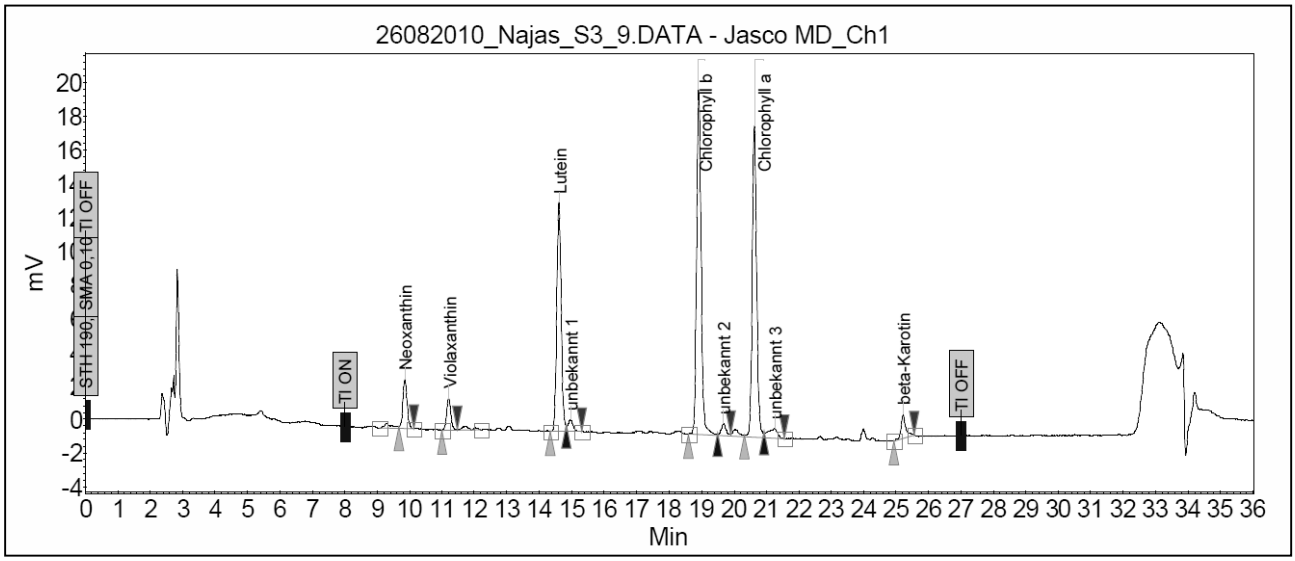


Abb. 3: Chromatogramm von *Najas marina* vom 26. August 2010

Korrelationen

Tabelle 1 zeigt die Korrelationskoeffizienten zwischen den Indizes und den Pigmentverhältnissen, untergliedert nach Reflexionsspektren, 1. und 2. Ableitung. Dabei ergeben sich lediglich im Falle der 1. Ableitung kombiniert mit den Verhältnissen *Chlorophyll a*/*Chlorophyll b* und *Chlorophylle*/*Karotinoide* höhere Werte.

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten zwischen Indizes und Pigmentverhältnissen.

	Chl a / Chl b	**Chl. / Kar.**	**Kar. / Chl a**
Reflexionen			
NPCI	-0,218	0,361	-0,532
PRI	0,347	0,019	0,462
1. Ableitung			
GF	-0,474	0,767	-0,602
RF	0,897	-0,792	-0,062
2. Ableitung			
GS	-0,472	-0,674	0,473
RS	-0,669	0,599	-0,309

Die vorliegenden Ergebnisse sind als ein erster Versuch anzusehen, einen Bezug zwischen Reflexionsspektren und Pigmentzusammensetzungen ausgewählter submerser Makrophyten herzustellen. Die Datengrundlage war mit jeweils 4 Vergleichstagen pro Art grenzwertig. Auch waren die Pflanzenbestände – vermutlich auf Grund eines in Folge von starken Niederschlagsereignissen hohen Wasserspiegels im Sommer 2010 – ungewöhnlich schwach ausgebildet. Dies hatte zur Folge, dass Bestände in unterschiedlichen Tiefenstufen verglichen werden mussten. Während *Elodea nuttalli* nur auf 2m zu finden war, wuchs *Najas marina* lediglich auf 4m ausreichend.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Für den Sommer 2011 musste also sowohl die Anzahl der Geländetage erhöht, als auch Bestände in vergleichbaren Tiefenstufen gefunden werden. Außerdem sollen in der weiteren Arbeit auch Methoden gefunden werden, in denen nicht nur einzelnen Wellenlängen, sondern die gesamten Spektren in die Analyse miteinbezogen werden. Auch der Einfluss der Biomasse auf das Spektrum ist noch unbekannt.

Danksagung

Abschließend möchte ich mich bei allen Mitarbeitern der Limnologischen Station Iffeldorf für Ihre tatkräftige Unterstützung und beim Bayerischen Ministerium für Umwelt und Gesundheit für die Finanzierung bedanken. Die Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit im Fernerkundungsprojekt an der Limnologischen Station Iffeldorf.

Literatur

Kraay, G. W., M. Zapata, and M. J. W. Veldhuis (1992): Separation of Chlorophylls-c1, Chlorophylls-c2, and Chlorophylls-c3 of marine-phytoplankton by reversed-phase-C18 high-performance-liquid-chromatography. Journal of Phycology 28(5):708-712.

LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland.

Melzer, A. (1999): Aquatic macrophytes as tools for lake management. Hydrobiologia 395:181-190.

Peñuelas, J., et al. (1994): Reflectance indices associated with physiological changes in nitrogen- and water-limited sunflower leaves. Remote Sensing of Environment 48(2):135-146.

Savitzky, A., and M.J.E. Golay (1964): Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. Analytical Chemistry 36(8):1627-1639.

van de Weyer, K., and C. Schmidt (2007): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Hydrodynamische Simulationen in einem extremen Flachwassersee – Beispiel Federsee

Wolf, Thomas[1] & Michael Barchmann[2]

1 LUBW, Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, thomas.wolf@lubw.bwl.de, 2 TU-Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Bergstrasse 66, D-01069 Dresden Universität Dresden

Keywords: Federsee, Flachwassersee, Hydrodynamik, Modellierung, Makrophyten, Zirkulationsstrukturen

Einleitung

Der Federsee ist ein von der Eiszeit geformter See, der in postglazialen Zeiten eine starke Verlandung und in den letzten zwei Jahrhunderten starke anthropogene Einflüsse durch diverse Meliorationsprojekte erfahren hat. Er hat eine maximale Länge von 2,4 km, eine maximale Breite von 1,1 km und eine Fläche von 1,4 km ². Er ist damit der flächenmäßig drittgrößte See im Bundesland Baden-Württemberg. Charakterisiert wird er vor allem durch seine sehr flache Topographie mit einer maximalen Tiefe von ca. 3,15 m und einer durchschnittlichen Tiefe von ca. 1 m.

In den letzten Jahren hat der Federsee eine starke Verminderung der Nährstoffgehalte von hypertrophen Zuständen in den 80-er Jahren hin zu eutrophen Verhältnissen in den 2000-er Jahren erfahren, wobei die Nährstoffkonzentrationen jedoch mit 60 µg/l (gemessen im Jahr 2008) immer noch hoch sind. Seit 2005 geht diese Entwicklung einher mit einem Umschlag des Habitus des Sees von einem algendominierten See zu einem makrophytendominierten See (ISF 2009).

Im See sind wechselnde Sukzessionen von Wasserpflanzen beobachtet worden, die saisonalen Schwankungen in der Zusammensetzung und Dichte der Pflanzenbedeckung unterliegen jedoch eine meist nahezu vollständige Bedeckung des Sees mit Makrophyten aufweisen (Humberg 2011).

In der vorliegenden Arbeit wird die Anpassung des hydrodynamischen, 3-dimensionalen numerischen Modells FLOW3D anhand seiner Gittertopologie betrachtet und danach in einer Simulationsstudie der Einfluss unterschiedlicher Makrophytenbedeckungen auf die seeinterne Zirkulation untersucht.

Hydrodynamische Modelle und Sensitivitätsstudien

Im Federsee wurde das 3-dimensionale hydrodynamische Modell FLOW3D implementiert (Deltares 2010). Da bisher keine Erfahrungen mit dem Betrieb eines solchen Modells in einem extremen Flachwassersee wie dem Federsee existieren, wurde das Modell einer Reihe von Sensitivitätstest unterworfen, um die Güte seiner Anpassung zu bestimmen, sensitive numerische Parameter zu ermitteln und um konsistente und stabile Simulationsergebnisse zu erhalten. Dafür wurden eine Reihe von überwiegend numerischen Parametern – u.a. die horizontale Gitterauflösung dx, die Diskretisierung des Seerandes und die Art der vertikalen Modelllayerstruktur - variiert und die

Ergebnisse der Simulationen ausgewertet. Exemplarisch sollen hier Ergebnisse des Sensitivitätstestes für die horizontale Gitterauflösung dx dargestellt werden. Auf der einen Seite ist eine möglichst hohe, der jeweiligen Fragestellung angepasste Gitterauflösung aus seenphysikalischen wie auch numerischen Gründen wünschenswert, auf der anderen Seite entwickeln sich die Rechenzeiten mit Halbierung der Gitterauflösung exponentiell, was die Handhabbarkeit von Langzeitsimulationen mit Simulationsperioden von Monaten oder gar Jahren schnell limitiert. Deswegen wurde das numerische Modell FLOW3D für den Federsee mit unterschiedlichen horizontalen Auflösungen dx={25, 50, 100, 200} m implementiert und die Simulationsergebnisse miteinander verglichen.

In Abbildung 1 sind die Momentaufnahmen des Strömungsbildes für unterschiedliche Gitterauflösungen dx dargestellt. Bereits bei einer sehr geringen Auflösung von dx=200 m können grundlegende Strömungsstrukturen erkannt werden, die für die gewählte Windsituation typisch sind. Diese durch zwei gegenläufige Wirbel charakterisierte Struktur wird mit eine Auflösung dx=100 m deutlicher definiert. Die Simulationsergebnisse stabilisieren sich für dx=50 bzw. 25 m und erreichen einen weitestgehend konsistenten Zustand, der sich mit einer weiteren Verfeinerung von dx nicht mehr signifikant ändert. Die Erhöhung der Auflösung von 50 m auf 25 m verändert daher nicht mehr wesentlich die Ergebnisse der Simulation, wie auch alle wesentlichen Strukturen bereits mit einem dx=50 m aufgelöst werden können. Aufgrund dieser Simulationsergebnisse werden wesentliche Teile der nachfolgenden Studie zum Einfluss der Makrophytenbedeckung auf die Strömungsstrukturen im Federsee mit einer horizontalen Gitterauflösung von dx=50 m gerechnet.

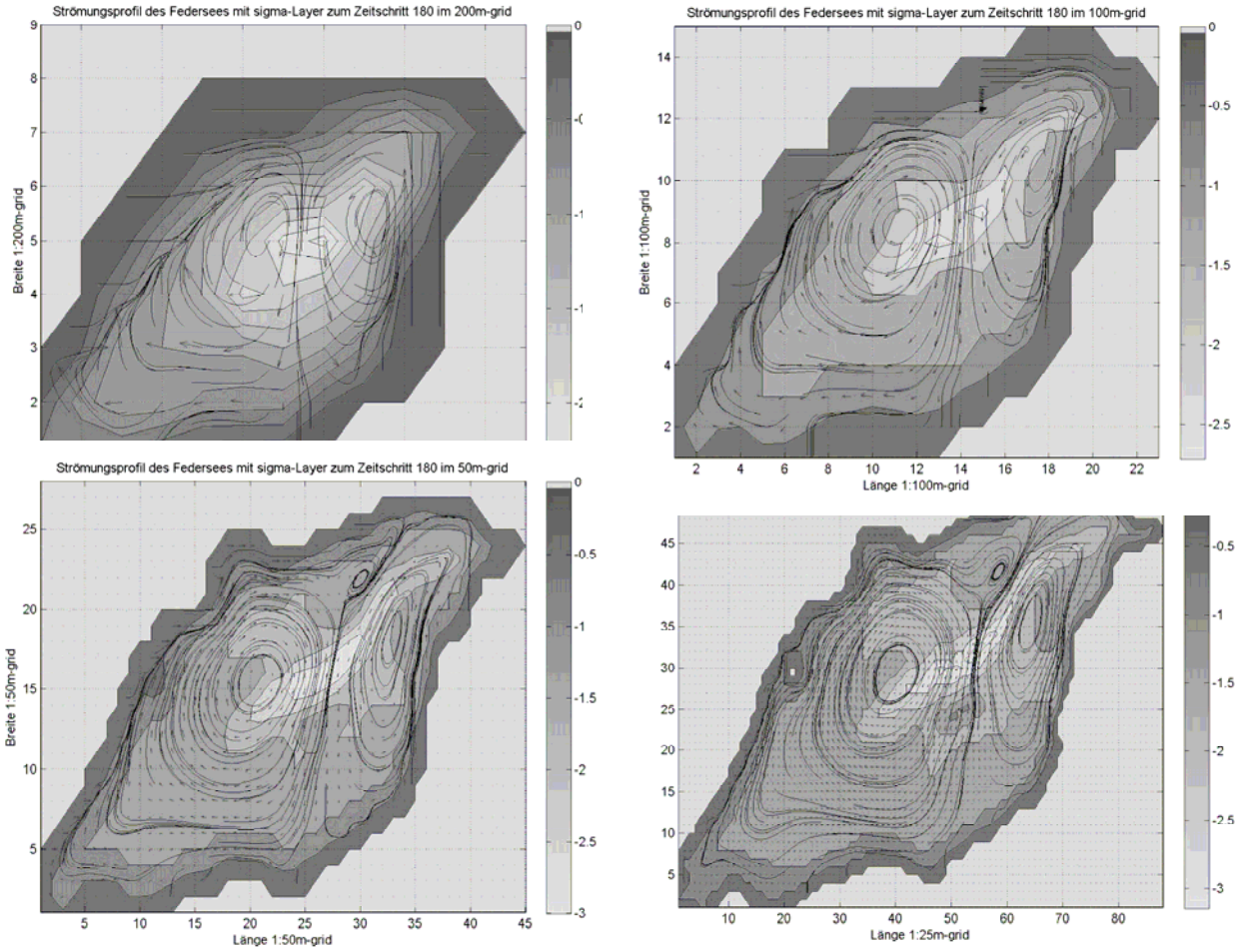


Abb. 1: Zirkulationsstrukturen im Federsee für eine variierende horizontale Gitterauflösung dx=25m (Abb. links oben), 50m (Abb. rechts oben), 100m (Abb. links unten),200m (Abb. rechts unten).

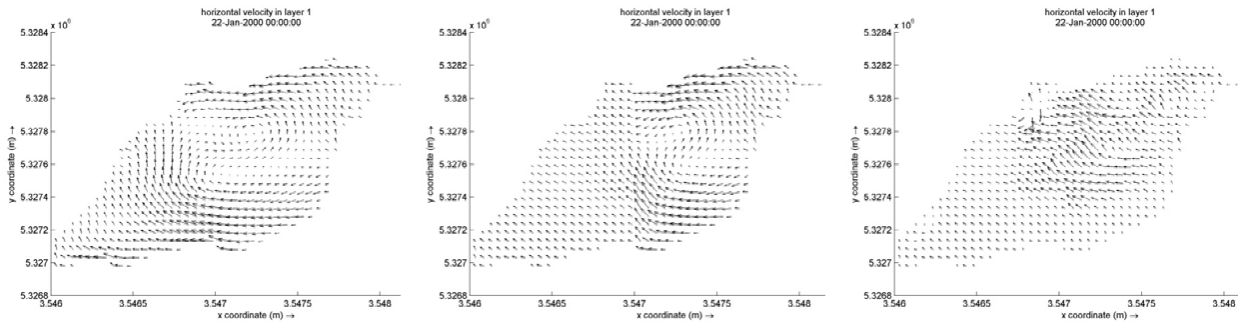
Einfluss der Makrophyten auf das Zirkulationssystem des Federsees - hydrodynamische Simulationen

Um den Einfluss der im Federsee vorhandenen Makrophyten auf das hydrodynamische Verhalten des Sees zu untersuchen, wird das 3-dimensionale hydrodynamische Modell des Federsees mit einer horizontalen Auflösung dx=50 m und einer vertikalen Auflösung von 10 topographiefolgenden Schichten (σ-Layer) verwendet.

Um die Reaktion des Strömungssystems des unstratifizierten Sees für unterschiedliche Windrichtungen zu bestimmen, wird ein sehr langsam veränderliches, homogenes Windfeld mit einer konstanten Windgeschwindigkeit v=5 m/s für den Federsee angenommen, wobei die Windrichtung mit einer Geschwindigkeit von 1 Grad pro Stunde - im Norden beginnend im Uhrzeigersinn drehend - variiert. Mit dieser quasistationären Windfeldänderung ist es möglich, alle typischen Windrichtungen und die Zirkulationsreaktion des Sees darauf in nur einem Simulationslauf zu ermitteln.

Mit FLOW3D wurden mit dieser Windfelddefinition drei verschiedene Simulationen gerechnet 1.) Referenzsimulation ohne Makrophyten (Simulation **REF**) 2.) Simulation mit einer 50%-igen Bedeckung des Sees mit Makrophyten (Simulation **S50**) 3.) Simulation mit einer 100%-igen Bedeckung des Sees mit Makrophyten (Simulation **S100**). Während REF als Simulation den ungestörten Zustand des Sees ohne Makrophyten wiedergibt, wird mit S100 die derzeit vorzufindende Situation im Frühjahr bzw. Sommer wiedergegeben, wenn der Federsee vollständig mit Makrophyten durchwachsen ist. S50 stellt den hypothetischen Fall dar, dass der Federsee nur in seinem westlichen Teil mit Makrophyten bewachsen ist und soll einen Einblick in die Wirkung von „patchy“ Makrophytenflächen auf die großräumige Zirkulation im See geben.

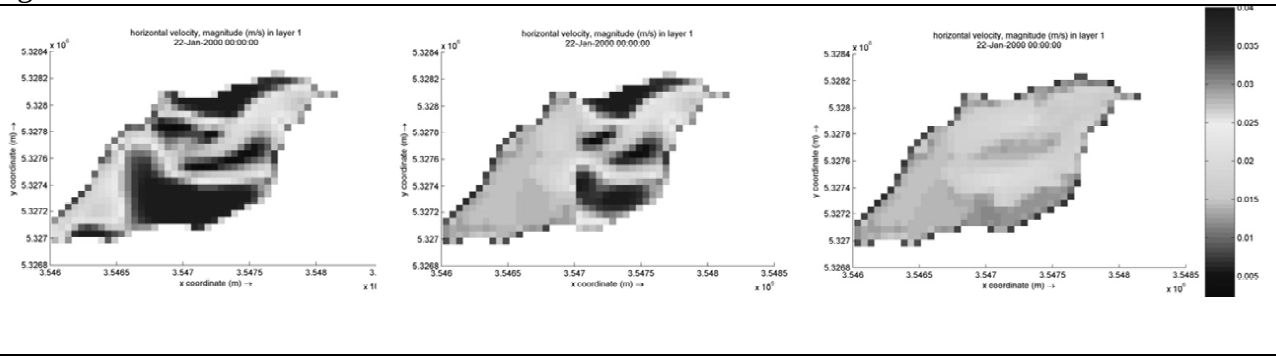
In Abbildung 2 sind exemplarisch für einen Wind aus etwa südöstlicher Richtung die Strömungsstrukturen für die Simulationsläufe REF, S50 und S100 dargestellt. Für den ungestörten Fall REF bildet sich eine typische Struktur heraus, die sich im Wesentlichen aus zwei gegenläufigen Wirbeln im Zentralteil des Federsees konstituiert. Demgegenüber sind die Strömungsstrukturen in den Simulationen S50 und S100 stark verändert. Während in der Simulation S50 im östlichen Bereich ohne Makrophytenbedeckung Ähnlichkeiten mit der ungestörten Situation der Simulation REF zu erkennen sind, jedoch im westlichen Teil starke Abweichungen auftreten, wird im Fall einer 100%-igen Bedeckung mit Makrophyten (Simulation S100) ein vollkommen verändertes Zirkulationsmuster erzeugt, dass keinerlei signifikante Übereinstimmung mehr mit dem Referenzlauf REF aufweist.



Simulation REF (ohne Pflanzen) **Simulation S50** **Simulation S100**

Abb. 2: Simuliertes Strömungsfeld im Federsee für südöstlichen Wind U_{10}=5 m/s für die Simulationsläufe REF (linke Abb.), S50 (mittlere Abb.) und S100 (rechte Abb.) .

In Abbildung 3 sind die zugehörigen horizontalen Strömungsgeschwindigkeiten v dargestellt, die das obige Resultat bestätigen. Während für den ungestörten Lauf hohe Geschwindigkeiten speziell im Bereich der Wirbelkanten erreicht werden, ändert sich das Bild für S50, wo zum einen die im westlichen Teil befindliche Vegetation einen deutlichen Einfluss auf die Strömungsgeschwindigkeiten hat und diese signifikant verringert, zum anderen jedoch Ähnlichkeiten im östlichen Teil des See zu den Ergebnissen von REF zu erkennen sind. Für S100 ändern sich sowohl die Struktur des Geschwindigkeitsfeldes als auch die Beträge der Geschwindigkeiten signifikant im Vergleich zur ungestörten Referenzsimulation REF.



Simulation REF (ohne Pflanzen) **Simulation S50** **Simulation S100**

Abb. 3: Simulierte horizontale Strömungsgeschwindigkeiten im Federsee für südöstlichen Wind U_{10}=5 m/s für die Simulationsläufe REF (linke Abb.), S50 (mittlere Abb.) und S100 (rechte Abb.) .

Um die Auswirkungen der Makrophyten auf Zirkulation und Mischung zu untersuchen, wurden darüber hinaus Mehrjahressimulationen mit FLOW3D für die oben beschriebenen Bedeckungen gerechnet. Die Ergebnisse zeigen sowohl signifikante Auswirkungen auf die mittleren und maximalen Geschwindigkeitswerte als auch auf das Mischungsverhalten des Sees und die Stabilität der thermischen Schichtung. Aufgrund des Platzmangels können diese Ergebnisse hier nicht detailliert wiedergegeben werden.

Diskussion und Ausblick

FLOW3D - ein 3-dim hydrodynamisches Modell - wurde für den Federsee, einem extremen Flachwassersee mit einer mittleren Wassertiefe von ca. 1 m, implementiert und eine Sensitivitätsstudie für eine Reihe von numerischen Parametern des Modells durchgeführt. Der Einfluss einer typischen sommerlichen Makrophytenbedeckung auf das Zirkulationsverhalten des Sees wurde mit diesem Modell berechnet und mit dem ungestörten Zustand – ohne Makrophyten – verglichen. Die Simulationen zeigen einen erheblichen Einfluss der Wasserpflanzen sowohl auf die allgemein ausgebildeten Zirkulationsstrukturen im See als auch auf die simulierten Strömungsgeschwindigkeiten. In weiteren Simulationen die die saisonale thermische Schichtung des Sees mit einbeziehen, wird gezeigt, dass auch die Mischungsvorgänge und die thermische Schichtung des Federsees direkt von den Makrophyten beeinflusst werden.

Literatur

Bernd, Humberg (2011) : Makrophytenkartierung der Erlichseen, des Mindelsees und des Federsees im Rahmen des
WRRL-Monitorings, , LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe,
Institut für Seenforschung (2009) : Ökologischer Zustand des Federsees 2004 – 2008, Bericht des Instituts für Seenforschung, LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, Juli 2009
DELTARES (2010) : Delft3D-FLOW - Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flow and transport phenomena, including sediments, User Manual Version: 3.14, Deltares, Delft, The Netherlands, September 2010

MAKROZOOBENTHOS

DITSCHE-KURU, P. & ST. N. GORB: Vergleich respiratorischer und haftungsbezogener Kiemenblättchen-Bewegungen bei rheophilen Eintagsfliegenlaren

SONDERMANN, M., M. GIES, D. HERING & CH. K. FELD: Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet. Teil 1: Entwicklung der Modelle

GIES, M., M. SONDERMANN, D. HERING & CH. K. FELD: Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet Teil 2: Validierung/Prognosefähigkeit

GRABOW, K. & A. MARTENS: Ist die heutige Theodoxus-Form im Rhein ein schützenswertes Relikt oder ein kryptisches Neozoon?

HARRISON, M. C., M. LIEBERT, M. WEISS, J. N. MACHER, R. TOLLRIAN & F. LEESE: Konnektivität zwischen Bachoberlauf-Populationen im Mittelgebirge: Populationsgenetische Untersuchungen an Gammarus fossarum und Sericostoma personatum

KUEMMERLEN, M., B. SCHMALZ, S. DOMISCH, J. KIESEL, N. FOHRER, Q. CAI & S. C. JÄHNIG: Integration of hydrologic variables in species distribution models of stream benthic macroinvertebrates: two case studies

MEERHEIM, A., P. MARTIN & H. BRENDELBERGER: Welche abiotischen und biotischen Faktoren beeinflussen das Vorkommen von Astacus astacus (Linnaeus, 1758) in kleineren Fließgewässern des östlichen Hügellandes (Schleswig-Holstein)?

MILER, O., M. BRAUNS, M. PUSCH & J. BÖHMER: AESHNA — Ein Verfahren zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie

WIĘCEK, M., P. MARTIN & M. GĄBKA: Ecology and faunistics of water mites (Hydrachnidia, Acari) of peatland microhabitats in north-western Poland

WILLKOMMEN, J. & ST. N.GORB: Funktionsprinzip der Haltezangen bei Männchen der Kleinlibelle Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Vergleich respiratorischer und haftungsbezogener Kiemenblättchen-Bewegungen bei rheophilen Eintagsfliegenlaren

Petra Ditsche-Kuru & Stanislav N. Gorb

Abteilung für Funktionelle Morphologie und Biomechanik, Zoologisches Institut, Universität Kiel

Keywords: Makrozoobenthos, Heptageniiden, Kiemenblättchen, Respiration, Anhaftung, Reibung, Ephemeroptera

Einleitung

Die meisten Eintagsfliegenlarven können mit ihren Kiemenblättchen rhythmische Bewegungen ausführen und durch den so erzeugten Wasserstrom ständig neues Wasser zu ihren Kiemen transportieren. Diese Ventilationsbewegungen der Kiemenblättchen können bei ungünstigen Sauerstoffverhältnissen für die Larven von entscheidender Bedeutung für die Sauerstoffversorgung sein. Die Fähigkeit zu respiratorischen Kiemenblättchen-Bewegungen ist sowohl bei lenitischen als auch bei vielen rheophilen Eintagsfliegenlarven vorhanden. Bei einigen Fließgewässerarten ist diese Fähigkeit dagegen verloren gegangen. Zu diesen Arten gehören zum Beispiel die Heptageniiden-Larven der Gattungen *Rhithrogena* und *Epeorus*. Die Kiemenblättchen dieser Larven werden in der Literatur als unbeweglich (*Epeorus:* Ambühl 1959, Baeumer et al. 2000) bzw. als nur zu geringen Bewegungen fähig (Kluge 2004) beschrieben. Diesen Larven ist gemeinsam, dass sie sich in schnell strömenden Gewässerbereichen aufhalten und ihre Kiemenblättchen bei der Anhaftung am Gewässergrund eine Rolle spielen (Hora 1930, Hynes 1960, Ditsche-Kuru und Koop 2009, Ditsche-Kuru et al. 2010). Andere Arten aus der Familie der Heptageniiden, wie z. B. die Larven der Gattungen *Ecdyonurus* und *Heptagenia*, sind dagegen zu respiratorischen Kiemenblättchenbewegungen fähig (Eastham 1936, Kluge 2004).

Die paarigen Tracheenkiemen der Heptageniiden bestehen aus einem Kiemenblättchen und fädigen Tracheenkiemen (Macan, 1979). Dabei haben die Kiemenblättchen vorzugsweise die Funktion Wasser herbeizuführen, während die fädigen Tracheenkiemen vor allem der respiratorischen Aufnahme dienen (Wichard et al. 1999). Die respiratorischen Kiemenblättchenbewegungen bei Heptageniiden hat Eastham bereits 1936 am Beispiel von *Ecdyonurus venosus* sehr genau untersucht. Er beschrieb einen metachronalen Schlag der 2.-6. Kiemenblättchen-Paare, wobei das jeweilige rechte und linke Kiemenblättchen eine simultane Bewegung ausführen. Bei der nach hinten verlaufenden Aufwärtsbewegung wird das einzelne Kiemenblättchen etwas angekippt, wodurch das Wasser posterio-dorsad weggedrückt wird und ein Unterdruck entsteht. Das Wasser strömt von anterio-ventral und latero-ventral nach, vorbei an den fädigen Tracheenkiemen und fließt dann dorsal medio-posteriad ab. Diese Wasserströmungen versorgen somit die fädigen Tracheenkiemen mit frisch nachströmendem Sauerstoff.

Während respiratorische Kiemenblättchenbewegungen für Arten stiller und langsam strömender Gewässer oftmals überlebendsnotwendig sind, ist die Situation für die Arten schnell strömender Gewässer eine völlig andere. Diese Gewässer sind in der Regel sehr sauerstoffreich. Außerdem

wird bereits durch die Strömung ständig neues Wasser mit Sauerstoff heran transportiert. Larven, die diese Fließgewässerhabitate bewohnen, sind also nicht auf die Fähigkeit zu respiratorischen Ventilationsbewegungen angewiesen. Da diese Larven den Strömungskräften stark ausgesetzt sind, kann eine Umfunktionierung der Kiemenblättchen zur Verbesserung der Anhaftung einen entscheidenden evolutiven Vorteil für die Besiedlung stark strömungsexponierter Habitate darstellen.

Ziel der vorliegenden Studie ist es die Morphologie und den Bewegungsablauf der Kiemenblättchen bei ventilierenden und nicht ventilierenden Arten zu vergleichen. **Material und Methoden**

Für den Vergleich wurden eine Art mit respiratorischen Ventilationsbewegungen (*Ecdyonurus torrentis)* sowie zwei Arten ohne respiratorische Ventilationsbewegungen (*Epeorus assimilis, Rhithrogena semicolorata*) ausgewählt. Die Kiemenblättchen-Bewegungen lebender Larven wurden mittels Video- und Bildanalysetechnik dokumentiert und analysiert (Videokamera: Kodak Motion Corder Analyzer Series SB + Panasonic NV-HS950, Leica Dicoman Panasonic NV-5320; Videoskop Olympus Iplex II). Die Aufnahmen erfolgten im Freiland, in einer Fließrinne (siehe Ditsche-Kuru et al. 2010) und in Kombination mit einem Binokular. Weiterhin wurde der Verlauf der an den Kiemenblättchen inserierenden Muskeln unter einem Binokular an zuvor in Bouin-Lösung fixierten Larven untersucht. Die Multifocus-Aufnahmen der Ventralseite (durch ein Deckgläschen) sowie der Kiemenblättchen wurden mit dem Leica M205A Stereomikroskop aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Ecdyonurus torrentis. Die Kiemenblättchen sind auf der ventralen Seite fast durchgehend und auf der dorsalen Seite etwa bis zur Hälfte sklerotisiert (Abb. 1A). Durch diese Verstärkung der Ränder kann das Kiemenblättchen gut die Funktion eines Paddels übernehmen (Eastham 1936). Die Fortsätze an den Abdominalsterniten befinden sich unterhalb der Kiemenblättchen (Abb. 1D), so dass deren Bewegung nicht eingeschränkt wird. Die Kiemenblättchen werden durch zwei Muskeln bewegt, welche beide ventro-anterior am Sternit inserieren. Der Levator (L), welcher für die dorsale Bewegung zuständig ist, ist stärker ausgebildet als der Depressor (D). Die Videoaufnahmen zeigen einen Bewegungsverlauf, der der Beschreibung von Eastham (1936) für die Schwesterart *E. venosus* entspricht (s. o.). Das 1. und 7. Kiemenblättchen sind nicht in die Bewegung einbezogen. Die Muskelausbildung entspricht dem Bewegungsablauf. So erfordert die Aufwärtsbewegung des angekippten Kiemenblättchens zum nach hinten Schieben des Wassers mehr Kraft als die nach unten gerichtete Bewegung mit der vorherrschenden Strömungsrichtung.

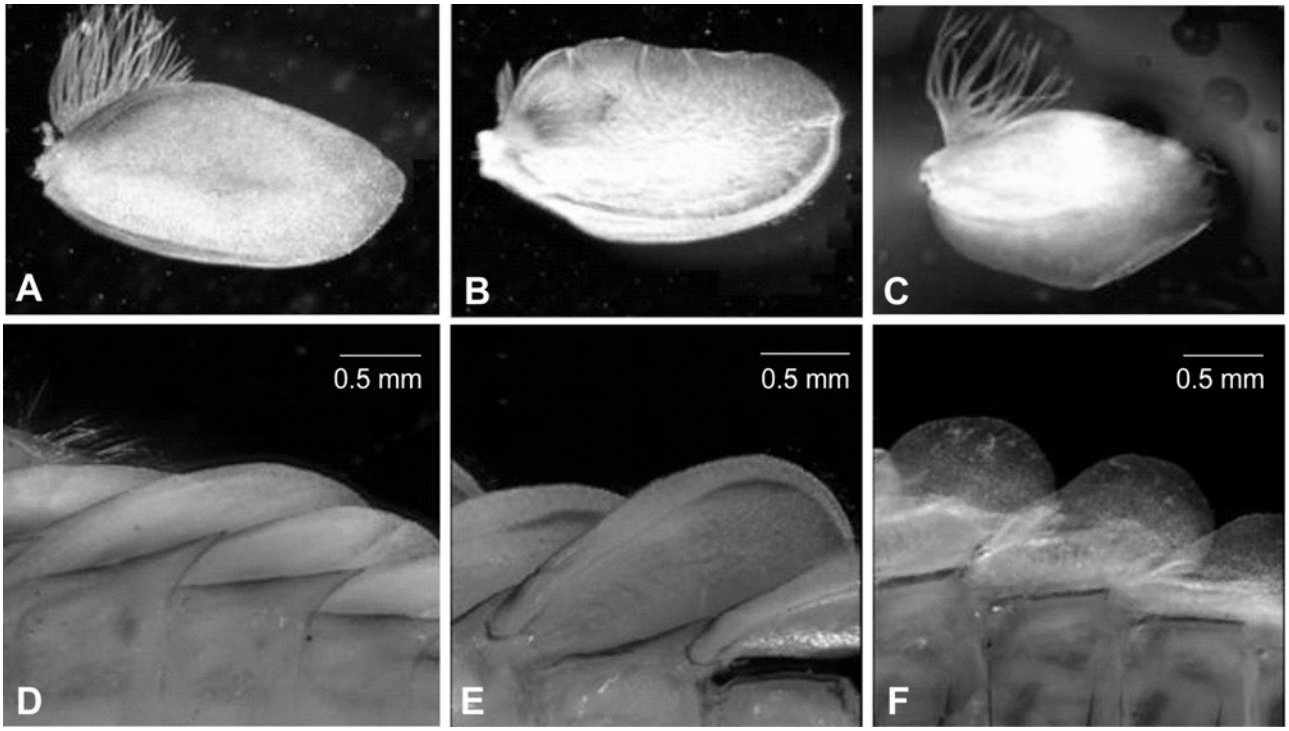


Abb. 1: Das jeweils 4. Kiemenblättchen von (A) *E. torrentis*, (B) *E. assimilis* und (C) *R. semicolorata.* Ventrale Ansicht der Abdominalsternite mit Kiemenblättchen von (D) *E. torrentis*, (E) *E. assimilis* und (F) *R. semicolorata.*

Epeorus assimilis. Die Unterseite der Kiemenblättchen ist durchgehend sklerotisiert, die Oberseite nur zu ca. ¼ (Abb. 1B). Nur der verbreiterte ventrale Randbereich befindet sich in der Ruheposition der Larven in direktem Kontakt mit dem Substrat. Dieser Randbereich ist mit Setae verschiedenen Typs bedeckt, die der Erhöhung der Reibungskraft dienen (Ditsche-Kuru et al. 2010). Die einzelnen Kiemenblättchen sind an ihrer Basis nach vorne durch einen Fortsatz eingefasst (Abb. 1E), welcher die Bewegung der Kiemenblättchen begrenzt. Die Kiemenblättchen werden durch zwei Muskeln bewegt, welche beide ventro-anterior am Sternit inserieren. Wie bei E. torrentis ist der Levator stärker ausgebildet als der Depressor.

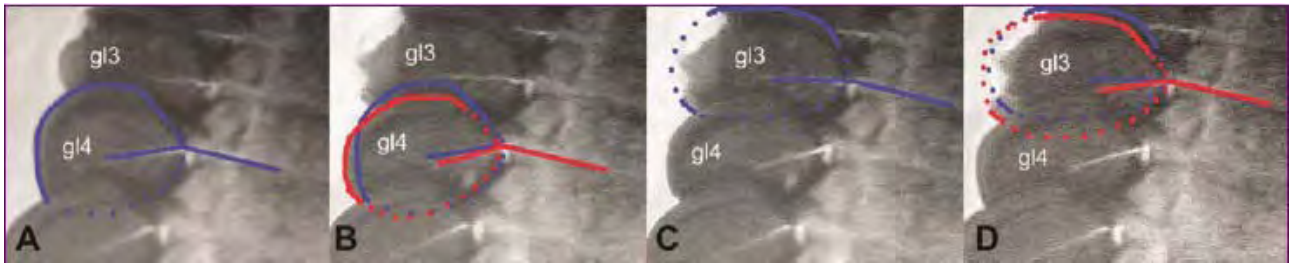


Abb. 2: Separate Bewegung von zwei Kiemenblättchen bei E. assimilis, ventrale Ansicht; (A) 0.0 s, Ausgangsposition, (B) 0.64 s, das 4. Kiemenblättchen ist um 15° nach hinten bewegt worden; (C) 2.36 s; 3. und 4. Kiemenblättchen in ungefähr der gleichen Position wie in B; (D) 2.52s, das 3. Kiemenblättchen wurde um 17° nach hinten bewegt. Abkürzungen: gl3 - 3. Kiemenblättchen; gl4 - 4. Kiemenblättchen. Abbildung aus Ditsche-Kuru et al. (2010).

Die Kiemenblättchenbewegung ist bei Epeorus-Larven mit bloßem Auge nicht zu erkennen. Nur mit viel Geduld gelang es in der Fließrinne Ablösungsbewegungen vom Substrat durch eine Plexiglasscheibe zu filmen (Abb. 2). Das Beispielvideo zeigt wie zunächst das 4. Kiemenblättchen nach posterior bewegt wird und dabei den Kontakt mit dem Substrat löst. Kurz darauf führt das davor liegende 3. KB eine vergleichbare Bewegung durch. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Tiere ebenfalls eine aktive Anpassung der Haftstrukturen an das Substrat vornehmen können. Diese Bewegung erfolgt jedoch mit der vorherrschenden Strömungsrichtung und erfordert somit weniger Kraft als die Ablösebewegung.

Rhithrogena semicolorata. Die Kiemenblättchen sind nicht sklerotisiert, sie liegen ventral mit ihrer gesamten Unterseite dem Substrat auf (Abb. 1C), wodurch eine große Kontaktfläche sowie eine Abdichtung nach außen erzeugt werden. Mechanisch wird die Bewegung der Kiemenblättchen nicht begrenzt. Durch den verstärkten Knick im Angrenzungsbereich zu den Segmenten wird das sehr flexible Kiemenblättchen in seiner Form stabilisiert. Levator und Depressor inserieren ebenfalls ventro-anterior am Sternit. Sie sind jedoch im Gegensatz zu den anderen beiden Arten etwa gleich stark ausgebildet. Es konnten zwei verschiedene Bewegungsarten beobachtet werden. Bei der ersten werden nur die letzten Kiemenblättchen sehr schnell bewegt. Die Bewegungen waren jedoch zu schnell um mit einer normalen Videokamera noch aufgelöst zu werden. Bei der zweiten Bewegungsart wird das gesamte Abdomen stark bewegt und an den Untergrund angepresst. In diesem Fall ist es schwer abzugrenzen, ob die Kiemenblättchen nur passiv mit bewegt werden oder selber eine aktive Bewegung ausführen.

Tabelle 1: Übersicht über Bewegung und Morphologie der Kiemenblättchen bei den untersuchten Ephemeroptera-Arten

	Ecdyonurus torrentis	***Epeorus assimilis***	***Rhithrogena semicolorata***
Bewegung	Ventilation, 2.-6. KB, simultan, metachronial	geringe Bewegung einzelner KB	Starke Einbeziehung gesamtes Abdomen, einzelne KB noch unklar
Morphologie	Kiemenblättchen beidseitig sklerotisiert, „Paddel“	Kiemenblättchen vor allem ventral sklerotisiert im Bereich d. Haftkissen	Kiemenblättchen nicht sklerotisiert
	Levator und Depressor inserieren ventro-anterior am Sternit		
	L > D	L > D	L ~ D
	Keine mechanische Begrenzung	Mechanische Begrenzung	Keine mechanische Begrenzung

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Alle untersuchten Arten können ihre Kiemenblättchen bewegen (Tabelle 1), also auch *E. assimilis*, bei dem dies früher nicht angenommen wurde. Die Bewegungen sind sehr unterschiedlich stark ausgeprägt und der Hauptfunktion (Respiration, Anhaftung) angepasst. Weiterhin bestehen wesentliche Unterschiede in der Morphologie der Kiemenblättchen (Form, Sklerotisierung), die auf die jeweilige Funktion abgestimmt ist. Der Muskelaufbau ist dagegen relativ ähnlich.

Die respiratorischen Ventilationsbewegungen sind regelmäßig und reichen über einen längeren Zeitraum. Weiterhin weisen sie eine große Amplitude auf und beziehen die meisten Kiemenblättchen in den Bewegungsablauf ein. Auch die Eintagsfliegenlarven, bei welchen die Kiemenblättchen für eine Anhaftung angepasst sind, können ihre Kiemenblättchen bewegen. Die Bewegungen sind jedoch jeweils auf einen kurzen Zeitraum begrenzt, beziehen teilweise nur einige Kiemenblättchen ein und sind somit weniger auffällig. Die Bewegungsamplitude wird teilweise mechanisch durch Fortsätze begrenzt (*E. assimilis*). Die haftungsbezogenen Bewegungen der beiden untersuchten Arten sind sehr unterschiedlich. Die sehr schnellen Bewegungen bei *R. semicolorata* konnten nicht gut genug aufgelöst werden und bedürfen einer weiteren Aufklärung mittels Hochgeschwindigkeitsaufnahmen.

Danksagung

Diese Arbeit wurde finanziell unterstützt von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG GO10-1). Unser besonderer Dank gilt Jochen Koop und der BfG für die Möglichkeit das Videoskop für einige der Aufnahmen zu nutzen.

Literatur

Ambühl, H. (1959). Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schw. Z. Hydrol. 21, 133-264.

Baeumer, C., Pirow, R. & Paul, R.J. (2000). Respiratory adaptations to running-water microhabitats in mayfly larvae Epeorus sylvicola and Ecdyonurus torrentis, Ephemeroptera. Physiol. Bioch. Zool. 73 (1), 77-85.

Ditsche-Kuru, P., Koop, J.H.E. & Gorb, S.N. (2010). Under water attachment in current: The role of setose attachment structures on the gills of the mayfly larvae Epeorus assimilis (Ephemeroptera, Heptageniidae). J. Exp. Biol., 213, 1950-1959.

Ditsche-Kuru, P. & Koop, J. H. E. (2009). New insights into a life in current: Do the gill lamellae of Epeorus assimilis and Iron alpicola larvae (Ephemeroptera: Heptageniidae) function as a sucker or as friction pads? In International Perspectives in Mayfly and Stonefly Research. (ed. A. H. Staniczek), Aquat. Insects 31 (1), 495–506.

Eastham, L.E.S. (1936). The gill movements of nymphal Ecdyonurus venosus (Ephemeroptera) and the currents produced by them in water. J. Exp. Biol., 14, 219-228.

Hora, S. L. (1930). Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. Phil. Trans. R. Soc. London B 218, 171-282.

Hynes, H.B.N (1960). The Ecology of Running Waters. Liverpool: Liverpool University Press.

Kluge, N. (2004). The Phylogenetic System of Ephemeroptera. Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers.

Macan, T. T. (1979). Nymphs of the British Species of Ephemeroptera withNnotes on their Ecology. Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 20.

Wichard, W., Arens, W. & Eisenbeis, G. (1999). Atlas zur Biologie der Wasserinsekten. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Ist die heutige *Theodoxus*-Form im Rhein ein schützenswertes Relikt oder ein kryptisches Neozoon?

Karsten Grabow & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Theodoxus, Gastropoda, Neozoen, Bestimmung, Rhein, Donau

Einleitung

Das Verschwinden der Rheinschnecke *Theodoxus fluviatilis* und ihre Wiederausbreitung mit der zunehmenden Wasserqualität im Laufe der 90er Jahre ist gut dokumentiert (z.B. durch). Um die Jahrtausendwende ist die Art jedoch wieder verschwunden. 2006 wurde ein erneutes Auftreten bei Mainz gegenüber der Mainmündung beschrieben (Westermann et al. 2007). Die dort gefundenen Tiere unterscheiden sich morphologisch jedoch völlig von den bekannten mitteleuropäischen Tieren. Mit den aktuellen Bestimmungsschlüsseln (Glöer 2002, Glöer & Meier-Brook 2003) sind die Gehäuse/Tiere nicht bestimmbar.

Über die Herkunft dieser Form bestehen derzeit nur Spekulationen und molekularbiologische Untersuchungen haben bisher zur Klärung wenig beitragen können. Wir wollen in diesem Beitrag einige grundsätzliche Überlegungen der Öffentlichkeit vorstellen, die überspitzt in der Frage gipfelt: Ist die heutige *Theodoxus* im Rhein ein schützenswertes Relikt oder ein kryptisches Neozoon?



Abb. 1: Ausgewachsenes Theodoxus-Exemplar mit anfänglicher Querstreifung und Tropfenzeichnung im Rhein bei Mainz (Datum). Besetzt mit Jungtieren und leeren Eikokons.

Theodoxus fluviatilis im Rhein

Der Bestand von *Theodoxus fluviatilis* im Rhein war mit dem Aussterben der letzten Population am Oberrhein und Hochrhein um 2000 endgültig oder wieder zusammengebrochen. Überraschend war daher die Entdeckung ein neues *Theodoxus*-Vorkommens am Oberrhein bei Mainz (Dokumentation des Rückganges und des Neufund in Westermann et al. 2007).

Während einer Beprobung der Steinschüttung des Rheins im August 2008, unweit des von Westermann et al. (2007) beschriebenen Fundortes bei Mainz, fiel Dietmar Bernauer auf, dass die Gehäusezeichnung von den bisher in Mitteleuropa bekannten abwich. Bei einem durch ihn initiierten Besuch des Fundorts wurden von uns Fotos der Tiere gemacht (Abb. 1, 2). Bei einigen mittelgroßen und kleineren Exemplaren bestand die Zeichnung nur aus schmalen Zickzack-Querlinien, andere, vor allem ältere Exemplare wiesen auf dem Querlinienmuster unregelmäßige weiße Tupfen auf (Abb. 2).

Die Tiere besaßen einen Zeichnungstyp, der deutlich von den aus Nord- und Westdeutschland bekannten Formen (Zettler 2008) abwich. Wegen dieser Auffälligkeit stellten wir uns die Frage, wo die Ursprünge dieser neuen Rheinpopulation liegen. Wir haben deshalb zu dieser Frage weiter recherchiert und trafen auf eine Vielzahl unterschiedlicher Arbeiten, die verwertbare Hinweise zu unserer Frage lieferten.

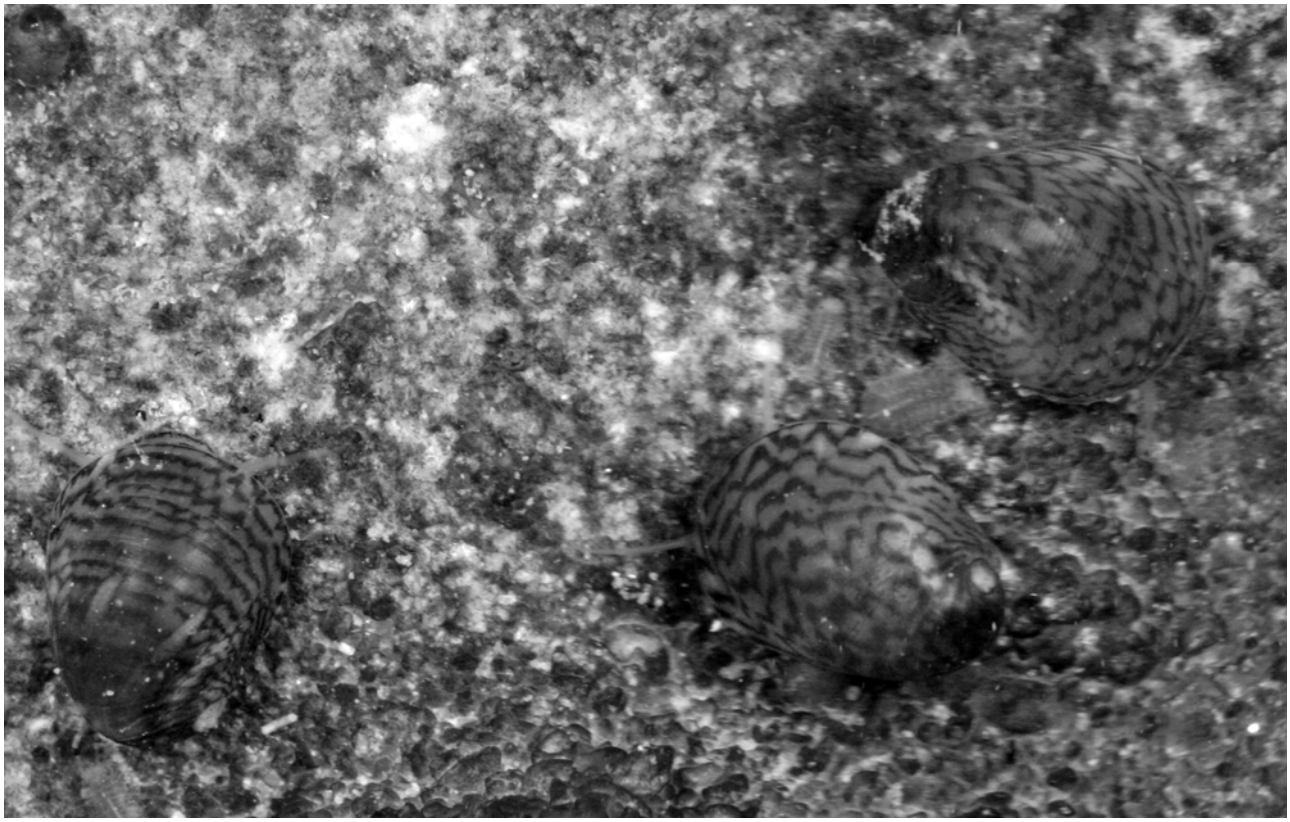


Abb. 2: Drei halbwüchsige *Theodoxus*-Exemplare mit Querstreifung im Rhein bei Mainz (Datum).

„Theodoxus fluviatilis euxinus“ im Donau-System

Clessin beschreibt 1886 die Art *Neritina euxina* von Mangalia (Rumänien nördl. Varna) an der rumänischen Schwarzmeerküste. Jaeckel (1954) bezweifelt den Artstatus und sieht in ihr nur eine Variante von *T. fluviatilis*. Ursprünglich ist die Unterart nur aus 2 getrennten Gebieten: dem Unter-

lauf der Pruth, der Region um das Donaudelta und aus der Theiss und der mittleren Donau in Ungarn bekannt (Nesemann 1993). Das Auftreten der Art 2001 in Österreich zeigt eine Ausbreitung der Unterart donauaufwärts. Schultz & Schultz (2001) vermuten Donautransportschiffe als Vektoren, und stützen ihre Vermutung durch die Nähe zu Industriehäfen. Bei neueren Untersuchungen im deutschen Donauabschnitt (Hirschfelder et al. 2011) wurde eine größere Anzahl an Gehäusen untersucht und eine noch größerer Formenreichtum festgestellt. So wiesen 20 % der untersuchten Gehäuse eine Netz-/Tropfenzeichnung auf und 7% eine Längsstreifung in Kombination mit der Zickzack-Querzeichnung.

Nesemann (1993) verweist auch auf die unterschiedlichen autökologischen Ansprüche hin: „… ist *T. fluviatilis euxinus* im Donauraum eng an die langsam fließenden großen Ströme und das Delta gebunden“. Er berichtet auch vom Fehlen in Nebengewässern und Zuflüssen.

Bisherige molekularbiologische Untersuchungen

Bunje (2005) und Bunje & Lindberg (2007) haben mit molekularbiologischen Methoden versucht, die Verwandtschaftsverhältnisse der Gattung *Theodoxus* in Europa zu klären. Ein für uns relevantes Ergebnis dieser Studien war, dass die aus der unteren Donau, dem Balkan und der Türkei bekannte Unterart *Theodoxus fluviatilis euxinus* als *T. euxinus* aufgeführt (Bunje & Lindberg 2007) und damit in den Artrang erhoben wurde. Um die Herkunft der Art in Bayern zu klären setzte Morawetz (2010) ebenfalls genetische Analysen ein. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen aber keine deutlichen Unterschiede zwischen den verschiedenen *Theodoxus*-Populationen aus dem Rhein- und Donau-System.

Diskussion

Inwieweit der Artstatus berechtigt ist, soll hier nicht beurteilt werden. Dass die neue Population im Rhein aber von der sich ausbreitenden Donaupopulation abstammt, scheint sehr wahrscheinlich (siehe auch Hirschfelder et al. 2011). Dies sollte bei naturschutzfachlichen Stellungnahmen beachtet werden. Auch sollten die neuen Morphen im Rhein und in der deutschen Donau in den Bestimmungsbüchern berücksichtigt werden, um Fehlbestimmungen zu vermeiden. In der Donau befürchten Hirschfelder et al eine Verdrängung der autochtonen Vorkommen von *T. danubialis* und *T. transversalis.*

Außerdem sollte man bedenken, dass die neue Form besser an potamale Bedingungen angepasst ist. Im konkreten Fall ist die Schwarzmeerpopulation, evtl. besser an die Koexistenz mit *Dikerogammarus villosus* angepasst, deren Erscheinen im Rhein mit dem Verschwinden der autochtonen Populationen zusammenfällt. Dies könnte der erste Fall des Aussterbens einer heimischen Art durch ein Neozoon im Rheinstrom sein.

Danksagung

Bedanken möchten wir uns bei Dietmar Bernauer, Kerzenheim, der uns auf die auffälligen Tiere bei Mainz hinwies. Klaus Kittel unterstützte uns bei der Literaturrecherche. Hans-Jürgen Hirschfelder Hirschfelder und Arne Haybach lieferten Informationen zu den aktuellen Vorkommen im Niederrhein und in der Donau.

Literatur

Bunje, P.M.E. (2005): Pan-European phylogeography of the aquatic snail Theodoxus fluviatilis (Gastropoda: Neritidae). Molecular Ecology, 14: 4323-4340

Bunje, P.M. (2007): Phylogeography of a Danube Snail. Biological Journal of the Linnean Society 90: 603-617

Bunje, P.M.E. & Lindberg, D.R. (2007): Lineage divergence of a freshwater snail clade associated with post-Thetys marine basin development. Molecular Phylogenetics and Evolution, 42: 373-387

Clessin, (1886): Binnenmollusken aus Rumänien. Malakozoologische Blätter N.F. 8: 49-56

Glöer, P. & C. Meier-Brook (2003): Süsswassermollusken. 11. Aufl. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung 136 S.

Glöer, P. (2002): Mollusca I. Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. In: Groh, K. & C. Groh (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Conch Books, 327 S.

Haybach, A. & K.-H. Christmann (2008): Wiederfund von Theodoxus fluviatilis (Linnaeus, 1758)(Gastropoda: Neritidae) im Niederrhein von Nordrhein-Westfalen. Lauterbornia 62: 19-20

Hirschfelder, H.J., Salewski, V., Nerb, W. & J. Korb (2011): Schnelle Ausbreitung einer Schwarzmeerform der Gemeinen Kahnschnecke Theodoxus fluviatilis (linnaeus 1758) in der bayerischen Donau. Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft 85: 1-10

Jaeckel, S. (1954): Zur Kenntnis der Meere- und Brackwasser-Mollusken von Varna (Bulgarien). Hydrobiologia 6: 70-82

Morawetz, C. (2010): Molekularbiologische Untersuchungen zur Invasion aquatischer Neozoen. In Treffpunkt Biologische Vielfalt IX Bearb. Feit, U. & H. Korn, BfN-Skripten 265: 97-101

Nesemann, H. (1993): Die rezenten Arten der Gattung Theodoxus Montfort 1810, im ungarischen Tiefland, ein Beitrag zur Zoogeographie der danubischen Süßwassertierwelt. Club Conchylia Informationen 25/1: 67-78

Salewski, V. & H.-J. Hirschfelder (2006): Erstnachweis der Gemeinen Kahnschnecke Theodoxus fluviatilis in der deutschen Donau. Lauterbornia 56: 85-90

Schultz, H. & O. Schultz (2001): Erstnachweis der Gemeinen Kahnschnecke, Theodoxus fluviatilis (Linnaeus, 1758) in Österreich (Gastropoda: Neritidae). Annalen des Naturhistorischen Museum Wien 103B: 231-241

Westermann, F., F. Schöll & A. Stock (2007): Wiederfund von Theodoxus fluviatilis im nördlichen Oberrhein. Lauterbornia 59: 67-72

Zettler, M.L. (2008): Zur Taxonomie und Verbreitung der Gattung Theodoxus Montfort, 1810 in Deutschland. Mollusca 26: 13-72

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Konnektivität zwischen Bachoberlauf-Populationen im Mittelgebirge: Populationsgenetische Untersuchungen an *Gammarus fossarum* und *Sericostoma personatum*

Mark C. Harrison[1], Marcus Liebert[1*], Martina Weiss[1*], Jan N. Macher[1], Ralph Tollrian[1] & Florian Leese[1]*

1 Ruhr-Universität Bochum, LS Evolutionsökologie & Biodiversität der Tiere, Universitätsstr. 150, 44801 Bochum,

* Gleicher Beitrag zu dieser Studie

Email: florian.leese@rub.de

Keywords: Ausbreitung, genetische Diversität, Genfluss, Populationsgenetik, Phylogeographie

Einleitung

Der Genfluss zwischen Populationen von Fließgewässerorganismen wird einerseits durch extrinsische Faktoren wie geographische Distanz, geologisches Relief und hydrologische Barrieren und andererseits durch intrinsische Faktoren, wie das Ausbreitungspotential einer Art im Gewässer bzw. für Arten mit terrestrischen Stadien über Land, bestimmt (Bohonak & Jenkins, 2003). Neben aktiver Ausbreitung wirken zudem nicht unmittelbar feststellbare Prozesse, wie der passive Transport durch Verdriften oder Verschleppen durch mobilere Arten (z.B. Vögel), welche die Konnektivität maßgeblich beeinflussen können (Bilton et al., 2001; Figuerola & Green, 2002). Daher lassen sich nicht immer direkte Rückschlüsse von der Biologie eines Organismus auf die tatsächlich realisierte Konnektivität ziehen. Für Populationen aus Bachoberläufen von Bergregionen, die durch Bergrücken lateral und durch ein großes Gefälle longitudinal relativ isoliert sind, ist eine geringe Konnektivität durch aktive Ausbreitung zu erwarten (Hughes 2007). Der Anteil der passiven Verbreitung sowie potenzielle Einschränkungen in der aktiven Verbreitung durch z.B. Habitatsfragmentierung (Wilcock et al. 2001) und damit der tatsächliche Genfluss, ist aber schwer vorherzusagen. Entsprechend ist eine empirische Überprüfung der Konnektivität zwischen Populationen typischer Oberlaufarten durch die Analyse schnell-evolvierender Genabschnitte, wie z.B. der Cytochrom Oxidase 1 und Mikrosatelliten, von herausragender Bedeutung.

In der vorliegenden Studie wurde vergleichend die genetische Konnektivität zwischen Oberlaufpopulationen einer kältetoleranten hololimnischen Art (*Gammarus fossarum*; Crustacea: Amphipoda) sowie einer kältetoleranten merolimnischen Art (*Sericostoma personatum*; Insecta: Trichoptera) in einer Mittelgebirgslandschaft, dem Hochsauerland, untersucht. Speziell wurde die Hypothese getestet, ob die genetische Struktur der hololimnischen Art *Gammarus fossarum* primär durch die Fließgewässerdistanz zwischen den Populationen und damit im wesentlichen durch die Einzugsgebiete, und für die merolimnische Art *Sericostoma personatum* vor allem durch die euklidische Distanz bestimmt wird, da Imagines dieser Art sich auch über Land ausbreiten können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet, Beprobung & Bestimmung

Das Untersuchungsgebiet befand sich im Hochsauerlandkreis. Insgesamt wurden 127 *Sericostoma personatum*-(Larven) und 132 *Gammarus fossarum*-Individuen gesammelt (Abb. 1A und 1B). Dabei wurden 18 Bachoberläufe (25 Probestellen) aus verschiedenen Einzugsgebieten beprobt, wobei der Schwerpunkt auf das Ruhreinzugsgebiet gelegt wurde (Diemel: $N_{Ser} = 4$, $N_{Gam} = 0$; Eder: $N_{Ser} = 15$, $N_{Gam} = 32$; Lippe: $N_{Ser} = 11$, $N_{Gam} = 7$; Ruhr: $N_{Ser} = 97$, $N_{Gam} = 93$). Die Probestellen wurden dabei so ausgewählt, dass sowohl die euklidische als auch die Fließstreckendistanz zwischen ihnen sehr variabel war (Abb. 1). Die Oberläufe wurden jeweils über eine Länge von 20 – 100 m beprobt. Die Bestimmung der *Sericostoma*-Larven erfolgte nach Waringer & Graf (2003). *G. fossarum* wurde nach dem LANUV-Arbeitsblatt 14 v.a. anhand der Uropoden, der 2. Antennen sowie der Mundwerkzeuge identifiziert und von *G. pulex* unterschieden.

Labormethoden

Aus dem Gewebe der Tiere wurde DNA nach zwei verschiedenen Methoden extrahiert (*G. fossarum* mittels Proteinase K-Verdau und anschließender Salzfällung, *S. personatum* mittels Qiagen Blood and Tissue Kit). Von der aufgereinigten DNA wurde ein Fragment der mitochondrialen Cytochrom-c-Oxidase 1 durch PCR amplifiziert. Dieses Gen wurde bislang nicht für *G. fossarum* untersucht. Für die Amplifikation wurden die Primer HCO2198 und LCO1490 (Folmer et al. 1994) und für *S. personatum* die Primer HCOmod/LCOmod (Leese, unpublished data) verwendet und die Exo-SAP aufgereinigten Fragmente wurden auf einem ABI 3130xl Sequenzierer analysiert.

Populationsgenetische Analyse

Nach der Sequenzierung wurden die Sequenzen in Geneious 5.4 editiert, und mit Hilfe einer BLAST-Suche wurde die Korrektheit der Bestimmung überprüft. Vereinzelt fehlbestimmte *G. pulex*-Individuen wurden nicht in die Analyse einbezogen. Mit dem Programm MAFFT wurden in Geneious über den „Translation-Align"-Algorithmus die Sequenzen aliniert. Für beide Arten wurde ein Median-Joining-Netzwerk mit Splitstree 4.11.3 erstellt. Um festzustellen, ob sich die Populationen der jeweiligen Arten in den unterschiedlichen Gewässern signifikant voneinander unterscheiden, wurden paarweise F_{ST}-Werte in Arlequin 3.5.1.2 berechnet. Mit Arlequin wurde zudem eine Analyse der molekularen Varianz (AMOVA) durchgeführt, um zu testen, ob es signifikante Populationsdifferenzierung nach Einzugsgebieten gab. Mit Hilfe von Mantel-Tests wurde geprüft, ob es eine positive Korrelation zwischen genetischer Distanz und euklidischer bzw. Fließstreckendistanz gab.

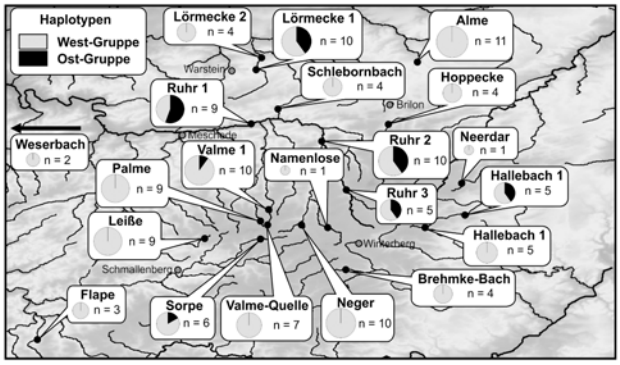
Ergebnisse

Populationsgenetische Analysen Sericostoma personatum

Das Sequenzalignment von *S. personatum* war 838 bp lang und wies 59 variable Position auf, von denen 11 Positionen nicht-synonyme Mutationen waren. Das Netzwerk zeigt eine Gruppierung der Sequenzen in insgesamt 35 Haplotypen (Abb. 2A). Hierbei war eine starke Zweiteilung des Netzwerks zu beobachten, die bereits von Leese (2004) beschrieben wurde: 85,3 % der Individuen zeigten einen von 33 Haplotypen der charakteristischen mitteleuropäischen Gruppe (sog. „West-Gruppe") und 14,7 % einen von zwei nahe verwandten (eine Substitution) Haplotypen, die charakteristisch für Populationen aus dem östlichen Europa sind (sog. „Ost-Gruppe").

Die geographische Verteilung der Individuen mit Haplotypen der östlichen Gruppe ist nicht zufällig (Chi²-Test, p = 0,021); vor allem die drei Ruhr-Populationen wiesen im Gegensatz zu fast allen anderen Populationen relativ häufig Individuen mit Haplotypen der Ost-Gruppe auf (Abb. 2A). Eine Gruppierung nach Einzugsgebieten erklärt diese nicht-zufällige Verteilung jedoch nicht (p = 0,441). Ergebnisse des Chi²-Tests unterstützen eine zufällige Verteilung der West-Gruppe (p = 0,998). Mit Hilfe des Mantel-Tests konnte keine signifikante Korrelation zwischen genetischer Distanz (F_{ST}) und euklidischer bzw. Fließstreckendistanz festgestellt werden (Korrelationskoeffizient: 0,033 bzw. 0,045; p = 0,332 bzw. 0,275). Die molekulare Varianz war innerhalb der Populationen am größten (86,44 %), zwischen Populationen innerhalb der Einzugsgebiete kleiner (20,23 %) und zwischen den Einzugsgebieten vernachlässigbar klein (-6,67 %); es gab damit keine Differenzierung nach

Sericostoma personatum **Abb. 1A**



Gammarus fossarum **Abb. 1B**

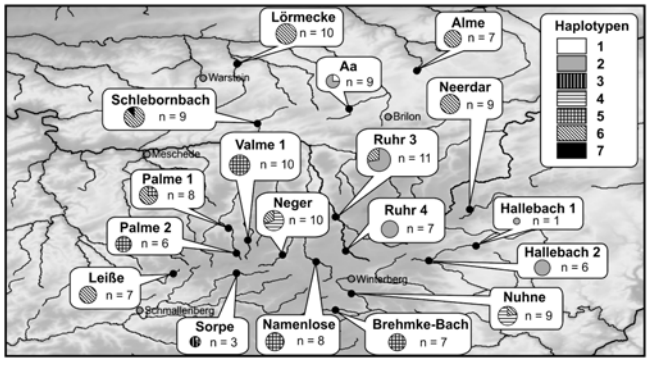


Abb. 2A

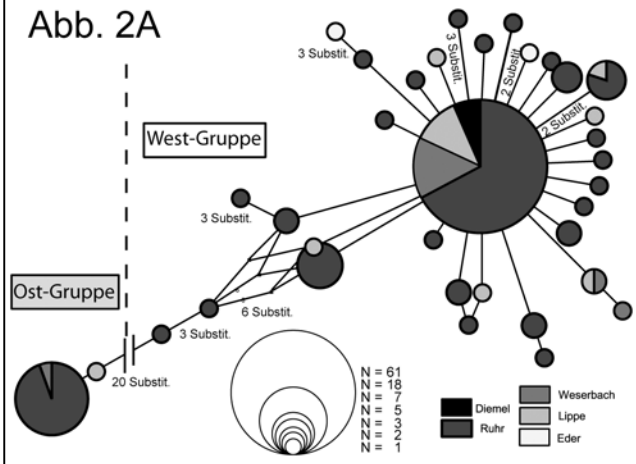


Abb. 2B

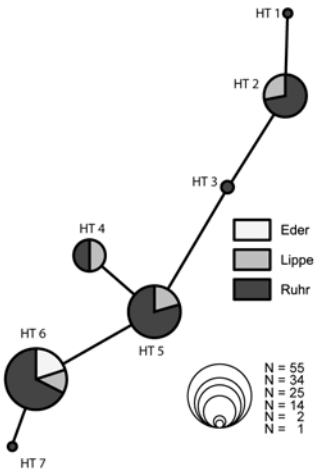
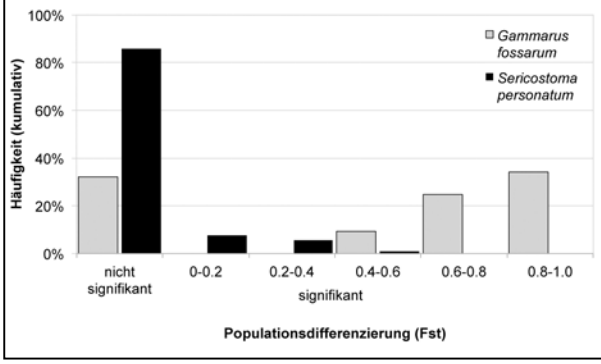


Abb. 3



Abbildungen:

<u>Abbildung 1</u>: Probestellen und Anzahl von Individuen (n) je Fundort für *Sericostoma personatum* (1A) und *Gammarus fossarum* (1B). Kreisdiagramme zeigen die Häufigkeit der gefundenen Haplotypen (-gruppen) je Fundort.

<u>Abbildung 2</u>: Median Joining Netzwerk (splitstree) für *Sericostoma personatum* (2A) und *Gammarus fossarum* (2B). Der Durchmesser der Kreise ist proportional zur gefundenen Anzahl von Individuen mit dem jeweiligen Haplotypus.

<u>Abbildung 3</u>: Vergleich der Häufigkeit von signifikanten und nicht-signifikanten Populationsdifferenzierungen für *Sericstoma personatum* (schwarz) und *Gammarus fossarum* (grau).

Einzugsgebieten. Die geringe Anzahl signifikanter paarweiser F_{ST}-Werte (Abb. 3) deutet auf eine geringe Differenzierung zwischen den Populationen hin (durchschn. signifikanter Wert: 0,24).

Populationsgenetische Analysen Gammarus fossarum

Das Sequenzalignment von *G. fossarum* hatte eine Länge von 581 bp und wies 28 variable Positionen auf, von denen zwei nicht-synonyme Substitutionen waren. Wie in Abbildung 2B zu erkennen ist, ließen sich die Sequenzen in 7 Haplotypen gruppieren, wobei die Haupthaplotypen (HT 2,4,5 und 6) sowohl in den Bächen des Ruhr- als auch des Eder-Einzugsgebiets vorkamen (Abb. 1B). Eine große Anzahl hoher signifikanter paarweiser F_{ST}-Werte (Abb. 3; durchschnittlicher signifikanter Wert: 0,80) deutet auf eine hohe Differenzierung zwischen auch nah-benachbarten Populationen in einem Einzugsgebiet hin. Anhand der Einzugsgebiete konnte jedoch keine signifikante Populationsdifferenzierung festgestellt werden, da die Varianz innerhalb von Populationen und innerhalb der Gruppen deutlich größer war, als zwischen den Gruppen, d.h. Einzugsgebieten (89,7 % bzw. 24,21 % vs. -13,92 %). Zudem konnten keine signifikanten Korrelationen zwischen der genetischen Distanz und der euklidischen Distanz oder der Fließstreckendistanz festgestellt werden (Korrelationskoeffizient: -0,037 bzw. 0,047; $p = 0,668$ bzw. 0,275). Dies ist darauf zurückzuführen, dass teilweise benachbarte Populationen in einem Einzugsgebiet sehr unterschiedlich sind (bis $F_{ST} = 1$, z.B. Ruhr und Neger oder Valme, Abb. 1B) und zum anderen Populationen aus unterschiedlichen Einzugsgebieten teilweise sehr ähnlich sind ($F_{ST} = 0$, z.B. Namenlose und Brehmke-Bach).

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen Unterschiede zwischen den zwei Oberlaufarten mit ihren verschiedenen Lebenszyklusstrategien in Bezug auf ihre genetische Diversität und Konnektivität: *S. personatum* weist (auch wenn das Alignment auf die gleiche Länge wie bei *G. fossarum* gekürzt wird) eine höhere genetische Diversität als *G. fossarum* auf (Abb. 2). Zudem sind erheblich weniger signifikante Unterschiede zwischen Populationen zu finden (Abb. 3). Dies lässt auf einen generell höheren Austausch zwischen Populationen von *S. personatum* in der Region schließen. Da die Larven von *S. personatum* mit ihrem Sandköcher erheblich immobiler sind als *G. fossarum*-Individuen, ist davon auszugehen, dass die Ausbreitung bei *S. personatum* überwiegend oder fast ausschließlich über die beflügelten Imagines erfolgt. Eine Korrelation zwischen der genetischen Distanz und der Fließgewässerstreckenddistanz konnte daher nicht festgestellt werden. Allerdings konnte auch keine Korrelation zwischen der genetischen und der euklidischen Distanz festgestellt werden. Dies lässt auf eine große Mobilität der Art schließen, die mit dem in dieser Studie verwendeten Marker (Cytochrom-cO-xidase 1) auf der räumlichen Skala nicht zu untersuchen ist (siehe z.B. Watanabe et al. (2010) für ähnliche Ergebnisse am Bsp. *Hydropsyche orientalis*). Für eine größere Auflösung auf dem betrachteten geographischen Maßstab müssten mehrere schnellevolvierende Marker untersucht werden.

Für *Gammarus fossarum* ist bemerkenswert, dass trotz der klaren Populationsunterschiede kein konsistentes Muster einer zunehmenden genetischen Distanz mit zunehmender geographischer Entfernung gefunden werden konnte. Die Ursache hierfür liegt darin, dass *G. fossarum*-Populationen geographisch sehr nah beieinander liegender Probestellen aus einem Einzugsgebiet sich in ihrer Haplotypenzusammensetzung oft deutlich unterschieden (vgl. z.B. Namenlose, Neger, Ruhr3/Ruhr4, Schlehbornbach im oberen Ruhr-Einzugsgebiet), während Populationen unterschiedlicher Einzugsgebiete teilweise unerwartet ähnlich zueinander waren (z.B. Valme 1 und Namenlose im Ruhr-Einzugsgebiet zu Brehmke-Bach im Eder-Einzugsgebiet, bzw. Nuhne aus dem Eder-

Einzugsgebiete zu Neger im Ruhr-Einzugsgebiet). Somit kann die Hypothese, dass für *G.s fossarum* die genetische Struktur primär durch das Einzugsgebiet determiniert wird, abgelehnt werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Konnektivität der merolimnischen Köcherfliege *Sericostoma personatum* und des hololimnischen Amphipoden *Gammarus fossarum* nicht primär mit den Einzugsgebieten zusammenhängt. Für *S. personatum* ist die Konnektivität auch über die Einzugsgebietsgrenzen hinaus hoch, was durch die Ausbreitung der mobilen Imagines erklärt werden kann. Für *G. fossarum* sind bereits zwischen Populationen im gleichen Einzugsgebiet höchstsignifikante Populationsstrukturen festzustellen, was für ein geringes Ausbreitungspotential spricht. Ähnlichkeiten zwischen Populationen in verschiedenen Einzugsgebieten können hier durch zufällige Ereignisse, wie das Verschleppen mit Vögeln erklärt werden. Zur weiteren Aufklärung der genetischen Konnektivität müssen weitere Individuen und vor allem weitere schnell-evolvierende Kermarker, wie zum Beispiel Mikrosatelliten, in die Analyse einbezogen werden.

Danksagung

Wir danken Anna Eckart, Beate Hackethal und Julia Maria Vollmer für die Unterstützung bei den Laboranalysen. Bei den Verwaltungen der Landkreise bedanken wir uns für die Beprobungsgenehmigungen. Diese Untersuchung entstand im Rahmen eines Fortgeschrittenenkurses am Lehrstuhl für Evolutionsökologie und Biodiversität der Tiere. Die Analysen wurden durch ein Projekt aus dem Rektoratsfonds der Ruhr-Universität finanziert.

Literatur

Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B. (2001): Dispersal in freshwater invertebrates. Annual Review of Ecology and Systematics:159-181.

Bohonak, A.J., Jenkins, D.G. (2003): Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. Ecology Letters 6:783-796.

Figuerola J, Green AJ (2002): Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. Freshwater Biology 47:483-494.

Folmer, O., Black, M., Hoeh, W., Lutz, R., Vrijenhoek, R. (1994) DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Molecular Marine Biology and Biotechnology 3:294-299.

Hughes, J.M. (2007): Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. Freshwater Biology 52:616-631.

Leese, F. (2004): Molecular genetic, chemotaxonomic, and autecological investigations of European Sericostomatidae (Insecta: Trichoptera). Diplomathesis Ruhr-University Bochum.

Mayer, G., Maas, A. Waloshek, D. (in press): Mouthpart morphology of three sympatric native and non-native gammaridean species: *Gammarus pulex, G. fossarum* and *Echinogammarus berilloni* (Crustacea: Amphipoda). International Journal of Zoology.

Watanabe, K., Monaghan, M.T., Takemon, Y., Omura, T. (2010): Dispersal ability determines the genetic effects of habitat fragmentation in three species of aquatic insect. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 20:574-579.

Wilcock, H.R., Bruford, M.W., Nicols, R.A., Hildrew, A.G. (2007): Landscape, habitat characteristics and the genetic population structure of two caddisflies. Freshwater Biology 52:1907-1929.

Waringer, J., Graf, W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas Verlag.

Integration of hydrologic variables in species distribution models of stream benthic macroinvertebrates: two case studies

Mathias Kuemmerlen[1], Britta Schmalz[2], Sami Domisch[1], Jens Kiesel[2], Nicola Fohrer[2], Qinghua Cai[3] & Sonja C. Jähnig[1]

1Biodiversity and Climate Research Centre (BiK-F) & Senckenberg Research Institute and Natural History Museum, Department of River Ecology and Conservation, Clamecystr. 12, D-63571 Gelnhausen, mathias.kuemmerlen@senckenberg.de; sami.domisch@senckenberg.de; sonja.jaehnig@senckenberg.de; 2Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 75, D-24118 Kiel, bschmalz@hydrology.uni-kiel.de; jkiesel@hydrology.uni-kiel.de; nfohrer@hydrology.uni-kiel.de; 3State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 7 Donghu Nanlu, 430072 Wuhan, P.R. China, qhcai@ihb.ac.cn

Keywords: SDMs, integrated modeling, SWAT, HEC-RAS, BIOMOD

Introduction

The distribution of species in geographic space is frequently studied using species distribution models (SDMs). This method allows predicting the distribution of species based on their known occurrences and the environmental variables at these locations. Occurrences and environmental variables are then analyzed using statistical models that project a potential distribution into an area where similar environmental conditions exist. The predictions can be expressed in terms of occurrence probabilities or as a binary outcome of presence and absence. Most research using SDMs has been aimed at terrestrial habitats, focusing on plants and vertebrates (Elith & Leathwick 2009), while its application in riverine habitats is still uncommon and rare for benthic macroinvertebrates (Domisch et al. 2011).

Current applications of SDMs analyze distributions on vast areas, investigating the environmental variables that define distributions at large scales, such as climatic conditions. In riverine habitats, however, there are additional factors that influence species' distribution. In the case of stream benthic macroinvertebrates, the hydrological regime within a catchment is of great importance as it defines the composition of the community through flow quantity, timing and variability (Poff et al. 1997). Closely related are the hydraulic conditions at specific sections in a stream, which shape the habitats and determine many of the environmental conditions within a reach.

The scale at which catchment hydrology and reach hydraulics influence habitats, and thus benthic macroinvertebrates, is significantly smaller than used in previous applications of SDMs. In order to better understand the role played by these small scale factors, it is necessary to generate hydrologic and hydraulic datasets that can be introduced into SDMs. This is achieved by integrating these datasets with SDMs using a DPSI (Driver, Pressure, State, and Impact) model framework (see Schmalz et al. 2012, Kiesel et al. 2009). First results of the data transfer between the models and performance tests of the model integration method are presented in two case studies: one integrates a hydrological dataset at the catchment scale; the second integrates a hydraulic dataset at the stream section scale.

Methods

Study sites

The first case study is located in the upper Changjiang River catchment, in the south-eastern Chinese Provinces of Anhui and Jiangxi. The modelled catchment covers an area of 1717 km^2 and belongs to the Poyang Lake catchment, Chinas largest lake, which is drained by the Yangtze River. The study area has a Monsoon influenced climate and its elevation varies from approx. 70 to 1700 m.a.s.l. Biological and hydrological data were gathered by the authors at 50 sampling sites, during two field campaigns in 2010 and 2011.

The second case study deals with the Kielstau stream (Schmalz & Fohrer 2010), in the northern German Province of Schleswig-Holstein. This stream has a catchment of approx. 50km^2 and belongs to the Treene River catchment, which flows into the Eider River. The elevation varies from 27 to 78 m.a.s.l. A 9 km stream section of the lower Kielstau downstream from Lake Winderatt, was modelled based on biological data from various sources (Brinkmann, 2002; unpublished data from LANU, 2006; Stengert et al., 2008, 2009; LLUR, 2010) at 20 sampling sites and environmental data originating from hydrologic and hydraulic models (Fohrer & Schmalz 2012).

Modelling procedure

The Changjiang catchment was modelled at a spatial resolution of 90 m, resulting in 14,286 grid cells covering the river network. The taxa chosen in this case study were the Basket Clam, *Corbicula* sp., and a caddisfly of the genus *Hydropsyche* sp. (*Ceratopsyche* sp.). Six environmental variables were selected based on the criteria of avoiding intercorrelation and for their ecological relevance for the modelled taxa: mean temperature during the quarter with highest flow (Monsoon season, in °C), mean temperature during the quarter with the lowest flow (non-Monsoon season, °C), mean flow during the quarter with highest flow (m^3s^{-1}), flow seasonality (coefficient of variation), slope (% of surface inclination) and aspect (cardinal direction). To obtain these environmental variables, a series of steps were necessary beforehand. Mean maximum and minimum temperature (WorldClim, Hijmans et al. 2005) were downscaled from 1 km to 90 m using bilinear interpolation. Slope and exposition was derived from a 90 m digital elevation model (SRTM, Jarvis et al. 2008). The average monthly flow data for the 50 sampling sites was taken from a model elaborated with the Soil and Water Assessment Tool (SWAT; Schmalz et al. 2012; Arnold et al. 1998). Because flow was strongly correlated (R^2=0.99) with catchment size, flow data was extrapolated to all modelled grid cells using linear regression. Flow and temperature data were then combined using the software DIVA-GIS (Hijmans et al. 2004) to obtain a final dataset of hydrologic-climatic variables. The SDM was elaborated using the R package BIOMOD (v. 1.1.6-9; Thuiller et al. 2009; R Development Core Team 2011). The calculation of the presence only model used six different algorithms (CTA, FDA, GLM, GAM, ANN, BRT). Occurrence data was split into a 70% model training set and a 30% model testing set (Kuemmerlen et al. 2012) and 10 replicate runs were performed to be combined into a final model ensemble. For a better interpretation of the results in this high resolution model, a threshold was used to transform the occurrence probabilities into a binary presence-absence map (Fig.2A).

The main channel of the Kielstau stream was modelled at a spatial resolution of 5 m, which covered the 9 km stretch with 1730 grid cells. For this model the European Fingernail Clam, *Sphaerium corneum*, was selected. Four environmental variables were chosen as in the previous case study: water depth (m), flow velocity (m sec^{-1}), stream power (kg m^{-1} s^{-1}) and sediment discharge (ton day^{-1}). These variables were also obtained after a series of steps. In the first one, a hydrologic model

was set up using SWAT (Kiesel et al. 2010; Arnold et al. 1998) to depict discharges and sediment loads originating from fields and drainages. The modelled flow and sediment hydrographs were used as input to the modelling software HEC-RAS (Hydraulic Engineering Center-River Analysis System v. 4.1.0; USACE 2010) at 544 cross sections along the river section. These cross sections were linearly interpolated to cover all modelled grid cells. Each variable consisted of five years of daily time step data, which was averaged into mean annual values. A presence only model was calibrated using the BIOMOD R-Package in a similar fashion as above, with 3 algorithms (GLM, GAM, GBM). For this model occurrence probability was retained in the prediction map, expressed in percentages (Fig. 2B).

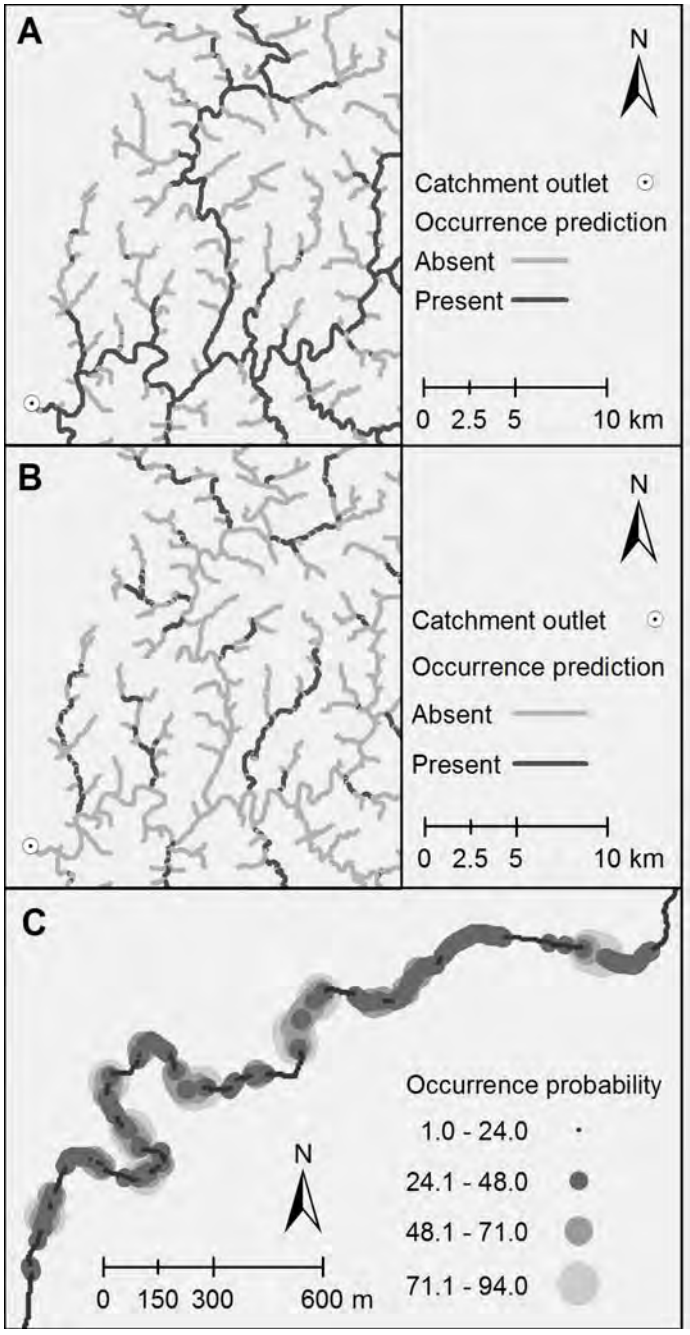


Fig. 2: Excerpts from the modelled distributions of *Corbicula sp.* (A) *Hydropsyche sp.* (B) in the Changjiang catchment and *S. corneum* in the Kielstau stream (C)

First results

The taxa modelled in the Changjiang obtained good (0.84, *Corbicula* sp.) and very good (0.91, *Hydropsyche* sp.) model performance indicators or AUC values (Area under curve; measures correct occurrence allocation: 0.5 equal to random, 1.0 perfect). The occurrence of *Corbicula* sp. was projected in low altitude river sections with slow flow velocity and abundant flow conditions (Fig. 2A). This allows for fine sediment deposition which is the preferred habitat for clams (Bódis et al. 2011). The flow at the occurrence sites was 95.2 ± 188.0 m^3s^{-1} (mean ± SD), while the average flow for the predicted distribution was very similar at 95.4 ± 158.4 m^3s^{-1}. The most important variable in this case was mean temperature during the quarter with highest flow (contributing 44% to the model explanation), followed by mean temperature during the quarter with the lowest flow (36%). *Hydropsyche* sp. was predicted to occur in stream sections at middle elevations, where rivers have lower flow and higher flow velocity (Fig. 2B). The streambed in these sections is frequently covered with stones, which are a preferred habitat of caddisflies (Statzner & Dolédec, 2011). In this case the flow of 7.4 ± 8.3 m^3s^{-1} at the occurrence sites is very similar to the mean flow of 7.2 ± 4.4 m^3s^{-1} at the predicted distribution area. The most relevant variables for the second case study were mean temperature during the quarter with highest flow (48%), mean flow during the quarter with highest flow (17%) and mean temperature during the quarter with the lowest flow

(16%).

The Kielstau model had a very good performance, with an AUC indicator of 0.96. In this case study the occurrence probabilities are predicted to be considerably higher in the downstream half of the 9 km segment (Fig. 2B), reflecting the known ecology of *S. corneum*: slow and permanent flowing streams and rivers (Fig. 2C; Nesemann & Reischütz, 1995; Schmidt-Kloiber & Hering, 2011). For the second case study the most relevant variables were sediment discharge, contributing 40%, water depth (30%) and flow velocity (19%).

Discussion

The integration method of SDMs, in the first case with a hydrological model, and with a hydrological and a hydraulic model in the second case, yields good results. The data from the hydrologic and hydraulic models was successfully transferred to the SDM and delivered good predictions. At the catchment scale, hydrological variables explain an important portion of the model variability, complementing the climatic and topographic variables. At the stream section scale, SDMs were elaborated relying exclusively on hydraulic variables.

Taxa are predicted to occur at areas where their distribution is feasible. The most important variables are also ecologically relevant and correspond to the expected factors that would influence the habitat choice of these species.

The integration method is under development, aiming at reducing loss of data quality during the information transfer between models. Incorporating hydrological and hydraulic variables that better reflect the conditions of a specific catchment or stream section is also expected to increase the accuracy and performance of integrated SDMs. Several applications of the methods are possible, ranging from understanding of the role of different environmental or anthropogenic variables in determining species' distribution, to assessing the effects of possible future environmental scenarios on distributions.

Acknowledgements

This investigation is part of a PhD studentship funded by the DFG/NFSC project "Land Use and Water Resources Management under Changing Environmental Conditions". The present study was prepared at the Biodiversity and Climate Research Centre (BiK-F), Frankfurt a.M., and financially supported by the research funding programme "LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" of Hesse's Ministry of Higher Education, Research, and the Arts. Part of the benthic macroinvertebrates data was kindly provided by the "Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein".

References

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. & Williams, J.R. (1998) Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. Journal American Water Resources Association, 34: 73-89.

Bódis, E., Nosek, J., Oertel, N., Tóth, B. & Fehér, Z. (2011) A Comparative Study of Two Corbicula Morphs (Bivalvia, Corbiculidae) Inhabiting River Danube. Internat. Rev. Hydrobiol., 96: 257–273.

Brinkmann, R. (2002) Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt Obere Treenelandschaft, Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen, Limnische Wirbellose, p. 83. Auftraggeber: Naturschutzverein Obere Treenelandschaft

Domisch, S., Jähnig, S.C. & Haase, P. (2011) Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. Freshwater Biology, 56: 2009-2020.
Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. . Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, 40: 677–697.
Fohrer, N. & Schmalz, B. (2012 (accepted)) Das UNESCO Ökohydrologie-Referenzprojekt Kielstau-Einzugsgebiet- nachhaltiges Wasserressourcenmanagement und Ausbildung im ländlichen Raum. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung.
Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 25: 1965-1978.
Hijmans, R. J., Guarino, L., Bussink, C., Mathur, P., Cruz, M., Barrentes, I. & Rojas, E. (2004) DIVA-GIS. Vsn. 5.0. A geographic information system for the analysis of species distribution data. Manual available at http://www.diva-gis.org.
Kiesel, J., Hering, D., Schmalz, B. & Fohrer, N. (2009) A transdisciplinary approach for modelling macroinvertebrate habitats in lowland streams. IAHS Publ., 328: 24-33.
Kiesel, J., Fohrer, N., Schmalz, B. & White, M.J. (2010) Incorporating landscape depressions and tile drainages of a northern German lowland catchment into a semi-distributed model. Hydrological Processes, 24, 1472- 1486.
Kuemmerlen, M., Domisch, S., Schmalz, B., Fohrer, N., Cai, Q. & Jähnig, S.C. (2012 (accepted)) Integrierte Modellierung von aquatischen Ökosystemen in China: Arealbestimmung von Makrozoobenthos auf Einzugsgebietsebene. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung.
Nesemann, H. & Reischütz, P.L. (1995) Bivalvia. Fauna Aquatica Austriaca. Lieferungen 1995, 2002. (ed. by O. Moog). Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegaard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. (1997) The natural flow regime. BioScience, 47: 769-784.
R Development Core Team (2011) 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/.
Schmalz, B. & Fohrer, N. (2010) Ecohydrological research in the German lowland catchment Kielstau. IAHS Publ., 336: 115-120.
Schmalz, B., Kuemmerlen, M., Strehmel, A., Song, S., Jähnig, S., Cai, Q. & Fohrer, N. (2012 (accepted)). Integrierte Modellierung von aquatischen Ökosystemen in China: Ökohydrologie und Hydraulik. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung.
Schmidt-Kloiber, A. & Hering, D. (eds.), (2011): www.freshwaterecology.info - The Taxa and Autecology Database for Freshwater Organisms (Version 4.0 – 12/2009).
Statzner, B. & Dolédec, S. (2011) Phylogenetic, Spatial, and Species-Trait Patterns across Environmental Gradients: the Case of Hydropsyche (Trichoptera) along the Loire River. Internat. Rev. Hydrobiol., 96: 121–140.
Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araujo, M. B. (2009) BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography, 32: 369-373.
USACE (2010) Hydraulic Reference Manual, Version 4.1. US Army Corps of Engineers, Hydraulic Engineering Center.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Welche abiotischen und biotischen Faktoren beeinflussen das Vorkommen von *Astacus astacus* (LINNAEUS, 1758) in kleineren Fließgewässern des östlichen Hügellandes (Schleswig-Holstein)?

Anja Meerheim, Peter Martin & Heinz Brendelberger

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abteilung Limnologie, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, anja@meerheim.net

Keywords: Edelkrebs, Freiland, Abiotik, Strukturen, MZB

Einleitung

In Schleswig-Holstein ist der Edelkrebs die einzig einheimische Flusskrebs-Art. Sein Bestand ist dort in den letzten Jahrzehnten allerdings stark zurückgegangen (Dehus 1990, Schulz 2000, Dethlefs-Hammes & Brendelberger 2010). Nach der „Roten Liste Deutschlands" gilt er als „vom Aussterben bedroht" und wird als FFH-Anhang V-Art gelistet. Wichtige Faktoren für den Populationsrückgang waren neben der eingeschleppten Krebspest (Erreger: der parasitische Fadenpilz *Aphanomyces astaci*) auch die Konkurrenz zu den vielerorts vorkommenden allochthonen Arten. Für Schleswig-Holstein sind dies Kamberkrebs (*Orconectes limosus*), Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und Galizischer Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*) (Dehus 1990). Auch werden Gewässerverbau, Intensivierung der Landwirtschaft mit einhergehendem Anstieg von Nährstoff-, Pestizid- und Sedimenteinträgen (Schulz 2000) sowie die Verschlechterung der Wasserqualität (Dehus 1990) und der teils hohe Besatz mit Raubfischen (Bohl 1987) als Faktoren für den Bestandsrückgang des Edelkrebses angesehen. Aus seinen typischen Lebensräumen (größere Fließgewässer und Seen) ist der Edelkrebs nahezu vollständig verschwunden (Chucholl & Dehus 2011).

Zum Schutz der noch vorhandenen Freiland-Bestände und für mögliche Wiederansiedlungsprojekte ist es zwingend notwendig, möglichst detailreich die Ansprüche der Art an ihre Umgebung zu kennen. Hierbei helfen zum einen Laborversuche mit einem zwangsläufigen Fokus auf einzelne Parameter, jedoch sollte auch das natürliche Habitat des Edelkrebses mit all seinen komplex vorhandenen Umweltparametern betrachtet werden.

Abiotische Parameter im Freiland sind u.a. die Gewässerstruktur und physikalisch-chemische Parameter wie Sauerstoffsättigung, Nährstoff-Gehalte, Strömung, Wassertemperatur und pH-Wert. Es wäre denkbar, dass die Strukturen oder die Überschreitung bestimmter Grenzwerte als Ausschlusskriterium für den Edelkrebs-Bestand zu erkennen sind (vgl. Schulz 2000, Hager 2003). Biotische Parameter sind u.a. das vorhandene Makrozoobenthos (MZB) und sympatrisch vorkommende Flusskrebsarten. Nach Grandjean et al. (2001, 2003) kann angenommen werden, dass an Edelkrebsstellen aufgrund gleicher Habitatansprüche eine typische MZB-Biozönose auftritt. Invasive Flusskrebs-Arten sind aufgrund interspezifischer Konkurrenz und der möglichen Übertragung der Krebspest durch die nordamerikanischen Flusskrebse (Kamberkrebs, Signalkrebs) problematisch.

Es wurden drei Seeabfluss-Gewässer Schleswig-Holsteins untersucht. Dieser Gewässertyp wurden gewählt, da vermutet wird, dass sich juvenile Krebse gut und sogar ausschließlich von Zooplankton ernähren können (Sáez-Royuela et al. 2007, Pullwitt 2010) und sich somit der natürlicherweise erhöhte Planktonanteil am Seeabfluss als biotischer Parameter widerspiegeln könnte. Eine erweiterte Darstellung der Studie und deren Details sind in Meerheim (2011) zu finden.

Material und Methoden

Gewässer und Strukturen

Für diese Studie wurden drei Seeabflüsse im Naturraum „Östliches Hügelland" der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins ausgewählt (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Ausgewählte Daten zu den drei Beprobungsgewässern. O = Oberlauf, M = Mittellauf, U = Unterlauf

Gewässer	Hohenfelder Mühlenau	Salzau	Obere Eider (Teilstrecke)
Typ nach WRRL	Typ 16: „Kiesgeprägte Tieflandbäche"	Typ 16: „Kiesgeprägte Tieflandbäche"	Typ 19: „Kleine Niederungsfließgew. in Fluss- und Stromtälern"
vorgeschaltetes Gewässer	Selenter See	Selenter See	Schulensee
	Größe: 22,4 km^2	Größe: 22,4 km^2	Größe: 0,19 km^2
	Trophiestufe: mesotroph	Trophiestufe: mesotroph	Trophiestufe: polytroph?
nachgeschaltetes Gewässer	Ostsee	Passader See	Westensee
ausgewählte Beprobungsabschnitte	O: „Klinker"	O: „Fargau"	O: „Schulensee"
	M: „Aukamp"	M: „Charlottental"	M: „Mielkendorf"
	U: „Unterhalb KA Malmsteg"	U: „Jabek"	U: „Hohenhude"

Alle drei Gewässer fließen teils durch Ortschaften, teils durch überwiegend landwirtschaftlich genutzte Landschaft. Einleitungen aus Kläranlagen sind für die Hohenfelder Mühlenau oberhalb von „Unterhalb KA Malmsteg" und in der Salzau oberhalb von „Jabek" bekannt. Die gewählten, 50 m langen Beprobungsabschnitte repräsentieren das jeweilige Gewässer recht gut.

Durch die Wahl vergleichbarer Gewässerabschnitte (Ober-, Mittel- und Unterlauf) war es möglich, die Befunde miteinander in Beziehung zu setzen. Für jeden Abschnitt erfolgte eine detaillierte Kartierung der Strukturen und etwaiger Besonderheiten.

Erfassung der Flusskrebse

Für den Nachweis der Flusskrebs-Bestände wurden drei verschiedene Methoden angewandt: Reusen (Typ: „Pirat"), Senken (Typ: „Köderfischsenken") und Nachtbegehungen (Ableuchten der Strukturen). Als Köder wurden Rotfedern aus einem Krebspest-freien Gewässer verwendet. Wurden durch zunächst ausgelegte Reusen und Nachtbegehungen keine Flusskrebse nachgewiesen, wurden erneut Reusen ausgelegt und bei weiterem Ausbleiben von Flusskrebsen Senken gesetzt und erneut eine Nachtbegehung durchgeführt. Die gefangenen Flusskrebse wurden vor Ort bestimmt und ihr geschätztes Alter sowie das Geschlecht notiert. Edelkrebse wurden anschließend wieder an ihrem Fundort freigelassen, invasive Flusskrebse wurden ins Labor mitgenommen (Bestimmung nach dem Fischereigesetz für das Land Schleswig-Holstein (Landesfischereigesetz – (LfischG) von 1996). Anschließend erfolgte eine Einstufung in die drei Kategorien „kein Nachweis", „kleine" (1-5 Individuen) oder „größere" (> 5 Individuen) Edelkrebs-Population.

Strömungsgeschwindigkeit

Die Strömungsgeschwindigkeit wurde in die drei Kategorien „mäßig“, „schnell“ oder „sehr schnell“ eingestuft.

Wasserqualität

Vor Ort wurden Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung (Typ: Oxi 330 / SET, Firma: WTW), pH-Wert (Typ: HI 98127 waterproof, pHep©, Firma: HANNA) und Leitfähigkeit (Typ: Cond 3110 Set 2 incl. TetraCon® 325-3, Firma: WTW) aufgenommen. Werte wurden als „unauffällig“ für Krebshabitate eingestuft, wenn sie nach Literaturangaben im Optimalbereich lagen. Hierzu sollten die Wassertemperatur bei maximal 25 °C und der Sauerstoffgehalt nicht unterhalb von 3 - 4 mg * l^{-1} liegen (Eder & Hödl 1999, Hager 2003). Der pH-Wert wurde nach Culas (2003) als „unauffällig“ für den Bereich von 6,0 - 8,7 eingestuft. Für die Analyse der wichtigsten Nährstoffparameter Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-), Ammonium (NH_4^+) und Ortho-Phosphat (PO_4^{3-}) wurden jeweils eine Wasserprobe je Beprobungsabschnitt entnommen und mit einem Auto-Analyzer (Typ: Evolution II, Firma: Alliance Instruments) im Labor ausgewertet. Für die Einstufung der Ergebnisse wurden die Werte der „Stoffbezogenen chemischen Gewässergüteklasse“ nach BMU (2011) verwendet.

Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos wurde einmalig an den drei verschiedenen Gewässern über „kick-sampling“ der Gewässersohle und direktes Absammeln sämtlicher repräsentativer Grobsubstrate erfasst (verwendeter Kescher: Maschenweite: 500 µm). Vor Ort wurde jeweils die Häufigkeit der einzelnen Taxa bzw. Arten in drei Häufigkeitsklassen („vereinzelt“, „häufig“, „massenhaft“) geschätzt, notiert und anschließend einige Exemplare von jedem Taxon in 70 %igen Ethanol eingelegt und zur weiteren Bestimmung ins Labor gebracht. Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe einer Binokularlupe (Typ: Stemi SV 6, Firma: Zeiss) und aktueller Bestimmungsliteratur.

Ergebnisse & Diskussion

Die <u>längszonale Verbreitung</u> in den untersuchten Gewässern zeigte, dass Edelkrebs-Bestände unabhängig vom Gewässerabschnitt (Ober-, Mittel-, Unterlauf) vorhanden sind (vgl. Abb. 1). Somit scheint der erhöhte Planktonanteil kein ausschlaggebendes Kriterium für die Habitatwahl der Edelkrebse im Längsverlauf zu sein.

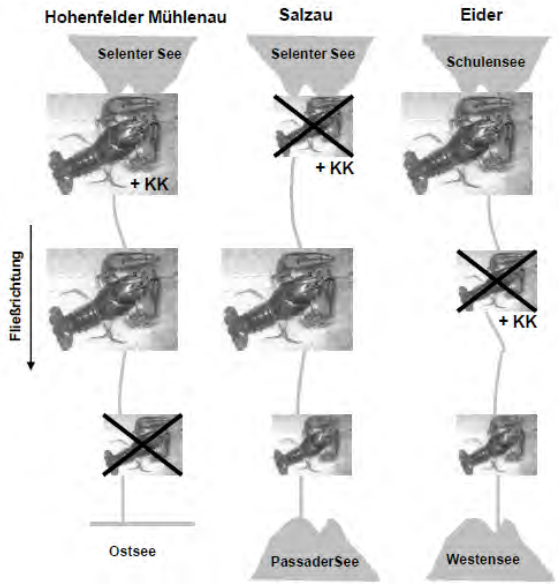


Abb. 1: Der aktuell erfasste Stand der Flusskrebs-Populationen nach den Untersuchungen an Hohenfelder Mühlenau, Salzau und Obere Eider dargestellt mit den jeweiligen Beprobungsabschnitten im Ober-, Mittel- und Unterlauf. KK = Kamberkrebs. Großes Krebsbild = „größere“ Edelkrebs-Population, kleines Krebsbild = „kleine“ Population, durchkreuztes Krebsbild = keine Nachweise.

Die vorherrschenden **Gewässerstrukturen** sind hingegen für das Edelkrebs-Vorkommen ausschlaggebend. <u>Versteckmöglichkeiten</u> wie Wurzeln, Totholz, größere Steine und die Möglichkeit zum Wohnröhrenbau (lehmige Ufer) müssen vorhanden sein.

sein. Diese Befunde stimmen mit vorhandenen Literaturangaben überein (Blanke 1998, Hager 2003, Chucholl & Dehus 2011). Makrophyten konnten nicht mit dem Vorkommen des Edelkrebses in Beziehung gesetzt werden, obwohl man weiß, dass Makrophyten insbesondere adulten Edelkrebsen auch als Nahrung und den juvenilen Krebsen als Rückzugsorte dienen können (Abrahamsson 1966).

Den deutlichsten Einfluss auf das aktuelle Fehlen von Edelkrebsen hatte offensichtlich der Gewässerausbau: an den begradigten Gewässerabschnitten fördert vermutlich das veränderte Abflussverhalten die Verschlammung der Sohle, so dass sie durch den Edelkrebs nur bedingt genutzt werden kann (vgl. Hager 2003) und zur Zusetzung des Bodenlückensystems („hyporheisches Interstitial“) der Gewässersohle führt. Durch Kolmation der Sohle geht der Lebensraum des darin lebenden Makrozoobenthos verloren (Schwoerbel & Brendelberger 2005) und könnte somit zur Auslöschung des Makrozoobenthos als Nahrungsquelle für den Edelkrebs führen. Zudem könnten an einzelnen Probestellen festgestellte Wasserstandsregulierung und extreme Wasserstandsschwankungen zum Trockenfallen der Uferwände führen und somit Edelkrebs-Vorkommen ausschließen.

Gewässerzonen, deren Strömungsgeschwindigkeit zu hoch oder zu gering ist, sind für die Besiedlung der Krebse ungünstig (Hager 2003). In dieser Studie zeigte sich, dass Abschnitte mit vergleichsweise hoher **Strömung** dann für den Edelkrebs besiedelbar sind, wenn die Sohle natürliche Grobsubstrate (Steine, Totholz) aufweist und damit ausreichend Rückzugsmöglichkeiten (strömungsfreie Räume) vorhanden sind.

Bei der Wasserqualität traten keine Werte auf, die direkt als ursächlich für das Fehlen von Edelkrebsen in Frage kamen. Einzelne, unnatürlich erhöhte Nährstoffkonzentrationen traten teils im Längverlauf auf und könnten als Anzeichen für mögliche Störungen gesehen werden.

Die **Makrozoobenthos**-Untersuchungen zeigten, dass in den Edelkrebs-Abschnitten einige Arten besonders zahlreich oder überwiegend nachweisbar waren, z.B. die Köcherfliegen *Anabolia nervosa* und *Hydropsyche* sp., die Eintagsfliegen *Baetis* sp. und *Caenis horaria*, die Krebse *Gammarus pulex*, *Pontogammarus robustoides* und *Asellus aquaticus*, *Proasellus coxalis*, die Wassermilbe *Hydrodroma torrenticola*, die Dipteren *Simulium erythrocephalum* und Chironomidae sowie Oligochaeten. Tendenziell können die meisten dieser nachgewiesenen Begleitarten als strömungsliebend von rheophil bis rheobiont eingestuft werden. Entsprechend der Theorie von Grandjean et al. (2001, 2003), die die Anwesenheit solcher Begleitarten aufgrund ihrer dem Edelkrebs vergleichbaren Habitatansprüche als mögliche Indikatoren für Dohlenkrebs-geeignete Gewässer diskutierten, könnte eine Überprüfung dieser Arten auch angewendet werden, um potenziell für Besatzmaßnahmen geeignete Edelkrebs-Gewässer zu ermitteln.

Als **invasive Flusskrebsart** wurde der Kamberkrebs in allen drei Gewässern an einem Abschnitt nachgewiesen. Das gleichzeitige Auftreten („Klinker“ in der Hohenfelder Mühlenau) bzw. die Nähe der invasiven Art zum Edelkrebs innerhalb der untersuchten Gewässer lässt vermuten, dass die Krebspest zurzeit keine Rolle in den drei Seeabflüssen spielt. Die Übertragung der Sporen über das Wasser müsste durch die zum Teil sehr kurzen Distanzen möglich sein (ungefähre Übertragungsgeschwindigkeit von 15 km * $Jahr^{-1}$; mündl. Mitteilung Schrimpf 2011). Die in den Edelkrebs-unbesiedelten Abschnitten "Fargau" der Salzau und "Mielkendorf" der Oberen Eider nachgewiesenen Kamberkrebse machen zudem deutlich, dass diese invasive Art eine höhere Toleranz gegenüber extremen Lebensraumbedingungen hat (Blanke 1998, Füreder 2009). Inwieweit durch die Konkurrenz des Kamberkrebses die Edelkrebs-Bestände zurückgedrängt werden, können nur Langzeituntersuchungen klären.

Danksagung

Diese Studie ist im Rahmen einer Masterarbeit in der Abteilung für Limnologie der Universität zu Kiel entstanden. Für die fachliche Unterstützung gilt mein Dank Dr. Rainer Brinkmann. Weiterhin danke ich folgenden Personen und Institutionen für die Unterstützung und Bereitstellung von Daten: Kai Lehmann, Arne Georg, Sabine Geisler (alle CAU Kiel), dem LLUR Schleswig-Holstein, Herrn Krumbeck (LVB Amt Selent/Schlesen), Herrn M. Purps (Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V.), Herrn Dr. U. Holm, Herrn M. Neumann sowie Helmut Jeske.

Literatur

Abrahamsson, S. A. A. (1966): Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linné. Oikos 17: 96-107

Blanke, D. (1998): Flusskrebse in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 18 (6): 146-174

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2011): http://www.bmu.de/binnengewaesser/fluesse_und_seen/schutzziele_bewertungsparameter/doc/3629.php (Abruf: 04.09.2011)

Chucholl, C. & P. Dehus (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS). Langenargen.

Culas, A. (2003): Entwicklung einer molekularbiologischen Methode zum Nachweis des Krebspesterregers *Aphanomyces astaci* SCHIKORA in nordamerikanischen Flusskrebsen (*Pacifastacus leniusculus*; *Orconectes limosus*; *Procambarus clarkii*). Ludwig-Maximilians-Universität München. Dissertation.

Dehus, P. (1990): Die Verbreitung der Flußkrebse (Decapoda; Astacidae, Cambaridae) in Schleswig-Holstein. Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 6 (3/4): 95-105

Dethlefs-Hammes, A. & H. Brendelberger (2010): Populationsuntersuchungen an Edelkrebsen in Gewässern Schleswig-Holsteins (2009 – 2010). Zoologisches Institut, Abt. Limnologie der Christian-Albrechts Universität zu Kiel. Bericht im Auftrag des Landesverbandes der Wasser- und Bodenverbände.

Eder, E. & W. Hödl (Hrsg.) (1998): Österreichs Flusskrebse. Kataloge des Ö. Landesmuseums. Linz. Neue Folge 137: Stapfia 58.

Füreder, L. (Hrsg.) (2009): Flusskrebse. Biologie – Ökologie – Gefährdung. Folio Verlag Wien/Bozen und Naturmuseum Südtirol.

Grandjean, F., Jouteux, R., Ropiquet, A., Bachelier, E. & M. Bramard (2001): Biological water quality assessment in running water sites habouring the endangered crayfish *Austropotamobius pallipes*, based on macroinvertebrates and its potential in habitat selection for restocking. Freshwater Crayfish 13: 338-347

Grandjean, F. Momon, J. & M. Bramard (2003): Biological water quality assessment of the white-clawed crayfish habitat based on macroinvertebrate communities: usefulness for its conservation. Bull. Fr. Pêche Piscic. 370-371: 115-125

Hager, J. (2003): Edelkrebse – Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. Leopold Stocker Verlag. 2. überarb. Auflage. Graz.

Fischereigesetz für das Land Schleswig-Holstein (Landesfischereigesetz - LFischG) (1996): http://www.schleswig-holstein.de/cae/servlet/contentblob/654618/publicationFile/LFischG1996.pdf (Abruf: 25.09.2011)

Meerheim, A. (2011): Mögliche abiotische und biotische Einflussfaktoren auf das Vorkommen von *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) im Freiland. CAU zu Kiel. Masterarbeit.

Pullwitt, T. (2010): Ausgewählte Aspekte der Räuber-Beute-Beziehungen zwischen einheimischen Edelkrebsen (*Astacus astacus*) und Zooplankton. CAU zu Kiel. Bachelorarbeit.

Sáez-Royuela, M., Carral, J. M., Celada, J. D., Pérez, J. R. & A. González (2007): Live feed as supplement from the onset of external feeding of juvenile signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana. Astacidae) under controlled conditions. Aquaculture 269: 321–327

Schulz, R. (2000): Status of the noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in Germany: monitoring protocol and the use of rapd markers to assess the genetic structure of populations. Bull. Fr. Pêche Piscic. 356: 123-138

Schwoerbel, J. & H. Brendelberger (2005): Einführung in die Limnologie. Spektrum Akademischer Verlag GmbH. 1. Auflage. München.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

AESHNA — Ein Verfahren zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Oliver Miler [1], Mario Brauns [2], Martin Pusch [3] & Jürgen Böhmer [4]

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, E-Mail: miler@igb-berlin, 2 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, E-Mail: mario.brauns@ufz.de, 3 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, E-Mail: pusch@igb-berlin, 4 Bioforum GmbH, Sudetenstr. 34, 73230 Kirchheim/Teck, E-Mail: juergen.boehmer@uni-hohenheim.de

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Makrozoobenthos, Seenbewertung, Hydromorphologie, Stressorindex, multimetrischer Index

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, European Commission 2000) fordert von den Mitgliedsstaaten eine Bewertung des ökologischen Zustandes aller Oberflächengewässer, u.a. auch der Seen, anhand der biologischen Qualitätselemente (BQE) Phytoplankton, Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos. Dabei ist auch der hydromorphologische Zustand der Seen zu bewerten. Phytoplankton ist ein sehr guter Indikator für trophische Belastungen. Makrophyten und Fische hingegen reagieren sowohl auf trophische als auch auf hydromorphologische Belastungen. Bezüglich der Bewertung hydromorphologischer Belastungen konnten Brauns et al. (2007a) zeigen, dass das Makrozoobenthos des Eulitorals (der oberen Uferzone zwischen der mittleren Hoch- und Niedrigwasserlinie) stark auf Habitat- und Strukturverlust sowie Wellenschlag reagiert. Daher ist das eulitorale Makrozoobenthos zur Indikation hydromorphologischer Degradation prinzipiell geeignet (Brauns et al. 2007a, 2007b). Erste Bewertungsverfahren erfolgten zunächst für Baggerseen in Rheinland-Pfalz (Böhmer 2006, 2007) und natürliche Seen in Brandenburg (Michels und Böhmer 2007). Derzeit wird ein deutschlandweit gültiges, multimetrisches Bewertungsverfahren für Seen mit Makrozoobenthos nach der EU-WRRL ("AESHNA") entwickelt (Brauns et al. 2010, Miler et al. 2011), dessen erste Ergebnisse hier vorgestellt werden sollen. Ein entsprechender Bewertungsansatz ist auf EU-Ebene ebenfalls in Arbeit (EU-Projekt WISER).

Material und Methoden

Datenbasis

Die biozönotische und abiotische Basis aller nachfolgenden Auswertungen bilden Daten, die im Rahmen mehrerer, von den einzelnen Bundesländern finanzierter Projekte erhoben wurden. Aufgrund von Unterschieden in der Bestimmungstiefe zwischen den Daten der einzelnen Projekte wurde eine taxonomische Adjustierung auf das Niveau der operationellen Taxaliste (OT) Seen durchgeführt (Brauns et al. 2010, Miler et al. 2011). Der zur Verfügung stehende Datensatz umfasst

67 Seen aus Berlin, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Bayern mit insgesamt 522 Probestellen. Von diesen sind 234 Probestellen aus 49 Seen als "Referenzstellen" eingestuft, d.h. Probestellen, die einen natürlichen Ufernutzungstyp und einem Umlandindex = 1 (niedrige Umlandindexwerte ergeben sich bei fehlender bzw. extensiver Nutzung im unmittelbaren Uferbereich) aufweisen und sich in "Referenzseen" mit einen aktuellen Trophiestatus besser als eutroph befinden.

Statistische Datenanalyse

Die Makrozoobenthosorganismen wurden habitatspezifisch beprobt und auf dem Niveau gemäss der von Brauns et al. (2010, 2011) entwickelten operationellen Taxaliste (OT) Seen bestimmt. Für die statistische Datenanalyse wurden Individuendichten der Taxa pro m^2 unter Gewichtung des Anteils der jeweiligen Habitate berechnet. Um den Effekt dominanter Arten für die ähnlichkeitsbasierten Auswertungen zu reduzieren, wurden die Individuendichten 4.-Wurzel transformiert. Als Ordinationsverfahren für die Makrozoobenthos-Artenzusammensetzung wurden die Methoden „Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung" (MDS) und „principal coordinates analysis" (PCO) verwendet (Software PRIMER v6, PERMANOVA add-on für PRIMER 6; Software R (R Development Core Team 2009, Packet Vegan für R). Eine biozönotische Seentypologie nach der Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften wurde unter Benutzung multivariater Regressionsbäume (multivariate regression trees, MRT) auf Grundlage einer Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix erstellt, um natürliche, z.B. biogeographische, Umwelteinflüsse zu berücksichtigen. Metrics (Kenngrößen der Makrozoobenthosgemeinschaft, welche deutlich und gesetzmässig auf (hydromorphologische) Belastungen reagieren) sowie daraus berechnete multimetrische Index (MMI) Varianten wurden mit einem seetypspezifischen Stressorindex korreliert (Spearman-Rankkorrelationen, Software Statistica 10 (StatSoft Inc. 2010)).

Ergebnisse und Diskussion

Typologie

Für Deutschland existiert eine Seenytopologie, die von Mathes et al. (2002) entwickelt wurde und auf abiotischen Faktoren, u.a. auf Ökoregion, Schichtungsverhalten, Volumenquotient (Einzugsgebiet), Geologie und Verweilzeit, beruht. Diese Faktoren stehen jedoch nur teilweise in kausalem Zusammenhang mit der Makrozoobenthos-Besiedlung des Litorals. Zur Erstellung eines WRRL-konformen Bewertungsverfahrens war daher zunächst die Entwicklung einer eigenständigen Typologie erforderlich, die auf für das littorale Makrozoobenthos relevanten Umweltfaktoren basierte. Die PCO Analyse ergab eine faunistisch distinkte Einteilung der untersuchten Gewässer (Abb. 1) in Flussseen des Tieflandes (Seetyp 12 nach Mathes et al. 2002), Seen des Tieflandes (Seetypen 10, 11, 13 und 14 nach Mathes et al. 2002) und Voralpen-/Alpenseen (Seetypen 1, 2, 3 und 4 nach Mathes et al. 2002). Dabei war vor allem die auf den Kandidatenmetrics beruhende Ordination (Abb. 1 A) von Bedeutung, da diese die auf den Makrozoobenthosdichten beruhende Ordination (Abb. 1 B) validierte und aus den Kandidatenmetrics letztendlich auch die multimetrischen Bewertungsindices von AESHNA gebildet wurden.

Stressorindex

Als Eichgrundlage zur Entwicklung eines Bewertungsverfahrens war es notwendig, eine Voreinschätzung der hydromorphologischen Belastung der Seen anhand abiotischer Begleitdaten durchzuführen, um aus den potentiell geeigneten Metrics diejenigen herauszufiltern, mit denen sich unbelastete von belasteten Seen unterscheiden lassen. Die zur Belastungsvoreinschätzung verwendeten

Variablen wurden in fünf Zustandsklassen eingeteilt (1 = 'sehr gut' bis 5 = 'schlecht') und anschließend zu Strukturindizes verrechnet. Für Flussseen und Seen des Tieflandes wurde der Strukturindex durch einfache Mittelwertbildung aus folgenden 5 Parametern gebildet: "% Anteil Xylal", "Experteneinschätzung des Ufertyps (Natürlich = 1, Steganlagen = 2, Badestellen = 2,5, Steinschüttungen = 3, Spundwände und Ufermauern = 5)", "Umlandindex (% Anteil von Nutzungen im unmittelbaren Uferbereich (15 m), die die Uferstruktur mäßig beeinflussen)" und "Habitatdiversität". Der Stressorindex für die Voralpen-/Alpenseen wurde aus folgenden Parametern gebildet: "% Anteil nicht natürlicher Landnutzung im unmittelbaren Uferbereich (15 m)", "% Anteil nicht natürlicher Landnutzung im Uferumfeld (100 m)", "Nutzungsindex aus den Landnutzungsanteilen im Uferumfeld (100 m) des gesamten Sees", "%-Anteil veränderter Uferlänge", "Uferstrukturbewertung (Expertenklassifikation)", "Harte Uferveränderung", "Weiche Uferveränderung".

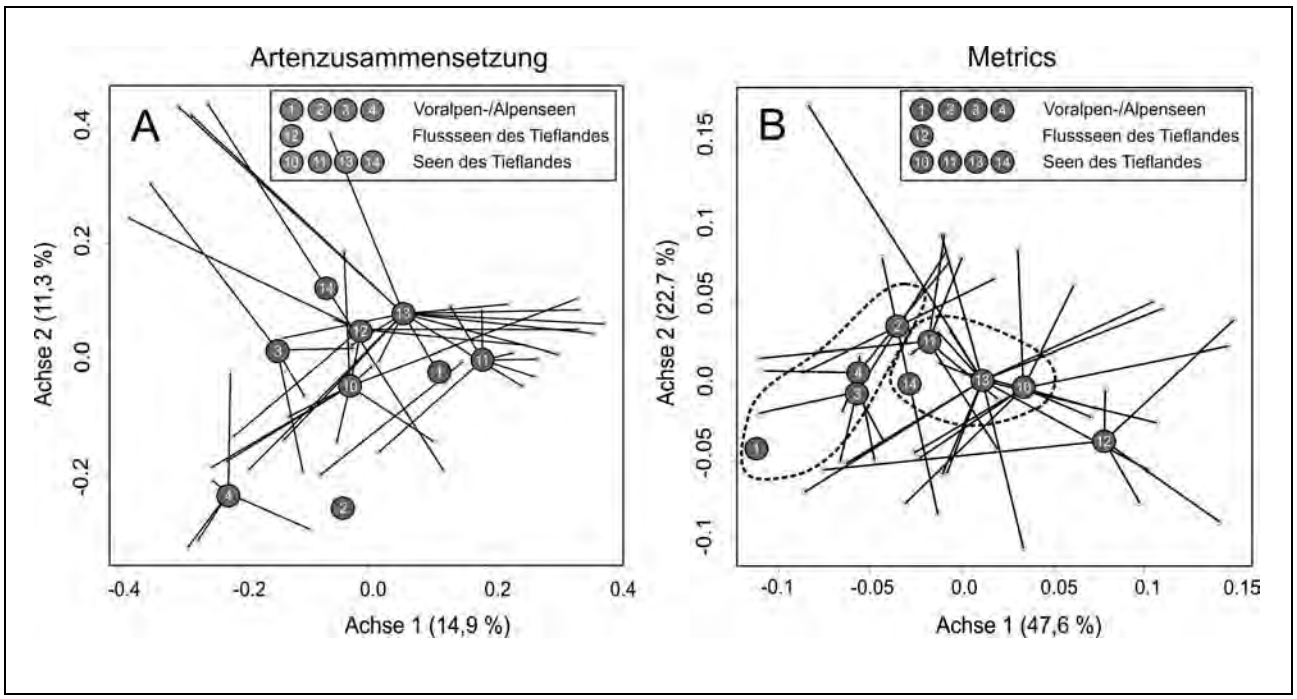


Abb. 1: Ordination (principal coordinates analysis) der Makrozoobenthos-Artenzusammensetzung und der Kandidatenmetrics basierend auf Seen, die den abiotischen Seetypen (Mathes et al. 2002) zugeordnet wurden. Die Kreise repräsentieren den Centroiden eines jeden Seetyps, die Endpunkte der Linien die dem Seetyp zugehörigen Seen.

Multimetrischer Index

Zunächst erfolgte die Berechnung von Kenngrössen der Makrozoobenthosgemeinschaften sowohl auf Basis der Individuendichten der Taxa als auch deren Häufigkeitsklassen. Es wurde daraufhin geprüft, welche der 120 berechneten Kenngrößen auf Belastungen reagieren und damit als Metrics gelten können. Insbesondere wurde, analog zum Saprobienindex in Fliessgewässern, ein für Seen des Tieflandes, Flussseen des Tieflandes und Voralpen-/Alpenseen spezifischer Faunaindex aus den Indikationswerten, Häufigkeitsklassen und Indikationsgewichten der vorkommenden Makrozoobenthostaxa (basierend auf einer Indikatorartenanalyse) berechnet (Brauns et al. 2010, Miler et al. 2011). Die berechneten Metrics wurden von 0 bis 1 normiert. Ankerpunkte dienten zur Festlegung des Metricwertes für den Wert 1 (95 % Perzentil = Referenz) und 0 (5 % Perzentil = belastet). Aus den Metrics wurden diejenigen Kandidatenmetrics ausgewählt, die bei Spearman Rangkorrelationen mit dem seetypspezifischen Stressorindex ein $\rho > 0{,}3$ oder $< -0{,}3$ aufweisen und die Kriterien der EU-WRRL (Anhang V) erfüllen, d.h. in die Gruppen "Vielfalt", "Anteil störungsempfindlicher

Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa“ und “taxonomische Zusammensetzung und Abundanz“ eingeordnet werden können. Aus den Mittelwerten von je 3-5 Kandidatenmetrics wurden MMI-Varianten gebildet, diese mit dem Stressorindex korreliert und die am besten korrelierende Variante ausgewählt. Als core Metrics, aus denen die finalen MMI Varianten für die 3 Seetypen gebildet werden, wurden letztendlich folgende Metrics ausgewählt (Tab. 1): Faunaindex (seetypspezifisch), Shannon-Wiener Diversität, Margalef Diversität, Anzahl ETO Taxa, Fortpflanzungs-Strategie (r/k), Odonata (HK %), Odonata (%), Sedimentfresser (HK %), Chironomidae (HK %), Lithalbewohner (HK %.)

Tabelle 1: Zusammensetzung des multimetrischen Indexes des Bewertungsverfahrens AESHNA für Seen des Tieflandes, Flussseen des Tieflandes und Alpen-/Voralpenseen. (HK = Häufigkeitsklasse).

Gruppe	Metric	Seen des Tieflandes	Flussseen des Tieflandes	Voralpen-/Alpenseen
	Margalef-Diversität		X	
Vielfalt	Anzahl ETO-Taxa	X		
	Shannon-Wiener Diversität			X
Toleranz	Faunaindex (seetypspezifisch)	X	X	2 X
Funktionale Metrics	Lithalbewohner (HK %)	X		
	Sedimentfresser (HK %)			X
	Fortpflanzungsstrategie (r/k)			X
Zusammensetzung	Anteil Chironomidae (HK %)		X	
	Odonata (%)	X		
	Odonata (HK %)			X

Die seetypspezifischen (unterschieden nach Flussseen des Tieflandes, Seen des Tieflandes und Voralpen-/Alpenseen) normierten core Metrics wurden für jede Probestelle ungewichtet zu einem multimetrischen Index (MMI) gemittelt, nur bei den Voralpen-/Alpenseen wurde der Faunaindex 2-fach gewertet (Tabelle 1). Anschließend wurden die MMI Werte der Probestellen für jeden See gleichmäßig über alle Probestellen gemittelt, um einen MMI-Wert als Maß für die hydromorphologische Degradation des gesamten Sees zu erhalten. Es findet somit zunächst eine Bewertung der einzelnen Probestellen statt, die dann zu einer Bewertung des gesamten Sees verrechnet wird. Der Zustand eines Sees wird dabei durch einen MMI angezeigt, der von 0 (sehr schlecht) bis 1 (sehr gut) reicht. Für die weitere Umrechnung in die von der EU-WRRL geforderten Bewertungsklassen gelten dabei folgende Klassengrenzen: ‘sehr gut’ ≥ 0,8; ‘gut’ ≥ 0,6; ‘mäßig’ ≥ 0,4; ‘unbefriedigend’ ≥ 0,2; ‘schlecht’ ≤ 0,2. Eine vorläufige Bewertung der Seen ergab eine gute Übereinstimmung mit hydromorphologischen Belastungsparametern.

Zusammenfassung

Gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) wird von den Mitgliedsstaaten eine Bewertung des ökologischen Zustands der Seen unter anderem anhand des Makrozoobenthos gefordert. Frühere Arbeiten zeigten die Eignung eulittoraler Makrozoobenthosgemeinschaften zur Bewertung anthropogener Veränderungen der Hydromorphologie von Seeufern. Ein EU-WRRL konformes Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seeufern fehlte jedoch bislang. Daher wurde auf Basis von Makrozoobenthosdaten aus 55 Tieflandseen und 12 Voralpen-/Alpenseen in

Deutschland ein den Anforderungen der EU-WRRL entsprechender Bewertungsansatz entwickelt. Die dafür erstellte biozönotische Seentypologie ergab eine Einteilung der Seen nach Ökoregion sowie der Verweilzeit. Für jeden Seetyp wurden separate multimetrische Bewertungsindizes (MMI) aus 3 bis 5 Kandidatenmetrics berechnet, welche mit einem aus Habitatanzahl/-diversität, Xylalanteil, Uferbelastungseinschätzung und Umlandnutzung zusammengesetzten seetypspezifischen Stressorindex optimal korrelierten. Dabei wurde darauf geachtet, dass neben der Korrelation mit dem Stressorindex die Kandidatenmetrics ökologisch relevant waren, und dass die von der EU-WRRL geforderten Bewertungskriterien Taxavielfalt, Verhältnis störungssensible/robuste Taxa und taxonomische/funktionale Zusammensetzung der Biozönose berücksichtigt wurden. Wesentlicher Bestandteil dieses MMI ist ein seetypspezifischer Faunaindex auf Basis einer Indikatorartenanalyse, der, analog zum Saprobienindex, aus den Indikationswerten, Häufigkeitsklassen und Indikationsgewichten der vorkommenden Makrozoobenthostaxa berechnet wurde. Eine vorläufige Bewertung der Seen ergab eine gute Übereinstimmung mit hydromorphologischen Belastungsparametern.

Danksagung

Die Entwicklung des Bewertungsverfahren wurde finanziert von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser im Rahmen der Projekte O8.09 (Brauns et al. 2010) und O5.10 (Miler et al. 2011).

Literatur

Böhmer, J. (2006 und 2007): Bewertung nach EU-WRRL mittels Makrozoobenthos für stehende Gewässer in Rheinland-Pfalz. Projektberichte für das LUWG Rheinland-Palz, 51 bzw. 99 pp.

Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch, M. und Walz, N. (2007a): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. Journal of Applied Ecology 44: 1138-1144

Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch, M. und Walz, N. (2007b): Eulittoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states. Freshwater Biology 52: 1022-1032.

Brauns, M., Böhmer, J. und Pusch, M. (2010): Entwicklung einer validierbaren und interkalibrierbaren Methode zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos.- Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: (Projekt-Nr. O 8.09), 61 pp.

Brauns, M., Garcia, X.-F. und Pusch, M. (2011): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Litoral von Seen. *In*: Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. and Pusch, Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos.- Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Projekt-Nr. O 5.10), 131 pp.

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

Michels, U. und Böhmer, J. (2007): Bestandserfassung der benthischen wirbellosen Fauna in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2007. Projektbericht im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg 105 pp.

Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. und Pusch, M. (2011): Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos.- Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Projekt-Nr. O 5.10), 131 pp.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet. Teil 1: Entwicklung der Modelle

Martin Sondermann[1], Maria Gies[1], Daniel Hering[1] & Christian K. Feld[1]

[1]Universität Duisburg-Essen Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, martin.sondermann@uni-due.de

Keywords: Makrozoobenthos, *Dinocras cephalotes, Perla marginata, Silo pallipes*, Gewässerstrukturgüte, Landnutzung, Logistische Regression, Nichtparametrische Multiplikative Regression (NPMR)

Einleitung

Obwohl naturnähere Gewässerstrukturen geschaffen werden ist ein Effekt auf das Makrozoobenthos oft nicht messbar (Jähnig et al. 2009, Sundermann et al. 2011a). Eine wesentliche Grundlage für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung ist eine Population in Nähe der renaturierten Gewässerstrecke (Sundermann et al. 2011b). Um das Wiederbesiedlungspotenzial besser abschätzen zu können, könnten deshalb Habitateignungskarten helfen, die die räumliche Verbreitung der Zielarten zeigen. Dazu wurden auf Basis von 112 Probestellen in einem Einzugsgebiet der oberen Ruhr Regressionen für ausgewählte Arten des Makrozoobenthos gerechnet und zur Prognose des Vorkommens in allen Gewässerabschnitten im Untersuchungsgebiet herangezogen.

Dabei sollten folgende Fragen beantwortet werden.

1. Eignen sich Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung und Landnutzung im Einzugsgebiet bereits zur allgemeinen Habitatbeschreibung?
2. Wie verhält sich die prognostizierte Artenverbreitung zur tatsächlichen Verbreitung?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Probestellen

Das Einzugsgebiet der oberen Ruhr erstreckt sich von der Quelle der Ruhr bis zur Einmündung der Lenne über 3.000 km^2. Die Gewässer sind grobmaterialreich-silikatisch und werden überwiegend den Fließgewässertypen 5, 9 und 9.2 zugeordnet. Die Heterogenität des Einzugsgebiets und die Intensität der Landnutzung lassen auf lange Umweltgradienten schließen. An 121 Gewässerabschnitten mit 100 m Länge wurde deshalb im Jahr 2010 habitatspezifisch die Präsenz verschiedener Makroinvertebraten geprüft.

Makrozoobenthos

Die Geländebeprobung zielte auf insgesamt elf Arten des Makrozoobenthos: *Calopteryx virgo*, *Dinocras cephalotes*, *Gammarus pulex*, *Hydropsyche dinarica*, *Hydropsyche incognita*, *Hydropsy-*

che instabilis, *Leuctra geniculata*, *Perla marginata*, *Silo pallipes*, *Silo piceus* und *Siphlonurus lacustris* und beinhaltet Arten mit merolimnischer und hololimnischer Lebensweise. Im Folgenden werden zunächst nur die Ergebnisse zu *Dinocras cephalotes*, *Silo pallipes* und *Perla marginata* vorgestellt.

Umweltvariablen

Um die Habitatbedingungen flächendeckend vorauszusagen, bieten sich Parameter aus digitalen Karten an. Neben den Parametern der Gewässerstrukturgüte (GSG) zur Beschreibung der Struktur in und am Gewässer und der Landnutzung entlang des Gewässers wurden zudem die Höhe ü. NN und die Entfernung der Probestelle zur Quelle für die Modellentwicklung genutzt (s. Tabelle 1). Zur Beschreibung der GSG-Einzelparameter wurden deren Indexwerte für das GSG-Bewertungsverfahren herangezogen. Je naturferner die Ausprägung des Einzelparameters, desto höher ist der zu vergebene Indexwert.

Tab. 1: In die Berechnung der Logistischen Regression und NPMR einfließende Umweltvariablen, deren Datengrundlage und Zuordnung zu einer Parametergruppe.

Gruppe	Parameter	Grundlage
Substrate	Substratdiversität	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Besondere Sohlenstrukturen	GSG, 7 Bewertungsklassen
Morphometrie	Quellentfernung [m]	NRW Gewässernetz 3A
	Höhe [m ü. NN]	Digitales Geländemodell
	Ortslage [0 = nein, 1 = ja]	GSG, 2 Klassen
	Laufkrümmung	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Krümmungserosion	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Besondere Laufstrukturen	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Querbauwerke	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Strömungsdiversität	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Breitenerosion	GSG, 7 Bewertungsklassen
Uferstruktur	Uferbewuchs Gehölze, pessimaler Index	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Uferverbau mit über 50% Flächenanteil, pessimaler Index	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Besondere Uferstrukturen, pessimaler Index	GSG, 7 Bewertungsklassen
Landnutzung	Flächennutzung mit über 50% Flächenanteil, pessimaler Index	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Gewässerrandstreifen über 50 m, pessimaler Index	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Schädliche Umfeldstrukturen, pessimaler Index	GSG, 7 Bewertungsklassen
	Laubwald im schmalen Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Laubwald im breiten Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Nadel- und Mischwald im schmalen Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Nadel- und Mischwald im breiten Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Extensive Nutzung im schmalen Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Extensive Nutzung im breiten Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Acker im schmalen Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Acker im breiten Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Siedlung im schmalen Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Siedlung im breiten Puffer [%]	Landnutzung im Einzugsgebiet
	Landnutzungsquotient	Landnutzung im Einzugsgebiet

Die Länge der Parameter-Gradienten wurde visuell über eine Darstellung als Boxplots für jeden Parameter geprüft, wobei Parameter mit nur kurzen Gradienten von der weiteren Analyse ausgeschlossen wurden. Mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurden zudem stark autokorrelierte Parameter identifiziert und ebenfalls ausgeschlossen. Der daraus resultierende Parametersatz wurde daraufhin in die Gruppen Morphometrie, Uferstruktur und Landnutzung unterteilt (s. Tabelle 1). Mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) wurde der Anteil der Nutzungsarten innerhalb verschiedener Pufferstreifen entlang der Gewässer ermittelt. Um die terrestrische Habitateig-

nung und die Rückhaltemöglichkeit partikulärer und stofflicher Belastungen aus dem Einzugsgebiet zu fassen, wurde ein schmaler Pufferstreifen von ca. 20 m Gesamtbreite und 1000 m Länge, sowie ein breiter Pufferstreifen mit 200 m Gesamtbreite und 100 m Länge entlang und oberhalb der Probestelle berechnet. Mit einem Quotienten aus Waldanteil im schmalen Pufferstreifen und Siedlungs- und Ackeranteil im breiten Pufferstreifen sollte die Nutzungsintensität berücksichtigt werden. Je höher der Quotient ist, desto geringer ist die Nutzungsintensität.

Regressionen und Habitateignungskarten

Für die Modellentwicklung wurden die Umweltparameter und Modellarten mit zwei verschiedenen Methoden verrechnet: Logistische Regression (LR) und Nichtparametrische Multiplikative Regressionen (NPMR). Die Logistische Regression korreliert in einem ersten Schritt die Umweltparameter einzeln mit dem Vorkommen einer Art, sortiert die Umweltparameter in ihrer Bedeutung und nimmt anschließend Schritt für Schritt einen Parameter in die Regressionsfunktion auf, beginnend mit dem Wichtigsten. Steigt der Anteil der erklärten Varianz nicht mehr signifikant an, wird dieser iterative Prozess beendet (weiterführende Informationen in Kühnel et al. 1989, Fromm 2005). Mit der NPMR wird im Gegensatz zur LR keine sigmoidale Funktion zwischen Arten und der Kombination aus Umweltparameter berechnet, der Funktionsverlauf ist flexibel und wird dem Datensatz angepasst (weiterführende Informationen in McCune 2006). Ergebnis beider Regressionsverfahren ist ein Wahrscheinlichkeitswert zwischen 0 und 1 für das Vorkommen einer Art, der über einen definierten Trennwert (0,5) in Vorkommen oder Nichtvorkommen eingeteilt wird. Diese Information zu Vorkommen oder Nichtvorkommen dient der Darstellung geeigneter Fließgewässerabschnitte und zur Prognose des Vorkommens einer Art für jeden Gewässerstrukturgüteabschnitt. Um die Modellgüte einzuschätzen kann für die logistische Regression Nagelkerkes R^2 (R_N^2) herangezogen werden. Wie das Bestimmtheitsmaß der linearen Regression (R^2), liegt der Wertebereich des R_N^2 zwischen 0 und 1. Je näher R_N^2 bei 1 liegt, desto stärker ist der Zusammenhang zwischen den beobachteten Werten und der Regression (Fromm 2005). Mit dem *area under the curve*-Wert (AUC) kann die NPMR beurteilt werden. Ein AUC-Wert von 0,7-0,9 ist akzeptabel, von 0,9-1,0 indiziert der AUC-Wert eine hohe Modellgüte.

Die Habitateignungskarten wurden für alle Arten anhand der Vorkommenswahrscheinlichkeiten mit einem Geographischen Informationssystem auf Basis der Gewässerabschnitte der digitalen nordrhein-westfälischen Gewässerstrukturgütekarte erstellt. Dazu wurde das prognostizierte Vorkommen (0,5-1,0) sowie Nichtvorkommen (0-0,5) entlang einer Grauskala flächendeckend für jeden 100 m-Abschnitt dargestellt. Abschnitte, die methodisch bedingt nicht berechnet werden konnten, wurden gekennzeichnet. Um zu prüfen, inwiefern sich die LR-Modelle mit den NPMR-Modellen decken, wurde eine Übereinstimmungsquote [%] berechnet.

Ergebnisse

Art-Umwelt-Beziehung

Dinocras cephalotes wurde mit einer Stetigkeit von 28% gefunden. Das Modell auf Basis der LR ermittelte den Landnutzungsquotienten und die Quellentfernung als habitatbestimmende Variablen (R_N^2 = 0,361), das Modell auf Basis der NPMR zusätzlich noch die Höhe ü. NN, Nadel- und Mischwald im breiten Puffer und die besonderen Sohlstrukturen (AUC = 0,88) (vgl. Tabelle 2).

Mit einer Stetigkeit von 35% kam *Silo pallipes* etwas häufiger vor. Beide Modelle erreichten für diese Art eine höhere Güte: R2 = 0,498 (LR) und AUC = 0,86 (NPMR).

Tab. 2: Für drei Arten sind die einbezogenen Umweltvariablen für die LR (mit Modellgütemaß R_N^2) und NPMR (mit Modellgütemaß AUC) angegeben. Für die Umweltvariablen in der LR ist noch die Korrelation zu dem Artvorkommen aufgeführt (pos./neg.).

Art	LR	R_N^2	NPMR	AUC
Dinocras cephalotes	Landnutzungsquotient (pos.)	0,361	Quellentfernung	0,88
	Quellentfernung (neg.)		Höhe ü. NN	
			Nadel- und Mischwald im breiten Puffer	
			Besondere Sohlstrukturen	
Silo pallipes	Substratdiversität (neg.)	0,498	Höhe ü. NN	0,86
	Uferbewuchs (neg.)		Extensive Nutzung im breiten Puffer	
	Besondere Laufstrukturen (pos.)		Breitenerosion	
	Extensive Nutzung im schmalen Puffer (pos.)		Schädliche Umfeldstrukturen	
	Höhe ü. NN (pos.)			
Perla marginata	Landnutzungsquotient (pos.)	0,255	Quellentfernung	0,74
	Extensive Nutzung im schmalen Puffer (pos.)		Nadel- und Mischwald im breiten Puffer	
			Substratdiversität	
			Landnutzungsquotient	

Perla marginata wurde mit einer ähnlichen Stetigkeit (34%) gefunden. Die Güte der LR und NMPR sind jedoch niedriger: $R_N^2 = 0{,}255$ (LR) und AUC = 0,74 (NMPR)

Beispielhaft sind für *Dinocras cephalotes* die Habitateignungskarten auf Basis der LR und NPMR abgebildet (s. Abbildung 1). Auffällig ist, dass die prognostizierten Vorkommen (schwarz) bei beiden Modellen vor allem in den Typ-5 Gewässern liegen, und die LR für *Dinocras cephalotes*

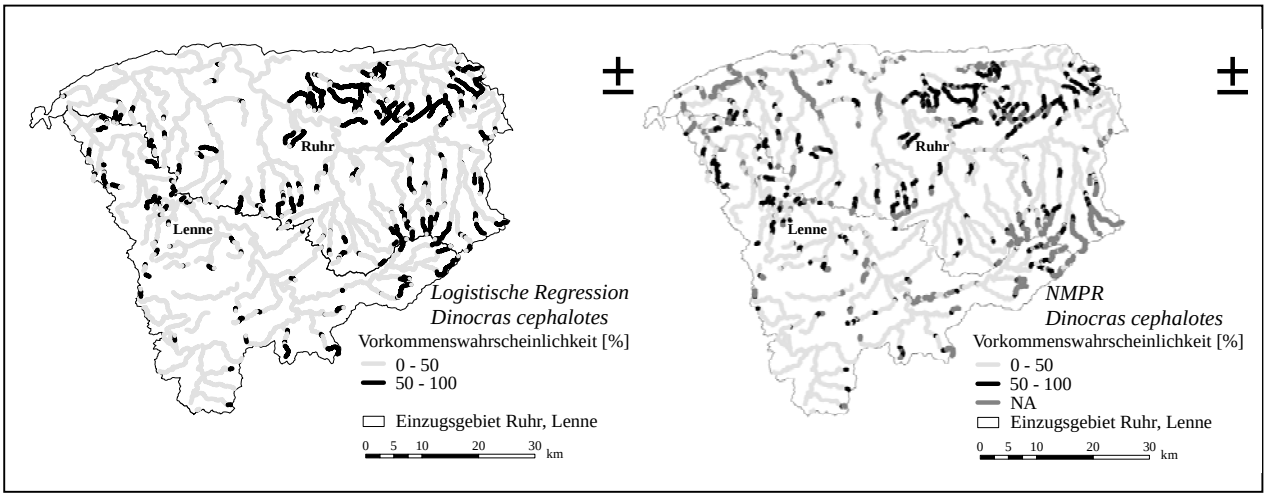


Abb. 1: Habitateignungskarten für *Dinocras cephalotes* auf Basis der Vorkommenswahrscheinlichkeitswerte der LR (links) und NPMR (rechts) für jeden Gewässerstrukturgüteabschnitt im Einzusgsgebiet der oberen Ruhr. Prognostizierte Vorkommen (0-50%) sind schwarz markiert, prognostizierte Nichtvorkommen (50-100%) hellgrau. Nicht zu berechnende Abschnitte (NA) sind grau markiert.

insgesamt mehr Gewässerabschnitte als geeignete Habitate identifiziert als die NPMR. Ein weiterer Unterschied ist, dass mit dem NPMR-Modell die Habitateignung für 24% der GSG-Abschnitte nicht prognostiziert werden konnte (grau). Wenn diese Abschnitte nicht berücksichtigt werden, stimmen die LR- und NPMR-Prognosen zum Vorkommen und Nichtvorkommen von *Dinocras cephalotes* zu 68% überein.

Diskussion und Zusammenfassung

Für *Dinocras cephalotes* und *Silo pallipes* konnten auf Basis der beiden Modellansätze (LR und NPMR) akzeptable Habitatmodelle entwickelt werden. Die erreichte Modellgüte liegt mit R_N^2 = 0,368-0,491 (LR) zwar noch niedrig, die AUC-Werte der NPMR-Modelle (0,86-0,88) indizieren aber bereits brauchbare Ergebnisse.

Die Parameter Höhe ü. NN oder Quellentfernung sind in allen Modellen enthalten und zeigen die längszonale Einnischung der Arten mit Vorkommensschwerpunkten eher in den Bächen (Typ 5) oder Flüssen (Typ 9). Daneben enthalten die Modelle aber auch Parameter der Landnutzung und der Gewässerstrukturgüte und zeigen damit die Beziehung der Artenvorkommen zur Gewässerstruktur und Habitatbeschaffenheit. Die Modellgüte für *Perla marginata* war vergleichsweise niedrig (R_N^2 = 0,255; AUC = 0,74), wobei hier noch Unklarheit über die Ursache besteht.

Die Habitateignungskarten für *Dinocras cephalotes* und *Silo pallipes* könnten als Ausgangsbasis für eine Ausbreitungsmodellierung innerhalb des Untersuchungsgebiets dienen. Die Verbreitung von *Dinocras cephalotes* in den Typ 5-Gewässern (s. Abbildung 1) deckt sich mit der Präferenz für das Metarithral bis zum Epirithral und der Präferenz für Höhen zwischen 300-450 m im Mittelgebirge (Graf et al. 2009, Graf et al. 2007). Wesentlich für die Verschiebung in den quellnäheren Bereich könnte an den dort zu erwartenden höherem Landnutzungsquotienten liegen, der in der LR als erklärender Parameter aufgenommen wurde.

Die Habitateignungskarten, die auf den p-Werten der NPMR basieren, weisen für *Dinocras cephalotes* jedoch einen erheblichen Anteil nicht prognostizierbarer Stellen auf, was die Aussagefähigkeit des NPMR-Modells für das gesamte Untersuchungsgebiet einschränkt. Was der dahinterstehende Grund ist, und ob dies auch für die anderen zehn Arten zutrifft, wird zu prüfen sein.

Danksagung

Diese Untersuchung ist Teil einer Promotion im Rahmen des DFG-Bündelprojekts „Steuerungsmechanismen von Besiedlungsmustern in Fließgewässern: Dispersion und Etablierung von Invertebraten-Biozönosen“. Mein besonderer Dank gilt Maria Gies, Dr. Christian Feld, Dr. Armin Lorenz und Prof. Dr. Daniel Hering sowie den übrigen Mitgliedern der Arbeitsgruppe an der Universität Duisburg-Essen.

Literatur

Fromm, S. (2005): Binäre logistische Regressionsanalyse. Eine Einführung für Sozialwissenschaftler mit SPSS für Windows, Bamberger Beiträge zur empirischen Sozialforschung, Band 11.

Graf, W., Lorenz, A.W., Tierno de Figueroa, J.M., Lücke, S., López-Rodríguez, M.J., Davies, C. (2009): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 2 - Plecoptera. Edited by Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 262pp.

Graf, W., Lorenz, A.W., Tierno de Figueroa, J.M., Lücke, S., López-Rodríguez, M.J., Murphy, J., Schmidt-Kloiber, A. (2007): Plecoptera Indicator Database. Euro-limpacs project, Workpackage 7 - Indicators of ecosystem health, Task 4, www.freshwaterecology.info, version 5.0 (accessed on [08.12.2011]).

Jähnig, S., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A.W., Hering, D. (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. Journal of Applied Ecology 46 (2): 406-416.

Kühnel, S., Jagodzinski, W., Terwey, M. (1989): Teilnehmen oder Boykottieren: ein Anwendungsbeispiel der binären logistischen Regression mit SPSSx. ZA-Information, Zentralarchiv für Empirische Sozialforschung (25): 1989, 44-75.

McCune, B. (2006): Non-parametric habitat models with automatic interactions. Journal of Vegetation Science 17: 819-830.

Sundermann, A., Antons, C., Cron, N., Lorenz, A.W., Hering, D., Haase. P. (2011a): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. Freshwater Biology 56: 1689-1702.

Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011b): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications 21 (6): 1962–1971.

Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet Teil 2: Validierung/Prognosefähigkeit

Gies, Maria, Martin Sondermann, Daniel Hering & Christian K. Feld

Universität Duisburg-Essen Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, maria.gies@uni-due.de

Keywords: Makrozoobenthos, Verbreitung, Habitatmodell, *Dinocras cephalotes*, *Perla marginata*, *Silo pallipes*, Logistische Regression, Nichtparametrische Multiplikative Regression (NPMR), Receiver Operating Characteristics (ROC), area under the curve (AUC)

Einleitung

Renaturierungen haben trotz signifikanter Verbesserungen der Hydromorphologie nicht die erwarteten positiven Effekte auf die Lebensgemeinschaften und damit auf die Gewässerbewertung (Jähnig et al. 2009). Die Wiederbesiedlung renaturierter Abschnitte mit sensitiven Arten kann nur durch entsprechende Populationen in Nähe dieser Abschnitte erfolgen (Sundermann et al. 2011). Nischenmodellierung kann dabei helfen, mögliche Populationen auf Basis hydromorphologischer Parameter und Landnutzung im Einzugsgebiet vorherzusagen. Um Modelle hinsichtlich ihrer Prognosefähigkeit einzuschätzen, wird häufig eine in die Modellierung integrierte Kreuzvalidierung angewendet. Auf eine direkte Validierung der Modelle durch eine Überprüfung der Vorhersagen im Gelände wird oft verzichtet, obwohl solch eine direkte Überprüfung der Methode eher Aufschluss darüber geben würde, ob ein Modell die Realität widerspiegelt. In dieser Untersuchung wurden verschiedene Regressionsmodelle hinsichtlich ihrer Prognosen zum Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von Modellarten direkt im Gelände überprüft, um Aufschluss über die Modellgüte und Verläßlichkeit, v.a. des möglichen Vorkommens von Makroinvertebraten zu erlangen.

Material und Methoden

Die Modellierung des Artenvorkommens bezog sich auf Probestellen im Einzugsgebiet der oberen Ruhr (inkl. der Lenne), das sich von der Quelle bei Winterberg bis zur Einmündung der Lenne erstreckt. Dieses Untersuchungsgebiet wird durch grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5) und fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Typ 9) charakterisiert. Im Jahr 2010 wurde an 121 Gewässerabschnitten von 100 m Länge die Präsenz der folgenden elf Makroinvertebraten habitatspezifisch überprüft: *Calopteryx virgo, Dinocras cephalotes*, *Gammarus pulex*, *Hydropsyche dinarica*, *Hydropsyche incognita*, *Hydropsyche instabilis*, *Leuctra geniculata*, *Perla marginata*, *Silo pallipes*, *Silo piceus* und *Siphlonurus lacustris*. Basierend auf der in 2010 ermittelten Präsenz/Absenz dieser Arten sowie der Gewässerstrukturgüte und Landnutzung oberhalb der Probestelle wurde mittels zweier Regressionsmethoden (logistische Regression (logReg) und nichtparametrische multiplikative Regression (NPMR)) die Vorkommenswahrscheinlichkeit für alle Abschnitte im Einzugsgebiet berechnet.

Im Jahr 2011 wurden erneut 104 Gewässerabschnitte im Einzugsgebiet beprobt, um die Modellvorhersagen zu überprüfen. Die Probestellen wurden basierend auf den Vorkommensvorhersagen der Modelle ausgewählt und deckten sowohl Bäche als auch Flüsse ab. Um einen ersten Eindruck von der Prognosefähigkeit dieser Modelle zu bekommen, wurde zunächst eine Trefferquote (richtiges Vorkommen bzw. richtiges Nichtvorkommen) berechnet. Dazu wurden die Vorhersagen (Werte zwischen 0 und 1) bei einem Grenzwert von 0,5 in einem binären Datensatz (Werte 0,5 = Vorkommen, Werte ≤0,5 = Nichtvorkommen) überführt und Übereinstimmungen zwischen Beobachtungen und Vorhersagen beschrieben.

Zudem wurde die Validierungsmethode der *receiver operating characteristic* (ROC) angewandt, die zunehmend in der ökologischen Modellierung Anwendung findet (z.B. Bartelt et al. 2011). Diese Methode dient der Bewertung der Güte eines Modells (Fawcett 2006). In einem Diagramm werden für eine definierte Anzahl an Grenzwerten die Sensitivitäten (Richtig-Positiv-Rate) als Ordinate und die Spezifitäten (Falsch-Positiv-Rate) als Abszisse gegeneinander aufgetragen. Es resultiert typischerweise eine gekrümmte, aufsteigende Kurve. Der AUC-Wert (*area under the curve*) beschreibt den Flächenanteil unter der Kurve und ist ein Maß für die Güte des Modells. Er beschreibt die Wahrscheinlichkeit, dass die Verteilung der richtigen Vorhersagen statistisch höher ist als die Verteilung der falschen Vorhersagen und kann auch nichtparametrisch abgeschätzt werden (DeLong et al. 1988). Nähert sich die ROC-Kurve der Diagonalen an (AUC = 0,5), so ist die Trefferquote gleich der Falsch-Positiv-Quote, was dem Zufall entspricht. Je näher sich die Kurve der oberen linken Ecke des Diagramms annähert, desto höher wird der AUC-Wert und desto besser ist demnach das Modell. Im Allgemeinen indizieren AUC-Werte von 0,7–0,9 eine akzeptable Modellgüte. Werte ≥ 0,9 zeigen eine hohe Prognosegenauigkeit an (Swets 1988). Die Erstellung der ROC-plots wurde mit der Statistiksoftware R 2.13.1 durchgeführt (unter Verwendung des Pakets „PresenceAbsence“).

Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt den Anteil an richtigen Vorhersagen im Validierungsdatensatz für die NPMR- und logReg-Modelle. Beide Modellierungsmethoden liefern im Durchschnitt eine Trefferquote von um die 50 %, z.T. bei 70 % (*G. pulex, H. dinarica, H. instabilis, S. lacustris*) bis zu 90 % (*H. incognita*). Jedoch liegt dabei der Anteil des richtig vorhergesagten Nichtvorkommens für alle Modellarten (Abb. 2) deutlich über 60 %, z.T. sogar 90 – 100 % (z.B. *H. dinarica, L. geniculata*).

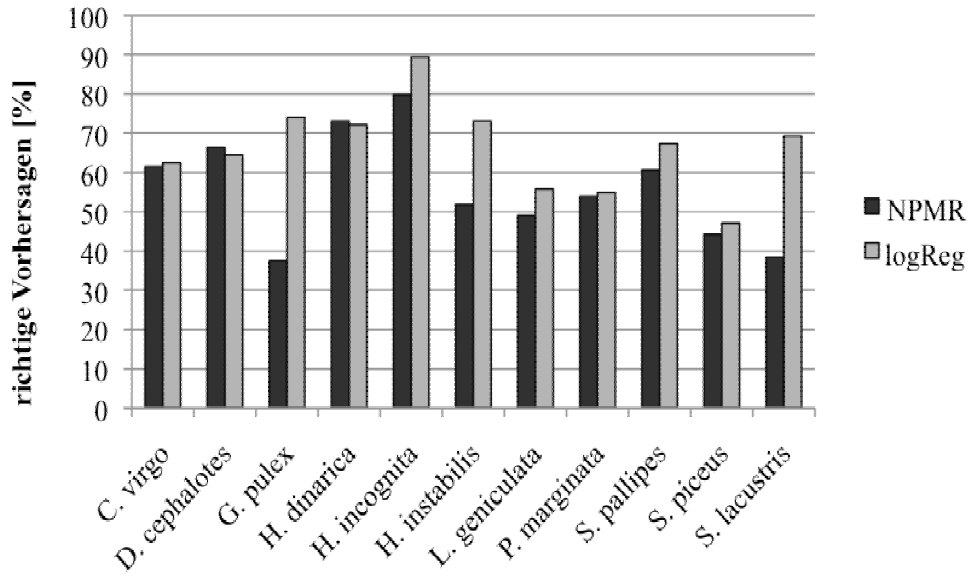


Abb. 1: Anteil richtiger Vorhersagen (%) für die NPMR- und logReg-Modelle.

Bei *H. incognita* werden alle richtigen Vorhersagen durch das Nichtvorkommen repräsentiert. Eine Ausnahme bildet die Modellart *H. instabilis*, für die beide Modelle einen deutlich höheren Anteil an richtig vorhergesagtem Vorkommen aufweisen (74 % bei logReg, 83 % bei NPMR, Abb. 3). Für alle anderen Modellarten liegen die richtig vorhergesagten Vorkommen um die 10 bis max. 40 %.

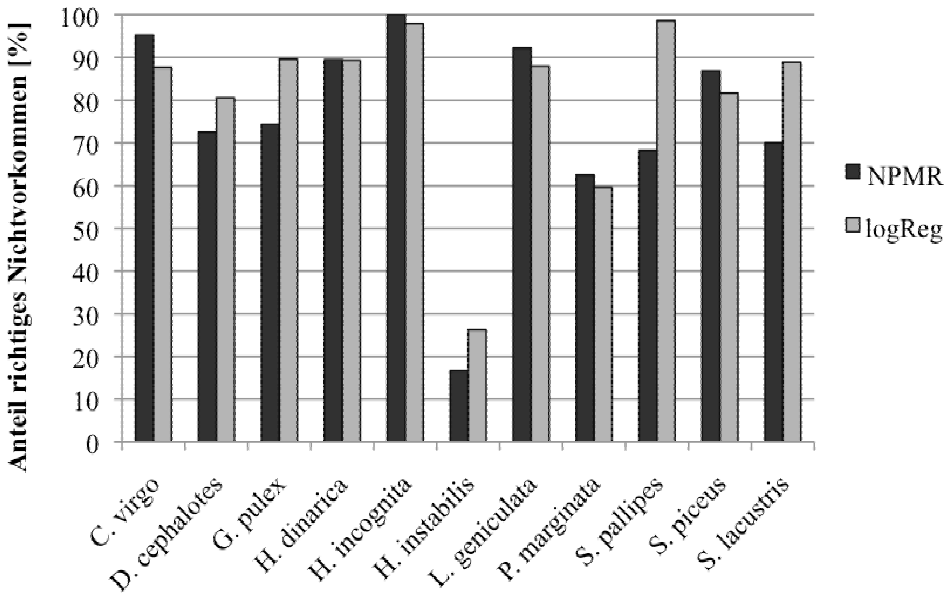


Abb. 2: Anteil richtig vorhergesagter Nichtvorkommen (%) für NPMR- und logReg-Modelle.

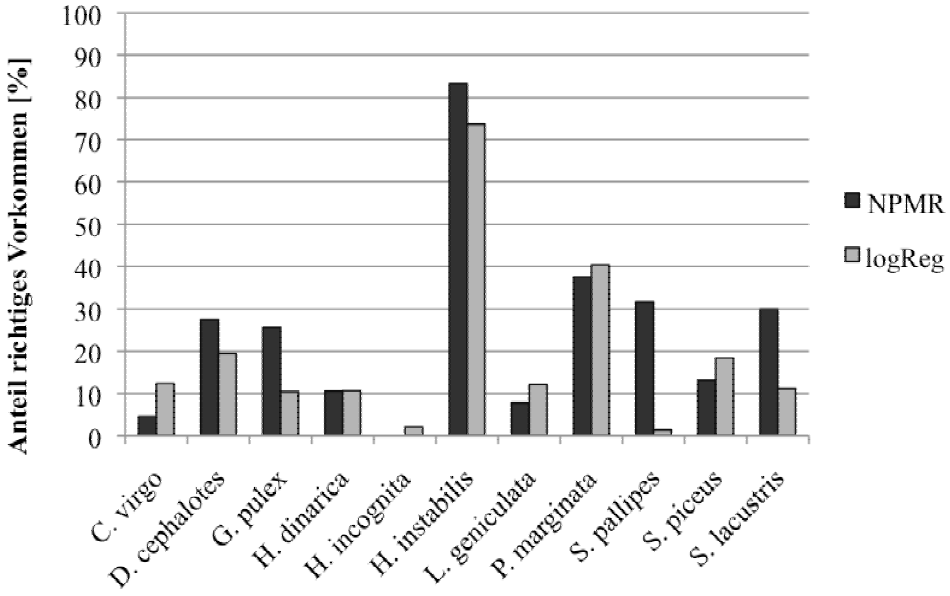


Abb. 3: Anteil richtig vorhergesagter Vorkommen (%) für NPMR- und logReg-Modelle.

Die ROC-Analyse ergab für einige Arten gute Ergebnisse mit akzeptablen AUC-Werten. Für *D. cephalotes* (Abb. 4A) und *S. pallipes* (Abb. 4B) zeigen die ROC-plots AUC-Werte von über 0,7 für

die logReg-Modelle und sogar von 0,83 bzw. 0,80 für die NPMR-Modelle. Es gab jedoch auch Modelle, die keine gute Prognosefähigkeit aufwiesen wie z.B. bei *P. marginata* (Abb. 4C).

Hier schwanken die ROC-Kurven um die Diagonale und zeigen somit annähernd zufällige Vorhersagen der Modelle an. Auch für *C. virgo* und *G. pulex* ergeben sich AUC-Werte, die auf eine zufällige Vorhersage schließen lassen (Tabelle 1). Die logReg-Modelle weisen nur für *H. instabilis* und *S. lacustris* eine deutlich höhere Modellgüte auf. Für alle anderen Modellarten zeigen die NPMR-Modelle vergleichbare oder bessere Modellgüten gegenüber der logReg-Modelle.

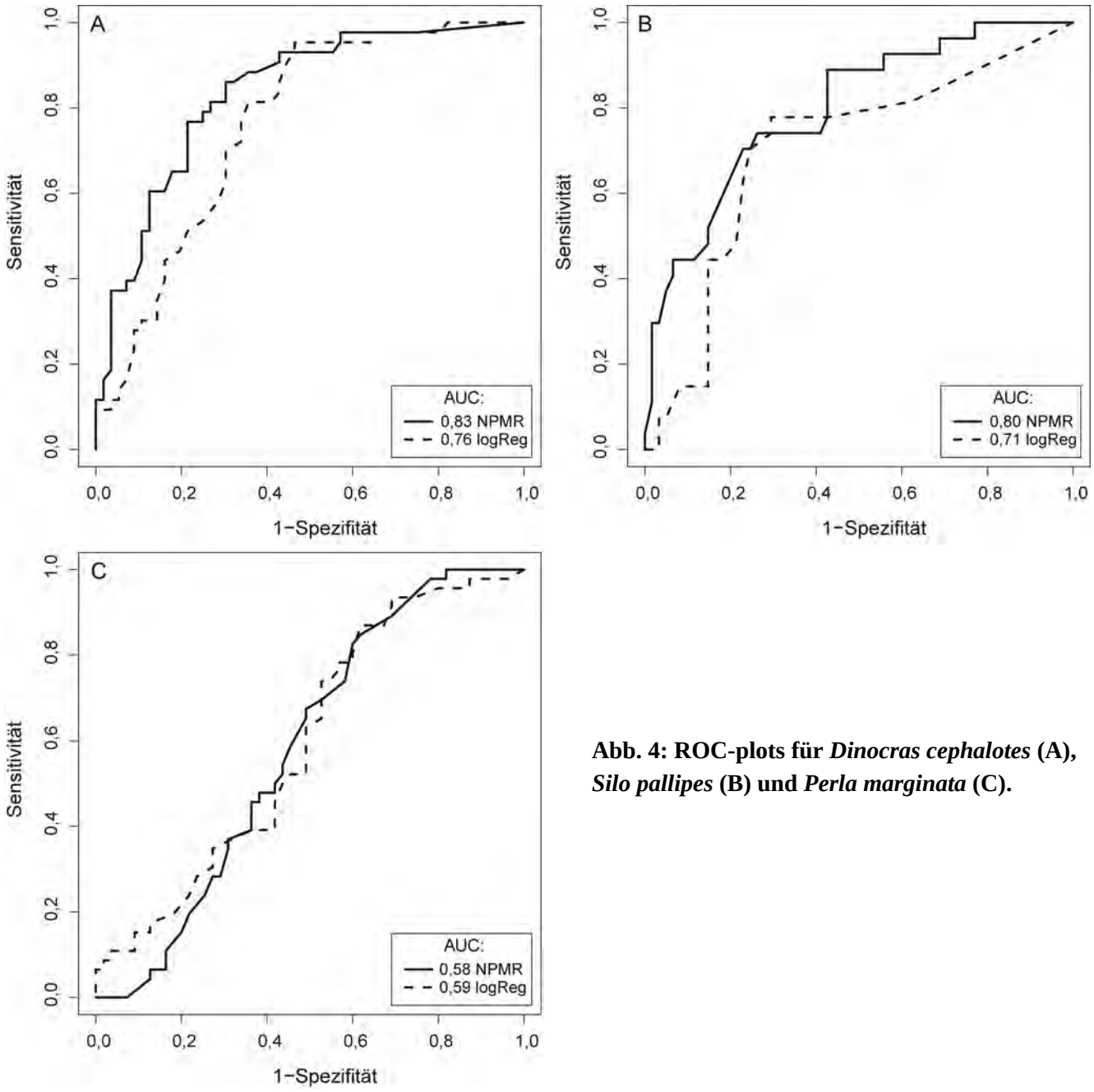


Abb. 4: ROC-plots für *Dinocras cephalotes* (A), *Silo pallipes* (B) und *Perla marginata* (C).

Tab. 1: AUC-Werte der Modelle für alle Modellarten (sd = Standardabweichung).

	NPMR-Modelle		logReg-Modelle	
Modellart	**AUC**	**sd**	**AUC**	**sd**
Calopteryx virgo	0,58	0,07	0,51	0,08
Dinocras cephalotes	0,83	0,04	0,76	0,05
Gammarus pulex	0,62	0,07	0,65	0,08
Hydropsyche dinarica	0,73	0,05	0,65	0,07
Hydropsyche incognita	0,70	0,09	0,74	0,09
Hydropsyche instabilis	0,59	0,06	0,75	0,05
Leuctra geniculata	0,72	0,06	0,53	0,07
Perla marginata	0,58	0,06	0,59	0,06
Silo pallipes	0,80	0,05	0,71	0,06
Silo piceus	0,61	0,07	0,57	0,10
Siphlonurus lacustris	0,57	0,06	0,70	0,06

Diskussion

Für *D. cephalotes* und *S. pallipes* weisen sowohl die NPMR als auch die logistische Regression gute Prognosefähigkeiten auf. Diese Modelle wären demnach geeignet, Quellpopulationen im Einzugsgebiet auf Basis von Gewässerstrukturgüte- und Nutzungsparametern vorherzusagen und können somit eine Basis für die Ausbreitungsmodellierung bilden. Für andere Arten ergeben sich nach der ROC-Analyse nur zufällige Vorhersageleistungen der Modelle (z.B. *P. marginata* oder *C. virgo*). Bei Modellarten mit kritischen AUC-Werten (≤0,7; z.B. *H. dinarica* und *H. incognita*) wird eine genauere Auswertung mögliche Gründe aufzeigen. Die ROC-Validierung liefert zudem über verschiedene Ansätze (z.B. Cohen's Kappa) optimale Grenzwerte, die die Modellvorhersagen so aufteilen, dass das beste Verhältnis von richtig vorhergesagtem Vorkommen und Nichtvorkommen erreicht wird. So können die Vorhersagen artspezifisch in Vorkommen und Nichtvorkommen unterteilt werden. Dies ist im weiteren Verlauf dieser Untersuchung geplant.

Die AUC-Werte allein lassen keine Rückschlüsse auf die Verteilung der richtigen Vorhersagen zu. Hier hat sich gezeigt, dass beide Regressionsmethoden eher dazu geeignet sind, das Nichtvorkommen der Modellarten vorherzusagen.

Die nichtparametrische multiplikative Regression zeigt durchaus akzeptable und teilweise sogar bessere Modellgüten auf als das für die Modelle auf Basis der logistischen Regression festzustellen war und eignet sich somit für die Nischenmodellierung von Makroinvertebraten. Diese Methode findet inzwischen immer mehr Anwendung in der ökologischen Modellierung (z.B. Free et al. 2009).

Danksagung

Mein Dank gilt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Förderung der Dissertation, in deren Rahmen diese Untersuchung durchgeführt wurde. Des Weiteren möchte ich Dr. Christian K. Feld und Prof. Dr. Daniel Hering für die Betreuung und Unterstützung sowie Martin Sondermann für die Zusammenarbeit danken.

Literatur

Bartelt, P.E., Gallant, A.L., Klaver, R.W., Wright, C.K., Patla, D.A. & C.R. Peterson (2011): Predicting breeding habitat for amphibians: A spatiotemporal analysis across Yellowstone National Park. Ecological Applications 21(7): 2530-2547.

DeLong, E.R., DeLong, D.M. & D.I. Clarke-Pearson (1988): Comparing the areas under two or more correlated receiver operating characteristics curves – a non-parametric approach. Biometrics 44: 837-845.

Fawcett, T. (2006): An introduction to ROC analysis. Pattern Recognition Letters 27: 861-874.

Free, G., Solimini, A.G., Rossaro, B., Marziali, L., Giacchini, R., Paracchini, B., Ghiani, M., Vaccaro, S.a , Gawlik, B.M.a , Fresner, R.d , Santner, G.d , Schönhuber, M. & A.C. Cardoso (2009): Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral: Relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. Hydrobiologia 633(1): 123-136.

Jähnig, S., Lorenz, A. & D. Hering (2009): Habitat mosaics and macroinvertebrates – does channel form determine community composition? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19: 157-169.

Sundermann, A., Stoll, S. & P. Haase (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications 21 (6): 1962–1971.

Swets, J.A. (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science 240: 1285–1293.

Ecology and faunistics of water mites (Hydrachnidia, Acari) of peatland microhabitats in north-western Poland

Mariusz Więcek[1], Peter Martin[2] & Maciej Gąbka [3]

1 Department of Animal Morphology, Faculty of Biology, Adam Mickiewicz University, Umultowska 89, PL-61-614 Poznań, Poland, e-mail: roztoc@wp.pl, 2 Department of Limnology, Zoological Institute, Christian-Albrechts-Universitat zu Kiel, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, Germany, 3 Department of Hydrobiology, Faculty of Biology, Adam Mickiewicz University Umultowska 89, PL-61-614 Poznań, Poland

Keywords: habitat preference, environmental parameters, peat bog, spring, stream

Introduction

Water mites (Hydrachnidia, Acari) are one of the most speciose invertebrates (about 6000 species worldwide) inhabiting various standing and running freshwaters (Smith et al. 2009). In their complex life cycles occur inactive several pupa-like stages, active living larva, deutonymph and adult. Larvae of many representatives parasitize various groups of invertebrates (e.g. Diptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata). This parasitic-phoretic stage enables the dispersion and colonization of various habitats including peat bogs. The water mites are very sensible indicators of water trophy and pollution because of their high demands with respect to presense of their hosts, relevant substrates and physicochemical water conditions (Biesiadka & Kowalik 1991, Smith et al. 2009).

Peatlands are characterized by microhabitats differing in environmental conditions such as water levels and conditions, physicochemical parameters, vegetation and substrates. In the present study, the water mite composition of particular microhabitats of several mires in northwestern Poland was analysed. The hypothesis was that water mites, as a group with strong requirements for biotic and abiotic environments, should largely reflect the different conditions within the microhabitats. The aims of the study were a) to describe the relationships between peatland vegetation and the species composition of the water mites and b) to quantify the most important environmental parameters explaining the variation of the water mite communities.

Study area characteristic

The study site is located in the moraine area of the Western-Pomeranian Lakeland within the Drawsko Lakeland in north-west Poland. The five investigated peatlands are situated in woodlands dominated by *Pinus silvestris*. Four mires (Młyńskie Bagna, Jezioro Bagnisko, Starowice, Torfowisko nad Piławą) have kettle hole-shape basins with steep slopes and vegetation typical for oligotrophic-acid conditions. There were distinguished pool areas with poorly developed vegetation belts, pools with an abundant growth of macrophytes, floating mat margins, marginal parts of peatlands and hollows. In the additionally studied unnamed spring water fen overgrown by *Carex paniculata, Iris pseudacorus, Mentha aquatica* following habitats were distinguished: limnocrenes,

helocrenes, streams and rushes. The studied peat bogs are under legal protection and represent conditions close to natural state.

Material and Methods

In late july and early september 2010, 67 samples with a volume of 10 liters were collected by a hydrobiological scoop (mesh size 250 µm). Material from sampling areas characterized by low water level (float-mat margins, marginal parts of peatlands, hollows) was taken with a bin (volume 2 liter x 5 uptakes) (modified after Lipinski & Kiel 2009). In the laboratory, water mites and other invertebrates were sorted under a binocular microscope. Values of temperature, depth to water table (DWT), pH, dissolved oxygen and conductivity were measured in the field. The statistical analyses were performed using CANOCO software (ter Braak & Šmilauer 1998).

Results and Discussion

The range of variation in water chemistry parameters measured in july and september 2010 was relatively wide. Values of physicochemical parameters differed strongly among and within the microhabitats (e.g. pH 4.1-7.6, conductivity 22-465 µS/cm, temperature 9.1-28.8 °C, dissolved oxygen 4.2-11 mg/l) (Table 1). The most significant factor (based on the Monte Carlo permutation test) affected the composition of the water mites were the electric conductivity and water temperature (Table 1).

Table 1: Physicochemical parameters of the habitats sampled in this study. Types A-C are classified according to the RDA analysis; the data refer to samples collected in July and September 2010.

	Type A Pools N=25			Type B Temporary habitats N=17			Type C Ground waters N=7		
	Min.	Max.	Mean	Min.	Max.	Mean	Min.	Max.	Mean
pH	4.4	5.8	5.3	4.1	6.5	5.2	5.7	7.6	7.1
Conductivity [µS/cm]	23	32	29	28	103	51	341	465	386
Temperature [°C]	19.1	28.8	27.4	12.4	26.6	16.3	9.1	18.5	10.9
O_2 dissolved [mg/l]	5	7	7	4	11	8	4	7	5
DWT [cm]	30	60	47	0	40	12	12	40	23

On the basis of abiotic parameters we distinguished three types of habitats (Figure 1A): A) pools, B) temporary habitats, C) groundwater of a spring water fen. The pools (A) were characterized by the highest values of DWT and the lowest conductivity. The vegetation was typical for oligotrophic-acidic conditions such as *Rhynchospora alba* and *Carex limosa*. The temporary habitats (B) reflect well oxygenated conditions: margins of floating mats, marginal parts of peatlands and hollows of the hummock-hollow complex. The floating mat margins were covered mainly by oligotrophic-acidic vegetation such as *Sphagnum* mosses, *R. alba*, *Scheuchzeria palustris* and *Drosera rotundifolia*. Outside the *Sphagnum* mosses the hollows and marginal parts of peat bogs were overgrown by plants which are typical for waters richer in ions such as: *Phragmites australis*, *Calla*

palustris and *Juncus effusus*. The highest values of pH and conductivity and the lowest of temperature could be observed in the uncovered by plants limnocrene and streams. The overgrown habitats in the spring water fen C) were rushes with *Equisetetum* sp. and *Hydrocharis morsus-ranae*.

The canonical redundancy (RDA) analysis revealed the main environmental factors influencing the spatial distribution of the recorded 25 water mite species (Figure 1B). We distinguished four groups of communities dwelling the mentioned microhabitats with their typical environmental conditions: I) species typical of temporary habitats (*Piersigia intermedia*, *Zschokkea oblonga*, *Arrenurus stecki*, *Limnesia connata*), II) species of permanent pools (*Hydrodroma despiciens*, *Arrenurus neumani*, *Limnochares aquatica*), III) species typical of springs (*Sperchon squamosus*, *Hygrobates norvegicus*, *Lebertia separata*). An additional group of species was present in temporary water bodies which inhabited very shallow pools with pH values which were higher than in other pools pH (5.9 -6.5) (*Tiphys scaurus*, *Hydryphantes placationis* and *Arrenurus cuspidator*). Here, the conductivity was 72-87 µS/cm and dissolved oxygen was 8-10mg O/l).

The physicochemical water properties, the presense of relevant microhabitats such as peat deposits, macrophytes or *Sphagnum* mosses determine the occurrence of particular water mite zoenoses, but also the prey of nymphs and adult mites and host taxa of the larvae (Biesiadka & Kowalik 1991). Thus, the whole complex of environmental requirements of water mites in peat bog habitats is always linked with the demand for prey and hosts of the mites. Therefore, in each microhabitat other invertebrates such as insects, molluscs, crustaceans and arachnids were generally described. The prey taxa were present in nearly every habitat where water mites were found. The most important potential preys for the water mites living in acidic pools were cladocerans, copepods and ostracods. In spring water fen chironomid Diptera and ostracods were the most abundant potential preys. The host taxa present in examined habitats with large meaning for individual water mite species were Odonata (hosts of *Arrenurus* species) and chironomid Diptera (hosts of *Hygrobates norvegicus*, *Sperchon squamosus*). For no species it is known if the environmental conditions (physicochemical characters, substrates as vegetation, etc.) or demands for hosts and prey are limiting factors for their presence. But the present study will be a good starting point for handle general ecological questions which are not understand for water mites as: Why peatland habitats are particularly suitable habitat for species of the genus *Arrenurus* or *Hydrodroma* (see e.g. Kreuzer 1940)? How the species were distributed from one microhabitat to another one with similar abiotic and biotic conditions? Why species without parasitic-phoretic larval stage can exist in non-permanent pools (e.g. *Limnesia connata*)?

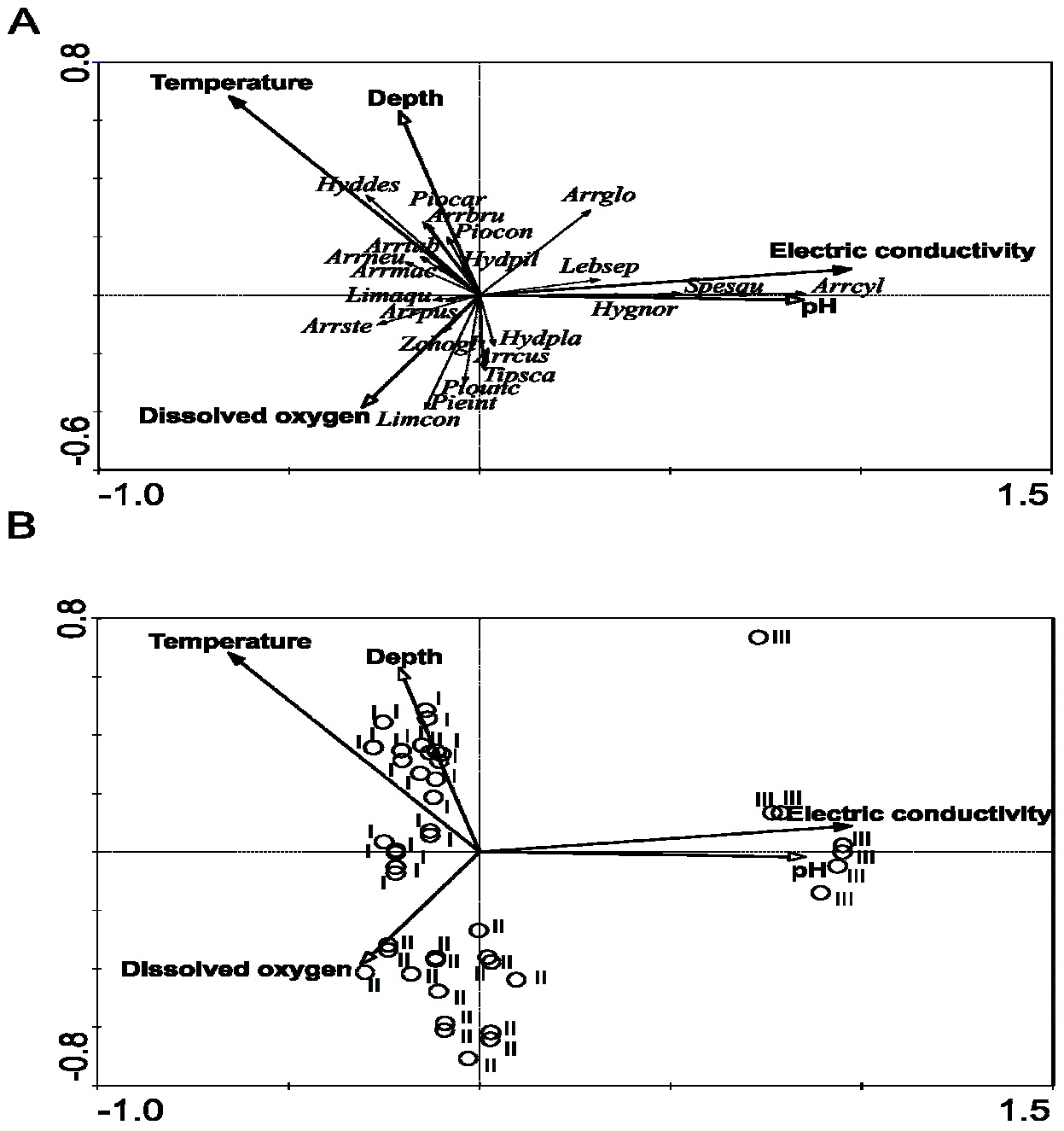


Figure 1: **Biplots of canonical redundancy analysis (RDA) for species (A) and samples (B) (species list: Limcon – Limnesia connata, Limaqu – Limnochares aquatica, Pieint – Piersigia intermedia, Piocar – Piona carnea, Piocon – P. conglobata, Piounc – Pionacercus uncinatus, Tipsca – Tiphys scaurus, Hyddes – Hydrodroma despiciens, Hydpil – H. pilosa, Lebsep – Lebertia separata, Spesqu – Sperchon squamosus, Arrbru – Arrenurus bruzelii, Arrcy – A. cylindratus, Arrcus – A. cuspidator, Arrmac – A. maculator, Arrneu – A. neumani, Arrpus – A. pustulator, Arrste – A. stecki, Arrglo – A. globator, Arrtub – A. tubulator, Hygnor – Hygrobates norvegicus, Hydpla – Hydryphantes placationis, Zchogl – Zschokkea oblonga; I – pools, II – Sphagnum mosses, III – groundwater of the spring water mire; the data refer to samples collected in summer 2010**

Summary and conclusions

As far as we know multivariate statistics was used for the first time in the study on the water mites inhabiting peat bogs. The water mites of peatland microhabitats were investigated in relation to five environmental parameters (depth to water table, temperature, pH, electric conductivity, and dissolved oxygen), vegetation and presence of other invertebrates. In relation to physicochemical parameters three types of habitats and water mite groups could be distinguished: species typical of groundwater or springs, respectively (e.g. *Hygrobates norvegicus*), typical of dystrophic pools (e.g. *Arrenurus neumani*) and typical of temporary habitats with *Sphagnum* mosses (e.g. *Piersigia intermedia*). It can also be concluded that the most specific fauna live in a limnocrene part of and streams within the spring water fen. The investigated peat bogs were inhabited by generally rare species as *Lebertia separata* (new species for Poland), *Zschokkea oblonga*, *Piersigia intermedia*, *Arrenurus pustulator* and *Sperchon squamosus* . The most explaining physicochemical parameters for the distribution of the water mites were electric conductivity and temperature.

Unfortunately, the fauna of the endangered peatland habitats and mires in general is only poorly investigated. The Polish nature and large protected areas will give us the possibility to study animals in near-natural environmental conditions in such mires which are vanished in most parts of Europe. Further faunistical data and additional methods of data analysis will hopefully give us further insights in the complexity of abiotic and biotic parameters which are responsible for the distinct patterns of water mite communities in the peatlands.

Acknowledgements

We are grateful to Lubomira Burchardt and Łukasz Nowicki for encouragement and support. The correctness of the identification of the difficult genus *Arrenurus* was checked by Harry Smit (Zoological Museum University of Amsterdam).

References

Biesiadka, E., Kowalik, W. (1991): Water mites (Hydracarina) as indicators of trophy and pollution in lakes. – In: Dusbábek, F. & V. Bukva (eds.), Modern Acarology 1. SPB Academic Publishing BV, The Hague: 475-481.

Kreuzer, R. (1940): Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. Arch. Hydrobiol./Suppl. 10, 359–572.

Lipinski, A. & Kiel E. (2009): Hochmoorrenaturierung - Zeitliche Aspekte der Wiederbesiedlung. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Oldenburg), Hardegsen 2009, 103-108.

Smith, I.M., Cook, D.R., Smith, B.P. (2009): Water mites (Hydrachnida) and other arachnids. In: J.H Thorp und A.P Covich (eds.): Chapter 15: Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. 3rd edition. San Diego: Academic Press, 485–586.

Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows Software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry, Wageningen, 352 pp.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Funktionsprinzip der Haltezangen bei Männchen der Kleinlibelle *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)

Jana Willkommen & Stanislav N.Gorb

Zoologisches Institut, Universität Kiel, Funktionelle Morphologie und Biomechanik; jwillkommen@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Odonata, Zygoptera, caudale Anhänge, Morphologie

Einleitung

Libellen gehören neben den Eintagsfliegen zu den ältesten rezenten Fluginsekten. Dennoch zeichnen sie sich durch einige interessante abgeleitete Charakteristika aus. Einzigartig im Insektenreich ist beispielsweise das Paarungsverhalten der Libellen, deren Kopulation mit der Bildung eines Tandems eingeleitet und mit dem charakteristischen Paarungsrad vollzogen wird. Hierbei spielen die Abdominalanhänge der Libellenmännchen, welche dem Ergreifen und Halten der Weibchen dienen, eine entscheidende Rolle. Diese Anhänge sind artspezifisch gebaut und funktionieren nach dem Schlüssel-Schloss-Prinzip (Gorb 2001). Teilweise bleiben Männchen und Weibchen auch nach der Paarung zusammen, wobei sie das Paarungsrad wieder lösen und im Tandem weiterfliegen, wenn sie sich zur Eiablage begeben. Das Männchen muss also das Weibchen teilweise über einen längeren Zeitraum hinweg mit seinen Abdominalanhängen festhalten. In verschiedenen Arbeiten wurden Teilaspekte der Tandem-Bildungs- und Tandem-Halte-Mechanismen sowie teilweise die Morphologie der caudalen Anhänge einzelner Libellenarten untersucht (z.B.: Gorb 1996; Knitter 1998; Pfau 2002; Robertson & Paterson 1982).

Auch bei *Ischnura elegans* ist bekannt, dass sie über einige Stunden im Paarungsrad zusammen bleiben, und die Weibchen danach allein zur Eiablage fliegen (Dreyer 1986). Ziel unserer Arbeit ist die Beschreibung und Charakterisierung der Morphologie und Funktionsweise dieser Anhänge bei *I. elegans*. Mit Hilfe verschiedener Techniken (Rasterelektronenmikroskopie, Mikro-Röntgencomputertomographie und Lichtmikroskopie) wurden die Abdominalanhänge und deren assoziierte Strukturen untersucht um folgende Fragen zu beantworten: (1) Gibt es spezifische Mikrostrukturen, die den Haltevorgang erleichtern? (2) Welche Rolle spielt die Muskulatur am Schließ- bzw. Öffnungsvorgang der Zangen? (3) Finden sich Hinweise auf funktionell wichtige Materialunterschiede im Exoskelett der caudalen Anhänge? Handpräparationen und mechanische Tests wurden zur Darstellung der Funktionsweise herangezogen.

Material und Methoden

Die äußere Morphologie und Oberflächenmikrostruktur der Abdominalanhänge wurde mit Rasterelektronenmikroskopie (REM) an einem Hitachi-S4800 untersucht und dargestellt. Hierfür wurde das Abdomen der *I. elegans*-Männchen über eine Alkoholreihe in 100%igen Ethanol überführt und entwässert. Nach einer Kritisch-Punkt-Trocknung wurden die Präparate auf Probenteller aufgeklebt und mit Gold-Palladium in einem LEICA EM SCD500 beschichtet.

Die Muskulatur und andere innere Strukturen wurden mit Hilfe von Handpräparation am Binokular und mit Mikro-Röntgencomputertomographie (Mikro-CT) untersucht. Für die Handpräparation wurden Tiere verwendet, welche zuvor in 70%igem Ethanol fixiert waren. Die Präparate für die Mikro-CT wurden wie oben beschrieben in 100%igen Ethanol überführt und nach einer Kritisch-Punkt-Trocknung auf spezielle Probenhalter montiert. Anschließend wurden die Präparate in einem „SkyScan 1172“ Mikro-Röntgencomputertomographen untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die oberen caudalen Anhänge der Libellen, für gewöhnlich als appendices superiores bezeichnet (e.g. Tillyard 1917; Corbet 1999), sind den Cerci homolog (e.g. Asahina 1954; Corbet 1999; Tillyard 1917) und werden daher im Folgenden als Cerci bezeichnet. *I. elegans*-Männchen halten die Weibchen vor und während der Paarung mit den unteren caudalen Anhängen fest, welche in der Literatur üblicherweise als appendices inferiores bezeichnet werden. Bei Kleinlibellen entstehen diese aus dem Paraprokt, wohingegen der appendix inferior (unpaar) der Großlibellen aus dem Epiprokt entsteht (e.g. Asahina 1954; Corbet 1999; Tillyard 1917). In der folgenden Beschreibung der Kleinlibelle *I. elegans* werden diese unteren Anhänge daher als Paraprokte bezeichnet. Des Weiteren sind bei *I. elegans*-Männchen am 10. Abdominalsegment zwei deutliche Aufwölbungen sichtbar – die Tuberkel (Askew 1988).

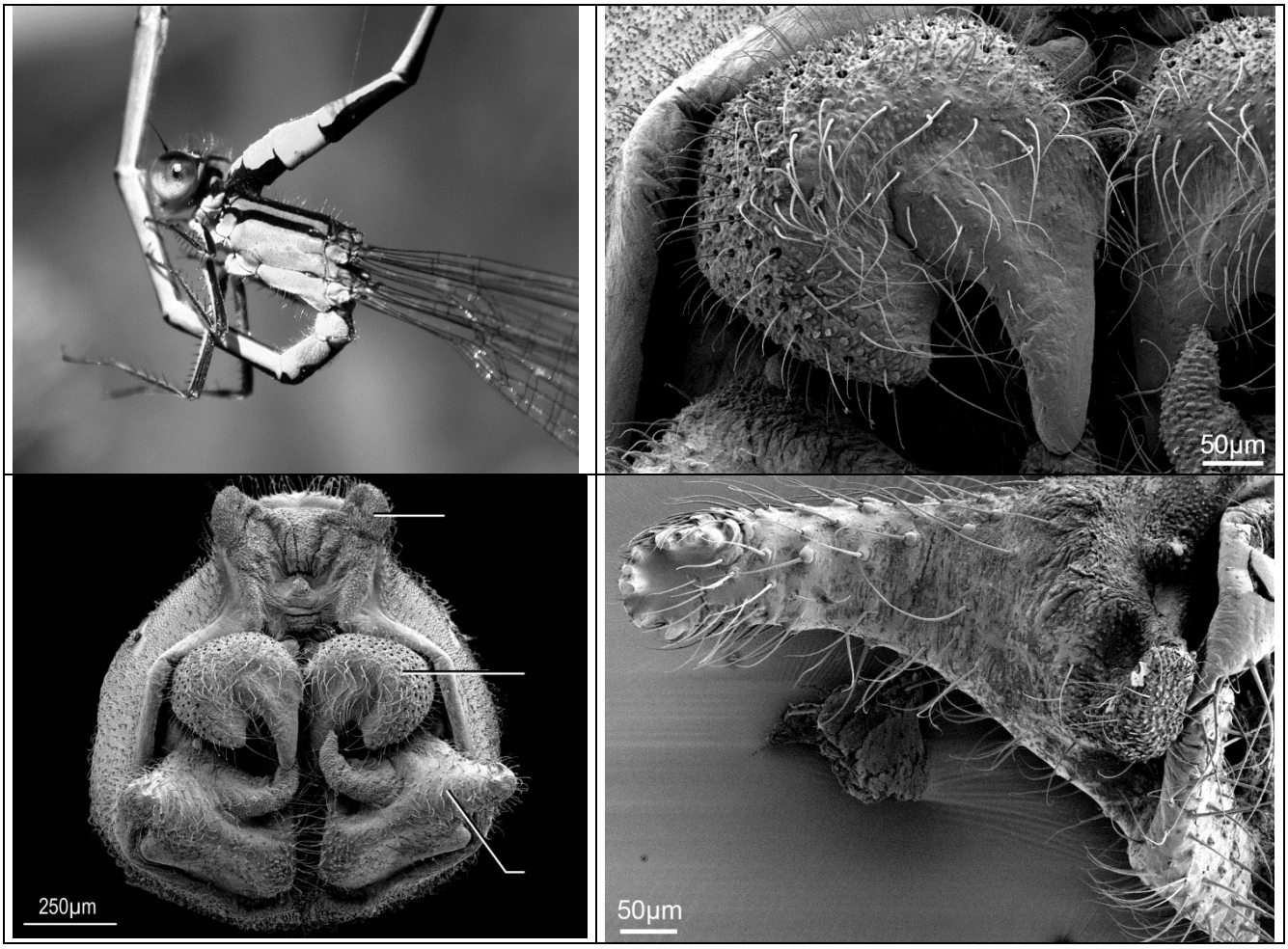
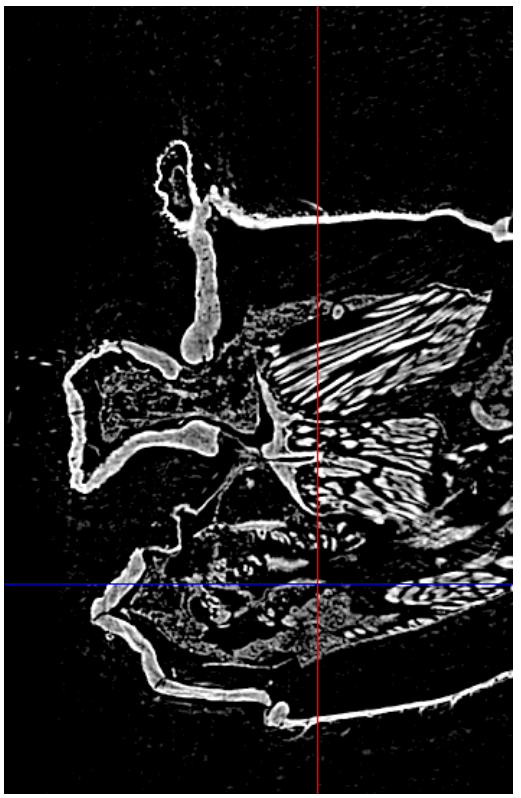


Abb. 1: Caudale Anhänge der Kleinlibelle *I. elegans*. (A) Detail eines Paarungsrades. (B) Abdomenende von caudal, Ce – Cercus, Pa – Paraprokt, Tu – Tuberkel. (C) Linker Cercus. (D) Lateraler Fortsatz des linken Paraprokts.

Die Cerci (Abb. 1B, C) sind dorsal dicht mit Mechanorezeptoren besetzt und haben außerdem jeweils einen medio-ventral gerichteten Fortsatz, welcher mit einem medio-dorsal gerichteten Fortsatz der Paraprokte interagieren kann. Die latero-caudal gerichteten großen Fortsätze der Paraprokte (Abb. 1B, D) dienen als Zangen dem Ergreifen und Halten der Weibchen. Diese Fortsätze sind distal mit zahnartigen Strukturen besetzt, welche möglicherweise dem Verhaken während des Haltevorganges dienen. Mittels REM konnte außerdem gezeigt werden, dass auch die Tuberkel dicht mit dornenförmigen Strukturen besetzt sind. Unsere Untersuchungen legen nahe, dass diese dornförmigen Auswüchse ein Abrutschen während der Paarung verhindern und damit ein sicheres Halten unterstützen.

Muskuläre Untersuchungen zeigen, dass die Cerci durch einen großen paarigen Muskel (*adc – adductor of cercus* nach Asahina 1954) und einen kleineren Muskel, Antagonist zu adc, (*abc – abductor of cercus* nach Asahina 1954) gesteuert werden.



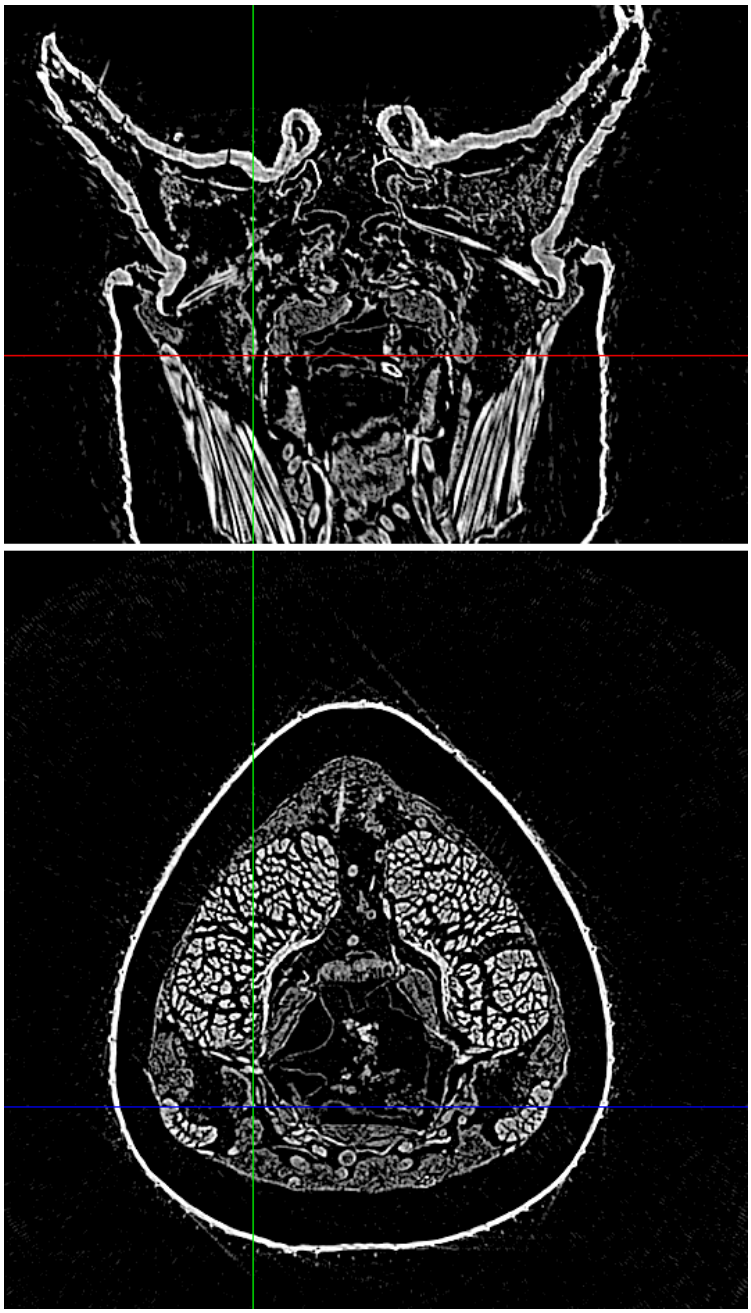


Abb. 2: Mikro-CT Aufnahmen der Muskulatur des letzten Abdominalsegments eines *I. elegans*-Männchens. (A) Horizontalschnitt. (B) Sagittalschnitt. (C) Querschnitt. adc – Muskel des Cercus, advg – Muskel des Paraprokts, Ce – Cercus, Pa – Paraprokt, Tu – Tuberkel. Der Pfeil markiert die Ansatzstelle des Muskels advg.

Die größeren Muskel (adc) sind jeweils über ein Apodem mit den Cerci verbunden. Kontrahieren sie sich, so rotieren die Cerci nach medio-dorsal. Am lateralen Rand des Paraprokts setzt ein Muskel an, der bei Kontraktion eine Lateralbewegung der Zangen zur Folge hat. Das Öffnen dieser Zangen ist also ein aktiver Prozess. Die Bewegung der Paraprokte und Cerci beeinflussen sich teilweise auch gegenseitig. Liegen die medio-ventral gerichteten Fortsätze der Cerci über den medio-dorsal gerichteten Fortsätzen der Paraprokte (siehe Abb. 1B linker Cercus & Paraprokt), so unterstützen die Cerci bei Kontraktion der Muskel *adc* den Schließvorgang der Paraprokt-Zangen. Wahrscheinlich wird die Bewegung der Cerci zusätzlich durch Reize, welche vom Thorax des Weibchens auf die Mechanorezeptoren übertragen werden gesteuert.

Zusammenfassung

I. elegans-Männchen müssen über einen längeren Zeitraum hinweg in der Lage sein, die Weibchen mit ihren Abdominalanhängen festzuhalten. Dabei spielen alle drei Elemente, Tuberkel, Cerci und Paraprokte, eine wichtige Rolle. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Tuberkel des 10. Abdominalsegments ein Abrutschen verhindern und damit das Beibehalten der richtigen Position während der Paarung unterstützen. Die Cerci, welche dicht mit Mechanorezeptoren besetzt sind, dienen wahrscheinlich dem Finden und Halten der richtigen Position und unterstützen zudem das Schließen der unteren Anhänge. Die Paraprokte dienen dem Ergreifen und Festhalten der Weibchen. Sie werden durch einen lateral ansetzenden Muskel aktiv geöffnet. An den Zangen der Paraprokte finden sich distal zahnartige Strukturen, die wahrscheinlich den Haltevorgang erleichtern, indem sie die Verklammerung mit dem Weibchen festigen. Untersuchungen der Materialzusammensetzung lassen vermuten, dass das Schließen der Zangen zumindest teilweise passiv erfolgt.

Danksagung

Unser Dank gilt Herrn M. Heneka (RJL Micro & Analytic GmbH) und Herrn B. Pauwels (SkyScan) für die Anfertigung der Mikro-CT-Daten sowie Herrn Dr. A. Drews (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein) für die Genehmigung des Sammelns von Libellen in Schleswig-Holstein.

Literatur

Asahina, S. (1954): A morphological study of a relic dragonfly *Epiophlebia superstes* Selys (Odonata; Anisozygoptera). The Japan Society of the promotion of Science, Tokyo. 153 S.

Askew, R.R. (1988): The dragonflies of Europe. Harley Books, Colchester. 291 S.

Corbet, P.S. (1999): Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata. Harley Books, Colchester. 829 S.

Dreyer, W. (1986): Die Libellen. 1. Aufl., Gerstenberg Verlag, Hildesheim. 219 S.

Gorb, S.N. (1996): Initial stage of tandem contact in *Platycnemis pennipes* Pall. (Zygoptera; Platycnemididae). Odonatologica 25: 371-376.

Gorb, S.N. (2001): Attachment Devices of Insect Cuticle. 1. Aufl., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 305 S.

Knitter, H. (1998): In situ fixation of intact tandem linkages of Zygoptera in the field. Odonatologica 27:383-390.

Pfau, H.K. (2002): Tandem grip mechanics and tandem linkage shifting in Odonata – reconstruction of evolution and phylogenetic significance. International Journal of Odonatology 5 (2): 129-179.

Robertson, H.M., Paterson, H.E.H. (1982): Mate recognition and mechanical isolation in *Enallagma* damselflies (Odonata; Coenagrionidae). Evolution 36: 243-250.

Tillyard, R.J. (1917): The Biology of Dragonflies (Odonata or Paraneuroptera). University Press, Cambridge. 396 S.

FISCHÖKOLOGIE

HEIMANN, W., D. FUTTERER, H. SCHULZ, R. GERGS & R. SCHULZ: Der Einfluss von Uferstrukturen auf die elektrofischereiliche Erfassung der Fischfauna in Rheinnebengewässern

LEßMANN, D. & B. GRÜNEBERG: Bergbausee, Sanierung, Aquakultur, Phosphor

METZNER, K., R. GERGS & TH. SCHMIDT: Genetische Charakterisierung verschiedener Bachforellenpopulationen, Salmo trutta (L.), des Pfälzerwalds

PRAWITT, O.: Von tollkühnen Barschen (Perca fluviatilis L.) und feigen Plötzen (Rutilus rutilus (L.)): Ist die strukturelle Komplexität von Makrophytenbeständen tatsächlich der Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen?

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Der Einfluss von Uferstrukturen auf die elektrofischereiliche Erfassung der Fischfauna in Rheinnebengewässern

Wilko Heimann[1], Daniel Futterer[1], Holger Schulz[1], René Gergs[1] & Ralf Schulz[1]

1 Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, heimann@uni-landau.de, dfutterer@gmx.de, h.schulz@uni-landau.de, gergs@uni-landau.de, r.schulz@uni-landau.de

Keywords: Effektivität, stehende Gewässer, Gewässerstrukturen, Scheucheffekte, Befischungsstreckenlänge, Gewässermanagement

Einleitung

Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie hat der Bedarf an Studien zur einheitlichen Bewertung von gewässertypspezifischen Fischgemeinschaften stark zugenommen (Diekmann et al. 2005). Die Ableitung eines standardisierten Untersuchungsdesigns zur Untersuchung von Lebensräumen ist hierbei von außerordentlich hoher Bedeutung (Edwards et al. 2003). Eine der am häufigsten verwendeten und gleichzeitig wissenschaftlich anerkannten Methode zur schonenden Untersuchung der Fischfauna ist die Elektrofischerei (Ochel et al. 1998). Aufgrund des vergleichsweise geringen Zeitaufwandes der Elektrofischerei bei gleichzeitig hoher Effektivität hat sich diese zu einer der populärsten Methoden zur Untersuchung von flachen Süßwasserlebensräumen entwickelt (Lucas et al. 2001; Eggleton et al. 2010). Ein Großteil der Erkenntnisse zur Elektrofischerei stammt aus Fließgewässersystemen (Eloranta et al. 1990), während stehende Gewässer zur Methodenetablierung äußerst selten untersucht wurden. Eine Übertragung der Erkenntnisse auf stehende Gewässersysteme ist ohne eine Überprüfung jedoch nicht zulässig (Drake 2007).

Aufgrund des Wirkungsgrades der Elektrofischerei wird bei Gewässertiefen von über 2 m eine geringe Effektivität beschrieben (Backiel & Welcomme 1980), da in großen fließenden und stehenden Gewässern eine Flucht von Fischen in andere Gewässerabschnitte ermöglicht wird (Persat & Copp 1990; Kämmereit 2000). Die auftretenden Scheucheffekte könnten hierbei von dem Elektrokescher, dem Boot- und Bootsmotor oder vom Elektrofanggerät ausgehen und wurden in Fließgewässern bereits strukturunabhängig untersucht (Oesmann & Scholten 2002; Edwards et al. 2003; Peterson et al. 2005).

Die strukturelle Ausstattung des Litorals wirkt sich nicht nur auf die Zusammensetzung der Fischfauna aus, sondern kann auch die Erfassbarkeit der einzelnen Fischarten beeinflussen und damit die Repräsentativität von Befischungsergebnissen verändern. Der Einfluss von Uferstrukturen auf die Fängigkeit der Elektrofischerei und auf potentielle Scheuchwirkungen sind bisher noch nicht quantitativ in stehenden Gewässern untersucht worden, wobei in Peter & Erb (1996) zumindest eine geringere Fangeffektivität in gut strukturierten Habitaten angedeutet wird, da die Fische möglicherweise in ihren Deckungen verharren. Bayley & Austen (2002) konnten eine reduzierte Fängigkeit von Fischen in Abschnitten mit erhöhter Pflanzenbedeckung in Fließgewässern nachweisen.

Während Empfehlungen für elektrofischereiliche Längen von Befischungsstrecken in Fließgewässern in Abhängigkeit von der Gewässerbreite erarbeitet wurden (Angermeier & Smogor 1995; Reynolds et al. 2003; Temple & Pearsons 2006), ist eine strukturdifferenzierte Ableitung einer geeigneten Befischungsstrecke stehender Gewässer bisher nicht erfolgt. Daher sollen in dieser Studie folgende Leitfragen bearbeitet werden: (1) Welche Gewässerstrukturen haben den größten Einfluss auf die Zusammensetzung der Fischfauna? (2) Sind Scheucheffekte der Elektrofischerei auf die Fischfauna nachweisbar und werden diese von Gewässerstrukturen beeinflusst? (3) Wird der Artenzuwachs bei Verlängerung der Probestrecke durch Gewässerstrukturen beeinflusst?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

In dieser Studie wurden fünf permanent unterstromig angebundene Nebengewässer des nördlichen Oberrheins zwischen dem Rhein-km 375 und 466 mit Gewässerflächen zwischen 21,5 und 103 ha untersucht. Drei Gewässer sind ausschließlich durch Auskiesungen entstanden, die weiteren unterlagen ebenfalls starken Auskiesungen, wodurch die Gewässer überwiegend ein steiles Uferprofil und geringe Anteile an Flachwasserzonen aufweisen. Die Ufermorphologie variiert deutlich innerhalb und zwischen den Untersuchungsgewässern. Alle Gewässer weisen deutliche Pegelschwankungen von maximal 3,77 m/Jahr auf (2010).

Untersuchungsdesign

Die Datenaufnahme erfolgte im April, Mai und Juni 2010 bei der insgesamt 88 Probestrecken mit jeweils 200 m Länge untersucht wurden. Die elektrofischereilichen Bootsbefischungen erfolgten mit einem batteriebetriebenen Gerät der Firma Bretschneider (EFGI 4000) mittels eines Anodenkeschers (40 cm Durchmesser). Zur Identifikation von Scheucheffekten wurde vor der Elektrobefischung ein Absperrnetz über 50 m Länge in 4,5 m Entfernung parallel zum Ufer gestellt und die beiden Netzenden ans Ufer geführt, sodass ein Entweichen von Fischen während der Befischung verhindert wurde. Die übrigen 150 m der Probestrecke wurden nicht abgesperrt und die Fische 50 m abschnittsweise aufgenommen. Die Probestrecken wiesen innerhalb der 200 m eine einheitliche Struktur des Umlandes, des Ufers, des Übergangsbereiches zwischen Land und Wasser und der Gewässerstrukturen auf. Begleitend wurden 77 Umweltvariablen erhoben. Die Fischfauna wurde in die Altersklasse (AK) 0 und ≥ 1 eingeteilt und separat ausgewertet, wobei die AK ≥ 1 fokussiert betrachtet wurde. Die Unterteilung in Altersklassen erfolgte, da eine geringe Effizienz der Elektrofischerei für Fische kleiner 4 cm beschrieben ist (Backiel & Welcomme 1980). Außerdem können die Habitatansprüche und -nutzungen von Fischen der AK 0 deutlich von älteren Fischen abweichen (Watkins et al. 1997; Otto & Weibel 1999).

Ergebnisse und Diskussion

1) Strukturrelevante Parameter für Fische

Es wurden insgesamt 7456 Individuen verteilt auf 24 Fischarten erfasst. Anhand einer durchgeführten Kanonischen Korrespondenzanalyse (kumulierte prozentuale Varianz der Fischgemeinschaft der 1. Achse 12,9 % und der 2. Achse 15,6 %) konnte festgestellt werden, dass von den 77 Umweltvariablen der Uferverbau mit Blocksteinen und die submersen Makrophyten den größten Einfluss auf die Zusammensetzung der Fischfauna der AK ≥ 1 (und AK 0) haben. Die starke Beeinflussung von submersen Makrophyten auf die Fischgemeinschaft wurde bereits durch Watkins et al. (1997) be-

schrieben. Aufgrund dessen wurden die 88 Probestrecken unterteilt in blocksteindominierte (n = 18), submerse makrophytendominierte (n = 15) und „andere Strukturen“ (n = 55), welche weder Blocksteine noch submerse Makrophyten aufwiesen. Zwischen den drei Strukturklassen zeigte AK ≥ 1 eine signifikant unterschiedliche Arten- (H-Test; $p < 0,001$) und Individuenzahl (H-Test; $p = 0,007$), wobei die höchste durchschnittliche Individuen- (163 ± 143) und Artenzahl (7,4 ± 2,3) nach 200 m in blocksteindominierten Habitaten und die geringste Individuenzahl (47 ± 32) in submersen makrophytendominierten Habitaten erreicht wurde. Die hohe Individuen- und Artenzahl in Blocksteinen könnte darin begründet sein, dass derartige Habitate den Fischen als Schutz- und Jagdversteck dienen, während die geringe Individuenzahl in makrophytendominierten Habitaten auf eine geringe Fangwahrscheinlichkeit zurückgeführt werden kann (Bayley & Austen 2002; Rosenberger & Dunham 2005). Trotz der von Lamarque (1990) angesprochenen Ineffizienz der Elektrofischerei in steinigen Bereichen konnte eine hohe Arten- und Individuenzahl in diesen Habitaten nachgewiesen werden.

Die Gemeinschaftsstruktur der Fische (AK 0 und ≥ 1) unterscheidet sich ebenfalls signifikant zwischen den drei Strukturklassen (PERMANOVA $p < 0,001$). Anhand einer SIMPER Analyse konnte für die AK ≥ 1 festgestellt werden, dass *Rutilus rutilus*, *Cobitis taenia*, *Proterorhinus semilunaris* und *Perca fluviatilis* den größten Beitrag zur Unähnlichkeit zwischen den Strukturklassen liefern, wobei sich die Individuenzahlen der vier Arten nur zwischen anderen Strukturen und submersen Makrophyten nicht signifikant unterschieden (U-Test; $p > 0,05$). Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass sowohl submerse Makrophyten als auch Blocksteinschüttungen einen bedeutenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Fischfauna der AK 0 und ≥ 1 haben, wobei sich die Fischfauna in blocksteindominierten Habitaten am deutlichsten von anderen Strukturen und submersen makrophytendominierten Habitaten unterscheidet.

2) Scheucheffekte auf Fische

Elektrofischereilich bedingte Scheucheffekte konnten ohne Berücksichtigung der Gewässerstruktur für die Fischfauna der AK 0 und AK ≥ 1 nicht beobachtet werden. Die Gesamtindividuenzahl der Fische der AK ≥ 1 (Friedman; $p = 0,074$), die Artenzahl (Friedman; $p = 0,294$) und die Gemeinschaftsstruktur (PERMANOVA; $p = 0,862$) unterschied sich nicht signifikant zwischen abgesperrten und nicht abgesperrten Gewässerabschnitten. Eine strukturdifferenzierte Betrachtung hingegen ergab für die AK ≥ 1 in „anderen Strukturen“ eine signifikant unterschiedliche Individuenzahl zwischen den vier Gewässerabschnitten (Friedman; $p = 0,039$). Anhand des Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtests konnte eine signifikant unterschiedliche Gesamtindividuenzahl in dem 1. Abschnitt (abgesperrt) gegenüber dem 2. Abschnitt (nicht abgesperrt) nachgewiesen werden ($p < 0,001$). Um zu überprüfen welche Fischarten für diesen Unterschied zwischen den Abschnitten verantwortlich sind, wurde eine SIMPER Analyse durchgeführt. Den höchsten Beitrag zur Unähnlichkeit der Gemeinschaftsstruktur lieferten die Fischarten *Cobitis taenia*, *Rutilus rutilus* und *Proterorhinus semilunaris*. Von diesen ist nur für *Cobitis taenia* eine signifikant unterschiedliche Individuenzahl zwischen dem 1. und 2. Abschnitt nachweisbar (Wilcoxon; $p < 0,001$).

Elektrofischereiliche Scheucheffekt auf Fische der AK ≥ 1 konnten somit ausschließlich für eine Fischart und in Abschnitten ohne Deckungsstrukturen nachgewiesen werden. Damit bestätigen die Ergebnisse die Aussagen von Lamarque (1990), dass Scheucheffekte in strukturarmen Abschnitten durchaus möglich sind und von Peter & Erb (1996) und Kämmereit (2000), die geringere Scheucheffekte in Unterstand bietenden Uferstrukturen anführten. Als Grund hierfür wurde in Peterson et al. (2005) das schnelle Suchen von schützenden Strukturen bei Störungen angeführt. Die vernachlässigbaren Scheucheffekte in Fließgewässern (Simonson & Lyons 1995; Penczak & Glowacki 2008) und stehenden Gewässern (Eloranta 1990; Schoenebeck et al. 2005), als auch die Aussage von

Oesmann & Scholten (2002), dass Scheucheffekte zwar bekannt sind jedoch die ermittelten Abundanzen nicht beeinflussen, können anhand eigener Ergebnisse nicht art- und strukturübergreifend bestätigt werden.

3) Strukturabhängiger Artenzuwachs von Fischen der AK ≥ 1

Eine schrittweise Probestreckenverlängerung um 50 m führte bei anderen Strukturen und bei submersen Makrophyten zu einer signifikanten Zunahme der Artenzahl bei jedem Schritt bis zu einer maximalen Probestreckenlänge von 200 m. Nur bei blocksteindominierten Gewässerabschnitten war nach 150 m kein signifikanter Artenzuwachs mehr nachweisbar (Wilcoxon; $p = 0{,}063$). Diese Ergebnisse lassen sich zum einen auf die versteckte Lebensweise von submersen Makrophyten assoziierten Fischarten zurückführen, wodurch diese zu einem höheren Grad unterrepräsentiert sind (Bohlin et al. 1990; Edwards et al. 2003), als auch auf das häufige Steckenbleiben von narkotisieren Fischen in der Vegetation (Lamarque 1990). Die von Kaufmann et al. (2003) vorgeschlagene Probestreckenlänge für Bäche von 150 m muss für stehende Gewässer strukturunabhängig als zu kurz bewertet werden. Temple & Pearsons (2007) empfehlen zur Aufnahme von Abundanz und Artenreichtum der Ichthyofauna von Fließgewässern eine Probestreckenlänge von 200 m, da Aufwand und Datenqualität hier eine akzeptable Größe erreichen. Fago (1998) empfiehlt eine Probestreckenlänge in großen Seen von 225 m, bei der höchstens eine der beobachteten Arten übersehen wurde. Eine strukturabhängige Empfehlung einer minimal notwendigen Befischungsstreckenlänge ist jedoch bisher noch in keiner Studie erfolgt. Anhand eigener Untersuchungsergebnisse erscheint eine Probestreckenlänge von 200 m für blocksteindominierte Abschnitte stehender Gewässer ausreichend zu sein, während in submersen makrophytendominierten Abschnitten längere Probestrecken zur Erfassung des Arteninventars notwendig sind.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit an der Universität Koblenz-Landau am Institut für Umweltwissenschaften. Sie war Teil eines Forschungsprojektes in Zusammenarbeit mit der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd (Neustadt a.d. Weinstraße) und dem Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (Mainz), bei dem über mehrere Jahre potentielle Einflussfaktoren auf die Fischfauna in rheinangebundenen Nebengewässern untersucht wurden.

Literatur

Angermeier, P.L., Smogor, R.A. (1995): Estimating Number of Species and Relative Abundances in Stream-Fish Communities - Effects of Sampling Effort and Discontinuous Spatial Distributions. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52 (5): 936-949.

Backiel, T., Welcomme, R.L. (1980): Guidelines for sampling fish in inland waters. EIFAC Technical paper, 33: 1-176.

Bayley, P. B., Austen, D. J. (2002): Capture efficiency of a boat electrofisher. Transactions of the American Fisheries Society 131 (3): 435-451.

Bohlin, T., Heggberget, T.G., Strange, C. (1990): Electric fishing for sampling and stock assessment. In: Cowx, I.G. und Lamarque, P.: Fishing with electricity - Applications in freshwater fisheries management. Fishing News Books: 112-139.

Diekmann, M., Bramick, U., Lemcke, R., Mehner, T. (2005): Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. Journal of Applied Ecology, 42 (5): 901-909.

Drake, M.T. (2007): Estimating sampling effort for biomonitoring of nearshore fish communities in small central Minnesota lakes. North American Journal of Fisheries Management, 27 (4): 1094-1111.

Edwards, M.R., Combs, D.L., Cook, S.B., Allen, M. (2003): Comparison of single-pass electrofishing to depletion sampling for surveying fish assemblages in small warmwater streams. Journal of Freshwater Ecology, 18 (4): 625-634.
Eggleton, M.A., Jackson, J.R., Lubinski, B.J. (2010): Comparison of Gears for Sampling Littoral-Zone Fishes in Floodplain Lakes of the Lower White River, Arkansas. North American Journal of Fisheries Management, 30 (4): 928-939.
Eloranta, A. (1990): Electric fishing in the stony littoral zone of lakes. In: Cowx, I.G.: Developments in electric fishing. Fishing News Books: 91-95.
Fago, D. (1998): Comparison of Littoral Fish Assemblages Sampled with a Mini-Fyke Net or with a Combination of Electrofishing and Small-Mesh Seine in Wisconsin Lakes. North American Journal of Fisheries Management, 18 (3): 731-738.
Kämmereit, M. (2000): Elektrofischerei. In: VDFF: Fischereiliche Untersuchungsmethoden in Fließgewässern: 15-25.
Kaufmann, P. R., Reynolds L., Herlihy, A. T., Gregory, S. V., Hughes, R. M. (2003): Electrofishing Effort Requirements for Assessing Species Richness and Biotic Integrity in Western Oregon Streams, North American Journal of Fisheries Management 23: 450-461.
Lamarque, P. (1990): Twenty years of electric fishing expeditions throughout the world. In: Cowx, I.G.: Developments in electric fishing. Fishing News Books: 344-351.
Lucas, M.C., Baras, E., Thom, T.J., Duncan, A., Slavik, O. (2001): Migration of freshwater fishes. (1. Aufl.) Blackwell Science Ltd, Osney Mead, Oxford: 440 S.
Ochel, C., Bankstahl, M., Körting, W., Lehmann, J. (1998): Untersuchungen zu möglichen Schäden der Fische durch die Elektrofischerei. Fischer und Teichwirt 49: 308-310.
Oesmann, S., Scholten, M. (2002): Vergleichende Untersuchungen zur Eignung von Fanggeräten für Fischlarven und Jungfische in großen Fließgewässern. Zeitschrift für Fischkunde, Supplementband Ökologie der Elbefische: 41-57.
Otto, A., Weibel, U. (1999): Entwicklung der Rhein-Auengewässer - Teil 1: Grundlagen. (1. Aufl.) Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz: 144 S.
Penczak, T., Glowacki, L. (2008): Evaluation of electrofishing efficiency in a stream under natural and regulated conditions. Aquatic Living Resources, 21 (3): 329-337.
Persat, H., Copp, G.H. (1990): Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In Cowx, I.G.: Developments in electric fishing. Blackwell Scientific Publications Ltd., Oxford, England: 197-209.
Peter, A., Erb, M. (1996): Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fliessgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. Mitteilung zur Fischerei, 58: 1-19.
Peterson, J. I., Banish, N. P., Thurow, R. F. (2005): Are block nets necessary? Movement of stream-dwelling salmonids in response to three common survey methods. North American Journal of Fisheries Management 25: 732-743.
Reynolds, L., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Gregory, S.V., Hughes, R.M. (2003): Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. North American Journal of Fisheries Management, 23 (2): 450-461.
Rosenberger, A. E., Dunham, J. B. (2005): Validation of abundance estimates from mark-recapture and removal techniques for rainbow trout captured by electrofishing in small streams. North American Journal of Fisheries Management 25: 1395-1410.
Schoenebeck, C.W., Strakosh, T.R., Guy, C.S. (2005): Effect of block net use and time of sampling on backpack electrotishing catches in three Kansas reservoirs. North American Journal of Fisheries Management, 25 (2): 604-608.
Simonson, T.D., Lyons, J. (1995): Comparison of catch per effort and removal procedures for sampling stream fish assemblages. North American Journal of Fisheries Management, 15 (2): 419-427.
Temple, G. M., Pearsons, T. N. (2006): Backpack and boat electrofishing design considerations and sampling protocols. In: Pearson, T. N., Temple, G. M., Fritts, A. L., Johnson, C. L., Webster, Z. D.: Ecological Interactions between Non-target Taxa of Concern and Hatchery Supplemented Salmon: 71-116.
Temple, M.G., Pearsons, T.N. (2007): Electrofishing: Backpack and Drift Boat. In: Johnson, D.H., Shrier, B.M., O'Neal, J.S., Knutzen, J.A., Augerot, X., O'Neil, T.A., Pearsons, T.N.: Salmonid Field Protocols Handbook - techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 95-132.
Watkins, M.S., Doherty, S., Copp, G.H. (1997): Microhabitat use by 0+ and older fishes in a small English chalk stream. Journal of Fish Biology, 50 (5): 1010-1024.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Chemische Neutralisation eines sauren Tagebausees als Vorbereitung für die fischereiwirtschaftliche Nutzung

Dieter Leßmann[1] & Björn Grüneberg[2]

1,2 Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus, 1 lessmann@tu-cottbus.de, 2 bjoern.grueneberg@tu-cottbus.de

Keywords: Bergbausee, Sanierung, Aquakultur, Phosphor

Einleitung

Durch den Braunkohleabbau ist im Lausitzer Braunkohlenrevier eine Vielzahl neuer Seen entstanden, die wichtige Komponenten der nachbergbaulichen Entwicklung der Region sind (Haselhuhn & Leßmann 2005). Die fischereiliche Nutzung ist dabei häufig eines der Entwicklungsziele. Von besonderer Relevanz ist deshalb die auf die Pyrit-Oxidation zurückgehende Versauerung vieler Gewässer. Für die fischereiliche Bewirtschaftung sind pH-Werte über 6 unabdingbar. Als Sanierungsstrategien kommen vor allem die Fremdflutung mit Oberflächenwasser und die chemische Behandlung mit alkalischen Stoffen zur Anwendung (Lessmann & Nixdorf 2009). Die Sanierung durch Flutung beschränkt sich dabei weitgehend auf Seen, die ein großes Volumen aufweisen und an Oberflächengewässer angebunden werden müssen. Für kleinere Tagebauseen kommt derzeit in der Regel nur eine chemische Neutralisation in Frage. Eine besondere Herausforderung stellt die Gewährleistung der Nachhaltigkeit der pH-Anhebung dar. Das gute Phosphor-Retentionsvermögen vieler pH-neutraler Tagebauseen eröffnet die Möglichkeit einer intensiveren fischereilichen Bewirtschaftung. Der Tagebausee Tröbitz RL 122 ist in diesem Rahmen als Pilotprojekt zur Etablierung neuer Gewässer für die Berufsfischerei anzusehen.

Chemische Neutralisation

Die chemische Neutralisation des Tagebausees Tröbitz RL 122 erfolgte im November 2009 unter Einsatz eines Bekalkungsschiffs der Firma *movab*, wodurch eine gleichmäßige Verteilung der Neutralisationsmittel in Form einer feinkörnigen wässrigen Suspension sichergestellt werden konnte. An drei Tagen wurden insgesamt 205 t Kalksteinmehl ($CaCO_3$) und 77 t Kalkhydrat ($Ca(OH)_2$) ausgebracht. Auf der Sedimentoberfläche bildete sich eine dünne Schicht heller Kalkablagerungen aus Material, das nicht gelöst wurde.

Vergleich des Phosphor-Kreislaufs von natürlichen Seen und Tagebauseen

Im Vergleich mit natürlichen Seen weisen pH-neutrale Tagebauseen eine höhere P-Bindungskapazität und -stabilität auf, so dass sie weniger sensitiv auf P-Belastungen reagieren (Grüneberg & Kleeberg 2012). Ursache sind die mit dem Grundwasserzufluss zugeführten Metallen (v.a. Fe). Neben der biogenen Transformation mit Detritus-Sedimentation wie bei natürlichen Seen kommt es einerseits zusätzlich zur Kofällung von Phosphor mit Metallhydroxiden in der Wassersäule und

andererseits zu verminderter P-Rücklösung aus dem Sediment aufgrund des Überschusses an P-Bindungspartnern (Abb. 1).

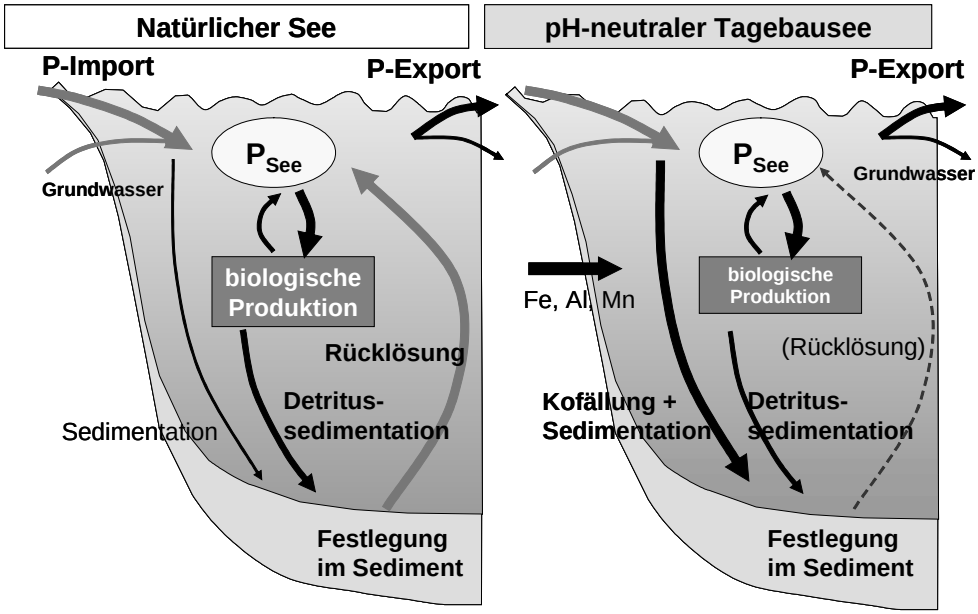


Abb. 1: Vergleich der Pfade und der Bedeutung einzelner Mechanismen im Phosphor-Kreislauf natürlicher Seen und pH-neutraler Tagebauseen.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Der Tagebausee Tröbitz RL 122 befindet sich im westlichen Teil des Lausitzer Braunkohlenreviers südlich der Ortschaft Tröbitz bei Doberlug-Kirchhain. Der See ist im Zeitraum 1959 bis 1970 durch Grundwasserwiederanstieg entstanden, nachdem die Förderung von Braunkohle bereits 1940 eingestellt wurde. Er weist keine Anbindung an andere Oberflächengewässer auf. Die Seefläche beträgt 29 ha, das Volumen 1,1 Mio m³. Die maximale Tiefe liegt bei 8 m, die mittlere Tiefe bei 3,8 m. Der Bereich mit Tiefen über 4 m und sommerlicher Schichtung umfasst etwa ein Viertel der Seefläche.

Eine fischereiwirtschaftliche Nutzung des Sees erfolgt seit April 2011. Auf dem See wurden zwei Netzkäfiganlagen mit jeweils sechs 36 m³-Netzkäfigen installiert (Abb. 2). Als Besatz wurden 1,2 t Karpfen K1 eingesetzt. Das Produktionsziel für den Zeitraum Mai bis Oktober eines jeden Jahres liegt bei 10 t.



Abb. 2: Netzkäfiganlage auf dem Tagebausee Tröbitz RL 122 im August 2011.

Untersuchungsprogramm

Der See wird seit Oktober 2009 im Rahmen eines die Neutralisation und fischereiliche Nutzung begleitenden limnologischen Monitoringprogramms untersucht. Zum Untersuchungsumfang gehören Messungen von Tiefenprofilen mit einer Multiparametersonde (Temperatur, Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit, Trübung) sowie einer Fluoreszenzsonde (Phytopigment-Konzentrationen). Zusätzlich werden Wasserproben für die chemische Analytik hinsichtlich der Hauptkationen und -anionen, von Metallen und Nährstoffen sowie der Konzentrationen an anorganischem und organischem Kohlenstoff sowie Chlorophyll a im Bereich der tiefsten Stelle als Tiefenprofilmischproben bzw. Epi- und Hypolimnionmischproben genommen. 2010 erfolgten die Untersuchungen überwiegend in monatlichen Abständen.

Ergebnisse und Diskussion

pH und Säurekapazität

Durch die Ausbringung der Neutralisationsmittel im November 2009 wurde der pH-Wert im gesamten Wasserkörper innerhalb von zwei Tagen von pH 3,2 auf pH 8,5 angehoben (Abb. 3). Die Säurekapazität ($K_{S4,3}$) stieg von -1,4 mmol/l auf 0,7 mmol/l an (Abb. 4). Nach wenige Tage anhaltender starker rotbrauner Trübung aufgrund der Ausfällung vor allem von Eisenoxiden war der Wasserkörper für etwa eine Woche völlig transparent und die Sichttiefe reichte selbst im tiefsten Bereich bis zum Seeboden (Abb. 6).

Der pH-Wert ging nach der Maßnahme relativ schnell in den neutralen pH-Bereich zurück und verharrte dann aber durchgehend in Bereich um pH 7. Im Sommer wurden keine größeren pH-Unterschiede zwischen Epi- und Hypolimnion gemessen. Die Werte der Säurekapazität blieben im größten Teil des Wasserkörpers ebenfalls recht konstant. Im Hypolimnion war in den Sommermonaten jedoch ein Anstieg zu beobachten, da es zur Lösung von auf dem Sediment abgelagertem Kalk kam. Dies führte bei der herbstlichen Durchmischung aber nicht zu einer Erhöhung der Werte in der gesamten Wassersäule, da das Hypolimnion- im Verhältnis zum Epilimnionvolumen relativ klein ist. Insgesamt konnte das primäre Ziel einer stabilen Anhebung des pH-Werts in den neutralen Bereich erreicht werden, ohne dass es im Jahr nach der Maßnahme Anzeichen einer Wiederversauerung gab.

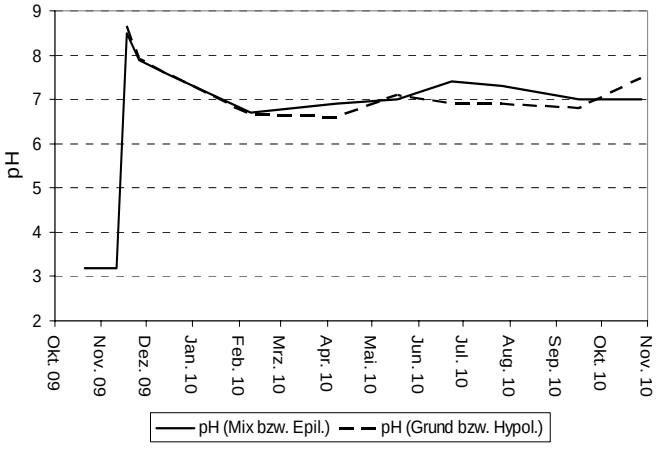


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung des pH-Werts im Tagebausee Tröbitz RL 122

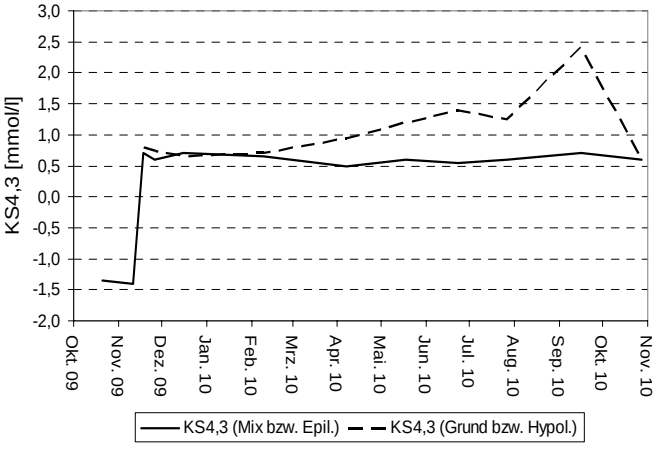


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung der Säurekapazität ($K_{S4,3}$) im Tagebausee Tröbitz RL 122

Hauptkationen und -anionen, Metalle

Durch die chemische Neutralisation verminderte sich die elektrische Leitfähigkeit um ca. 10 % von 1850 µS/cm auf 1650 µS/cm. Auf der einen Seite wurden dem See mit der Bekalkung in größeren Mengen Ionen zugeführt, auf der anderen Seite kam es zu starken Fällungsreaktionen, die Ionen aus dem Wasser entfernten, so dass im Saldo sogar diese Abnahme zu verzeichnen war. Am deutlichsten fiel der Rückgang bei den Metallen aus. So nahmen die Eisenkonzentrationen von 8 mg/l auf 0,4 mg/l ab. Dem gegenüber stand die Erhöhung der Calcium-Konzentrationen von 250 mg/l auf 320 mg/l. Sulfat blieb das mengenmäßig wichtigste Anion. Bei starken Schwankungen im Lauf des Jahres, die vor allem hydrologisch bedingt sein können, betrug die Abnahme ca. 20 %. Die Werte bewegten sich 2010 zwischen 750 und 850 mg/l.

Nährstoffe und Chlorophyll a

Durch die Bekalkung und die dadurch initiierte Eisenfällung kam es zu einer Mitfällung des Phosphors, wie der starke Rückgang der Konzentrationen während der Bekalkung zeigte, als die Gesamtphosphor-Werte (TP) von rund 9 bis 14 µg/l bis an die Nachweisgrenze abnahmen (Abb. 5). Danach stabilisierten sie sich weitgehend im Bereich 6 bis 9 µg/l TP. Im Frühjahr und Sommer war ein größerer Teil des Phosphors in der Biomasse gebunden, wie die in dieser Zeit zunehmende Differenz zwischen Gesamtphosphor-Konzentrationen und gelösten anorganischen Phosphorkonzentrationen zeigte (Abb. 5).

Die Stickstoffkonzentrationen unterlagen stärkeren Schwankungen. Ein Zusammenhang mit der Sanierungsmaßnahme wurde nicht deutlich. Die Schwankungen könnten eher auf wechselnde externe Einträge und die hydrologischen Bedingungen zurückzuführen sein. Unter sauren Bedingungen stellte Ammonium mit Konzentrationen zwischen 0,8 und 1,2 mg/l NH_4-N aufgrund fehlender Nitrifikation den weitaus größten Anteil am Gesamtstickstoff. Dies änderte sich erst langsam im Zuge der Seeentwicklung nach der Neutralisation, so dass der Nitratanteil bei weitgehend konstanter Gesamtstickstoff-Konzentration von 6 % auf 23 % bis Ende 2010 zunahm. Die Nitritkonzentrationen blieben unter der Nachweisgrenze (< 50 µg/l).

Die Sichttiefe war bis zur Sanierung durch Eisentrübung vermindert. Erst nach der Neutralisation ergab sich eine Abhängigkeit von der Primärproduktion (Abb. 6). Entsprechend zur Sichttiefe stiegen die von Oktober 2009 bis Mai 2010 stets sehr niedrigen Chlorophyll a-Konzentrationen beständig während des Sommers bis zum Herbst 2010 an. Damit ist der See ist mit im Mittel unter 3 µg/l Chl a und < 9 µg/l TP eindeutig als oligotroph einzustufen.

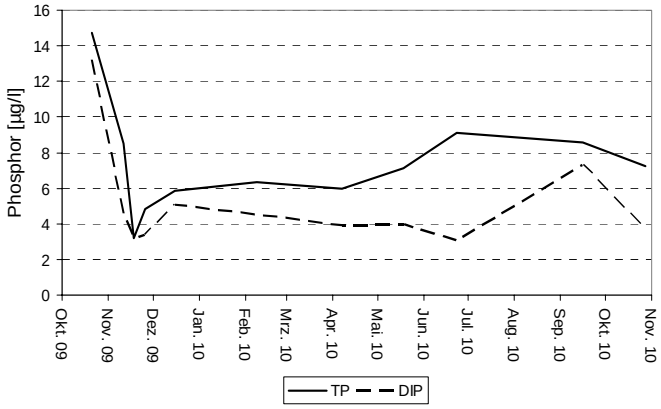


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Phosphorkonzentrationen (TP- Gesamt-P, DIP – gelöster anorganischer P) im Tagebausee Tröbitz RL 122

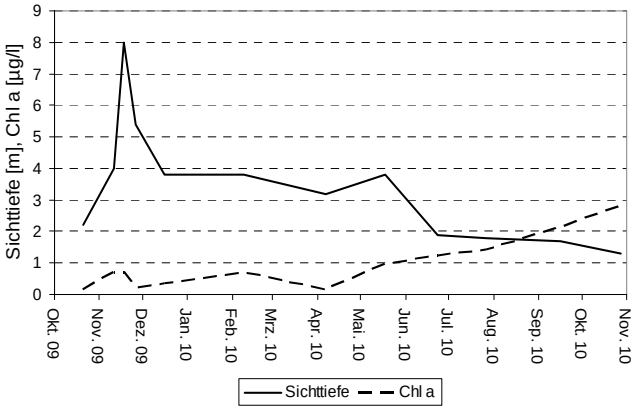


Abb. 6: Zeitliche Entwicklung der Sichttiefe und der Chlorophyll a-Konzentrationen im Tagebausee Tröbitz RL 122

Schlussfolgerungen

Tagebauseen haben in Einzelfällen aufgrund ihres im Vergleich mit natürlichen Seen hohen P-Retentionsvermögens das Potential zu einer intensiveren fischereiwirtschaftlichen Nutzung, wobei keine wesentliche Verschlechterung der Wasserqualität erwartet wird. Im Tagebausee Tröbitz RL 122 wurden im ersten Jahr nach einer im November 2009 erfolgten chemischen Neutralisation mit Kalksteinmehl und Kalkhydrat stabile pH-neutrale Verhältnisse erreicht, so dass der See seit 2011 für die Karpfenproduktion in Netzgehegen genutzt wird. Die Phosphor-Konzentrationen blieben nach der Bekalkung konstant niedrig. Verbunden mit einem Rückgang der Sichttiefe war von April bis Ende Oktober 2010 ein kontinuierlicher Anstieg der Chlorophyll a-Konzentrationen zu verzeichnen, was auf die Etablierung einer an die geänderten Bedingungen angepassten Phytoplanktonzönose hindeutet. Der Einfluss der Fischproduktion auf die Wasserqualität und die Nachhaltigkeit der Neutralisation sind im Verlauf weiterer Untersuchungen zu klären.

Danksagung

Die Untersuchungen werden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow und mit finanzieller Unterstützung durch das Land Brandenburg durchgeführt.

Literatur

Grüneberg, B., Kleeberg, A. (2012): Phosphorus in acidic mining lakes: importance and biogeochemical cycling. In: Geller, W., Schultze, M. (eds.), Acidic pit lakes – the legacy of coal and metal surface mines. Series Mining and Environment, Springer. (im Druck)

Haselhuhn, I., Leßmann, D. (2005): Rahmenbedingungen der Entwicklung der Lausitzer Bergbaulandschaft, insbesondere der Entstehung und des Managements von Tagebauseen. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 2/2005: 1-97.

Leßmann, D., Nixdorf, B. (2009): Sanierung und Restaurierung versauerter Seen. In: Zerbe, S., Wiegleb, G. (Hrsg.), Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 142-151.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Genetische Charakterisierung verschiedener Bachforellenpopulationen, *Salmo trutta* (L.), des Pfälzerwalds

Kathrin Metzner[1], *René Gergs*[1] *& Thomas Schmidt*[1]

[1] Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstrasse 7, 76829 Landau, Deutschland, metz9182@uni-landau.de, gergs@uni-landau.de, schmidt-th@uni-landau.de

Keywords: mitochondrielle Kontrollregion, Mikrosatelliten, Phylogenetik, Populationsgenetik

Einleitung

Eine hohe genetische Diversität stellt einen wichtigen Faktor für das Überleben von Arten dar und ist eine Voraussetzung für künftige Anpassungsprozesse. Die Bachforelle, *Salmo trutta* (L.), wird von der IUCN global als nicht gefährdet (Least Concern) eingestuft (Freyhof 2011), gilt in Rheinland-Pfalz aber immer noch als gefährdet (Röter-Flechtner et al. 2007). Sie ist eine beliebte Nutzfischart und wird sehr häufig besetzt. Besatz mit Individuen fremder Herkunft kann allerdings zur Veränderung regional angepasster Populationen und zum Verlust autochthoner Genotypen führen (Souty-Grosset et al. 1997). Die Durchgängigkeit von Fließgewässern hat einen Einfluss auf die Reproduktion und somit auch auf die genetische Zusammensetzung der Forellenpopulationen. Die Fließgewässer des Mittelgebirges Pfälzerwald sind bereits seit mehreren Jahrhunderten durch Teich- und Triftwirtschaft stark querverbaut (LUWG-RLP 2010). Dies hat möglicherweise zur Isolation autochthoner Bestände und einer vielfältigen genetischen Strukturierung der Bachforellenpopulationen geführt. Die Kenntnis dieser genetischen Strukturen ist wichtig um geeignete Management- und Besatzkonzepte zu entwickeln, die auch die Vielfalt innerhalb der Art schützen. Im Rahmen dieser Studie sollten eine grundlegende genetische Charakterisierung der Bachforellenpopulationen des Pfälzerwaldes, sowie die Identifizierung möglicher autochthoner Bestände und des Einflusses von Besatz auf diese Bestände erfolgen. Hierzu dienten Untersuchungen der mitochondriellen Kontrollregion und Mikrosatellitenanalysen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Probennahme

Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich über den Pfälzerwald im Südwesten Deutschlands. Fünf Einzugsgebiete, die den Pfälzerwald nach Osten direkt in den Rhein entwässern, wurden untersucht. Hierbei wurden insgesamt 38 Probestellen, in den Einzugsgebieten Isenach (n = 7), Lauter (n = 3), Michelsbach (n = 3), Speyerbach (n = 8) und Queich (n = 17), elektrisch befischt und Gewebeproben der Bachforellen entnommen.

Genetische Methoden

Zur DNA-Exktraktion wurde ein modifiziertes Salz-Extraktions-Protokoll nach Aljanabi & Martinez 1997) verwendet. Hierfür wurde etwa 1 mm^2 Gewebe aus der Fettflosse mit 440 µl Salz-Extraktions-Puffer, 90 µl 10% SDS-Lösung und 16 µl Proteinase K (10 mg/ml) versetzt und für 60 min bei 60°C inkubiert. Anschließend wurden 350 µl NaCl-Lösung (5M) zugefügt und abzentrifugiert. Die Präzipitation in 600 µl Isopropanol erfolgte bei -20°C über Nacht. Nach einem Waschschritt mit 70% Ethanol, wurde die DNA in sterilem Wasser resuspendiert.

Die Sequenzierung der mitochondriellen Kotrollregion (n = 141) erfolgte mit den Primern Str-L19 (5´- CCACTAGCTCCCAAAGCTA-3´) und Str-H17 (5´-ACTTTCTAGGGTCCATC-3´) (Bernatchez et al. 1992). Der 22µl-Reaktionsmix enthielt 0,25 µM dNTPs (Fermentas), 1 µM Colorless GoTaq® Flexi Buffer, 1 µM je Primer, 0,05 U GoTaq® DNA Polymerase, 2,5 µM MgCl2 (Promega) und ca. 20 ng DNA. Die Amplifikation wurde in einem Primus 96 – Thermocycler (Peqlab Biotechnologie GmbH) nach folgendem Protokoll durchgeführt: 94°C für 4 min, danach 30 Zyklen mit 94°C für 30 s, 55°C für 30 s und 72°C für 90 s, gefolgt von bei 72°C für 10 min. Die Sequenzierung erfolgte (Seq IT GmbH & Co.KG) in beide Richtungen (forward und reverse).

Die Mikrosatellitenanalyse (n = 597) erfolgte anhand von 8 Loci. Hierbei wurden die floureszenzmarkierten Primer in Multiplex-PCRs (Type-it Microsatellite PCR Kit, QIAGEN, Hilden) eingesetzt. Folgende Loci wurden in den entsprechenden Primerkonzentrationen verwendet: Ssa410UOS mit 0,5 µM (Cairney et al. 2000), SsaA86 mit 0,025 µM (King et al. 2005), Ssa85 mit 0,0125 µM (O´Reilly et al. 1996), OMM1323 mit 0,05 µM (Palti et al. 2002), MST-15 mit 0,05 µM, MST-60 mit 0,05 µM, MST-73 mit 0,075 µM (Presa & Guyomard 1996), SSOSL85 mit 0,15 µM (Slettan et al. 1995). Der 5 µl-Reaktionsansatz enthielt, außer den entsprechenden Primern, 1x Type-it Multiplex PCR Master Mix, 0,5x Q-Solution (QIAGEN, Hilden) und ca. 10 ng DNA. Die PCRs wurden in folgenden Schritten durchgeführt: 5 min bei 95°C, 30 Zyklen mit 94°C für 30 s, 57°C für 90 s und 72°C für 60 s und 30 min bei 60°C. Die Fragmentierung erfolgte mit dem GenomeLab DNA Size Standard Kit – 400 bzw. 600 (Beckman Coulter, Fullerton, USA) in einem automatischen Sequenzierer (CEQ 8000 Genetic Analysis System, Beckman Coulter, Fullerton, USA).

Datenanalyse

Für das Editieren und Alignieren der Sequenzen der mitochondriellen Kontrollregion wurden die Programme Chromas (Technelysium Pty Ltd) und Geneious (Drummond et al. 2010) verwendet. Zur Analyse der Daten wurden distanzbasierte Phylogenien (UPGMA) in dem Programm R (R-Development-Core-Team 2011) erstellt. Dabei wurden zwei Sequenzen von *Salmo salar* (GQ376147, AF133701) als Outgroup verwendet. Zusätzlich wurden Sequenzen von *Salmo trutta* aus anderen Studien zum Vergleich genutzt (adriatische Linie: AY653216; mediterrane Linie: AY836364; danubische Linie: GQ284832, AY185568.1; Marmoratus-Linie: JN208022; atlantische Linie: AF321990, AF321991, EF530509, NC_010007.1).

Zur Auswertung der Mikrosatellitenanalyse wurde eine DAPC (Discriminant Analysis of Principal Components) (Jombart et al. 2010) mit dem Programm R durchgeführt. Für die Untersuchung des Besatzeinflusses wurden ein Vergleichsdatensatz (Müller-Belecke et al. 2009), in der deutsche Zuchten mit Elterntierhaltung anhand von Mikrosatelliten genetisch charakterisiert wurden (n = 660), in die Analysen eingebunden.

Ergebnisse

Für 141 Proben konnte eine Region von mindestens 947 bp sequenziert und ausgewertet werden. Diese Abschnitte enthalten 15 variable Positionen, wodurch 14 verschiedene mitochondrielle Haplotypen identifiziert werden können (A1-A14), darunter 6 bisher unbeschriebene Haplotypen (A9-A14). Alle gefundenen Haplotypen lassen sich der atlantischen Linie zuordnen (Bernatchez et al. 1992) und trennen sich klar von den anderen vier Hauptlinien. Innerhalb der atlantischen Linie ist jedoch keine klare Auftrennung zu erkennen. Am häufigsten ist der Haplotyp A06 mit einem Anteil von 50,35%, gefolgt von den Haplotypen A05 (14,89%) und A07 (12,77%). Die Haplotypen A06 und A07 sind in allen untersuchten Einzugsgebieten zu finden. Die neu beschriebenen Haplotypen sind meist nur selten (0,71%-2,84%) und innerhalb einzelner Populationen oder sogar nur innerhalb eines Einzugsgebietes zu finden. Der Haplotyp A12 (2,84%) ist als Einziger in mehreren Populationen und innerhalb mehrerer Einzugsgebiete (Isenach, Queich und Lauter) auffindbar. Allgemein sind in der Queich die meisten neuen Haplotypen (n = 4) und im Michelsbach ist kein neuer Haplotyp vertreten.

Anhand der Mikrosatellitendaten können bei der DAPC 20 Cluster eingeteilt werden. Diese lagern sich in zwei Gruppen zusammen, die einen Überlappungsbereich zwischen sich aufweisen. Anhand der Zuordnung der einzelnen Individuen zur Zucht bzw. zum Pfälzerwald kann man eine Trennung zwischen den pfälzischen Individuen und den Zuchtindividuen erkennen.

Diskussion

Das ausschließliche Vorkommen von atlantischen Haplotypen bei der Betrachtung der mitochondriellen Kontrollregion ist für diese Region zu erwarten (Bernatchez 2001). Die Dominanz einzelner und das Vorkommen seltener Haplotypen ist bei Bachforellen häufiger zu beobachten (Antunes et al. 2001, Weiss et al. 2001). Die drei dominierenden Haplotypen wurden bereits in früheren Studien als nordatlantische Haplotypen beschrieben (Cortey & Garcia-Marin 2002, Suárez et al. 2001). Die Haplotypen A06 und A07 wurden bei Cortey & Garcia-Marin 2002) sowohl in skandinavischen Populationen, als auch in zwei spanischen Zuchten deutschen Ursprungs gefunden. Cortey & Garcia-Marin 2002) zeigten in ihrer Untersuchung die Fixierung einer norwegischen Fischfarm auf den Haplotyp A07. Diese Fischfarm wurde mit Individuen der feingepunkteten Bachforelle aus dem Hardangervidda gegründet. Die Dominanz der Haplotypen A06 und A07 könnte somit aus dem Besatz mit Zucht-Individuen resultieren (Weiss et al. 2001). Jedoch ist auch ein natürliches Vorkommen dieser Haplotypen in Deutschland und seine Verbreitung innerhalb einer, aus Wildtieren gegründeten, Zucht vorstellbar. Eine klare Zuordnung vorzunehmen wird hierbei durch fehlende Informationen zu Besatzaktivitäten innerhalb des Pfälzerwaldes und der Herkunft der Gründerindividuen für Zuchten erschwert. Die neu beschriebenen und selten vorkommenden Haplotypen A09-A14 konnten trotz vieler Untersuchungen, in denen auch Zuchten betrachtet wurden, zuvor noch nie gefunden werden (z.B. Weiss et al. 2001, Antunes et al. 2001, Cortey & Garcia-Marin 2002). Daher könnte es sich um regionale Haplotypen handeln. Ein räumliches Verteilungsmuster der Haplotypen konnte nicht identifiziert werden. Dies könnte allerdings das Resultat der, auf das Einzugsgebiet bezogen, unterschiedlichen Stichprobengrößen sein. Um hier ein genaueres Bild der Haplotypenverteilung zu erlangen sollten weitere Populationen innerhalb der Einzugsgebiete beprobt werden. Zusätzlich wäre die Einbindung von Sequenzdaten deutscher Zuchten empfehlenswert, um deren Haplotypen zu charakterisieren und somit ein genaueres Bild des Besatzeinflusses zu erhalten.

Bei der DAPC lagern sich die Tiere, die aus der Zucht stammen, sehr eng zusammen. Dies lässt auf eine relativ hohe genetische Ähnlichkeit der Zuchtindividuen schließen. Die Individuen des Pfälzerwaldes bilden eine zweite Gruppe, die allerdings eine größere Verteilung und somit eine höhere genetische Differenzierung aufweist. Diese Abtrennung der beiden Gruppen könnte ein Hinweis auf lokale Ausprägungen und somit auf autochthone Bestände sein. Jedoch erkennt man auch einen Überlappungsbereich. Dies könnte das Resultat von Besatz und einer damit verbundenen Einkreuzung der Besatzgenotypen in die Genotypen der pfälzischen Populationen sein. Die Introgression der Zuchten kann abhängig von den Bedingungen im jeweiligen Gewässer verschieden ausgeprägt sein. So können äußere Umstände einen Einfluss auf die Introgression haben. Allgemein wird jedoch davon ausgegangen, dass Zuchttiere einen eher geringen Erfolg in natürlichen Populationen haben (Hansen 2002). Diese Trennung zwischen Zucht und den pfälzischen Individuen lässt darauf schließen, dass die dominanten mitochondriellen Haplotypen nicht durch Besatz eingebracht wurden, sondern natürlich hier vorkommen. Auch hier sind weitere Analysen nötig, um ein genaueres Bild über die Introgression und die Abgrenzung möglicher autochthoner Bestände zu erhalten.

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie konnte eine grundlegende Charakterisierung der Bachforellenpopulationen des Pfälzerwaldes anhand von Sequenzdaten der mitochondriellen Kontrollregion erfolgen. Hierbei wurden 14 Haplotypen charakterisiert, von denen sechs vorher noch nicht beschrieben wurden. Die Identifizierung autochthoner Haplotypen oder gar autochthoner Bestände konnte anhand dieser Daten nicht erfolgen. Der Einfluss von Besatz auf die Populationen des Pfälzerwaldes konnte ebenfalls nicht klar identifiziert werden. Dennoch wurden in den Populationen des Pfälzerwaldes Haplotypen identifiziert, die ebenfalls in Zuchten identifiziert werden konnten. Die Auswertung der Mikrosatellitendaten deutet jedoch auf eine eher geringe Zucht-Introgression und auf das Vorkommen regionaler Ausprägungen hin.

Danksagung

Diese Arbeit zeigt die ersten Ergebnisse einer Diplomarbeit. Ein besonderer Dank gilt dem Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow für die Bereitstellung ihrer Daten, die sie im Rahmen der Studie „Aquatische genetische Ressourcen - Laichfischbestände von Wirtschaftsfischarten in Deutschland“ erhoben haben.

Literatur

Aljanabi, S. M. & Martinez, I. (1997), ‘Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques’, *Nucleic Acids Research* **25**, 4692–4693.

Antunes, A., Faria, R., Weiss, S. & Alexandrino, P. (2001), ‘Complex evolutionary history in the brown trout: Insights on the recognition of conservation units’, *Conservation Genetics* **2**, 337–347.

Bernatchez, L. (2001), ‘The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation’, *Evolution* **55**(2), 351–379.

Bernatchez, L., Guyomard, R. & Bonhomme, F. (1992), ‘DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote european brown trout *Salmo trutta* populations’, *Molecular Ecology* **1**(3), 161–173.

Cairney, M., Taggart, J. B. & Høyheim, B. (2000), ‘Characterization of microsatellite and minisatellite loci in atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and cross-species amplification in other salmonids’, *Molecular Ecology* **9**, 2155–2234.

Cortey, M. & Garcia-Marin, J. L. (2002), 'Evidence for phylogeographically informative sequence variation in the mitochondrial control region of atlantic brown trout', *Journal of Fish Biology* **60**(4), 1058–1063.

Drummond, A. J., Ashton, B., Buxton, S., Cheung, M., Cooper, A., Heled, J., Kearse, M., Moir, R., Stones-Havas, S., Sturrock, S., Thierer, T. & Wilson, A. (2010), 'Geneious v5.3'. http://www.geneious.com.

Freyhof, J. (2011), 'Salmo trutta', In: IUCN 2011. Downloaded on 05 December 2011. www.iucnredlist.org

Hansen, M. M. (2002), 'Estimating the long-term effects of stocking domesticated trout into wild brown trout (Salmo *trutta*) populations: an approach using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples', *Molecular Ecology* **11**, 1003–1015.

Jombart, T., Devillard, S. & Balloux, F. (2010), 'Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations', *BMC Genetics* **11**, 94.

King, T. L., Eackles, M. S. & Letcher, B. H. (2005), 'Microsatellite DNA markers for the study of atlantic salmon (*Salmo salar*) kinship, population structure, and mixed-fishery analyses', *Molecular Ecology Notes* **5**(1), 130–132.

LUWG-RLP (2010), 'Gewässerzustandsbericht 2010 - Ökologische Bilanz zur Biologie, Chemie und Biodiversität der Fließgewässer und Seen in Rheinland-Pfalz', Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz und Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten.

Müller-Belecke, A., Füllner, G., Klinger, H., Rösch, R., Tiedemann, R., Wedekind, H. & Brämick, U. (2009), Aquatische genetische Ressourcen - Laichfischbestände von Wirtschaftsfischarten in Deutschland, Bd.25, Inst. für Binnenfischerei. Potsdam. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

O´Reilly, P. T., Hamilton, L. C., McConnell, S. K. & Wright, J. M. (1996), 'Rapid analysis of genetic variation in atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of dinucleotide and tetranucleotide microsatellites', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**, 2292–2298.

Palti, Y., Fincham, M. R. & Rexroad, C. E. III (2002), 'Characterization of 38 polymorphic microsatellite markers for rainbow trout', *Molecular Ecology Notes* **2**, 449–452.

Presa, P. & Guyomard, R. (1996), 'Conservation of microsatellites in three species of salmonids', *Journal of Fish Biology* **49**, 1326–1329.

R-Development-Core-Team (2011), R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. http://www.R-project.org/.

Röter-Flechtner, C., Simon, L. & Rühl, D. (2007), 'Rote Listen von Rheinland-Pfalz', Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Mainz.

Slettan, A., Olsaker, I. & Lie, O. (1995), 'Atlantic salmon, *Salmo salar*, microsatellites at the ssosl25, ssosl85, ssosl311, sossl417 loci', *Animal Genetics* **20**, 277–285.

Souty-Grosset, C., Grandjean, F., Raimond, R., Frelon, M., Debenest, C. & Bramard, M. (1997), 'Conservation genetics of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*: The usefulness of the mitochondrial DNA marker.', *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **347**, 677–692.

Suárez, J., Bautista, J. M., Almodóvar, A. & Machordom, A. (2001), 'Evolution of the mitochondrial control region in palaearctic brown trout (*Salmo trutta*) populations: the biogeographical role of the iberian peninsula', *Heredity* **87**, 198–206.

Weiss, S., Schlötterer, C., Waidbacher, H. & Jungwirth, M. (2001), 'Haplotype (mtDNA) diversity of brown trout *Salmo trutta* in tributaries of the austrian danube: massive introgression of atlantic basin fish - by man or nature?', *Molecular Ecology* **10**(5), 1241–1246.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Von tollkühnen Barschen (*Perca fluviatilis* L.) und feigen Plötzen (*Rutilus rutilus* (L.)): Ist die strukturelle Komplexität von Makrophytenbeständen tatsächlich der Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen?

Olaf Prawitt

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Kaiser-Friedrich-Str. 7, 55116 Mainz, olaf.prawitt@luwg.rlp.de

Keywords: *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, See, Habitatwahl, strukturelle Komplexität, Makrophyten

Einleitung

Meso- und eutrophe Seen Mittel- und Nordeuropas werden meist von Barschen und Plötzen dominiert, wobei das gesamte Spektrum von einer klaren Barschdominanz über eine Co-Dominanz beider Arten bis zu einer deutlichen Plötzendominanz auftritt. Dabei ist die Wahrscheinlichkeit einer Barschdominanz in mesotrophen Seen höher als in eutrophen Seen (Persson et al. 1991, Olin et al. 2002), was häufig kausal auf die in mesotrophen Seen vorhandene hohe strukturelle Komplexität ausgedehnter Makrophytenbestände zurückgeführt wird (z.B. Persson & Crowder 1998, Scheffer 1998). Diese Schlussfolgerung basiert im Wesentlichen auf der Erkenntnis, dass juvenile Barsche im Vergleich zu juvenilen Plötzen im Freiwasser über eine geringere Räubervermeidungskapazität verfügen (Christensen & Persson 1993) und darüber hinaus durch strukturelle Komplexität in der Nahrungsaufnahme weniger beeinträchtigt werden (Winfield 1986, Diehl 1988). Allerdings wurde der kausale Zusammenhang zwischen Barschdominanz und struktureller Komplexität bislang nur aus kleinskaligen Laborversuchen abgeleitet; die Überprüfung dieser Hypothese im Freiland steht noch aus. Alternativ könnte die in mesotrophen Seen im Vergleich zu eutrophen Seen ebenfalls erhöhte Sichttiefe einen Schlüsselfaktor darstellen, da Barsche aufgrund ihrer optischen Orientierung bei der Nahrungsaufnahme von steigenden Sichttiefen profitieren, während Plötzen für die Nahrungsaufnahme nicht auf gute Sichtverhältnisse angewiesen sind (Diehl 1988, Nurminen et al. 2010). Aufgrund der Korrelation der beiden Faktoren „strukturelle Komplexität“ und „Sichttiefe“ ist es unter Freilandbedingungen in der Regel nicht möglich, die relevante Einflussgröße zu identifizieren. In einigen künstlichen mesotrophen Seen kommt es jedoch aus verschiedenen Ursachen wie z.B. häufigen Sedimentumlagerungen, phytotoxischen Sedimenten oder starken Wasserstandsschwankungen trotz ausreichender Sichttiefen nicht zur Ausbildung dichter Makrophytenbestände. In einem solchen strukturarmen mesotrophen See, dem Senftenberger See, wurde untersucht, ob die strukturelle Komplexität submerser Makrophyten tatsächlich der Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen ist.

Material und Methoden

Der Senftenberger See ist ein schwach mesotropher Braunkohletagebausee in der Lausitz (Brandenburg) mit einer Wasserfläche von 1050 ha. Er weist ausgedehnte Litoralbereiche auf, die jedoch nur sehr punktuell durch Makrophyten strukturiert sind. Im Senftenberger See wurden in sieben Probenahmekampagnen zwischen April und Oktober 1998 sowohl tagsüber als auch nachts jeweils zwischen 11 und 14 Messstellen folgender Makrohabitattypen mit Stellnetzen gestaffelter Maschenweiten (6-65 mm) beprobt:

- *Phytal* (Wassertiefe max. 3 m; durch submerse Makrophyten strukturiert)
- *Flaches Litoral* (Wassertiefe max. 3 m, strukturarm)
- *Tiefes Litoral* (Wassertiefe 5-9 m, strukturarm)
- *Profundal*
- *Pelagial Epilimnion*
- *Pelagial Hypolimnion*

Zusätzlich zur Erfassung der Fischverteilung wurden das Nährtierangebot und die chemisch-physikalischen Parameter in den verschiedenen Habitattypen erfasst. Zur Quantifizierung der Räuber-Beute-Beziehungen wurden Nahrungsuntersuchungen an Barschen, Hechten (*Esox lucius* L.) und Zandern (*Sander lucioperca* (L.)) durchgeführt. Das Wachstum der Barsche und Plötzen wurde durch Altersbestimmungen und Längenrückberechnungen bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Trotz der nur punktuell vorhandenen Makrophytenbestände wurde die Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees numerisch von Barschen (45%) dominiert, gefolgt von Plötzen (26%) und Kleinen Maränen (*Coregonus albula* (L.), 15%). Bezogen auf die Biomasse stellten Barsche und Plötzen mit 30% bzw. 31% vergleichbar hohe Anteile, gefolgt von Zandern (13%) und Kleinen Maränen (10%).

Die Habitatwahl von Barschen und Plötzen des Längenbereichs 4-10 cm beschränkte sich fast ausschließlich auf das *Phytal* und das *Flache Litoral*. Die Analyse der Verteilungsmuster ergab jedoch deutliche Unterschiede zwischen dem Verhalten beider Arten. Tagsüber zeigten die Plötzen ≤ 10 cm eine enge Bindung an die wenigen makrophytenstrukturierten Litoralbereiche (*Phytal*), die sie signifikant gegenüber allen anderen Habitattypen bevorzugten (Abb. 1, Tab. 1). In den Dämmerungsphasen und/oder nachts führten sie tagesperiodische Einwanderungen in die angrenzenden Bereiche des strukturarmen *Flachen Litorals* durch. Barsche ≤ 10 cm nutzten hingegen sowohl tagsüber als auch nachts zu gleichen Teilen das *Phytal* und alle Messstellen des strukturarmen *Flachen Litorals*. Sie waren in ihrer Habitatwahl somit wesentlich weniger auf die strukturell komplexen Bereiche fixiert als die juvenilen Plötzen. Hierdurch setzten sie sich tagsüber einem hohen Prädationsrisiko durch die im *Flachen Litoral* stark vertretenen piscivoren Barsche aus, was sich auch in der Nahrungszusammensetzung der piscivoren Barsche deutlich widerspiegelte: juvenile Barsche stellten 80% des rekonstruierten Fischanteils in der Nahrung piscivorer Barsche, während Cypriniden nur einen Anteil von 14% stellten.

Als Ursache für die unerwartet geringe Nutzung des *Phytals* durch die juvenilen Barsche wird vermutet, dass das *Flache Litoral* ihnen tagsüber bessere Ernährungsbedingungen bot, da sie dort weder durch Wasserpflanzen bei der Nahrungssuche behindert wurden noch einer interspezifischen Konkurrenz durch die juvenilen Plötzen ausgesetzt waren. In der Konsequenz zeigten die Barsche mit einer Jahresendlänge von 8,3 cm ein hohes Wachstum im ersten Lebensjahr, während die Plötzen im ersten Lebensjahr nur eine mittlere Endlänge von 4,1 cm erreichten.

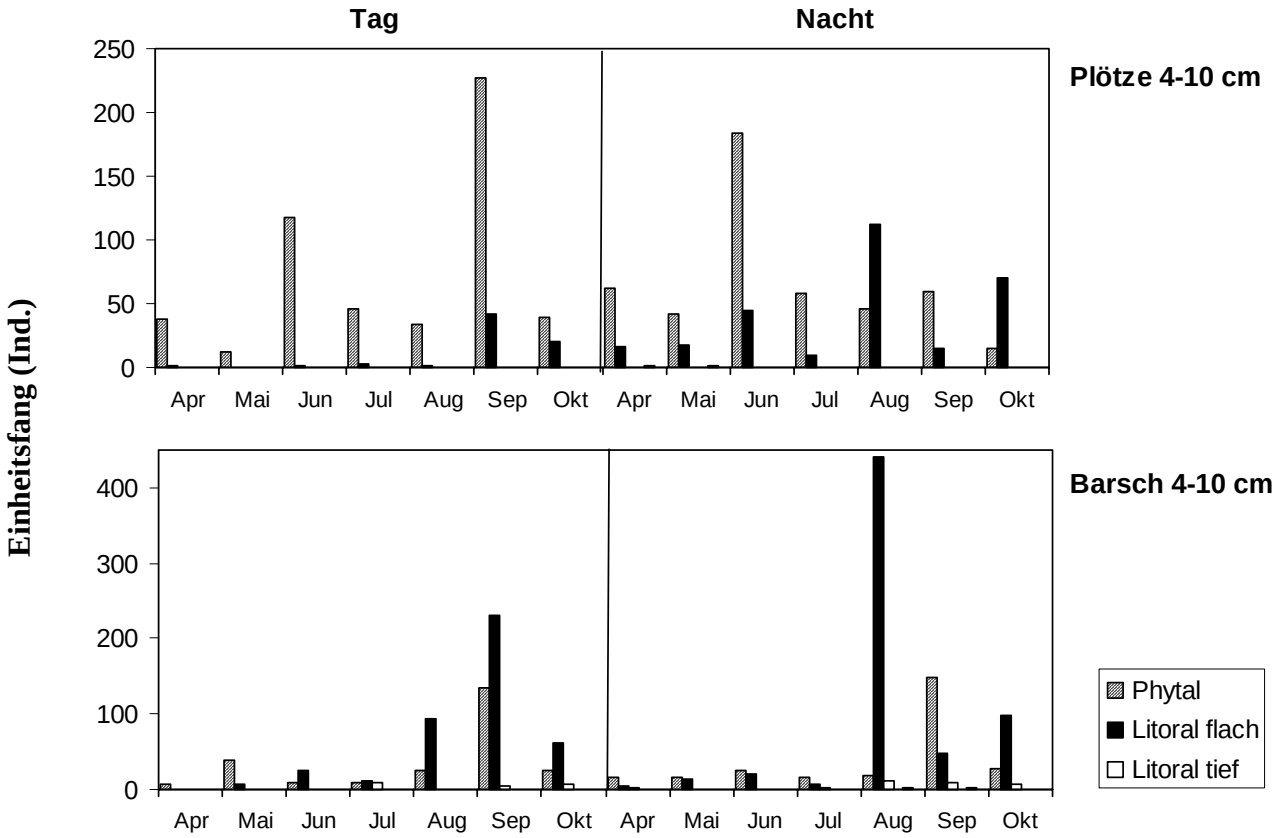


Abb. 1: Numerische Einheitsfänge der Plötzen und Barsche des Längenbereichs 4-10 cm in den verschiedenen Habitattypen im Jahresverlauf des Untersuchungsjahres 1998.

Tab. 1: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN (Zar 1999) zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (*p < 0,001; **p < 0,01; *p < 0,05; (*)p < 0,1; n.s.: nicht signifikant).**

	Plötze 4-10 cm		Barsch 4-10 cm	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht
Phytal vs. *Hypolimnion*	***	***	***	***
Phytal vs. *Pelagial Epilimnion*	***	***	***	***
Phytal vs. *Tiefes Litoral*	***	***	(*)	*
Phytal vs. *Flaches Litoral*	*	n.s.	n.s.	n.s.
Flaches Litoral vs. *Hypolimnion*	n.s.	***	**	***
Flaches Litoral vs. *Pelagial Epilimnion*	n.s.	***	***	***
Flaches Litoral vs. *Tiefes Litoral*	n.s.	***	n.s.	**
Tiefes Litoral vs. *Hypolimnion*	n.s.	n.s.	n.s.	(*)
Tiefes Litoral vs. *Pelagial Epilimnion*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Die unterschiedliche Habitatwahl deutet darauf hin, dass beide Arten unterschiedliche Habitatwahlstrategien verfolgten: Während der entscheidende Parameter für die Habitatwahl juveniler Barsche vermutlich die Maximierung der Nahrungsaufnahme war („high risk / high gain"), wurde die Habitatwahl juveniler Plötzen vorrangig durch die Minimierung des Prädationsrisikos durch piscivore Barsche bestimmt („low risk / low gain").

Beide Habitatwahlstrategien erwiesen sich im Senftenberger See auf Populationsebene als erfolgreich. Die juvenilen Plötzen waren sehr effektiv in der Prädationsvermeidung. Mit zunehmender Länge und damit abnehmender Prädationsgefährdung erweiterten sie ihr Habitat, was zu einer Verbesserung ihres Wachstums führte. Ihre Habitatnutzung war offensichtlich sehr effektiv: Obwohl sie in ihren stark prädationsgefährdeten Juvenilstadien eine enge Bindung an das *Phytal* zeigten, das sich im Senftenberger See lediglich auf 2% der Seefläche erstreckte, war diese Fläche ausreichend, um einen Biomasseanteil der Plötzen von 30% am Fischbestand und damit eine Co-Dominanz mit den Barschen zu erreichen. Im Gegensatz zu den Plötzen unterlagen die Barsche aufgrund ihrer Habitatwahl in ihrem ersten Lebensjahr einem hohen Prädationsdruck, erreichten aber dafür ein so schnelles Wachstum, dass sie bereits in ihrem zweiten Lebensjahr piscivor wurden und im dritten Lebensjahr ein funktionales Refugium vor der Prädation durch Barsche und Hechte erreichten.

Schlussfolgerungen

Unter der Voraussetzung, dass die im Senftenberger See vorgefundenen Verteilungsmuster repräsentativ für mesotrophe Seen sind, ist die Hypothese, dass die strukturelle Komplexität der Makrophytenbestände der Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen ist, zu verwerfen. Die Verteilungsmuster und Interaktionen der Barsche und Plötzen im Senftenberger See deuten darauf hin, dass ein Schlüsselfaktor für den Erfolg der Barsche stattdessen die hohe Sichttiefe ist. Weitere, an dieser Stelle nicht näher beschriebene Untersuchungsergebnisse zeigen als zusätzlichen wichtigen Faktor eine ausgeprägte Tiefenvariation innerhalb des Epilimnion auf, die eine Nischentrenung zwischen verschiedenen Größenklassen der Barsche ermöglichte. Alle Ergebnisse sind Teil einer Dissertation (Prawitt 2011), die unter www.edoc.hu-berlin.de zum Download bereit steht.

Danksagung

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen des BMBF-Projekts „Struktur und Funktion von Fischbiozönosen in Tagebaurestseen der Lausitz" (FKZ 0339672) am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin erstellt. Mein Dank gilt allen, die dieses Projekt hilfreich unterstützt haben. Besonders hervorheben möchte ich hierbei Alexander Türck, der mich unermüdlich bei der Feldarbeit und den Nahrungsuntersuchungen unterstützte.

Literatur

Christensen, B. & Persson, L. (1993): Species-specific antipredatory behaviours: effects on prey choice in different habitats. Behav Ecol Sociobiol 32, 1-9.

Diehl, S. (1988): Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. Oikos 53, 207-214.

Nurminen, L., Pekcan-Hekim, Z. & Horppila, J. (2010): Feeding efficiency of planktivorous perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in varying turbidity: an individual-based approach. J. Fish Biol. 76, 1848-1855.

Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. & Ylonen, O. (2002): Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. J. Fish Biol. 60, 593-612.

Persson, L., Crowder, L. B. (1998): Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shifts. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (Hrsg.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes, 3-23. Springer-Verlag, New York.

Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. F. (1991): Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. J. Fish Biol. 38, 281-293.

Prawitt, O. (2011): Einfluss von Seemorphologie, Habitatstruktur und Versauerung auf die Fischgemeinschaft in einem großen mesotrophen Braunkohletagebausee. Dissertation, Humboldt-Universität Berlin**,** 209 S.

Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall**,** London**,** 357 S.

Winfield, I. J. (1986): The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of juvenile roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and perch, *Perca fluviatilis*. J. Fish Biol. 29 (Supplement A), 37-48.

Zar, J. H. (1999). Biostatistical Analysis, 4. Auflage. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 662 S.

NEOBIOTA

BONELL, F. & R. RÖSCH: Invasive Arten als Fischnahrung im Bodensee

FRÜH, D., ST. STOLL & P. HAASE: Sind degradierte Fließgewässerhabitate einem erhöhten Invasionsrisiko durch Neozoen ausgesetzt?

HANSELMANN, A. J. & K.-O. ROTHHAUPT: Mysida, Amphipoda und Fische im Nahrungsnetz des Bodensees - das Beispiel "Grüner Damm"

MARTENS, A.: Exotische Libellen in Europa

SCHMIDT-FORMANN, O., N. KASCHEK, H. W. RISS & E. I. MEYER: Beitrag zur Kenntnis der Autökologie von Echinogammarus berilloni (Amphipoda)

Invasive Arten als Fischnahrung im Bodensee

Frank Bonell & Roland Rösch

LAZBW, Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen,
frank.bonell@lazbw.bwl.de, roland.roesch@lazbw.bwl.de

Keywords: Invasive Arten, *Limnomysis benedeni*, *Dikerogammarus villosus*, Mageninhaltsanalysen, Wachstumsvergleich, Bodensee.

Einleitung

Seit etwa einem Jahrhundert finden tiefgreifende Veränderungen im Bodensee statt. Neben den Änderungen im Nährstoffgehalt des Bodensees in den letzten 70 Jahren (zusammenfassender Überblick in www.IGKB.org) nahm die mittlere Wassertemperatur seit 1962 um 0,03 °C/Jahr zu (Straile et al. 2003, KLIWA 2007). Auch im Verlauf des Pegelstandes im Jahreslauf, wie auch in Klimaextremen haben sich in den letzten Jahren viele Änderungen ergeben, die auf einen Einfluss des Klimawandels hindeuten (KLIWA 2007). Zusätzlich tauchen im Bodensee in den letzten Jahren in immer kürzeren Abständen neue eingewanderte Arten auf, die sich häufig innerhalb kurzer Zeit im gesamten Bodensee- Obersee ausbreiten (www.neozoen-bodensee.de). Eine besondere Qualität in diesem Zusammenhang haben der Große Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus*, Erstfund 2002 im Bodensee (Mürle et al, 2003 u. 2004) und die Schwebegarnele *Limnomysis benedeni*, die erstmals 2006 im Bodensee nachgewiesen wurde (Fritz et al., 2006). Beide haben sich seither im gesamten Obersee ausgebreitet. Durch das massive Auftreten von *L. benedeni*, das möglicherweise durch die Klimaerwärmung begünstigt wird, dürfte sich das Nahrungsnetz und damit auch das Nahrungsangebot für die Fische im Uferbereich bzw. im Flachwasserbereich (auf der so genannten „Halde“) des Bodensee drastisch verändern.

In diesem Projekt wurde die Nahrung der Fische im Uferbereich und auf der Halde sowohl des Bodensee-Obersees wie auch des -Untersees vor dem Hintergrund der Klimaerwärmung und der in den letzten Jahren aufgetretenen Veränderungen, insbesondere dem Auftreten von *L. benedeni* und *D. villosus* untersucht. Dazu wurde während der Vegetationsperiode 2011 die Nahrung der wichtigsten vorkommenden Fischarten erfasst und das Wachstum mit vorhandenem Datenmaterial aus der Zeit vor dem Auftreten von *L. benedeni* verglichen.

Material und Methoden

Netzbefischungen

Alle Beprobungen fanden mittels Netzbefischungen statt. Zu diesem Zweck wurden Kiemennetze, so wie ein Zugnetz (Jungfischwade) verwendet. Die Kiemennetze wurden als Bodennetze oder als verankerte Schwebnetze gesetzt.

Aufgrund vorliegender Erfahrungen wurden die Netze im Tageslauf so ausgebracht, dass sowohl die Nahrungsaufnahme in der Abend- als auch in der Morgendämmerung beprobt werden konnte. Die Barschnetze wurden als Bodennetze auf Grund gesetzt, die Felchennetze einige Meter über Grund als verankerter Schwebsatz. Mit der Jungfischwade wurde das Flachwasser bis max. 1 m Wassertiefe befischt. Die Netze wurden sowohl im Obersee wie auch im Untersee eingesetzt. Dabei wurden die Barsch- und Felchennetze am späten Abend nach ca. 2 h Expositionszeit zum ersten Mal kontrolliert und die gefangenen Fische entnommen. Danach wurden die Netze wieder gesetzt und morgens maximal 3 h nach Sonnenaufgang wieder gehoben. Die Wassertiefe, in der die Netze gesetzt wurden, wurde im Jahreslauf entsprechend der Hauptaufenthaltstiefe der Fische gewählt.

Die Jungfischwade wurde morgens und abends eingesetzt. Mit dieser Befischungsmethode wurden gezielt die 0+ Jungfische (Jahrgang 2011) im Juni, Juli, August und September beprobt. Im September hatten einige 0+ Barsche bereits eine Größe erreicht, so dass sie zusätzlich auch im 10 mm Bodennetz gefangen werden konnten.

Aufarbeitung des Fanges

Die pro Netz gefangenen Fische wurden nach Arten sortiert, gezählt und von mindestens 10 Fischen jeder Art Länge, Gewicht und Geschlecht bestimmt und Schuppen oder Kiemendeckel zur Altersbestimmung entnommen. Danach wurde der Magen in ein entsprechend nummeriertes Glasgefäß überführt und mit 90% vergelltem Ethanol fixiert.

Aufarbeitung des Magen- bzw. Darminhalts

In einem ersten Schritt wurde der Mageninhalt jedes Fisches auf Vorkommen von Neozoen untersucht. Proben, die Neozoen enthielten, wurden markiert und nachfolgend genau ausgezählt, um eine Quantifizierung des Mageninhalts durchführen zu können. Die Quantifizierung erfolgte über die Ermittlung der Trockengewichte der einzelnen gefressenen Arten.

Altersbestimmung

Das Alter der Barsche wurde anhand der Kiemendeckel, das der anderen Fischarten anhand der Schuppen bestimmt.

Die Mehrzahl der Fische aus der Jungfischwade lies sich anhand der Größe der Altersklasse 0+ zuordnen. Im Zweifelsfall wurde aber auch dort das Alter anhand von Kiemendeckeln oder Schuppen bestimmt.

Ergebnisse

Gefangene Fischarten

Im Beprobungszeitraum wurden insgesamt 14 verschiedene Fischarten gefangen und die aufgenommene Nahrung untersucht (Tab. 1). Manche Arten, wie Hecht, Zander und Bachforelle, landeten nur vereinzelt im Netz, andere Arten, wie Barsch und Felchen, konnten in für eine intensivere Auswertung ausreichender Menge gefangen werden.

Tabelle 1: Artenliste und Menge der gefangenen Fische

Artenliste Fische 2011		Anzahl	Neozoen im Magen
Barsch	*Perca fluviatilis*	578	Ja
Felchen	*Coregonus spec.*	348	Ja
Kaulbarsch	*Gymnocephalus cernua*	297	Ja
Stichling	*Gasterosteus aculeatus*	40	Ja
Quappe	*Lota lota*	8	Ja
Hecht	*Esox lucius*	2	
Zander	*Stizostedion lucioperca*	1	
Bachforelle	*Salmo trutta f. fario*	1	
Äsche	*Thymallus thymallus*	6	
Schmerle	*Barbatula barbatula*	4	
Ukelei	*Alburnus alburnus*	16	
Hasel	*Leuciscus leuciscus*	13	Ja
Rotauge	*Rutilus rutilus*	20	
Schleie	*Tinca tinca*	1	

Probenahme und Neozoen

In den Monaten April bis September 2011 wurden insgesamt 1263 Fische beprobt, davon hatten knapp 20 % (249 Stück) leere Mägen. Für die Auswertungen wurden nur Fische mit Mageninhalt herangezogen.

Nahrungsorganismen

In den beprobten Fischmägen wurden 35 verschiedene Arten und diverse durch den Verdauungsprozess nicht mehr genau bestimmbare Kleinfische gefunden. Die Bestimmung bis auf Gattungsniveau war nicht immer möglich, da die Verdauung beginnt, sobald die Nahrung im Magen angekommen ist. In Abhängigkeit davon, wie lange die letzte Nahrungsaufnahme vor dem Fang zurücklag, war die Nahrung unterschiedlich stark verdaut.

Wachstumsvergleich der 0+ Barsche

Aufgrund der Feststellung, dass ein beträchtlicher Teil der Jungbarsche die Neozoen *D. villosus* und *L. benedeni* gefressen hatte, wurde die Jahresendlänge der 0+-Barsche aus früheren Jahren mit der des Untersuchungsjahres verglichen. Dabei zeigte sich ein Trend zu größerer Länge und höherem Gewicht in den letzten Jahren.

Ab welcher Fischgröße wurde Limnomysis benedeni gefressen?

Die Beute wird von den Fischen mit Magen meist als ganzes verschluckt, daher ist die Größe der Maulspalte oftmals ein limitierender Faktor. Ein Stichling mit 60mm war der kleinste gefangene Fisch mit *L. benedeni* im Magen. Bei den Barschen maß der kleinste 63mm und bei den Kaulbarschen 68 mm. Von den genannten Arten wurden auch kleinere Exemplare gefangen, diese hatten jedoch keine *L. benedeni* im Magen. Der Kaulbarsch wurde wie der Stichling im Mai gefangen, zu dieser Zeit lebten noch die „großen“ *L. benedeni* aus der Wintergeneration. Sie erreichen Größen von gut 11 mm (Hanselmann 2011).

Diskussion

Probenahme und Neozoen

Die Expositionszeiten der Netze wurden kurz gehalten (2 bis 3 Stunden), um zu vermeiden, dass die Fische ihren Mageninhalt verdauen, während sie im Netz gefangen sind. Daher ist anzunehmen, dass die Fische, die leere Mägen hatten, gefangen wurden, bevor sie gefressen hatten. Von den Zielfischarten konnten jeden Monat genügend gefangen werden, um verwertbare Daten zu erhalten. Nur eine Befischung im September auf Felchen musste wiederholt werden.

Der Neozoenanteil in der Nahrung von Barsch und Kaulbarsch stieg in der zweiten Hälfte der Beprobungszeit deutlich an. Dies hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass die Jungfische aus diesem Jahr erst ab Juli, August eine Größe erreichten, ab der sie „adulte“ *L. benedeni* und *D. villosus* fressen können. Im Frühsommer kommen im See die jungen und damit kleineren *L. benedeni* und Gammariden vor. Diese wurden aber in den Mägen nur in begrenztem Umfang nachgewiesen.

Zu Beginn (April) der Beprobungen wurde fast nur *L. benedeni* als Neozoon in den Mägen gefunden. In der Mitte der Beprobungszeit (Juni, Juli) hat sich das Verhältnis zu Gunsten von *D. villosus* verschoben. Danach nahm die Anzahl an gefressenen Gammariden wieder ab und es wurden wieder mehr *L. benedeni* gefressen. Diese Entwicklung spiegelt den Lebenszyklus der beiden Arten gut wieder. Da *L. benedeni* eine sogenannte Wintergeneration bildet, ist sie im April mit großer Stückzahl im See vertreten und wird dem entsprechend oft gefressen. Nach der ersten Reproduktion im Frühjahr stirbt die Wintergeneration. Die ersten *L. benedeni* der Sommergeneration sind als Beute weniger interessant, da sie noch sehr klein sind und sich gut verbergen. Erst im Laufe des Sommers erlangen sie wieder größere Bedeutung als Fischnahrung. Im See ist die Anzahl von *D. villosus* im April noch niedrig, sie nimmt aber mit jedem Monat zu. *D. villosus* kann daher auch immer häufiger gefressen werden. Zudem zeigt dies auch, dass die Barschartigen nicht sehr wählerisch sind, was ihre Beute betrifft. Sie fressen mehr oder weniger das Nahrungsangebot im See. Allerdings bevorzugen sie wie die meisten Räuber möglichst große Beute, da diese am meisten Energie liefert.

Gefressene Arten

Je nach Fischart und Monat wurden unterschiedliche typische Arten als Nahrung gefressen. Bei den Felchen fand sich wie erwartet meist nur Zooplankton in den Mägen. Dies stimmt auch mit der Lebensweise dieser Fische überein. Das Felchen ist eine Fischart, die im Freiwasser lebt und dort seine Nahrung sucht. Die eher bodenorientierten *L. benedeni* wurden daher nur vereinzelt gefressen. *D. villosus* wurden nicht in den Felchenmägen nachgewiesen. Anders war dies bei den Barschartigen. Sie leben am Boden bzw. bodennah, dementsprechend fanden sich in ihren Mägen *L. benedeni* und *D. villosus*, sowie viele andere benthisch lebende Beuteorganismen wie beispielsweise diverse Köcherfliegen, Eintagsfliegen und Oligochaeten. Anzeichen dafür, dass *L. benedeni* einen beträchtlichen Anteil der Nahrung der Jungbarsche ausmacht, lieferten bereits erste Untersuchungen an Jungbarschen am Nordufer des Bodensee-Obersees im Sommer 2010 (Spranz 2011; Rösch unveröffentlicht).

Wachstumsvergleich der 0+ Barsche

Ein Maß für das Nahrungsangebot auf der Halde im Jahreslauf sind Länge und Gewicht der Fische am Ende des ersten Lebensjahres. Vergleicht man die Längen und Gewichte der 0+ Barsche des vergangenen Jahrzehntes, so zeigt sich, dass sowohl Jahresendlänge als auch Gewicht in den letzten Jahren anstiegen. Dies ist eine sehr interessante Entwicklung, da man auf Grund der rückläufigen Nährstoffgehalte eigentlich annehmen müsste, dass die Fische dadurch langsamer wachsen. Dies

geben auch die Jahresgesamtfänge der Vergangenheit wieder. Der Jahresertrag hat in den letzten Jahren stark abgenommen (www.IBKF.org). Um 1980 betrug der Phosphorgehalt im Bodensee noch knapp 90 mg/m³ (www.IGKB.org). Heute befindet sich der Phosphorgehalt mit 6 mg/m³ wieder auf dem Ursprungswert zu Beginn der Eutrophierung. Über die Gründe für das unerwartete verbesserte Wachstum der 0+ Barscheist nur wenig bekannt. Neben klimatischen Einflüssen wie erhöhter Wassertemperatur im Sommer können zumindest für die Zeit ab 2006 die invertebraten Neozoen eine Rolle spielen. Insbesondere *L. benedeni* kann ein Mitgrund für das verbesserte Wachstum der Jungbarsche sein. Denn durch die detrivore Lebensweise dürfte die Schwebegarnele einen Nahrungszugewinn für die Fische im oligotrophen Bodensee darstellen. Detritus kann nicht direkt von den Fischen verwertet werden. Über den Zwischenschritt *L. benedeni* wird ein Teil des Detritus wieder für die Fische verfügbar. Temperaturunterschiede im Vergleich zu früher dürfen aber auch nicht außer Acht gelassen werden. In den letzten Jahren hat sich der Bodensee im Vergleich zu früher deutlich erwärmt (KLIWA, 2007). Barsche reagieren auf warme Sommer mit einem deutlichen Wachstumsschub, wie es der Extremsommer 2003 nachdrücklich gezeigt hat.

Ab welcher Fischgröße wurde Limnomysis benedeni gefressen?

Barschartige sind ab gut 6 cm in der Lage, *L. benedeni* zu fangen und zu fressen. Diese Größe können 0+ Barsche bereits drei Monate (etwa Juli) nach ihrem Schlupf erreichen. Dies untermauert die Vermutung, dass *L. benedeni* gerade den Jungbarsche zu gute kommt und sich positiv auf ihre Entwicklung bezüglich Länge und Gewicht auswirkt.

Zusammenfassung

Die Befischungen fanden am Bodensee- Obersee vor Langenargen und am Bodensee- Untersee statt, da sich die beiden Seeteile stark in Nährstoffgehalt, Temperatur und Tiefe unterscheiden. Von allen gefangenen Fischen wurde neben Länge und Gewicht anhand von Schuppen oder Kiemendeckeln das Alter bestimmt und der Mageninhalt entnommen. Die Mageninhalte wurden ausgezählt und quantitativ, statistisch und grafisch ausgewertet. Insbesondere Barsch und Kaulbarsch nehmen die Neozoen gut als zusätzliche Nahrung an.

Danksagung

Das Projekt wurde über das Forschungsprogramm "Klimawandel und modellhafte Anpassung in Baden-Württemberg (KLIMOPASS)" finanziert.

Literatur

Fritz, B., Nisch, A., Wittkugel, C., Mörtl, M., 2006. Erstnachweis von *Limnomysis benedeni* Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). Lauterbornia 58, 157-160.

Hanselmann, A. J., Gergs ·R., Rothhaupt K.O., 2011. Seasonal shifts in the life cycle of the ponto-caspian invader *Limnomysis benedeni* (Crustacea: Mysida): a physiological adaptation? Hydrobiologia (2011) 673:193–204

KLIWA, 2007. Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee. KLIWA-Berichte Heft 11. Erhältlich unter www.kliwa.de

Spranz L., Elers B., Rösch R., 2011. Nahrungsspektrum von Jungbarschen (*Perca fliviatilus*) im oligotrophen See. Bachelorarbeit, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt in Nütringen.

Mürle U., Weber B. & Ortlepp J. 2003: Synurella ambulans (Amphipoda: Crangonyctidae) in Aare/Rhein. - Lauterbornia 48: 61-66.

Mürle U., Becker A. & Rey P. 2004: *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) im Bodensee. - Lauterbornia 49: 77-79.

Straile, D., Jöhnk, K., Rossknecht, H., 2003. Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. Limnol. Oceanogr. 48, 1432-1438.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Sind degradierte Fließgewässerhabitate einem erhöhten Invasionsrisiko durch Neozoen ausgesetzt?

Früh, Denise[1], Stoll, Stefan & Haase, Peter

Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt, Abteilung für Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen; Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main, 1denise.frueh@senckenberg.de

Keywords: Benthische Makroinvertebraten, Physikochemie, Hydromorphologie

Einleitung

Die Invasion durch Neozoen stellt eine gravierende Bedrohung für die Biodiversität dar (Lövei 1997; Vitousek et al. 1997; Dextrase and Mandrak 2006). Im Vergleich mit marinen und terrestrischen Systemen sind insbesondere limnische Systeme von Invasionen betroffen. Dort haben sich europaweit etwa 200 benthische Invertebraten als Neozoen etabliert und die Invasionsraten nehmen aufgrund der globalen Vernetzung weiterhin zu (Strayer 2010). Neben der Verbreitung durch Schiffsverkehr und Kanäle sind der Handel mit Tieren und Pflanzen sowie deren Zucht weitere wichtige Vektoren über die Neozoen eingeschleppt und verbreitet werden (Gollasch and Nehring 2006).

Obwohl die verschiedenen Vektoren, über die Neozoen in unsere heimischen Gewässer gelangen, gut bekannt sind, ist es weitgehend unklar unter welchen Umweltbedingungen eingeschleppten Arten sich an einem Standort etablieren können. Karatayev et al. (2009) haben gezeigt, dass Neozoen eine höhere Toleranz gegenüber verschiedensten Umweltstressoren haben. Daraus leitet sich die Hypothese ab, dass degradierte Habitate einem erhöhten Invasionsrisiko ausgesetzt sind. Diese Hypothese wurde in dieser Studie untersucht. Wenn es zutrifft, dass degradierte Habitate einem erhöhten Invasionsrisiko ausgesetzt sind, können im Umkehrschluss Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität als Präventionsmaßnahmen gegen Invasionen betrachtet werden. In unsere Studie haben wir folgende Fragen untersucht: (1) Sind hydromorpholigisch und physikochemisch degradierte Fließgewässerhabitate einem erhöhten Invasionsrisiko durch Neozoen ausgesetzt? (2) Welche Umweltvariablen fördern die Invasion am stärksten?

Material und Methoden

Datengrundlage und Untersuchungsgebiet

Wir haben einen Datensatz von 298 Probestellen in deutschen Mittelgebirgsbächen und -flüssen analysiert. Davon waren 265 Probestellen in Bächen mit einem Einzugsgebiet von 10 – 100 km^2 und 133 Probestellen in Flüssen mit einem Einzugsgebiet von 100 – 10000 km^2 lokalisiert. Aufgrund der ökologischen und taxonomischen Heterogenität haben wir Bäche und Flüsse getrennt voneinander analysiert.

Für die statistischen Analysen wurden die Probestellen in 2 Gruppen unterteilt. Die erste Gruppe beinhaltetet Probestellen, an denen nur indigene Arten (Neo-; 58 in Bächen, 37 in Flüssen) gefunden wurden und die zweite Gruppen Probestellen, an denen zusätzlich auch Neozoen (Neo+; 207 in Bächen, 96 in Flüssen) nachgewiesen wurden. Der Datensatz umfasste die Daten von 20 Neozoenarten.

Neben Makrozoobenthosaufnahmen gemäß Wasserrahmenrichtlinie, standen uns physikochemische sowie hydromorphologische Daten zu jeder Probestelle zur Verfügung. Die einzelnen Umweltvariablen waren: Monatliche Minimum- und Maximumtemperatur (T_{min}, T_{max}), die Konzentrationen von Sauerstoff (O_2), Orthophosphat (PO_4), Chlorid (Cl), Nitrat (NO_3), Ammonium (NH_4) sowie die Gewässerstrukturgüte (Struktur) erfasst nach der der Methode der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2000)

Statistische Analysen

Die Messwerte der chemischen Variablen O_2, PO_4 Cl, NO_3, NH_4 wurden für die statistischen Analysen log(x+1)-transformiert.

Basierend auf den Umweltvariablen berechneten wir eine Hauptkomponentenanalyse (PCA). Dabei wurden die Eigenvektoren auf deren Standardabweichungen skaliert und die PCA-Achsen mittels Randomisierungsstests (999 Durchläufe) auf Signifikanz getestet. Im Anschluss wurden die Koordinaten der signifikanten Achsen von Neo+ und Neo- Probestellen mit t-Tests verglichen.

Darüber hinaus wurden die Messwerte der Umweltvariablen mittels Mann-Whitney-U-Tests jeweils zwischen Neo+ und Neo- Probestellen verglichen.

Um die Variablen zu identifizieren, die das Invasionsrisiko am stärksten fördern, integrierten wir die Variablen, die sich signifikant zwischen Neo+ und Neo- Probestellen unterschieden, in jeweils ein generalisiertes lineares Modell für Bäche und Flüsse. Ausgehend von diesen vollständigen Modellen wurden die Variablen schrittweise rückwärts ausselektioniert, bis ein minimales Akaike Informationskriterium (AIC) der Modelle erreicht war.

Ergebnisse

Die erste Achse der PCA für die Bäche war signifikant und erklärte etwa 35 % der Variabilität im Datensatz. Sie war negativ mit allen Variablen, die Degradierung anzeigen, korreliert (Abb. 1a), insbesondere mit TOC, Cl, PO_4 und T_{max}. Die einzige Variable, mit der dieser Achse positiv korrelierte, war O_2.

In der PCA für Flüsse waren die ersten beiden Achsen signifikant und erklärten etwa 28% bzw. 14 % der Variabilität im Datensatz (Abb.1b). Die erste Achse war negativ korreliert mit TOC, PO_4, Cl und NH_4. O_2 wurde auf dieser Achse nicht abgebildet, war allerdings stark negativ mit der zweiten Achse korreliert. Die Temperaturvariablen waren positiv korreliert.

Der Vergleich der Achsen-Koordinaten der Neo+ und Neo- Probestellen ergab für Bäche und Flüsse, dass sich die Probestellen entlang eines Degradierungsgradienten auftrennen. Dabei waren Neo+ Probestellen signifikant stärker degradiert (Bäche, 1. Achse: $t = 6,84$, $p < 0,001$; Flüsse, 1. Achse: $t = 3,57$, $p < 0,001$, 2. Achse: $t = - 2,12$, $p = 0.04$).

Die Vergleiche der einzelnen Umweltvariablen zwischen Neo+ und Neo- Stellen zeigten jedoch, dass sich die Variablen, die zu einer stärkeren Degradierung beitrugen, teilweise zwischen Bächen und Flüssen unterschieden. In Bächen und Flüssen war die Struktur schlechter (Bäche: 4713, p =

0.01; Flüsse: U = 1342, p = 0.03), T_{max} (Bäche: U = 3362, p < 0.001; Flüsse: U = 1208, p = 0.004), Cl (Bäche: U = 2834, p < 0.001; Flüsse: U = 987, p < 0.001) und TOC (Bäche: U = 4364, p = 0.002; Flüsse: U = 1274, p = 0.01) an Neo+ Probestellen signifikant erhöht. Darüber hinaus war in Bächen an diesen Probestellen zusätzlich T_{min} (U = 4223, p < 0.001), PO_4 (U = 3470, p < 0.001) und NH_4 (U = 4947, p = 0.04) signifikant erhöht und O_2 (U = 3988, p < 0.001) signifikant niedriger. In Flüssen war an Neo+ Probestellen zusätzlich NO_3 signifikant erhöht (U = 1360, p = 0.04).

Ausgehend von diesen Variablen, die sich signifikant zwischen Neo+ und Neo- Probestellen unterschieden, ergaben die generalisierten linearen Modelle, dass in Bächen PO_4, Cl und T_{max} das Invasionsrisriko am stärksten fördern (Tab.1a). In Flüssen war neben Cl die Struktur am wichtigsten (Tab.1b).

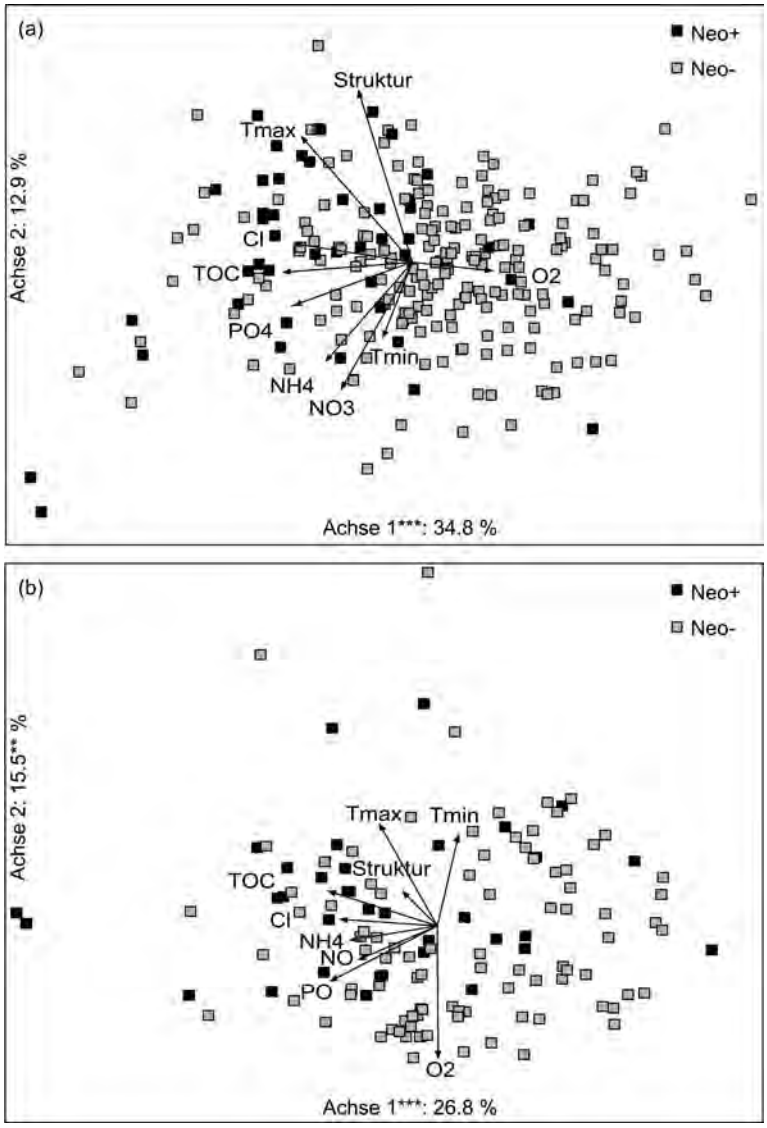


Abb. 1: Biplot der ersten beiden Achsen der Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Umweltvariablen für Probestellen, an denen nur indigene Arten (Neo-) und Probestellen, an denen zusätzlich Neozoen (Neo+) nachgewiesen wurden in Bäche (a) und Flüsse (b). T_{min} = minimum Temperatur, T_{max} = maximum Temperatur, O_2 = Sauerstoff , PO_4 = Orthophosphat, Cl = Chlorid, NO_3 =Nitrat, NH_4 = Ammonium, Struktur = Strukturgüte.

Tab. 1: Ergebnisse der generalisierten linearen Modelle für Bäche (a) und Flüsse (b). Die Komplexität der vollständigen Modelle wurde schrittweise reduziert, bis ein minimales Akaike Informationskriterium (AIC) erreicht war (AIC = 230,86 in Bächen und 137.63 in Flüssen). Die Nulldevianz betrug in Bächen 278,50 (df = 264) und die Restdevianz 218,86 (df = 259) Für Flüsse war die Nulldevianz 157.27 (df = 132), die Restdevianz 135,98 (df = 130).

(a)

Variable	Estimate	SE	z	p
PO_4	830,45	267,68	3,10	**0,002**
Cl	173,74	0,59	2,94	**0,003**
T_{max}	0,22	0,09	2,30	**0,021**
TOC	-276,97	183,07	-1,51	0,130
T_{min}	0,18	0,12	1,49	0,137

(b)

Variable	Estimate	SE	z	p
Cl	21,90	0,61	3,57	< **0,001**
MHQ	0,41	0,20	2,07	**0,039**

Diskussion und Schlussfolgerung

Unsere Ergebnisse zeigen, dass degradierte Fließgewässerhabitate sowohl in Bächen als auch in Flüssen einem erhöhten Invasionsrisiko ausgesetzt sind. Diese Ergebnisse könnten einen Selektionsprozess während der anthropogenen Invasion widerspiegeln. So sind beispielsweise in Ballastwassertanks von Schiffen die Organismen oft schlechten Umweltbedingungen ausgesetzt. Die Tanks werden abwechselnd mit Salzwasser und Süßwasser gefüllt, unterliegen teilweise starken Temperaturschwankungen und einer starken Sauerstoffzehrung. Nur Organismen, die diese ungünstigen Bedingungen überstehen, können über diesen Vektor potentielle neue Habitate erreichen. Dies führt dazu, dass über solche Vektoren nicht Arten mit zufälligen Eigenschaften erfolgreich ausgebreitet werden, sondern insbesondere Arten, die sich durch eine höhere Toleranz gegenüber verschieden Umweltstressoren auszeichnen (Karatayev et al. 2009). Beispielsweise kann einen hohe Toleranz gegenüber erhöhtem Salzgehalt eine Selektion bei der anthropogenen Invasion in Ballastwassertanks, die euhaline Arten begünstigt, widerspiegeln, (Alonso and Castro-Diez 2008).

Neben der erfolgreicheren Ausbreitung bietet eine erhöhte Toleranz gegenüber Umweltstressoren auch einen zweifachen Vorteil bei der Etablierung in degradierten Habitaten. Zum einen haben diese Arten durch ihre höhere Toleranz gegenüber verschiedensten Stressoren in degradierten Habitaten einen Konkurrenzvorteil gegenüber weniger toleranten, indigenen Arten und können diese dort auskonkurrieren. Zum anderen können sie aber auch die Lücken füllen, die bereits zuvor entstanden sind, nachdem weniger tolerantere Arten aus degradierten Habitaten verschwunden sind (Didham et al. 2005; MacDougall and Turkington 2005). Beide Ansätze zeigen, dass neben der anthropogenen Einschleppung die Umweltbedingungen im aufnehmenden Habitat wichtige Stellschrauben bei Invasionsprozessen sind.

Unsere Analysen zeigen zudem, dass die Variablen, die das Invasionsrisiko am stärksten fördern, sich teilweise zwischen Bächen und Flüssen unterscheiden. Diese Unterschiede könnten auf das unterschiedliche Set von indigenen Arten in Bächen und Flüssen sowie deren generellen Unterschiede in der Physikochemie und Hydromorphologie zurück zu führen sein.

Bei Bächen und Flüssen gleichermaßen gehört jedoch eine erhöhte Chloridkonzentration zu den Faktoren, die das Invasionsrisiko am stärksten förderten. Diese Ergebnisse stützen die Erkenntnisse vieler Studien an einzelnen Arten und Gruppen von Neozoen, die zeigen, dass einige dieser Arten

eine höhere Toleranz gegenüber einer erhöhten Salzkonzentration haben (Wijnhoven et al. 2003; Grabowski et al. 2009; Zukowski and Walker 2009). Unsere Ergebnisse generalisieren diese Einzelbefunde und zeigen, dass Habitate mit erhöhtem Salzgehalt einem erhöhten Invasionsrisiko ausgesetzt sind.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass physikochemisch und hydromorphologisch intakte Habitate das Invasionsrisiko verringern können. Diese Erkenntnis kann genutzt werden, um Managementmaßnahmen anzupassen. Zudem zeigt unsere Studie, dass Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität als Präventionsmaßnahmen gegen die Etablierung invasiver Arten betrachtet werden können.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Doktorarbeit von D.F. Wir bedanken uns beim Umweltbundesamt und dem Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) für die Bereitstellung der Daten. Zudem danken wir dem Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Frankfurt und dem Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

Alonso A, Castro-Diez P (2008) What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? Hydrobiologia 614 (1):107-116

Dextrase AJ, Mandrak NE (2006) Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. Biol Invasions 8 (1):13-24

Didham RK, Tylianakis JM, Hutchison MA, Ewers RM, Gemmell NJ (2005) Are invasive species the drivers of ecological change? Trends Ecol Evol 20 (9):470-474

Grabowski M, Bacela K, Konopacka A, Jazdzewski K (2009) Salinity-related distribution of alien amphipods in rivers provides refugia for native species. Biol Invasions 11 (9):2107-2117

Gollasch S, Nehring S (2006) National checklist for aquatic alien species in Germany. Aquat Invasions 1 (4):245-269

Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK, Mastitsky SE, Olenin S (2009) Invaders are not a random selection of species. Biol Invasions 11 (9):2009-2019

LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000) Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuchverlag, Berlin

Lövei GL (1997) Biodiversity - Global change through invasion. Nature 388 (6643):627-628

MacDougall AS, Turkington R (2005) Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? Ecology 86 (1):42-55

Strayer DL (2010) Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. Freshwater Biol 55:152-174

Vitousek PM, Dantonio CM, Loope LL, Rejmanek M, Westbrooks R (1997) Introduced species: A significant component of human-caused global change. N Z J Ecol 21 (1):1-16

Wijnhoven S, van Riel MC, van der Velde G (2003) Exotic and indigenous freshwater gammarid species: physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water. Aquat Ecol 37 (2):151-158

Zukowski S, Walker KF (2009) Freshwater snails in competition: alien *Physa acuta* (Physidae) and native *Glyptophysa gibbosa* (Planorbidae) in the River Murray, South Australia. Mar Freshwater Res 60 (10):999-1005

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Mysida, Amphipoda und Fische im Nahrungsnetz des Bodensees – das Beispiel „Grüner Damm“

Almut J. Hanselmann[1] *& Karl-Otto Rothhaupt*[1]

[1] Limnologisches Institut Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, almut.hanselmann@gmx.de

Keywords: Neozoa, Benthos, Invasive Arten, Prädation, Stabile Isotope

Einleitung

Seit 1958 sind 14 bekannte Neozoa des Makrozoobenthos in den Bodensee eingewandert, alleine 10 davon in den letzten 10 Jahren. 6 der Arten sind im östlichen Teil des Sees, im Großraum Bregenzer Bucht, zum ersten Mal entdeckt worden (Hanselmann 2011b). Am „Grünen Damm“ im österreichischen Teil des Sees, am Ufer der Gemeinde Hard (Vorarlberg), dominieren seit ein paar Jahren die Neozoa deutlich die Artengemeinschaft. Neben *Limnomysis benedeni* seit 2006, *Crangonyx pseudogracilis* seit 2008 und *Katamysis warpachowskyi* seit 2009 findet man dort ebenfalls *Dikerogammarus villosus*, der seit 2003 im Obersee ist und die Neozoa *Gammarus roeselii* und *Dreissena polymorpha*, als seit mehr als drei Jahrzehnten im Bodensee „etablierte“ Arten (Hanselmann 2011a). Einige dieser Arten sind als räuberisch bekannt, andere als Filtrierer oder Detritusfresser.

Die Position von *L. benedeni* im Nahrungsnetz ist bisher nicht genau untersucht. Erste Untersuchungen zur Ernährung im Freiland und zu Wachstumsraten (Hanselmann et al. 2011b), von Tieren aus dem Rhein (Wittmann & Ariani 2000) und Laborexperimente zum Fraßverhalten (Gergs et al. 2008) haben eine Präferenz von feinen Partikeln (Algen, Biofilm, Detritus) sowohl pelagischen als auch benthischen Ursprungs gezeigt. Zur Ernährung von *K. warpachowskyi* ist nichts bekannt, ein ähnliches Verhalten wie das von *L. benedeni* wird jedoch angenommen (Hanselmann 2010). Im Gegensatz zum omnivor-räuberischen *D. villosus* (Dick et al. 2002, Gergs & Rothhaupt 2008, Hesselschwerdt et al. 2009) ernährt sich *C. pseudogracilis* vorwiegend detritivor und herbivor (Gledhill et al. 1993, Dick & Platvoet 1996, Martens & Grabow 2006). *G. roeselii* ist zwar ebenfalls fakultativ räuberisch, ernährt sich aber wesentlich omnivorer (z. B. als Zerkleinerer) als *D. villosus* (Pöckl 1995). Am „Grünen Damm“ finden sich natürlich noch weitere Arten des Makrozoobenthos (Hanselmann 2011a), auf die hier jedoch nur bedingt eingegangen werden kann. Die im Sommer im flachen Litoral dominante Fischart ist *Perca fluviatilis*, der Flussbarsch (Wang & Eckmann 1994). In dieser Arbeit wurde nun versucht, ein allgemeines Bild des Nahrungsnetzes darzustellen („Wer frisst wen?“), insbesondere unter Einbezug der Neozoa.

Methodik

Freilanduntersuchungen

Der „Grüne Damm“ ist eine anthropogen geschaffene Vorbauung zum Schutz des Hafens und des Ufers der Gemeinde Hard in Österreich. Er liegt in direkter Nachbarschaft zur Rheinvorstreckung,

ist stark Wind- und Wellenexponiert und hat vor allem Kies bzw. Steine als Habitat (Hanselmann 2011a). Alle Proben wurden einer Tiefe zwischen 0,5 und 1 m entnommen.

Im März 2010 wurden mit Hilfe von Keschern eine Makrozoobenthos-Probennahme durchgeführt und Periphyton-Proben genommen. Diese Tiere bzw. Proben wurden getrocknet, aufbereitet und ihr relativer Gehalt an den schweren Isotopen ^{15}N und ^{13}C bestimmt. Mit Hilfe dieser Isotope lässt sich zum einen die hauptsächliche Futterquelle bestimmen (^{13}C, benthisch oder pelagisch), zum anderen die relative Position in der Nahrungskette (^{15}N). Eine Zunahme des ^{15}N um 3‰ entspricht einer trophischen Ebene (Gergs et al. 2011). Des weiteren wurden von 2007 bis 2010 mit Hilfe eines underwater-surber-samplers (Mörtl 2004) im Rahmen anderer Untersuchungen quantitative Makrozoobenthos-Proben genommen. Für die vorliegende Arbeit werden die Daten der Amphipoda- und Mysida-Gemeinschaft benötigt. Mit Hilfe von Korrelationen (Baumgärtner & Rothhaupt 2003, Hanselmann et al. 2011a) und eigenen unpublizierten Daten zu *C. pseudogracilis* konnten die Abundanz-Daten in Biomasse-Daten umgerechnet werden. Im Sommer 2009 wurden mit Hilfe einer Strandwade (Maschenweite 4 mm) juvenile Flussbarsche gefangen und direkt auf Eis gelegt. Innerhalb von drei Stunden wurden ihre Mägen in 96% Ethanol fixiert und der Inhalt unter dem Binokular ausgezählt.

Laborversuche

Die Intensität der Prädation der Arten untereinander wurde in Laborversuchen untersucht. Dabei wurden jeweils 10 Räuber (*D. villosus* oder *G. roeselii*) und 20 Beutetiere (*L. benedeni* oder *C. pseudogracilis*) in einem Becken (4 l) zusammen gehältert und nach 24 h die Überlebenden gezählt (Gergs et al. 2009a). Es gab 10 Replikate für jede Kombination aus Räubern und Beutetieren. In den Versuchen mit Flussbarschen wurden 3 Fische in einem Glasbecken (60 l) zu einem Überangebot an *L. benedeni* gesetzt und nach 3 h Fraßzeit der Mageninhalt ausgezählt und vermessen (vgl. Gergs et al. 2008) (6 Replikate). Die Zusammensetzung der verfütterten Mysida-Population (Körperlänge) war vor dem Versuch bekannt. Die Versuche fanden alle bei 15° C Wassertemperatur statt. Alle Fraßraten wurden in Biomasse (Aschefreies Trockengewicht) pro Räuber und Tag umgerechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Abundanz-Daten zeigen, dass *L. benedeni* die dominierende Spezies des Makrozoobenthos am „Grünen Damm“ ist, gefolgt von *K. warpachowskyi* und *C. pseudogracilis*. Das Nahrungsnetz, welches durch die Isotopen-Daten beschrieben wird, zeigt sich als relativ homogen. Die Arten verteilen sich über maximal 1,5 trophische Ebenen, wobei *D. polymorpha* und das Periphyton die Primärproduzenten bzw. –konsumenten darstellen und *Polycentropus flavomaculatus* als Prädator mit dem höchsten ^{13}C-Wert auftritt. *D. polymorpha*, von der bekannt ist dass sie sich filtrierend von Seston ernährt (Gergs et al. 2009b), zeigt das deutlichste pelagische Signal. Das Bild, welches die Amphipoda zeigen, ist insofern überraschend, da *C. pseudogracilis* eine halbe trophische Ebene höher liegt als der eigentlich als räuberisch geltende *D. villosus*. *G. roeselii* liegt erwartungsgemäß etwas unter *D. villosus* und eine ganze Ebene unter *C pseudogracilis.* Die Gründe für dieses Muster sind wahrscheinlich nicht unbedingt ein deutlicheres Prädationsverhalten von *C. pseudogracilis*. Es scheint eher so zu sein, dass dieser eine andere Nahrungsquelle erschließt als die beiden anderen Amphipoda, indem er bevorzugt Detritus und zersetzte Blätter frisst (Gledhill et al. 1993, Dick 1996), und dadurch ebenfalls die dort entwickelten Nahrungsnetze aus Pilzen, Bakterien und Meiofauna (Peters 2005, Aßmann et al. 2011). Da er damit ein anderes Nahrungsnetz nutzen würde, kann sein relativer Wert von ^{13}C nur bedingt mit dem der anderen verglichen werden. Die Mysida wiederum nehmen eine ähnliche Position im Nahrungsnetz ein, wobei *K. warpachowskyi* noch benthi-

scher als *L. benedeni* positioniert ist und auch etwa eine halbe trophische Ebene über der anderen Mysida. Dass *K. warpachowskyi* benthischer orientiert zu sein scheint als *L. benedeni* entspricht auch den bisherigen Berichten aus dem Freiland (Wittmann 2002). Beide Mysida liegen mitten im Nahrungsnetz, und zumindest von *L. benedeni* ist bekannt, dass sie sich sehr omnivor ernährt. Dabei frisst sie alles feine Material von Algen, über Biodepositionsmaterial von *D. polymorpha* bis hin zu Biofilm (Wittmann & Ariani 2000, Hanselmann et al. 2011b).

C. pseudogracilis unterliegt in den Laborversuchen einem sehr starken Prädationsdruck durch beide anderen Amphipoda. Im Freiland scheint dies jedoch nur geringe Bedeutung zu haben, da sowohl *D. villosus* als auch *G. roeselii* nur in wesentlich geringeren Abundanzen vorkommen. Alle Amphipoda sind jedoch im Frühsommer in geringerer Zahl als im Rest des Jahres zu finden, eine der Ursachen dafür könnten die juvenilen Flussbarsche sein, die im Sommer ins Litoral einwandern (Hanselmann et al. 2011a). In den Magenanalysen der Flussbarsche im Sommer dominieren zwar die Mysida, doch werden ebenfalls viele Amphipoda gefressen. Wie sich auch in anderen Studien zeigt, unterscheiden die Flussbarsche nicht zwischen den Amphipoda-Arten (Eckmann et al. 2008).

Die Abundanz von *L. benedeni* schwankt stark im untersuchten Zeitraum. Die höchsten Werte wurden im Juli 2008 (3776 ± 818 Ind/m²) und 2010 (7195 ± 4210 Ind/m²) gemessen. *D. villosus* und *G. roeselii* üben im Labor nur einen geringen Fraßdruck auf *L. benedeni* aus, die konsumierte Biomasse liegt bei ca. 1/3 des Fraßdrucks auf *C. pseudogracilis*. Die Flussbarsche im Labor konsumieren *L. benedeni* jedoch stark, vor allem größere Adulte. Der Anteil von *L. benedeni* in den Freiland-Mägen beträgt bis zu 90%, wobei ebenfalls vor allem große Mysida gefressen werden. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Flussbarsche damit für die jahreszeitlich unterschiedlichen Lebenszyklus-Strategien von *L. benedeni* verantwortlich sind (Hanselmann et al. 2011a).

Zur Rolle von *K. warpachowskyi* im Nahrungsnetz können noch keine fundierten Aussagen getroffen werden. Fest steht, dass die Art sich etabliert hat, mit *L. benedeni* koexistieren kann (Hanselmann 2010) und in manchen Bereichen im Frühjahr 2011 bereits fast 50% der Mysida-Population ausgemacht (Hanselmann 2011a). Ihr Einfluss wird damit vergleichbar zu dem von *L. benedeni* eingeschätzt.

Schlussfolgerungen

Das Nahrungsnetz am „Grünen Damm“ zeigt sich als eher homogen und stark durch Neozoa beeinflusst. Da in der Artenzusammensetzung durch die ständige Einwanderung neuer Arten auch jedesmal eine Veränderung eintreten kann (Richardson & Pysek 2008), ist das hier gezeigt Muster nur eine Momentaufnahme. Die Beziehungen der Arten untereinander werden sich wahrscheinlich nur geringfügig verändern, doch bringt jede neue Art auch gleichzeitig die Gefahr größer Veränderungen mit sich. Aus diesem Grund ist es wichtig und lohnend, die Beobachtungen weiter zu führen. Am „Grünen Damm“ besteht momentan die Chance, einen Veränderungsprozess direkt mit zu verfolgen. Die neuen Erkenntnisse, die hieraus gewonnen werden können, werden wahrscheinlich hilfreich sein um für andere Orte Voraussagungen treffen zu können und das Gefährdungspotential der Neozoa besser einschätzen zu können (Kulhanek et al. 2011).

Danksagung

Ein großer Dank geht an Katharina Greiner-Perth, Stephan Rimmele und Monika Friedel für ihren Fleiß beim Helfen im Freiland und im Labor.

Literatur

Aßmann, C., Rinke, K., Nechwatal, J. & von Elert, E. (2011) Consequences of the colonisation of leaves by fungi andoomycetes for leaf consumption by a gammarid shredder. Freshwater Biology, 56, 839–852.

Baumgärtner, D. & Rothhaupt, K.O. (2003) Predictive Length–Dry Mass Regressions for Freshwater Invertebrates in a Pre-Alpine Lake Littoral. International Review of Hydrobiology, 88, 453-463.

Dick, J.T.A. (1996) Post-invasion amphipod communities of Lough Neagh, Northern Ireland: influences of habitat selection and mutual predation. Journal of Animal Ecology, 65, 756-767.

Dick, J.T.A. & Platvoet, D. (1996) Intraguild predation and species exclusion in amphipods: the interaction of behaviour, physiology and environment. Freshwater Biology, 36, 375-383.

Dick, J.T.A., Platvoet, D. & Kelly, D.W. (2002) Predatory impact of the freshwater invader Dikerogammarus villosus (Crustacea: Amphipoda). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59, 1078-1084.

Eckmann, R., Mörtl, M., Baumgärtner, D., Berron, C., Fischer, P., Schleuter, D. & Weber, A. (2008) Consumption of amphipods by littoral fish after the replacement of native Gammarus roeseli by invasive Dikerogammarus villosus in Lake Constance. Aquatic Invasions, 3, 184-188.

Gergs, R., Grey, J. & Rothhaupt, K.O. (2011) Temporal variation in zebra mussel (Dreissena polymorpha) density structure the benthic food web and community composition on hard substrates in Lake Constance, Germany. Biological Invasions, DOI 10.1007/s10530-011-9943-8.

Gergs, R., Hanselmann, A.J., Aßmann, C. & Rothhaupt, K.O. (2009a) Syn- und autökologische Untersuchungen von Limnomysis benedeni im Bodensee. DGL-Tagungsbericht 2008, 382-385.

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.

Gergs, R., Rinke, K. & Rothhaupt, K.O. (2009b) Zebra mussels mediate benthic–pelagic coupling by biodeposition and changes in detrital stoichiometry. Freshwater Biology, 54, 1379-1391.

Gergs, R. & Rothhaupt, K.O. (2008) Feeding rates, assimilation efficiencies and growth of two amphipod species on biodeposited material from zebra mussels. Freshwater Biology, 53, 2494-2503.

Gledhill, T., Sutcliffe, D.W. & Williams, W.D. (1993) British freshwater Crustacea Malacostraca: a key with ecological notes. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 52, 1-173.

Hanselmann, A.J. (2010) Katamysis warpachowskyi Sars, 1877 (Crustacea, Mysida) invaded Lake Constance. Aquatic Invasions, 5, Supplement 1, S 31-S 34.

Hanselmann, A.J. (2011a) Bodenlebende Wirbellose am „Grünen Damm“ (Vorarlberger Ufer, Bodensee), Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg, Bregenz.

Hanselmann, A.J. (2011b) A review of spatio-temporal patterns of the colonisation of Lake Constance with alien Macrozoobenthos. Lauterbornia, 72, 131-148.

Hanselmann, A.J., Gergs, R. & Rothhaupt, K-O. (2011a) Seasonal shifts in the life-cycle of the ponto-caspian invader Limnomysis benedeni (Crustacea: Mysida) - a physiological adaptation. Hydrobiologia, 673, 193-204.

Hanselmann, A.J., Hodapp, B. & Rothhaupt, K.-O. (2011b) Welche Ressourcen nutzt Limnomysis benedeni im Bodensee? DGL-Tagungsbericht 2010 (Bayreuth), 273-276.

Hesselschwerdt, J., Tscharner, S., Necker, J. & Wantzen, K.M. (2009) A local gammarid uses kairomines to avoid predation by the invasive crustaceans Dikerogammarus villosus and Orconectes limosus. Biological Invasions, 11, 2133-2140.

Kulhanek, S.A., Riccardy, A. & Leung, B. (2011) Is invasion history a useful tool for predicting the impacts of the world’s worst aquatic invasive species? Ecological Applications, 21, 189-202.

Martens, A. & Grabow, K. (2006) Crangonyx pseudogracilis am Oberrhein (Crustacea: Amphipoda): ein Neozoe besiedelt erfolgreich Gewässer abseits der ausgebauten Fahrrinne. Lauterbornia, 58, 131-137.

Mörtl, M. (2004) Biotic interactions in the infralittoral of Lake Constance, PHD Thesis, University of Konstanz.

Peters, L. (2005) Periphyton as a Habitat for Meiofauna - a case of a neglected community, Dissertation, Universität Konstanz.

Pöckl, M. (1995) Laboratory studies on growth, feeding, moulting and mortality in the freshwater amphipoda Gammarus fossarum and G. roeseli. Archiv für Hydrobiologie, 134, 223-253.

Richardson, D.M. & Pysek, P. (2008) Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. Diversity and Distributions, 14, 161-168.

Wang, N. & Eckmann, R. (1994) Distribution of perch (Perca fluviatilis L.) during their first year of life in Lake Constance. Hydrobiologia, 277, 135-143.

Wittmann, K.J. (2002) Further expansion of Pontocaspian Mysidacea (Crustacea) into the middle and upper Danube: first records of Katamysis warpachowskyi for Hungary, Slovakia and Austria with notes on the biology and ecological risk potential. Lauterbornia, 44, 49-63.

Wittmann, K.J. & Ariani, A.P. (2000) Limnomysis benedeni: Mysidacé Ponto-Caspien nouveau pour les eaux douces de France (Crustacea, Mysidacea). Vie et Milieu, 50, 117-122.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Exotische Libellen in Europa

Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Odonata, Aquarienhandel, Wasserpflanzen, Neobiota

Einleitung

Libellen spielen in Europa als Neozoen derzeit keine Rolle. Deshalb können gerade sie in diesem Themenfeld besondere Möglichkeiten bieten. Die hier vorgestellte Studie soll modellhaft an dieser Tiergruppe dokumentieren, welche Auswirkungen weltweiter Aquarianer-Handel auf die Herkunft von aquatischen Neozoen haben kann.

Das Wissen um exotische Libellen in Europa beruht auf ersten kleineren gezielten Untersuchungen (Valtonen 1985, Brooks 1988) oder haben anekdotischen Charakter (z.B. Wasscher & Groutbeek 1998, Martens & Schiel 2009). Bisher sind Funde von 21 Arten exotischer Libellen aus Europa bekannt (Wasscher & Bos 2000, Martens & Griese 2009). Die hier vorgestellten Daten stammen aus der ersten Langzeitstudie zu exotischen Libellen in Gewächshäusern weltweit.

Material und Methoden

Zwischen 1991 und 2011 wurden durch Gerold Laister, Linz, die Gewächshäuser eines Aquarienpflanzengroßhändlers bei Wels in Österreich regelmäßig aufgesucht. Es wurden die in den Glashäusern fliegenden Libellen gefangen und Exuvien mitgenommen; dazu wurden alle Becken, Borde und seitlichen Glasflächen abgesucht. Der Fang erfolgte mit einem kleinen Insektennetz (Durchmesser 24 cm), Larven wurden nicht erfasst. Die Libellen wurden gesammelt, präpariert und wenn möglich bis zur Art bestimmt. Einheimische Arten, die durch Lüftungsöffnungen in die Gewächshäuser gelangt waren, wurden ebenfalls gefangen und bestimmt. Bisher wurden ausschließlich Imagines bestimmt.

Ergebnisse

Zwischen 1991 und 2011 wurden mehr als 900 Imagines exotischer Libellenarten gefangen. Bisher konnten 22 Arten eindeutig identifiziert werden. Einige Arten wie *Neurothemis fluctuans*, *Agriocnemis femina*, *Pseudagrion microcephalum* und *Crocothemis servilia* traten in großen Individuenzahlen auf. Daneben gab es drei weitere grundsätzliche Muster: Arten, die in geringer Zahl aber stetig vorkamen, solche, die in einem einzigen Jahr in Anzahl auftraten, und nur in Einzelfunden belegte Arten.

Diskussion

Die in dieser Studie gefundenen Arten verlängern die Liste der exotischen Arten deutlich, derzeit sind 37 Taxa aus Europa bekannt. Gleichzeitig macht sie ein klares Muster deutlich: Die Mehrzahl der Arten stammt aus Südostasien (Tab. 1). Zu diesem Muster passt, dass Pflanzen für die Aquaristik zurzeit hauptsächlich aus Singapur, Indonesien und Thailand importiert werden (Gueudre & Tison 2007).

Abb. 1: Übersicht der natürlichen Verbreitungsgebiete der bisher in Europa nachgewiesenen exotischen Libellenarten

Herkunft	Artenzahl
Asien (besonders SE-Asien)	18
Asien und Australien	9
Asien und Afrika	2
Nord- und Südamerika	5
Kosmopoliten	2
Nicht bestimmt	2
Total	37

Es muss davon ausgegangen werden, dass die Exoten im Wesentlichen als Eier oder Larven durch den Handel mit tropischen Wasserpflanzen zu uns gelangen. Andere Formen der Einschleppung, wie der Import von Libellen-Imagines mit Bananenkisten (Kipping 2006), sind im Vergleich dazu sehr selten.

Im Gegensatz zu anderen Regionen der Erde (z.B. Florida: Paulson 1978) entsprechen die in Europa gefundenen gebietsfremden Libellenarten nicht der der strikten Neozoen-Definition. Bisher mangelt es hier an reproduzierenden Populationen im Freiland. Das Auftreten dieser Tiergruppe illustriert sehr gut, wie weit die Globalisierung des Aquaristik-Handels fortgeschritten ist und welche Rolle dieser Sektor bei der Verbreitung von Neobiota spielt.

Zusammenfassung

Zwischen 1991 und 2011 wurden in den Gewächshäusern eines Wasserpflanzen-Großhändlers in Wels, Österreich, mehr als 900 Imagines exotischer Libellenarten gefangen. Durch diese Untersuchung, bei der bisher 22 bis zur Art identifiziert wurden, stieg die Zahl der exotischen Libellen in Europa auf 37 Taxa. Die überwiegende Zahl der Arten stammt aus Südostasien, was der Bedeutung und Intensität des Handels mit tropischen Wasserpflanzen für den Aquarienhandel entspricht.

Danksagung

Gerold Laister schuf mit dem systematischen, langjährigen Verfolgen der Thematik die wesentlichen Grundlagen für diese Studie.

Literatur

Brooks, S.J. (1988): Exotic dragonflies in north London. Journal of the British Dragonfly Society 4: 9-12.

Gueudre F. & Tison, J.-M. (2007): Pathway analysis: aquatic plants imported in France. EPPO Reporting Service No. 1 (2007/016). European and Mediterranean Plant Protection Organization. http://archives.eppo.org/EPPOReporting/2007/Rse-0701.pdf

Kipping, J. (2006): Globalisierung und Libellen: Verschleppung von exotischen Libellenarten nach Deutschland (Odonata: Coenagrionidae, Libellulidae). Libellula 25: 109-116

Martens, A. & Griese, J. (2009): Verschleppung von Agriocnemis pygmaea mit exotischen Wasserpflanzen nach Deutschland (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 28, 187-189

Martens, A. & Schiel, F.-J. (2009): Pseudagrion microcephalum mit exotischen Wasserpflanzen nach Deutschland verschleppt. Mercuriale 9: 27-29

Paulson, D.R. (1978): An Asiatic dragonfly, Crocothemis servilia (Drury), established in Florida (Anisoptera: Libellulidae). Notulae odonatologicae 1: 9-10

Valtonen, P. (1985): Exotic dragonflies imported accidentally with aquarium plants to Finland. Notulae odonatologicae 2: 87-88

Wasscher, M.T & Bos, F.G. (2000): The European dragonflies: notes on the checklist and on species diversity. Odonatologica 29: 31-43

Wasscher, M.T. & Groutbeek, E. (1998): Tropische Neurothemis fluctuans (Fabricius) in Nederlandse plantenkas. Brachytron 2:16-17

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Beitrag zur Kenntnis der Autökologie von Echinogammarus berilloni (Amphipoda)

Oliver Schmidt-Formann[1],[2], Norbert Kaschek[1], H. Wolfgang Riss[1] & Elisabeth I. Meyer[1]

1Westfälische-Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, 2Stadt Hamm, Umweltamt – Untere Wasserbehörde, Caldenhofer Weg 10, 59065 Hamm (Westf.); schmidtformann@stadt.hamm.de

Keywords: Neozoen, Lippe, Ahse, Verbreitung, Autökologie, Echinogammarus berilloni, Gammarus pulex, Gammarus roeselii

Einleitung

Die Ahse, ein Zufluss der Lippe im Stadtgebiet von Hamm (Westf.), beherbergt neben den heimischen Amphipodenarten Gammarus pulex und G. roeselii auch die invasive Art Echinogammarus berilloni. E. berilloni wanderte mutmaßlich über die Lippe um 1997 in das Ahse-Einzugsgebiet ein. Die zeitliche Abfolge zeichnet ein diskontinuierliches Bild ohne festes Muster der räumlichen Ausdehnung. E. berilloni besiedelt das Hauptgewässer Ahse örtlich in sehr hohen Abundanzen, ist aber in den Nebengewässern nicht nachzuweisen. Dabei sind einige Nebengewässer von den o.g. heimischen Arten besiedelt, wohingegen andere frei von Gammariden sind (vgl. Schmidt-Formann et al., 2011).

Hypothetisch wird vorangestellt, dass 1) die Gewässer im unteren Einzugsgebiet der Ahse anhand chemisch-physikalischer Parameter differenziert werden können und ein Zusammenhang mit der Verteilung der betrachteten Amphipoda-Arten besteht, dass 2) Unterschiede hinsichtlich der Substratbesiedelung zwischen E. berilloni, G. pulex und G. roeselii bestehen und dass 3) das Vorkommen des invasiven Amphipoden E. berilloni an bestimmte Parameter gebunden ist.

Probenahme

Innerhalb des unteren Ahse-Einzugsgebietes (zum Untersuchungsgebiet s. Schmidt-Formann et al., 2011) wurden in sieben Gewässern 11 Probestellen (Ahse (3), Salzbach, Geithebach, Dienebach, Heidbach, Tünnerbach, Bewerbach) nach den Kriterien permanente Wasserführung, Nachweise mindestens einer Gammariden-Art und heterogene Kombination der drei betrachteten Amphipoda-Arten ausgewählt.

Von Mai 2010 bis August 2011 wurden an den Probestellen insgesamt 309 Messreihen durchgeführt. Dabei wurden zur Charakterisierung der Gewässer zwölf Parameter erhoben. In der Regel wurden die Proben bei Tag genommen, in einigen Fällen auch Tages- und Nachtgänge gemessen. Die Parameter Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt sowie die elektrische Leitfähigkeit wurden mit einem Mehrparameter-Messgerät (WTW Multi 350i) erfasst. Zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit kam ein Präzisions-Strömungsmessgerät (Dostmann P670) zum Einsatz. Der chemische Sauerstoffbedarf wurde photometrisch (Rundküvetten NANOCOLOR ®) und alle weiteren Parameter (Ammonium, Nitrat, Phosphat-Phosphor, Chlorid, Carbonathärte, Gesamthärte) kolorimetrisch (VISCOLOR ® ECO) bestimmt.

Die substratspezifische Besiedlung durch Gammariden und andere Makroinvertebraten wurde in insgesamt 53 Beprobungen von März 2010 bis August 2011 erfasst. Hierbei wurden Proben jeweils aus einer ca. fünf Quadratmeter großen, für den jeweiligen Gewässerabschnitt repräsentativen, Fläche entnommen. Die Sub-

stratanteile wurden in Prozent Deckungsgrad, mit einer Genauigkeit von fünf Prozent abgeschätzt. Benthisches Makrozoobenthos wurde mit einem Handkescher von den unterschiedenen Substraten, ihrem relativen Anteil entsprechend, verschieden intensiv, insgesamt eine halbe Stunde lang, beprobt. Abundanzen der Besiedlung wurden pro Quadratmeter Substrat angegeben.

Für den gleichen Zeitraum wurden die mittleren Abflusswerte berechnet. Die Berechnung erfolgte nach `Gauckler-Manning-Strickler´ als kompaktes Gerinne mit unterschiedlichen Querschnittsformen [Trapezprofil] (Mertens, 1996).

Statistik

Unterschiede zwischen Variablenpaaren wurden verteilungsabhängig mit einem varianzkorrigierten `two sample test´ oder mit einem `Wilcoxon rank sum test´ (U-test) geprüft. Bei manchen Variablen (Phosphat, Sauerstoffgehalt, Ammonium, Nitrat und Cabonathärte) wurde mittels Wurzel-Transformation ausreichende Normalität erreicht. Summenparameter dieser Variablen wurden zurücktransformiert. Besiedlungstypen der Gewässer wurden mittels einer `ANOVA´ unterschieden. Jahreszeitlich bedingte Einflüsse und die Auswirkungen einzelner Umweltparameter wurden mit einem `Tukey-HSD posthoc-test´ geprüft. Die statistischen Analysen wurden mit `R´ durchgeführt (R Development Core Team, 2011).

Ergebnisse

Das Verteilungsmuster zeigte einen deutlichen Schwerpunkt von E. berilloni im Hauptstrom der Ahse, daneben bestanden Vorkommen im Salzbach und im Unterlauf des Geithebachs. G. pulex war im gesamten Einzugsgebiet mit unregelmäßiger Verteilung vertreten. Ein Schwerpunkt der Verbreitung von G. roeselii bestand im Geithebach. Einige temporäre, aber auch perennierende Gewässer blieben dauerhaft ohne Nachweis der betrachteten Arten (vgl. Abb. 1).

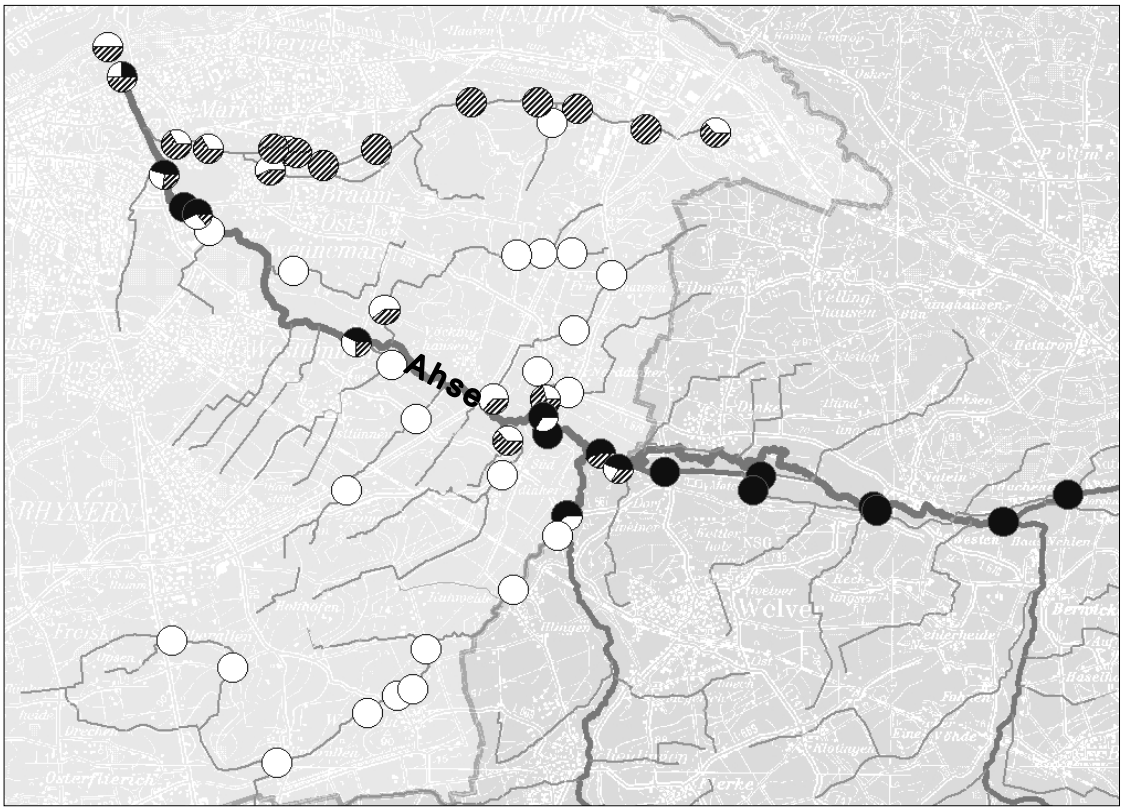


Abb.1 Verbreitung von E. berilloni (schwarze Kreissignatur), G. pulex (weiße Kreissignatur) und G. roeselii (schwarz-weiß schraffierte Kreissignatur) im unteren Einzugsgebiet der Ahse (Nachweise des jeweiligen Taxons der Jahre 2000 bis 2011).

Bei allen Parametern lässt sich eine Zweiteilung in Gewässer mit und Gewässer ohne Vorkommen von E. berilloni ableiten (Abb. 2).

Die Gewässer, in denen E. berilloni nachgewiesen werden konnte, zeichnen sich höchst signifikant (U-test, $p < 0.001$) durch höhere Temperatur, höhere Chlorid-Gehalte, höhere pH-Werte, höhere Sauerstoffgehalte und höhere Leitfähigkeit aus sowie signifikant (U-test, $p < 0.05$) durch niedrigere Carbonathärte- und Gesamthärte-Grade, niedrigere Phosphat-Gehalte und einen niedrigeren chemischen Sauerstoffbedarf aus (vgl. Abb. 2 und 3).

Die Betrachtung der Mittelwerte unterstreicht diese Unterteilung der untersuchten Gewässer mit z.T. hoher Signifikanz (Abb. 3) und erlaubt einen weiteren Vergleich zwischen den Amphipoda-Arten.

Weitere Vergleiche ermöglichen die Daten der Besiedelung von Substrattypen (Abb. 4). Ein Schwerpunkt für E. berilloni liegt in der Besiedelung von Moosen. Dabei handelt es sich um dichte Moospolster des `Gewöhnlichen Quellmooses´ (Fontinalis antipyretica) auf Steinschüttungen des Gewässerausbaus. Daneben wurden häufig Makrophyten und Steine/Blöcke (20 bis 40 cm) und Steine (6 bis < 20 cm) des Gewässerausbaus sowie Grobkies und Fein- und Mittelkies besiedelt. Das Vorkommen von G. pulex konzentrierte sich auf den Substrattypen fein- und grobpartikulären organischen Materials (CPOM und FPOM). Steine (6 bis < 20 cm) wiesen Vorkommen von G. roeselii mit hohen Abundanzen auf. Die Gammarus-Arten unterschieden sich weiterhin dadurch von E. berilloni, dass eine Besiedlung von Moosen deutlich seltener war. Ein Vorkommen von E. berilloni auf Totholz war selten festzustellen, für die Gammarus-Arten jedoch vergleichsweise häufig. Allen Arten gemein war die fehlende oder nur seltene Besiedelung der Substrattypen Sand, Ton / Schluff, Algen sowie mineralischen und organischen Schlamms.

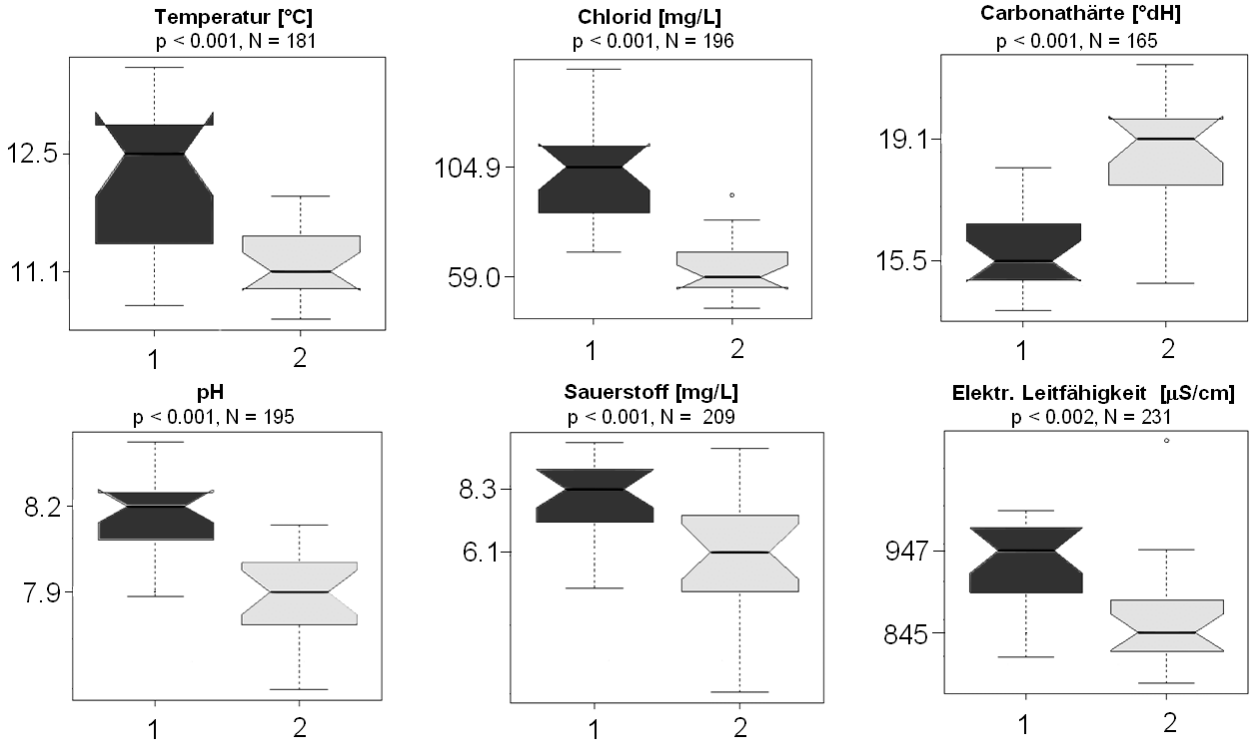


Abb.2: ausgewählte physiko-chemische Variablen, die einen signifikanten Unterschied zwischen Gewässern mit Vorkommen von E. berilloni (1, dunkelgrau, N = 5, Ahse (3), Salz- und Geithebach) und

Gewässern ohne Vorkommen von E. berilloni (2, hellgrau, N = 5, Heid-, Diene-, Tünner-, Landwehr- und Bewerbach).

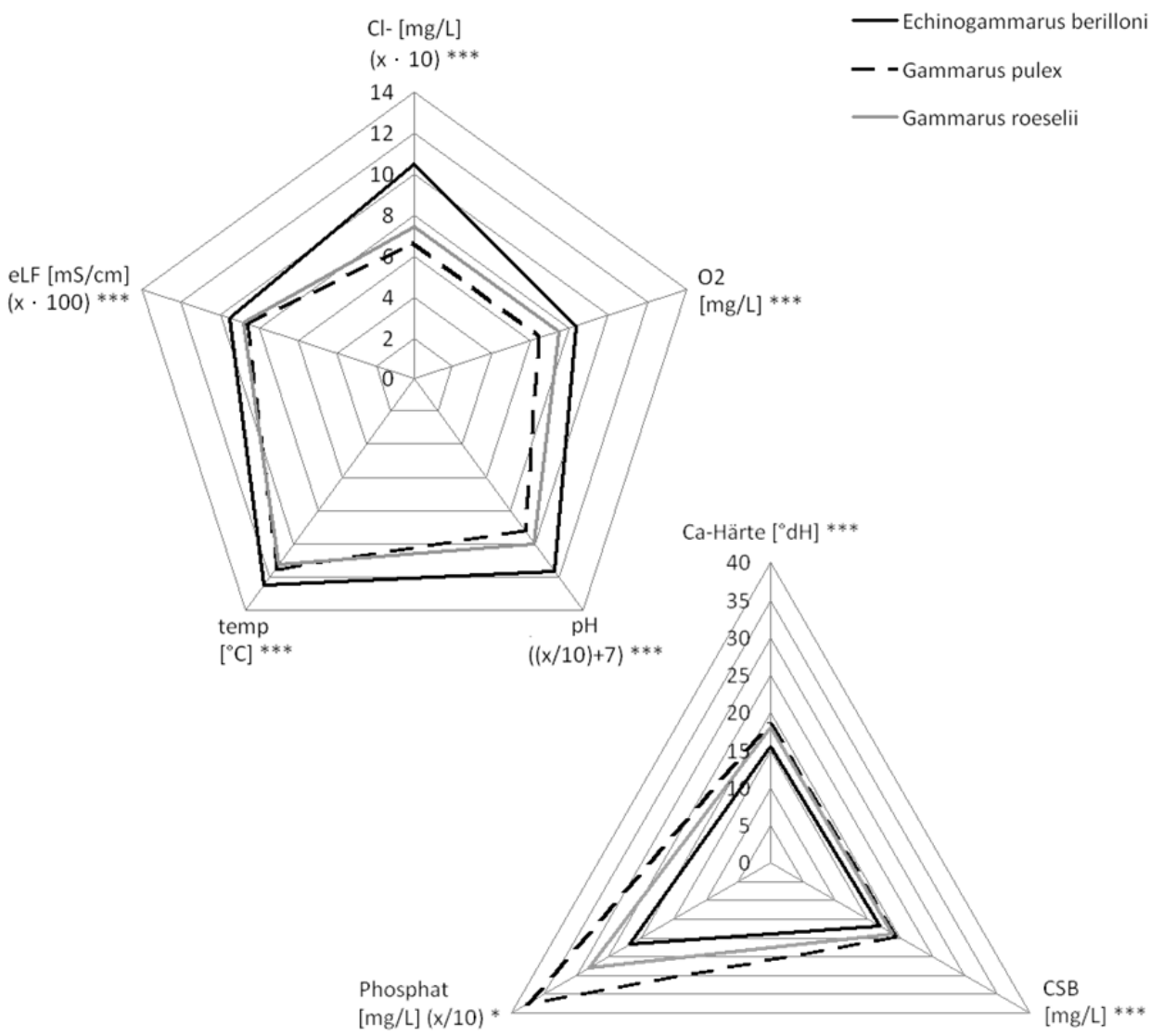


Abb. 3 **Mittelwerte physikalisch-chemischer Parameter der untersuchten Gewässer beim Vorkommen der jeweiligen Art (Signifikanzen: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05)**

Die Verteilung von E. berilloni innerhalb der betrachteten Gewässer ist positiv korreliert mit den mittleren Abflusswerten. E. berilloni wurde nur in den Gewässern mit den höchsten mittleren Abflusswerten nachgewiesen (Ahse 4,56 m³/s, Salzbach 1,38 m³/s, Geithebach 0,46 m³/s); nicht aber in den Gewässern mit vergleichsweise geringen mittleren Abflusswerten (Bewerbach 0,39 m³/s, Landwehrbach 0,26 m³/s, Tünnerbach 0,14 m³/s, Heidbach 0,12 m³/s, Dienebach 0,08 m³/s).

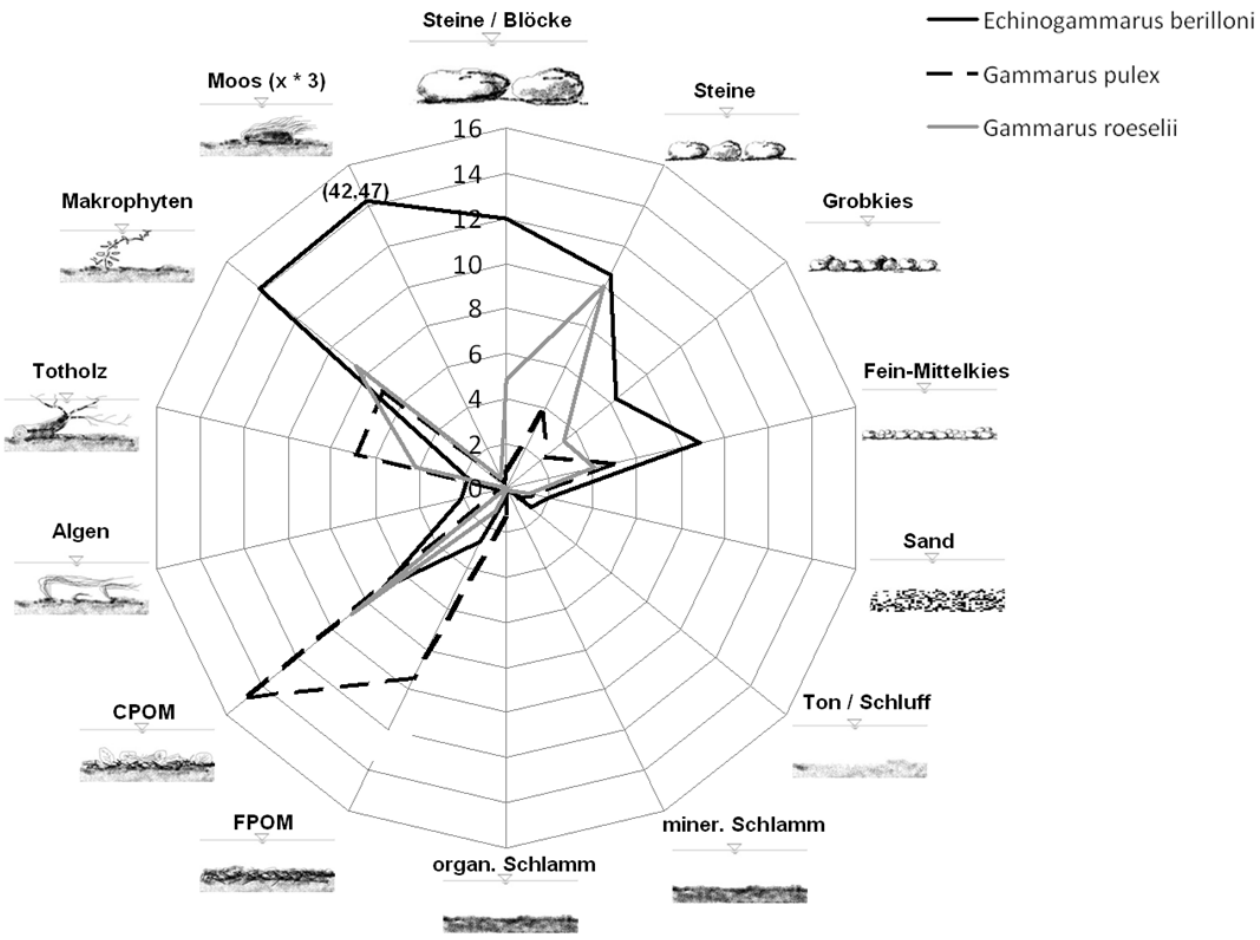


Abb. 4: Abundanzen von *E. berilloni*, *G. pulex* und *G. roeselii* auf verschiedenen Substraten der Gewässersohle

Diskussion

Das diskontinuierliche Auftreten von E. berilloni im Einzugsgebiet der Ahse deutet auf eine passive Verbreitung (z.B. long distance dispersal) hin. Die hier zugrunde gelegten Nachweise der Art schließen dabei eine große Zahl an Zufallsfunden aus. Vielmehr handelt es sich dabei um Beprobungen im Rahmen der Gewässergütekartierungen, die regelmäßig und systematisch stattgefunden haben. Bereits Boecker (1926) diskutiert hinsichtlich der Nachweise im Bereich Dorsten ein Einbringen der Art durch „Einsetzen von fremder Fischbrut u. dgl.“. Auch heute finden regelmäßig Besatzmaßnahmen im Rahmen der Hegeverpflichtungen der Fischereigenossenschaften statt, wobei ein unbeabsichtigtes Verschleppen gebietsfremder Fauna durch entsprechende Sorgfalt vermieden werden soll, aber in Einzelfällen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Ebenso wird als Begründung diskontinuierlichen Auftretens holoaquatischer Neozoen eine Verbreitung über Wasservögel in Erwägung gezogen (Tittizer et al., 2000).

Die räumliche und zeitliche Verteilung des Neozoons in der Ahse ist für die letzten 14 Jahre gut belegt. Das Verteilungsmuster lässt erkennen, dass E. berilloni einerseits im Hauptgewässer Ahse örtlich die dominante Art ist, andererseits aber in den Nebengewässern nicht nachzuweisen ist. Dabei sind einige Nebengewässer von den heimischen Arten besiedelt, andere sind frei von Gammariden. Die hier ausgewerteten Datensätze weisen an einigen Messpunkten in der Ahse häufig hohe Abundanzen von E. berilloni auf. Mit dem gleichzeitigen Ausbleiben bzw. der quantitativen Abnahme jüngster Nachweise von G. pulex und / oder G. roeselii an diesen Stellen lässt sich ein Verdrängungseffekt postulieren. Innerhalb des Untersuchungszeitraums

konnte die weitere Ausbreitung von E. berilloni im Geithebach beobachtet werden. An dieser Stelle ist jedoch G. roeselii nach wie vor mit hohen Abundanzen nachzuweisen. Da im gesamten unteren Einzugsgebiet der Ahse keine weiteren neuen Bestände erfasst wurden, ist heute davon auszugehen, dass die Ausbreitung von E. berilloni in den bereits besiedelten Gewässern nicht abgeschlossen ist, die Neubesiedelung der genannten Nebengewässer aber nicht zu erwarten ist.

Die Charakterisierung der Gewässer anhand physikalisch-chemischer Parameter zeigt Parallelen zum Verteilungsmuster der Arten. Die großen Gewässer des Einzugsgebietes (Ahse, Geithe- und Salzbach) beinhalten E. berilloni und lassen sich anhand der erhobenen Parameter deutlich von den Nebengewässern unterscheiden, in denen das Taxon nicht nachzuweisen ist. Die zur Charakterisierung und Differenzierung herangezogen Parameter deuten darauf hin, dass E. berilloni im Vergleich einen höheren Anspruch an die Gewässerqualität aufweist als G. pulex oder G. roeselii. Mit dem Vorkommen korrelieren geringere Phosphat- sowie CSB-Werte und höhere Sauerstoff-Gehalte. Daneben toleriert E. berilloni im Vergleich höhere Temperatur-, pH- sowie Chlorid-Werte und eine höhere elektrische Leitfähigkeit.

Die Verbreitung von E. berilloni ist stark an die Existenz von Makrophyten und Moosen, hier insbesondere Fontinalis antipyretica, gebunden. Die Moose wachsen fast ausschließlich auf den zur Sohl- und Ufersicherung eingebrachten Steinschüttungen aus Wasserbausteinen. Damit ist die Verbreitung eng mit den Gewässerausbaumaßnahmen der letzten Jahrzehnte verknüpft.

In Ergänzung zu den dargestellten mittleren Abflusswerten, welche die Verbreitung innerhalb der Ahse sowie der „großen“ Nebenbäche verdeutlichen, ist zu erwähnen, dass Ahse, Salz- und Geithebach als perennierende, die „kleinen“ Nebenbäche jedoch als intermittierende Gewässer anzusprechen sind.

Fazit

Es besteht ein Zusammenhang zwischen der Verteilung der betrachteten Amphipoden-Arten und der Differenzierung der Gewässer anhand chemisch-physikalischer Parameter, der Substrattypenverteilung sowie der mittleren Abflussmengen der untersuchten Gewässer.

Die Habitatbedingungen der Nebenbäche entsprechen dabei offensichtlich nicht den Ansprüchen von E. berilloni, so dass eine Besiedelung der Nebengewässer im Einzugsgebiet der unteren Ahse nicht erfolgt.

Literatur

Boecker, E. (1926): Über das Vorkommen von Echinogammarus berilloni (Catta) in Westfalen. Zoologischer Anzeiger 66: 5-8.

LUA – Landesumweltamt NRW (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen. Merkblätter 34, Essen. 60 S.

Mertens, W. (1996): Maßnahmen zur naturnahen Gewässerstabilisierung: Grundlagen hydraulisch-sedimentologischer Berechnungen. DVWK-Schriften 118, Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin.

R Development Core Team (2011): 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/.

Schmidt-Formann, O., N. Kaschek & E.I. Meyer (2011): Charakterisierung der Ahse (Einzugsgebiet Lippe, NRW) und ihrer Nebengewässer anhand chemisch-physikalischer Parameter unter Berücksichtigung der Verbreitung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011: 282-286

Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72.

GRUNDWASSER- UND QUELLÖKOLOGIE

MARTIN, P.: Die Diversität der Quellfauna Schleswig-Holsteins - ein erster Überblick

MICHAEL SCHÖNTHAL, M., J. BORK, H. J. HAHN, M. MAIER & K. ROTH: Metazoen in der Trinkwasserversorgung - Abundanzen in den Enteisenungs-/Entmanganungsfiltern eines Grundwasserwerks

REISS, M. & ST. ZAENKER: Gewässerversauerung von Quellen im Buntsandstein – Kein Problem für Krenobionte?

STEIN, H., S. BERKHOFF, A. FUCHS & H. J. HAHN: Die Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna reflektieren den hydrologischen Austausch auf regionaler und lokaler Skala

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Die Diversität der Quellfauna Schleswig-Holsteins - ein erster Überblick

Peter Martin

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

Keywords: Quellen, Tiefland, Invertebraten, Biodiversität, Naturschutz, Renaturierung

Einleitung

Schleswig-Holstein ist eine derjenigen Regionen Europas, in der die systematische Untersuchung von Quell-Lebensräumen ihren Anfang nahm. Die federführende Person dabei war August Thienemann (*1862, †1960). Nachdem er zunächst Tieflandquellen anhand der Besiedlung der Quellen auf Rügen studierte (z.B. Thienemann 1906, 1907), setzte er die Quelluntersuchungen in Schleswig-Holstein in seiner Zeit als Leiter der Hydrobiologischen Anstalt in Plön fort, dem späteren Max-Planck-Institut für Limnologie (z.B. Thienemann 1922). Wie bereits von Martin (2005) dargestellt, hat er in einer sehr modernen Art und Weise eine Vielzahl systematischer Spezialisten seiner Zeit darin eingebunden, die Material von ihm bearbeiteten bzw. auch selbst nach ihren präferierten Tiergruppen suchten (u.a. Benick 1919, Viets 1923). Einige dieser Autoren sammelten nicht nur unmittelbar im aquatischen Milieu der Quellen selbst, sondern auch in deren terrestrischem Umfeld. Zu dieser Zeit gehörte Schleswig-Holstein sicherlich zu den Regionen auf der Welt mit den am besten untersuchten Quellen. Da damals Quellen erstmalig untersucht wurden, haben dadurch auch zahlreiche Quellarten ihre Loci typici in Schleswig-Holstein.

Nach dieser Blütezeit der Quellerforschung in Schleswig-Holstein gab es erst 1976 wieder zwei Diplomarbeiten an Quellen (Kohmann 1976, Schmidt 1976) und mit einem weitgehend unpublizierten Gutachten von Thomes (1993) die erste Arbeit, die nicht wie bisher ausschließlich Quellen des Östlichen Hügellandes zum Thema hatte, sondern solche der Geest. In jüngerer Zeit erfolgten an der Kieler Universität - teils mit Unterstützung des schleswig-holsteinischen Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume intensive Untersuchungen an einzelnen Quellen (u.a. Iven 2004, Rückert 2005, Wittrock 2005), die in einer landesweiten Untersuchung naturnaher Quellen gipfelte (Martin & Rückert 2011, Martin & Brunke, im Druck).

Für den vorliegenden Beitrag wurden sämtliche verfügbaren faunistischen Quelluntersuchungen aus Schleswig-Holstein ausgewertet, um einen ersten Überblick über die Biodiversität dieses vielfach sehr unscheinbar wirkenden Lebensraumes zu erhalten.

Material und Methoden

Insgesamt wurden bis zum jetzigen Zeitpunkt 42 Arbeiten ausgewertet, in der die Fauna von ca. 120 meist naturnahen Waldquellen vorgestellt wurde. Diese Arbeiten können hier nicht alle aufgeführt

werden, können aber bei Interesse gerne vom Autor mitgeteilt werden. Die erfassten Arten und höheren Taxa der Originalarbeiten wurden getrennt für jede Probestelle eingegeben, in einem zweiten Schritt die rezente Nomenklatur recherchiert (Fauna Europaea 2011, Internet-Datenbanken, Spezialliteratur) und für diese die Systematik nach der der Fauna Europaea (2011) angewendet.

Eine Validierung durch Gruppenexperten erfolgte bisher nur in Ausnahmefällen, so dass vereinzelt noch Veränderungen in den Artenzahlen und den erfolgten ökologischen Einstufungen möglich sind. Es wurde versucht nach limnischen und terrestrischen Taxa zu unterscheiden, wobei besonders bei vielen Dipterengruppen eine eindeutige Einstufung schwierig ist. Auch hier sind die Befunde nur vorläufig, die Fehler erscheinen jedoch im Hinblick auf den kursorischen Charakter dieser Mitteilung vernachlässigbar.

Ergebnisse und Diskussion

Die erfasste Gesamtfauna aus Quellbereichen Schleswig-Holsteins beläuft sich auf insgesamt 859 Arten (Tab. 1), 550 (= 64%) davon wurden als limnisch und 309 (= 36%) als terrestrisch eingestuft.

Tabelle 1: Systematische Übersicht der in Quelluntersuchungen Schleswig-Holsteins nachgewiesenen limnischen und terrestrischen Fauna.

	limnische Arten	weitere limn. Arten höherer Taxa	gesamte limnische taxa	terrestrische Arten	Gesamtarten
Plathelminthes	10		10	2	**12**
Nematoda	25		25		**25**
Nemathelminthes	0	1	1		**1**
Mollusca					
Gastropoda	15		15	41	**56**
Bivalvia	4		4		**4**
Annelida					
Oligochaeta		1	1		**1**
Hirudinea	3		3		**3**
Acari					
Oribatida				47	**47**
Hydrachnidia et Halacaridae	43		43		**43**
Crustacea					
Ostracoda	23		23		**23**
Amphipoda	2		2		**2**
Copepoda	18		18		**18**
Cladocera	3		3		**3**
Insecta					
Collembola				20	**20**
Ephemeroptera	4	1	5		**5**
Odonata	2	1	3		**3**
Plecoptera	10		10		**10**
Heteroptera	3	1	4	1	**5**
Neuropteroidea	3		3	1	**4**
Coleoptera	47	2	49	159	**208**
Hymenoptera	5	2	7	2	**9**
Trichoptera	51		51	1	**52**
Diptera					
Diptera-Nematocera					
Anisopodidae				1	**1**

Bibionidae				1	**1**
Cecidomyiidae				1	**1**
Ceratopogonidae	2		2	5	**7**
Chironomidae	71	5	76		**76**
Culicidae	4		4		**4**
Cylindrotomidae	1	2	3		**3**
Dixidae	3		3		**3**
Limoniidae	60	4	64	10	**74**
Mycetophilidae	1		1		**1**
Pediciidae	9	1	10		**10**
Psychodidae	32		32		**32**
Ptychopteridae	5		5		**5**
Sciaridae	3		3		**3**
Simuliidae	1		1		**1**
Thaumaleidae	1		1		**1**
Tipulidae	21		21		**21**
Trichoceridae	1		1		**1**
Diptera-Brachycera					
Anthomyidae				1	**1**
Dolichopodidae	22		22		**22**
Empididae	12		12	8	**20**
Fanniidae				1	**1**
Hybotidae				3	**3**
Lauxaniidae				1	**1**
Lonchopteridae	2		2		**2**
Muscidae				1	**1**
Stratiomyidae	4		4	1	**5**
Syrphidae	2		2	1	**3**
Tabanidae	1		1		**1**
Gesamt	**529**	**21**	**550**	**309**	**859**
[%]	**61,6**	**2,4**	**64,0**	**36,0**	**100,0**

Unter den Nicht-Dipteren (554 Arten) gibt es etwa so viele limnische wie terrestrische Arten (280 bzw. 274), bei den Dipteren (305) dominieren die als limnisch eingestuften Arten deutlich (270 bzw. 35). Die hohe Zahl an terrestrischen Organismen kommt v.a. durch Käfer (159 Arten, 51,5% der terrestrischen Taxa), Hornmilben (Oribatida, 47, 15,2%) und Schnecken (41, 13,3%) zustande, die v.a. durch Benick (1919), Willmann (1923) und Schermer (1922) determiniert wurden (Abb. 1). Die Taxa der limnischen Gruppen sind vielfältiger, die häufigsten Gruppen sind die Dipteren-Familien der Chironomiden (76 Arten, 13,8%), Limoniiden (64, 11,6%) sowie die Köcherfliegen (51, 9,3%), Käfer (49, 8,9%) und Wassermilben (43, 7,8%).

Insgesamt kann man sagen, dass die terrestrisch erfasste Fauna sicher bei weitem nicht vollständig erfasst wurde, aber trotzdem klar wird, dass die Landtiere eine wichtige, oftmals unterschätzte Komponente der Quellfauna ausmachen. Sicherlich regelmäßig wird man in den Randbereichen der Quellen hygrophile Taxa finden (z.B. die meisten der Gastropoda, viele der Staphylinidae, einige Collembola), häufig aber sicher auch Zufallsgäste (z.B. viele Laufkäfer), die vermutlich keine Bindung an den Lebensraum aufweisen. Ohne dass hierüber eine Auswertung der einschlägigen Literatur erfolgte, sind jedenfalls hier ebenfalls teils seltene, „spektakuläre“ und teils durch Rote Listen als gefährdet eingestufte Arten zu finden (z.B. die Wanze *Pachycoleus waltli* Fieber, 1860 (Dipsocoridae), die Landplanarie *Microplana terrestris* (Müller, 1774) (Rhynchodemidae) sowie die Schnecken *Vertigo* (*Vertigo*) *substriata* (Jeffreys, 1833) (Vertiginidae), *Lauria* (*Lauria*) *cylindracea* (Da Costa, 1778) (Lauriidae)).

In der limnischen Fauna wurde das ganze Spektrum der für Quellen typischen Tiere festgestellt: Grundwassertiere wurden nur vereinzelt nachgewiesen, kommen aber zumindest gelegentlich vor (z.B. *Niphargus aquilex aquilex* Schiödte, 1855 (Niphargidae), *Phagocata vitta* (Dugès, 1830) (Planariidae)). Streng an die Quellen gebundene, krenobionte (z.B. die seltenen Planarien *Crenobia alpina* (Dana, 1766) und *Polycelis felina* (Dalyell, 1814) (Planariidae) oder die häufige Wassermilbe *Chelomideopsis annemiae* Romijn, 1920 (Athienemanniidae)) und die quellpräferenten, krenophilen Arten (z.B. *Nemurella pictetii* Klapálek, 1900 (Nemouridae), *Sericostoma personatum* (Kirby & Spence, 1826) (Sericostomatidae)) dominieren die Quellfauna der meist naturnahen bisher untersuchten Quellen. Das Vorkommen einzelner krenoxener Arten z.B. unter den Libellen und Käfern ist oft dem Umstand geschuldet, dass eine Vielzahl von Seeuferquellen untersucht wurde.

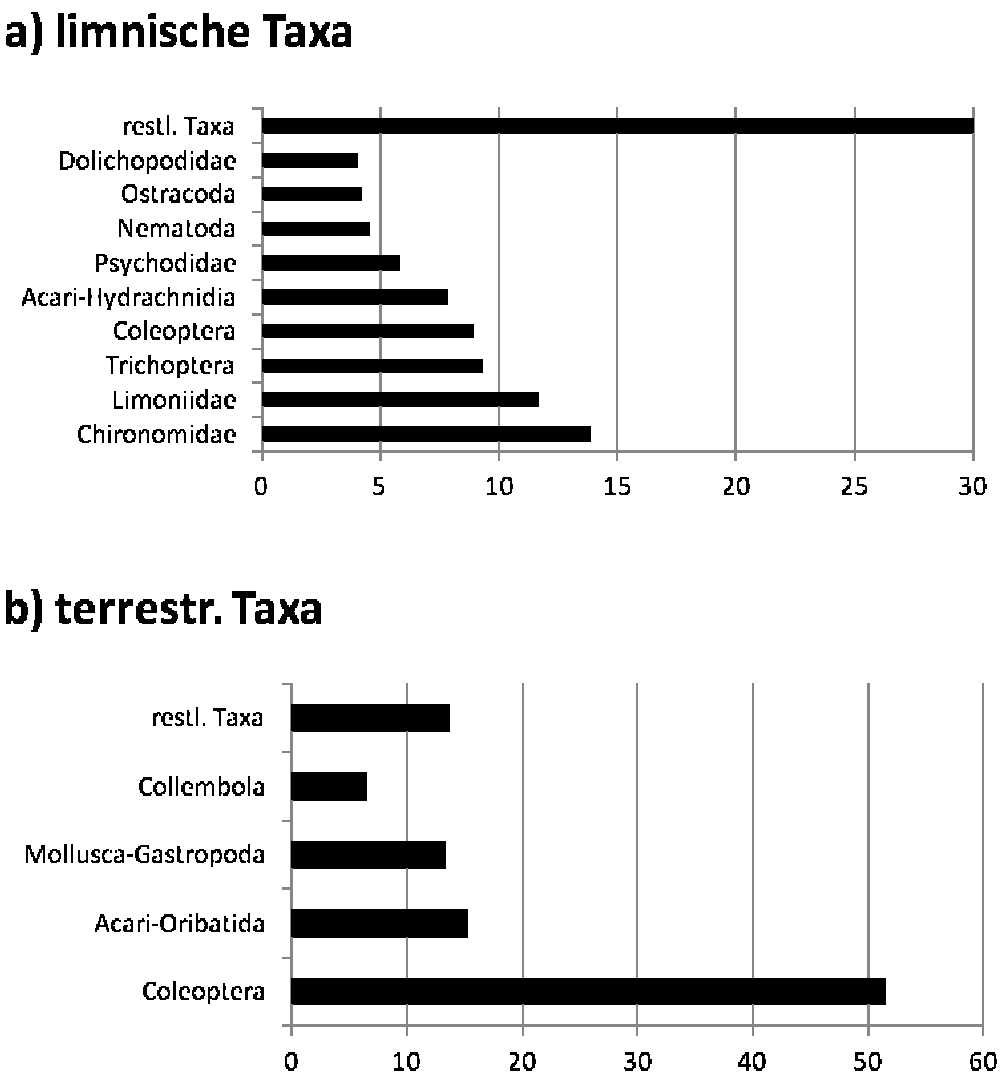


Abb. 1: Prozentuale Anteile der häufigsten Taxa unter der Quellfauna Schleswig-Holsteins. a) limnische Taxa, b) terrestrische Taxa. Dargestellt sind nur Taxa >4%, übrige kumulativ.

Schlussfolgerungen und Perspektiven

Die insgesamt hohe Artenzahl (>850 Arten, davon fast 65% aquatisch) der bisher in und an schleswig-holsteinischen Quellen nachgewiesenen Tierarten zeigt, dass Quellen - trotz oft weniger nachzuweisender Arten in einer Einzelquelle - in ihrer Gesamtheit sehr artenreiche Ökotone aus einer

Vielzahl mehr oder weniger angepasster Tiergruppen darstellen (für die limnische Fauna vgl. auch Fischer et al. 1998). Daher sollten sie im Naturschutz eine viel höhere Aufmerksamkeit erfahren als dies bisher der Fall ist. Im waldarmen Schleswig-Holstein (nur ca. 10% der Fläche sind mit Wald bestanden), wo der Lebensraum Quelle besonders selten und damit stark gefährdet ist, spricht besonders die hohe Artenzahl der limnischen Quellspezialisten, aber auch die offenbar auch vorhandenen Quellpräferenten unter der terrestrischen Fauna für einen verstärkten Quellschutz. Der Schutz der wenigen besonders wertvollen noch vorhandenen naturnahen Quellen ist somit eine der Schlussfolgerungen dieser Untersuchung. Auch heute werden die kleinräumigen Quellen noch oft aus Unkenntnis und unabsichtlich zerstört.

Im Gegensatz zu der durch die historischen Befunde recht guten Kenntnis der naturnahen Quellen des Landes steht ein fast komplettes Fehlen an Wissen über die Besiedlung degradierter Quellen und Quellbereiche, die leider für unsere Kulturlandschaft repräsentativer sind. In Zukunft sollten deshalb verstärkt solche Quellen untersucht werden, um die bisherigen Entwürfe für ein faunistisches Bewertungsverfahren (vgl. Martin & Rückert 2011) validieren zu können und um ggf. bei der Umsetzung der Maßnahmen zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie die Renaturierung von beeinträchtigten Quellbereichen zielgerichtet mit einbinden zu können.

Literatur

Benick, L. (1919): Beiträge zur Kenntnis der Tierwelt norddeutscher Quellgebiete II: Coleoptera. - Archiv für Naturgeschichte 85, 299-319.

Fauna Europaea (2011) Fauna Europaea version 2.4. Web Service available online at http://www.faunaeur.org

Fischer, J., Fischer, F., Schnabel, S., Wagner, R. & Bohle, H.W (1998): Die Quellfauna der hessischen Mittelgebirgsregion - Besiedlungsstrukturen, Anpassungsmechanismen und Habitatbindung der Makroinvertebraten am Beispiel von Quellen aus dem Rheinischen Schiefergebirge und der osthessischen Buntsandsteinlandschaft. In: L. Botosaneanu (Hg.): Studies in crenobiology - The biology of springs and springbrooks, Leiden: Backhuys Publishers, 183–199.

Iven, H. (2004): Faunistisch-ökologische Untersuchungen ausgewählter Quellen im ostholsteinischen Hügelland. - Diplomarbeit Universität. Kiel, 92 S.

Kohmann, F. (1976): Ein Beitrag zur Ökologie der Fauna ost-holsteinischer Quellgebiete. - Diplomarbeit Universität Kiel, 99 S.

Martin, P. (2005): Tieflandquellen: vergessene Lebensräume? - Ein Beitrag zur aktuellen und zukünftig wünschenswerten Bearbeitung. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag, Berlin, 221-225.

Martin, P. & Rückert, M. (2011): Die Quellfauna Schleswig-Holsteins und ihre regionale Stenotopie. - Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 9 (5-6), 171-224.

Martin, P. & Brunke, M. (in press): Faunistical typology of lowland springs in Northern Germany. - Freshwater Science.

Rückert, M. (2005): Untersuchungen zur Typologie schleswig-holsteinischer Quellen sowie zur Quellbindung ausgewählter Arten. - Diplomarbeit Universität Kiel, 110 S.

Schermer, E. (1922): Die Mollusken einiger norddeutscher Quellgebiete. Archiv für Molluskenkunde 54, 166–180.

Schmidt, H.-H. (1976): Ein Beitrag zur Fauna und Ökologie holsteinischer Quellchironomiden. - Diplomarbeit Universität Kiel, 88 S.

Thienemann, A. (1906): *Planaria alpina* auf Rügen und die Eiszeit. - Jber. d. Geogr. Ges. z. Greifswald 10, 1-82.

Thienemann, A. (1907): Die Tierwelt der kalten Bäche und Quellen auf Rügen (nebst einem Beitrag zur Bachfauna von Bornholm). - Mitt. naturw. Ver. Vorpommern & Rügen 38 (1906), 74-104.

Thienemann, A. (1922): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen (I-IV). - Arch. Hydrobiol. 14 (1), 151-190.

Thomes, A. (1993): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Quellen. - Gutachten des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 172 S. + Anhang. [unveröffentlicht]

Viets, K. (1923): Hydracarinen aus Quellen. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 3, 205-596.

Willmann, C. (1923): Oribatiden aus Quellmoosen. (Mit besonderer Berücksichtigung der Quellen Ostholsteins und der Umgebung von Bremen). Arch. Hydrobiol. 14, 470–477.

Wittrock, D. (2005): Zur Faunistik und Autökologie ausgewählter Quellorganismen. Diplomarbeit Universität Kiel, 120 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Freising-Weihenstephan), Hardegsen 2012

Gewässerversauerung von Quellen im Buntsandstein – Kein Problem für Krenobionte?

Martin Reiss & Stefan Zaenker[2]

1 Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, Deutschhausstr.10, 35032 Marburg, reissm@staff-marburg.de 2 Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V., Königswarter Str. 2a, 36039 Fulda, stefan.zaenker@hoehlenkataster-hessen.de

Keywords: Gewässerversauerung, pH, Quellen, Krenobionte, Buntsandstein, Stenotopie

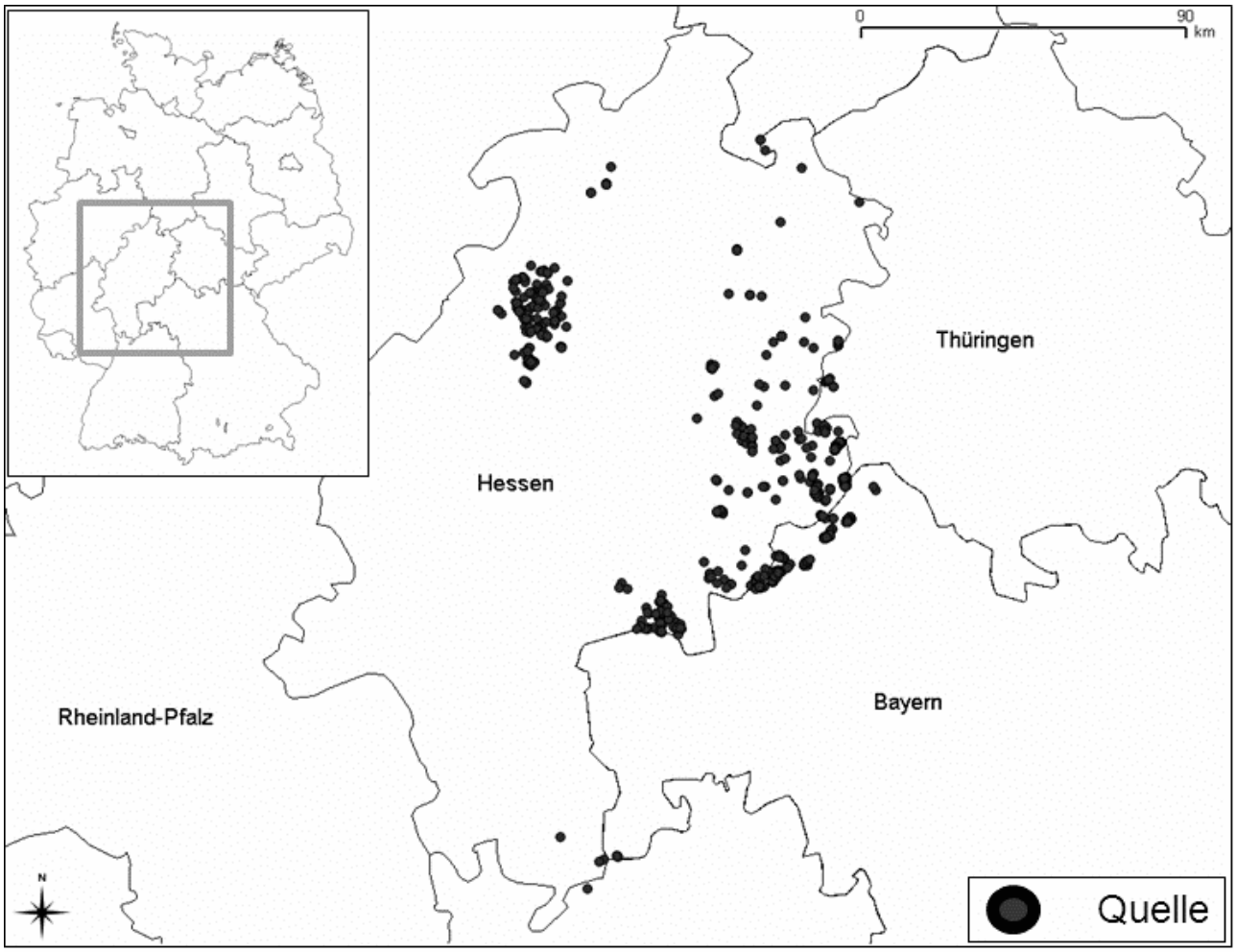
Einleitung

Quellen sind trotz ihrer überwiegenden Kleinräumigkeit komplexe Ökotone. Die Quellgemeinschaft (Krenozön) der Fauna setzt sich aus verschiedenen Faunenelementen zusammen, die sich räumlich und biozönotisch unterteilen lassen (Cantonati et al. 2006, Fischer et al. 1998): 1) in ein vertikales aquatisches Ökoton mit einer Artkomposition von Grundwasser- und Oberflächengewässerlebewesen sowie Quellspezialisten; 2) in ein horizontales aquatisch bis terrestrisches Ökoton mit einer Artkomposition aus aquatischen (siehe 1), amphibischen und terrestrischen Lebewesen. In Untersuchungen zur Substratpräferenz der Quellfauna in weitestgehend ungestörten Quellgewässern (Eukrenal) in Hessen und Thüringen (Reiss 2011), die durch vielfältige Mikrohabitate gekennzeichnet wurden, fanden sich bei einem Vergleich unterschiedlicher geologischer Formationen vor allem im Buntsandstein deutlich weniger Taxa. So wurden die Ergebnisse dahingehend interpretiert, dass im Krenal nährstoffarmer, schlecht gepufferter silikatischer Quellen der niedrige pH-Wert der entscheidende Faktor für das Vorkommen von Arten sowie die Artzusammensetzung sein muss. Daraufhin wurde das Biospeläologische Kataster von Hessen (Zaenker 2001, Zaenker 2011) entsprechend ausgewertet. Es wird die Hypothese von Hahn (2000) überprüft, in wie weit Quellbewohner in Anpassung an die besonderen Lebensbedingungen des Krenals säuretoleranter als rhithrobionte Arten sind.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Datensatz

Im Bereich der zentralen Mittelgebirgsschwelle in den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Hessen und Thüringen konnten insgesamt 771 erfasste Quelle ausgewertet werden (s. Abbildung 1). Dabei liegt ein räumlicher Schwerpunkt in Hessen mit 579 Quellen. Insgesamt können 340 Quellen oder 44% aller untersuchten Quellen als versauert gekennzeichnet werden, wenn von den Referenzbedingungen einer leitbildorientierten physikalisch-chemischen Bewertung im Buntsandstein ausgegangen wird. Hierbei wird der „Grenzwert“ einer Belastung mit = pH 6,5 herangezogen (Schneider et al. 2003). Der räumliche Schwerpunkt der Erfassung liegt im Eukrenal der Quellgewässer. Es konnte in einem Zeitraum von 04.08.2003 bis 27.03.2011 kartiert werden, wobei insgesamt 50 Messtischblätter im Maßstab der topographischen Karte 1:25.000 betroffen



sind. 81% der Quellen sind Helokrene (Sickerquellen). Die Daten sind in einer relationalen Datenbank archiviert und dokumentiert.

Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit erfassten Quellen. Darstellung: M. Reiss

Ergebnisse

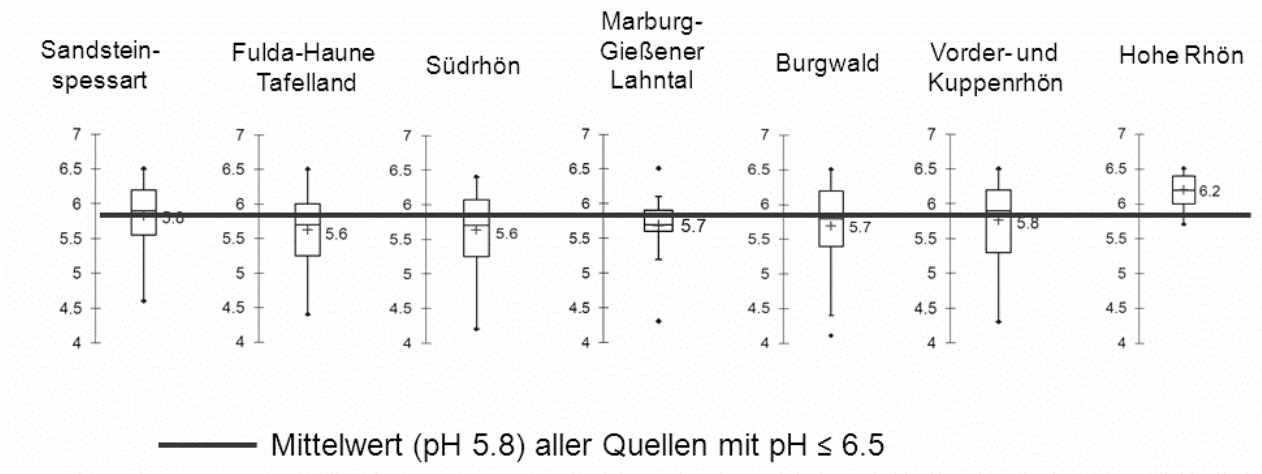


Abb. 2: pH-Werte der untersuchten Regionen (Boxplots). Darstellung: M. Reiss. Berücksichtigt wurden nur die als versauert eingestuften Quellen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten.

Regionale Verbreitung der Quellgewässerversauerung

Eine deutliche Gewässerversauerung der Quellen konnte in den folgenden Naturräumen festgestellt werden: Sandsteinspessart (84,4% der untersuchten Quellen mit pH = 6,5), Fulda-Haune-Tafelland (78,6% der untersuchten Quellen mit pH = 6,5), Südrhön (74,2% der untersuchten Quellen mit pH = 6,5), Marburg-Gießener-Lahntal (68% der untersuchten Quellen mit pH = 6,5) und Burgwald (62,9% der untersuchten Quellen mit pH = 6,5). In der Vorder- und Kuppenrhön (44,8% der untersuchten Quellen mit pH = 6,5) und der Hohen Rhön (13% der untersuchten Quellen mit pH = 6,5) sind die meisten Quellen nicht versauert. Die regionale Verteilung der pH-Werte ist anhand von Boxplots in Abb.2 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass vor allem in den Naturräumen Fulda-Haune-Tafelland, Südrhön und Marburg-Gießener-Lahnteil die Mehrzahl der Quellen unterhalb des Mittelwertes aller untersuchten Quellen mit einem pH-Wert = 6,5 liegen. Auch die Spannweiten sind regional verschieden, so dass allgemein festgestellt werden kann, dass **die Gewässerversauerung im Buntsandstein regionalspezifisch sehr unterschiedlich zu kennzeichnen ist**.

Keine Abhängigkeit der Quellgewässerversauerung zur Höhenlage

Eine Auswertung des statistischen Zusammenhangs der pH-Werte mit der Höhenlage der Quellen ergab fast ausschließlich, dass eine signifikante Korrelation nicht festzustellen ist. Zwar ist ein Trend sichtbar, der erkennen lässt, dass mit ansteigender Höhe über Normalnull eine Abnahme der pH-Werte zu verzeichnen ist. Doch ist der Zusammenhang gemessen am Korrelationskoeffizienten nicht signifikant. **Eine** häufig als Regel zitierte **Zunahme der Gewässerversauerung von Quellen mit der Zunahme der Höhenlage** (Beierkuhnlein & Durka 1993) **kann in dem Datensatz nicht nachvollzogen werden**.

Gesteinsformation

Die Analyse der pH-Werte nach der Verteilung auf die Gesteinsformationen im Buntsandstein (so: Oberer Buntsandstein; sm: Mittlerer Buntsandstein; su: Unterer Buntsandstein) deutet offensichtlich einen deutlicheren Zusammenhang an. Denn zumindest sind die Quellen mit einem pH-Wert = 6,5 vor allem im Bereich des Mittleren Buntsandstein sehr häufig: so = 7%, sm = 69% und su = 24%. Besonders stark versauerte Quellen mit einem pH-Wert = 5,0 zeigen an, dass der Anteil der Quellen im Mittleren Buntsandstein deutlich zunimmt: so = 5%, sm = 81% und su = 14%. **Eine Abhängigkeit der Quellgewässerversauerung zur Gesteinsformation bzw. den petro- und stratigraphischen Verhältnissen im Buntsandstein deutet sich an**.

Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Fauna (Frequenz, Stenotopie)

Es konnten die beiden Naturräume Sandsteinspessart und Fulda-Haune-Tafelland sowie alle untersuchten Quellen mit einem pH-Wert = 5,0 hinsichtlich der Frequenz (Anzahl der Einzelnachweise in Bezug zur gesamten Anzahl an Einzelnachweisen in Prozent) nachgewiesener Gattungen und Arten nach deren Stenotopie ausgewertet werden (vgl. Kratochwil, Schwabe 2001). Die Einteilung der Stenotopie erfolgte in die Kategorien: quelltypisch (krenobionte und krenophile Taxa), bedingt quelltypisch (krenophil/rhithrobionte Taxa), bachtypisch (rhithrobionte Taxa) und quellunspezifisch (eurytope Taxa) (in Anlehnung an Fischer 1996).

Die Ergebnisse der Auswertung zeigt Tabelle 1.

Tab. 1: Einstufung der Stenotopie nach der Frequenz. Untersucht wurden alle aquatischen Taxa, die mindestens bis zur Gattung bestimmt wurden. (Einstufung siehe Reiss 2011).

Sandsteinspessart	Taxa pH > 6.5	Taxa = 6.5 versauert
Quelltypisch	38%	53%
Bedingt quelltypisch	46%	27%
Bachtypisch	8%	11%
Quellunspezifisch	8%	9%
Fulda-Haune-Tafelland	Taxa pH > 6.5	Taxa = 6.5 versauert
Quelltypisch	55%	56%
Bedingt quelltypisch	18%	27%
Bachtypisch	16%	8%
Quellunspezifisch	11%	9%
Alle Quellen	Taxa pH > 6.5 bis 7	Taxa = 5.0 stark versauert
Quelltypisch	56%	54%
Bedingt quelltypisch	22%	34%
Bachtypisch	11%	6%
Quellunspezifisch	11%	6%

Diskussion

Im Folgenden wird die Auswirkung der Gewässerversauerung auf die Zusammensetzung der Fauna nach Stenotopie und Frequenz (Tab. 1) interpretiert. Daneben wird die Hypothese, dass Quellbewohner aufgrund höherer Frequenzen deutlich säuretoleranter sind als Bachoberlaufbewohner diskutiert. Der Vergleich der Einstufung der mindestens bis auf Gattungsniveau bestimmten Taxa nach deren Stenotopie, hinsichtlich der Quellen die im Buntsandstein als versauert kategorisiert wurden, bestätigt die Hypothese der Säuretoleranz von Quellspezialisten weitestgehend. Quelltypische Organismen sind in versauerten und stark versauerten Bundsandsteinquellen mit einem hohen und dominierenden Anteil zu kennzeichnen. Dahingegen ist der Anteil bachtypischer Taxa sehr niedrig. Allerdings ist im Untersuchungsgebiet Sandsteinspessart eine andere Veränderung der Stenotopie festzustellen. Gegenüber den als nicht versauert eingestuften Quellen ist der Anteil quelltypischer Taxa deutlich geringer, als im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Fulda-Haune-Tafelland sowie dem gesamten Datenpool mit untersuchten Quellen deren pH-Wert zwischen > 6.5 und 7 liegt. Diese Abweichung wird dahingehend interpretiert, dass ein Großteil der Quellen im Sandsteinspessart hinsichtlich der statistischen Verteilung (Abb. 2) der Gewässerversauerung (pH-Wert) gegenüber einem Mittelwert aller untersuchten versauerten Quellen (pH 5.8) als „geringer versauert“ einzustufen ist, wie es für die

Quellen im Fulda-Haune-Tafelland zu kennzeichnen ist. Ein Großteil der Quellen im Fulda-Haune-Tafelland ist deutlich stärker versauert. Interessant ist der Anstieg bedingt quelltypischer Taxa, mit Ausnahme des Sandsteinspessarts. Da es sich um Gattungen oder Arten handelt die als krenophil/rhithrobiont eingestuft werden, ist zu fragen, ob bestimmte Taxa für deutsche Mittelgebirgsquellen eher als krenobiont eingestuft werden sollten. Letztendlich zeigt sich hierin ein Forschungsbedarf zur Einschätzung der Stenotopie aquatischer Taxa der Quellen und Quellbäche.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die wesentlichen Ergebnisse werden stichpunktartig zusammengefasst dargestellt:

- Es lassen sich regionale Unterschiede der Gewässerversauerung von Buntsandsteinquellen feststellen;
- Ein geogener Grundwert wird meist deutlich unterschritten, d.h. die Gewässerversauerung kann überwiegend als Belastung bezeichnet werden;
- Ein Höhengradient der mit ansteigender Meereshöhe eine Zunahme der Gewässerversauerung (abnehmender pH-Wert) angibt, konnte nicht festgestellt werden;
- Die Gewässerversauerung führt allgemein zu einem Rückgang der Biodiversität (hier nicht dargestellt);
- In versauerten Quellen dominieren quelltypische Taxa
- In versauerten Quellen nehmen bachtypische und quellunspezifische Taxa meist ab (Ausnahme Sandsteinspessart);
- Der Anteil von bedingt quelltypischen Taxa nimmt meist zu;
- Quelltypische Taxa in stark versauerten Quellen sind säuretoleranter als nicht quelltypische Taxa.

Literatur

Cantonati, M., Gerecke, R. & E. Bertuzzi (2006): Springs of the Alps – sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessment to long-term studies. In: Hydrobiologia 562:59-96

Fischer, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. In: Crunoecia 5:227-240

Fischer, J., Fischer, F., Schnabel, S., Wagner, R. & H.-W- Bohle (1998): Die Quellenfauna der hessischen Mittelgebirgsregion. Besiedlungsstruktur, Anpassungsmechanismen und Habitatbindung der Makroinvertebraten am Beispiel von Quellen aus dem Rheinischen Schiefergebirge und der osthessischen Buntsandsteinlandschaft. In: BOTOSANEANU, L. (Ed.) (1998): Studies in Crenobiology. The biology of springs and springbrooks, pp.183-199. Backhuys Publishers: Leiden

Hahn, H.-J. (2000): Studies on Classifying of Undisturbed Springs in Southwestern Germany by Macrobenthic Communities. In: Limnologica 30:247-259

Kratochwil, A., Schwabe, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Biozönologie. Ulmer: Stuttgart

Reiss, M. (2011): Substratpräferenz und Mikrohabitat-Fauna-Beziehung im Eukrenal von Quellgewässern. Dissertation am Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg. http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2011/0108/

Schneider, P., Neitzel, P.L., Schaffrath, M & H. Schlumprecht (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Umweltbundesamt: Berlin.

Zaenker, S. (2001): Das Biospeläologische Kataster von Hessen. Die Fauna der Höhlen, künstlichen Hohlräume und Quellen. Verband der deutschen Höhlen- und Karstforscher: München (= Abhandlungen zur Karst- und Höhlenkunde 32)

Zaenker, S. (2011): Datenbank Biospeläologische Kataster von Hessen. Unveröffentlicht

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Metazoen in der Trinkwasserversorgung - Abundanzen in den Enteisenungs-/Entmanganungsfiltern eines Grundwasserwerks

Michael Schönthal [1, 4], Jörg Bork [2], Hans Jürgen Hahn [3], Matthias Maier[5] & Karl Roth[6]

1 Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Fortstr. 7, D-76829 Landau, info@groundwaterecology.de, 2 wie 1, bork@uni-landau.de, 3 wie 1, hjhahn@uni-landau.de, 4 Stadtwerke Karlsruhe GmbH, Daxlander Str. 72, D-76185 Karlsruhe, michael.schoenthal@stadwerke-karlsruhe.de, 5 wie 4 matthias.maier@stadtwerke-karlsruhe.de, 6 wie 4, karl.roth@stadtwerke-karlsruhe.de

Keywords: Trinkwasserversorgung, Metazoen, Enteisenungs-/Entmanganungsfilter, Eintragsbarriere

Einleitung

Anlagen der Trinkwasserversorgung gelten seit langem als künstliche Biotope wasserbürtiger Metazoen, wie sie als Sandlückenfauna (Stygofauna) im Hyporheal von Fließgewässern oder im Grundwasser vorkommen (Husmann 1961). Der Eintrag von Tieren in die Anlagen erfolgt dabei in aller Regel über die Bewirtschaftung der Trinkwasserressource (Oberflächenwasser/Grundwasser). Speziell granuläre Aufbereitungsfilter zur Rückhaltung und zum biologischen Abbau partikulärer oder gelöster organischer Wasserinhaltsstoffe, wie z. B. Langsamsandfilter, Schnellsandfilter sowie Aktivkohlefilter bieten gute Voraussetzungen für eine Besiedlung, da hier in der Regel ideale Bedingungen hinsichtlich Nahrungsangebot und Sauerstoffversorgung bestehen. Nicht selten kann es dort deshalb zu Massenvorkommen von Sandlücken-Invertebraten kommen (Husmann 1961; Schönthal 1987, Li et al. 2010), was dann das Risiko des Eintrags von Metazoen ins Trinkwasserverteilungssystem einer Wasserversorgung erhöht. Diese sind in der Regel hygienisch nicht relevant, sind aber aus ästhetischen Gründen nicht erwünscht (Schreiber & Schoenen 1998)

Ziel dieser Studie war es, Abundanzen von Metazoen in den Enteisenungs- und Entmanganungsfiltern eines reinen Grundwasserwerks festzustellen und den Einfluss der Aufbereitungsfilter auf das Vorkommen von Metazoen im Versorgungssystem zu charakterisieren.

Material und Methoden

Das untersuchte Wasserwerk wurde im Jahr 1965 in Betrieb genommen. Es gewinnt aus insgesamt 19 Vertikalbrunnen Grundwasser des oberen Grundwasserleiters im Oberrheingraben; im Jahr rund 6 Mio. m³. Das aus 20 bis 40 m Tiefe geförderte sauerstoffarme Rohwasser gelangt über eine gemeinsame Brunnenleitung zum Wasserwerk, wo es mit Hilfe der Verfahrensschritte Belüftung (Eintrag von Sauerstoff) und Filtration zu Trinkwasser aufbereitet wird. Durch die beiden Aufbereitungsstufen findet die mikrobiologisch katalysierte oxidative Entfernung des gelösten Eisens und Mangans statt (Enteisenung und Entmanganung). Ungelöste Eisen- und Manganverbindungen werden in insgesamt acht geschlossenen Filterkammern, die als Betondruckbehälter mit je 30 m² Filterfläche ausgelegt sind, zurückgehalten. Es handelt sich um Einschichtfilter aus Quarzsand der

Körnung 1-2 mm mit einer Schichthöhe von 2 m. Das Filtermaterial sitzt einer Kiesstützschicht von 0,4 m Mächtigkeit auf. Durch die Rückhaltung von unlöslichen Eisen- und Manganverbindungen „verockern“ die Filter mit fortlaufender Betriebszeit. Eine Rückspülung zum Austrag des retenierten Eisen- und Manganschlamms muss pro Filter im Schnitt nach rund 50.000 m³ Durchsatz alle 2-3 Wochen erfolgen, da ansonsten die Filterleistung durch Zusetzung der Porenräume zu stark eingeschränkt wird. Abbildung 1 gibt die Trinkwasseraufbereitung schematisch wieder.

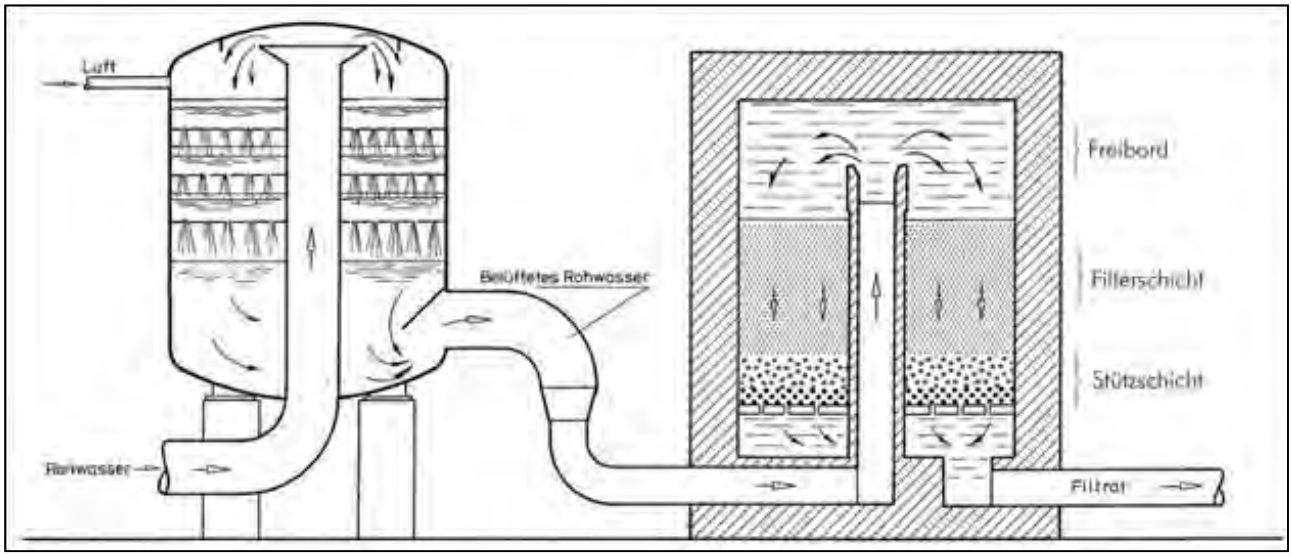


Abb. 1: Aufbereitungsschema des Wasserwerks (links: Belüftung des Rohwasser in einem Oxidator; rechts: Filtration über Quarzsand in einem geschlossenen Druckbehälter)

Zur Beprobung des Filtermaterials wurden die Filter jeweils außer Betrieb genommen (einer der acht Filter stand wegen eines Bauwerksschadens nicht für die Beprobung zur Verfügung). Die Probenahme erfolgte mittels Stechrohren aus Polystyrol (0,05 m Ø) zeitnah nach dem Leerlaufen der Filter entsprechend Schönthal (1987) bzw. DVGW (1997). Wegen des geringen Freibords der Bauwerke oberhalb der Filteroberfläche, musste die Länge der Stechrohre auf 1 m beschränkt werden. Damit konnten Beprobungstiefen bis max. 0,9 m erreicht werden.

Zur Aufbereitung des Filtermaterials wurden tiefenorientiert 40 ml Feuchtsand in ein Schraubdeckelglas überführt, mit Ethanol (70 %) überschichtet und mit Bengal-Rosa angefärbt. Das fixierte Material wurde zeitversetzt im Labor in einem Scheidetrichter bei konstantem Wasserdurchfluss 10 min flotiert, die quantitativ ausgetragenen Schwebstoffe über ein Planktonsieb (63 µm Maschenweite) abfiltriert. Der Filtrationsrückstand wurde schließlich unter einem Stereomikroskop auf Metazoen durchmustert.

Beim Filtermaterial wurden zudem tiefenorientiert die Eisen- und Mangangehalte sowie der Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) bestimmt. Weiterhin wurden jeweils die Filterzu- und -abläufe auf Metazoen beprobt. Dies erfolgte überall einheitlich über Entnahmehähne. Dazu wurden Planktonnetze mit einer Maschenweite von 63 µm über ± 24 Stunden exponiert, die Filtrationsrückstände über ein Sieb komprimiert, mit Ethanol (70 %) fixiert, angefärbt (Bengal-Rosa) und zeitversetzt im Labor auf Großgruppenniveau sortiert. In die Auswertung sind insgesamt 9 Proben von Filterzuläufen und 49 Proben von Filterabläufen, die über eine Zeitraum von drei Jahren (Juni 2009 bis Juni 2011) im Rahmen von sieben Probenahmekampagnen entnommen wurden, eingeflossen.

Ergebnisse

Über die Tiefe weisen die einzelnen Filter eine insgesamt weitgehend homogene Beladung mit Eisen und Mangan auf, wobei vier der sieben Filter die höchsten Eisen und Mangankonzentrationen

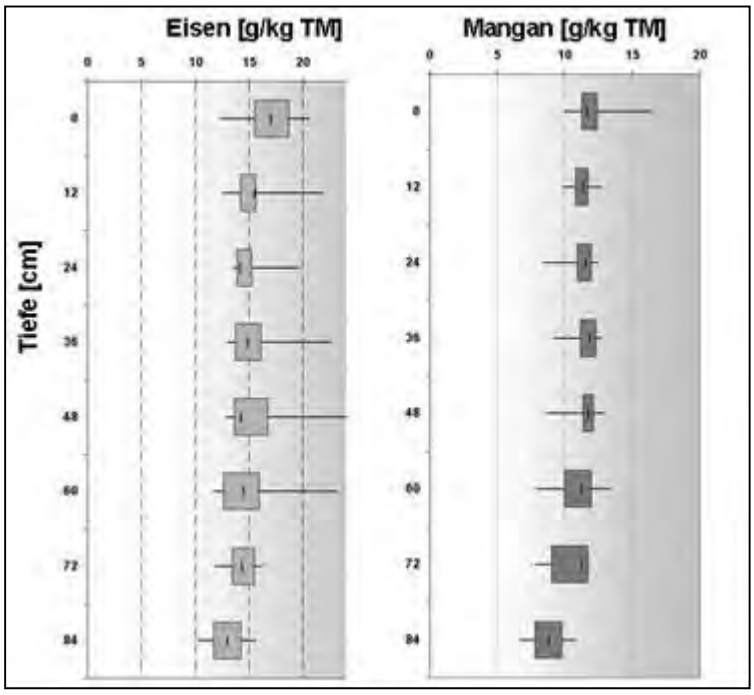


Abb. 2: Tiefenorientierte Streuung der Eisen- und Mangangehalte bezogen auf Trockenmasse (TM) in den Aufbereitungsfiltern (Boxplot mit n =7).

Tiefe [cm]	Filter F1	F3	F4	F5	F6	F7	F8
0-6	2	0	2	5	5	3	2
6-12	3	1	2	3	6	5	2
12-18	3	1	4	0	3	5	3
18-24	1	0	0	2	3	6	2
24-30	3	0	0	0	1	4	2
30-36	1	0	0	0	3	6	2
36-42	1	0	0	0	1	0	3
42-48	0	0	0	0	0	0	0
48-54	0	0	0	0	0	0	0
54-60	0	0	0	0	0	0	3

pro 40 ml Filtersand

Abb. 3: Nematoden-Nachweise in den untersuchten Filtersandproben (Anzahl Tiere/40 ml Filtersand)

an der Filteroberfläche aufweisen. Die gemittelten Konzentrationen an Eisen und Mangan können sich zwischen den Filtern zum Teil beträchtlich unterscheiden. Filter 1 weist beim Eisen (21,31 g/kg TM), Filter 6 beim Mangan (13,14 g/kg TM) die höchsten Mittelwerte auf. Die geringste Beladung mit Eisen weist Filter 8 auf (Mittelwert 13,21 g/kg TM), beim Mangan der Filter 3 (Mittelwert 8,73 g/kg TM). Abbildung 2 zeigt die tiefenorientierte Streuung der Eisen- und Mangan-Gehalte der Filter in einem Boxplot. Die TOC-Konzentrationen lagen bei allen Filtersandproben unter der Bestimmungsgrenze von 1 g/kg TM.

Metazoen waren in lediglich 36 von 70 Filtersandproben nachweisbar (51,4 %). Es wurden ausschließlich Nematoden gefunden. Die Befunde schwankten zwischen 1 und 6 Tiere/40 ml Filtersand (siehe Abbildung 3). Insgesamt deutet sich mit der Filtertiefe eine Abnahme der Organismendichte an.

Nematoden dominierten auch im belüfteten Rohwasser (Filterzulauf) und ebenso im enteisenten/entmanganten Reinwasser nach der Filterpassage (Filterablauf). Daneben traten sowohl im Filterzulauf als auch im Filterablauf noch weitere Metazoen-Taxa auf, die im Filtersand nicht nachgewiesen werden konnten. Tabelle 1 gibt die Mittelwert-aggregierten Tierdichten (Anzahl Tiere/m³) wieder. Bei den Filterzuläufen wurden dazu in Summe neun Proben berücksichtigt, die sich aus sieben Zulaufproben zum Filter 3 und aus je einer Zulaufprobe zu den Filtern 1 und 4 zusammensetzen. Der Mittelwert der Filterabläufe aggregiert sich aus je sieben Ablaufproben der Filter 1 sowie Filter 3 – 8, in Summe 49 Proben. Die deutlich unterschiedliche Probenanzahl beim Roh- und Reinwasser ist fehlenden Probenahmehähnen geschuldet, denn nicht jeder Filterzulauf ist mit einer Entnahmemöglichkeit ausgestattet.

Tab. 1: Anzahl Metazoen im Zulauf zu den Aufbereitungsfiltern sowie im Filterablauf (Werte sind Mittelwert(MW)-aggregiert)

	Anzahl/m³											
	Tiere total	Cyclopoida	Harpacticoida	Bathynellacea	Ostracoda	Nematoda	Oligochaeta	Acari	Cladoceara	Insecta	Rotatoria	Nauplien
MW Filterzulauf	**0,26**	0,000	0,000	0,008	0,000	0,191	0,031	0,003	0,008	0,000	0,007	0,009
MW Filterablauf	**0,36**	0,012	0,003	0,001	0,003	0,122	0,026	0,042	0,058	0,000	0,068	0,031

In den Filterabläufen konnten zusätzlich zu den in den Filterzuläufen nachgewiesenen Taxa noch Vertreter der Cyclopoida, Harpacticoida und Ostracoda nachgewiesen werden.

Diskussion

Die Metazoendichte im Filtersand des untersuchten Grundwasserwerks ist auffallend gering. Bei Untersuchungen von Schönthal (1987) an offenen Sandschnellfiltern eines großen Fernwasserversorgers, der Seewasser zu Trinkwasser aufbereitet, wurden Besiedlungsdichten von bis zu 800 Tieren/ml Filtermaterial nachgewiesen. Bei beiden Untersuchungen wurden zur Isolierung der Tiere aus der Sandfraktion identische Methoden angewandt, nämlich das Flotationsverfahren im Scheidetrichter und die Anreicherung der Tiere über Planktongaze. Zur Absicherung der niedrigen Fundzahlen bei der hier referierten Studie wurden Vergleichsuntersuchungen mit einer zweiten Methode durchgeführt. Hierbei wurde mit der Dichtetrennung nach Anderson 1959 gearbeitet. Zur Trennung der Organismen vom Sand, wurde die fixierte Filtersandprobe mit Saccharoselösung der Dichte $\rho = 1{,}12$ (30 g/l) ausgeschüttelt. Nach Phasentrennung wurde die überstehende Phase, welche die Metazoen enthielt, abgehebert. Die Methode erzielte keine höheren Organismenzahlen als die Flotationstechnik, sondern eher geringere.

Wahrscheinliche Ursachen für die äußerst niedrigen Konzentrationen an Metazoen in den Enteisenungs-/Entmanganungs-Filtern des Wasserwerks dieser Studie könnten zwei Faktoren sein. Zunächst ist auf die geringe bis fehlende Anreichung organischer Substanz im Filter hinzuweisen, auf welche die TOC-Untersuchungsergebnisse hindeuten. In alle untersuchten Sandproben konnte kein TOC nachgewiesen werden (< 1g/kgTM). Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass ein zu geringes Nahrungsangebot das Aufkommen nennenswerter Metazoenpopulationen limitiert, erscheint aber wenig plausibel, da Enteisenungs-/Entmanganungsfilter mikrobiologisch hoch aktive Systeme sind. Ein Biofilm, der als maßgebliche Nahrungsgrundlage der Mehrzeller dienen kann, sollte im Überangebot in den Filtern vorhanden sein.

Viel evidenter für die mangelnde Filterbesiedlung dürfte der ständige Verockerungsprozess sein, der in den Filtern abläuft. Aus der Beobachtung natürlicher Biotope des Benthals und hoporheischen Interstitials ist bekannt, dass die Verockerung solcher Standorte zu einer Verarmung der Fauna sowohl hinsichtlich des Artenspektrums als auch der Abundanz führt. Insofern ist die Verockerung einer der relevantesten Stressoren für die Suppression des Makrozoobenthos von Quellen und Fließgewässern dar. Die Eisenverbindungen wirken für viele Organismen unmittelbar giftig und behindern den Gasaustausch an den Atemmembranen der Invertebraten (BiA 2010). Der Vorgang der Verockerung wird auch auf die mit dem Rohwasser eingetragenen Metazoen in Enteisenungs-/Entmanganungsfiltern negative Folgen haben. Deshalb wird es in solchen Aufbereitungsfiltern zu keiner nennenswerten Besiedlung durch Metazoen kommen können, jedenfalls bis in die

Filtertiefen, in denen der Prozess der Enteisenung/Entmanganung zu massiven Verockerungen führt. Im Rahmen der Studie konnten Filterbeprobungen nur bis ca. 0,9 m Tiefe durchgeführt werden. Bis zu dieser Tiefe wurde eine überwiegend homogene Beladung der Filter mit Eisen du Mangan beobachtet (siehe Abb. 2), was typisch ist für die Raumwirkung von Einschichtfiltern bei der Enteisenung/Entmanganung. Ob in größeren Tiefen die Gehalte an Eisen und Mangan deutlich reduziert sind und damit eine Besiedlung durch Metazoen zulassen würden, kann derzeit nicht beantwortet werden. Weiterführende Untersuchungen sollten dahingehend durchgeführt werden.

Bisher zeigt die Studie auf, dass lediglich für die Großgruppe der Nematoden ein Überlebensmaß in den Aufbereitungsfiltern angenommen werden kann, das über eine bloße Retardierung von Organismen hinaus reicht. Legt man den mittleren Eintrag an Nematoden in Höhe von 0,191 Tieren/m³ (siehe Tabelle 1) zugrunde und geht von einem durchschnittlichen Filterdurchsatz von 50.000 m³ pro Betriebsintervall (Zeit von einer Filterrückspülung bis zur nächsten) aus, dann sollten im Filterkörper (≈ 60 m³) im Schnitt, rein rechnerisch, rd. 0,006 Nematoden/40 ml Filtersand nachgewiesen werden können. Nachweise von bis zu 6 Nematoden/40 ml Sand weisen deshalb auf eine deutliche Anreicherung von Nematoden in den Aufbereitungsfiltern hin. Ob diese allein durch die Rückhaltung der Nematoden erklärt werden oder ob darüber hinaus eine autochtone Vermehrung der Nematoden im Filtermaterial dafür verantwortlich gemacht werden kann, ist derzeit nicht geklärt und bedarf weiterer Untersuchungen.

Die Untersuchungen machen weiterhin deutlich, dass durch die Filter keine quantitative Eliminierung der mit dem Rohwasser eingetragenen Organismen erfolgt. Trotz sehr geringer und überwiegend nicht nachweisbarer Abundanzen im Filtermaterial, werden Metazoen aus den Filtern ausgetragen. Aufbereitungsfilter der Wasserversorgung sind deshalb, auch wenn sie wie im Falle der Enteisenungs-/Entmangnungsfilter eine lebensfeindliche Umwelt für die Mehrzahl der Metazoentaxa darstellen, keine zuverlässig Eintragsbarrieren, die das Vorkommen von Metazoen im nachgeordneten Trinkwasserverteilungssystem ausschließen können.

Zusammenfassung

Der Prozess der Verockerung in Enteisenungs-/Entmanganungsfiltern der Trinkwasserversorgung verhindert ihre nennenswerte Besiedlung durch Metazoen, die mit dem Rohwasser eingetragen werden. Offensichtlich gelingt es lediglich Nematoden dort autochtone Populationen zu etablieren, aber auch ihre Abundanzen bleiben auf niedrigem Niveau. Gleichwohl stellen auch Enteisenungs- und Entmanganungsfilter keine maßgeblich Barriere für den Eintrag von Metazoen ins Verteilungssystem von Wasserversorgern dar. Wasserbürtige Metazoen sind somit in Wasserversorgungsanlagen als natürlicher Bestandteil der Trinkwasserfauna zu erwarten. Obwohl bei Trinkwasserversorgungsanlagen, die nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik betrieben werden, keine hygienische Relevanz zu erwarten ist, ist aus ästhetischen Gründen betrieblich eine Minimierung anzustreben.

Literatur

Anderson, R.O.(1959): A modified flotation technique for sorting bottom fauna sample. Limnology and Oceanography 4, S. 223-225.

B.i.A. – Biologen im Arbeitsverbund (2010): Biologische Erfolgskontrollen durchgeführter Maßnahmen in Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der WRRL; LAWA Projekt-Nr. O 11.08; Brügge, 114 S.

DVGW (1997): Technische-Mitteilung W 271 - Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen. Ausg. 02. WVGW-Verlag Bonn, 144 S.

Husmann, S. (1961): Filtersandschichten in Grundwasseranreicherungsanlagen als künstliche Biotope aquatiler Subterranorganismen. Abh. Braunschw. Wiss. Ges. 13: 163-181.
Li, X.; Yang, Y.; Liu, L.; Zhang, J; Wang, Q. (2010): Invertebrate community characteristics in biologically active carbon filter. - Journal of Environmental Sciences 22, Nr. 5, S. 648 - 655.
Schönthal, M (1987): Die Bedeutung der Metazoenbesiedlung in den Sandschnellfiltern der Bodensee-Wasserversorgung, Sipplinger Berg, im Trinkwasseraufbereitungsbetrieb. Diplomarbeit Universität Konstanz, 180 S.
Schreiber, H.; Schoenen, D. (1998): Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen. gwf-Wasser/Abwasser 139, Nr. 1, S. 32 - 37.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Die Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna reflektieren den hydrologischen Austausch auf regionaler und lokaler Skala

Heide Stein[1], Sven Berkhoff [1], Andreas Fuchs[2] & Hans Jürgen Hahn[1]

1 Grundwasserökologie (Arbeitsgruppe Molekulare Ökologie), Universität Koblenz-Landau, Inst. für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829 Landau, steinheide@uni-landau.de, 2, Institut für Grundwasserökologie GBR, Im Niederfeld 15, 76829 Landau

Keywords: Grundwasser, Grundwasserfauna, räumliche Verbreitungsmuster, hydrologischer Austausch

Einleitung

Die Verbreitung von Invertebraten im Grundwasser ist von biogeografischen, regionalen und lokalen Bedingungen abhängig. Regional wird die Grundwasserfauna in der Regel vom Naturraum und dem Leitertyp geprägt. Lokal ist die Stärke des hydrologischen Austauschs mit der Oberfläche, von dem der Eintrag organischen Materials und Sauerstoff abhängt, für die Zusammensetzung der Grundwassergemeinschaften ausschlaggebend. Im Rahmen des vom Umweltbundesamt (UBA) und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) geförderten Vorhabens „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen in Deutschland“ wurden 2007 und 2009 im Alb-Donau-Kreis (B-W) insgesamt 40 Grundwassermessstellen untersucht. Das Untersuchungsgebiet umfasste zwei aneinandergrenzende Naturräume (*Lonetal-Flächenalb*, *Donauried*) sowie Karstleiter und alluviale Lockergesteinsleiter, die einem gemeinsamen hydrologischen System angehören. Ziel war die Untersuchung der Grundwasserfauna hinsichtlich regionaler und lokaler Verbreitungsmuster. Besonderes Interesse galt den Fragen, inwiefern die Zusammensetzung der Gemeinschaften den hydrologischen Austausch reflektiert und welche Faktoren prägend für die Fauna sind.

Material und Methoden

Im Alb-Donau-Kreis bei Langenau wurden insgesamt 40 Messstellen (140 Proben) im Frühjahr und Herbst 2007/2009 untersucht. Davon liegen 20 Messstellen im Karst und 20 in alluvialen Lockergesteinsleitern. Die Messstellentiefe variierte zwischen 6 – 80 m. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über zwei Naturräume: a) die von Karstgrundwasserleitern geprägte *Lonetal-Flächenalb* und b) das südlich angrenzende *Donauried*, welches oberflächennah von einem Lockergesteinsleiter geprägt ist. Das *Donauried* wird überwiegend von den Karstgrundwässern der Schwäbische Alb gespeist und bildet mit dieser ein gemeinsames hydrologisches System (Schneck 2006)

Die Entnahme der Fauna erfolgte mit der Netzsammler-Methode, (74 µm Maschenweite) vom Boden der Grundwassermessstellen (siehe Hahn 2006b). Die Faunaproben wurden in 4%igem Formaldehyd fixiert. Die taxonomische Artbestimmung nach morphologischen Merkmalen schloss Crustaceen, Anneliden und Gastropoden ein. Die identifizierten Arten wurden entsprechend ihrer

ökologischen Präferenzen in Stygobionte (obligatorische Grundwasserarten) und Nicht-Stygobionte (fakultative Grundwasserarten und grundwasserfremde Arten) klassifiziert.

Die statistischen Gemeinschaftsanalysen erfolgten mit nicht-parametrischen Verfahren (*non-metric multidimensional scaling / MDS, Clusteranalyse, Permutaional multivariate analysis of variance / PERMANOVA*) der Programme PRIMER v.6 und PERMANOVA+ (Clarke & Gorley 2006, Anderson et al. 2008). Alle Analysen basieren auf Bray-Curtis Ähnlichkeiten. Die PERMANOVA-Tests basieren auf 9999 Permutationen und das reduzierte Modell unterliegt Typ III der Quadratsummen (Anderson et al. 2008).

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt unterscheidet sich die Fauna der *Lonetal-Flächenalb* geringfügig von den Gemeinschaften des *Donaurieds* ($p>0,05$). Zwischen den Karst- und Lockergesteinsleitern wurden dagegen keine Besiedlungsunterschiede festgestellt ($p>0,05$). Für diese geringen bzw. fehlenden faunistischen Unterschiede sind die hohe Konnektivität der Leitertypen sowie die Zugehörigkeit aller Messstellen zu einem hydrologischen System ausschlaggebend.

Die gebietsunabhängige Betrachtung der Messstellen zeigt, dass im Untersuchungsgebiet sowohl lokale als auch regionale Einflüsse die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften prägen. Dabei wirken besonders lokale Faktoren, d.h. kleinräumige Strukturen, auf die Besiedlung im Grundwasser. Die Messstellen lassen sich anhand ihrer Besiedlungsmuster drei ökologischen Hauptgruppen zuordnen (Tab. 1), die sich faunistisch signifikant unterscheiden ($p=0,0001$, Paartests: $p<0,05$).

Zur **ersten Hauptgruppe** (leicht oberflächenbeeinflusste Standorte) gehören überwiegend Messstellen der *Lonetal-Flächenalb (1 a, c),* aber auch einige des *Donaurieds (1b).* Alle diese Messstellen weisen hohe Besiedlungsdichten und Taxazahlen auf und in manchen wurden auch nichtstygobionte Arten erfasst (Tab. 1). Diese faunistischen Befunde deuten auf einen ausgeprägten Oberflächeneinfluss hin, zum Beispiel den Eintrag an organischem Material. Aufgrund unterschiedlicher Artenspektren sind die Messstellen der ersten Hauptgruppe in drei Untergruppen gegliedert. Hier zeigt sich, dass die Tiefe sowie die Zugehörigkeit zum Naturraum bzw. zum Grundwasserleitertyp einen Einfluss auf die Besiedlungsstruktur haben (Tab.1). Die in der ersten Hauptgruppe festgestellten Unterschiede zwischen den Naturräumen dürften mit der wechselnden Sedimentstruktur, von Karst und schotterigen Lockergesteinen der *Lonetal-Flächenalb* hin zu feinkörnigeren Sedimenten des *Donaurieds,* zusammenhängen. So hängt die größere Oligochätenvielfalt im *Donauried* (*1b)* wahrscheinlich mit der größeren Anzahl von Lockergesteinsmessstellen zusammen, während im Grundwasser der karstigen *Lonetal-Flächenalb* eine höhere Niphargen-Diversität (Amphipoda) erfasst wurde (Tab. 1). Dahingegen sind die Messstellen der **zweiten Hauptgruppe** (abgeschirmte Standorte) von wenigen, ausschließlich stygobionten Arten und niedrigen Abundanzen geprägt. Im Gegensatz zur reich besiedelten ersten Hauptgruppe, scheinen diese faunistisch verarmten Standorte einem wesentlich geringeren Oberflächeneinfluss zu unterliegen. Ursachen dafür dürften abschirmende Deckschichten oder größere Messstellentiefen sein (Tab.1). Die Untergruppe *2a* umfasst flache Messstellen (<12m) im *Donauried*, die aufgrund undurchlässiger Deckschichten weitgehend von Oberflächeneinfluss abgeschirmt zu sein scheinen. Die Messstellen der *Untergruppe 2b, c* hingegen sind tiefe Karstmessstellen der *Lonetal-Flächenalb* bzw. des *Donaurieds.* Hier nimmt das Nahrungsangebot mit der Tiefe ab - die Messstellen sind folglich schlechter besiedelt. Die **dritte Hauptgruppe** (stark verockerte Standorte) umfasst insgesamt nur drei Messstellen, im Lockergestein der *Lonetal-Flächenalb*. Diese sehr flachen Messstellen (<12m) weisen reduzierende Verhältnisse auf und sind stark verockert, was auf den Einfluss von Sickerwasser

hinweist. Folglich sind diese Standorte kaum besiedelt und nur Oligochäten scheinen die hypoxischen Verhältnisse zu tolerieren (Tab. 1).

Tab. 1: Taxa-Standort-Matrix mit ökologisch klassifizierten Messstellengruppen, die anhand von Ähnlichkeiten in der Invertebratenbesiedlung gebildet wurden. LF=*Lonetal-Flächenalb*; DR=*Donauried.* A und B bezeichnen Messstellen gleicher naturräumlicher und ökologischer Zuordnung, die aber unterschiedliche Artspektren und Abundanzen aufweisen.

Ökologische Hauptgruppe	1 leicht oberflächenbeeinflusste Standorte			2 abgeschirmte Standorte			3 stark verockerte Standorte
Ökologische Untergruppe	**1a**	**1b**	**1c**	**2a**	**2b**	**2c**	**3**
Mst.-Zuordnung nach Naturraum & Ökologischer Präferenz der Arten	**LF Stygobionte / Stygohile**	**DR Stygobionte / Stygohile**	**LF Stygobionte A**	**DR Stygobionte A**	**LF Stygobionte B**	**DR Stygobionte B**	**LF Stygophile/ Stygoxene**
Grundwasserleitertyp	**Karst**	**Locker**	**Karst/Locker**	**Locker**	**Karst/Locker**	**Karst**	**Locker**
Anzahl Mst./Proben	**8//30**	**8//28**	**9//26**	**6//18**	**6//16**	**5//14**	**3//8**
Mst.-Tiefe (m)	**27,69**	**9,72**	**24,76**	**11,55**	**45,37**	**61,77**	**11,09**
Stygobionte							
Proasellus slavus	62	2	3	1	3	1	
Acanthocyclops rhenanus	29	62	15	58	9	11	
Diacyclops languidoides	41	56	23	5	3		
Acanthocyclops sensitivus	9	18	25		2		
Fabaeformiscandona bilobata	2	5	3		1		
Niphargus auerbachi	1		6	2			
Crangonyx subterraneus	18		27				
Niphargus fontanus	1		37	1			
Niphargus laisi	15	1	13				
Niphargopsis casparyi	3		3				
Acanthocyclops venustus	9		1		1		
Niphargus aquilex	3	3					
Niphargus kieferi	3	13		1	3	1	
Niphargus bajuvaricus	1						
Fabaeformiscandona wegelini	2						
Schellencandona insueta	1						
Schellencandona schellenbergi	13						
Bythinella c.f. spec.	6						
Bythiospeum c.f. spec	1						
Niphargellus nolli			1			1	
Niphargus puteanus			1				
Parastenocaris c.f. glacialis			1				
Parastenocaris spec.			1				
Fabaeformiscandona breuili		2	1				
Graeteriella unisetigera		1					
Echinocamptus pilosus		1					
Bathynella spec.					1		
Parabathynella c.f. ferdii					2		
Bogidiella albertimagni						1	
Nicht-Stygobionte							
Cryptocandona ophtalmica	1						
Acanthocyclops robustus	2						
Tropocyclops prasinus	3						
Diacyclops languidus	2	3					
Ancylus fluviatilis	1						
Cernovsvitoviella atrata	3						
Dorydrilus michaelseni	1	1					
Aelosoma quaternarium		5					
Marionina argentea		1					
Nais c.f. variabilis		4					
Haplotaxis gordioides		6					2
Diacyclops bisetosus		3					
Psammoryctides albicola							1
Rhyacodrilus spec.							1

Die nMDS-Analyse (Abb. 1) spiegelt die Muster der Taxa-Standort-Matrix (Tab. 1) hinsichtlich der Haupt- und Untergruppen deutlich wider (p=0,0001). Um relativ große Streuungen auf Niveau der Ein-

zelmessstellen zu reduzieren, wurden für diese Analyse die Faunadaten jeder Untergruppe über ihre Mittelwerte zusammengefasst. Faunistisch stehen die besiedlungsfeindlichen, stark verockerten Standorte (Hauptgruppe 3) der ersten und zweiten Hauptgruppe gegenüber

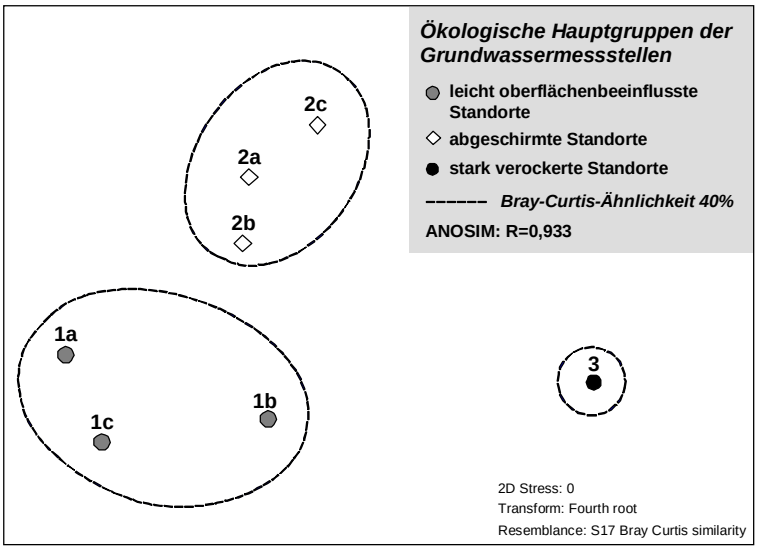


Abb. 1: nMDS-Analyse faunistischer Daten, die zwischen 2007 und 2009 bei Grundwasseruntersuchungen im Alb-Donau-Kreis erhoben wurden. Die Daten der Einzelmessstellen wurden *a priori* nach Zugehörigkeit zur jeweiligen Untergruppe über ihre Mittelwerte zusammengefasst.

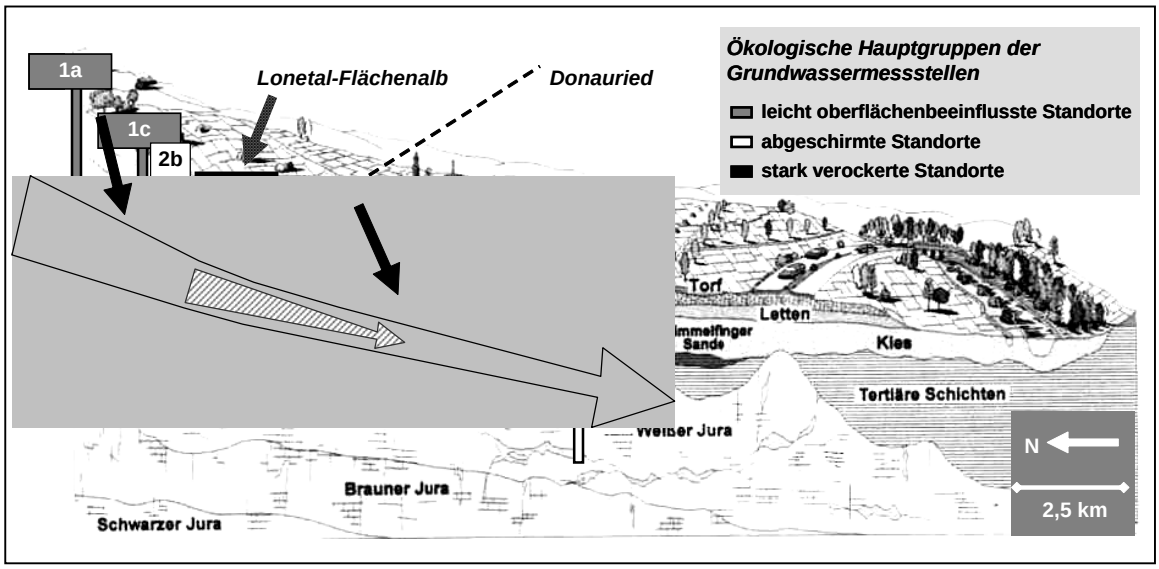


Abb. 2: Geologischer Schnitt durch das Untersuchungsgebiet (nach LW-Baden-Württemberg 2003). Schematisch dargestellt sind ökologische Messstellengruppen, die anhand faunistischer Ähnlichkeiten klassifiziert wurden. Die Gruppen sind zu drei Hauptgruppen zusammengefasst (siehe Legende). Die kleinen Pfeile stellen den lokalen Einfluss von Oberflächen- (schwarz) bzw. Sickerwasser (punktiert) auf das Grundwasser dar. Großer, grauer Pfeil: Fließrichtung des Grundwassers an, Schraffierter Pfeil: abnehmender Gradient des organischen Materials im Grundwasser mit zunehmender Verweilzeit. 1a) *Lonetal-Flächenalb:* Stygobionte/Stygophile, 1b) *Donauried:* Stygobionte/Stygophile, 1c) *Lonetal-Flächenalb:* Stygobionte, 2a) *Donauried:* Stygobionte A, 2b) *Lonetal-Flächenalb*: Stygobionte B, 2c) *Donauried:* Stygobionte B

Die Ergebnisse lassen sich anhand des Schemas vom geologischen Schnitt des Untersuchungsgebietes auf die Landschaft (regionale Ebene) übertragen (Abb. 2). Das Grundwasser wird in den Höhenlagen der *Schwäbischen Alb* gebildet und fließt in südöstliche Richtung in das *Donauried* (Schneck 2006). Mit zunehmender Verweilzeit des Grundwassers wird organisches Material abgebaut, so dass ein Gradient entsteht, der auch mit zunehmender Tiefe abnimmt. Dieser Gradient ist im Groben als naturräumlicher Effekt nachzuvollziehen. Er wird dadurch verstärkt, dass im Bereich der *Lonetal-Flächenalb* offen liegender Karst steht, der relativ stark dem Oberflächeneintrag ausgesetzt

ist, während im *Donauried* oberflächennahe Lockergesteinsleiter liegen, die zum Teil durch lehmige Deckschichten gegenüber Oberflächeneinflüssen abgeschirmt sind (Kolokotronis et al. 2002). Diese Verhältnisse reflektiert auch die Fauna, der in der *Lonetal-Flächenalb* ein größeres Angebot organischen Materials zur Verfügung steht, das höhere Abundanzen und Artenzahlen erlaubt. Durch bessere Nahrungsbedingungen und den Kontakt zur Oberfläche können hier auch nicht-stygobionte Arten ins Grundwasser eindringen, die an abgeschirmten Standorten im *Donauried* gänzlich fehlen, weil Oberflächenarten entweder gar nicht ins Grundwasser gelangen oder können sich dort nicht dauerhaft durchsetzen können. Zusätzlich zu den landschaftlichen Effekten treten standörtliche Effekte auf, die die naturräumlichen Muster überlagern. Deutlich werden diese Effekte bei den oberflächennahen Messstellen des *Donaurieds*, die verhältnismäßig gut besiedelt sind und Oberflächenarten aufweisen. Diese Messstellen liegen demnach vermutlich in Bereichen, in denen die Deckschichten unterbrochen sind.

Die vorgefundenen abiotischen Verhältnisse sind weniger ausgeprägt als bei der Fauna. Nur die dritte Hauptgruppe unterscheidet sich durch reduzierende Bedingungen deutlich von den restlichen Messstellen. Einhergehend mit den faunistischen Befunden, sind in Hauptgruppe 1 die Menge des organischen Materials sowie der Grundwasserfaunaindex (Maß für die Stärke des hydrologischen Austausches) geringfügig höher gegenüber der zweiten Hauptgruppe.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im Rahmen eines vom Umweltbundesamt initiierten Projektes wurden 2007 und 2009 grundwasserfaunistische Untersuchungen im Alb-Donau-Kreis (B-W) durchgeführt. Ein faunistischer Vergleich der zwei untersuchten Naturräume (*Lonetal-Flächenalb, Donauried*) ergab nur geringe Unterschiede, während keine Besiedlungsunterschiede zwischen Karst- und Lockergesteinsleitern erfasst wurden. Diese Befunde sind auf die ausgeprägte Konnektivität des Karstes sowie der damit verbundenen, ausgeprägten hydrologischen Dynamik zurückzuführen. Die gebietsunabhängige Betrachtung aller Messstellen ergab, dass sich landschaftliche und standörtliche Effekte überlagern und die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften sowohl von regionalen als auch lokalen Einflüssen geprägt wird. Diese Effekte spiegeln sich in den Anteilen der Stygobionten und Nicht-Stygobionten sowie des Artspektrums wider. Weiterhin zeigen die Ergebnisse, dass lokale Effekte hauptsächlich der Stärke des Oberflächenaustauschs unterliegen und teilweise die landschaftlichen Effekte überprägen können. Diese ausgeprägten Überlagerungen sind vor allem darauf zurückzuführen, dass alle Messstellen einem gemeinsamen hydrologischen System mit ausgeprägter Dynamik angehören.

Danksagung

Diese Arbeit ist Teil des UBA-Projektes „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen in Deutschland“. Wir danken dem UBA und der LAWA für die Projektförderung. Besonderer Dank gilt Frau Simone Richter (UBA), dem Begleitkreis des UBA-Projektes, der LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), der LW-Langenau (Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau) sowie dem LfU (Bayrisches Landesamt für Umwelt für die vielfältige Unterstützung während der Projektdurchführung.

Literatur

Anderson M.J., Gorley R.N. & Clarke K.R. (2008): PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.

Clarke K. R. & Gorley R. N. (2006): PRIMER v6: User Manual / Tutorial. Plymouth

Hahn H.J. (2006b): The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. Limnologica, 36, 119-137.

Kolokotronis V., Plum H., Prestel R. & Scholz W. (2002): Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg: Ostalb – Erläuterungen. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg, Freiburg i. Br., Landesanstalt für Umweltschutz Beden-Württemberg, Karlsruhe.

Meynen E., Schmithüsen J., Gellert J., Neef E., Müller-Miny H. & Schultze H.J. (1962) Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Remagen: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde.

Schneck A. (2006): Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes. Dissertation. Eigenverlag des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart.

STOFFHAUSHALT VON GEWÄSSERN

BÖLLMANN, J., M. MARTIENSSEN & B. NIXDORF: Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten

NIXDORF, B., K. BECKER, B. GRÜNEBERG, J. BÖLLMANN & M. MARTIENSSEN: Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen

BRAND, A., J. R. LACY, ST. GLADDING, R. HOLLEMAN & M. T. STACEY: Investigating sediment dynamics using ADV, vertical transport modeling and LISST

KLEEBERG, A.: In situ Messungen der Resuspension – Möglichkeiten und Grenzen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten

Jörg Böllmann[1], Marion Martienssen[1] & Brigitte Nixdorf[2]

[1] Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften, Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung, boellman@tu-cottbus.de, [2] BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Bad Saarow

Keywords: Freiwasser, Sediment, Nitrifikanten, Denitrifikanten, Anammox

Einleitung

Stickstoff ist als Makroelement neben Phosphor von besonderer Bedeutung für die Biozönose von Gewässern, aber auch für deren Eutrophierung. Ein Teilprojekt des derzeitig laufenden Projektes „Nitrolimit“ beabsichtigt, die vielfältigen Stickstoffumsätze in verschiedenen Gewässern mit Hilfe von Laboruntersuchungen und Modellrechnungen zu charakterisieren und mit tatsächlich gemessenen Stickstoffkonzentrationen in verschiedenen Modellgewässern zu korrelieren. Für den Modellierungsansatz ist es u.a. notwendig, die Konzentrationen der entsprechenden Bakterien in ausgewählten Umweltproben zu bestimmen. Im Folgenden werden die Jahresgänge von verschiedenen Stickstoffspezies sowie die Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten für zwei typische Gewässer des norddeutschen Tieflandes sowie erste Ergebnisse der Untersuchung des Anammox-Prozesses vorgestellt.

Material und Methoden

Untersucht wurden im Jahr 2011 der dimiktische mesotrophe Scharmützelsee und das eutrophe Flusssystem Untere Havel mit zwei bzw. drei Pelagialstandorten und jeweils zwei Sedimentstandorten (schlammiges Material, Trockenmasse von 5-10%). Die Zellzahlen wurde durch die kultivierungsbasierte MPN (most propable number)- Methode in Anlehnung an z.B. McFarlane und Herbert (1984) ermittelt. Zur Untersuchung der Denitrifikanten bzw. Nitratreduzierer wurden luftdicht verschließbare Reagenzröhrchen mit einer Standardnährboullion (NB II, SiFin, angereichert mit 1,5 g/l KNO_3) und einem Durham-Röhrchen als Gasfalle 10 Tage bei Raumtemperatur und 37°C inkubiert. Getestet wurde auf Gasbildung, Nitrit und Nitrat. Die Nitrifikanten wurden in Mineralmedium (850 mg $(NH_4)_2SO_4$) aerob 4 Wochen bei Raumtemperatur und Dunkelheit inkubiert. Nitrifikanten wurden durch Nitratbildung angezeigt, Ammoniumoxidierer durch Nitritbildung ohne Nitratbildung. Die Anammoxaktivität wurde durch die Isotopenpaarungstechnik, die Bildung von $^{29}N_2$ mittels GC-MS untersucht (z.B. Van de Graaf 1995). Dafür wurden 10 ml Wasserprobe bzw 1:100 verdünnte Sedimentprobe in luftdicht verschlossene GC-Vails gegeben, mit $K^{15}NO_2$ bzw. $K^{15}NO_2$ und $(^{14}NH_4)_2SO_4$ versetzt (Endkonzentration 0,1 mg/l), mit Argon-CO_2 begast, um anoxische Verhältnisse zu erzeugen und nach ca. 4; 8 und 11 Tagen mittels GC-MS beprobt.

Ergebnisse

Die Abbildungen 1a und b zeigen die Jahresgänge (Mittelwerte von 2005-2010) von Stickstoffkomponenten des Pelagials von Havel und Scharmützelsee sowie die gemittelten Zellzahlen von Denitrifikanten und Nitratreduzierern. Man erkennt eine deutliche Abnahme des Nitrates im Frühjahr in beiden Gewässern und einen Anstieg im Herbst. Ammonium ist in der Havel mit ca. 100 µg/l im Sommer und 250 µg/l im Frühjahr und Herbst auf geringem Niveau. Im Scharmützelsee erreichen die Ammoniumkonzentrationen meist nur minimale Werte von ca. 50 µg/l, Ausnahme bildet hier ein Peak im Herbst mit 400 µg/l. Die Ergebnisse der Zellzahlen sind in Abb. 2 zusammengefasst. Nitratreduzierenden Bakterien beinhalten etwa zwischen 10 und 40% Denitrifikanten. Das Havelsediment enthält im Vergleich zum Sediment des Scharmützelsees deutlich mehr Bakterien ($1x10^7$ und $3x10^5$ / ml Nitratreduzierer, $5x10^6$ und $5x10^4$ Denitrifikanten). Das Pelagial beider Gewässer unterschiedet sich bezüglich der Zellzahlen nur geringfügig ($2x10^3$ und $6x10^2$ /ml Nitratreduzierer, $5x10^2$ und $2x10^2$ /ml Denitrifikanten). Die Abbildungen Abb. 3a-d zeigen die Ergebnisse beider Gewässer im Detail. Die Werte des Havelfreiwassers lassen eine geringe Saisonalität mit geringeren Werten in Frühjahr und Herbst vermuten (Abb. 3a). Die Unterschiede zwischen den Standorten sind meist gering, Standort 1 scheint aber erhöhte Zellzahlen aufzuweisen. Beim Havelsediment gibt es ebenfalls Unterschiede sowohl zwischen den Standorten, als auch zwischen den Schichten eines Standortes (Abb. 3b). Die Zellzahlen zeigen ein Maximum im Sommer und spätem Herbst. Im Pelagial des Scharmützelsees erreichen die Zellzahlen im Sommer ein Maximum (Abb. 3c). Allgemein sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Schichten gering. Die Unterschiede zwischen den Standorten betragen teilweise bis zu einer Zehnerpotenz. Die Zellzahlen zwischen den Sedimentstandorten des Scharmützelsees unterschieden sich kaum, zwischen den Schichten weichen sie jedoch deutlich voneinander ab (Abb. 3d). Eine Saisonalität kann anhand der bislang vorliegenden Ergebnisse nicht festgestellt werden.

Im Vergleich zu den Denitrifikanten und Nitratreduzierern war die Anzahl von Nitrifikanten und Ammoniumoxidierern in allen Proben um mehrere Zehnerpotenzen geringer. Im Pelagial beider Gewässer wurden durchgängig weniger als 10 Zellen je ml dieser Bakteriengruppe gefunden. Im Sediment der Havel konnten 10^2 bis 10^4/ml Ammonium oxidierende Bakterien nachgewiesen werden, der Anteil von Nitrifikanten betrug etwa 10%. Die Sedimentproben des Scharmützelsees enthielten weniger als 40 Ammoniumoxidierer je ml, 10% davon Nitrifikanten. Ausnahme bildet hier das Ergebnis im Frühjahr mit 140 Ammoniumoxidierern.

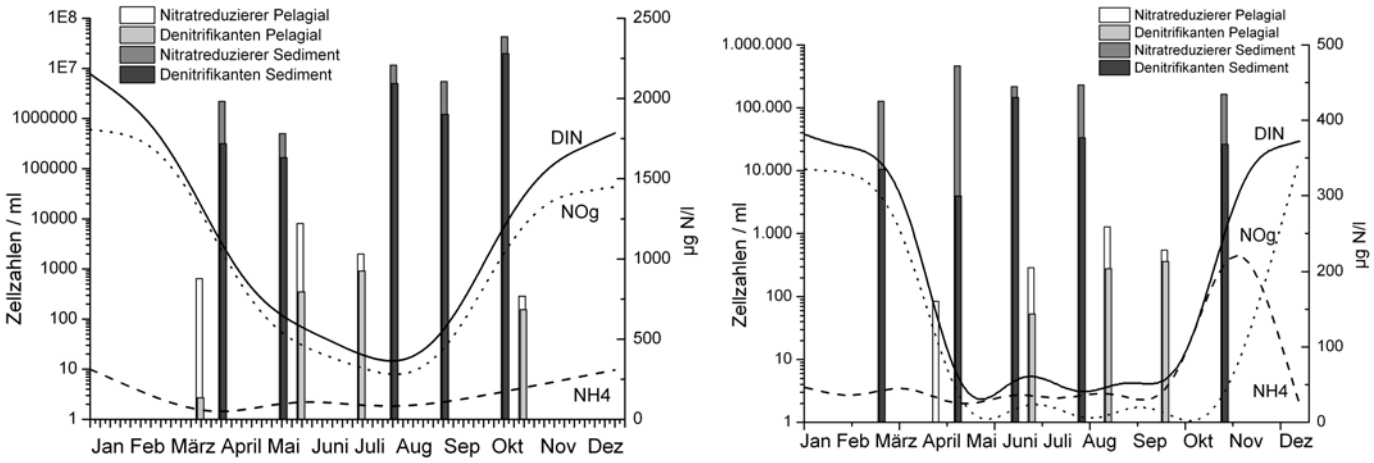


Abb. 1 Gemittelter Jahresverlauf von gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN), Ammonium (NH_4) und Nitrit-Nitrat (NOg) sowie die Zellzahlen von Nitrifikanten und Nitratreduzierern gemittelt aus al-

len Proben einer Probenahme für Sediment und Pelagial der Unteren Havel (links) und des Scharmützelsee (rechts)

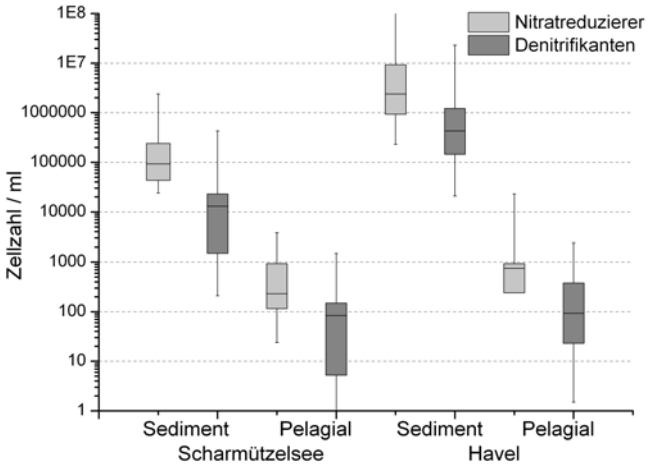


Abb. 2 Zellzahlen von Nitratreduzierern (Hellgrau) und Denitrifikanten (Dunkelgrau) im Sediment (0-3 cm Tiefe) und Pelagial (Mischproben bzw. Epilimnion und Hypolimnion) der Unteren Havel und des Scharmützelsees

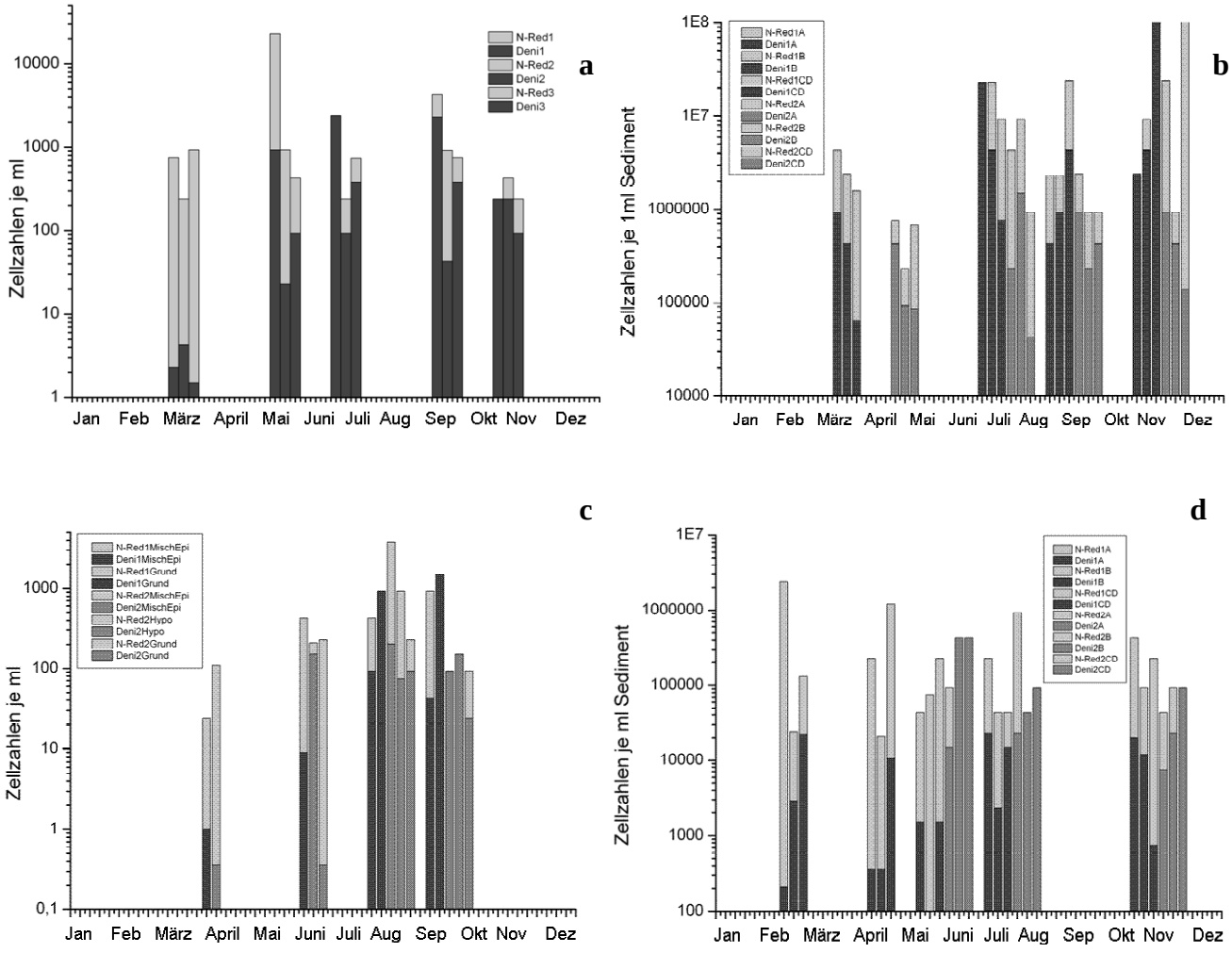


Abb. 3 Zellzahlen von Nitratreduzierern und Nitrifikanten 2011 in Mischproben des Havel Pelagial (a), Havel Sediment (b) an zwei Standorten (dunkelgrau und grau), 0-0,5 cm (A), 0,5-1 cm (B), 1-3 cm (CD), im Pelagial des Scharmützelsee (c) an zwei Standorten (dunkelgrau und grau) als Mischprobe oder unterteilt nach Epi- und Hypolimnion bzw. über Grund und im Sedi-

ment des Scharmützelsee (d) an zwei Standorten (dunkelgrau und grau), 0-0,5 cm (A), 0,5-1 cm (B), 1-3 cm (CD)

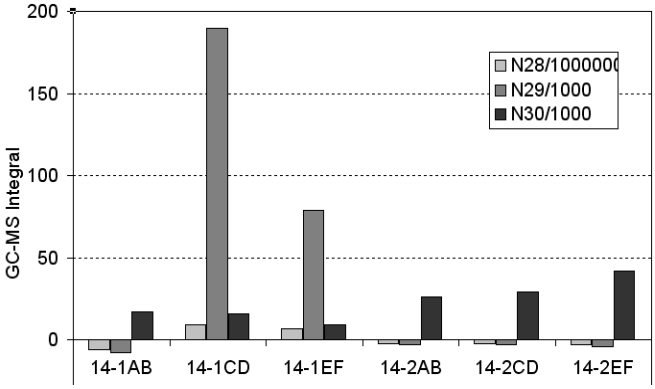


Abb. 4: Ergebnisse der Isotopenanalyse einer Havelsedimentprobe vom August 2011

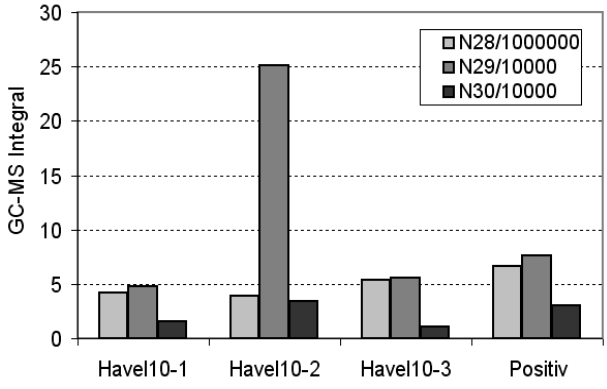


Abb. 5: Ergebnisse der Isotopenanalyse einer Havel-Pelagialprobe vom August 2011

In den Abbildungen 4 und Abb. 5 sind beispielhaft die Ergebnisse der Isotopenanalyse dargestellt, die eine Anammoxaktivität sowohl im Sediment als auch im Pelagial nachweisen. Insgesamt lassen die Ergebnisse bisher kaum Aussagen über die zeitliche und räumliche Verteilung dieser Bakterien zu. Auch im Sediment und dem Pelagial des Scharmützelsees gibt es Hinweise auf eine Anammox-Aktivität (Daten nicht gezeigt), die Ergebnisse sind aber im Vergleich zur Havel weniger deutlich.

Diskussion

Die deutlich höheren Zellzahlen sowohl von Nitratreduzierern als auch Ammoniumoxidierern im Sediment der Havel im Vergleich zum Scharmützelsee lassen sich durch insgesamt bessere Wachstumsbedingungen erklären. Aufgrund von geringerer Wassertiefe, stärkerer Strömung und der dadurch kaum vorhandenen Schichtung in der Havel liegen hier die Wassertemperaturen höher als im Hypolimnion des Scharmützelsees. Die Sauerstoffversorgung für die Nitrifikation ist ebenfalls besser als im Scharmützelsee. Auch die Denitrifikation profitiert wahrscheinlich von den höheren Nitratkonzentrationen in der Havel. Die ähnlichen Zellzahlen im Pelagial in beiden Gewässern sind überraschend, da man in der nährstoffreicheren Havel auch mehr Zellen vermutet hätte. Lediglich im Sommermaximum sind die Zellzahlen in der Havel deutlich höher als im Scharmützelsee. Insgesamt liegen die Zellzahlen in ähnlichen Größenordnungen anderer Studien, wobei nur sehr wenige Ergebnisse aus Binnengewässern vorliegen. Ein Großteil der Literatur bezieht sich auf Ästuare und küstennahe Gewässer. Im Pelagial des Plußsee wurden 0-50 Denitrifikanten und 10-2000 Nitratreduzierer je ml gefunden (Tan und Overbeck 1973). Auch für das Sediment liegen vergleichbare Zellzahlen anderer Studien vor, allerdings ebenfalls kaum aus Binnengewässern. Hauck et al. (2001) wiesen im Bodensee durchschnittlich 10^8 Denitrifikanten je ml Sediment nach.

Vergleicht man die Jahresgänge der Stickstoffkomponenten mit den Zellzahlen, lässt sich vermuten, dass im Frühjahr in beiden Gewässern ein gewisser Anteil des Nitrates und damit des gelösten anorganischen Stickstoffes durch Denitrifikation verloren geht. Ein wahrscheinlich größerer Teil wird durch das Algenwachstum in Biomasse gebunden. Für einen Vergleich beider Anteile müssen weitere Untersuchungen und Modellrechnungen durchgeführt werden. Erste Ergebnisse lassen jedoch eine sehr schnelle Limitation der Denitrifikation durch eine zu geringe Konzentration verfügbaren Kohlenstoffs vermuten (k_m zwischen 60-70 mg/l DOC), so dass dieser Prozess trotz hoher Zellzahlen wahrscheinlich nur sehr geringe Umsatzraten hervorbringt. Im Herbst kommt es im Scharmützelsee durch die einsetzende Vollzirkulation zum Anstieg der Ammoniumkonzentration.

Die anschließende Abnahme der Ammoniumkonzentration bei gleichzeitiger Nitratzunahme lässt sich durch Nitrifikationsumsätze erklären. Allerdings müssen hier Modellrechnungen zeigen, ob dies durch die relativ geringe Anzahl von Nitrifikanten katalysiert werden kann. In der Havel steigt im Herbst lediglich das Nitrat deutlich an. Dies lässt sich durch die Ammoniumfreisetzung aus dem Sediment mit unmittelbarerer Nitrifikation durch die recht hohe Zellzahl an Nitrifikanten an der Sedimentoberfläche erklären. Auch hier sind jedoch weitere Untersuchungen notwendig. Es wird aber deutlich, dass das Sediment für die Stickstoffumsätze in der Havel von großer Bedeutung ist.

Für eine Bilanzierung des Anammox-Prozesses sind weitere Untersuchungen, wie z.B. die Bestimmung der Zellzahl durch PCR oder FISH-Methoden notwendig. Dafür wurden Sedimentproben und durch Zentrifugation aufkonzentrierte Wasserproben eingefroren. Die bisherigen Ergebnisse zeigen ein Vorhandensein der entsprechenden Bakterien im Sediment und Pelagial und lassen einen Anteil an der N_2-Bildung vermuten, der teilweise über dem der Denitrifikation liegt. Aus der Literatur sind keine Zellzahlen aus Gewässerproben bekannt. Eine zunehmende Zahl von Studien belegt jedoch die Bedeutung dieses Prozesses, wobei für Binnengewässer diesbezüglich ebenfalls nur wenige Kenntnisse vorliegen. Hamersley et al. (2009) z.B. berichten von einer hohen Anammox-Aktivität an der Chemocline des meromiktischen Rassnitzer Sees.

Es lässt sich zusammenfassen, dass die Denitrifikation trotz hoher Zellzahlen im Pelagial beider Gewässer durch andere Parameter, vor allem durch den verfügbaren Kohlenstoff limitiert wird. Die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat erfolgt im Scharmützelsee wahrscheinlich trotz geringer Nitrifikantenanzahl mit hohen Raten. Hier sind weitere Untersuchungen notwendig. In der Havel kommt vor allem dem Sediment mit seinen hohen Zellzahlen eine besondere Bedeutung für die Stickstoffumsätze zu. Für eine genaue Abschätzung des Anammox-Prozesses sind ebenfalls weitere Studien notwendig, das Vorhandensein der Bakterien in den untersuchten Gewässern ist jedoch sehr wahrscheinlich. Im Rahmen des Nitrolimit-Projektes werden im Jahr 2012 Untersuchungen vertieft bzw. weitergeführt, um letztlich die Stickstoffumsätze in Binnengewässern besser bilanzieren zu können.

Danksagung

Wir möchten uns bei den Förderern des Projektes, insbesondere dem BMBF (FONA, Förderkennzeichen: 033L041 A-G) und den Kooperationspartnern (Berliner Senat) bedanken. Für die Probenahmen, Koordinierung und Aufbereitungen gilt unser Dank den Herren Björn Grüneberg, Ingo Henschke, Thomas Wolburg, Erwin Banscher, Herrn Brand sowie dem Laborpersonal Frau Pech, Frau Krahl und Frau Herrmann.

Literatur

Hamersley, M.R. Woebkena, D., Boehrer, B., Schultze, M., Lavika, G., Kuypers, M.M.M. (2009): Water column anammox and denitrification in a temperate permanently stratified lake (Lake Rassnitzer, Germany). Systematic and Applied Microbiology 32: 571–582.

Hauck, S., Benz, M., Brune, A., Schink, B. (2001): Ferrous iron oxidation by denitrifying bacteria in profundal sediments of a deep lake (Lake Constance). FEMS Microbiology Ecology 37: 127-134.

McFarlane, G.T., Herbert, R.A. (1984): Dissimilatory Nitrate Reduction and Nitrification in Estuarine Sediments. Journal of General Microbiology 130: 2301-2308.

Tan, T.L., Overbeck, J. (1973): Ökologische Untersuchungen über nitratreduzierende Bakterien im Wasser des Plußsees (Schleswig-Holstein). Zeitschrift für Allg. Mikrobiologie 13(1): 71-82.

van de Graaf, A.A., Mulder, A., de Bruijn, P., Jetten, M.S.M., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. (1995). Anaerobic Oxidation of Ammonium Is a Biologically Mediated Process. Appl Env Microbiol 61(4):1246-1251.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen

Brigitte Nixdorf[1], Katja Becker[1], Björn Grüneberg[1], Jörg Böllmann[2] & Marion Martienssen[2]

[1] Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften, Lehrstuhl Gewässerschutz, Bad Saarow, [2], BTU Cottbus Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung, nixdorf@tu-cottbus.de

Keywords: Nitrifikation, Denitrifikation, Anammox, N-Fixierung, atmosphärische Deposition

Einleitung

Ein Schwerpunkt des BMBF-Forschungsverbundes NITROLIMIT (http://www.nitrolimit.de/) ist auf die Quantifizierung der vielfältigen Stickstoffeinträge und -umsätze in verschiedenen Gewässern ausgerichtet. Mit Hilfe von Labor- und Felduntersuchungen sowie Modellrechnungen sollen Potentiale und in-situ-Umsätze ermittelt werden. Zahlreiche Beispiele aus der internationalen Sanierungspraxis zeigen, dass die alleinige Reduktion von Phosphor, besonders in flachen Seen und großen Flüssen, nicht zielführend war (Schelske 2009). Als Hauptursachen für die Zielverfehlung werden die N_2-Fixierung durch Cyanobakterien (Dowing et al. 2001; Huisman et al. 2005), die Vernachlässigung der P-Remobilisierung aus den Sedimenten (Reddy et al. 1999; Petzoldt & Uhlmann 2006) und die bistabilen Zustände in Flachseen angesehen, die stark von biotischen Interaktionen (z.B. Grazing) geprägt sind (Smith et al. 2006). Bislang ist nicht geklärt, in welchem Ausmaß reduzierte N-Einträge in die Gewässer durch ggf. saisonal unterschiedliche Raten der die biologische Fixierung von molekularem Stickstoff, Rücklösung von Ammonium aus den Sedimenten, atmosphärische N-Deposition oder durch veränderte N-Umsatzraten kompensiert werden. Die Verringerung der Nährstoffeinträge aus einzelnen Quellen führt sowohl zu einer Verminderung der Gesamtfracht als auch zu einer relativen Verschiebung der Anteile verschiedener Eintragspfade. Daher sollen die genannten Prozesse in ihrer Bedeutung für verschiedenen Gewässertypen quantifiziert werden.

Material und Methoden

Konzentrationsverläufe in den Modellgewässern und kalkulierte Umsätze

Als Modellgewässer wurden der mesotrophe Scharmützelsee, die eutrophen Gewässer Langer See, Müggelsee und Unterhavel sowie als großer Strom die Elbe ausgewählt. Zu diesen Gewässern liegen langjährige Reihen der N-Konzentrationen vor. Die Jahresgänge der wesentlichen pelagischen N-Fraktionen von Ammonium, Nitrit und Nitrat (DIN), sowie von Chlorophyll a - N (Abb. 1) wurden aus Messungen der vergangenen 5 Jahre (2005-2010) Jahre gemittelt. Für die Kalkulation des Chl a – N wurde ein C:Chl a - Verhältnis von 50 und die Redfield-Relation zwischen C und N

von 7 (Masse) benutzt. Zur Kalkulation der Umsätze wurden tägliche Änderungsraten der einzelnen N-Komponenten berechnet.

Potentiale von Nitrifikation und Denitrifikation

Für die Bestimmung der tatsächlichen Stoffumsätze durch mikrobielle Reaktionen wurde ein mehrparametriger Ansatz nach Michaelis-Menten gewählt. Dazu wurden zunächst an zwei Modellgewässern (Scharmützelsee und Untere Havel) zeit- und räumlich aufgelöst die Zellzahlen der einzelnen Spezialisten für die Nitrifikation und Denitrifikation (s. Böllmann et al., dieser Band), sowie die zugehörigen Potentiale (Umsätze unter optimalen Bedingungen im Labor - v_{max}) des Stickstoffumsatzes ermittelt. Zusätzlich wurden die Parameter für die Einflüsse von Substraten (k_m-Werte für Ammonium, Nitrat, Nitrit, Sauerstoff und C_{org}. als DOC) sowie potentieller Inhibitoren (k_i für Sauerstoff in der Denitrifikation) bestimmt und für die Modellierung (Software Origin) zur Abschätzung der tatsächlich im Gewässer stattfindenden Umsätze benutzt. 2011 wurden der Scharmützelsee mit zwei Standorten und das eutrophe Flusssystem Untere Havel westlich von Berlin mit drei Pelagialstandorten und zwei Sedimentstandorten zur Potentialermittlung herangezogen.

Anammox

Die Anammoxaktivität wurde durch die Isotopenpaarungstechnik, die Bildung von $^{29}N_2$ mittels GC-MS untersucht (z.B. Van de Graaf 1995). Dafür wurden 10 ml Wasserprobe bzw 1:100 verdünnte Sedimentproben in mit luftdichten Septen versehene GC-Vials gegeben und mit $K^{15}NO_3$ bzw. $K^{15}NO_2$ und $(^{14}NH_4)_2SO_4$ (Endkonzentration jeweils 0,1 mg l^{-1}) versetzt. Die Vials wurden mit einem Argon-CO_2-Gemisch 2 Minuten begast, um anoxische Verhältnisse zu erzeugen. Die Gehalte von $^{29}N_2$ und $^{30}N_2$ in den Vials wurden nach ca. 4; 8 und 11 Tagen mittels GC-MS bestimmt.

N_2-Fixierung

Die biologische Fixierung atmosphärischen Stickstoffs wurde anhand der Acetylen-Reduktionsmethode (Capone 1993, Stewart et al. 1968, Hardy et al. 1968) ermittelt. Dazu wurden 7 ml einer epilimnischen Mischprobe des jeweiligen Modellgewässers in Glasvials mit 1,4 ml Acetylen versetzt. Anstelle des molekularen Stickstoffs setzt das für den Fixierungsprozess verantwortliche Enzym Nitrogenase das zur Verfügung gestellte Substrat Acetylen ausschließlich zu Ethylen um. Die Konzentration des gebildeten Endproduktes Ethylen wurde im Anschluss an eine Inkubationszeit von 24 Stunden gaschromatographisch bestimmt. Die Stickstofffixierungsraten ergeben sich schließlich unter Berücksichtigung eines Umrechnungsfaktors von 0,25 (Stal, 2000).

Atmosphärische N-Deposition

Die Gesamtdeposition von Nährstoffen (gelöst anorganisch und gesamt P und N) wurde am Scharmützelsee in Brandenburg mittels Bulk-Sammler bei 14tägigem Beprobungsintervall bestimmt. Seit Oktober 2009 waren an Nord- und Südwestufer jeweils ein Sammler mit Trichterdurchmesser 112 mm installiert. Seit Mai 2011 sind durch weitere sechs Sammler mit Trichterdurchmesser 200 mm Doppelbestimmungen an den bestehenden und weiteren zwei Standorten in 15 bzw. 24 m vom Ostufer entfernt im See möglich (Eifler, 2011).

Ergebnisse und Diskussion

Konzentrationsverläufe in den Modellgewässern und kalkulierte Umsätze

Der saisonale Verlauf der Konzentrationen der wichtigsten N-Fraktionen für die einzelnen Modellgewässer ist in Abb. 1 dargestellt. Die höchsten TN-Konzentrationen weisen die Gewässer mit der

höchsten Trophie, die untere Havel und der Lange See, auf. Allen Verläufen ist eine Abnahme der DIN – Konzentrationen bis zum Sommer bzw. bis zum Herbst auf Werte z.T. unter der Nachweisgrenze gemeinsam. Die Untere Havel ist davon ausgenommen mit sommerlichen DIN – Konzentrationen um 500 µg l^{-1}, die mit mehr als 70% vom Nitrat bestimmt werden Im Langen See war die höchste N - Inkorporation in Phytoplanktonbiomasse zu verzeichnen. Im Herbst steigen die DIN – Konzentrationen wieder an, was nicht in jedem Fall mit einer TN-Zunahme verbunden ist.

Die kalkulierten Umsatzraten für die einzelnen Stickstoffspezies (DIN, Chl a –N und „Rest"-N) aus diesen saisonalen Konzentrationsverläufen liegen in Bereichen zwischen - 20 und + 20 µg l^{-1} d^{-1}. Eine Zuordnung zu einzelnen Prozessen ist hier nur bedingt möglich.

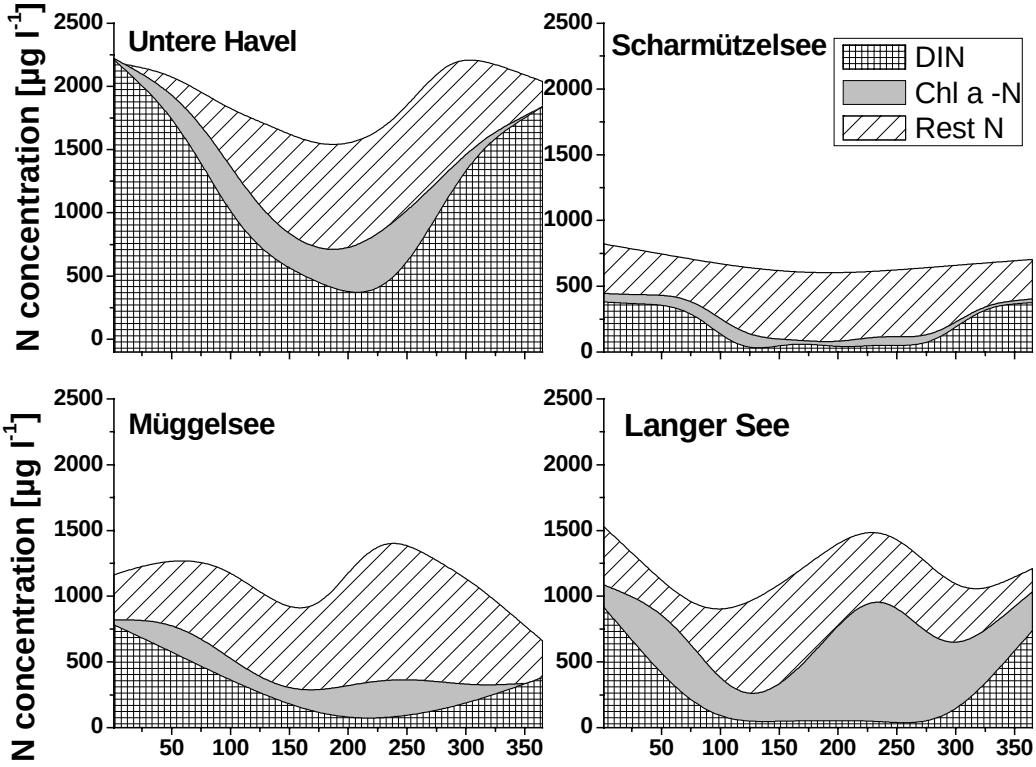


Abb. 1: Konzentrationsverläufe von DIN, Chl a – N und dem „Rest"-N (= Detritus – N und DON) in den Untersuchungsgewässern gemittelt aus Messwerten zwischen 2005 und 2010. Die Hüllkurve ist identisch mit der TN – Konzentration (Zahlen x-Achse – Tage im Jahr).

Potentiale von Nitrifikation und Denitrifikation

Erste Ergebnisse zu Ermittlung reaktionskinetischer Parameter (V_{max}, K_m) und der modellmäßigen Parametrisierung sind im Folgenden beispielhaft für die Denitrifikationsgeschwindigkeit für den Scharmützelsee in Abhängigkeit von der Nitrat - N – und der DOC- Konzentration (Abb. 2) dargestellt. Die ermittelten K_m-Werte betragen 1,51 - 2,95 mg l^{-1} für Nitrat (zur Berechnung verwendet 2,26 mg l^{-1}) und 60 - 70 mg l^{-1} DOC (zur Berechnung verwendet 70 mg l^{-1}). Der K_i-Wert für Sauerstoff lag bei 0,38 mg l^{-1}. Die Simulation der Umsatzraten in Abb. 2 verdeutlicht den starken Einfluss der verfügbaren organischen C-Verbindungen auf die Nitratreduktion.

Aus den Laboranalysen ergeben sich deutliche Unterschiede der Nitratreduktionspotentiale zwischen den Gewässertypen. Sie zeigen darüber hinaus das hohe Potential in den Sedimenten im Vergleich zum Freiwasser (Tab. 1).

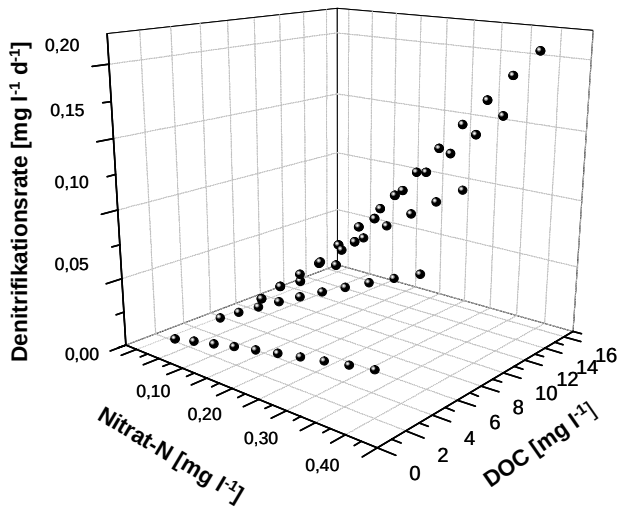


Abb. 2: Modellbildung für die Denitrifikationsgeschwindigkeit, Simulation Scharmützelsee (Temperatur 20°C, DOC 0 – 10 mg l^{-1}, Nitrat-N 0 – 1 mg l^{-1}, pO_2 0 mg l^{-1}).

Tab. 1 Nitratreduktions- und Denitrifikationspotential im Freiwasser und den Sedimenten des Scharmützelsees und der Unteren Havel in der Vegetationsperiode 2011 (Mittelwerte V_{max} in mg l^{-1} d^{-1}).

	Nitratreduktionspotential		Denitrifikationspotential	
	Wasser	Sediment	Wasser	Sediment
Scharmützelsee	0,7 - 5,0	1500 - 5300	0 - 3	0 -1500
Havel	4,7 - 16,6	1400 - 6000	0 – 1,6	0 - 1700

Anammox

Aus den Ergebnissen der Experimente der Isotopenanalysen zum Nachweis von Anammox-Aktivitäten ergibt sich folgendes Bild: Sowohl im Sediment, als auch an einem Standort des Pelagials der Havel traten deutliche Signale von $^{29}N_2$ auf, die auf eine Anammox-Aktivität hinweisen. Der Anteil des gebildeten $^{29}N_2$ gegenüber dem $^{30}N_2$ ist teilweise deutlich größer, was auf eine im Vergleich zur Denitrifikation deutlich stärkere Freisetzung von Stickstoff durch den Anammox-Prozess hinweist. Auch im Sediment und dem Pelagial des Scharmützelsees gibt es Hinweise auf eine Anammox-Aktivität (Daten nicht gezeigt, s. Böllmann et al. dieser Band), die Ergebnisse sind aber im Vergleich zur Unteren Havel weniger deutlich.

N_2 – Fixierung

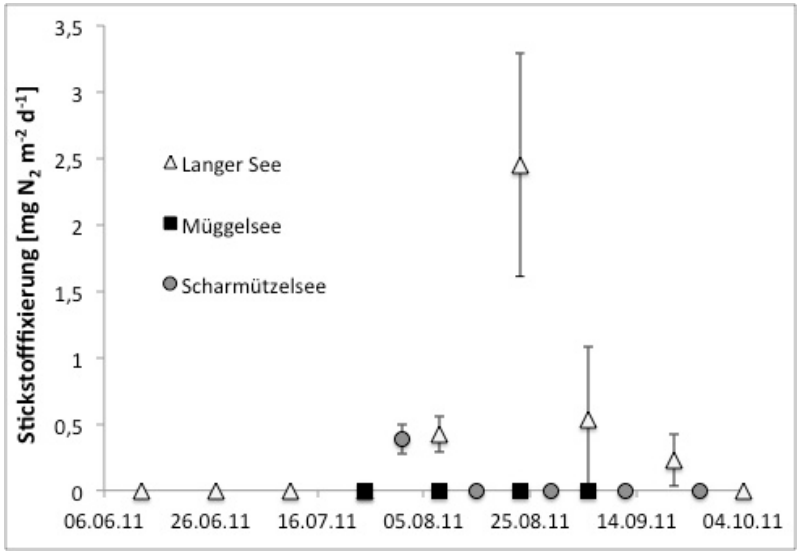


Abb. 3: N – Fixierungsraten [mg N_2 m^{-2} d^{-1}] im Langen See, Müggelsee and Scharmützelsee 2011 ermittelt mit der Acetylen – Reduktionsmethode

In der Abb. 3 ist der saisonale Verlauf der N_2-Fixierungsraten für die untersuchten Modellgewässer für das Jahr 2011 dargestellt. Während im Langen See von August bis Oktober eine Fixierung atmosphärischen Stickstoffs mit Maximalwerten von 2,5 mg m^{-2} d^{-1} stattfand, wurden im Scharmützelsee nur im August 0,4 mg m^{-2} d^{-1} fixiert. Das entspricht volumenbezogenen Raten von etwa 1 bzw. 0,1 µg l^{-1} d^{-1} für beide Gewässer. Im Müggelsee konnte hingegen im Untersuchungszeitraum keine Fixierung nachgewiesen werden. In den Jahren 1980 bis 1984 lagen die mittleren Fixierungsraten hier noch zwischen 2 und 7 mg m^{-2} d^{-1} (Dudel 1989).

Atmosphärische N-Deposition

Die TN - Depositionsraten lagen im Zeitraum vom 26.05.11 bis zum 18.08.11 zwischen 1,5 und 14 mg m^{-2} d^{-1}, im Mittel bei 3,87 mg m^{-2} d^{-1}. Trotz hoher räumlicher Heterogenität ist eine Zunahme vom Frühjahr zum Sommer erkennbar. Die TN-Konzentration in den Sammlern korreliert mit dem Niederschlagsvolumen (R^2 = 0,79; n = 40), da rund 70 % der atmosphärischen N-Deposition in gelöster Form erfolgt, Nitrat und Ammonium etwa zu gleichen Teilen.

Die aus diesen Daten berechnete TN-Jahresdeposition von 1414 mg m^{-2} a^{-1} liegt nur leicht über der für das Gesamtjahr 2010 ermittelten Rate von 1332 mg m^{-2} a^{-1}. Die leichte Überschätzung ist verständlich, da Daten von Hupfer (unveröffentlicht), Shaw et al. (1989) sowie eigene Messreihen zeigen, dass in den gemäßigten Breiten im Frühjahr und Sommer die höchsten Depositionsraten auftreten. Die für den Scharmützelsee bestimmten Raten stimmen gut mit dem über MAPESI (Modelling of air pollutants and ecosystem impact; Builtjes et al. 2011) modellierten Wert von 1300 mg m^{-2} a^{-1} für die Rezeptoroberfläche Wasser überein. Der durch Behrendt et al. (1999) bisher im MONERIS Model für den Scharmützelsee genutzte Wert von 1830 mg m^{-2} a^{-1} bedeutet dagegen eine Überschätzung der atmosphärischen N-Deposition.

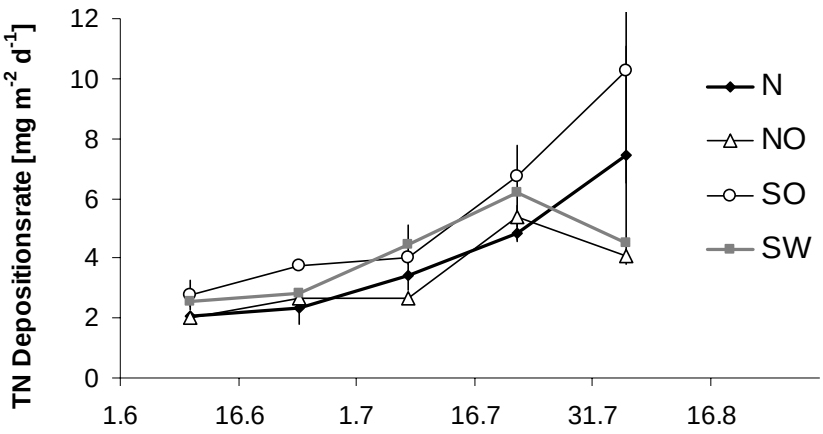


Abb. 4: TN-Depositionsraten am nördlichen (N), nordöstlichen (NO), südöstlichen (SO) uns südwestlichen (SW) Ufer des Scharmützelsees zwischen Mai und August 2011 (jeweils Mittelwert aus Doppelbestimmung und Differenz eines Einzelwertes vom Mittelwert als Fehlerbalken).

Zusammenfassung

1. Die Sedimente haben ein deutlich höheres Potential für Denitrifikation und Nitrifikation als das Freiwasser.
2. Die Umsatzraten für Denitrifikation sind durch das Angebot an verfügbarem DOC und die Nitratkonzentration limitiert.
3. Es gibt Hinweise auf N-Elimination durch Anammoxprozesse.

4. N-Einträge durch N_2-Fixierung konnten 2011 für den Müggelsee gar nicht, den Scharmützelsee nur im August mit 0,4 mg N_2 m^{-2} d^{-1} und für den Langen See mit maximal 2,5 mg m^{-2} d^{-1} (entspricht etwa 1 µg l^{-1} d^{-1}) gemessen werden.
5. Die TN - Depositionsraten für den Scharmützelsee lagen zwischen 1,5 und 14 mg m^{-2} d^{-1}, im Mittel bei 3,87 mg m^{-2} d^{-1} und übersteigen somit den Eintrag durch N-Fixierung deutlich.

Danksagung

Wir möchten uns bei den Förderern des Projektes, insbesondere dem BMBF (FONA, Förderkennzeichen: 033L041 A-G) und den Kooperationspartnern (Berliner Senat) bedanken. Für die Koordination, Probenahmen und Aufbereitungen gilt unser Dank den Herren Ingo Henschke und Thomas Wolburg, Erwin Banscher, Herrn Brand sowie den Mitarbeiterinnen im Labor in Bad Saarow Frau Lippert, Frau Abel und Frau Natusch und in Cottbus Frau Pech, Frau Krahl und Frau Herrmann. Dr. Andrew Dolman danken wir für die Kalkulation der Konzentrationsmittelwerte.

Literatur

Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands, Umweltbundesamt 75/99, Berlin.

Böllmann, J., Martienssen, M., Nixdorf, B. (2012) Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: dieser Band.

Builtjes, P., Hendriks, E., Koenen, M., Schaap, M., Banzhaf, S., Kerschbaumer, A., Gauger, T., Nagel, H.D., Scheuschner, T., Schlutow, A. (2011). Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und deren Wirkung in Deutschland. UBA Texte 38/2011. (http://gis.uba.de/website/depo_gk3/index.htm)

Capone, D.G. (1993): Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. In: Kemp, P.F., Sherr, B.F., Sherr, E.B., Cole, J.J., eds., Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers, Boca Raton: 621-631.

Dowing, J.A., Watson, S.B., Mc Cauley, E. (2001). Predicting cyanobacteria dominance in lakes. Can. J. Fish. Aquat.Sci. 58: 1905-1908.

Dudel, G. (1989). Über die Bedeutung der Luftstickstoffbindung durch Blaualgen (Cyanobakterien) für den Stickstoffhaushalt eutropher Gewässer., Dissertation

Eifler, Julia (2011): Erfassung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der atmosphärischen Deposition von Nährstoffen in den Scharmützelse, Bachelor Thesis 2011.

Hardy, R.W.F., Holsten, R.D., Jackson, E.K., Burns, R.C. (1968): The acetylene-ethylene assay for N_2 fixation: laboratory and field evaluation. Plant Physiol. 43: 1185–1207.

Huisman, J., Matthijs, H.C.P, Visser, P.M. (2005). Harmful Cyanobacteria. Springer Aquatic Ecology Series 3, Springer, Dordrecht, 2005.

Petzoldt, T., Uhlmann, D. (2006). Nitrogen emissions into freshwater ecosystems: is there a need for nitrate elimination in all wastewater treatment plants? Acta hydrochimica et hydrobiologica 34: 305-324.

Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E.G., Gale, P.M. (1999). Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 29: 83-146.

Schelske, C.L. (2009). Eutrophication: Focus on Phosphorus. Science Letters 324: 722.

Shaw, R. D.; Trimbee, A. M.; Minty, A.; Fricker, H.; Prepas, E. E. (1989): Atmospheric Deposition of phosphorus and nitrogen in central alberta with emphasis on Narrow Lake, Water. Air. and Soil Pollution 43, S. 119-134.

Smith, V.H., Joye, S.B., Howarth, R.W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. Limnol. Oceanogr. 51(1, part 2): 351-355.

Stal, L. J. and Walsby, A. (2000): Photosynthesis and nitrogen fixation in a cyanobacterial bloom in the Baltic Sea. Eur. J. Phycol. 35: 97–108.

Stewart, W.D.P., Fitzerald, G.P., Burris, R.H. (1968). Acetylene reduction by nitrogen fixing blue-green algae. Arch. Mikrobiol. 62: 336–348.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Investigating sediment dynamics using ADV, vertical transport modeling and LISST

Andreas Brand[1], Jessica R. Lacy[2], Steve Gladding[3], Rusty Holleman[3] & Mark T. Stacey[3]

[1] Leibnitz Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, brand@igb-berlin.de , [2]U.S. Geological Survey, Santa Cruz, California, USA, [3]Department of Civil and Environmental Engineering, University of California, Berkeley, USA.

Keywords: Sediment resuspension, *in situ* methods, wind waves, tides

Introduction

Sediment resuspension is a driving factor for water quality in numerous aquatic systems. The transfer of highly reactive bottom sediment into the water column leads to an increased mineralization of sediment solids resulting in increased oxygen consumption and –depending on the sediment chemistry- to a higher release or removal of nutrients. Resuspension also increases the bioavailability of contaminants contained in the sediments. In addition, suspended sediment reduces light availability in the water column which can reduce algal growth.

Sediment resuspension occurs when the bottom shear stress τ_b exceeds a critical shear stress τ_{crit}. If the bottom shear stress increases further, more sediment is eroded. The sediment bed erosion E is frequently described by following equation:

$$E=M(\tau_b-\tau_{crit})^k, \quad (1)$$

where k and M are empirical constants. In many cases the increase in E with τ_b is linear (k=1). Several instruments have been developed to investigate the response of sediments on bottom shear stress in the laboratory and *in situ* (Tolhurst et al. 2009, Kleeberg, 2011). Still, all these instruments can not ensure a disturbance free investigation of sediment properties. Here we present an in situ study which aimed to investigate sediment resuspension based on non invasive measurements using an acoustic Doppler velocimeter (ADV) in combination with a 1D sediment transport model and laser in situ scattering and transmissiometry (LISST).

Materials and methods

Field site

The study was conducted in South San Francisco Bay at a shallow water site (Lon: 122.20977, Lat: 37.58633, elevation 2.19 m MLLW). The South Bay generally refers to the part of the San Francisco Bay south of the Bay Bridge connecting San Francisco and Oakland. It is characterized by two broad shoals (each 2-4 meters deep) which are divided by an approximately 14 m (mean lower low water MLLW) deep channel. The hydrodynamics of this part of the bay are controlled by tides, winds, and freshwater runoff. The wind patterns are governed by the close proximity of the Pacific

Ocean. During summer, wind is dominated by a sea breeze with a daily average speed of 7 m s^{-1} from a westerly to north westerly direction (Figure 1a). Diurnal maxima of wind speed occur during the afternoon (approx. 13 m s^{-1}). These winds are generated by an inland movement of hot air caused by the solar heating of the air masses in the Central Valley. Sediments in the South Bay mainly consist of silt and clay. Their organic carbon content is generally less than 3 % [Lesen, 2006].

Field measurements

An instrument platform was deployed from September 9, 2009 to October, 07, 2009. The instrument platform was equipped with a 10 MHz ADV (Sontek Hydra) which recorded 8 minute bursts at 10 Hz every 12 minutes at 0.36 m above the bottom. The particle size distributions of suspended sediment were determined in-situ using a LISST 100 Type B (size range 1.2-250 µm, Sequoia Scientific Inc.) mounted 0.55 m above the bed. The ADVs were calibrated against sediment concentrations determined from water samples taken during the field campaign. Approximately 1 liter of water was pumped from a submersible sampling unit which was deployed close (<30 m distance) to each measurement station. The unit consisted of a vertical pole mounted on a platform. Tubing was fixed on the vertical pole at the same elevations as the ADVs. The method of the ADV calibration is described in more detail in Brand et al. (2010).

Reynolds stresses and vertical sediment fluxes were determined as <*u*'*w*'> and <*w*'*C*'> respectively, where *u*' *w*' and *C*' denote the turbulent fluctuations of horizontal and vertical velocity and sediment concentration, <> the burst average. We calculated the shear velocity $u_* = \sqrt{\tau_b/\rho}$ by $u_* = \sqrt{<u'w'>}$ assuming that the measurement location was in the constant shear stress layer. Wave turbulence decomposition was performed to separate turbulence quantities from wave contamination (Brand et al. 2010). The combined current-wave shear stress was calculated using the wave signal contained in the velocity spectra and the current-wave boundary layer model developed by Styles and Glenn (2001) (see Brand et al. 2010 for more details).

Numerical model

In order to interpret the sediment concentration and flux data we used a 1D sediment transport model. Mixing in the water column was described using the formulation for unstratified open channel flow. The turbulent dispersion coefficient was calculated by $K = \kappa u_* z(1 - z/H)$, where κ is the von Karmann constant (0.41), *z* the elevation above the sediment and *H* the height of the total water column. The change in tidal elevation was accounted for using sigma coordinates (Winterwerp & van Kesteren 2004). The settling velocity w_s was described using two different approaches. First, we described w_s as a function of sediment concentration *C*:

$$w_s = aC^m, \tag{2}$$

where *a* and *m* are empirical parameters. As an alternative we assumed two particle classes with constant settling velocities ($w_{s,slow}$ for a slowly settling fraction and $w_{s,fast}$ for a fast settling fraction). Instead of using a parametric function, we estimated sediment erosion from the measured vertical flux:

$$E = amp < w'C' >, \tag{3}$$

where *amp* is a proportionality constant. In the model scenario which considered two particle classes, we assumed a constant percentage of fine particles (α) in the sediment. All parameters were fitted to reproduce the sediment concentrations and fluxes measured by the ADV using least squares fitting. As a last step, we determined a linear parametric bed erosion model (equation 1 for *k*=1) from the bed erosion *E* calculated using equation 3.

Results and discussion

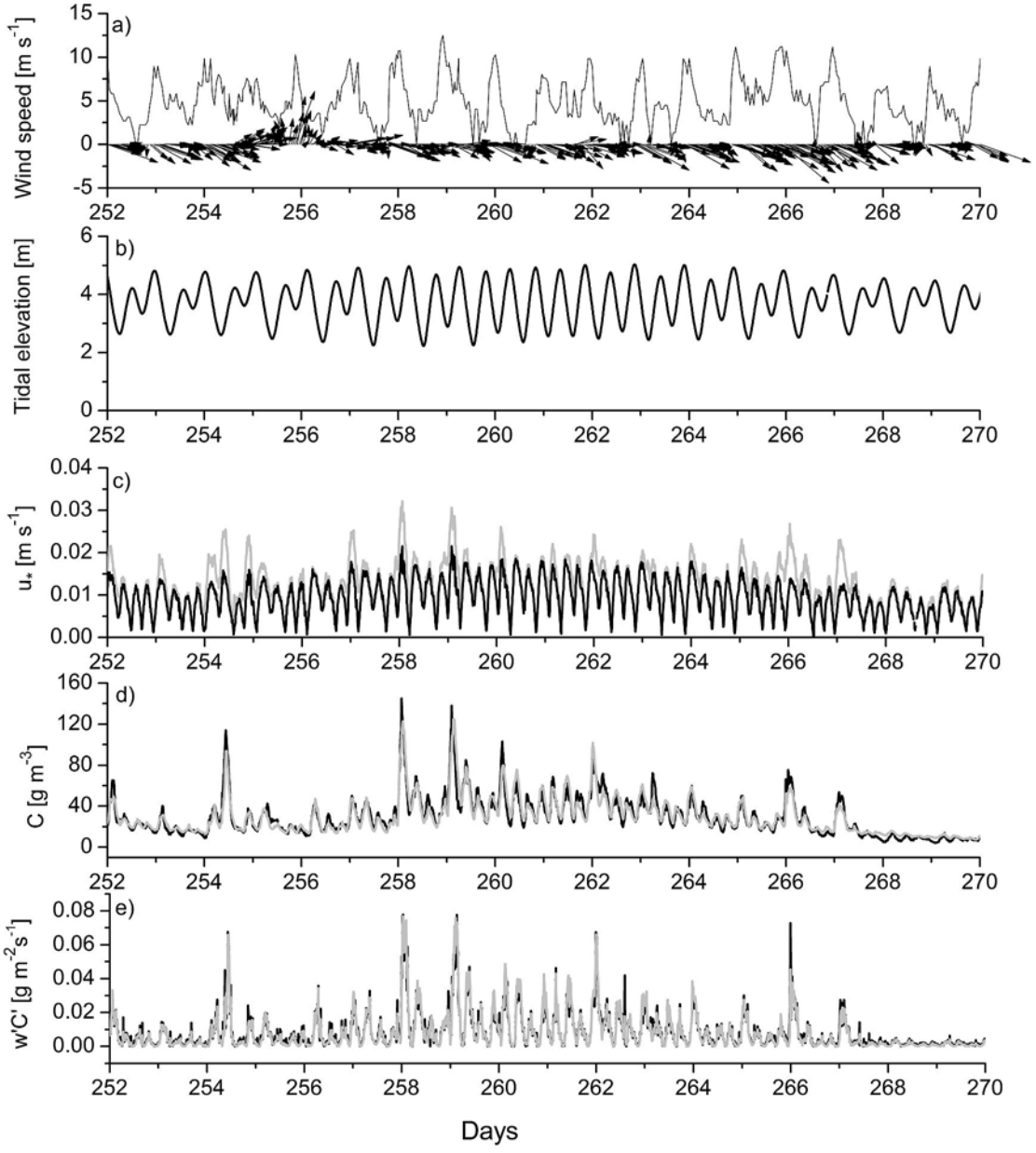


Fig. 1: Results and surrounding conditions during the field campaign. a) windspeed (line) and wind-direction (arrows), b) tidal elevation, c) bottom shear velocities (black line: current stress, grey line: current-wave stress), d) sediment concentration (black line: measurement, grey line model prediction), e) vertical sediment fluxes (black line: measurement, grey line: model prediction). Model predictions were obtained using the two particle class model.

The sediment dynamics at the investigated field site was governed by the interaction between tides and winds. Tidal currents reached up to 0.35 m s^{-1} resulting in current bed shear velocities of up to 0.02 m s^{-1} (Fig. 1c). Due to its shallowness, wind induced waves contributed significantly to the bottom shear stress (Figure 1c). This enhancement of bottom shear stress resulted in sediment concentrations of up to 150 g m^{-3} and fluxes of over 0.08 g m^{-2} s^{-1}, while peak concentrations and fluxes were lower when waves were absent (Fig. 1, approx. 60 g m^{-3} and 0.04 g m^{-2} s^{-1} respectively).

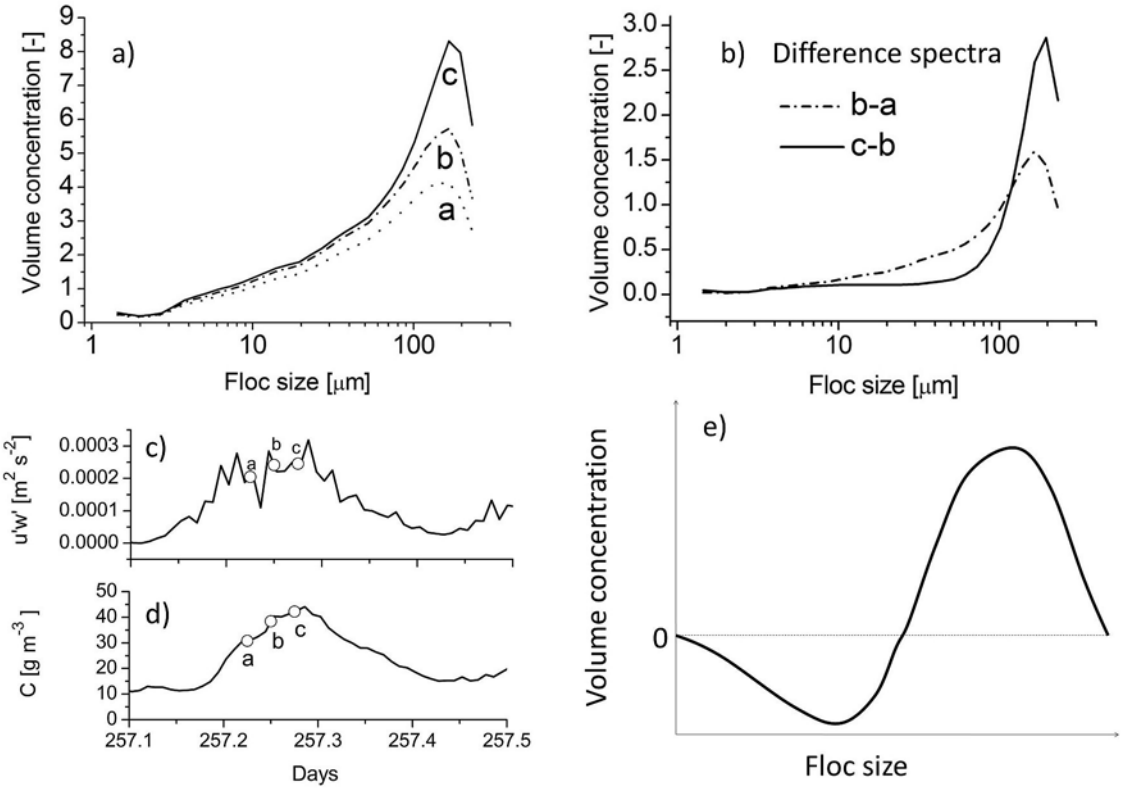


Fig. 2: In situ floc size analysis using LISST. a) floc size spectra, b) difference between floc size spectra, c) Reynolds stress during LISST analysis, d) sediment concentration during LISST analysis, e) sketch of a difference spectrum indicating floc coagulation.

The numerical model reproduces observed concentration and fluxes adequately well (coefficient of determination R^2=0.88 for concentration and 0.98 for flux, Fig. 1 d and e). The settling velocities were $w_{s,fast}$ = 5.8 10^{-4} m s^{-1} and $w_{s,slow}$ = 1.4 10^{-5} m s^{-1}, the proportionality constant for bed erosion described by equation 2 was *amp* = 1.4 and the fine sediment content α was 1.5%. Model calculations predicted that the fast settling fraction settled out over the semidiurnal tidal cycle, while the the concentration of the slowly settling fraction varied over the spring neap cycle between 10 and 30 g m^{-3}. The quality of the prediction decreased, when a linear sediment bed model (equation 1 with k = 1) was used instead of equation 3 (R^2 = 0.81 for concentration and 0.77 for flux). τ_{crit} was 6.77 10^{-5} m^2 s^{-2} and M was 99. The loss of prediction quality for the sediment flux was due to the fact that the sediment flux itself was not used any more as an input to drive the model. When $w_s = aC^m$ was used to describe sediment settling in combination with equation 3 as the erosion model, fitting results were almost identical to the two particle class model (R^2 = 0.90 for concentration and 0.97 for sediment flux). a was determined to 5.0 10^{-5} and m to 1.51.

The model study reveals that various model formulations result in similarly adequate predictions. Based on the ADV measurements, which use acoustic backscatter as a proxy to estimate sediment concentrations and fluxes and the numerical model it was not possible to investigate the erosion and settling dynamics in exact detail. While the two particle class model assumes no interaction between particles, a common interpretation of equation 2 as a description for sediment settling is the increased collision frequency between particles at higher sediment concentrations which results in faster particle growth and higher settling velocities. In order to get a clearer picture on the processes

governing resuspension and settling we analysed a sequence of in situ particle size distributions measured by the LISST (Fig. 2). The sequence was recorded during a period of increasing sediment concentration during ebb between day 257.2 and 257.3 (Fig. 2c and d). While also the finer floc content (<70 μm) increased in the beginning (period a-b, Fig. 2a and b), only coarser particles are resuspended in the period between b and c (Fig. 2a and b). While a coagulation mechanism would be indicated by a decrease of fine flocs leading to negative values in the difference spectrum (Fig. 2e), our observations rather suggest the erosion and resuspension of increasingly coarser particles with increasing shear stress. Two mechanisms could cause such a change of particle size during resuspension. It is possible that different floc classes existed in the bed with different sizes, abundance, and critical shear stresses (see e.g. Wiberg et al. 1994). An alternative explanation would be an increasing ability of the turbulence to break off bigger particles from the cohesive bottom sediment. Such a mechanism was proposed by Van Prooijen & Winterwerp (2010).

Summary and conclusions

ADVs prove to be a valuable tool to study sediment dynamics since they allow simultaneous measurement of hydraulic properties, sediment concentration and fluxes while minimizing disturbance of the investigated system. Still, data were difficult to interpret. In our case, different numerical modeling approaches lead to similarly good results. Additional in situ particle size data obtained by the LISST gave valuable insight into the actual processes.

Acknowledgements

This study was financed by the Swiss National Science Foundation (grant Nr. PBEZ2-121244) and the Deutsche Forschungsgemeinschaft (grant Nr. BR3785/1-1).The field work and part of the associated analysis was funded by NSF (OCE-0751970). We thank Audric Collignon, Dan Hoover, Lissa MacVean, Joanne Ferreira, Tim Elfers and Jim Christmann for support in the field.

Literature

Brand, A, J.R. Lacy, K. Hsu, D. Hoover, S. Gladding, and M. Stacey. (2010). Wind-enhanced resuspension in the shallow waters of South San Francisco Bay: Mechanisms and potential implications for cohesive sediment transport. Journal of Geophysical Research 115: C11024, doi:10.1029/2010JC006172.

Tolhurst, T. J., K. S. Black, and D. M. Paterson. (2009). Muddy sediment erosion: Insights from field studies. Journal of Hydraulic Engineering 135 (2): 73-87. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2009)135:2(73).

Van Prooijen, B. C., and J. C. Winterwerp. (2010). A stochastic formulation for erosion of cohesive sediments. Journal of Geophysical Research 115 (1). doi:10.1029/2008JC005189.

Wiberg, P. L. , D. E. Drake, and D. A. Caccione, (1994). Sediment resuspension and bed armouring during high bottom stress events on the northern California inner continental shelf-Measurements and predictions. Continental Shelf Research 14 (10): 1191-1219.

Winterwerp, J. C., and van Kesteren. (2004). Introduction to the physics of cohesive sediment in the marine environment. Amsterdam: Elsevier. Developments in Sedimentology Series 56, Vol. 8.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

In situ Messungen der Resuspension – Möglichkeiten und Grenzen

Andreas Kleeberg

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, kleeberg@igb-berlin.de

Keywords: Flachgewässer, Sediment, Mikrokosmos, Hydrodynamik, Bodenschubspannung, Entrainment

Einleitung

Die Resuspension, ein von der Hydrodynamik im Gewässer gesteuerter Transportprozess, bestimmt insbesondere in flachen Stand- und Fließgewässern die Wechselwirkungen an der Sediment-Wasser Kontaktzone in erheblichem Maße (Gust & Müller 1997). So können gelöste und partikuläre Sedimentbestandteile, einschließlich kleinerer Organismen, pulsartig in die Wassersäule eingetragen und somit diverse Stoffflüsse (benthisch pelagische Kopplung) erheblich beeinflusst werden.

Insbesondere die Notwendigkeit Gefahrenpotentiale abschätzen zu müssen, die sich aus dem resuspensionsbedingten Eintrag von Schadstoffen ergeben, hat die Entwicklung verschiedener Messsysteme zur Bestimmung von Raten der Resuspension initiiert. Jedoch sind sowohl die Simulation der hydrodynamischen Bedingungen als auch die Vermeidung von Störungen des Sedimentes nicht unproblematisch. Anhand weniger Geräte und Fallstudien werden die Möglichkeiten der Untersuchungen der Resuspension unter *in situ* Bedingungen vorgestellt und diskutiert.

Material und Methoden

Die vorgestellten *in situ* Messsysteme, deren Arbeitsprinzipien und Beprobung wurden im wesentlichen der wissenschaftlichen Literatur inkl. eigener Arbeiten entnommen. Aufgrund des hier zur Verfügung stehenden Platzes kann die Auswahl der Geräte bzw. die Betrachtung ihrer Möglichkeiten und Grenzen in keinem Fall allumfassend sein.

Ergebnisse und Diskussion

Zur Notwendigkeit von situ Messungen der Resuspension

Wie neuere Untersuchungen zeigen, wird die Qualität und Quantität des resuspensionsbedingten Materialeintrages (engl. entrainment) entscheidend von der Stabilität der Sedimente bestimmt. Wesentlich für deren Resuspensionsverhalten sind die verschiedenen Lebensformen in ihrer Ausprägung von Biofilmen von Mikroorganismen (Algen, Bakterien, Pilze) bis zu Beständen submerser Makrophyten. Darüber hinaus sind die zu untersuchenden Sedimente zumeist kohäsiv. Deren Charakterisierung ist komplex und nicht unproblematisch. Von Berlamont et al. (1993) wurden allein 28 beeinflussende Parameter herausgearbeitet. Die Sedimentqualität unterliegt einer teilweise sehr großen zeitlichen und räumlichen Variabilität. Artefakte der Beprobung für Laborexperimente können nicht immer, jedoch bei *in situ* Experimenten weitestgehend ausgeschlossen werden. Demzufolge sind die Ergebnisse von Laborexperimenten nicht uneingeschränkt auf die Gewässerbedin-

gungen übertragbar bzw. sind die aus i*n situ* Experimenten eher mit den realen Verhältnissen vergleichbar.

In situ Messsysteme – Vor- und Nachteile

Es gibt drei wesentliche Gerätetypen, die in sehr unterschiedlicher Weise eine definierte und messbare Bodenschubspannung bzw. Schergeschwindigkeit auf die Sedimentoberfläche aufbringen.

1) Längsgerinne als offene (z. B. SEAFLUME, Young 1977; SEADUCT, Nowell & Jumars 1987) oder geschlossene Systeme (z. B. ISEF, Houwing & Van Rijn 1998). Mit diesen, hauptsächlich aus der marinen Forschung stammenden Geräten, kann die Resuspension von relativ großen Sedimentflächen bestimmt und die Sedimentheterogenität weitestgehend berücksichtigt werden. Allerdings benötigen diese Geräte aufgrund ihrer Dimension und Masse entsprechende Boots- und Krankapazitäten.

2) Kreisgerinne liegen in sehr verschiedener Dimension vor (z. B. SEA-FLUME, Patrac Ltd. Glasgow, UK; SEA-Carousel, Amos et al. 1992). Arbeitsweise, Einsatzgebiet und Dimension sind ähnlich wie die der Längsgerinne. Ein Nachteil aller *in situ* Geräte ist, dass sie die Sedimentoberfläche stören können, wenn sie nicht mit großer Vorsicht positioniert werden.

3) Erosionskammern, existieren in einer Vielzahl von Parallelentwicklungen. Dabei wird die Hydrodynamik auf sehr verschiedene Weise nachgestellt; mit vertikal stehendem Rührer (z. B. LABEREX Chamber, Chresten et al. 1999; EROMESS, Spork 1997; GÖTEBORG Chamber, Tengberg et al. 2004; EROSIMESS, Schweim 2005), mit horizontal angeordnetem Rührer (z. B. MISSISSIPPI, Tengberg et al. 2004) oder mit Rührscheibe und zentraler Wasserabsaugung (MIKROKOSMOS, Gust & Müller 1997). Die auf verschiedene Weise generierte und gewünschte Bodenschubspannung bzw. Turbulenz wird in den meisten Fällen gut kontrolliert. Je nach Ausführung kann mit diesen Geräten das Resuspensionsverhalten von feinen Mudden bis gröberen Flusssedimenten untersucht werden. Aufgrund ihrer teilweise geringen Größe (Ø 15 bis 30 cm) können die Geräte i. d. R. von einer Person ausgebracht werden. Der kleinere, zu untersuchende Sedimentausschnitt erfordert eine Reihe von Wiederholungen um Sedimentunterschiede berücksichtigen bzw. gesicherte Aussagen treffen zu können. Ein Nachteil betsteht darin, dass jegliche Rührwerke im direkten Kontakt mit den suspendierten Aggregaten bzw. Partikeln stehen.

Eine weiterer Gerätetyp ist das sog. COHESIVE STRENGTH METER (z. B. Tolhurst et al. 1999). Druckluft wird auf 2,4 bar (240 kPa) reguliert und erzeugt einen auf die Sedimentoberfläche gerichteten Strahl (Jet) mit zunehmender Intensität. Die Abschwächung, der über einen Infrarottransmitter (940 nm) und spektralen Empfänger gemessenen Transmission durch die resuspendierten Sedimentpartikel ist proportional zum „Erosionsdruck“ (kPa). Mit diesem Gerät kann die Erosionsstabilität des Sedimentes schnell und in einer Vielzahl von Messungen abgeschätzt werden. Von erheblichem Nachteil sind die geringe Einsatztiefe (nur Oberflächensediment) und die Tatsache, dass die Erosion nicht durch Wasser verursacht wird und die so erzielten Ergebnisse nicht mit denen o. g. Geräte vergleichbar sind.

Arbeitsprinzipien und Beprobung von Erosionskammern

Zur Bestimmung der kritischen Bodenschubspannung, d. h. der Kraft bzw. dem Zeitpunkt bei der die Partikelerosion und damit Resuspension einsetzt, wird die Bodenschubspannung stufenweise für eine bestimmte Zeit (z. B. 20 Minuten) erhöht. Wichtig, zwischen einzelnen Geräten bzw. einzelnen Experimenten können nur gleichlange Zeitintervalle verglichen werden. Je nach Fragestellung können die Erosionskammern, wie der MIKROKOSMOS im *in situ*-, wie auch Labor-Einsatz als geschlossenes oder offenes System genutzt werden (z. B. Kleeberg et al. 2010).

Im geschlossenen System wird das durchströmende Wasser im Kreislauf gepumpt; es kommt zur Aufkonzentrierung gelöster Substanzen und partikulären Materials wie sie in natürlichen Systemen nicht vorkommt. Die Konzentrierung führt zu unerwünschten Effekten wie Flockungen und Sedimentation. Die Partikel befinden sich in fortlaufendem Sedimentkontakt und es kommt zur Dämpfung der Turbulenz im Wasserkörper.

Im offenen System wird das umgebende Wasser kontinuierlich durch die Kammer gepumpt; es kommt zur Verdünnung der Suspension und evtl. zu, für die Analytik zu geringen Konzentrationen gelöster Verbindungen. (Beispielsweise wird das aus dem Porenwasser gelöste Phosphat mit dem gleichzeitig eingetragenen und oxidierten Eisen mitgefällt.) Der Verlauf der Resuspension kann über die kontinuierlich Messung und Aufzeichnung der Trübung verfolgt werden. In jedem Fall ist eine Bestimmung der realen Partikelkonzentration als Seston bzw. SPM (suspendiertes partikuläres Material) notwendig. Der Grund; eine kleinere Anzahl großer Partikel/Aggregate erzeugt ein anderes Signal im Trübungsmesser als eine Vielzahl kleinerer Partikel. Die Beprobung der Erosionskammer kann als ganze Probe (SSC: suspended sediment concentration) oder über Teilproben (TSS: total suspended solids) erfolgen. Der mögliche Fehler bei der SSC-Beprobung liegt nach Jepsen et al. (1997) bei < 40%. Bei der TSS-Methode, die eine höhere räumliche und zeitliche Auflösung erlaubt, kann er 2 bis 4.000% betragen.

Vergleichsstudien von in situ Messsystemen

Aufgrund der Vielzahl von Gerätetypen und Anwendungen gibt es seit längerem das Bestreben diese insbesondere hinsichtlich der Hydrodynamik und den Entrainmentraten zu vergleichen.

Cornelisse et al. (1997) testen vier Geräte und nutzen Kaolinit als Vergleichssubstrat. Es wurden ähnliche Ergebnisse bei der Bestimmung der kritischen Bodenschubspannung, jedoch verschiedene Ergebnisse für die Erosionsraten erzielt. Tolhurst et al. (2000) vergleichen vier Geräte mit ähnlichen Ergebnissen bei der kritischen Bodenschubspannung und verschiedenen bei den Erosionsraten. Tengberg et al. (2004) stellen drei benthische Erosionskammern gegenüber und kommen zu dem Schluss, dass die „hydrodynamische Charakterisierung“ der Geräte an realen Sedimenten nicht direkt vergleichbar ist. Jedoch sind das Kammerdesign und der Typ des Rührmechanismus unkritisch für die Bestimmung benthischer Stoffflüsse (z. B. Phosphorfreisetzung). Widdows et al. (2007) stellen im Test von fünf Geräten eine gute Übereinstimmung zwischen Geräten ähnlicher Bauart fest. Wesentliche Unterschiede wurden zwischen Geräten mit verschiedenen Arbeitsprinzipien gefunden. Debnath et al. (2007) bestimmen mit zwei Längsgerinnen Entrainmentraten am gleichem Ort mit zeitlicher Verzögerung und kommen zu ähnlichen Ergebnissen.

Es existiert eine große Anzahl (>30) sehr verschiedener *in situ* Messsysteme. Sie sind individuell sehr verschieden und wurden für spezifische Bedürfnisse entwickelt. Jedes dieser Geräte hat Vor- und Nachteile. Ein direkter Vergleich zwischen den Geräten ist schwierig, da Größe, Arbeitsprinzip und Betrieb teilweise sehr verschieden sind.

Mikrobielle Effekte des Resuspensionsverhaltens von Sedimenten

Überall besiedeln Mikroorganismen die Sedimentoberfläche im Kontakt mit dem überstehenden Wasser. Durch ihre Aktivität sind sie in der Lage Flocken zu bilden, diese zu Aggregaten und weiter zu stabilen Biofilmen zu verfestigen (z. B. Flemming 2007). Diese Tatsache wurde lange nicht in die Betrachtungen zu Sedimentstabilität einbezogen. Untersuchungen mit sterilen und nicht sterilen Ansätzen im Labor haben gezeigt, dass Biofilme von Mikroorganismen zu höheren Erosionsraten beitragen können, wenn sie sich direkt an der der Sediment-Wasser Kontaktzone befinden. Sie bilden hier eine flockige organisch reiche Schicht (sog. ‘fluffy layer‘) die bereits bei geringer

Bodenschubspannung resuspendiert werden kann (z. B. Kleeberg et al. 2008). In tieferen Schichten dagegen tragen mikrobielle Biofilme zur Erhöung der Sedimentkohäsion bei (Stone et al. 2011). Ein Schlüssel für die Bildung mikrobieller Aggregate sind extrazelluläre polymere Substanzen (EPS), d. h. hoch hydratisierte Biopolymere mikrobiellen Ursprungs, die die Organismen des Biofilms einbetten (Gerbersdorf et al. 2009). Es hat sich gezeigt, dass aber auch die Hydrodynamik selbst einen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften hat. So führt eine höhere Bodenschubspannung bereits zur Selektion spezialisierter Organismen und mehr kohäsivem EPS (Flemming 2007).

Aufgrund der enorm großen zeitlichen und räumlichen Variabilität von mikrobiellen Biofilmen und der ihr Wachstum beeinflussenden Faktoren (z. B. Licht- und Nährstoffverfügbarkeit) beruhen die bisherigen Befunde weitestgehend auf Untersuchungen im Labormaßstab.

Schlussfolgerungen

Laborexperimente sichern eine hinreichende Reproduzierbarkeit, während *in situ* Experimente das Resuspensionsverhalten realitätsnaher beschreiben. Die Durchführung von reinen Parameterstudien im Labor ist im Hinblick auf die Ergebnisse der Stofftransportsimulation kritisch zu bewerten, da vor allem der vor Ort liegende Konsolidierungsgrad des Sedimentes nicht berücksichtigt wird. So sind, insbesondere aus Gründen der Übertragbarkeit *in situ* Experimente Laborexperimenten vorzuziehen, da sie die Bedingungen im Gewässer realer wiederspiegeln. Ein nur schwer zu umgehendes Problem ist der dafür notwendige experimentelle Aufwand und die den Sedimenten bzw. ihrer Struktur innewohnende Heterogenität. Kleine, transportable Erosionskammern, wie der MIKRO-KOSMOS die die Bodenschubspannung naturnah und gleichmäßig nachstellen können sind eine Alternative zu den großen *in situ* oder Labor-Kreis- und Längsgerinnen.

Unklar bleibt, ob die *in situ* Hydrodynamik der *in situ* Systeme in den zur Verfügung stehenden Geräten real widergespiegelt werden kann. Aufgrund großflächiger Ausdehnung des Partikelstromes vom Sediment ins Freiwasser und des hohen Aufwandes bzw. möglicher Messungenauigkeiten ist es nicht möglich, die Resuspension direkt zu messen. Ein Ausweg sind entsprechende Bilanzmethoden. Dennoch bleibt als Problem, dass parallele Ströme und Prozesse existieren, die zu einer Zu- oder Abnahme im Sediment bzw. Freiwasser führen. Jegliche *in situ* Experimente sind deshalb nur als Annäherung an tatsächlich ablaufende Resuspensionsprozesse zu betrachten. Eine Ableitung von Prognosen zum Resuspensionsverhalten bzw. zu den Eintragsraten ist möglich, jedoch noch stark fehlerbehaftet. Generell sollten gerätetechnische Vorteile genutzt und vorhandene Nachteile berücksichtigt werden. Bei der Quantifizierung natürlicher Resuspensionprozesse über komplexe Modelle ist zu empfehlen, die Daten der biologischen Erosionsstabilität einzubeziehen.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. em. Gieselher Gust (Hamburg/Kiel), dem ich aus zahlreichen anregenden Diskussionen grundlegendes Wissen zur Hydrodynamik und Resuspension verdanke. Er feiert im Jahr der Veröffentlichung vorliegenden Beitrages seinen 70. Geburtstag.

Literatur

Amos, C. L., Grant, J., Daborn, G. R., Black, K. (1992): Sea Carousel - A benthic, annular flume. Estuarine, Coastal and Shelf Science 34: 557-577.

Berlamont, J., Ockenden, M., Toorman, E., Winterwerp, J. (1993): The characterization of cohesive sediment properties. Coastal Engineering 21: 105-128.

Cornelisse, J. M., Mulder, H. P. J., Houwing, E. J., Williamson, H. J., Witte, G. (1997): On the development of instruments for *in situ* erosion measurements. In: Burt, N. et al. (eds.) Cohesive Sediments: 4th Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport Conference, INTERCOH 1994, 11-15 July 1994, Wallingford, Chichester, Wiley: 175-186.

Chresten, L.-H., Christiansen, C., Jensen, O., Laima, M. (1999): The LABEREX chamber for studying the critical shear stress for fine-grained sediment. Geografisk Tidsskrift 99: 1-7.

Debnath, K., Nikora, V., Elliott, A. (2007): Stream bank erosion: *In situ* flume tests. J. Irrigation Drainage Engineering-ASCE 133: 256-264.

Flemming, H.-C. (2007): Microbial Effects. In: Westrich, B., Förstner, U. (eds.): Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – An interdisciplinary Approach. Springer Berlin, 343-357.

Gerbersdorf, S. U., Bittner, R., Lubarsky, H., Manz, W., Paterson, D. M. (2009): Microbial assemblages as ecosystem engineers of sediment stability. J. Soils Sediments 9: 640-652.

Gust, G., Müller, V. (1997): Interfacial Hydrodynamics and Entrainment Functions of currently used Erosion Devices. In: Burt, N. et al. (eds.) Cohesive Sediments: 4th Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport Conference, INTERCOH 1994, 11-15 July 1994, Wallingford, Chichester, Wiley: 149-174.

Houwing, E. J., Rijn, L. C. van (1998): *In Situ* Erosion Flume (ISEF): Determination of bed-shear stress and erosion of a kaolinite bed. J. Sea Research 39: 243-253.

Jepsen, R., Roberts, J., Lick, W. (1997): Effects of bulk density on sediment erosion rates. Wat., Air Soil Pollut. 99: 21-31.

Kleeberg, A., Hupfer, M., Gust, G. (2008): Resuspension experiments on phosphorus entrainment in a lowland river, Spree, NE Germany. Aquat. Sci. 70: 87-99.

Kleeberg, A., Sukhodolov, A., Sukhodolova, T., Köhler, J. (2010): Effects of aquatic macrophytes on organic matter deposition, resuspension and phosphorus entrainment in a lowland river. Freshw. Biol. 55: 326-345.

Nowell, A. R. M. & Jumars, P. A. (1987): Flumes – theoretical and experimental considerations for simulation of benthic environments. Oceanogr. Mar. Biol. 25: 91-112.

Spork, V. (1997): Erosionsverhalten feiner Sedimente und ihre biogene Stabilisierung. Aachen: Mainz (Technische Hochschule Aachen, Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft: Mitteilungen 114, zugleich Aachen, T.H., Diss. 1997.

Schweim, C. (2005): Modellierung und Prognose der Erosion feiner Sedimente. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Fakultät für Bauingenieurwesen, Dissertation, 180 S.

Tengberg, A., Stahl, H., Gust, G., Müller, V., Arning, U., Andersson, H., Hall, P. O. J. (2004): Intercalibration of benthic flux chambers I. Accuracy of flux measurements and influence of chamber hydrodynamics. Progress in Oceanography 60: 1-28.

Tolhurst, T. J., Black, K. S., Shayler, S. A., Mather, S., Black, I., Baker, K., Paterson, D. M. (1999): Measuring the *in situ* erosion shear stress of intertidal sediments with the Cohesive Strength Meter (CSM). Estuarine Coastal and Shelf Science 49: 281-294.

Tolhurst, T. J., Black, K. S., Paterson, D. M., Mitchener, H. J., Termaat, G. R., Shayler, S. A. (2000): A comparison and measurement standardisation of four *in situ* devices for determining the erosion shear stress of intertidal sediments. Continental Shelf Research 20: 1397-1418.

Stone, M., Emelko, M. B., Droppo, I. G., Silins, U. (2011): Biostabilization and erodibility of cohesive sediment deposits in wildfire-affected streams. Wat. Res. 45: 521-534.

Widdows, J., Friend, P. L., Bale, A. J., Brinsley, M. D., Pope, N. D., Thompson, C. E. L. (2007): Inter-comparison between five devices for determining erodability of intertidal sediments. Continental Shelf Research 27: 1174-1189.

Young, R. A. (1977): Seaflume: A device for *in-situ* studies of threshold erosion velocity and erosional behavior of undisturbed marine muds. Marine Geology 23: M11-M18.

ÖKOTOXIKOLOGIE UND STOFFLICHE BELASTUNG VON GEWÄSSERN

BIEBERNICK, S., M. KOCH, H. HORN, J. BÄTHE, E. CORING, H. W. RISS & E. I. MEYER: Subletale Effekte von Salzstress bei Gammarus pulex (Linnaeus) und Dikerogammarus villosus (Sovinskij)

DÖLLING, R., K. KARCZEWSKI & E. I. MEYER: Kurzzeituntersuchung zum Partikeleintrag und Chemismus im sandgeprägten Münsterländer Gellenbach

FRINDTE, K., K. ATTERMEYER, W, ECKERT & H.-P. GROSSART: Periodische Redoxwechsel und ihr Einfluss auf bakterielle Aktivität und Porenwasserchemie

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Subletale Effekte von Salzstress bei *Gammarus pulex* (Linnaeus) und *Dikerogammarus villosus* (Sovinskij)

Sophie Biebernick[1], Miriam Koch[1], Henriette Horn[1], Jürgen Bäthe[2], Eckhard Coring[2], H. Wolfgang Riss[1] & Elisabeth I. Meyer[1]

[1] Institut für Evolution und Biodiversität, Hüfferstraße 1, 48149 Münster,

[2] EcoRing, Lange Straße 9, 37181 Hardegsen, info@ecoring.de

Keywords: *Gammarus pulex, Dikerogammarus villosus*, Salzstress, Werra, Bioindikator

Einleitung

Die Werra ist aufgrund der Kaliindustrie einer der am stärksten mit Salzen belasteten Flüsse Deutschlands, vor allem durch die Einleitung größerer Mengen an Kalium- und Magnesium-haltigen Prozessabwässern. Im Falle einer möglichen Reduzierung der Belastung ist eine Ausbreitung und Sympatrie der beiden Arten *Gammarus pulex* und *Dikerogammarus villosus* zu erwarten. *G. pulex* gilt als wichtiger Zerkleinerer organischen Materials und leistet damit einen wesentlichen Beitrag zur Aufrechterhaltung des Stoffkreislaufs in Fließgewässern (Willoughby & Earnshaw 1982). *Dikerogammarus villosus* hingegen ist eine invasive, räuberische Art, die durch Prädationsdruck die benthische Artenzusammensetzung nachhaltig ändern kann (Bernauer & Jansen 2006). Durch eine Senkung der Salzbelastung in der Werra, wie die durch die Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) vorgeschrieben wird, ist eine Wiederbesiedlung des Abschnitts durch *G. pulex* zu erwarten. Dieser natürliche Prozess würde durch Sympatrie mit *D. villosus* stark gehemmt, wie in anderen Gebieten bereits beobachtet wurde (MacNeil & Platvoet 2005). In Langzeitexperimenten wurden zeitliche Veränderungen der physischen Aktivität der zwei Gammaridenarten unter subletalen Konzentrationen der Prozesssalze als Indikator der physischen Leistungs- und somit Konkurrenzfähigkeit untersucht.

Material und Methoden

Probenahme der Versuchsorganismen

Individuen von *G. pulex* wurden im Gievenbach in Münster (Nordrhein-Westfalen) gefangen. Nach Angaben des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (2006) handelt es sich bei diesem Gewässer um einen sandgeprägten Tieflandbach, der durch Einflüsse intensiver Landwirtschaft in Mitleidenschaft gezogen ist und gemäß MELUF (1983) und Klee (1985) als stark belastetes Gewässer eingeschätzt werden kann. Individuen von *D. villosus* wurden in der Weser bei Fließkilometer 36, nahe Wahmbeck, entnommen. Die verwendeten Fangmethoden waren Handaufsammlung und 'Kick-Sampling' mit Keschern. Für die Hälterung im Labor wurde Wasser vom Herkunftsort im Verhältnis 1:1 mit Leitungswasser gemischt.

Langzeitexposition

Für jede Art wurden vier Expositionsbecken, d.h. eine Kontrollhaltung und drei Testansätze, eingerichtet. In den drei Testbecken wurden unterschiedliche Salzkonzentrationen und -zusammensetzungen mit Hilfe von Prozessabwasser (Kieseritstammlösung, K+S AG), Kaliumchlorid

und Magnesiumsulfat (Applichem®) eingestellt - in Anlehnung an die Schwankungsbreite der Ionenverhältnisse im Werrawasser nach der Einleitung. Die realen Ionenkonzentrationen wurden anhand regelmäßiger Rückstellproben ermittelt (Tab. 1).

In die Expositionsbecken wurden 200 Individuen pro Art (d.h. 50 Tiere pro Ansatz) nach einer Akklimatisierungszeit von 2-3 Tagen eingesetzt. Ausgewählt wurden nur Tiere mit einer Mindestgröße von 1 cm. Die Expositionsdauer betrug 28 Tage bei konstanten Umgebungsbedingungen: 18 °C (tags) und 16 °C (nachts) unter einer LD-Periodik von 14:10 h.

Im Dreitagesrhythmus wurden an zufällig ausgewählten Testtieren (Stichproben) aus den Expositionsbecken Lokomotions- und Ventilationstests (s.u.) durchgeführt. Nach Ablauf des Langzeitexperiments von 28 Tagen wurde die Mortalität für den jeweiligen Ansatz (d.h. Salzkonzentration) ermittelt.

Tab. 1: Durchschnittliche reale Konzentrationen ausgewählter Ionen (mg l^{-1}, Mediane) in den Expositionsbecken (Analyse: K+S Forschungsinstitut, Heringen).

	G. pulex					*D. villosus*				
	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	Cl^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	Cl^-
Kontrolle	47	18	82	17	71	39	11	79	13	68
Ansatz A	425	117	98	75	725	372	93	96	63	728
Ansatz B	547	143	89	157	1104	534	150	94	168	1471
Ansatz C	445	158	94	120	918	476	180	91	125	1017

Lokomotion

Für Lokomotionstests wurden fünf Tiere aus jedem Expositionsbecken (verschiedener Salzkonzentrationen) zufällig ausgewählt, jeweils in ein Untersuchungsgefäß überführt und, nach 30-minütiger Akklimatisation, die physische Aktivität ethographisch (Lokomotion, andere Bewegungen außer Pleopodenschlägen, Ruhen) über eine Dauer von 10 Minuten aufgezeichnet. Als Untersuchungsgefäße dienten Plastikbehälter (ca. 20 x 20 cm^2), auf deren Boden ein regelmäßiges Raster kleiner Steine geklebt war. Jedes der Gefäße war mit ca. 400 Milliliter Wasser aus dem jeweiligen Expositionsbecken gefüllt. Die Versuche wurden während der Exposition von 28 Tagen insgesamt zehnmal durchgeführt.

Ventilation

In den Ventilationstests wurden ebenso fünf Gammariden aus jedem Expositionsbecken (mit verschiedenen Salzkonzentrationen) verwendet. Die Testtiere wurden in einer Petrischale unter Gaze vorsichtig fixiert. Die Pleopodenaktivität wurde bei 20-facher Vergrößerung unter Infrarotdurchlicht (880 nm) und 20-facher Vergrößerung über einen Zeitraum von drei Minuten videotechnisch aufgezeichnet. Während der Fixierung in der Petrischale waren die Tiere ständig mit Wasser aus dem jeweiligen Expositionsbecken umspült (3-4 $ml \cdot min^{-1}$). Die mittleren Pleopodenschlagfrequenzen (Ventilationsintensität) wurde bei verlangsamter Wiedergabe der Aufzeichnungen sichttechnisch ermittelt. Die Tests wurden zehnmal in 28 Tagen Exposition wiederholt.

Statistik

Rohdaten wurden für die Ventilation als Frequenzen (Hz), für die Lokomotion in Prozent (%) erfasst. Die Verteilung der Datenelemente war nahezu normal, sodass durch Anpassungen (z.B. log- oder arcsin-Transformation) keine bessere Normalität erreicht werden konnte. Zeitreihen wurden mit einem log-Modell nachgebildet. Aufgrund von Heteroskedastizität wurde die GLS-Methode

bevorzugt. Punktuelle Signifikanzen wurden über Tukey HSD ermittelt. Analysewerkzeug war R (R-Software R Development Core Team 2011).

Ergebnisse

G. pulex

Die Ventilationsintensität von *G. pulex* nahm mit steigender Salzkonzentration erkennbar, wenngleich nur leicht, ab. Zwischen der Kontrollexposition (unbelastetes Wasser) und der niedrigsten Salzkonzentration zeigten sich während der Expositionszeit keine signifikanten Unterschiede (Abb. 1). Bei mittlerer Konzentration nahm die Ventilationsaktivität im Zeitraum zwischen 4 und 10 Tagen signifikant ab (Tukey HSD, N = 10, $p < 0.05$) und bei der höchsten wurde eine signifikante Abweichung (Tukey HSD, N = 10, $p < 0.01$) am 16. Expositionstag gefunden. Bei der Lokomotion zeigte sich bei allen Konzentrationen in vergleichbarer Weise eine schnelle Abnahme der Aktivität bei höherer Salzbelastung (Abb. 2). Dieser Trend war jedoch nicht signifikant. Die Mortalität war unter Kontrollbedingungen 60 % und erreichte in den zwei höchsten Konzentrationen jeweils 100 %.

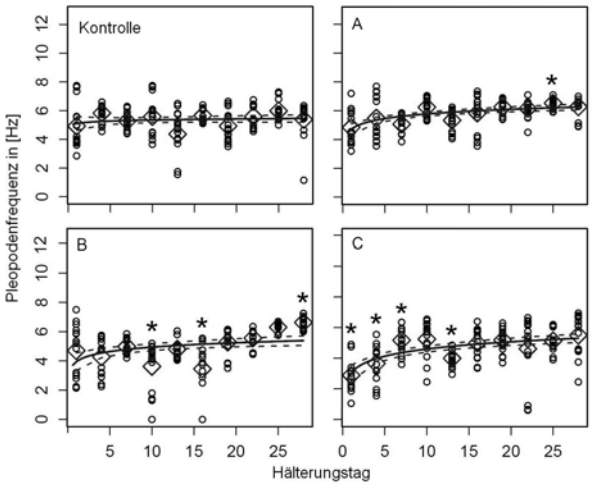


Abb. 1: *G. pulex*: Ventilationsintensität bei verschiedenen Salzkonzentrationen (Spezifikation von 'Kontrolle', 'A', 'B', 'C' s. Tab. 1) - Einzelwerte, Mittelwerte (Rauten), Regression, 95%-Vertrauensintervall (unterbrochenen Linien), * Signifikanter Unterschied zur Kontrolle.

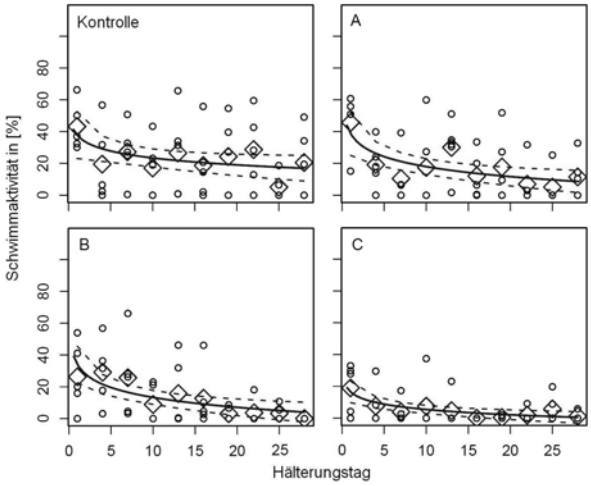


Abb. 2: *G. pulex*: Lokomotionsaktivität bei verschiedenen Salzkonzentrationen (Spezifikation von 'Kontrolle', 'A', 'B', 'C' s. Tab. 1) - Einzelwerte, Mittelwerte (Rauten), Regression, 95%-Vertrauensintervall (unterbrochenen Linien), * Signifikanter Unterschied zur Kontrolle.

D. villosus

Die Ventilationsintensität nahm bei *D. villosus* bei der niedrigsten Salzkonzentration nur ab dem 10. Expositionstag signifikant ab (Abb. 3). Diese Reaktion war bei mittlerer Konzentration stärker ausgeprägt, und bei der höchsten zeigte sich zwischen dem ersten und siebten Expositionstag eine signifikant starke Abnahme (Tukey HSD, N = 10, $p < 0.001$). Beim Lokomotionsverhalten hingegen wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen der Kontrolle und den verschiedenen Salzkonzentrationen festgestellt (Abb. 4). Eine Abnahme der Lokomotionsaktivität deutet sich an, ist aber nicht signifikant. Die Mortalität war in der Kontrolle mit 40 % am niedrigsten und erreichte den Maximalwert mit 84 % in der höchsten Salzkonzentration.

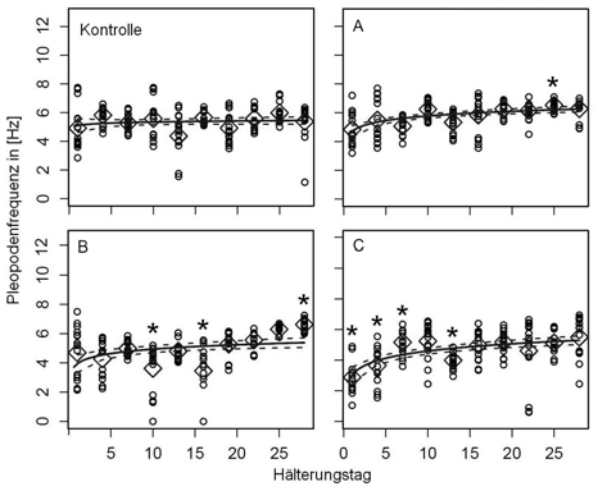


Abb. 3: *D. villosus*: Ventilationsintensität bei verschiedenen Salzkonzentrationen (Spezifikation von 'Kontrolle', 'A', 'B', 'C' s. Tab. 1) - Einzelwerte, Mittelwerte (Rauten), Regression, 95%-Vertrauensintervall (unterbrochenen Linien), * Signifikanter Unterschied zur Kontrolle.

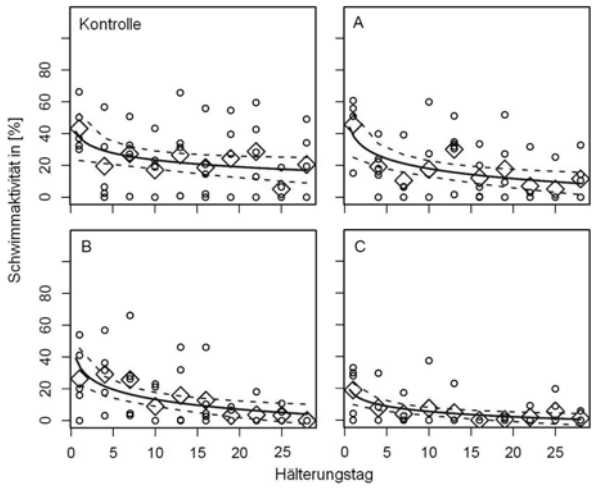


Abb. 4: *D. villosus*: Lokomotionsaktivität bei verschiedenen Salzkonzentrationen (Spezifikation von 'Kontrolle', 'A', 'B', 'C' s. Tab. 1) - Einzelwerte, Mittelwerte (Rauten), Regression, 95%-Vertrauensintervall (unterbrochenen Linien), * Signifikanter Unterschied zur Kontrolle.

Diskussion und Schlussfolgerung

Beide Arten, *G. pulex* und *D. villosus*, sprachen auf erhöhte (Kalium-)Salzkonzentrationen im Vergleich zu den Kontrollbedingungen mit verändertem Verhalten an. Dies zeigte sich deutlich durch die Abnahme der Ventilationsintensität. Der Rückgang der Lokomotionsaktivität war bei beiden Arten nicht signifikant wegen hoher interindividueller Variabilität. Insgesamt reagierte *D. villosus* stärker auf erhöhte (Kalium-)Salzkonzentration, zeigte sich aber aufgrund geringerer Mortalität im Langzeitexperiment widerstandsfähiger als *G. pulex.* Kaliumkonzentration von 120 $mg \cdot l^{-1}$ beeinträchtigen jedoch auch *D. villosus* (Bruijs et al. 2001).

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass erhöhte (Kalium-)Salzkonzentrationen einen Stressfaktor für die untersuchten Arten darstellen. Der metabolische Wirkungsmechanismus ist jedoch nicht eindeutig geklärt. Spezifischer Salzstress hat jedenfalls negative Auswirkung auf energieverbrauchende Prozesse, wie z.B. Atmung und Lokomotion (z.B. Sornom et al. 2010). Neben der Salinität und der Konzentration an Kalium kann sich ein Verhältnis von Calcium zu Magnesium <1 toxisch auf aquatische Makroinvertebraten auswirken (Bäthe & Coring 2008).

Infolge der beabsichtigten Reduzierung der Salzzufuhr in die Werra stand zu diskutieren, ob *G. pulex* als Indikatorart für ökologisch weitgehend intakte Gewässer (Rinderhagen et al. 2000; Goedmakers 1980, 1981b) aus den flussaufwärts gelegenen Bereichen in den sanierten Flussabschnitt einwandern und diesen dauerhaft besiedeln kann und würde. Zunächst wäre eine deutliche und dauerhafte Absenkung der aktuellen Salzbelastung, besonders der Menge an Kaliumsalzen, Bedingung. Bei einer allmählichen Verbesserung der Belastungssituation würde jedoch *D. villosus* aufgrund seiner höheren Salztoleranz in kurzer Zeit flussaufwärts migrieren und sich früher als *G. pulex* im sanierten Abschnitt der Werra etablieren. Aufgrund dieses zeitlichen Vorsprungs und der

höheren Toleranz von *D. villosus* gegenüber einer weiterhin bestehenden - wenn auch geringeren - Salzbelastung kann davon ausgegangen werden, dass sich höchstwahrscheinlich keine Sympatrie der beiden Arten ausbilden kann.

Literatur

Bäthe, J. & Coring, E. (2008). Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra. Ergebnisse der Untersuchungen 2004-2007. Uslar, Hardegsen.

Bernauer, D. & Jansen, W. (2006). Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River, Germany. Aquatic Invasions 1 (2):55-71.

Bruijs, M. C. M., Kelleher, B., van der Velde, G., & 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.

Goedmakers, A. (1980). Population dynamics of three gammarid species in a french chalk stream. Part I. General Aspects and enviromental factors. Bijdragen tot de Dierkunde 50 (1):1-34.

Goedmakers, A. (1981b). Population dynamics of three gammarid species in a french chalk stream. Part IV. Review and Implications. Bijdragen tot de Dierkunde 51 (2):181-190.

Klee, O. (1985). Angewandt Hydrobiologie. Trinkwasser-Abwasser-Gewässerschutz. Stuttgart.

LANUV (Landesumweltamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) (2006). Gewässerverzeichnis NRW. Auflage 31.07.2006. Recklinghausen.

MacNeil, C., & D. Platvoet (2005). The predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* on native *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda): influences of differential microdistribution and food resources. Journal of Zoology 267:1–8.

MELUF; Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg (Hrsg.) (1983). Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg 1981. Stuttgart.

Rinderhagen, M., Ritterhof, J. & Zauke, G. P. (2000). Crustaceans as bioindicators. In: Gerhardt, A. (Hrsg.), Biomonitoring Polluted Water. Review on Actual Topics. Environmental Research Forum, Trans Tech Publications - Scitech Publications. 161-194.

R Development Core Team (2011). 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/.

Sornom, P., Felten, V., Medoc, V., Sroda, S., Rousselle, P., & Beisel, J. (2010). Effect of gender on physiological and behavioural responses of *Gammarus roeseli* (Crustacea Amphipoda) to salinity and temperature. Environmental Pollution, 158:1288-1295.

Willoughby, L. & G., Earnshaw, R. (1982). Gut passage times in *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda) and species of summer feeding in a stony stream. Hydrobiologica 97:105-1.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Kurzzeituntersuchung zum Partikeleintrag und Chemismus im sandgeprägten Münsterländer Gellenbach

Ramona Dölling[1], Karsten Karczewski[1] & Elisabeth I. Meyer[1]

1 Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie,Hüfferstr.1, 48149 Münster, R.Doelling@web.de, K.Karczewski@gmx.de, meyere@uni-muenster.de

Keywords: sandgeprägter Tieflandbach, Stoffeintrag, Chemismus, POM

Einleitung

Hintergrund der Untersuchung

Der Eintrag von partikulärem organischem Material (POM) ist grundlegend für die Nährstoffversorgung der Nahrungsnetze in Fließgewässern (Vannote et al. 1980). Besonders Bäche mit hoher Beschattung und daher geringer Primärproduktion sind auf den Eintrag von POM angewiesen (Vannote et al. 1980). Das größtenteils pflanzliche Material wird entweder vertikal aus den Baumkronen oder lateral vorwiegend durch den Wind eingetragen (Cillero 1999).

Durch landwirtschaftliche Nutzung von ufernahen Flächen werden Nährstoffe zum Beispiel durch Kunstdünger oder ausgebrachte Fäkalien in Fließgewässer eingetragen. Hierbei spielen besonders Stickstoffverbindungen und Phosphate eine wichtige Rolle.

In dieser Untersuchung an einem naturnahen, sandgeprägten Tieflandbach (Gellenbach, NRW) wurde ermittelt, welchen Anteil der natürliche allochthone Eintrag von Nährstoffen durch POM hat und welcher anthropogenen Ursprungs ist.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Gellenbach ist ein sandgeprägter Tieflandbach 2. Ordnung. Er liegt nordöstlich von Münster in der Nähe der Gemeinde Gimbte in Nordrhein-Westfalen. Seine Fließstrecke beträgt 10,9 km und er besitzt ein Einzugsgebiet von 20,175 km^2. Zu Beginn durchfließt der Gellenbach Regionen, in denen Landwirtschaft betrieben wird, durchquert dann das Naturschutzgebiet der „Bockholter Berge“ und mündet schließlich in die Ems. Es wurde ein Abschnitt des Baches im Bereich des Naturschutzgebietes untersucht. An dieser Stelle besitzt der Bach viele Totholzdämme als Retentionsstrukturen und mäandriert stark. Die Ufer sind von einem Buchen-Eichenwald mit den dominierenden Arten Stieleiche (*Quercus robur,* Linné) und der Rotbuche (*Fagus sylvatica,* Linné) bedeckt. *Alnus glutinosa* (Linné) und *Populus* sp. (Linné) tragen ebenso mit ihrem Laub zum organischen Eintrag bei. Die Krautschicht war während des Untersuchungszeitraumes stark ausgeprägt.

Der untersuchte Abschnitt mit einer Fließstrecke von ca. 181 m und einer Wasserfläche von ca. 371 m² ist durch eine Eisvogelbrutkolonie unterbrochen.

Die Untersuchung wurde von Anfang April bis Mitte Juli 2011 durchgeführt. Zweimal wöchentlich wurden Wasserproben genommen. Diese wurden nach DIN-Standards photometrisch auf Nitrat (NO_3^--N), Nitrit (NO_2^--N) und Ammonium (NH_4^+-N) untersucht. Das organische Material wurde mittels fünf über dem Bach platzierten Vertikalfallen (Fläche je 0,61 m^2) gesammelt, die am rechten und linken Ufer von je einer Lateralfalle (40 cm Länge) flankiert wurden. Im Abstand von mehreren Wochen fanden insgesamt drei Expositionen statt. Das gesammelte organische Material wurde in sieben Kategorien aufgeteilt: Buche, Eiche, Erle, „Früchte“, „Holz“, Pappel und „Sonstiges“. In der Kategorie „Früchte“ befinden sich vorwiegend Bucheckern und Lärchenzapfen. In der Kategorie „Sonstiges“ wurden vor allem unbestimmbare Blattfragmente, kleinste Teile anderer Pflanzen und kleinste Holzpartikel zusammengefasst. Die C:N-Verhältnisse wurden für jede Kategorie exemplarisch bestimmt. Das organische Material wurde zunächst 24 h bei 60° C getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und gewogen. Anschließend wurde das Material bei 560° C für 4 h verascht, wiederum abgekühlt und gewogen. Die aschfreie Trockenmasse (AFTM) wurde ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Die eingetragene aschfreie Trockenmasse der ersten Expositonsperiode vom 19.Mai 2011 bis zum 6. Juni 2011 (Entnahme am 6. Juni) betrug 94,8 g, in der zweiten Expositionsperiode vom 6. Juni 2011 bis zum 30. Juni 2011 (Entnahme am 30. Juni) 149 g und in der dritten Expositionsperiode vom 30. Juni 2011 bis zum 18. Juli 2011 (Entnahme am 18. Juli) 8 g. Die Kategorien „Holz“, „Sonstiges“ und „Früchte“ machten den größten Anteil des eingetragenen partikulären organischen Materials aus, gemessen in AFTM (Abb.1). Die Laubkategorien waren deutlich weniger stark vertreten, wobei Buche den höchsten Anteil der Laubarten ausmachte, bedingt durch die Dominanz dieser Art im Untersuchungsgebiet. In der Expositionszeit bis zum 18. Juli wurde auf Grund eines Sturmereignisses besonders viel Holz eingetragen. Diese Verteilung der Kategorien ist jahreszeitlich bedingt.

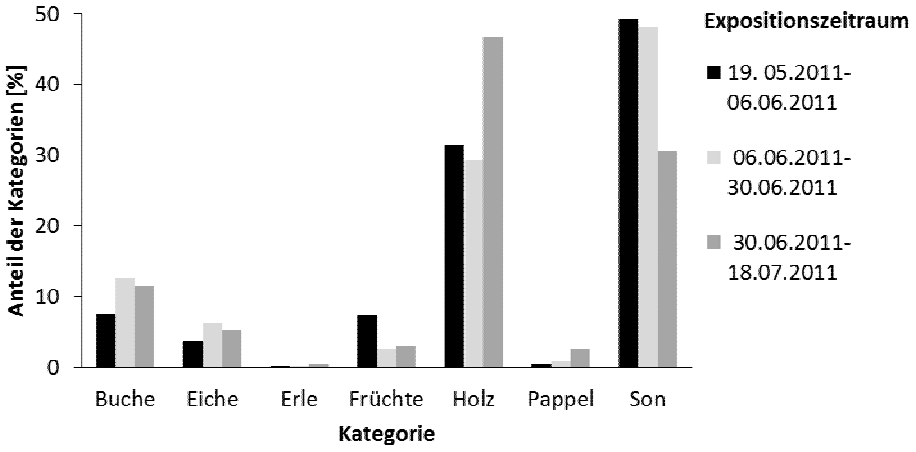


Abbildung 1: Zusammensetzung des im Untersuchungszeitraum eingetragenen POM (aschfreie Trockenmasse) im Gellenbach.

Die exemplarische Analyse der C:N-Verhältnisse bezogen auf die eingetragene Menge der verschiedenen POM-Kategorien ergab, dass die größte Menge Stickstoff pro Tag durch die Kategorie „Sonstiges“ eingetragen wurde, gefolgt von der Kategorie „Holz“. Unter den Laubkategorien lieferte Buche die größte Menge Stickstoff. (Tab. 1). Insgesamt betrug der Stickstoffeintrag 63,41 mg d-1.

Tabelle 1: Kohlenstoff- und Stickstoffeintrag der Kategorien in mg pro Tag in Bezug auf die beprobte Fläche

Kategorie	Stickstoffeintrag [mg d^{-1}]
Buche	7,18
Eiche	4,94
Erle	0,34
Früchte	1,53
Holz	13,94
Pappel	1,39
Sonstiges	34,09

Die Frachten der Stickstoffverbindungen im Bachwasser lagen deutlich über den aus natürlichem Eintrag stammenden Stickstoffmengen (Abb. 2 und 3). Die Stickstoffverbindungen zeigten zu Beginn der Untersuchung ihre Frachtmaxima, zurückzuführen auf die landwirtschaftliche Aktivität und höhere Abflüsse.

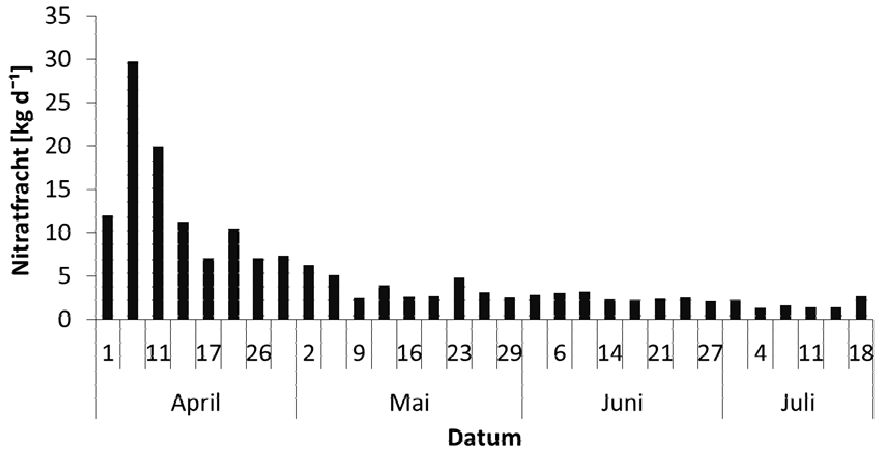


Abbildung 2: Nitratfracht vom 01.04. bis18.07.2011 im Gellenbach bezogen auf den mittleren Abfluss zwischen den Probenahmen

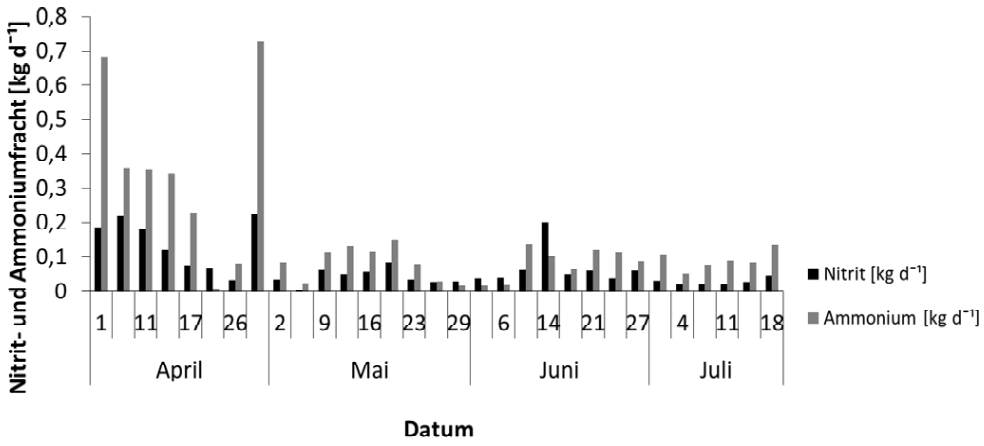


Abbildung 3: Nitrit- und Ammoniumfracht vom 01.04. bis 18.07.2011 im Gellenbach bezogen auf den mittleren Abfluss zwischen den Probenahmen

Schlussfolgerungen

Die Hauptblattkategorie des POM-Eintrages in den Gellenbach war Buche, die auch den meisten Stickstoff und Kohlenstoff der Laubkategorien einbrachte. Nicht-Laub-Kategorien machten einen höheren Anteil am POM aus als Laub. „Sonstiges“ war der insgesamt größte Stickstofflieferant. „Holz“ wurde vor allem in der letzten Expositionsperiode bis zum 18.07. durch Wind eingetragen. Der natürliche Stickstoffeintrag durch POM war deutlich niedriger als die Stickstofffracht in der fließenden Welle. Die Differenz stammt aus diffusem anthropogenem Eintrag. „Holz“ und „Sonstiges“ sind auf Grund ihres C:N-Verhältnisses schwer abzubauen. Der Stickstoff aus diesen Quellen wird nur langfristig freigesetzt und reduziert so die Menge des Stickstoffs, die durch POM unmittelbar ins Gewässer gelangt**.**

Danksagung

Diese Untersuchung ist im Rahmen einer Bachelorarbeit entstanden. Großer Dank gilt allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, die zum Gelingen dieses Projektes beigetragen haben.

Literatur

Cillero C, Pardo I, Lopez ES (1999): Comparisons of riparian vs. over stream trap location in the estimation of vertical litterfall inputs. Hydrobiologia 416:171-179

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980): The River continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:130-137

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Periodische Redoxwechsel und ihr Einfluss auf bakterielle Aktivität und Porenwasserchemie

Katharina Frindte[1], Katrin Attermeyer[1], Werner Eckert[2] & Hans-Peter Grossart[1]

1 Leibniz-Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department of Stratified Lakes, frindte@igb-berlin.de,
2 Israel Oceanographic & Limnological Research, The Yigal Allon Kinneret Limnological Laboratory

Keywords: Sediment-Wasser Grenzschicht, periodische Redoxwechsel , Porenwasser, mikrobielle Aktivität, Seiches

Einleitung

Periodische Redoxwechsel sind ein weltweit verbreitetes Phänomen in aquatischen Habitaten. Sie treten im limnischen Bereich besonders durch interne Wellen in geschichteten Seen auf (1), während sie in marinen Systemen eine Folge von Tideneinflüssen oder den Auftriebsgebieten der Ozeane sind (2). Die Auswirkungen dieser, besonders in Seen sehr periodisch auftretenden Wechsel in der Sauerstoffverfügbarkeit, sind physikalisch gut untersucht, während über ihre Auswirkungen auf die Porenwasserchemie und die mikrobielle Gemeinschaft bisher nur wenig bekannt ist (3). Das Ziel unserer Studie war, mittels gezielten Laborversuchen an ungestörten Sedimentkernen Aussagen über den Einfluss periodischer Redoxwechsel auf die mikrobielle Aktivität und die Porenwasserchemie treffen zu können.

Material und Methoden

Versuchsaufbau

Für die Versuchsdurchführung wurden drei ungestörte Kerne (Kerndurchmesser 9 cm) an der tiefsten Stelle des oligotrophen Stechlinsees (68 m) gestochen. Die Kerne wurden im Labor wie folgt inkubiert:

Kern A: Periodischer Redoxwechsel alle 12-24 h

Kern B: Konstant oxisch inkubiert

Kern C: Konstant anoxisch inkubiert

Kern A und C wurden mittels Deckeln mit O-Ringen luftdicht abgeschlossen, um durch Sauerstoffzehrung im Kern anaerobe Bedingungen einzustellen (Abb. 1). Kern B wurde ebenfalls mit einem Deckel verschlossen, allerdings sorgte eine Luftschicht zwischen Wassersäule und Deckel für konstant oxische Bedingungen. In Kern B und C wurde der Wasserkörper mittels Schlauchpumpen konstant umgepumpt, um eine gleichmäßige Mischung des Wassers zu gewährleisten. In Kern A wurden im Deckel zusätzlich Elektroden eingelassen, damit die chemischen Änderungen in der Wassersäule während des Experimentsverfolgt werden können. (Tabelle 1).Ein unter der Sauer-

stoffelektrode angebrachter Magnetrührer gewährleistete ebenfalls eine komplette Mischung des Wasserkörpers.

Tab. 1: Übersicht über die in der Wassersäule gemessenen Parameter

	Meßprinzip	**Firma**	**Messung**
	Sauerstoffelektrode Oxi96	WTW	kontinuierlich
	Ammoniumelektrode DX262	Mettler-Toledo	kontinuierlich
	Sulfid Elektrode	Ingold	kontinuierlich
	Pt-Redoxelektrode	Metrohm	kontinuierlich
	Referenzelektrode 373-PF-S7/120	Mettler-Toledo	
	Methanmessung mit Gaschromatographen Shimadazu 14A	Shimadzu	in unregelmäßigen Zeitabständen
	Datenlogger	Keithley	

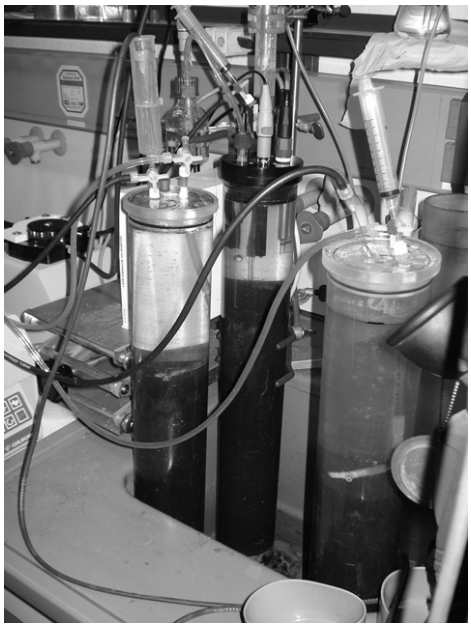


Abb. 1: Foto des Versuchsaufbaus

An dem Deckel jedes Kerns wurde eine Apparatur angebracht, die es ermöglichte Wasserproben aus den Kernen zu ziehen, ohne das Luft in das System gelangen kann, da begastes Wasser aus einem Reservoir nachströmen kann. Über das gleiche System wurde auch die oberste Sedimentschicht resuspendiert und als Probe gezogen.

Wenn die gemessenen Parameter in Kern A anoxische Bedingungen widerspiegelten, wurde das Wasserreservoir belüftet und eine Schlauchpumpe zum Umpumpen des oxigenierten Wassers benutzt. Die Redoxwechsel fanden alle 12-24 h statt. Die konstanten Redoxbedingungen in den Kontrollkernen B und C wurden durch die Messung von Methan in der Wassersäule regelmäßig überprüft. Dazu wurden aus allen drei Kernen Wasserproben gezogen, in 10 ml Crimpfläschchen abgefüllt, die Gase ausgeschüttelt und sofort im Gaschromatographen ver- messen. Die Kerne wurden ungefähr 10 Tage inkubiert und der Versuch wurde zu drei verschiedenen Zeitpunkten (Januar, Februar, und Mai) durchgeführt.

Porenwasseranalysen von Ammonium und Phosphat

Nach dem Versuchsende wurden die Kerne entsprechend ihres Redoxzustands entweder oxisch oder anoxisch an der Oberfläche geschnitten. Alle Schichten unterhalb von 0,5 cm wurden unter anoxischen Bedingungen geschnitten, indem die Kernoberfläche mit Stickstoff begast wurde. Die Kerne wurden in folgenden Schichten für die Porenwasseranalysen geschnitten: 0-0,5 cm; 0,5-1,5

cm; 1,5-3,5 cm; 3,5-5,5 cm, 5,5-7,5 cm und 7,5-9,5 cm. Das Porenwasser wurde mittels Zentrifugation (10 min, 4000 rpm) gewonnen. Die Proben wurden anschließend über geglühte GF/F Filter filtriert. Für die Analyse von Ammonium wurde eine weitere Filtration über 0,45 µm regnerierter Zellulose-Filter angeschlossen. Die Proben wurden fotochemisch über einen FIAcompact analyzer (MLE, Dresden, Germany) vermessen.

Porenwasseranalysen von Methan

Für die Bestimmung von Methan im Porenwasser wurden in 50 ml Crimpfläschchen 10 ml 1,5 M NaOH-Lösung vorgelegt und direkt nach dem Schneiden der Kerne (siehe oben) 2 ml Sediment zugefügt (je 1 Parallele für die Bestimmung). Die Fläschchen wurden vercrimpt und später im Gaschromatographen vermessen.

Bestimmung der bakteriellen Aktivität

Bakterielle Protein Produktion (BPP) wurde als Maß für die bakterielle Aktivität genutzt (4). Dazu wurden 25 µl ^{14}C-Leucin und 75 µl unmarkiertes Leucin (Endkonzentration 30 µM) mit 0,5 ml Sediment aus der obersten Sedimentschicht jedes Kerns sowohl oxisch als auch anoxisch für eine Stunde inkubiert. Die Bestimmung erfolgte dreifach und es wurde ein Blindwert pro Probe mitgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Redoxwechsel und die sich damit verändernden chemischen Parameter in der Wassersäule wurden über ca. 10 Tage verfolgt. Abbildung 2 zeigt beispielhaft die Veränderung in der

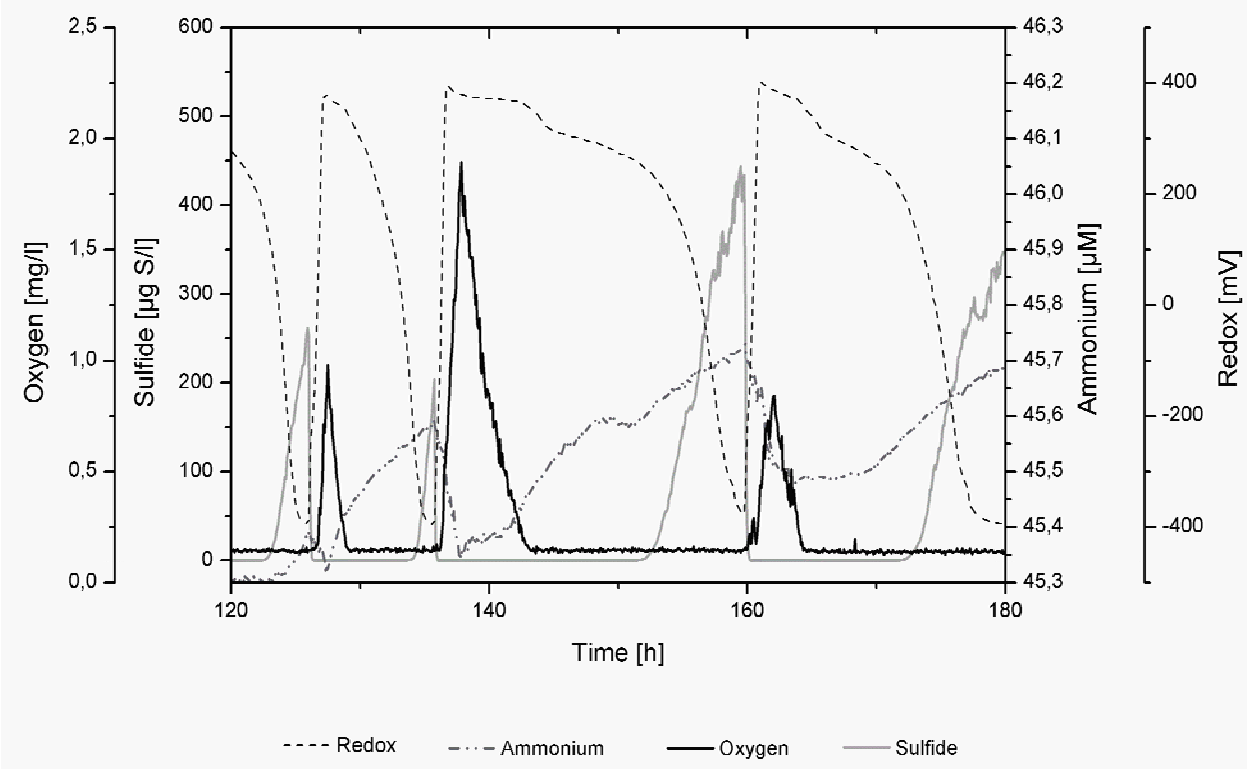


Abb. 2: Veränderung der chemischen Parameter während einiger ausgewählter Redoxwechsel

Wasserchemie während der oxischen und anoxischen Phasen. Unter oxischen Bedinungen werden reduzierte Stoffwechselmetabolite wie Ammonium und Sulfid chemisch und mikrobiell aufoxidiert. Aerobe Prozesse können stattfinden. In den anoxischen Phasen steht kein Sauerstoff zur Verfügung, so dass sich reduzierte Produkte anreichern. Dieser Verlauf zeigt, dass unser System zur Untersuchung kurzzeitiger Redoxveränderungen gut funktioniert. Es sind Intervalle von 12-24 Stunden möglich, wobei die Wechsel ausschließlich durch die natürliche Sauerstoffzehrung im Sediment gesteuert werden. Außerdem ist eine Beprobung der Wassersäule sehr einfach und schnell, deshalb können auch sensible Proben beispielsweise für die Extraktion von mRNA gezogen werden.

Die regelmäßigen Methanmessungen in allen Kernen zeigten auch, dass unsere Kontrollen konstant oxisch bzw. anoxisch waren. In anoxischen Kernen stiegen die Methankonzentrationen stark an und blieben aufgrund der Sättigung der Wassersäule mit Methan gleich. Unter konstant oxischen Bedingungen war Methan in der Wassersäule kaum messbar, während unter alternierenden Redoxbedingungen die Methankonzentrationen auf sehr niedrigem Niveau blieben, aber in anoxischen Phasen wieder leicht anstiegen.

Die Untersuchungen des Porenwassers zeigten, dass sich oxische Kerne und Kerne unter wechselnden Redoxbedingungen in allen untersuchten Parametern statistisch nicht unterschieden. Allerdings unterschieden sie sich sowohl in den Ammonium-, Phosphat- und Methankonzentrationen hoch signifikant ($p<0,003$) von den anoxisch inkubierten Kernen (Abb. 2). Alternierende Redoxbedingungen scheinen demnach die Anreicherung von reduzierten Stoffwechselprodukten im Porenwasser zu unterbinden, da in kürzeren Zeitabständen immer wieder Sauerstoff für oxische Prozesse zur Verfügung zu stehen scheint. Allerdings bleibt die Frage, in welchen Intervallen Sauerstoff zur Verfügung gestellt werden muß und wie lange dieser dem oxischen Profilen entsprechende Zustand anhält, unbeantwortet.

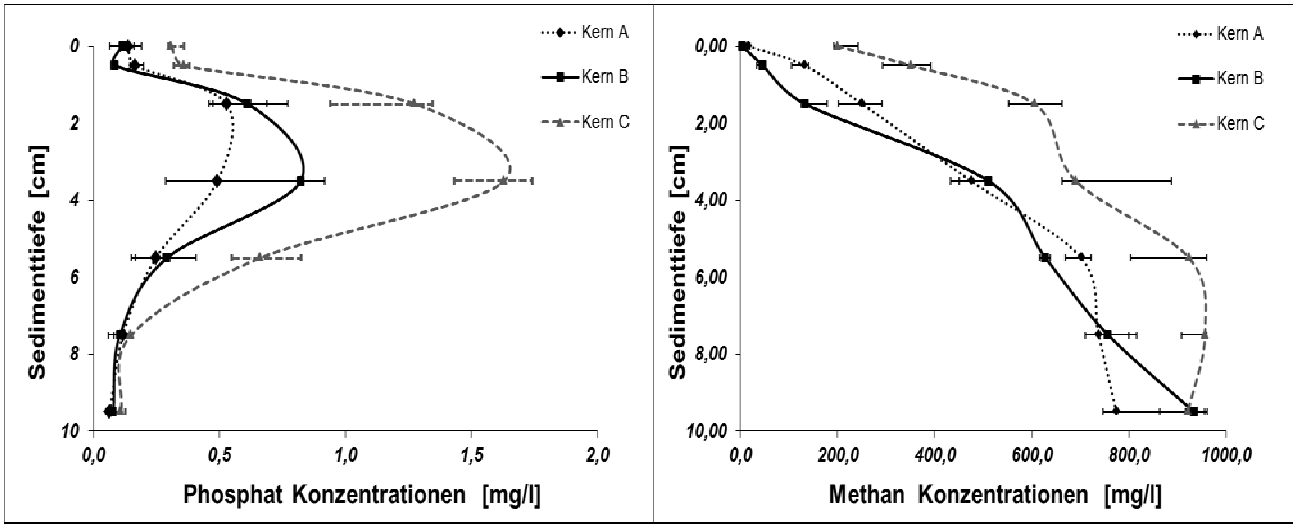


Abb. 3: Porenwasserprofile von Phosphat und Methan. Es ist deutlich zu sehen, dass sich anoxische Kerne stark von den oxisch oder alternierend oxisch-anoxischen Kernen unterscheiden. Es wurden die Mediane mit den 75% und 25% Quantilen dargestellt.

Unsere Untersuchungen zu Veränderungen der mikrobiellen Aktivität zeigten einen deutlichen Trend zu erhöhter Bakterieller Protein Produktion unter wechselnden Redoxbedingungen. Der beobachtete Trend war statistisch nicht signifikant, da die Standardabweichungen relativ groß wa-

ren. Allerdings waren die gemessenen BPP-Werte am stabilsten unter wechselnden Redoxbedingungen, was auch ein Hinweis auf eine gute Adaptation der mikrobiellen Gemeinschaft ist. Insbesondere die konstant anoxisch gehaltenen Kerne wiesen eine hohe Schwankungsbreite in der mikrobiellen Aktivität auf (sowohl oxisch als auch anoxisch inkubiert). Eine hohe mikrobielle Aktivität unter wechselnden Redoxbedingungen ist besonders durch eine gute Verfügbarkeit von passenden Elektronendonatoren und –akzeptoren erklärbar. Außerdem können für den Abbau von komplexeren Kohlenstoffquellen, wie beispielsweise Huminstoffen, sowohl oxische als auch anoxische Stoffwechselwege benutzt werden (5).

Bisher ist nichts darüber bekannt, wie sich diese wechselhaften Bedingungen auf die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft und auf deren Genexpression auswirken.

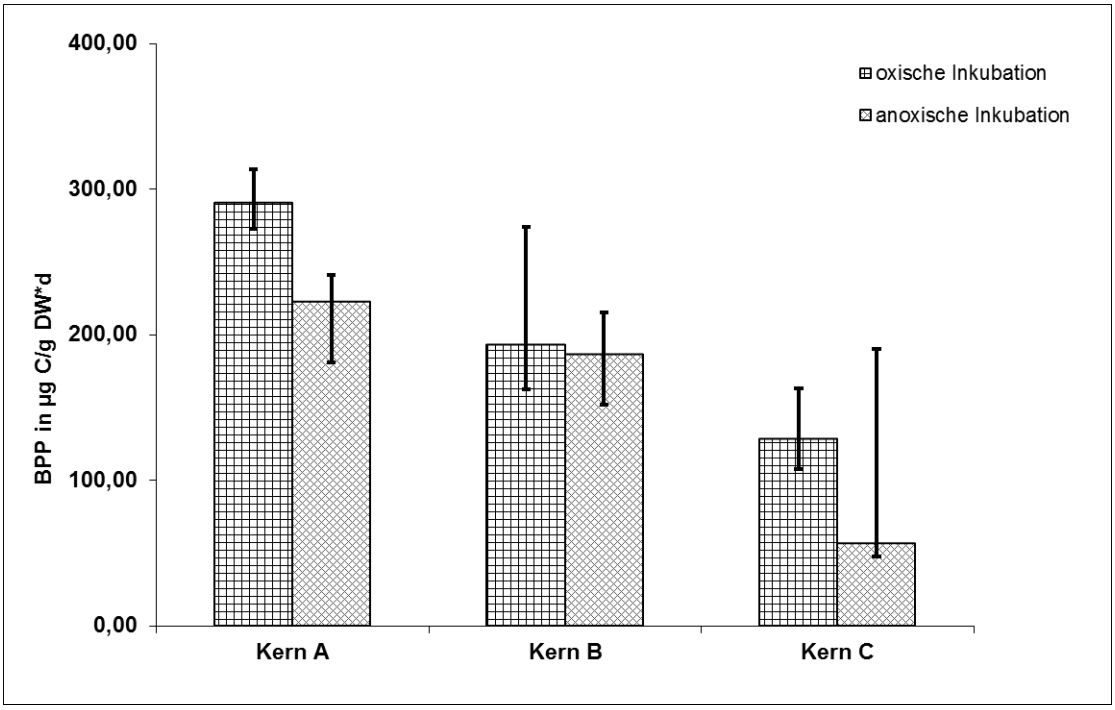


Abb. 4: Darstellung der gemessenen BPP-Werte. Die Werte entsprechen den Medianen und den 75% und 25% Quantilen

Zusammenfassung

1. Wir haben ein System entwickelt, mit dem periodische Redoxwechsel in intakten Sedimentkernen und deren Auswirkungen auf die Sediment-Wasser-Grenzschicht untersucht werden können.
2. Alternierende Redoxbedingungen führen zu gleichen Porenwasserprofilen wie oxische Bedingungen an der Sediment-Wasser-Grenzschicht
3. Periodische Veränderungen der Sauerstoffverfügbarkeit beeinflussen die bakterielle Aktivität. Es gibt einen deutlichen Trend, dass die mikrobielle Gemeinschaft unter diesen Bedingungen aktiver ist.

Danksagung

Wir danken Uta Mallock und Elke Mach für die technische Assistenz und Michael Sachtleben und Roman Degebrodt für ihre Hilfe bei den Probenahmen. Die Studie entstand im Rahmen einer Doktorarbeit und wurde über ein DFG-Projekt (GR1540/15-1) finanziert.

Literatur

Bryant LD (2010) Variable sediment oxygen uptake in response to dynamic forcing. (Limnology and Oceanography 55(2):950-964.

Sholkovitz ER & Gieskes JM (1971) A Physical-Chemical Study of the Flushing of the Santa Barbara Basin. Limnology and Oceanography 16(3):479-489.

Kirillin G, Engelhardt C, & Golosov S (2008) A mesoscale vortex in a small stratified lake. Environmental Fluid Mechanics 8(4):349-366.

Buesing N & Gessner MO (2003) Incorporation of Radiolabeled Leucine into Protein to Estimate Bacterial Production in Plant Litter, Sediment, Epiphytic Biofilms, and Water Samples. Microbial Ecology 45(3):291-301.

Kristensen E (2000) Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. Hydrobiologia 426(1):1-24.

KLIMAWANDEL

FINK, G.: Charakterisierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Hydrodynamik alpiner Seen im Rahmen des Projektes SILMAS

HERZOG, CH., P. KASPRZAK, F. GOHR & M. HUPFER: Atmosphärische Deposition - Wichtiger Eintragspfad für Nährstoffe in Seen

JORDAN, S., F. GOHR, H. RÖNICKE, G. KIRILLIN & M. HUPFER: Langzeittrends physikalischer und chemischer Parameter des Arendsees (Sachsen-Anhalt)

KASPRZAK, P., T. SHATWELL & G. KIRILLIN: Warmwasser aus einem Kernkraftwerk und Klimawandel haben unterschiedlichen Einfluss auf Wassertemperaturen und thermische Schichtung des Stechlinsees

KORTE, TH. & M. SOMMERHÄUSER: Neozoen als Klimaindikatoren in großen Flüssen

NEMEC, S. & C. NOWAK: Genetische Anpassung von Chironomus Populationen an lokale Temperaturbedingungen

SHATWELL, T., P. KASPRZAK & M. HUPFER: The influence of climate change on oxygen and phosphorus in deep Lake Stechlin

SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose

VETTER, M. & ST. WEINBERGER: Modellierungsansatz und Szenarien zur limnologischen Entwicklung des Ammersees im Klimawandel

WEINBERGER, ST. & M. VETTER: Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen Modells DYRESM am Ammersee zur Abschätzung limnologischer Folgen des Klimawandels

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Charakterisierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Hydrodynamik alpiner Seen im Rahmen des Projektes SILMAS

Gabriel Fink[1]

[1] Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, ISF@lubw.bwl.de

Keywords: SILMAS, Alpenseen, Klimawandel

Einleitung

Klimawandel – was kommt auf alpine Seen zu?

Die Charakteristik des Durchmischungsverhaltens sowie Dauer, Häufigkeit und Stabilität der Schichtung in alpinen und voralpinen Seen werden im Wesentlichen durch die klimatischen Randbedingungen bestimmt. Der Wärmeeintrag ist die treibende Kraft in einem See. Die Ausprägung der Wärmeströme ist entscheidend für das Ökosystem. Unzählige Studien bestätigen einen anthropogen verursachten Wandel des Klimas sowohl in den vergangenen Jahrzehnten als auch in verschiedenen möglichen Szenarien zukünftiger Emissionen von Treibhausgasen (IPCC 2007). Die Klimafolgenforschung zeigt in Modellrechnungen und in Analysen langer Messzeitreihen, dass Seen in Mitteleuropa auf diese Veränderungen reagieren (z.B. Wahl 2007, Livingstone 2003, Peeters et al. 2002).

Das EU-Projekt SILMAS

In den Alpen ist der Klimawandel besonders deutlich in den vieljährigen Temperaturtrends erkennbar. Als Reaktion darauf steigen auch die Wassertemperaturen in alpinen Seen an. Es stellt sich die Frage, ob und wie diese Veränderungen des Klimas das sensible Zusammenspiel zwischen den sowohl wirtschaftlichen als auch kulturellen Seennutzungen stört. Das EU-Projekt SILMAS (Suistainable Instruments for Lakes Management in the Alpine Space) beabsichtigt diese Frage zu beantworten. Drei Arbeitsprioritäten werden gestellt:

1. Mögliche Effekte des Klimawandels auf die Alpenseen und der Umgang damit

2. Wassernutzungskonflikte und Lösungsansätze

3. Aufklärung der Bevölkerung im Hinblick auf eine umweltschonende Nutzung der Alpenseen

Unter den ersten Punkt fällt u.a. die hier vorgestellte Impaktstudie zur Sensitivität ausgewählter alpiner Seen auf klimatische Änderung. Ziel ist es, eine mögliche, typische Reaktion dieser Gewässer auf das Signal eines Klimawandels charakterisieren zu können.

Die Untersuchung zeigt deutliche Reaktionen eines Sees, insbesondere in der Durchmischungsintensität, Wassertemperatur und Verdunstung, wenn die klimatischen Randbedingungen verändert werden. Es wird jedoch auch deutlich, dass diese Reaktion eines Sees nicht auf in ihrer geographi-

schen Lage ähnliche Seen übertragen werden darf, da die Seen trotz dieser Ähnlichkeit teilweise sehr unterschiedlich reagieren.

Material und Methoden

Das 1dv-Modell

Die Evaluation der Sensitivität alpiner Seen auf klimatische Veränderungen erfolgt mit einem eindimensionalen, vertikalen, hydrodynamischen Modell. Dieses bei Deltares (Niederlande) entwickelte Modell liegt in einer experimentellen Version vor. Das bietet den Vorteil, dass in den Source-Code zusätzliche, in den Alpenseen nicht zu vernachlässigende Prozesse wie eine variable Secchi-Tiefe und die Abschattung durch die umgebenden Berge implementiert werden können.

Die vertikale Untergliederung erfolgt in 1m-Schichten. Die zeitliche Diskretisierung beträgt fünf Minuten. Als meteorologischer Antrieb werden Zeitreihen der Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Lufttemperatur sowie Wolkenbedeckungsgrad und/oder Globalstrahlung verwendet. Kalibriert wurde das Modell anhand der Abweichungen zwischen den gemessenen, mittleren Monatswerten der Wassertemperatur in verschiedenen Tiefenschichten. Hierbei wurde ein evolutionärer Algorithmus entwickelt, der erfolgreich ein globales Minimum in den genannten Abweichungen durch die Variation der Modellparameter finden konnte.

Die Seen

Ausgewählt wurden drei Seen, für die mindestens fünf Jahre Meteorologiedaten als auch Wassertemperaturmessungen für die Modellkalibrierung zur Verfügung standen: Das internationale Gewässer Bodensee, der Wörthersee (Österreich) und der Lago di Viverone in Italien. Für diese Seen wurde jeweils ein Modell aufgebaut, kalibriert und validiert.

Klimaszenarien/Sensitivitätsstudie

Die vorliegende Studie ist eine Sensitivitätsstudie, die eine Reaktion seenphysikalischer Parameter hinsichtlich einer Veränderung klimatischer Randbedingungen untersucht. Die Veränderungen des Modellinputs (Klimadaten) nach dem Prinzip von „Was wäre wenn…“-Szenarien auf der Basis manipulierter, gemessener Zeitreihen geben einen Überblick über mögliche Veränderungen im Durchmischungs- und Schichtungsverhalten und auch ein genaues Bild über die Sensitivität der alpinen Seen und sind unabhängig von den Rechenläufen globaler Zirkulationsmodelle. Es werden die Mittelwerte von Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Wolkenbedeckungsgrad und Windgeschwindigkeit durch die Modifizierung der gemessenen Zeitreihen variiert. *Tabelle 1* zeigt die Variationsbereiche der Klimagrößen.

Tabelle 1: Variationsbereiche der Modifizierung des Mittelwertes in den Klimazeitreihen relativ zur Messung

	relative Luftfeuchte	Lufttemperatur	Wolkenbedeckung	Windgeschwindigkeit
Obere Grenze relativ zur Messung (Referenz)	+10 %rF	+5 °C	+16 %Wb	+3 m/s
Untere Grenze relativ zur Messung (Referenz)	-10 %rF	-5 °C	-16 %Wb	kein Wind

Numerischer Tracer

Bei den untersuchten Seen handelt es sich ausschließlich um monomiktische Seen. Eine zentrale Frage ist, wie und ob sich dieses Durchmischungsverhalten der Seen verändert, wenn sich die klimatischen Randbedingungen ändern. Hierzu wurde vor der Zirkulationsphase ein numerischer Tracer in die oberste Modellschicht eingegeben. Das Verhältnis zwischen der Tracerkonzentration unterhalb einer bestimmten Seetiefe (Bodensee 100 m, Lago di Viverone 40 m, Wörthersee 40 m) zu der Konzentration oberhalb dieser Tiefe zu Beginn der nächsten Stagnationsphase ergibt den Durchmischungsindex IndD.

Ergebnisse

Durchmischungsindex

Bei einer Zunahme der mittleren Lufttemperatur nimmt in allen Seen die Durchmischungsintensität ab (*Abbildung 1*). Allerdings reagiert der Wörthersee und der Lago di Viverone bei leichten Veränderungen der Lufttemperaturen relativ zum Referenzszenario noch nicht. Der sensitive Bereich beginnt erst bei einer Zunahme von ca. 1°C, während der Bodensee sich bereits im Referenzszenario in diesem Bereich befindet (*Abbildung 1 d*). Daher führt eine Abnahme der mittleren Lufttemperatur nur im Bodensee zu einer Erhöhung von IndD.

Eine Abnahme der mittleren Windgeschwindigkeit führt zu geringeren Durchmischungsintensitäten (Abbildung 1b, e, h), wobei im Lago di Viverone dieser Effekt erst bei einer Reduzierung der Windgeschwindigkeit auf 0 m/s (= -0,75 m/s relativ zur Referenz) bemerkbar wird (Abbildung 1h).

Nur der Bodensee reagiert leicht sensitiv auf eine Variation der mittleren Luftfeuchtigkeit (Abbildung 1f). Die anderen Seen reagieren im IndD kaum oder nur minimal.

Im Lago di Viverone, der sich frühjährlich intensiv durchmischt, wurde beobachtet, dass die Wassertemperatur sehr stark von einzelnen warmen Wintern bestimmt wird. Die Folge von mehreren kalten Wintern führt zu einem rückgängigen Trend in der Wassertemperatur (Mittelwert über den gesamten Wasserkörper). Warme Lufttemperaturen während der Durchmischungsphase erwärmen das Tiefenwasser, das sich dann während den folgenden kalten Winter nur langsam abkühlt. Solche „Reset“-Ereignisse können in der kurzfristigen Betrachtung des Wärmeinhaltes einen ansteigenden Trend vortäuschen.

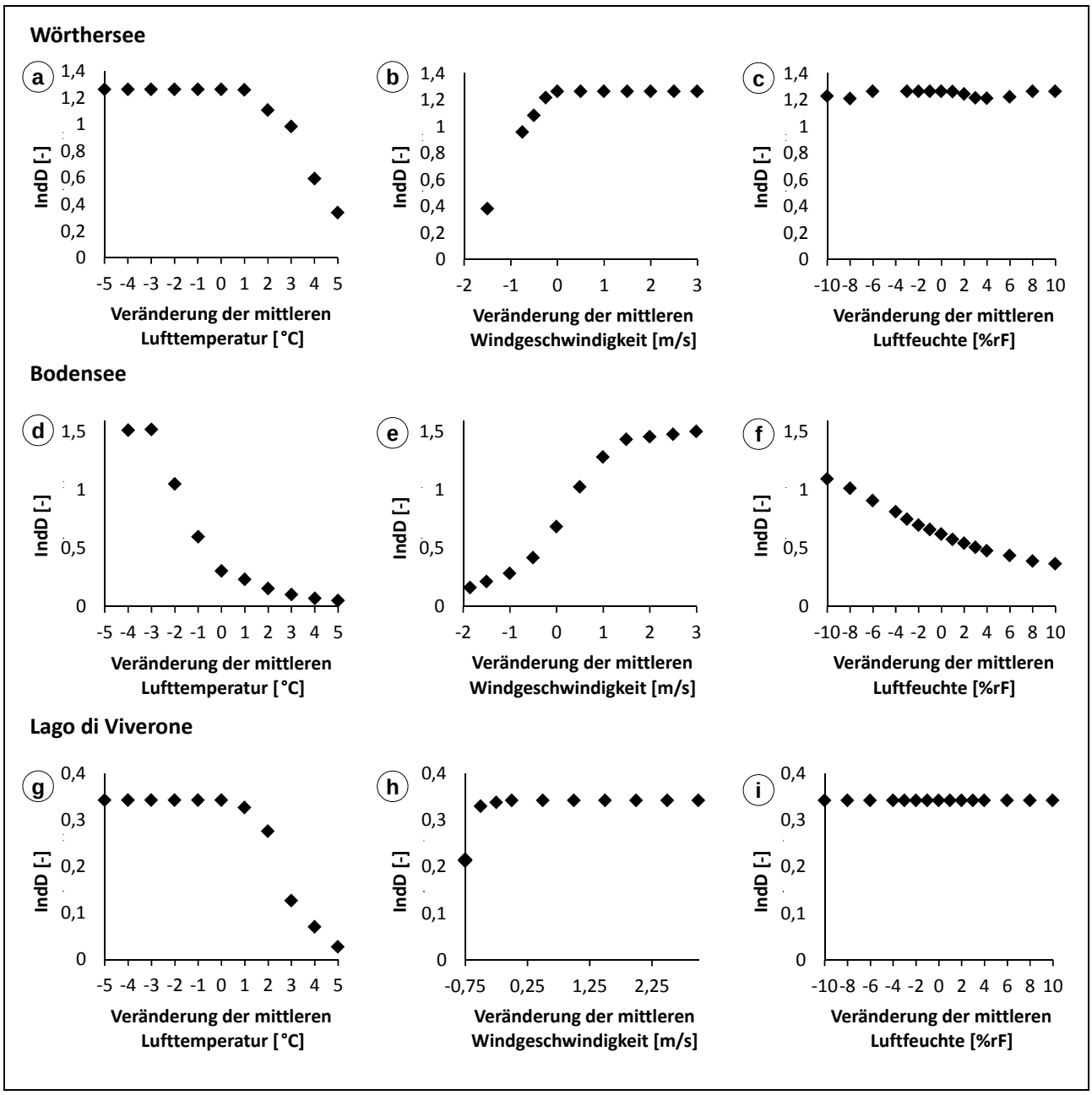


Abbildung 1: Der Durchmischungsindex IndD des Wörthersees (a, b, c), des Bodensees (d, e, f) und des Lago di Viverone (g, h, i) bei einer Variation der mittleren Lufttemperatur, der mittleren Windgeschwindigkeit und der mittleren Luftfeuchtigkeit

Wassertemperatur

Die mittlere oberflächennahe Wassertemperatur steigt/sinkt in allen untersuchten Seen nahezu linear mit der Erhöhung/Senkung der mittleren Lufttemperatur. Dabei gilt annähernd: $d\overline{T}_{Wasser} / d\overline{T}_{Luft} \approx 1$. Sinkt die mittlere Lufttemperatur, dann sinkt die Tiefenwassertemperatur ebenfalls, jedoch nur bis zum Dichtemaximum bei 4°C. Eine weitere Verringerung der Lufttemperatur zeigt im untersuchten Bereich keine Effekte.

Die Lage der Sprungschicht während der Stagnationsphase ist bei höheren mittleren Windgeschwindigkeiten tiefer. Beispielsweise führt eine um 3 m/s erhöhte mittlere Windgeschwindigkeit im Bodensee im Mittel zu einer um ca. 3 m tiefer liegenden Sprungschicht im Monat Juli.

Weht kein Wind, dann bildet sich trotzdem in allen Seen eine stabile Schichtung aus, die sich in der Mächtigkeit des Epilimnions kaum von der Mächtigkeit bei normalem Wind unterscheidet.

Verdunstung von der Seeoberfläche

Der aktuelle Mittelwert der Verdunstung vom Bodensee von ca. 510 mm/a erhöht sich bei einer Temperaturerhöhung von extremen 5°C auf ca. 600 mm/a. Bezogen auf eine Seeoberfläche von 535 km² entspricht dies der Zunahme eines mittleren Abflusses von 7,6 m³/s auf 9 m³/s. Im Wörthersee (540 mm/a → 633 mm/a) und im Lago di Viverone (585 mm/a → 680 mm/a) sind die Verdunstungszunahmen bei dieser Lufttemperaturerhöhung ähnlich.

Die Verdunstung reagiert schwach sensitiv auf eine Luftfeuchteänderung. Höhere Windgeschwindigkeiten führen erwartungsgemäß zu höheren Verdunstungsraten. Weht kein Wind, dann beträgt die Verdunstung im vieljährigen Mittel am Bodensee dennoch 436 mm/a, am Wörthersee 504 mm/a und am Lago di Viverone 502 mm/a. Dies ist auf die durch freie Konvektion verursachten latenten Wärmeströme zurückzuführen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Ausgewählte alpine Seen wurden mit einem hydrodynamischen Modell nachgebildet und unter verschiedenen klimatischen Bedingungen untersucht.

Die Seen reagieren hierbei in ihrer Durchmischungsintensität. Insbesondere, wenn die mittlere Lufttemperatur zunimmt, dann ist mit einer deutlichen Abnahme der Durchmischungsintensität zu rechnen. Die oberflächennahe Wassertemperatur ist an die mittlere Lufttemperatur stark gekoppelt, während das Tiefenwasser weniger sensitiv reagiert und im Lago di Viverone von der Lufttemperatur in warmen Wintern bestimmt wird. Nur eine Erhöhung der mittleren Windgeschwindigkeit bewirkt eine Zunahme der Metalimniontiefe. Höhere Temperaturen sowie geringere Wolkenbedeckung und mehr Wind führen zu höheren Verdunstungsraten.

Diese Effekte konnten in den Analysen erfolgreich quantifiziert werden. Das Ergebnis ist ein Handbuch, das herangezogen werden kann, wenn die Frage nach der Seenreaktion bei einer gegebenen, berechneten Veränderung der klimatischen Randbedingungen gestellt wird (z.B. wenn neue und genauere regionale Klimaprojektionen vorliegen).

Danksagung

Das Projektes SILMAS ist ein EU-Projekt im Alpine Lakes Network und wird mit Fördermittel im Rahmen des Strukturprogramms Europäische Territoriale Zusammenarbeit (2007 bis 2013) 2009 bis 2012, unter der Leitung von der Region Rhône-Alpes, durchgeführt. Die vorliegende Untersuchung ist Teil des Projektes und entstand in enger Zusammenarbeit mit den Projektpartnern aus Slowenien, Österreich, Italien und Frankreich. Dank geht an alle Projektpartner, speziell an die Institutionen, die bei der vorliegenden Untersuchung Daten zur Verfügung gestellt haben, sowie an Deltares (Niederlande) für die Bereitstellung des Modellcodes und für die hochqualifizierte Beratung.

Literatur

Livinstone, D.M. (2003): Impact of Secular Climate Change on the Thermal Structure of a Large Temperate Central European Lake. Climate Change 57: 205-225.

Peeters, F., Livingstone, D.M., Goudsmit, G.-H., Kipfer, R., Foster, R. (2002): Modeling 50 yr of Historical Temperature Profiles in a Large Central European Lake. Limnol. Oceanogr. 47, 186-197.

Wahl, B. (2007): Kovarianzanalysen physikalischer, chemischer und biologischer Langzeitdaten des Bodensees mit hydrometeorologischen Parametern. KLIWA-Berichte Heft 11: Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee, Teil 1.

Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen (Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC, WMO/UNEP) (2007): Climate Change 2007, Summary for Policymakers.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Atmosphärische Deposition - Wichtiger Eintragspfad für Nährstoffe in Seen

Christiane Herzog[1], Peter Kasprzak[1], Friedemann Gohr[2] & Michael Hupfer[1]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin - Neuglobsow, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Email: herzog@igb-berlin.de, daphnia@igb-berlin.de, hupfer@igb-berlin.de, [2] Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Otto-von-Guericke Str. 5, 39104 Magdeburg, Email: Friedemann.Gohr@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de

Keywords: Eutrophierung, Nährstoffeinträge, atmosphärische Deposition

Einleitung

Mit der Verminderung der Nährstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen aus dem Einzugsgebiet könnte die Bedeutung der atmosphärischen Deposition als eine Ursache für zu hohe Nährstoffkonzentrationen in Seen zunehmen. Allerdings gibt es zu diesem Eintragspfad nur wenig systematische Studien in Deutschland, die zur aktuellen Beurteilung herangezogen werden können. Die atmosphärische Deposition unterliegt zudem lokalen, regionalen und überregionalen Einflüssen, so dass eine genauere Quantifizierung dieses Eintragspfades Messungen in der entsprechenden Region erforderlich macht. Um eine nachhaltige Verminderung der Phosphorbelastung des Arendsees in Sachsen-Anhalt zu erreichen, werden gegenwärtig alle Eintragspfade hinsichtlich ihrer Bedeutung für die hohe Trophie erfasst. Die Messungen zur atmosphärischen Deposition auf Land- und Seeflächen zielen dabei auf (1) die Ermittlung des Anteils an der Gesamtbelastung des Sees, (2) die Erfassung jahreszeitlicher sowie räumlicher Unterschiede und auf (3) die Verbesserung methodischer Grundlagen. Erste Auswertungen der noch laufenden Untersuchungen, die vor allem auf den Eintrag von Phosphor zielen, werden hier vorgestellt.

Material und Methoden

Gewässer: Der Arendsee befindet sich in der Altmark im Norden von Sachsen-Anhalt. Mit einer Fläche von 5,13 km^2 und einer Tiefe von 49m ist er einer der größten und tiefsten Seen Nordostdeutschlands. Die frühere und gegenwärtige Belastung mit Phosphor führte im Arendsee zur starken Eutrophierung und es kommt seit vielen Jahren zu Massenentwicklungen von Cyanobakterien und zu zunehmenden Sauerstoffschwund im Tiefenwasser. Das Einzugsgebiet ist durch landwirtschaftliche Nutzung als Acker- und Grünland sowie Wald geprägt, die Stadt Arendsee (Altmark) grenzt im Südosten an das Gewässer.

Beprobung: Zur Erfassung der nassen, feuchten und trockenen Deposition wurden sechs baugleiche Niederschlagssammler an Land (RS200, 314 cm^2, Abb. 1) sowie zwei direkt auf dem See und einer in Ufernähe (UGT, 100 cm^2) installiert. Seit 2011 gibt es vier Probenahmestellen auf dem See (Abb. 1). Die Probestelle S1 ist mit drei einzelnen Sammlern ausgestattet.

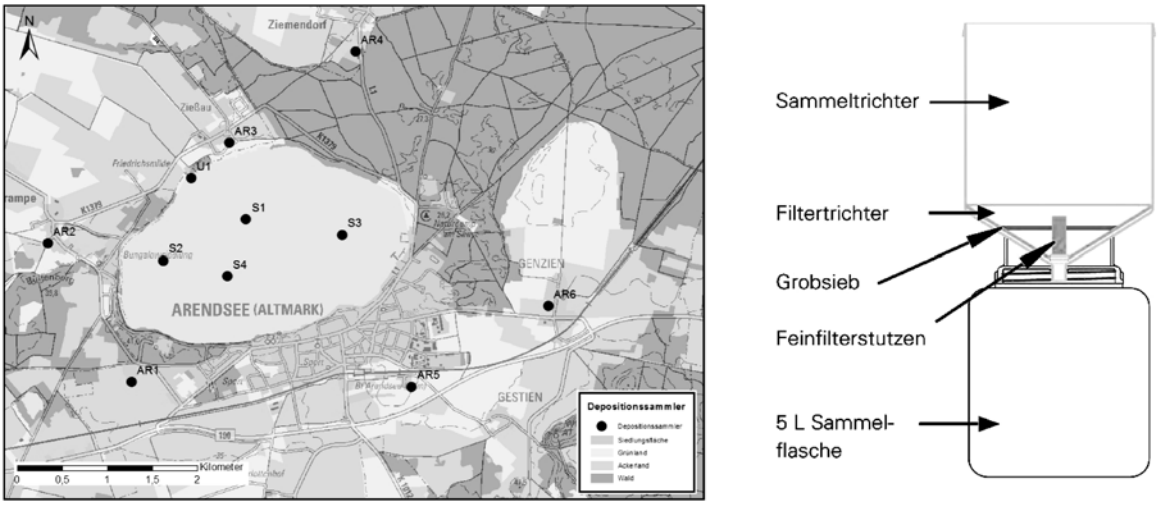


Abb. 1: Lage der Messpunkte für die atmosphärische Deposition im Einzugsgebiet (AR) und auf dem See (S und U) sowie die an Land verwendeten Niederschlagssammler RS200.

Analytik: Die Depositionssammler wurden monatlich beprobt. Die dabei ermittelten Niederschlagsmengen stimmten im Untersuchungszeitraum gut mit automatischen Messungen an der Wetterstation auf dem See überein. Die Analyse von Gesamtphosphor (TP) erfolgt modifiziert nach EN ISO 6878 photometrisch und von Gesamtstickstoff (TN) nach EN 12260 mittels multi N/C 3100.

Ergebnisse

Die atmosphärische Deposition sowohl von Phosphor als auch von Stickstoff zeigte ausgeprägte saisonale Unterschiede mit deutlich höheren Raten im Sommer- als im Winterhalbjahr. Die jahreszeitlichen Unterschiede sind beim Phosphor ausgeprägter als beim Stickstoff, dessen Depositionsraten stärker als die des Phosphors an die Niederschlagsverteilung gekoppelt sind. Abb.1 zeigt die Messergebnisse aller Stationen getrennt nach Land- und Seeflächen. Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen Land- und Wasserflächen gefunden. Die P-Depositionsrate nimmt allerdings mit zunehmender Entfernung vom Ufer auf den See tendenziell leicht ab. Auffallend ist, dass es neben der zeitlichen auch eine starke kleinräumliche Heterogenität gibt. Einige See- und Landstationen weisen in den Sommermonaten an einem oder zwei Terminen so hohe Extrema der P-Deposition auf, dass diese einen erheblichen Teil (>60%) der gesamten Jahresdeposition erklären können. Andere Stationen zeigen diese Auffälligkeiten nicht. Die Stationen mit den höchsten jährlichen Depositionsraten sind die Stationen mit ausgeprägten Extremwerten während des Sommers. Die Tabelle 1 stellt die Einträge von Phosphor- und Stickstoff durch atmosphärische Deposition zwischen 2009 bis 2011 zusammenfassend gegenüber.

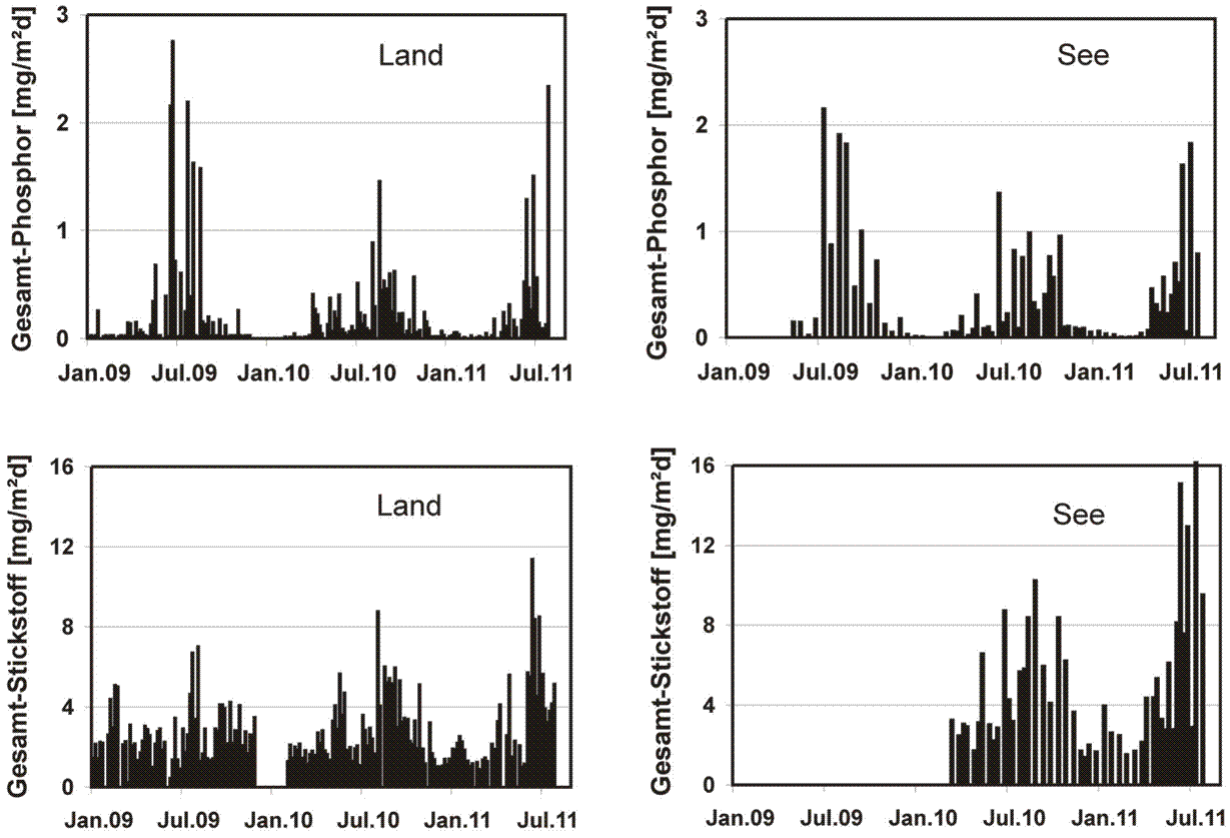


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Gesamtphosphor- und Stickstoff-Depositionsraten für die Land- und Seestationen am Arendsee zwischen 2009 und Mitte 2011.

Tab. 1: Jährliche atmosphärische Deposition von Phosphor und Stickstoff für die Land- und Seestationen sowie dem Ufer in den Jahren 2009, 2010 und 2011 (Mittelwerte in mg m^{-2} a^{-1})

	Phosphor			Stickstoff		
	See	Land	Ufer	See	Land	Ufer
2009		87,2 [1]	150,2		842 [1]	
2010	79,8 [2]	65,6	136,8	1.408 [2]	947	1.325
2011	80,0	74,7	151,6	1.274	1.072	1.784

[1] Messwerte Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, [2] nur Stelle S2

Diskussion

Die atmosphärische Deposition von Phosphor und Stickstoff ist neben der saisonalen Variabilität auch durch eine starke räumliche Heterogenität geprägt. Zwischen den Sammlern wurden große Unterschiede registriert, so dass für solche Erhebungen die Messung an mehreren Stellen zu empfehlen ist. Klare Beziehungen zwischen Standort und Depositionsraten von Phosphor konnten noch nicht nachgewiesen werden, weil auch einzelne Landstationen von Jahr zu Jahr erhebliche Schwankungen aufweisen. Im terrestrischen Bereich kann man aber davon auszugehen, dass je näher sich

der Standort des Sammlers in unmittelbarem Einfluss von lokalen Emittenten wie landwirtschaftlich genutzten Flächen, bewirtschafteten Grünland oder Siedlungsflächen befindet, desto höher ist die Depositionsrate mit episodischen Extremwerten. Hohe Depositionsraten im Frühjahr und Sommer können aus landwirtschaftlichen Arbeiten zur Bodenkultivierung und Düngung, aus Einträgen von Pollen und der Anreicherung von Mineralstaub in der Atmosphäre während der Wintermonate resultieren. Einen entscheidenden Einfluss für die Deposition im Untersuchungsgebiet haben jedoch meteorologische Bedingungen wie Vortrockenzeit, Niederschlagsmenge und Intensitäten, Windstärke und -richtung, Solarstrahlung und die Feuchte in der Atmosphäre. Auch ein möglicher Einfluss durch Emittenten in weiterer Entfernung vom Arendsee ist für die atmosphärische Deposition zu berücksichtigen. Es können episodisch extrem hohe P-Depositionsraten bis 10 mg m^{-2} d^{-1} auftreten, wie nach dem Sandsturm am 12.04.2011 im Einzugsgebiet des Arendsees für die Stationen AR3 und S2 registriert wurden. Die mittlere P-Depositionsrate in der Region am Arendsee liegt mit 80 mg m^{-2} a^{-1} in einem Bereich, der für deutsche Flusseinzugsgebiete von Behrendt et al. (1999) mit 30 bis 300 mg m^{-2} a^{-1} angeben wurde. Im Vergleich zum Stechlinsee (17 - 20 mg m^{-2} a^{-1}), der ein vorwiegend bewaldetes Einzugsgebiet hat, ist die P-Flächenbelastung durch die atmosphärische Deposition viermal niedriger als am Arendsee. Dagegen zeigen die Ergebnisse vom Müggelsee in Berlin mit einer jährlichen Rate von 154 mg m2, dass ein urban geprägtes Gewässer doppelt so Raten wie der Arendsee aufweisen kann.

Die atmosphärische P-Deposition am Arendsee macht gegenwärtig ca. 20% der gesamten P-Belastung aus. Ihr Anteil an der tolerierbaren P-Belastung zur Erreichung des mesotrophen Zielzustandes würde etwa 60% betragen. Am Stechlinsee erreicht die atmosphärische Deposition einen Anteil von 40% der Gesamtbelastung, während am Müggelsee nur 5% auf die Deposition entfallen, da der P-Import über die Spree klar dominiert.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es bei der atmosphärischen Deposition von Phosphor und Stickstoff eine große zeitliche und räumliche Variabilität am Arendsee und dessen Einzugsgebiet gibt. Die mehr als zweijährige Messreihe als auch die große Anzahl der Probestellen ermöglicht es aber relativ verlässlich, die Depositionsraten und Eintragsmengen für den Arendsee zu bestimmen.

Danksagung

Wir danken dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt für die Bereitstellung der Daten 2009 sowie für die Installation und Bereitstellung der Landmessstationen. Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen der „Vorplanung zur Sanierung des Arendsees“, die vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt finanziert wird.

Literatur

Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & R. Uebe, (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Texte 75, Umweltbundesamt Berlin.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Langzeittrends physikalischer und chemischer Parameter des Arendsees (Sachsen-Anhalt)

Sylvia Jordan[1], Friedemann Gohr[2], Helmut Rönicke[3], Georgiy Kirillin[1] & Michael Hupfer[1]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Email: jordan@igb-berlin.de, kirillin@igb-berlin.de, hupfer@igb-berlin.de, [2] Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Otto-von-Guericke Str. 5, 39104 Magdeburg, Email: Friedemann.Gohr@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de , [3] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Brückstrasse 3a, 39114 Magdeburg, Email: helmut.roenicke@ufz.de

Keywords: Klimawandel, Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, Langzeitmonitoring

Einleitung

Um die Folgen von Klima- und Landnutzungsänderungen für die Wasserqualität von Seen abzuschätzen, sind Langzeitreihen zur Gewässerentwicklung von größter Bedeutung. Am Arendsee in Sachsen-Anhalt wurden bereits im Jahr 1895 erste limnophysikalische Untersuchungen durchgeführt (Halbfass 1896). Nahezu durchgängige Datenreihen physikalischer, chemischer und biologischer Parameter liegen seit 1976 vor. Die in drei Institutionen (LHW, UFZ, IGB) zerstreut vorliegenden Daten wurden in einer Datenbank zusammengefasst und ersten Trendanalysen vor allem zur Temperatur- und Sauerstoffentwicklung unterzogen. Ziel der noch laufenden Studie ist es, aktuelle Trends zu analysieren und eine Prognose für die zukünftige Entwicklung in Folge des einsetzenden Klimawandels abzugeben.

Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

Der Arendsee befindet sich im Norden von Sachsen-Anhalt in der Region Altmark. Mit einer Fläche von 5,13 km^2 ist er der größte natürliche See dieses Bundeslandes. Die Maximaltiefe beträgt 49 m, die durchschnittliche Tiefe 29 m. Aktuelle hydrologische Untersuchungen gehen von einer Wasseraufenthaltszeit von ca. 40 Jahren aus. Die frühere und gegenwärtige Belastung mit Phosphor führte im Arendsee zur starken Eutrophierung und es kommt seit vielen Jahren zu Massenentwicklungen von Cyanobakterien. Diese können zeitweise sogar die Nutzung des Sees als Badegewässer beeinträchtigen. Gegenwärtig werden umfangreichen Untersuchungen zu Eintragsquellen durchgeführt, damit ein nachhaltiges Konzept zur Verminderung der Eutrophierung erarbeitet werden kann.

Der Arendsee gehört zu den wenigen Gewässern in Deutschland, zu dem langjährige Datenreihen zu physikalischen, chemischen und biologischen Parametern vorliegen. In den letzten Jahren wurde das Monitoring intensiviert, um langfristige Veränderungen infolge von Klima- und Landnutzungswandel zu erkennen. Auf dem Arendsee wurde dazu an der tiefsten Stelle Anfang 2010 eine automatische Messplattform installiert. Neben den meteorologischen Parametern werden dort alle 10 Minuten mit einer Multiparametersonde der Firma YSI (Modell 6600 V2/4) Wassertemperatur (T_W), pH-Wert, Trübung, Sauerstoffkonzentration (O_2), Leitfähigkeit (Lf), Chlorophyll a (Chl a.)

sowie Phycocyanin in 1 m Wassertiefe registriert. Das Messprogramm am Arendsee umfasst zudem mindestens monatliche Profilmessungen der physikalischen, chemischen und biologischen Parameter. In den letzten Jahren wurden Thermistorketten installiert, um eine genaue Erfassung der thermischen Struktur zu ermöglichen. Abb. 1 illustriert schematisch das aktuelle Untersuchungsprogramm im Gewässer.

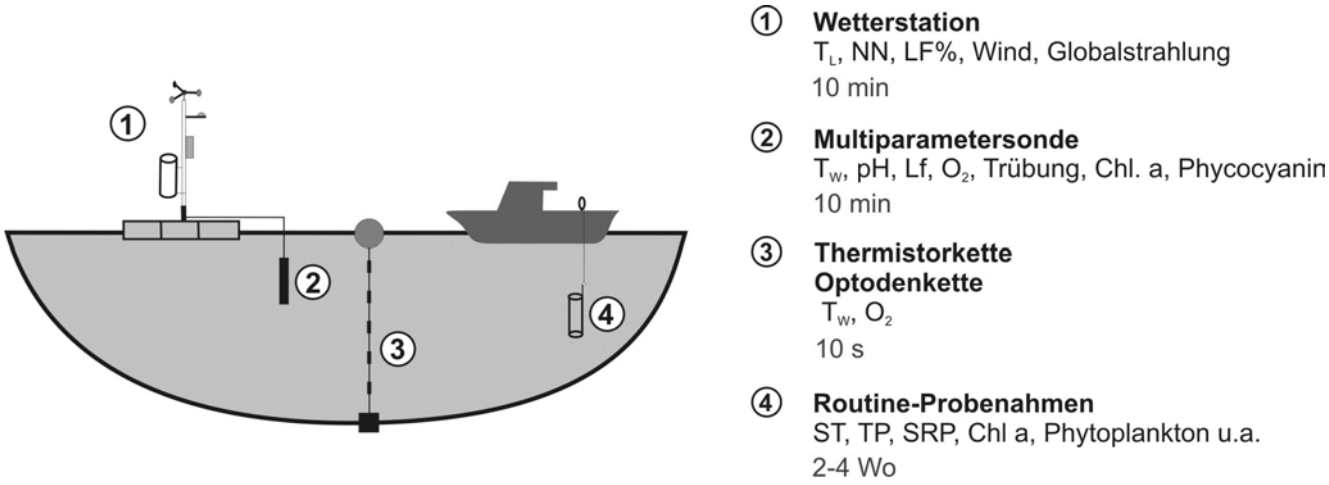


Abb. 1: Schematische Darstellung der aktuellen Instrumentierung und des Monitoring-Programms am Arendsee

Um die Wassertemperatur (Tagesmittel der Oberfläche und des Tiefenwassers) für zurückliegende Zeiträume zu rekonstruieren, wurde das physikalische Seenmodell FLake (Mironov et al. 2003, Kirillin et al. 2011) angewendet. Mit Hilfe der langjährigen Terminmessungen wurde das Modell kalibriert. Durch die Anwendung von FLake wurde die zeitliche Auflösung gegenüber den Einzelmessungen erhöht und lückenhafte Zeitabschnitte ergänzt, so dass verlässliche Aussagen zur Temperatur- und Schichtungsentwicklung des Arendsees möglich werden. Als meteorologische Eingangsdaten wurden die Tagesmittelwerte der DWD-Station Seehausen in 16 km Entfernung benutzt.

Ergebnisse

Entwicklung der Luft- und Wassertemperaturen

Die Jahresmittelwerte der Luft- und Oberflächenwassertemperaturen zeigen von 1977 bis 2010 einen ähnlichen Trend der Zunahme (Abb. 2). Unter Verwendung des linearen Trends stieg die Lufttemperatur in 34 Jahren von 8,3 auf 9,8°C an, was einer mittleren Zunahme von 0,44 K pro Dekade entspricht. Die Wassertemperatur erhöhte sich um 1,7 K über den Gesamtzeitraum, pro Dekade im Mittel um 0,51 K. Die Trends der auf Modell und Terminmessungen basierenden Jahresmittelwerte wiesen eine große Übereinstimmung auf. In Tab. 1 sind die Veränderungen der Luft- und Wassertemperaturen für den betreffenden Zeitraum zusammenfassend zu sehen.

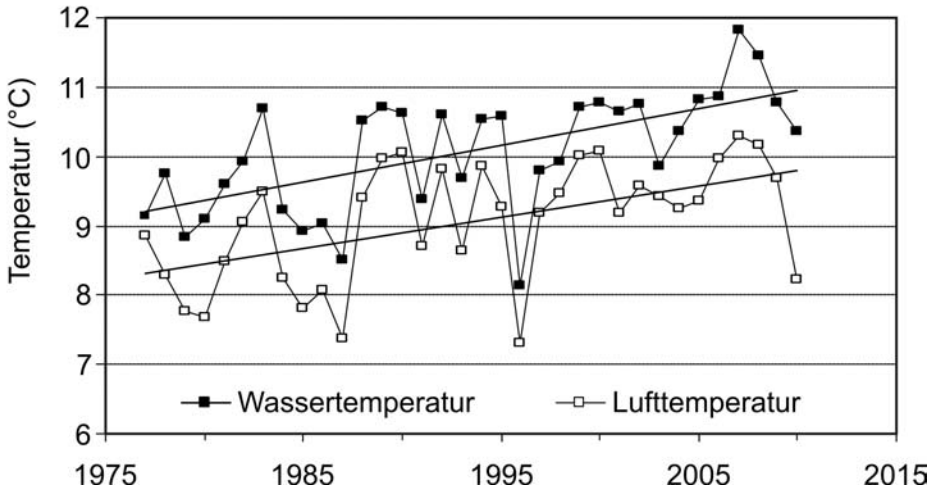


Abb. 2: Jahresmittelwerte der Luft- und Oberflächenwassertemperatur von 1977 bis 2010 und deren Trendlinien. Die Lufttemperaturen stammen von der DWD-Station in Seehausen, die Wassertemperaturen wurden mit dem Modell FLake ermittelt.

Tab. 1: Veränderung der Luft- und Wassertemperaturen (in K) einzelner Monate im Zeitraum 1977 bis 2010. Die Änderungen der genannten Dekaden beziehen sich auf den Zeitraum 1977-1986. Der Wert für den Anstieg (+) bzw. die Abnahme (-) zwischen 1977 und 2010 ergibt sich aus linearen Korrelationen der Entwicklung von Monatsmittelwerten. Die Wassertemperaturen wurden mit dem Modell FLake ermittelt. Hinterlegt sind Temperaturänderungen über > 1 K und > 2 K.

> 1 K > 2 K	**Lufttemperatur**			**Wassertemperatur**		
	1991-2000	2001-2010	**1977-2010**	1991-2000	2001-2010	**1977-2010**
Januar	+ 2,3	+ 1,6	+ 1,9	+ 0,6	+ 1,3	+ 1,4
Februar	+ 3,2	+ 2,9	+ 3,3	+ 1,1	+ 1,5	+ 1,9
März	+ 0,5	+ 0,3	+ 0,5	+ 1,1	+ 1,4	+ 1,8
April	+ 1,8	+ 2,3	+ 3,3	+ 0,6	+ 1,5	+ 2,1
Mai	+ 0,6	+ 0,8	+ 1,2	+ 1,8	+ 2,7	+ 3,9
Juni	+ 0,6	+ 1,0	+ 1,5	+ 1,1	+ 2,0	+ 3,0
Juli	+ 1,6	+ 2,3	+ 3,1	+ 1,0	+ 2,0	+ 2,6
August	+ 1,0	+ 1,4	+ 1,9	+ 0,3	+ 0,8	+ 1,2
September	+ 0,4	+ 1,0	+ 1,4	- 0,3	+ 0,7	+ 1,0
Oktober	- 0,6	- 0,1	- 0,1	- 0,3	+ 0,4	+ 0,6
November	- 0,7	+ 0,6	+ 0,8	- 0,3	+ 0,7	+ 0,9
Dezember	+ 0,1	- 0,3	- 0,6	- 0,1	+ 0,6	+ 0,7
Jahr	**+ 0,9**	**+ 1,2**	**+ 1,5**	**+ 0,6**	**+ 1,3**	**+ 1,7**

Aus Tab. 1 ist ersichtlich, dass die entscheidenden Temperaturänderungen bereits zwischen den ersten beiden betrachteten Dekaden (1977-1986 und 1991-2000) stattgefunden haben. Die Erwärmungstendenzen in der ersten Jahreshälfte sind besonders ausgeprägt. Für die zeitigere Erwärmung im Frühjahr sprechen der deutliche und kontinuierliche Anstieg der Lufttemperatur im Monat April und - zeitlich verzögert - der Anstieg der mittleren Wassertemperatur (OF) von 8,1°C auf 12,0°C im Monat Mai. Die Anzahl der Tage mit Tagesmitteltemperaturen im Wasser von über 20°C nahm von durchschnittlich 4,4 (1977-1986) auf 10,7 (2001-2010) zu. Wegen der früheren Erwärmung stieg ab 1977 die Zeitdauer mit Wassertemperaturen (OF) über 15°C um 24 Tage im Jahr an.

Thermische Schichtung

Aus dem Temperaturverlauf wurden Beginn und Ende der thermischen Schichtung bestimmt. Der thermisch geschichtete Zustand wurde so definiert, dass die Temperaturdifferenz zwischen Oberflächentemperatur und bodennaher Temperatur mehr als ein Grad Kelvin beträgt. Die mit Hilfe von FLake ermittelten Temperaturen ergaben, dass für den zurückliegenden Zeitraum (1977-2010) die Dauer der Schichtung um etwa 8 Tagen/Dekade zunahm. Ausgelöst wurde das maßgeblich durch einen früheren Beginn der Schichtung (Abb. 3). Die Dauer der Winterschichtung nahm im gleichen Zeitraum deutlich ab (8,4 Tage pro Dekade).

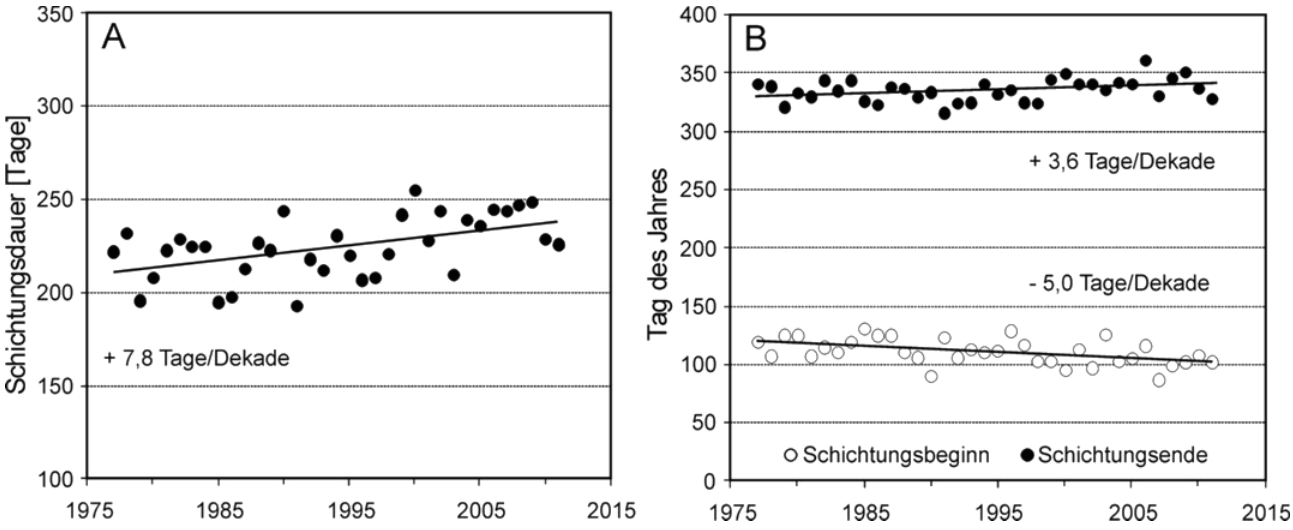


Abb. 3: (A) Dauer der Schichtung sowie (B) Beginn und Ende der Schichtung seit 1977 im Arendsee. Die Berechnung erfolgte auf der Basis von Tagesmittelwerten der Wassertemperaturen der Oberfläche und des Tiefenwassers, die mit dem Modell FLake modelliert wurden.

Sauerstoffentwicklung

In Abb. 4 A ist der minimale Sauerstoffvorrat in der Schicht zwischen 20 bis 48 m am Ende der Sommerstagnation von 1977 bis 2011 dargestellt. Die lineare Trendlinie gibt an, dass sich die minimale Sauerstoffmenge in diesem Zeitraum um ca. 60% verringert hat. Mit dieser Entwicklung ist verbunden, dass sich die Ausbreitungsgrenze mit < 2 mg/L O_2 in dem betrachteten Zeitraum von ca. 43 auf 35 m veränderte (Abb. 4 B).

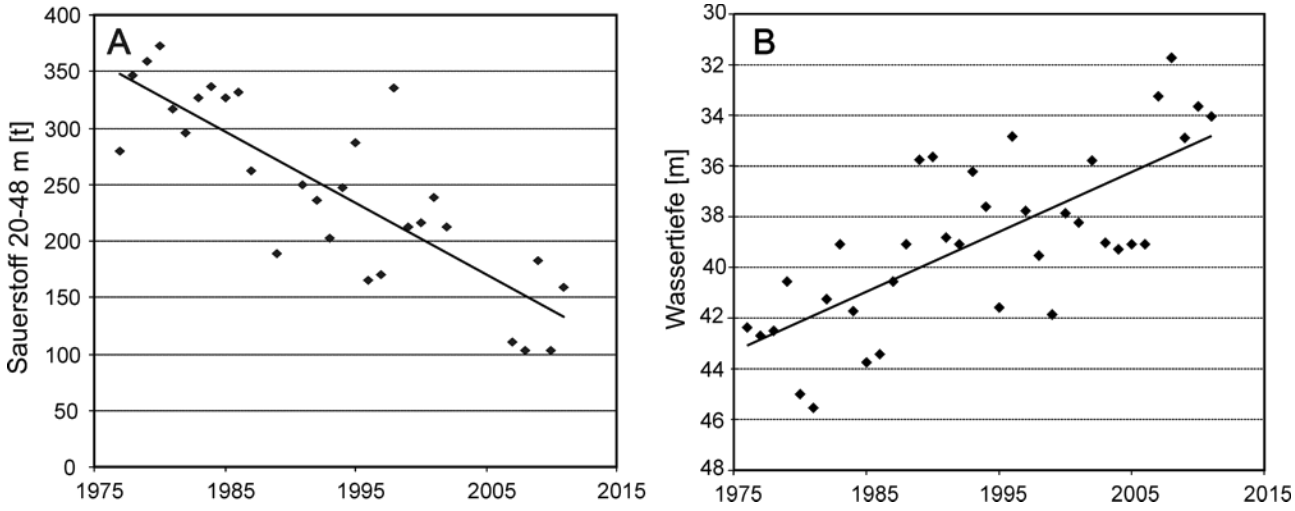


Abb. 4: A. Minimaler Sauerstoffinhalt in der Wasserschicht 20 bis 48 m am Ende der Sommerstagnation B. Ausbreitungsgrenze der anoxischen Schicht (< 2 mg/L O_2) am Ende der Sommerstagnation.

Diskussion

Durch Anwendung des Models FLake konnte die Temperaturentwicklung der Vergangenheit in einer zeitlichen Auflösung rekonstruiert werden, die verlässlichere Berechnungen zur Schichtungsdauer ermöglicht als einzelne Terminmessungen. Die beobachteten Trends der Temperaturentwicklung, des Schichtungsverhaltens sowie des Sauerstoffhaushaltes im Arendsee stehen im Zusammenhang mit der jüngeren Klimaentwicklung. Besonders gravierend sind Veränderungen im Sauerstoffhaushalt. Der Rückgang des Sauerstoffinhaltes am Ende der Sommerstagnation erklärt sich vor allem durch höhere Verbrauchsraten. Eine Folge davon ist, dass in manchen Jahren die Sauerstoffdefizite zwischen zwei Sommerstagnationen nicht wieder vollständig aufgefüllt werden, so dass die O_2-Startwerte niedriger werden. Da niedrigere O_2-Werte im Frühjahr die O_2-Bedingungen im Tiefenwasser weiter verschlechtern wird eine „Abwärtspirale“ in Gang gesetzt. Setzen sich die jetzigen Trends hinsichtlich Schichtungsdauer und Verbrauchsraten fort, ist ab dem Jahr 2030 mit komplettem Sauerstoffschwund in Tiefen ab 20 m zu rechnen. Dieser durch die aktuelle Klimaerwärmung verstärkten Entwicklung kann nur mit Maßnahmen zur Senkung des Phosphorgehaltes und damit der Trophie entgegengewirkt werden.

Danksagung

Die Studie wurde vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt finanziell unterstützt. Christof Engelhardt (IGB, Abt. Ökohydrologie) danken wir für Diskussionen, Hilfe mit dem Modell FLake und Installation von Messketten im See.

Literatur

Halbfass, W. (1896): Der Arendsee in der Altmark. Petermanns Mitt. aus J. Perthes geogr. Anstalt B 42, 173-187

Kirillin, G., Hochschild, J., Mironov, D., Terzhevik, A., Golosov, S. & G. Nützmann (2011). FLake-Global: Online lake model with worldwide coverage. Env. Modell. Software, 26, DOI 10.1016/j.envsoft.2010.12.004

Mironov, D., Kirillin, G., Heise, E., Golosov, S., Terzhevik, A. & I. Zverev (2003). Parameterization of lakes in numerical models for environmental applications. Proc. of the 7th Workshop on Physical Processes in Natural Waters. In: Terzhevik, A. Yu. (ed.). Northern Water Problems Institute, Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Karelia, Russia, 135-143.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Warmwasser aus einem Kernkraftwerk und Klimawandel haben unterschiedlichen Einfluss auf Wassertemperaturen und thermische Schichtung des Stechlinsees.

Peter Kasprzak, Tom Shatwell & Georgiy Kirillin

Leibniz-Institut f. Gewässerökologie & Binnenfischerei Berlin - Neuglobsow, e-mail: daphnia@igb-berlin.de, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, OT Neuglobsow

Keywords: Klimawandel, Abwärmebelastung, Wassertemperatur, thermische Schichtung, Stechlinsee

Einleitung

Die thermische Belastung von Gewässern durch industrielle Abwärme ist ein verbreitetes Problem dessen Auswirkungen auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen durch den Klimawandel überlagert und verstärkt werden. So standen im Sommer des Jahres 2010 Kernkraftwerke an Rhein und Neckar vor der Notabschaltung, weil die Wassertemperaturen der Flüsse auf 28 °C angestiegen waren (Bildzeitung 13.07.2010). Der Stechlinsee diente von Mai 1966 – Juni 1990 dem Kernkraftwerk Rheinsberg (KKW) als Kühlwasserreservoir. Dem benachbarten Nehmitzsee wurden pro Tag etwa 300.000 m^3 Wasser entnommen und um ca. 10 °C erwärmt in den Stechlinee eingeleitet. Ein Kanal zwischen beiden Gewässern schloss den Kühlwasserkreislauf. Infolge dessen hatte der See große Mengen industrieller Abwärme aufzunehmen, die seine physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften in vielfältiger Weise beeinflussten (Casper 1985, Koschel & Adams 2003). In diesem Beitrag befassen wir uns mit dem Einfluss der Abwärme des Kernkraftwerkes und der Klimaerwärmung auf die Wassertemperaturen und die thermische Schichtung des Sees. Obgleich beide Faktoren zum Eintrag von Wärmeenergie führen, so lassen sich ihre Auswirkungen deutlich unterscheiden. Unsere Studie gründet auf Vorarbeiten von Richter & Koschel (1985) und Richter (1997) sowie auf unveröffentlichten Daten des Deutschen Wetterdienstes und des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin-Neuglobsow

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Stechlinsee (Breite 53°10’ N, Länge 13°02’ E, Fläche 4,23 km^2, mittl. Tiefe 23,3 m, max. Tiefe 69,5 m, Vol. 98,7 10^6 m^3) befindet sich am südlichen Rand der Mecklenburger Seenplatte, etwa 75 km nördlich von Berlin. Das Seebecken entstand während der Weichselkaltzeit vor ca. 12.000 Jahren. Klimatisch liegt das Gewässer im Übergangsgebiet zwischen gemäßigt maritim/kontinental (Fraedrich et al. 2001). Der See wird ausschließlich durch Grund- und Regenwasser gespeist. Die mittlere Verweildauer des Wassers beträgt mehr als 40 Jahre (Holzbecher et al. 1999). Von 1966 bis 1990 diente der Stechlinsee gemeinsam mit dem benachbarten Nehmitzsee als Kühlwasserreservoir des KKW Rheinsberg. Letzterem wurden täglich etwa 300.000 m^3 Wasser entnommen und um ca.

10 °C erwärmt in den Stechlinsee eingeleitet. Über einen Verbindungskanal floss das Wasser zurück. Im Juni 1990 wurden der Betrieb des KKW und damit auch der Kühlwasserkreislauf eingestellt.

Temperaturmessungen

Regelmäßige Temperaturmessungen begannen 1958. Zunächst wurden Thermometer benutzt, später kamen elektrische Messsonden zum Einsatz (Richter 1997, Deutscher Wetterdienst u. IGB, unveröffentlicht). Die Untersuchungen erfolgten an verschiedenen Orten des Sees. Unsere hier vorgelegten Ergebnisse beziehen sich auf den tiefsten Bereich des Gewässers (69,5 m), der etwa 2,5 km vom Warmwasserzufluss entfernt war. Sie umfassen den Zeitraum von 1958 – 2009, ebenso die berücksichtigten meteorologischen Einflussgrößen (Globalstrahlung, Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Wolkenbedeckung). Die zeitliche und vertikale Verteilung der Messungen war nicht homogen. Datenlücken wurden durch lineare Interpolation geschlossen, wenn die Abstände zwischen den Untersuchungen nicht zu groß waren (max. 6 Wochen). Beim Vergleich der Wassertemperaturen haben wir uns auf die Tiefen von 0 m (Oberfläche) und 20 m (Hypolimnion) beschränkt. Für beide Tiefen liegen weitgehend geschlossene Zeitreihen vor.

Um die Effekte von Klimaerwärmung und Abwärme zu trennen, wurden verschiedene nichtparametrische Tests genutzt (Mann-Kendall trend test with Sen's estimator of slope, Wilcoxon rank sum test with Hodges-Lehmann estimator for the size of step). Die Stabilität der thermischen Schichtung wurde nach Schmidt (1928) berechnet.

Ergebnisse

Der jährliche Wärmeeintrag aus dem Kernkraftwerk lag im Mittel bei 40-50 MJ m^{-3}. Diese Wärmemenge hätte theoretisch ausgereicht, das gesamte Wasser des Sees um ca. 10 °C zu erwärmen. Große Teile der Energie gingen jedoch durch Abstrahlung und Verdunstung verloren, so dass der aktuelle Temperaturanstieg wesentlich geringen war.

Die Untersuchungen der meteorologischen Einflussfaktoren zeigten signifikante Änderungen für Globalstrahlung (3,6 W m^{-2} $Dekade^{-1}$) und Luftfeuchte (-0,5 % $Dekade^{-1}$), vor allem aber für die Lufttemperatur (0,32 °C $Dekade^{-1}$). Über einen Zeitraum von 50 Jahren ergibt sich damit ein Anstieg der mittleren jährlichen Werte von etwa 1,6 °C. Windgeschwindigkeit und Bedeckungsgrad durch Wolken haben sich nicht signifikant geändert.

Abbildung 1 zeigt die Zeitreihe der mittleren jährlichen Wassertemperaturen des Stechlinsees aus 0 m (Oberfläche) und 20 m (Hypolimnion). Die Werte in 0 m waren vor der Inbetriebnahme des KKW niedriger (10,0 °C ±0,6 °C) als während des KKW-Betriebes (11,3 ±0,6 °C) und danach (11,3 ±0,5 °C). Zwischen den beiden letzten Perioden besteht kein signifikanter Unterschied. Die Erwärmung des Oberflächenwassers infolge des Klimawandels betrug etwa 0,37 °C $Dekade^{-1}$ und lag damit in einer ähnlichen Größenordnung wie der Anstieg der Lufttemperatur. Die Erhöhung der Wassertemperatur durch den Wärmezustrom aus den KKW betrug in 0 m Tiefe zusätzlich zum Klimaeffekt ca. 0,8 °C. Den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtend liegt die Schlussfolgerung nahe, dass der Klimawandel den Einfluss des AKW in den oberflächennahen Wasserschichten des Stechlinsees mit der Zeit zu überlagern begann, und nach der Einstellung des Betriebes ebenso stark geworden war wie dieser. In 20 m Tiefe ist der Einfluss des Klimas nicht mehr nachweisbar. Der Wärmeeintrag aus dem KKW zeichnet sich aber auch in diesem Tiefenbereich mit einer durchschnittlichen Temperaturerhöhung von 0,7 °C deutlich ab.

Insgesamt zeigen die Untersuchungsergebnisse einen sehr differenzierten Einfluss der Wärmesignale des KKW und des Klimas. Der Klimaeinfluss auf die Wassertemperaturen reicht nur in den Monaten Januar – April in die Tiefe des Sees. Von Mai – September sind lediglich die oberen Wasserschichten bis in etwa 7 m Tiefe betroffen. Im Herbst sind keine Auswirkungen nachweisbar. Der Wärmezustrom aus dem KKW ist in Tiefen von mehr als 20 m ganzjährig festzustellen. Im Zeitraum von November – März sind auch die oberflächennahen Schichten betroffen (nicht als Abbildung gezeigt).

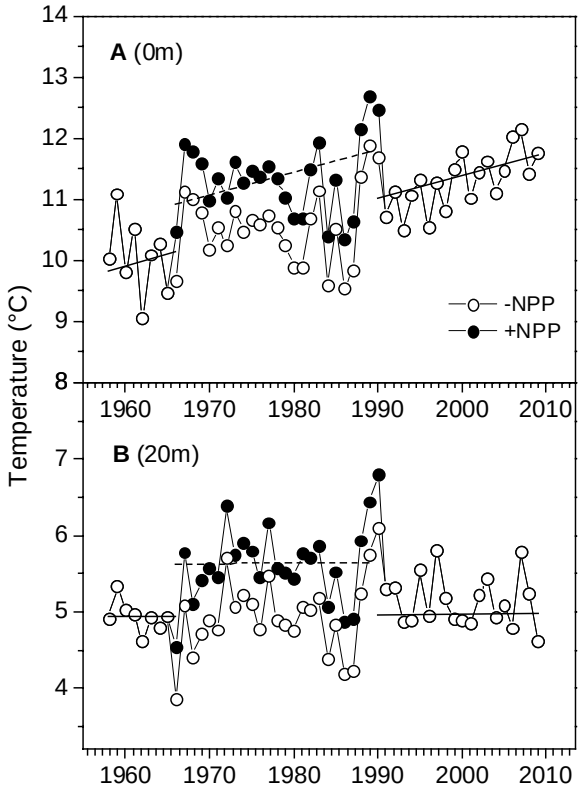


***Abbildung 1*:** Stechlinsee, Zeitreihen der mittleren jährlichen Wassertemperaturen in 0/20m Tiefe. Die Kreise zeigen den Einfluss der Klimaerwärmung, die Punkte den des KKW. Während der Betriebszeit des KKW von 1966-1990 wurden die gemessnen Werte um 0,8 °C (0 m) und 0,7 °C (20 m) vermindert, um den Einfluss des Wärmezustroms zu kompensieren. Die geschlossene Linie ist die Regressionsgerade für den Klimaeinfluss. Bei der gestrichelten Geraden ist der zusätzliche Effekt des Wärmeimports durch den Kühlwasserkreislauf des KKW berücksichtigt.

Die Veränderungen der Wassertemperaturen finden ihr Echo im zeitlichen Verlauf der thermischen Schichtung. Im Stechlinsee beginnt die Stratifikation zumeist Mitte April (Tag-Nr. 97 ±11) und endet Mitte Dezember (Tag-Nr. 347 ±12); hat also eine Gesamtdauer von etwa 250 ±16 Tagen. In Abbildung 2 sind die entsprechenden Ergebnisse zusammengestellt. Wenn man nur jene beiden Perioden betrachtet, in denen das KKW nicht gearbeitet hat, in denen also nur die Wirkung des Klimawandels deutlich wird, dann ergibt sich ein signifikant ansteigender Trend ($p=0,03$) mit einer durchschnittlichen Zunahme der Schichtungsdauer von 3,8 Tagen Dekade^{-1}. Diese Verlängerung geht vor allem auf einen früheren Beginn der Stratifikation von 3,0 Tagen Dekade^{-1} im Frühling zurück. Das Ende der Schichtung zeigte dagegen keinen signifikanten Veränderungen. Der Wärmezustrom aus dem KKW hat die thermische Schichtung im Mittel um zusätzliche 11 Tage verlängert.

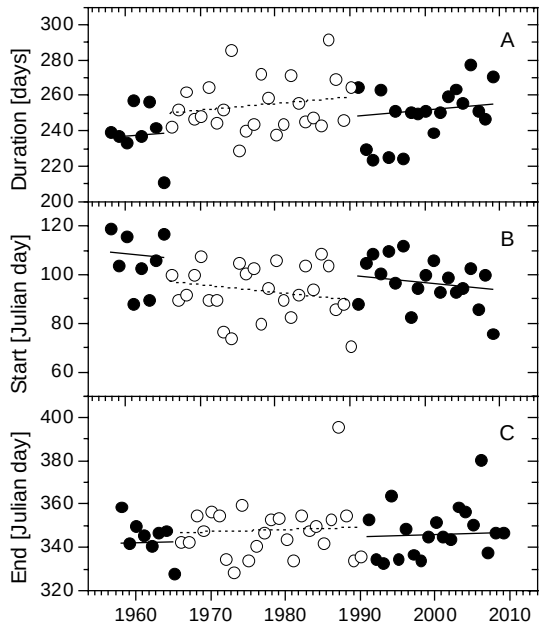


***Abbildung 2*:** Stechlinsee, Zeitreihen der jährlichen Dauer der thermischen Schichtung (A), ihres Beginns (B) und Endes. (C) Die Punkte zeigen den Einfluss der Klimaerwärmung, die Kreise den des KKW. Die thermische Schichtung hat sich vor allem durch einen früheren Beginn verlängert. Durch den Wärmezustrom aus dem KKW wurden im Mittel weitere 11 Tage hinzugefügt. Die geschlossene Linie ist die Regressionsgerade für den Klimaeinfluss. Bei der gestrichelten Geraden ist der zusätzliche Effekt des Wärmeimports durch den Kühlwasserkreislauf des KKW berücksichtigt.

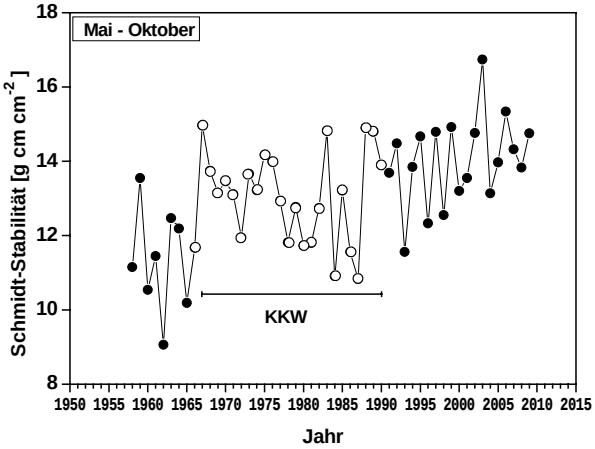


***Abbildung 3*:** Stechlinsee, Zeitreihe der mittleren Stabilität der thermischen Schichtung (Schmidt-Stabilität) im Zeitraum Mai – Oktober. Die Kreise zeigen jene Jahre (1966-1990) in denen das Kernkraftwerk gearbeitet hat.

Abbildung 3 zeigt eine der physikalischen Auswirkungen graduell ansteigender Temperaturunterschiede zwischen den oberflächennahen und tiefen Wasserschichten des Stechlinsees. Die Stabilität der thermischen Schichtung (Schmidt-Stabilität), also die Arbeit, welche vom Wind geleistet wer-

den müsste, um Homothermie herzustellen, ist im Beobachtungszeitraum signifikant angestiegen (p=0,0004). Für die Periode des KKW-Betriebs von 1966-1991ergibt sich kein signifikanter Trend.

Zusammenfassung

Der Stechlinsee lässt über den Zeitraum von 5 Dekaden eine fortschreitende Veränderung der Wassertemperaturen und der thermischen Schichtung erkennen. Ursachen für diesen Wandel sind die Klimaerwärmung und der Wärmezustrom aus einen Kernkraftwerk. Die Auswirkungen beider Wärmesignale sind jedoch deutlich verschieden. Während die klimabedingte Erwärmung des Wasserkörpers vor allem auf die oberflächennahen Schichten des Sees einwirkt, kann die Wirkung der Abwärme bis in die Tiefe nachgewiesen werden. Dabei gibt es deutliche saisonale Unterschiede. Insgesamt beträgt der Anstieg der mittleren jährlichen der Oberflächentemperatur etwa 0,35 °C Dekade^{-1} (ca. 1,8 °C im Beobachtungszeitraum). Das KKW trägt mit jeweils 0,8 °C zur Erwärmung bei. Als Folge tendenziell angestiegener Wintertemperaturen und des Wärmezustroms aus dem KKW verlängerte sich die Periode thermischer Schichtung um insgesamt 19 Tage, wobei starke Schwankungen zwischen den Jahren auftreten. Eine weitere Folge der klimabedingten Erwärmung oberflächennaher Wasserschichten ist die zunehmende Stabilität der thermischen Schichtung. Für die Periode des KKW-Betriebs ergab sich kein signifikanter Stabilitätstrend. Die Werte blieben ungefähr gleich. D.h. die Abwärme des KKW kompensierte die klimabedingte Erhöhung der thermischen Stabilität durch zusätzliche Erwärmung des Hypolimnions. Untersuchungsergebnisse zu chemischen und biologischen Merkmalen des Gewässers deuten darauf hin, dass die geschilderten Veränderungen zu einer Erhöhung der Trophie beitragen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei den zahlreichen Kolleginnen und Kollegen, die durch ihre unermüdliche Arbeit über Jahrzehnte hinweg dazu beigetragen haben, den hier vorgelegten Datensatz verwenden zu können. Dank gilt auch dem Deutschen Wetterdienst für die Bereitstellung unveröffentlichter Daten.

Literatur

Casper, S. J. (1985): Lake Stechlin – A temperate oligotrophic lake. Dr. W. junk Publishers, Dordrecht, 552 pp.

Fraedrich, K., Gerstengarbe, F.-W., Werner, P. C. (2001): Climate shifts during the last century. Climatic Change 50, 405 – 417.

Holzbecher, E., Nützmann, G., Ginzel, G. 1999: Water and component mass balances in the catchment of Lake Stechlin. International Association of Hydrological Sciences 258, 37-64.

Koschel, R., Adams, D. D., (2003): Preface – An approach to understanding a temperate oligotrophic lowland lake (Lake Stechlin, Germany) Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 58, 1-9.

Richter, D., Koschel, R. (1985): The hydrometeorology of the Lake Stechlin area. In: Casper, S. J. (ed.): Lake Stechlin – A temperate oligotrophic lake. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 41-86.

Richter, D. (1997): Das Langzeitverhalten von Niederschlag und Verdunstung und dessen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt des Stechlinseegebietes. Bereichte des Deutschen Wetterdienstes 201, Offenbach, 126 S.

Schmidt, W. (1928): Über Temperatur- und Stabilitätsverhältnisse von Seen. Geogr. Ann. 10, 145-177.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Neozoen als Klimaindikatoren in großen Flüssen

Thomas Korte[1] *& Mario Sommerhäuser*[1]

1Emschergenossenschaft/Lippeverband, Kooperationslabor, Kronprinzenstr. 37, 45128 Essen, korte.thomas@eglv.de

Keywords: Klimawandel, Makrozoobenthos, Bewertung, Anpassung, Perlodes, Lippe

Einleitung

In Deutschland sind mittlerweile alle großen Flusssysteme durch ein Netz an Wasserstraßen miteinander verbunden. Über den Rhein-Main-Donau-Kanal können z.B. Makrozoobenthosorganismen aus dem Schwarzmeerbereich über Donau und Rhein in andere Flussgebiete einwandern, z. B. in die Wupper, die Erft, die Ruhr, und die Lippe. Die Tiere können sich also potentiell entsprechend ihren Temperaturpräferenzen und sonstigen Lebensraumansprüchen verbreiten.

Durch den Klimawandel werden in Deutschland die Sommer wärmer und die Winter milder werden (Deutscher Wetterdienst 2011). Da die Wassertemperaturen mit den Lufttemperaturen korrelieren, wird es auch in den Fließgewässern generell wärmer. Ein Trend, der schon jetzt beobachtetet werden kann (Ormerod 2009). Vor diesem Hintergrund haben wir uns die Frage gestellt, welche Rolle Neozoen als mögliche Klimaindikatoren spielen können?

Die Lippe hat durch die Einleitung von warmem Kühlwasser aus Kraftwerken höhere Wassertemperaturen im Jahresgang als die Ruhr und die Ems und könnte somit zukünftige Klimaszenarien widerspiegeln. Wir untersuchten, ob die Häufigkeiten sogenannter „wärmeliebender" Neozoen von der Wassertemperatur an einer Probestelle abhängen. Zudem wurde getestet, ob die aktuell genutzten biologischen Messgrößen (Metriks) zur Bewertung von *Großen sand- und lehmgeprägten Flüssen* (Typ 15g) nach EG-Wasserrahmenrichtlinie sensibel auf Temperaturerhöhungen reagieren.

Material und Methoden

Es wurden die Lippe und die Ems als *Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse* (Typ 15g) und die Ruhr als *Großer Fluss des Mittelgebirges* (Typ 9.2) miteinander verglichen. Taxalisten von insgesamt 31 Probestellen, die in den Jahren 2007 und 2008 in der Lippe, der Ems und der Ruhr standardisiert nach der Multi-Habitat-Probenahme-Methode (PERLODES) besammelt worden waren, wurden ausgewertet. An jeder Probestelle wurden zusätzlich 13 Umweltparameter untersucht. Die Temperaturwerte wurden durch Kontrollstationen erfasst, die im Minuten- bis Viertelstundentakt die Wassertemperatur messen. Daraus wurden jährliche Mittelwerte gebildet und diese dann den Probestellen zugeordnet.

Häufigkeiten „wärmeliebender" Neozoen

Ausgewählte eurytherme, thermophile und warmstenöke Neozoen (Tachet et al. 2000, Tittizer 2001) sowie Neozoen aus dem Schwarzmeer-Raum wurden zu „wärmeliebenden" Neozoen zu-

sammengeführt (siehe Tabelle 1). Für jede Probestelle wurde die Individuenanzahl jedes Vertreters der „wärmeliebenden“ Neozoen in eine Häufigkeitsklasse (Meier et al. 2006) überführt. Dann wurde für jede Probestelle eine neue biologische Messgröße (Metrik) berechnet. Der Metrik „Häufigkeiten wärmeliebender Neozoen“ ergibt sich aus der Summe der Häufigkeitsklassen aller „wärmeliebenden“ Neozoen an einer Probestelle. Mittels Spearman-Rank-Korrelation wurde untersucht, wie stark der Zusammenhang zwischen den Metrikwerten „Häufigkeiten wärmeliebender Neozoen“ und a) der Wassertemperatur sowie b) den anderen Umweltparametern an einer Probestelle ist.

Einfluss zunehmender Wassertemperaturen auf die Fließgewässerbewertung

Die deutsche Fließgewässerbewertungsmethode PERLODES (Meier et al. 2006) wendet im Modul „allgemeine Degradation“ Metriks an, welche die Auswirkungen verschiedener Stressoren auf die Fließgewässer widerspiegeln; diese sind vor allem die Degradation der Gewässermorphologie und die Nutzung im Einzugsgebiet, aber auch Pestizide, hormonäquivalente Stoffe, und weitere Einflussgrößen. Es wurde untersucht, ob die Werte der Core Metriks, die für die Bewertung der Lippe und der Ems genutzt werden (beide Typ 15g), von der Temperatur abhängen. Der Zusammenhang wurde mittels Spearman-Rank-Korrelation untersucht.

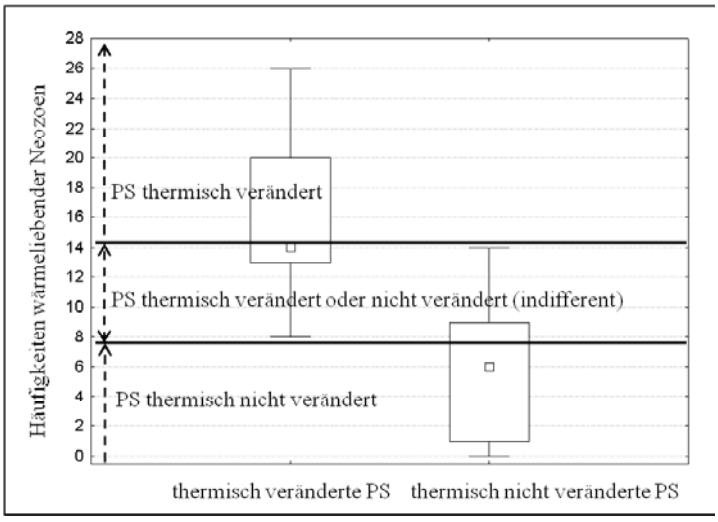
Gattung	**Art**	**Deutscher Name**	**Herkunft**
Atyaephyra	*desmaresti*	Süßwassergarnele	Mittelmeer
Branchiura	*sowerbyi*	Kiemenwurm	Südasien
Corbicula	*fluminea/fluminalis*	Gerippte Körbchenmuschel	Asien
Corophium	*curvispinum*	Schlickkrebs	Schwarzmeer Raum
Crangonyx	*pseudogracilis*	Flohkrebs	Nordamerika
Dikerogammarus	sp.	Höckerflohkrebs	Schwarzmeer Raum
Dreissena	*polymorpha*	Wandermuschel	Schwarzmeer Raum
Dugesia	*tigrina*	Gefleckter Strudelwurm	Nordamerika
Gammarus	*tigrinus*	Getigerter Flohkrebs	Nordamerika
Hypania	*invalida*	Süßwasser-Borstenwurm	Schwarzmeer Raum
Jaera	*istri*	Donau-Assel	Schwarzmeer Raum
Limnomysis	*benedeni*	Donau-Schwebgarnele	Schwarzmeer Raum
Orchestia	*cavimana*	Süßwasser-Strandflohkrebs	Schwarzmeer Raum
Orconectes	*limosus*	Amerikanischer Flusskrebs	Nordamerika
Proasellus	*coxalis*	Assel	Mittelmeer

Ergebnisse

Häufigkeiten „wärmeliebender“ Neozoen

Die Häufigkeiten der „wärmeliebenden“ Neozoen hängen hoch signifikant von der mittleren Jahreswassertemperatur an der Probestelle ab. In der Lippe zeigen z.B. die beiden einzigen nicht thermisch veränderten Probestellen (Lippborg, Klostermersch) geringe Häufigkeiten von „wärmeliebenden“ Neozoen. Ansonsten sind in den anderen thermisch veränderten Probestellen der Lippe deutlich höhere Häufigkeiten von „wärmeliebenden“ Neozoen vorhanden als in der Ems und in der Ruhr (siehe Abbildung 1).

Abbildung 2 zeigt, dass es im Überlappungsbereich (Metrikwerte zwischen 8 und 14) sowohl Probestellen der Lippe gibt, die thermisch verändert sind, als auch Probestellen der Ems und der Ruhr, die thermisch nicht oder wenig verändert sind. In diesem Wertebereich lassen sich folglich über die Häufigkeitsklassensummen der „wärmeliebenden“ Neozoen keine genauen Angaben über die thermische Veränderung einer Probestelle machen (indifferent). Metrikwerte > 14 indizieren dagegen eindeutig Probestellen die thermisch verändert sind und Metrikwerte < 8 thermisch nicht veränderte Probestellen.



Von den vier Core Metriks reagieren drei negativ auf eine Temperaturzunahme. Den stärksten negativen Effekt auf eine Temperaturzunahme zeigt der Fauna-Index, der die Auswirkung morphologischer Degradation auf die Lebensgemeinschaft in einem Fließgewässerabschnitt beschreibt (Fauna-Index $r = -0,77$, % - Anteil EPT Taxa $r = -0,62$, Anzahl Trichoptera Taxa $r = -0,55$; alle $p < 0,05$). Der Saprobienindex reagiert ebenfalls signifikant auf zunehmende Wassertemperaturen ($r = 0,52$, $p < 0,05$).

Diskussion

Häufigkeiten „wärmeliebender" Neozoen

Mit zunehmender Wassertemperatur steigen die Häufigkeiten der „wärmeliebenden" Neozoen signifikant an. Die Lippe erreicht die höchsten Temperaturen und auch die höchsten Anteile an „wärmeliebenden" Neozoen. Steigen also im Rahmen des Klimawandels die Temperaturen in den deutschen Gewässern, wird die Ausbreitung von „wärmeliebenden" Neozoen gefördert. Gleichzeitig werden die Bedingungen bei einer Zunahme der Wassertemperaturen für die heimischen Arten schlechter. Sie werden gegenüber den Neozoen konkurrenzschwächer. Die Anzahl an gelegten Eiern, die Brutentwicklungszeit, der Schlüpferfolg und die Fortpflanzungspause werden z.B. bei den Flohkrebsen (Gammariden) durch die Temperatur stark beeinflusst (Pöckl 1993). Dabei hat jeder Organismus seine spezifische Optimaltemperatur. Duran (2004) hat eindrucksvoll gezeigt, dass höhere (erhöhte) Wassertemperaturen heimische Flohkrebsarten in ihrer Entwicklung negativ beeinflussen: Beim in Mitteleuropa weit verbreiteten Bachflohkrebs *Gammarus pulex* konnte er zeigen, dass bei einer Temperatur von 15 °C 80 %, bei 25 °C hingegen nur noch 55 % der Tiere überleben.

Temperatur und Leitfähigkeit

Die Lippe besitzt nicht nur höhere Wassertemperaturen im Vergleich zu Ems und Ruhr, sondern sie hat auch höhere Leitfähigkeitswerte. Dies liegt daran, dass viele Probestellen der Lippe sowohl durch warmes Kühlwasser als auch durch Salzfrachten aus dem Bergbau belastet sind. Die Häufigkeiten der „wärmeliebenden" Neozoen könnten also auch durch die erhöhten Leitfähigkeitswerte, d. h. in diesem Fall Chloridkonzentrationen bedingt sein. Der Einfluss der Salzbelastung auf die Häufigkeiten von „wärmeliebenden" Neozoen wurde geprüft, indem die salzbelasteten Probestellen aus dem Datensatz gelöscht wurden und die Korrelation zwischen der Jahresmitteltemperatur an der Probestelle und den Häufigkeiten der „wärmeliebenden" Neozoen für die 20 übrig gebliebenen Stellen neu berechnet wurden. Der neuberechnete Spearman-Korrelationskoeffizient von $r = 0,78$ ($p < 0,001$) zeigt, dass die Häufigkeiten „wärmeliebender" Neozoen weiterhin stark von der Temperatur abhängen. Die Ergebnisse wurden zusätzlich im Kontext von Daten aus der nicht salzbelasteten Erft und Wupper evaluiert, wodurch die Befunde gestützt werden.

Einfluss zunehmender Wassertemperaturen auf die Fließgewässerbewertung

Drei der vier Core-Metrikwerte für den Typ 15g reagieren signifikant negativ auf steigende Jahresmitteltemperaturen an der Probestelle. Ein Grund für die schlechtere Bewertung ist, dass von den 15 „wärmeliebenden" Neozoen fünf innerhalb des Fauna-Index als „Störanzeiger" und die restlichen Taxa als „indifferent" eingestuft sind. Steigt der Anteil „wärmeliebender" Neozoen an der Lebensgemeinschaft durch eine Zunahme der Wassertemperatur, kann also die Bewertung schlechter werden. Die anderen beiden Metriks Prozentanteil von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen und Anzahl der Köcherfliegen-Taxa werden ebenfalls durch eine Temperaturerhöhung negativ beeinflusst. Die Lippe hat in den beiden Untersuchungsjahren im Sommer Temperaturwerte von maximal 25,0 °C (2007) und 28,3 °C (2008) erreicht. Hohe Wassertemperaturen tragen zu niedrigen Sauerstoffkonzentrationen bei (Minimum 2007: 3,42 mg/l und 2008: 3,97 mg/l). Die genannten Maximaltemperaturen bzw. die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen sind für einige Eintags-, Köcher- und Steinfliegen sicherlich letal. Der deutsche Saprobienindex (DIN 2004) zeigt die organische Belastung eines Gewässers mithilfe der im Gewässer lebenden wirbellosen Tiere an. Hohe Saprobienindex- Werte weisen auf organische Belastung durch Sauerstoffarmut hin. Von den „wärmeliebenden" Neozoen besitzen fünf Saprobie-Werte zwischen 2,1 und 2,2, vier haben einen Wert von 2,3, einer einen Wert von 2,4 und einer einen Wert von 2,8. Diese Saprobie-Werte schwanken genau zwischen den Zustandsklassen „gut" und „mäßig" für diesen Typ (Grenzwert 2,3). Nehmen durch den Klimawandel „wärmeliebende" Neozoen in der Lebensgemeinschaft zu, kann bei gleichbleibender oder sogar verbesserter Gewässerqualität, der Saprobienindex einen schlechteren Zustand vortäuschen (vgl. Schöll & König 2008).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Klimawandel führt in Deutschland zweifellos dazu, dass es im Sommer heißer und im Winter milder wird (Deutscher Wetterdienst 2011). Da die Wassertemperaturen mit den Lufttemperaturen korrelieren folgen sie diesen Trends. In dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass „wärmeliebende" Neozoen von einer Temperaturzunahme des Wassers profitieren. Eine Zunahme von „wärmeliebenden" Neozoen in den großen Flüssen (Typ 15g) beeinflusst aber die dort angewendeten aktuellen ökologischen Fließgewässerbewertungsmethoden; bei gleichbleibender Gewässermorphologie und unveränderter Wasserqualität wird die Bewertung schlechter (s. o. und vgl. Schöll & König 2008, Sommerhäuser et al. 2009, Hamilton et al. 2010). Die Bewertungsergebnisse sind bezogen auf die genannten Gütekriterien für den Fließgewässertyp 15g nicht mehr gesichert. Es wird deshalb vorgeschlagen, die bestehenden Bewertungssysteme anzupassen und das Ergebnis des Metriks „Häufigkeiten wärmeliebender Neozoen" für den Typ 15g an einer Probestelle mit zu berücksichtigen. Bei Überschreitung des vorgeschlagenen Grenzwertes, der eine thermisch veränderte Probestelle beschreibt (siehe Abbildung 2), sollten die ermittelten Ergebnisse des Multimetrischen Index (PEROLDES) und des Saprobienindex als nicht gesichert gelten.

Danksagung

Herrn Dr. Udo Rose vom Erftverband möchten wir danken für die Bereitstellung von Temperaturdaten und Makrozoobenthostaxalisten aus der Erft. Für den fachlichen Austausch und die wertvollen Informationen zum Temperaturregime der Wupper möchten wir Frau Dipl.-Biol. Andrea van den Boom vom Wupperverband danken. Den Mitarbeitern aus dem Kooperationslabor von Emschergenossenschaft/Lippeverband und Ruhrverband möchten wir für die Auswertung der Tempe-

raturdaten der Kontrollstationen an der Lippe und der Ruhr danken. Frau Cropp vom Wasser- und Schifffahrtsamt Rheine lieferte wichtige Informationen zur Funktion und Mengenabgabe von Entlastungsbauwerken. Herrn Dr. Jürgen Ruppert vom Wasserverband Westdeutsche Kanäle danken wir für die Bereitstellung umfangreicher Messwerte aus den westdeutschen Kanälen.

Die Arbeit ist im Rahmen des Projektes „Dynamische Anpassung an die Auswirkungen des Klimawandels in der Emscher-Lippe-Region (dynaklim)“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung entstanden (www.dynaklim.de; dort auch die Arbeit in ausführlicher Form unter Service/Veröffentlichungen/dynaklim-Publikationen).

Literatur

Duran, M. (2004): Estimating of growth rate of Gammarus pulex (L.) collected from the River Yeflilýrmak (Turkey). Archiv für Hydrobiologie 161: 553-559.

Deutscher Wetterdienst. (2011): Klimaatlas Deutschland. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. http://www.dwd.de, Zugriff: 15.06.2011

DIN 38410. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern. (2004). Beuth-Verlag, Berlin.

Hamilton, A.T., Stamp, J.D. und Bierwagen, B.G. (2010): Vulnerability of biological metrics and multimetric indices to effects of climate change. J. N. Am. Benthol. Soc. 29: 1379-1396.

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. und Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. http://www.fliessgewaesserbewertung.de, Zugriff: 15.06.2011

Ormerod, S.J. (2009): Climate change, river conservation and the adaptation challenge. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19: 609-613.

Pöckl, M. (1993): Reproductive potential and lifetime potential fecundity of the freshwater amphipods Gammarus fossarum and G. roeseli in Austrian streams and rivers. Freshwater Biology 30: 73-91.

Schöll, F. & König, B. (2008): Neobiota und Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007 (Münster), Werder: 401-406.

Sommerhäuser, M., Lemmel, S., Eberhard, T. und Mählmann, S. (2009): Neozoen in der Lippe. Natur in NRW 4: 24-28.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. und Usseglio-Polatera, P. (2000): Invertébrés d´eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris.

Tittizer, T. (2001): Neozoen in mitteleuropäischen Gewässern. In: Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz. Dr. Friedrich Pfeil Verlag, München: 59-74.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Genetische Anpassung von *Chironomus* Populationen an lokale Temperaturbedingungen

Sabrina Nemec[1,2] & Carsten Nowak[2]

1Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main, Deutschland, 2Fachgebiet Naturschutzgenetik, Forschungsinstitut Senckenberg, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, Deutschland

Keywords: Zuckmücken, *Life-Cycle* Test, Populationsgenetik, genetische Diversität, Klimawandel, Temperaturstress

Einleitung

Genetische Diversität ist die Grundvoraussetzung für die evolutionäre Anpassung von Populationen an sich wandelnde Umweltbedingungen (Frankham 2005). Bedingt durch die rapiden anthropogenen Änderungen, wie z.B. Gewässerverschmutzung und Klimawandel, ist dieses Anpassungspotential für viele Arten von zentraler Bedeutung für ihre langfristige Überlebenswahrscheinlichkeit. Während seit langem bekannt ist, dass sich z.B. Schadinsekten innerhalb weniger Generationen genetisch an chemische Bekämpfungsmittel anpassen und Resistenzen entwickeln können (Mallet 1989), ist über den Grad der Anpassung von Populationen limnischer Invertebraten an lokale Umweltbedingungen wenig bekannt. Diese Forschungslücke könnte zukünftig weitreichende Folgen haben, da die Frage, inwieweit Arten eine mehr oder weniger starre ökologische Nische besetzten oder ob lokale Adaptation die Regel ist, für die Vorhersage von Klimawandelfolgen auf die Biodiversität von zentraler Bedeutung ist. Insbesondere bei weit verbreiteten und weniger lokal isolierten Arten ist offen, ob hohe Genflussraten für großflächige gentische Homogenität sorgen, oder ob teils starke Klimagradienten eine starke Selektion ausüben und damit lokale Anpassungen trotz hohen genetischen Austauschs ermöglichen.
Um herauszufinden, ob weitverbreitete Arten mit hohem Ausbreitungspotential an lokale Klimabedingungen angepasst sind, wurden Common-Garden-Temperaturversuche mit dem limnischen Modellorganismus *Chironomus riparius* (Chironomidae) durchgeführt. Dabei wurden Messungen der genetischen Diversität und Differenzierung vorgenommen, um deren Einfluss auf die Versuchsergebnisse abzuschätzen.

Material und Methoden

Modellorganismus Chironomus

Chironomiden sind mit etwa 10.000 beschriebenen Arten an unterschiedlichste aquatische Lebensräume angepasst und kommen sowohl bei extrem niedrigen pH-Werten als auch bei stark erhöhten Salzgehalten vor (Parma & Krebs 1977; Havas & Hutchinson 1982). Sie dominieren die Makrozoobenthosgemeinschaften zahlreicher Gewässertypen und haben aufgrund ihres Einflusses auf Stoffhaushalt und Nahrungsnetz eine zentrale Bedeutung in vielen limnischen Ökosystemen. Seit einigen

Jahren hat sich die Art *Chironomus riparius* (Meigen 1804) als bedeutender Modellorganismus zur Toxizitätsbewertung von Freilandsedimenten fest etabliert (OECD 2004). Von Vorteil ist neben der leichten Hälterung und der hohen Schadstoffsensitivität (Vogt et al. 2007) der sehr kurze Lebenszyklus von etwa 28 Tagen bei Standard-Laborbedingungen.

Verwendete Populationen

Fünf Populationen der Art *C. riparius* wurden in Westeuropa über einen klimatischen Gradienten hinweg gesammelt (Abb. 1): Portugal (P: N40.636653°/S8.290158°), Südfrankreich (FS: N43.773879°/S5.550410°); Rhonetal (FM: N45.861278°/S4.886028°); Breisgau (DS: N48.557472°/S7.980889°), Hessen (DM: N50.166878°/S9.069247°) und im Labor etabliert. Die Larven wurden in separaten Zuchtkäfigen (60x60x60 cm) unter Standardlaborbedingungen (Temperatur 20 ± 1°C, 60-70% relative Luftfeuchtigkeit, hell:dunkel Rhythmus von 16:8 h) in standardisiertem Vorratswasser (pH 7.9-8.4, Leitfähigkeit 540 µS/cm) gehältert.

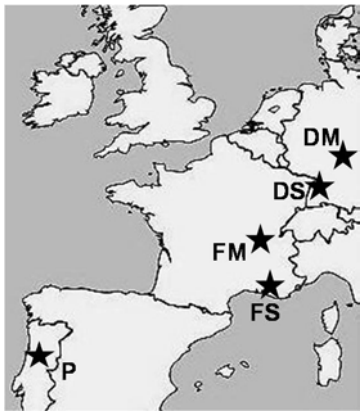


Abb. 1: Karte von Westeuropa mit den Fundpunkten der verwendeten *Chironomus*-Stämme

Genetische Analysen

Zur Bestimmung der genetischen Diversität (gemessen als Erwartete Heterozygotie, H_e) innerhalb der Populationen und der genetischen Differenzierung zwischen den Populationen (F_{ST}) wurden Mikrosatelliten-Analysen nach dem Protokoll von Nowak et al. (2006) durchgeführt. Nach der DNA-Extraktion wurden die Mikrosatelliten-Fragmente in einem Thermocycler (Biometra) amplifiziert und die Fragmentlänge mittels eines Kapillarsequenzierers (ABI 3730, Applied Biosystems) bestimmt. Die Allelllängen wurden mit Hilfe des Programms GeneMarker Software 1.9 (SoftGenetics LLC) ausgewertet. Die genetische Diversität wurde mit dem Programm GenAlEx V6 berechnet (Peakall & Smouse, 2006).

Life-Cycle Experiment

In Anlehnung an die OECD Richtline 219 wurde ein *Life-Cycle* Experiment bei drei konstanten Temperaturen (20, 24, 28°C) durchgeführt. Pro Population und Temperatur wurden 4 Replikate mit jeweils 100 Larven angesetzt. Als Versuchsgefäße dienten mit Gaze abgedeckte Aquarien (30x30x20 cm), die mit 700 g Quarzsand und 3 l Vorratswasser befüllt waren. Die Wassertemperatur wurde mit Heizstäben (EHEIM Jäger, 25W) eingestellt und mit Temperaturloggern (onset, HOBO Pendant temp) kontrolliert. Als Versuchstiere wurden L1 Larven aus drei Tage alten Eigelegen einer Population gemischt und zufällig in die Replikate eingesetzt. Abhängig von Alter und Lebensstadium wurden 0,1-0,5 mg gemörsertes Fischfutter (TetraMin®) /Tag und Individuum gefüttert. Adulte Mücken wurden mittels eines Exhausters (Benoit et al. 1997) in separate Reproduk-

tionsaquarien überführt. Produzierte Eigelege wurden in Mikrotiterplatten separiert. Die Gelegegröße wurde durch Multiplizieren der Anzahl der Eier in der mittleren Spirale mit der Anzahl Spiralen bestimmt (Vogt et al. 2007) und die Fertilität überprüft. Als Fitnessparameter wurden die Überlebensrate, der mittlere Schlupfzeitpunkt der Adulten (EmT_{50}), die Anzahl gelegter und fertiler Eigelege pro Weibchen und die Eigelegegröße aufgenommen. Zusätzlichen wurde aus diesen Parametern die Populationswachstumsrate (PGR) nach Sibly & Hone (2002) berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Mikrosatellitenanalyse zeigen in allen Populationen recht hohe genetische Diversitätswerte (H_e = 0,58 (P) bis 0,73 (FS)) (Tab. 1). Die ermittelte genetische Differenzierung zwischen den Populationen ist hingegen in Anbetracht der großen geographischen Distanzen eher gering; so beträgt etwa der Grad der genetischen Differenzierung (F_{ST}) zwischen den beiden am entferntesten voneinander liegenden Populationen (P und DM) nur 0,048. Ähnliche Werte wie die hier ermittelten wurden beispielsweise auch innerhalb eines geographisch eng begrenzten Raumes wie der Rhein-Neckar- Region ermittelt (Pfenninger & Nowak 2008).

Tab. 1: Genetische Diversität (H_e) und paarweise genetische Distanzen zwischen den untersuchten *Chironomus*-Populationen (F_{ST})

Population	H_e	F_{ST} zu P	F_{ST} zu FS	F_{ST} zu FM	F_{ST} zu DS	F_{ST} zu DM
P	0,583	0,000				
FS	0,733	0,048	0,000			
FM	0,698	0,052	0,019	0,000		
DS	0,665	0,063	0,049	0,040	0,000	
DM	0,705	0,048	0,024	0,032	0,043	0,000

Die Ergebnisse des *Life-Cycle* Experiments zeigen signifikante Unterschiede hinsichtlich der Temperaturtoleranz der einzelnen Populationen. Erwartungsgemäß sank die Fitness bei allen Populationen bei hohen Temperaturen deutlich ab (Abb. 2). Jedoch konnte aus den Ergebnissen der meisten Lebenszyklus-Parameter nicht auf eine generelle Anpassung an lokale Temperaturbedingungen im Gewässer geschlossen werden. Es wurde erwartet, dass Populationen aus klimatisch wärmeren Gegenden toleranter gegenüber hohen Versuchstemperaturen sind, da hier die durchschnittlichen Wassertemperaturen über das Jahr deutlich höher liegen und auch höhere Sommermaxima zu verzeichnen sind. Diese Annahme bestätigt sich bei Betrachtung der meisten Parametern nicht (Abb. 2A). Lediglich die Gelegegröße sank in den nördlicheren Populationen bei 28°C im Verhältnis zur jeweiligen Standardtemperatur (20°C) deutlich stärker als in den südlichen Populationen (Abb. 2B). Dieser Effekt wirkt sich entsprechend auf die PGR aus (Abb. 2C). Für die südlicher gelegenen Populationen P und FM wurde bei 28°C ein positives Populationswachstum errechnet, während für die nördlicheren Populationen DS und DM ein Rückgang der Populationen prognostiziert wird.

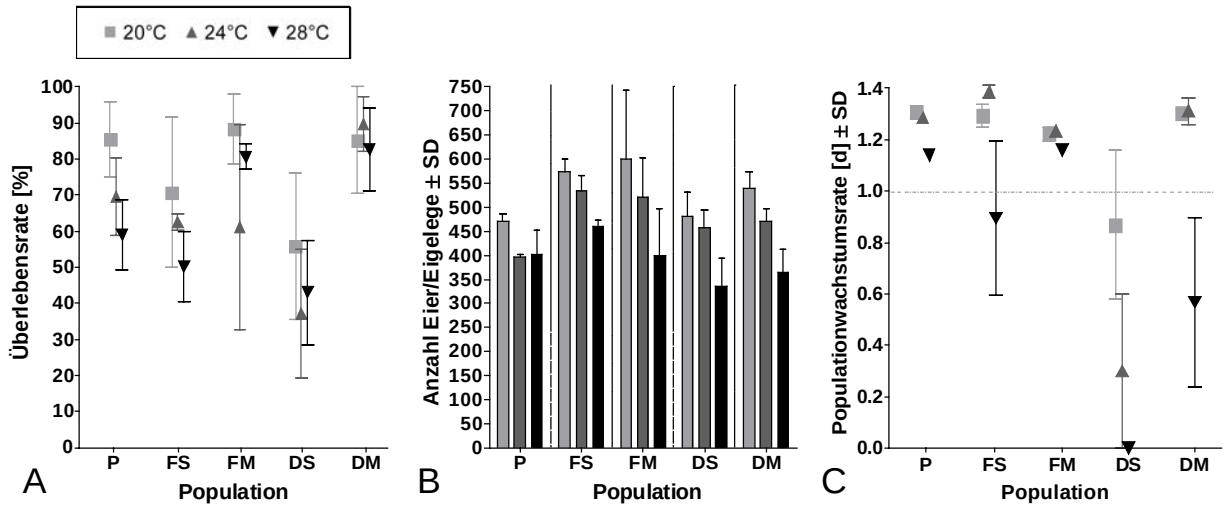


Abb. 2: Ergebnisse der Fitnessparameter Überlebensrate (A), Eigelegegröße (B) und PGR (C). Dargestellt sind Mittelwerte mit Standardabweichung (SD).

Die Hypothese, dass *Chironomus*-Populationen zumindest über größere geographische Distanzen hinweg an lokale klimatische Bedingungen angepasst sind, kann daher zumindest tendenziell bestätigt werden, jedoch basiert der Trend nur auf einem einzigen Parameter, der Gelegegröße. Neue Untersuchungen, die hier nicht gezeigt werden können, zeigen, dass die genetische Diversität der untersuchten Populationen den größten Erklärungsgrad hinsichtlich der Testergebnisse erzielt und die Herkunft nur einen geringen Teil der Fitness-Variation zwischen den Populationen erklärt.

Zusammenfassung

Bei dem durchgeführten *Life-Cycle* Test von fünf *Chironomus riparius*-Populationen aus klimatisch verschiedenen Herkunftsregionen konnten Hinweise auf eine höhere Toleranz südeuropäischer Populationen gegenüber sehr hohen Wassertemperaturen ermittelt werden. Generell wurden jedoch nur sehr geringe Effekte gefunden, die sich ausschließlich auf die Gelegegröße der Populationen beziehen. Genetische Parameter wie die genetische Diversität scheinen hierbei einen deutlichen Einfluss auf die Vitalität der Populationen und ihre Reaktion gegenüber Temperaturstress zu haben (Vogt et al. 2007a). Der geringe Einfluss der Herkunftsregion ist zum einen durch den hohen Genfluss zwischen den Populationen zu erklären; zum anderen besitzt *C. riparius* generell eine hohe Toleranz gegenüber Umweltfluktuationen und lebt in Gewässern mit sehr unterschiedlichen Temperaturbedingungen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen einer Doktorarbeit am Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Frankfurt a.M./Gelnhausen durchgeführt und durch das Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst finanziell unterstützt. Besonderer Dank geht an Joao Barateiro Diogo, Bruno Streit und Markus Pfenninger für die Hilfe und gute Kooperation im Rahmen des Projektes.

Literatur

Benoit, D. A., Sibley, P. K., Juenemann, J. L., Ankley, G. T. (1997): *Chironomus tentans* Life-Cycle Test: Design and Evaluation for Use in Assessing Toxicity of Contaminated Sediments. Environmental Toxicology and Chemistry 16:1165-1176.

Frankham, R. (2005): Stress and Adaptation in Conservation Genetics. Journal of Evolutionary Biology 18, 750-755.

Havas, M., Hutchinson, T. C. (1982): Aquatic Invertebrates from the Smoking Hills, NWT - Effect of PH and Metals on Mortality. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 39:890-903.

Nowak, C., Hankeln, T., Schmidt, E. R., Schwenk, K. (2006): Development and Localization of Microsatellite Markers for the Sibling Species *Chironomus riparius* and *Chironomus piger* (Diptera: Chironomidae). Molecular Ecology Notes 6:915-917.

Mallet, J. (1989): The Evolution of Insecticide Resistance: Have the Insects Won? Trends in Ecology & Evolution, 4:336-340.

OECD (2004): Sediment-Water Chironomid Toxicity Test Using Spiked Sediment (Original Guideline 218, adopted 13th April 2004). OECD, Paris.

Parma, S., Krebs, B. P. M. (1977): Distribution of Chironomid Larvae in Relation to Chloride Concentration in a Brackish Water Region of Netherlands. Hydrobiologia 52:117-126.

Peakall, R.,Smouse, P. E. (2006): GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. Molecular Ecology Notes 6:288-295.

Pfenninger, M., Nowak, C. (2008): Reproductive Isolation and Ecological Niche Partition among Larvae of the Morphologically Cryptic Sister Species *Chironomus riparius* and *C. piger*. PLoS ONE 3:e2157, 1-8.

Sibly, R. M., Hone, J. (2002): Population Growth Rate and Its Determinants: An Overview. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 357:1153-1170.

Vogt, C., Belz, D., Galluba, S., Nowak, C., Oetken, M., Oehlmann, J. (2007): Effects of Cadmium and Tributyltin on Development and Reproduction of the Non-Biting Midge *Chironomus riparius* (Diptera) - Baseline Experiments for Future Multi-Generation Studies. Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering 42:1-9.

Vogt, C., Pupp, A., Nowak, C., Jagodzinski, L.S., Baumann, J., Jost, D., Oetken, M., Oehlmann, J. (2007a): Interaction between Genetic Diversity and Temperature Stress on Life-Cycle Parameters and Genetic Variability in Midge *Chironomus riparius* Populations. Climate Research 33:207-214.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

The influence of climate change on oxygen and phosphorus in deep Lake Stechlin

Tom Shatwell, Peter Kasprzak & Michael Hupfer

Leibniz-Institut f. Gewässerökologie & Binnenfischerei Berlin - Neuglobsow, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin. E-mail: shatwell@igb-berlin.de, daphnia@igb-berlin.de, hupfer@igb-berlin.de

Keywords: climate change, thermal pollution, eutrophication, hypolimnetic oxygen depletion

Introduction

Lakes react quickly and sensitively to climate change because they tend to integrate climate-driven effects over space and time (Adrian et al. 2009). In deep lakes, surface water temperature generally correlates with air temperature but the response of deep water temperature to warming is more complex (Gerten and Adrian 2001). Thus, climate warming can have different effects on the thermal structure of lakes. Since nutrient concentrations react to changes in thermal structure (Jeppesen et al. 2005) and since oxygen concentration is a sensitive indicator for climate change in lakes (Adrian et al. 2009) many deep lakes are likely to experience changes in their oxygen and nutrient budgets as a result of global change.

Lake Stechlin, a deep, oligotrophic lake in Brandenburg, has shown signs of eutrophication in recent decades, including a loss of submerged macrophytes and an increase in chlorophyll *a*. On the other hand, surface water temperature and stratification duration have increased significantly in recent decades in response to climate warming (Kasprzak et al., this issue). Furthermore, Lake Stechlin received cooling water from a nuclear power plant (NPP) between 1966 and 1990, which also increased water temperature (primarily in the hypolimnion) and stratification duration (see Tab. 1 for an overview). Therefore, we hypothesize that climate warming and thermal pollution significantly affected the oxygen and phosphorus budgets in Lake Stechlin. To test this hypothesis, we performed a statistical analysis on long term records of water temperature and ice, as well as oxygen and phosphorus concentrations.

Material and Methods

Study area

Lake Stechlin (latitude 53°10’ N, longitude 13°02’ E, area 4.23 km^2, mean depth 23.3 m, maximum depth 69.5 m, volume 98.7×10^6 m^3) is an oligotrophic lake located 75 km north of Berlin. It is fed by groundwater and precipitation and has a retention time of over 40 years (Nützmann et al. 2003). Between 1966 and 1990, cooling water from the Rheinsberg nuclear power plant was withdrawn from the neighbouring Lake Nehmitz and discharged in Lake Stechlin (ca. 300 000 m^3 d^{-1}) at a temperature roughly 10°C warmer than the ambient surface water. The cooling water circuit was closed by a canal, allowing water to flow from Lake Stechlin back into Lake Nehmitz.

Tab. 1: Observed changes in the thermal structure and temperature of Lake Stechlin due to climate warming (trends from 1958-2009) and the nuclear power plant (NPP, change during operation from 1966-1990). ns: not significant. (See Kasprzak et al., this issue).

Variable	Change due to climate warming	Change due to the NPP
Surface water temperature	+0.37°C / decade	+0.8°C
Deep water temperature (40 m)	(ns, decreasing)	+0.7°C
Length of summer stratification	+3.8 days / decade	+11 days
Start of summer stratification	-3 days / decade	-10 days
Length of winter stratification	-7.5 days / decade	Ca. -2 months
Length of ice cover	(ns, decreasing)	(ns, decreasing)

Data collection

Temperature profiles were collected monthly from 1958 -2009 and phosphorus and oxygen profiles monthly from 1970-2009 at the deepest point of the lake. Temperature and oxygen were generally measured at 1-2 m depth intervals in the epilimnion and 5-10 m intervals in the hypolimnion. Phosphorus was generally measured in 5 m intervals in the epilimnion and 10-20 m intervals in the hypolimnion. Ice coverage was measured from 1961-2002 and 2008-2009 (Bernhardt et al. in press). The lake was considered ice covered when coverage exceeded 80% of the lake area.

Statistical analyses

A correlation analysis (Pearson) was performed on annual means of measured variables using R version 2.13.0 (R Development Core Team 2009). Correlations were also checked with detrended variables to avoid spurious correlations due to the presence of trends. Weighted (time-integrated) means were calculated first by linearly interpolating between measurements over time to produce daily values, and then taking the mean of the daily values over the respective period (e.g. spring). Concentration profiles and hypsographic information were used to calculate the loads of phosphorus and oxygen in the whole lake (0-69.5 m) or the epilimnion (0-20 m) and hypolimnion (20-69.5 m) separately. Oxygen consumption rates were calculated as the decrease in hypolimnetic oxygen from the start of stratification until the oxygen minimum at the end of stratification.

Results

From 1970 until 2009, the minimum oxygen concentration, which occurs at the end of stratification near the lake bottom (65 m depth), decreased (Fig. 1A). Whereas during the 1970s oxygen concentrations always stayed above 6 mg L^{-1}, concentrations as low as 2 mg L^{-1} have been reached in recent years. A rapid drop in deep water oxygen concentration at the end of stratification between 2000 and 2003 was associated with a rapid increase in deep water phosphorus concentration in the same years (Fig. 1B).

There was a significant negative relationship between mean spring water temperature at 40 m and the spring oxygen load in the hypolimnion ($p=0.008$, Fig. 2A). This shows that the warmer water caused by climate warming and waste heat from the NPP directly leads to lower oxygen levels at the beginning of stratification. Moreover, the correlation between water temperature at 40 m and degree of oxygen saturation for the same period was not significant ($p>0.1$). This shows that the reason for the lower oxygen loads is because warmer water has a lower saturation concentration of oxygen. Furthermore, the amount of hypolimnetic oxygen was correlated to both the timing of freezing of the lake ($p=0.025$) and also the time of the start of stratification ($p=0.0005$), perhaps

suggesting that the increased oxygen in spring is due to longer mixing. These correlations were also significant considering the oxygen saturation rather than the oxygen concentration (p=0.03 and p=0.002, respectively), which demonstrates that this relationship is not simply an artefact of the higher oxygen saturation of colder water, which accompanies a delay in stratification onset.

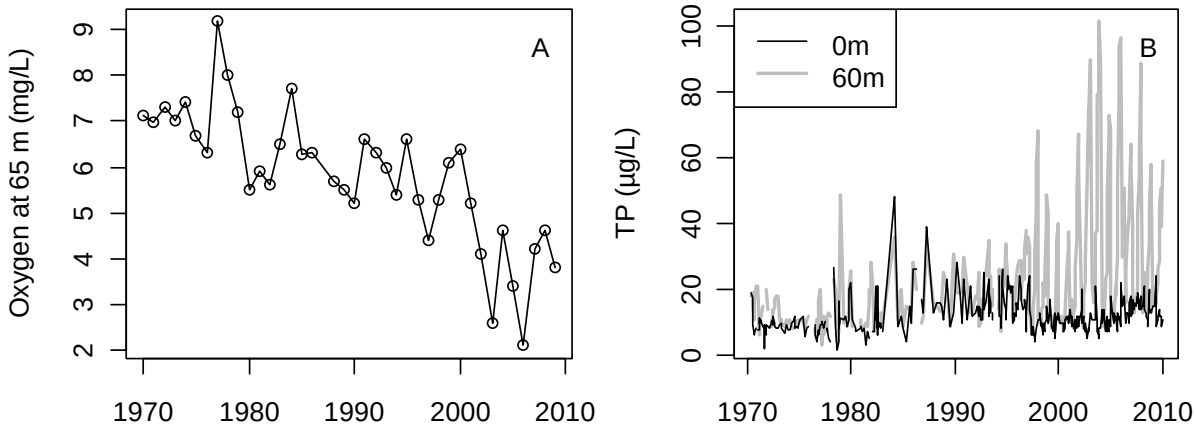


Fig. 1: Time series of deep water oxygen concentration (65 m) at the end of stratification (A) and total phosphorus concentration at 0 m and 60 m (B).

To test whether the higher start concentrations of oxygen were also due to stronger mixing, we compared the time from the end of stratification in the previous year until the start of stratification (that is, the time available for winter mixing, ignoring the possibility of winter stratification) with the start concentrations of oxygen, which yielded a strong positive correlation (p=0.002, Fig. 2B). While there were strong negative correlations between the concentration of oxygen in spring and the length of stratification, the final concentrations at the end of the stratified period did not correlate with the length of stratification. This suggests that the depleted hypolimnetic oxygen observed in warmer years with longer stratification duration is due more to lower oxygen levels at the start of spring than the longer period of oxygen consumption associated with a longer vegetation period. We also considered the possibility of higher oxygen consumption rates in warmer years, however there was no significant trend in oxygen consumption rates between 1970 and 2009 (p>0.6, Fig. 2C) and there was no significant correlation between spring oxygen content and winter or spring air temperature (p>0.3).

We tested the effect of water temperature, air temperature, and ice cover on phosphorus levels (TP and SRP) but found no significant relationships. There was however a positive relationship between hypolimnetic SRP and stratification duration (p=0.01, Fig. 2D), suggesting increased P accumulation and release due to a longer vegetation period. Hypolimnetic SRP was also significantly negatively correlated with hypolimnetic oxygen (p=0.01, Fig. 2E). Interestingly hypolimnetic SRP was not correlated with TP in the lake in the same year (p=0.28) but it was strongly correlated with TP in the following year (p=0.0002, Fig. 2F). This indicates P accumulation, where SRP released from the sediment at the end of stratification becomes available for biological growth during the next spring after mixing.

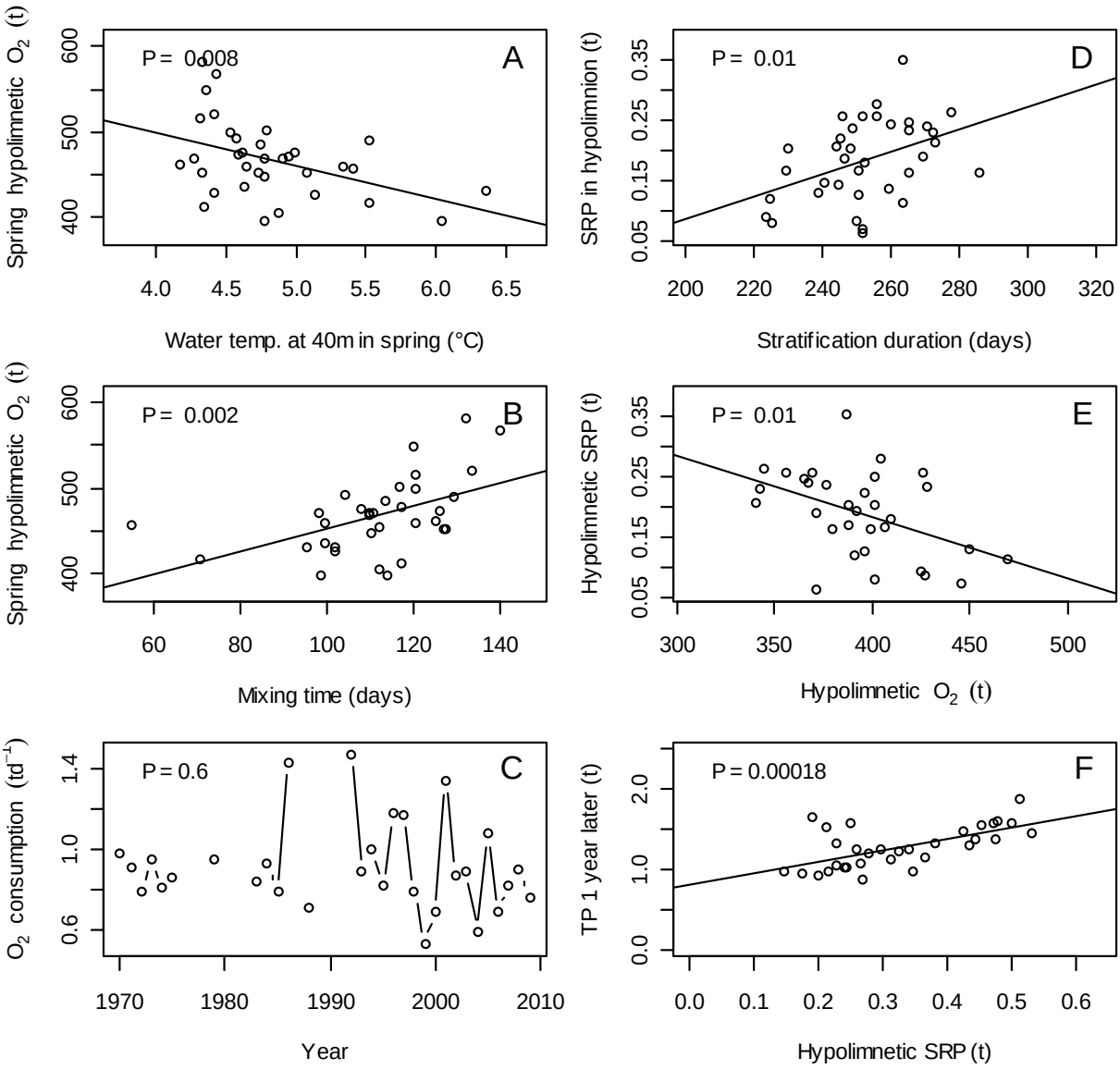


Fig. 2: Correlations between different variables. Variables were detrended except in C.

Discussion

Our analysis clearly showed that increased oxygen depletion in Lake Stechlin can be explained, at least in part, by changes in the thermal regime of the lake. There was also a clear link between oxygen depletion and increased phosphorus in the hypolimnion. There can be several reasons for increased oxygen depletion in deep water, including higher oxygen consumption rates, a longer stratification period, or less oxygen replenishment during mixing. Our results demonstrated that the cause was above all due to poorer replenishment in winter, as also occurs in Lake Constance due to incomplete mixing during mild winters (Straile et al. 2003). Increased oxygen consumption due to longer stratification seemed to play a smaller role in Lake Stechlin and a change in consumption rates seemed not to play a role at all (c.f. Kasprzak et al. 2010). However, the effect of winter warming on oxygen replenishment in Lake Stechlin is complex. On the one hand, shorter ice cover and reduced winter stratification support mixing and thus oxygen replenishment. On the other hand, an earlier onset of stratification decreases the time available for mixing, and warmer water has

lower oxygen saturation, which both lead to less oxygen replenishment. Our results showed that these individual factors had a significant effect on oxygen replenishment in Lake Stechlin. The fact that they had counteracting effects might explain why there was no correlation between winter air temperature and spring oxygen content. Therefore, although winter warming seems to play a decisive role on the oxygen budget of the lake, it is not possible to predict this effect based on mean air temperature. Instead, the complex interactions between water temperature, the course of temperature increase, ice, thermal stratification and also wind as the driver of mixing must be considered.

The role of submerged macrophytes for the oxygen and phosphorus budget remains unclear. The dense meadows of charophytes, in particular *Vaucheria* spec., which extensively covered the lake bed at depths of around 20 m at the beginning of the 1990s (A. Melzer, pers. comm. 2011) but decreased afterwards, would have somewhat contributed to an "internal" oxygen input. Furthermore, phytoplankton in Lake Stechlin tends to bloom in winter before stratification begins and some degree of oversaturation was observed in some years at the beginning of stratification. It is therefore possible that phytoplankton photosynthesis also contributed to some degree to the higher start concentrations of oxygen in warm years.

Anoxic conditions at the sediment-water interface may lead to increased phosphorus release, in which case the increase in phosphorus in the lake can be linked to climatic forcing or thermal pollution from the NPP via oxygen depletion. However, there is not enough evidence to support this claim since it is not clear whether oxygen depletion is a symptom or a cause of the increase in phosphorus in the hypolimnion. An accumulation of hypolimnetic P could also be caused by less upward mixing during milder winters as observed in Lake Constance (Straile et al. 2003). Nevertheless, the fact that oxygen depletion is linked to climatic forcing but phosphorus increase is not, and also that the oxygen consumption rates did not change may suggest that oxygen is an important link between climate warming and phosphorus increase.

Acknowledgements

We thank all the numerous colleagues for their work over the decades who have contributed to the collection and maintenance of the long-term data records for Lake Stechlin. We also thank the German Meteorological Service (DWD) for supplying unpublished data.

References

Adrian, R. and others 2009. Lakes as sentinels of climate change. Limnol. Oceanogr. **54:** 2283-2297.

Bernhardt, J., C. Engelhardt, G. Kirillin, and J. Matschullat. in press. Lake ice phenology in Berlin-Brandenburg from 1947-2007: observations and model hindcasts. Clim. Change.

Gerten, D., and R. Adrian. 2001. Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. Limnol. Oceanogr. **46:** 448-455.

Jeppesen, E. and others 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. Freshwater Biol. **50:** 1747-1771.

Kasprzak, P., R. Koschel, and A. Parparov. 2010. Sauerstoffmangel im Tiefenwasser des oligotrophen Stechlinsees: Kann die Klimaerwärmung eine Rolle spielen?, p. 131-138. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie.

Nützmann, G., E. Holzbecher, and A. Pekdeger. 2003. Evaluation of the water balance of Lake Stechlin with the help of chloride data. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **58:** 11-23.

R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

Straile, D., K. Jöhnk, and H. Rossknecht. 2003. Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. Limnol. Oceanogr. **48:** 1432-1438.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose

Cornelia Spengler[1] *& Hans Jürgen Hahn*[2]

[1] Universität Landau, im Fort 7, D-76829 Landau, spengler@uni-landau.de [2] Universität Landau, im Fort 7, D-76829 Landau, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasser, Klimawandel, anthropogene Grundwassererwärmung, Grundwasserfauna, Netzsammler

Einleitung

Das Grundwasser ist unsere wichtigste Ressource und seine Sauberkeit in erster Linie eine Leistung der Grundwasserlebensgemeinschaften. Eines der wesentlichen Charakteristika der Grundwasserökosysteme ist die Stabilität der Lebensbedingungen (Gibert & Deharveng 2002). Die im Grundwasser vorherrschende Temperatur entspricht der mittleren Jahrestemperatur an der Erdoberfläche. Deren Veränderung, z.B. durch einen Klimawandel, dürfte deswegen Auswirkungen auf die an Kälte angepassten Lebensgemeinschaften haben. Neben den aquatischen und terrestrischen Lebensräumen wird der prognostizierte Klimawandel deshalb auch das Grundwasser und seine Lebensgemeinschaften höchstwahrscheinlich stark beeinflussen und verändern. Bisherige Prognosen beziehen sich vor allem auf die stoffliche Grundwasserqualität bzw. das mengenmäßige Vorkommen. Dass sich eine Erwärmung des Grundwassers negativ auf die Grundwasserfauna auswirkt, zeigen erste Untersuchungen von Brielmann *et al.* (Brielmann *et al*. 2009, 2011)**.**

Für die Folgen einer Klimaerwärmung in Bezug auf das Grundwasser als Lebensraum, sind bisher keine Prognosen verfügbar. Dies ist umso überraschender, als dass Grundwasser der einzige große Lebensraum ist, anhand dessen sich Effekte zukünftiger Klimaveränderungen bereits heute untersuchen lassen: Seit Jahrzehnten wird Grundwasser als Kühlmittel für Gebäude und industrielle Fertigungsprozesse entnommen und erwärmt in den Aquifer zurück geleitet. Die Rückführung dieses Wassers hat regional eine flächige Erwärmung des oberflächennahen Grundwassers zur Folge. Das vorgestellte Promotionsvorhaben soll daher einen Beitrag zur Abschätzung der klimawandelbedingten Folgen für die Lebensgemeinschaften des Grundwassers leisten. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich künstlich erwärmte Grundwasservorkommen (z.B. durch Kühlwassernutzung) als Modelle für die Untersuchung der Auswirkungen einer Klimaerwärmung eignen. Hierfür sollen Artenvielfalt sowie strukturelle und funktionale Zusammenhänge der tierischen Gemeinschaften in natürlich temperierten und anthropogen erwärmten Grundwasserlebensräumen verglichen und bewertet werden. Zudem werden chemisch-physikalische sowie mikrobielle Parameter ermittelt.

Diesem Konzept liegen folgende Arbeitshypothesen zugrunde:

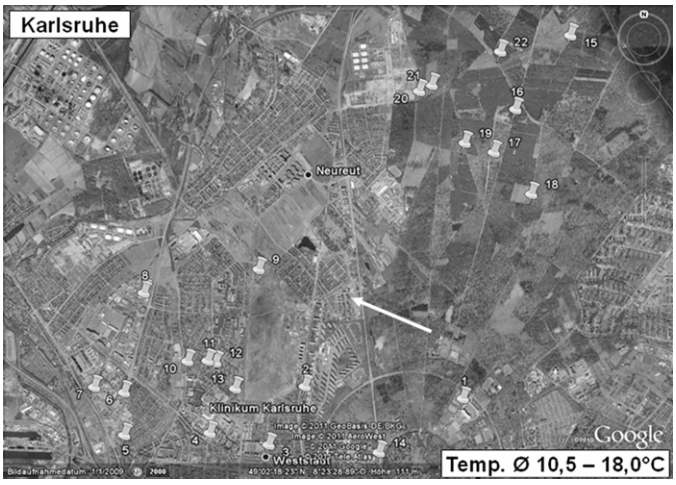
1. Die meisten Grundwasserarten sind kaltstenotherm und reagieren daher sehr empfindlich auf Erhöhungen der Grundwassertemperatur.
2. Veränderungen der Temperatur spiegeln sich nicht nur in der Zusammensetzung der Gemeinschaften, sondern auch in der Artenvielfalt wider.
3. Erwärmte Grundwasservorkommen und ihre Lebensgemeinschaften sind geeignete Modelle für die durch den Klimawandel bedingten, flächenhaft zu erwartenden Veränderungen.

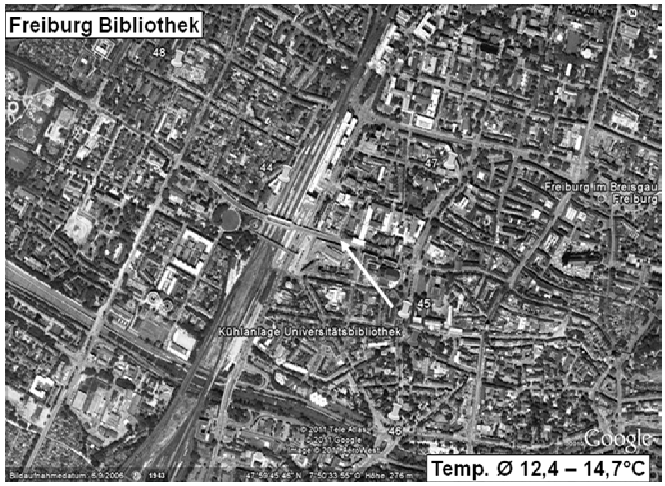
In dieser Zusammenfassung sollen das Untersuchungsvorhaben und erste Ergebnisse auf Großgruppenniveau vorgestellt werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die insgesamt 70 Grundwassermessstellen sind auf vier Untersuchungsgebiete innerhalb Baden-Württembergs verteilt und befinden sich in der Oberrheinebene (s. Abb. 1). Eines der Untersuchungsgebiete liegt im Stadtbereich Karlsruhe und dem angrenzenden Hardtwald. Hier werden insgesamt 22 Messstellen untersucht, von denen die Messstelle mit der niedrigsten Temperatur im Schnitt 10,5 °C und die mit der höchsten Temperatur durchschnittlich 18,0 °C aufweist. Für die Erwärmung des Grundwassers ist hier vermutlich die Kühlanlage zur Gebäudeklimatisierung des städtischen Klinikums, die mit Grundwasser betrieben wird, ausschlaggebend. Zwei weitere Untersuchungsgebiete befinden sich in Freiburg im Breisgau. Im nördlich gelegenen Industriegebiet und dem im Abstrom befindlichen Mooswald liegen 34 Grundwassermessstellen. Die erhöhten Grundwassertemperaturen lassen sich hier auf die industrielle Nutzung zurückführen. Das dritte Gebiet liegt nahe der Stadtmitte und wird über fünf Messstellen untersucht. Hier ist die 2011 in Betrieb genommene Kühlanlage der Universitätsbibliothek der Grund für eine Erwärmung im Grundwasser. Das vierte Gebiet liegt in Neuenburg am Rhein. Dort befinden sich neun Grundwassermessstellen in der Nähe zu einer Hausmülldeponie, die hier die Wärmequelle darstellt.





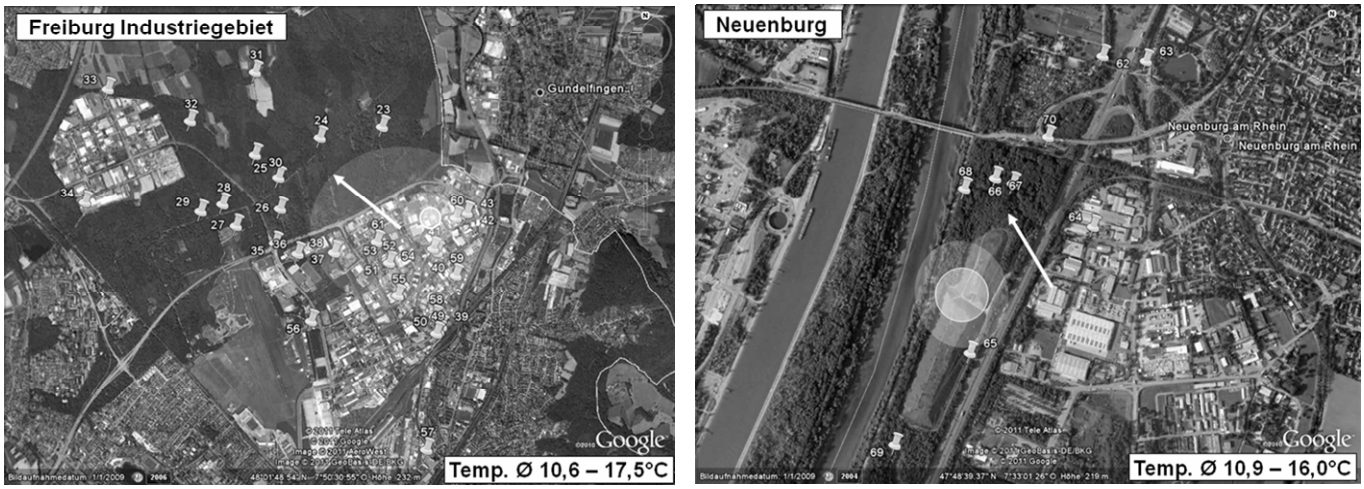


Abb. 1: Untersuchungsgebiete und Lage der Messstellen: Der angegebene Temperaturbereich entspricht der bisherigen Durchschnittstemperatur der Messstelle mit der höchsten bzw. niedrigsten Temperatur im jeweiligen Gebiet. Pinnadeln = Grundwassermessstellen, Pfeil = Grundwasserfließrichtung, Kreise = anthropogene Wärmequelle.

Durchführung

Die Untersuchungen stützen sich auf eine statistisch auswertbare Zahl an oberflächennahen Grundwasservorkommen und Messstellen, die durch weitere anthropogen bedingte Einflüsse möglichst gering belastet sind, sich jedoch im Hinblick auf die Temperatur deutlich voneinander unterscheiden. Die insgesamt 70 Grundwassermessstellen werden sechsmal im Abstand von zwei Monaten über einen Zeitraum von einem Jahr beprobt.

Für die Untersuchung der Grundwasserfauna ist es von Bedeutung die Besiedlungsverhältnisse in einem Grundwasserleiter hinsichtlich der Dichte und der Diversität repräsentativ zu erfassen. Die Probenahme erfolgt daher mit Hilfe des speziell für die Erfassung der Grundwasserfauna entwickelten Netzsammlers (s. Abb. 2). Bei dem Netzsammler handelt es sich um eine Abwandlung des Planktonnetzes oder Cvetkov-Netzes (Cvetkov 1968). Er besteht aus einem Gazetrichter mit einer Maschenweite von 74 µm, der an einem 50 ml Zentrifugalrohr befestigt ist und als Sammelgefäß dient. Grundwassermessstellen fungieren aufgrund ihres Aufbaus und dem größeren Platz- und Nahrungsangebot im Prinzip wie Fallen. Die Lebensgemeinschaft am Grund des Messstellenrohres integriert folglich die Fauna der vorhandenen Filterstrecke der Messstelle. Die Methode entspricht einem halbquantitativen Verfahren, mit dem sich die Artenzusammensetzung des umgebenden Aquifers repräsentativ erfassen lässt (Steenken 1998, Matzke & Hahn 2002, Hahn 2002, Hahn 2005).

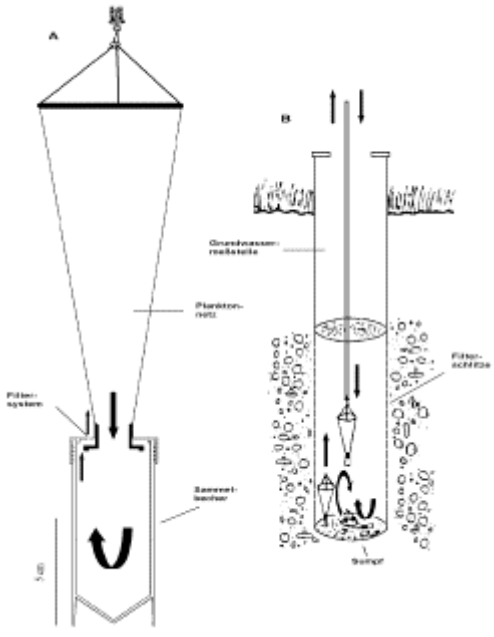


Abb. 2: Schematischer Aufbau des Netzsammlers (links) und der Beprobung einer Grundwassermessstelle (rechts) (Quelle: A. Fuchs).

Vor Ort werden die Feldparameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und -konzentration, der pH-Wert, sowie die elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Zusätzlich wird ein Teil der Wasserprobe zur Analyse chemischer Parameter (Gesamteisen, Nitrat, Phosphat und Carbonathärte) und zur Bestimmung der mikrobiellen Kolonienbildenden Einheit (KBE) verwendet. Die Entnommene Fauna wird mit Ethanol fixiert und mit Bengalrosa angefärbt. Die Aufarbeitung des Probenmaterials erfolgt im Labor. Hierbei wird die Zusammensetzung des Substrates betrachtet und die jeweilige Menge mit Hilfe von Schätzklassen beurteilt. Zudem werden die Tiere für die spätere Bestimmung auf Großgruppenniveau vorsortiert. Die im Grundwasser dominierende Gruppe der Crustaceen wird anschließend auf Artniveau bestimmt. Die statistische Auswertung der Daten erfolgt mit den Programmen SPSS 15 und mit Primer (multivariate Analysen).

Erste Ergebnisse und Diskussion

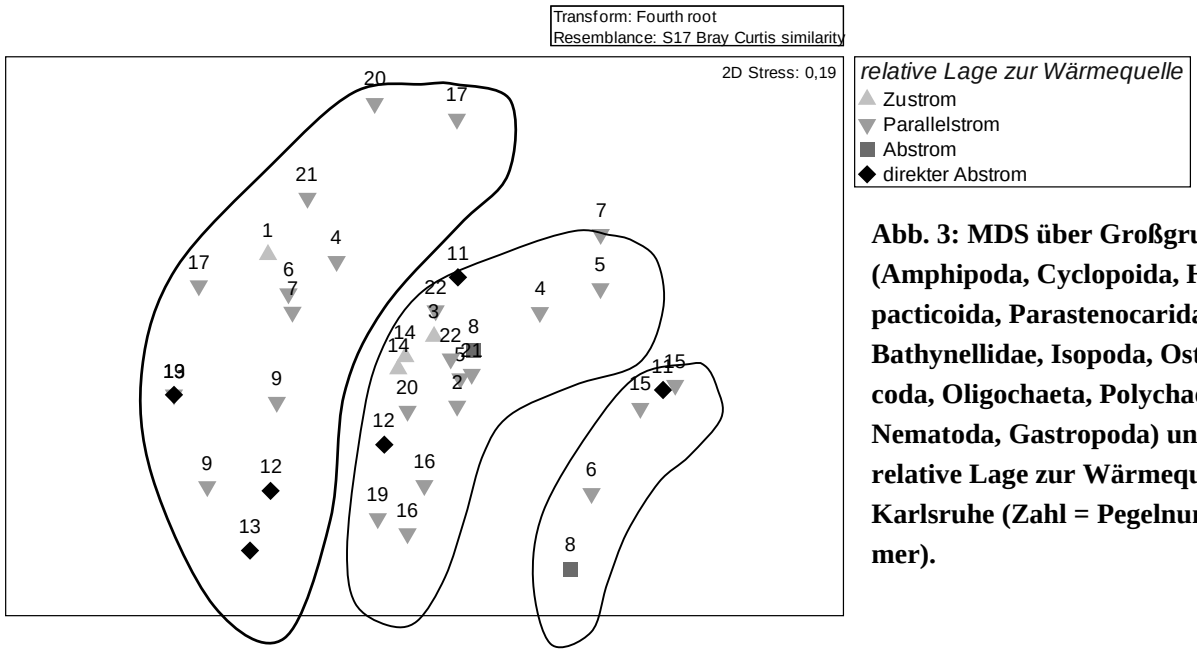


Abb. 3: MDS über Großgruppen (Amphipoda, Cyclopoida, Harpacticoida, Parastenocaridae, Bathynellidae, Isopoda, Ostracoda, Oligochaeta, Polychaeta, Nematoda, Gastropoda) und relative Lage zur Wärmequelle, Karlsruhe (Zahl = Pegelnummer).

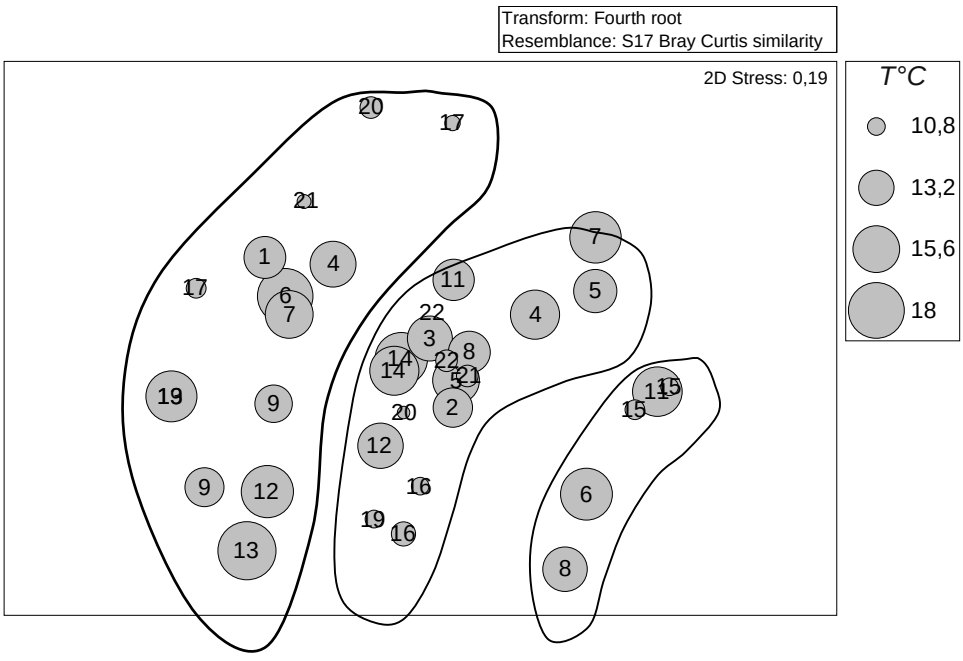


Abb. 4: MDS über Großgruppen (Amphipoda, Cyclopoida, Harpacticoida, Parastenocaridae, Bathynellidae, Isopoda, Ostracoda, Oligochaeta, Polychaeta, Nematoda, Gastropoda) und Temperatur, Karlsruhe (Zahl = Pegelnummer).

Das in Abb. 3 dargestellte Ergebnis der MDS zeigt die relative Lage der Messstellen zur Wärmequelle und die Ähnlichkeiten/ Unähnlichkeiten in Bezug auf die Lebensgemeinschaften am Standort Karlsruhe. Die Analyse basiert auf zwei Beprobungen (im Mai und Juli) und der Einteilung der Tiere auf Großgruppenniveau.

In Bezug auf die relative Lage zur Wärmequelle und die Besiedlung der Messstellen lässt sich kein Zusammenhang ableiten. Es ist aber ein Muster im Hinblick auf die Fauna zu erkennen. In der MDS lassen sich drei Gruppen unterscheiden, die sich jeweils in ihrer faunistischen Zusammensetzung ähneln. Die in Abb. 4 dargestellte MDS über die Großgruppen und die Temperatur zeigt, dass die Temperatur bisher nicht mit der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften korreliert. Wie sich dieses faunistische Muster erklären lässt ist noch offen. Weitere Untersuchungen und eine genauere Determination der Tiere sind für eine aussagekräftigere statistische Auswertung notwendig.

Zusammenfassung

Bisher wurden zwei von den insgesamt sechs Beprobungsrunden durchgeführt. Die ersten Auswertungen der faunistischen Daten auf Großgruppenniveau und der abiotischen Parameter für das Untersuchungsgebiet Karlsruhe, lassen erste Muster erkennen. Die Temperatur besitzt auf dieser Datengrundlage bisher jedoch keine Auswirkung auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften. Wir gehen davon aus, dass sich mit höherer Anzahl an Beprobungen und der Bestimmung der Tiere auf Artniveau, ein genaueres Bild ergibt.

Danksagung

Diese Untersuchung wird im Rahmen einer Doktorarbeit durchgeführt. Wir danken herzlichst den Umweltämtern in Karlsruhe und Freiburg, sowie dem Landratsamt Breisgau-Hochschwarzwald und der LUBW für Auskünfte und die Bereitstellung von Daten. Besonderer Dank geht außerdem an die Hans-Böckler-Stiftung für die ideelle und finanzielle Unterstützung.

Literatur

Brielmann, H., Griebler, C., Schmidt, S.I., Michel, R., Lueders, T. (2009): Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems, FEMS Microbiol. Ecol., 68: 273-286.

Brielmann, H., Lueders, T., Schreglmann, K., Ferraro, F., Avramov, M., Hammerl, V., Blum, P., Bayer, P., Griebler, C. (2011): Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme, Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 16: 77-91.

Gibert, J. & Deharveng, L. (2002): Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity, BioScience 52, 6: 473-481.

Cvetkov, L. (1968): Un filet phreatobiologique, Bull. Inst. Zool. Mus. Acad. Bulgare., Sci. 27: 215-218.

Hahn, H. J. (2002): Methods and difficulties of sampling stygofauna, in Breh, W., Gottlieb, J., Hötzl, H., Kern, F., Liesch, T., Niesnner, R. (Hrsg.) (2002): Proceedings of the second international conference and industrial exhibition „Field Screening Europe 2001“, 201-206.

Hahn, H.J. (2005): Unbaited traps – a new method of sampling stygofauna, Limnologica, 35: 31-44.

Steenken, B. (1998): Die Grundwasserfauna – Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg, Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.

Matzke, D. & Hahn, H.J. (2002): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und inKluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken, Bericht DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft), Abschlussbericht Projekt Az HA3214/1-1 (unveröffentlicht).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Modellierungsansatz und Szenarien zur limnologischen Entwicklung des Ammersees im Klimawandel

Mark Vetter & Stefan Weinberger

Ludwig-Maximilians-Universität München, Department für Geographie, Luisenstr. 37, 80333 München, mark.vetter@lmu.de, s.weinberger@geographie.uni-muenchen.de

Keywords: Klimawandel, Ammersee, Seemodellierung, DYRESM, seeökologische Szenarien

Einleitung

Der Klimawandel beeinflusst alle Ökosysteme, auch Seen (Livingstone 2003, Adrian et al. 2009, Williamson et al. 2009, George 2010). Nach wie vor besteht Forschungsbedarf bei der Frage, wie und in welcher Dimension sich der Klimawandel auf Seeökosysteme auswirken wird. Jeder See, jedes dazugehörige Einzugsgebiet (EZG) wird eine individuelle Entwicklung nehmen. Die zukünftige Entwicklung ist, wenn auch quantitative Aussagen gemacht werden sollen, nur mittels numerischer limnologischer Modelle unter Berücksichtigung aller Eingangsgrößen abzuschätzen (Fang & Stefan 2009; Gal et al. 2009, MacKay et al. 2009, Perroud et al. 2009, Rinke et al. 2010, Rempfer et al. 2010). Die Modelle sollten dabei limno-physikalische und limno-biologische Prozesse berücksichtigen oder zumindest die Koppelungsfähigkeit dieser beiden Prozessgruppen ermöglichen (Burger et al. 2008, Huber et al. 2008, Straile et al. 2010, Trolle et al. 2011). Die zukünftigen regionalen meteorologischen Verhältnisse können aus sog. regionalen Klimamodellierungen (z.B. REMO) abgeleitet werden (Jacob et al. 2008). Bislang fehlt es an konkreten Szenarien zur ökologisch-limnologischen Entwicklung von Seen im Klimawandel, welche durch physikalisch basierte Modellierung in Kombination mit in-situ-Messungen prognostiziert werden können (Vetter & Sousa 2012).

Ziele des vorliegenden Beitrages sind daher: (1) Vorstellung des Ansatzes und der methodischen Vorgehensweise des Projekts LAGO zur Untersuchung der Folgen des Klimawandels auf den Ammersee sowie die (2) Darstellung von theoretischen, ökologisch-limnologischen Szenarien im Klimawandel für den Ammersee.

Untersuchungsgebiet, Ansatz und Methoden des LAGO-Projekts

Das Projekt LAGO (**L**imnologische **A**uswirkungen des **G**lobalen Wandels in **O**berbayern) verfolgt das Ziel, mit Methoden der numerischen Modellierung die Auswirkungen des Klimawandels auf oberbayerische Seen zu untersuchen. In der vorliegenden Untersuchung geht es um den voralpinen, 83 Meter tiefen, momentan dimiktischen Ammersee in Oberbayern. Der See kann als repräsentativer See für das nördliche Alpenvorland eingeschätzt werden, was wiederum eine Vergleichbarkeit bzw. Übertragung der Interpretationen bzw. der Projektergebnisse auf andere bayerische Seen im Alpenvorland ermöglicht. Das Forschungsvorhaben wird über das Bayerische Landesamt für Um-

welt (LfU) bzw. das Bayerische Umweltministerium gefördert, hat im Mai 2011 begonnen und soll für drei Jahre laufen. Die Arbeitsschritte im Projekt sind folgendermaßen zusammenzufassen:

1. Datenbeschaffung und –aufbereitung gegenwärtiger gewässerökologischer, meteorologischer und seephysikalischer Parameter des Einzugsgebietes und des Sees selbst.
2. Gleichermaßen sind die simulierten Daten aus regionalen Klimamodellen für das Vorhaben zu beschaffen und mit einer sog. BIAS-Korrektur zu berichtigen (Piani et al. 2010, Samuelsson et al. 2010, Terink et al. 2010).
3. Im nächsten Schritt erfolgt die Kalibrierung und Validierung des seephysikalischen Modells (DYRESM) mit Felddaten der Vergangenheit (u.a. auch über Daten der im Ammersee gegenwärtig vom LfU betriebenen limnologischen Messstation).
4. In einem weiteren Schritt soll das limno-physikalische Modell (DYRESM) mit dem ökologischen Seenmodell (CAEDYM) gekoppelt sowie kalibriert und validiert werden.
5. Als meteorologische Inputgrößen sollen dann die Ergebnisse der regionalen Klimamodellierung (REMO) für verschiedene Emissionsszenarien (A1B und B2) in das gekoppelte Modell eingehen.
6. In einem letzten Schritt erfolgt die Auswertung der Modellierungen und die Ableitung von entsprechenden limno-physikalischen und limno-biologischen Szenarien. Auf Basis der sauber kalibrierten und validierten Modelle kann eine Abschätzung der künftigen seephysikalischen (z.B. Schmidt-Stabilität, Stagnations- und Zirkulationsphasen, Zeitpunkte des Eintritts oder der Auflösung der Sprungschicht, Lage der Sprungschicht) und seeökologischen (Verteilung von Phosphat in der Wassersäule, Sauerstoffverteilung, Chlorophyll-*a*, Sichttiefe etc.) Zustände des Ammersees erfolgen.
7. Die Interpretation dieser Ergebnisse erlaubt wiederum eine Diskussion hinsichtlich möglicher, ökologischer Konsequenzen für den See im Klimawandel und die Ableitung von Handlungsempfehlungen zum künftigen Management des Gewässers oder des Einzugsgebietes.

Der Ansatz der Kalibrierung und Validierung des Modells über die stetige Einwirkungszeit des Klimawandels im Laufe der Zeit kann aus der Abb. 1 entnommen werden.

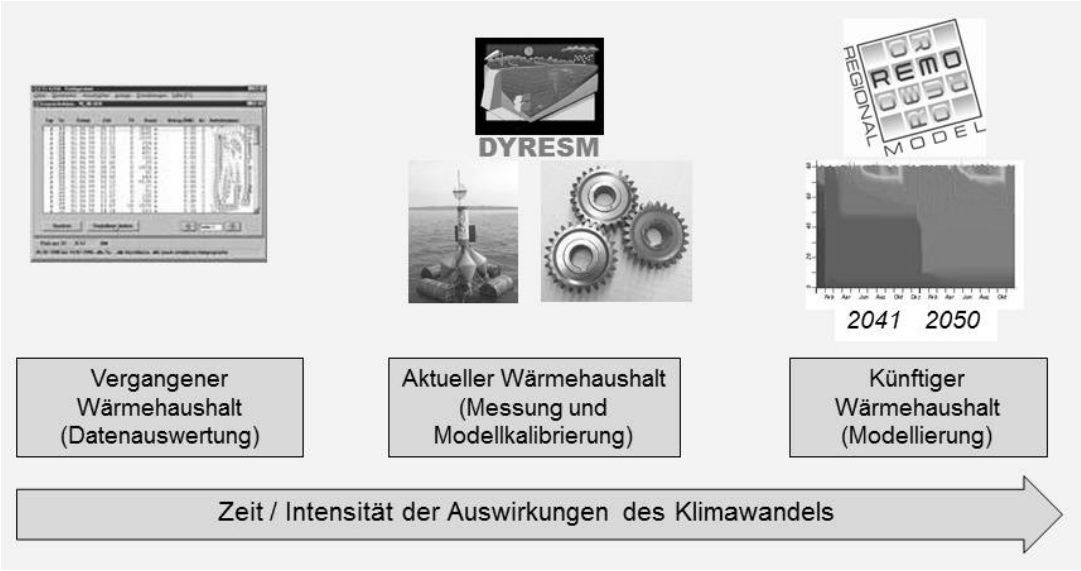


Abb. 1: Ansatz zum LAGO-Projekt zur Erforschung des Klimawandels auf den Seekörper

Ergebnisse und Diskussion

Ableitung von möglichen Szenarien für die ökologische Zukunft des Ammersees im Klimawandel auf Basis der vergangenen und gegenwärtigen Entwicklung des Einzugsgebietes

Ohne in diesem Schritt schon die Ergebnisse der Modellierung zu berücksichtigen, sind im Vorfeld des Projektes an Hand der aus vorangegangenen Studien vorliegenden Untersuchungsergebnisse hypothetische Überlegungen angestellt worden, wie eine Ableitung verschiedener potentieller Szenarien für die limnologische Entwicklung des Ammersees im Klimawandel aussehen könnte. Diese Szenarien stellen die gesamte Breite der möglichen ökologischen Folgen für den Ammersee dar und sind die Grundlage für die Darstellung der theoretischen Folgen des Klimawandels auf den Ammersee. Aufgabe des LAGO-Projektes ist es unter anderem, auf Basis der numerischen, physikalisch-ökologischen Modellierung zu überprüfen, ob die in den Szenarien dargestellten Auswirkungen auf den Ammersee auch tatsächlich zutreffen können. Dies wird erst in der Abschlussphase des Projektes zu klären sein.

Die Tabelle 1 zeigt im Überblick drei Szenarien, wie sich die ökologische Zukunft des Ammersees auf Basis verschiedener Umwelteinflüsse entwickeln könnte.

Tabelle 1: Mögliche ökologische Szenarien für den Ammersee

	Szenario 1 – Trend-Szenario	**Szenario 2**	**Szenario 3**
Allgemeine Entwicklung der Nährstoffeintrags- und Witterungsverhältnisse	Witterungs- und anthropogene Eintragsverhältnisse bleiben im Schwankungsbereich des vorletzten Jahrzehnts	Zunahme von Extremereignissen wie Hitze und Trockenheit	Zunahme von Extremereignissen wie Hitze und Trockenheit und einzelner Starkregenereignisse im EZG
Mögliche Folgen für den Ammersee	- Stabilisierung des mesotrophen Zustandes	- Zunahme Schichtungsstabilität - Sauerstoffzehrung Tiefe zunehmend - Verminderter Eintrag von Sauerstoff in die Tiefe - Nährstoffrücklösung aus dem Sediment - Verschlechterung der Trophie	- Verstärkte Mobilisierung von Nährstoffen im Einzugsgebiet und Eintrag über Hochwasser - Möglicherweise P-Freisetzung aus dem Sediment - Mehr Nährstoffe im See - Verlangsamung / Stop der Re-oligotrophierung

Ein erstes Szenario geht für das Untersuchungsgebiet von einem sogenannten *Trend-* oder *Business-as-usual*-Szenario aus, d.h. es wird hierbei angenommen, dass die klimatische Variabilität sowie der Stoffeintrag aus dem EZG über die Zuflüsse (in erster Linie der Ammer) in Zukunft bezüglich der Art und der Amplitude in einem ähnlichen Schwankungsbereich liegt wie in der Vergangenheit. Dies hätte zur Folge, dass sich der gegenwärtige, mesotrophe Zustand im Ammersee weiter stabilisiert und keine Veränderungen in positiver oder negativer Richtung bezüglich der Trophieentwicklung zu erwarten sind.

Das zweite Szenario geht hingegen davon aus, dass insbesondere witterungsbedingte Extremereignisse (wie Hitze oder Trockenheit) im EZG des Ammersees zunehmen, was auch im Klimawandel nach verschiedenen Modellrechnungen zu erwarten ist (Solomon et al. 2007). Eine höhere Lufttemperatur an der Grenzfläche Atmosphäre-See als bisher führt dann auch zu einer erhöhten Wassertemperatur an der Oberfläche des Gewässers; eine Folge ist dann eine verstärkte, sommerliche

Schichtungsstabilität in der Wassersäule. Bei erhöhter Schichtungsstabilität ist eine Durchmischung des Wasserkörpers schwieriger. Somit wird in der Konsequenz ein Transport von oberflächennahen Stoffen (wie Sauerstoff) in die tieferen Schichten erschwert. Da gleichzeitig in der Tiefe auf Grund der Abwesenheit von Licht keine Photosynthese ablaufen und damit auch kein Sauerstoff dort gebildet werden kann, wird in diesem Bereich des Gewässers eher der Trend der Sauerstoffabnahme festzustellen sein. Eine Sauerstoffanreicherung ist hier im Hypolimnion nur mittels der vertikalen Zirkulation möglich. Aber bleibt diese durch verstärkte Schichtungsstabilität im Klimawandel aus, ist die Sauerstoffversorgung der tieferliegenden Schichten des Sees nicht mehr ausreichend gewährleistet. Gleichermaßen benötigen die Lebewesen in dieser Zone des Gewässers Sauerstoff. Ist der benötigte Betrag des Bedarfs an Sauerstoff durch die Lebewesen größer als die Nachfuhr über die Zirkulation, findet folglich eine Sauerstoffzehrung statt. Dies ist eine der mutmaßlichen Folgen des Klimawandels für das untersuchte Gewässer. Besonders geringe Sauerstoffwerte (die bislang allerdings im Ammersee in der gegenwärtigen Phase der Reoligotrophierung noch nicht gemessen wurden) im Bereich der Sediment/Tiefwasserzone des Sees könnten sogar zu einer Rücklösung von Schadstoffen (insbesondere Phosphorverbindungen) aus dem Sediment führen (Schwörbel & Brendelberger 2005, Niemistö et al. 2008). Die Folge wäre dann eine Verschlechterung des Trophiegrades des Gewässers.

Ein drittes Szenario (Tabelle 1) geht von den Auswirkungen analog zum zweiten Szenario aus, nur kommt zusätzlich noch ein Einflussfaktor hinzu, der vor allem mit dem EZG des Ammersees zusammenhängt. Da dieses Gebiet in der Vergangenheit relativ intensiv landwirtschaftlich genutzt wurde, hat sich eine „Hypothek an Schadstoffen“ (insbesondere an Düngemitteln) in den Kolluvien des EZG angesammelt, welche sich bei verstärkter Erosion im Zusammenhang mit etwaigen Starkregenereignissen wieder mobilisieren könnte. Auch eine Zunahme solcher Niederschlagsextreme wird im Klimawandel erwartet (Solomon et al. 2007). Die im Szenario 2 genannten Folgen für den Ammersee würden sich im Szenario 3 noch einmal verschlimmern, da der See dann eine erhöhte Fracht an Nährstoffen aus dem EZG verkraften müsste, was die Gefahr der Verlangsamung oder gar des Stopps des Reoligotrophierungstrends weiter vorantreiben könnte.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die zukünftige Entwicklung der thermischen Verhältnisse und der Trophieverhältnisse des Gewässers Ammersee lässt sich nur mit einem sorgfältig kalibrierten und validierten Seephysik- und Seeökomodell berechnen. Die Kalibrierung hat nur dann Erfolgsaussichten, wenn wie im Falle des Ammersees bei der vorliegenden Studie auch eine entsprechende Datenbasis zur limnologischen, aber auch zur meteorologischen Entwicklung des Sees und seines Einzugsgebietes vorliegt. Der Klimaantrieb, bzw. die Triebkräfte dieser Veränderung im Klimawandel müssen aus regionalen Klimamodellen zur Verfügung stehen, was gleichermaßen für das genannte Forschungsvorhaben LAGO der Fall ist. Die Voraussetzungen sind also im vorliegenden Fall ideal.

Aus einer ersten Überprüfung der regionalen Klimasimulationsdaten konnte abgeleitet werden, dass BIAS-Korrekturwerte vonnöten sind, welche auch für das Untersuchungsgebiet im Rahmen der vorliegenden Studie bereits berechnet wurden.

Die im Ergebnisteil formulierten Szenarien zeigen, dass auf Grund der theoretischen bzw. der aus anderen Modellierungen bekannten ökologischen Erkenntnisse tatsächlich eine Bedrohung des Ammersees im Klimawandel gegeben sein könnte. Somit sind die Szenarien in diesem Beitrag zunächst nur „Gedankenexperimente“ des Autors und basieren nicht auf den Ergebnissen physikalisch-limnologischer Modellierung. Es gilt also mit anderen Methoden zu klären, inwiefern diese

Szenarien tatsächlich eintreten könnten. Somit ist es erst nach der Anwendung des kalibrierten und validierten, gekoppelten Modells, wie oben beschrieben, möglich, auf Basis numerischer Verfahren in einem nächsten Schritt zu berechnen, ob die oben formulierten Szenarien Wirklichkeit werden könnten. Die Ergebnisse zum Abschluss des LAGO-Projektes werden dies zeigen.

Danksagung

In erster Linie ist dem Bayerischen Landesamt für Umwelt für die finanzielle Förderung des Vorhabens zu danken. Ein weiterer, großer Dank ist dem Lehrstuhl für Geographie und Landschaftsökologie, Prof. Baume, von der LMU München auszusprechen, ohne die Bereitstellung der Forschungsinfrastruktur wäre die vorliegende Studie nicht zustande gekommen. Darüber hinaus ist den zahlreichen Hilfskräften und den Studierenden zu danken, die mit der Erstellung Ihrer Abschlussarbeiten zum Gelingen des Gesamtvorhabens beigetragen haben.

Literatur

Adrian, R.,O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G. A. & M. Winder (2009): Lakes as sentinels of climate change. – Limnol. Oceanogr. 54: 2283-2297.

Burger, D., Hamilton, D. & C. Pilditch (2008): Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. - Ecological Modelling 211: 411-423.

Fang, X. & Stefan, H. G. (2009): Simulations of climate effects on water temperature, dissolved oxygen, and ice and snow covers in lakes of the contiguous United States under past and future climate scenarios. – Limnol. Oceanogr. 54: 2359-2370.

Gal, G., Hipsey, M., Parparov, A., Wagner, U., Makler, V. & T. Zohary (2009): Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake Kinneret as a case study. - Ecological Modelling 220, 1697-1718.

George, G. (2010): The Impact of Climate Change on European Lakes. In: George, G. (Ed.), The Impact of Climate Change on European Lakes. New York, pp. 1-13.

Huber, V., Adrian, R. & D. Gerten (2008): Phytoplankton response to climate warming modified by trophic state. – Limnol. Oceanogr. 53: 1-13.

Jacob, D., Bärring, L., Bøssing Christensen, O., Hesselbjerg Christensen, J. & M. De Castro (2007): An inter-comparison of regional climate models for Europe: model performance in present-day climate. - Climatic Change 81, 31-52.

Livingstone, D. M. (2003): Impact of secular climatic change on the thermal structure of a large temperate central european lake. – Clim. Change. 57: 205-225.

MacKay, M., Neale, P., Arp, C., De Senerpont Domis, L., Fang, X. & G. Gal (2009): Modelling lakes and reservoirs in the climate system. - Limnology and Oceanography 54, 2315-2329.

Niemistö, J., Holmroos, H., Pekcan-Hekim, Z. & J. Horppila (2008): Interactions between sediments resuspension and sediment quality decrease the TN:TP ratio in a shallow lake. – Limnol. Ocenanogr. 53: 2407-2415.

Perroud, M., Goyette, S., Martynov, A., Beniston, M., & O. Anneville (2009): Simulation of multiannual thermal profiles in deep Lake Geneva: A comparison of one-dimensional lake models. - Limnology and Oceanography 54, 1574-1594.

Piani, C., Harter, O. & E. Coppola (2010): Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe. - Theoretical and Applied Climatology 99, 187-192.

Rempfer, J., Livingstone, D. M., Blodau, C., Forster, R., Niederhauser, P. & R. Kipfer (2010): The effect of the exceptionally mild European winter of 2006–2007 on temperature and oxygen profiles in lakes in Switzerland: A foretaste of the future? – Limnol. Oceanogr. 55: 2170-2180.

Rinke, K., Huber, A., Kempke, S., Eder, M., Wolf, T., Probst, W. N. & K.-O. Rothhaupt (2009): Lake-wide distributions of temperature, phytoplankton, zooplankton, and fish in the pelagic zone of a large lake. – Limnol. Oceanogr. 54: 1306-1322.

Samuelsson, P. (2010): Using Regional Climate Change Models to Quantify the Impact of Climate Change on Lakes. In: George, G. (Ed.), The Impact of Climate Change on European Lakes, New York, pp.15-32.

Schwoerbel, J. & Brendelberger, H. (2005): Einführung in die Limnologie. – Springer-Verlag, Berlin, pp. 1-340.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. & H. L. Miller (Hrsg.) (2007): Contribution of working group I of the fourth assesment report of the intergovernmental panel on climate change. – Cambridge University Press. pp. 1-996.

Straile, D., Kerimoglu, O., Peeters, F., Jochimsen, M. C., Kümmerlein, R., Rinke, K. & K.-O. Rothhaupt (2010): Effects of a half a millenium winter on a deep lake – a shape of things to come? - Glob. Change Biol. 16: 2844-2856.

Terink, W., Hurkmans, R., Torfs, P. & R. Uijlenhoet (2010): Evaluation of a bias correction method applied to downscaled precipitation and temperature reanalysis data for the Rhine basin. - Hydrology and Earth System Sciences 14, 687-703.

Trolle, D., Hamilton, D., Pilditch, C., Duggan, I., E. Jeppesen (2011): Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: Implications for lake restoration and management. - Environmental Modelling and Software 26, 354-370.

Vetter, M. & Sousa, A. (2012): Past and current trophic development in Lake Ammersee- Alterations in a normal range or possible signals of climate change? - Fundamental and Applied Limnology 17, in press.

Williamson, C., Saros, J., D. Schindler (2009): Sentinels of Change. - Science 323, 887-888.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen Modells DYRESM am Ammersee zur Abschätzung limnologischer Folgen des Klimawandels

Stefan Weinberger & Mark Vetter

Ludwig-Maximilians-Universität München, Department für Geographie, Luisenstr. 37, 80333 München, s.weinberger@geographie.uni-muenchen.de, mark.vetter@lmu.de

Keywords: DYRESM, Ammersee, Kalibrierung, aquatisches Ökosystem, Schichtung, Wassermanagement

Einleitung

Die Modellierung der thermischen Struktur sowie des Wärmehaushalts von Seen im Klimawandel dient als wichtige Basis für die weitergehende ökologische Modellierung aquatischer Systeme. Der starke Einfluss des Klimawandels auf die Wassertemperaturen (Edinger et al., 1968; Quayle et al., 2002; Salmaso et al., 2007; Schneider et al., 2010) und Seeökosysteme (Schindler, 2009; Williamson et al., 2009) wurde bereits in verschiedenen Studien aufgezeigt. Desweiteren sollte der regionale Einfluss des Menschen in Form von Landnutzung nicht unterschätzt werden (Alvarez Cobelas, 2007; Williamson et al., 2008). Im Allgemeinen existieren momentan noch einige Lücken in der Modellierung dieser Impacts, die es im Rahmen umfassender Forschungsarbeiten zu schließen gilt (MacKay et al., 2009). Besonders interessant ist hierbei die Nutzung simulierter Daten regionaler Klimamodelle wie beispielsweise REMO (Jacob et al., 2008), welche auf Basis verschiedener IPCC Emissions- Szenarien (Nakićenović et al., 2000; Solomon et al., 2007) für die Zukunft erstellt und bisher kaum als Eingangsdaten bei der Seenmodellierung verwendet wurden (Bates et al., 2008). Die verfügbaren hydrodynamischen Modelle sind nun soweit entwickelt, dass sie zur Modellierung der Wasserqualität in einem sich ändernden Klima herangezogen werden können (Perroud et al., 2009).

Im LAGO- Projekt am Lehrstuhl für Geographie und Landschaftsökologie der LMU München arbeiten wir momentan mit dem eindimensionalen hydrodynamischen Modell DYRESM (Imberger und Patterson, 1981; Imerito, 2007), welches bereits in verschiedenen internationalen Studien mit Erfolg angewendet wurde (Han et al., 2000; Gal et al., 2003; Romero et al., 2004; Trolle et al., 2008; Perroud et al., 2009; Rinke et al., 2010). Ziel ist es hierbei, an Hand des Modells mögliche Einflüsse des Klimawandels auf den Ammersee abzuschätzen. In einer ersten Untersuchung mit einem anderen Modellansatz prognostizierte Danis et al. (2004), dass bereits ab dem Jahr 2020 am Ammersee die dimiktische Durchmischung aussetzen könnte. Um dies mit dem Modell DYRESM zu überprüfen, muss als Grundlage eine sorgfältige Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen Modells erfolgen. Darauf wird in diesem Beitrag näher eingegangen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet dieser Studie ist der voralpine, 83 Meter tiefe und momentan dimiktische Ammersee, welcher 30 km südwestlich von München liegt. Ein wichtiges Auswahlkriterium war hierbei, dass der Ammersee als repräsentativ für viele andere Seen im Nördlichen Alpenvorland bezüglich seines geogenen, klimageographischen und limnologischen Charakters angesehen werden kann. Mit einer Ausdehnung von 46,6 km² und einem Wasservolumen von 1.75e+009 m³ ist der glazialmorphologisch geprägte Ammersee der drittgrößte Wasserkörper in Bayern. Der Hauptzufluss des Sees ist die Ammer, drei weitere kleinere Zuflüsse sind Windach, Rott und Kienbach. Der Abfluss des Sees erfolgt durch den Fluss Amper. Durch seine Nähe zur Metropole München ist der See besonders für den regionalen Tourismus und die Fischerei von Bedeutung. Auf Grund seines natürlichen Zustandes wäre der Ammersee oligotroph, doch aus der intensiven Landnutzung im Einzugsgebiet, welche um das Jahr 1950 einsetzte, resultierte ein mesotropher Zustand. In den letzten 20 Jahren allerdings, nach speziellen Kanalisationsmaßnahmen, unterlag der See einer Re-Oligotrophierung (Ernst et al., 2009). In aktuelle Studien im Untersuchungsgebiet wird momentan geprüft, in welchem Maße die im See erkennbaren Anzeichen eines Klimawandels diesen Trend beeinflussen könnten (Vetter und Sousa, 2012).

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, nutzen wir im LAGO- Projekt das eindimensionale hydrodynamische Modell DYRESM (Version v4.0.0-b2), um den Einfluss des Klimawandels auf die physikalischen und ökologischen Eigenschaften des Sees zu modellieren. DYRESM wurde vom Centre for Water Research (CWR) an der University of Western Australia entwickelt, um die vertikale Verteilung von Temperatur, Salinität und Dichte in natürlichen Seen und Trinkwasserspeichern zu untersuchen. Es handelt sich um ein prozessbasiertes Modell mit einem sogenannten „Lagrangian layer scheme“, was bedeutet, dass im Modell horizontale Layer übereinander liegen und deren Grenzen vom Nutzer selbst festgelegt werden können (Imberger and Patterson, 1981; Antenucci und Horn, 2002). Im Vergleich zu anderen eindimensionalen limnologischen Modellen reproduziert DYRESM die Variabilität der Wassertemperaturprofile sowie der saisonalen Thermokline zufriedenstellend (Perroud et al., 2009). Das Modell kann dabei entweder alleine oder gekoppelt mit einem seeökologischen Modell, wie z.B. CAEDYM, laufen. Somit können dann auch biologische und chemische Prozesse modelliert werden.

Zur Simulation der thermischen Bedingungen des Sees benötigt das Modell DYRESM die sechs meteorologischen Eingangsparameter Globalstrahlung, Wolkenbedeckungsgrad, Lufttemperatur, Sättigungsdampfdruck, Windgeschwindigkeit sowie Niederschlag. Dazu kommen tägliche Mengen von Zu- und Abfluss sowie die Wassertemperatur und die Salinität des Zuflusses. Zu Beginn der Simulation benötigt man außerdem ein Initialprofil, welches die gemessene vertikale Verteilung von Temperatur und Salinität im See wiederspiegelt. Die in unserer Studie verwendeten spezifischen Modellparameter, welche direkt die komplexen Prozesse im Gewässer beeinflussen und während der Kalibrierung des Modells vom Nutzer angepasst werden sollen, werden in **Tabelle 1** dargestellt. Eine ausführliche Erklärung der einzelnen Parameter würde den Rahmen dieser Zusammenfassung sprengen und kann den Arbeiten von Imberger und Patterson (1981), Perroud et al. (2009) und Imerito (2007) entnommen werden.

Die Modellkalibrierung erfolgte in unserem Fall manuell unter Verwendung der „root mean square error minimization method“ (Perroud et al., 2009). Dabei wurden die simulierten sowie die gemessenen Daten der Wassertemperatur als Key-Variablen verwendet. Im Rahmen der Kalibrierung und Validierung des Modells DYRESM wurden in verschiedenen Wassertiefen die Gütemaße „mean absolute error“ (MAE) und „root mean square error“ (RMSE) ermittelt (Legates and McCabe Jr.,

1999). Auf Basis dieser statistischen Kriterien können die Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung außerdem einfach mit anderen Modellstudien verglichen werden.

Der Zeitraum der Modellkalibrierung von DYRESM am Ammersee umfasst die Periode 2004-2007. Dabei konnten wir zu Beginn bezüglich der in **Tabelle 1** dargestellten Parameter auf Werte der australischen Modellentwickler (Imerito, 2007) und von Rinke et al. (2010) am Bodensee zurückgreifen. Die Kalibrierung erfolgte anschließend an Hand der eben genannten „root mean square error minimization method" auf Basis des Vergleichs gemessener und simulierter Wassertemperaturen. Nach einer umfangreichen Sensitivitätsanalyse entschieden wir uns, im Rahmen der Kalibrierung die speziellen Parameter „layer thickness", „wind stirring efficiency" und „light extinction coefficient" heranzuziehen und diese einzeln und schrittweise zu verändern. Die endgültigen, am Ammersee verwendeten Werte können ebenfalls der **Tabelle 1** entnommen werden.

Auch die Modellvalidierung erfolgte auf Basis eines Vergleichs gemessener und modellierter Wassertemperaturen und umfasst den Zeitraum 1993-1999. Sämtliche Felddaten zur Wassertemperatur wurden vom LfU Bayern zur Verfügung gestellt. Die Qualität der Kalibrierung sowie der Validierung des Modells DYRESM am Ammersee kann im folgenden Ergebnisteil eingesehen werden.

Tabelle 1: Spezielle Eingangsparameter von DYRESM und deren am Ammersee verwendete Werte.

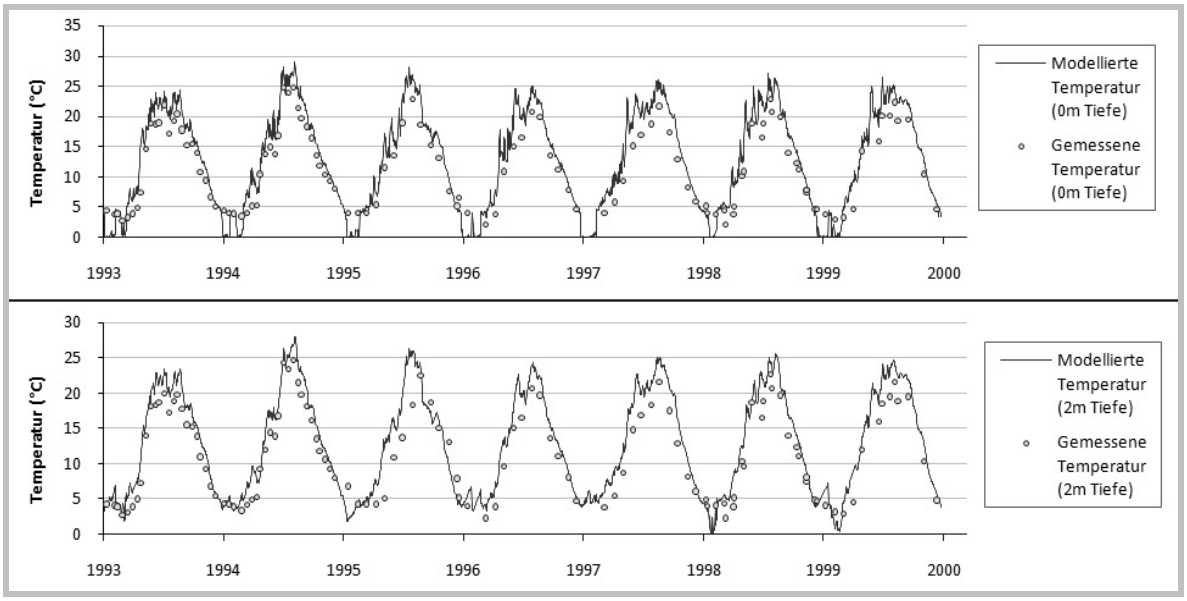
Parameter	
Light extinction coefficient (m^{-1})	0.25
Min layer thickness (m)	0.25
Max layer thickness (m)	3.0
Bulk aerodynamic momentum transport coefficient	1.3E-3
Mean albedo of water	0.08
Emissivity of water surface	0.96
Critical wind speed ($m\ s^{-1}$)	3.0
Bubbler entrainment coefficient	0.02
Buoyant plume entrainment coefficient	0.083
Shear production efficiency	0.08
Potential energy mixing efficiency	0.2
Wind stirring efficiency	0.4
Effective surface area coefficient (m^2)	1.0E+7
BBL detrainment diffussivity	1.4E-5
Vertical mixing coefficient	200
Non-neutral atmospheric stability	.FALSE.

Ergebnisse und Diskussion

Um die gute Qualität von Kalibrierung (2004-2007) und Validierung (1993-1999) von DYRESM am Ammersee aufzuzeigen, wurden für beide Perioden gemessene und modellierte Wassertemperaturen verglichen. Als Beispiel dient **Abbildung 1** bezüglich der Gewässeroberfläche während der Validierung. Im Allgemeinen wurde im Epilimnion, in unserer Studie zwischen 0 und 10 Metern, in beiden Zeiträumen eine sehr gute Übereinstimmung der Wassertemperaturen zwischen Modell und Realität erreicht. Im Metalimnion, zwischen 10 und 20 Metern in unserer Studie, unterschätzt das Modell die gemessenen Wassertemperaturen sowohl während der Kalibrierung als auch während der Validierung. Der saisonale Trend der Temperatur- Werte wird allerdings vom Modell gut repro-

duziert. Im Hypolimnion, in dieser Studie unterhalb von 20 Metern Wassertiefe, zeigt sich ebenfalls eine Unterschätzung der realen Temperaturwerte durch das Modell.

Abbildung 1: Vergleich von gemessenen und modellierten Wassertemperaturwerten an der Oberfläche sowie in 2 Metern Tiefe im Validierungszeitraum (1993-1999).



In **Tabelle 2** können die MAE und RMSE Werte eingesehen werden, welche beim Vergleich zwischen gemessener und modellierter Wassertemperatur in verschiedenen Tiefen berechnet wurden. In den oberen 13 Metern des vertikalen Profils am Ammersee, mit Ausnahme der Tiefen 8 und 10 Meter, sind die Fehlerwerte während der Kalibrierungsperiode (2004-2007) niedriger als während der Validierungsperiode (1993-1999). Unterhalb einer Tiefe von 13 Metern wurden wiederum für die Validierung kleinere Fehlerwerte ermittelt als für die Kalibrierung. Das RMSE Maximum in unserer Studie trat mit 2,83 Kelvin im Rahmen der Validierung an der Wasseroberfläche auf.

Tabelle 2: MAE und RMSE Werte während der Kalibrierung (K) und Validierung (V) des Modells DYRESM in verschiedenen Wassertiefen am Ammersee.

Tiefe (m)		0	2	4	6	8	10	13	16	20	30
MAE	K	1,27	1,05	0,96	1,13	1,41	1,11	1,30	1,48	1,61	1,20
(in Kelvin)	V	2,61	2,02	2,02	1,53	1,35	1,12	1,41	1,35	1,33	0,88
RMSE	K	1,79	1,42	1,34	1,43	1,96	1,48	1,64	1,85	1,92	1,44
(in Kelvin)	V	2,83	2,26	2,34	1,84	1,64	1,38	1,83	1,71	1,60	1,14

Die zufriedenstellende Übereinstimmung von gemessenen und modellierten Wassertemperaturen in den oberen 10 Metern des vertikalen Profils wurde auch in den Studien von Gal et al. (2003) und Trolle et al. (2008) aufgezeigt. Auch die Unterschätzung durch das Modell in Metalimnion und Hypolimnion wurde bereits in früheren Untersuchungen entdeckt. Eine dieser Arbeiten ist die Untersuchung von Perroud et al. (2009), welche die Funktionalität von vier eindimensionalen hydrodynamischen Seemodellen am Genfer See überprüfte. Dabei wurde herausgefunden, dass die eben angesprochene Unterschätzung der Wassertemperaturen auf unzureichender Durchmischung der Wasserschichten im Modell DYRESM basiert. Dennoch kam diese Studie zu dem Ergebnis, dass das Modell DYRESM eines der besten eindimensionalen hydrodynamischen Modelle ist, um die Variabilität der Wassertemperatur- Profile zufriedenstellend zu reproduzieren. Dieselben Beobachtungen während der sommerlichen Schichtung wurden in der Studie von Copetti et al. (2006) dargestellt. Gal et al. (2003) konnte aufzeigen, dass das Metalimnion der Teil der Wassersäule ist, in dem

über das gesamte Jahr die größten Abweichungen zwischen gemessener und modellierter Temperatur auftreten.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Unsere Studie am Ammersee zeigt, dass das hydrodynamische Modell DYRESM nach sorgfältiger Kalibrierung und Validierung in der Lage ist, die thermischen Eigenschaften und den Wärmehaushalt von Seen zufriedenstellend abzubilden. Trotzdem sollte man im Hinterkopf behalten, dass es auch im Rahmen dieser Modellierung zu Abweichungen zwischen Modell und Realität besonders in Metalimnion und Hypolimnion gekommen ist. Nichtsdestotrotz ist das Modell in der Lage, unter Verwendung von Eingangsdaten regionaler Klimamodelle (z.B. REMO) die zukünftigen limnophysikalischen Eigenschaften des Ammersees abzuschätzen. Die zu erwartenden zukünftigen Änderungen im See, wie etwa ein starkes Ansteigen der Wassertemperaturen und eine erhöhte Schichtungsstabilität, werden weitreichende Auswirkungen auf das Ökosystem des Gewässers haben, wie in anderen Studien festzustellen war (Quayle et al., 2002; Adrian et al., 2010). Dies gilt es an Hand weiterer Modellierungen und der Kopplung des hydrodynamischen Modells mit einem seeökologischen Modell auch für den Ammersee aufzuzeigen. Dann ist es möglich, die Lücken in der Modellierung des Klimawandel-Einflusses auf aquatische Ökosysteme zu schließen.

Danksagung

Wir danken dem Lehrstuhl für Geographie und Landschaftsökologie der LMU München, speziell Herrn Prof. O. Baume, für seine Unterstützung und das komfortable Arbeitsumfeld. Ebenso wollen wir dem LfU Bayern für die Finanzierung des LAGO- Projekts und Dr. K. Rinke vom UFZ für seine wertvollen Tipps im Rahmen der Modellkalibrierung danken. Desweiteren sind wir dankbar, dass das Centre for Water Research an der University of Western Australia das Modell DYRESM und der DWD die nötigen meteorologischen Daten bereitgestellt haben.

Literatur

Adrian, R., O'Reilly, C., Zagarese, H., Baines, S., Hessen, D., Keller, W., 2010. Lakes as sentinels of current climate change. Limnology and Oceanography 54, 2283-2297.

Alvarez Cobelas, M., 2007. Cambio climático y ecosistemas acuáticos continentales en Andalucía. In: Consejería de Medio Ambiente (Ed.), El cambio climático en Andalucía: evolución y consecuencias medioambientales. Sevilla, pp.143-152.

Antenucci, J., Horn, D., 2002. DYRESM: Dynamic Reservoir Simulaton Model. Water 29, 93-96.

Bates, B., Kundzewicz, Z., Wu, S., Palutikof, J., 2008. Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat, Geneva, 210 p.

Copetti, D., Tartari, G., Morabito, G., Oggioni, A., Legnani, E., Imberger, J., 2006. A biogeochemical model of Lake Pusiano (North Italy) and its use in the predictability of phytoplankton blooms: first preliminary results. Journal of Limnology 65, 59-64.

Danis, P.-A., von Grafenstein, U., Masson-Delmotte, V., Planton, S., Gerdeaux, D., Moisselin, J.-M., 2004. Vulnerability of two European lakes in response to future climatic changes. Geophysical Research Letters 31, L21507, 1-4.

Edinger, J., Duttweiler, D., Geyer, J.,1968. The response of water temperatures to meteorological conditions. Water Resources Research 4, 1137-1143.

Ernst, B., Hoeger, S., O'Brien, E., Dietrich, D. R., 2009. Abundance and toxicity of Planktothrix rubescens in the pre-alpine Lake Ammersee, Germany. Harmful Algae 8, 329-342.

Gal, G., Imberger, J., Zohary, T., Antenucci, J., Anis, A., Rosenberg, T., 2003. Simulating the thermal dynamics of Lake Kinneret. Ecological Modelling 162, 69-86.

Han, B.-P., Armengol, J., Garcia, J., Comerma, M., Roura, M., Dolz, J., et al., 2000. The thermal structure of Sau Reservoir (NE: Spain): a simulation approach. Ecological Modelling 125, 109-122.
Imberger, J., Patterson, J.C., 1981. A dynamic reservoir simulation model-DYRESM: 5. In: Fischer, H.B. (Ed.), Transport Models for Inland and Coastal Waters. Academic Press, New York, pp. 310-361.
Imerito, A., 2007. Dynamic Reservoir Simulation Model DYRESM v4. v4.0 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia, p. 41.
Jacob, D., Göttel, H., Kotlarski, S., Lorenz, P., Sieck, K., 2008. Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland- Phase1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland. Umweltbundesamt, p. 159.
Legates, D., McCabe Jr., G., 1999. Evaluating the use of 'goodness-of fit' measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. Water Resources Research 35, 233-241.
Livingstone, D., 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central european lake. Climatic Change 57, 205-225.
MacKay, M., Neale, P., Arp, C., De Senerpont Domis, L., Fang, X., Gal, G., et al., 2009. Modelling lakes and reservoirs in the climate system. Limnology and Oceanography 54, 2315-2329.
Nakićenović, N., Davidson, O., Davis, G., Grübler, A., Kram, T., 2000. IPCC Special Report Emissions Scenarios. IPCC Secretariat, Geneva, p. 22.
Perroud, M., Goyette, S., Martynov, A., Beniston, M., Anneville, O., 2009. Simulation of multiannual thermal profiles in deep Lake Geneva: A comparison of one-dimensional lake models. Limnology and Oceanography 54, 1574-1594.
Quayle, W., Peck, L., Peat, H., Ellis-Evans, J., Harrigan, P., 2002. Extreme Responses to Climate Change in Antarctic Lakes. Science 295, 645.
Rinke, K., Yeates, P., Rothhaupt, K.-O., 2010. A simulation study of the feedback of phytoplankton on thermal structure via light extinction. Freshwater Biology 55, 1674-1693.
Romero, J., Antenucci, J., Imberger, J., 2004. One- and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. Ecological Modelling 174, 143-160.
Salmaso, N., Morabito, G. G., Mosello, R., 2007. Trophic development of the deep lakes south of the Alps: a comparative analysis. Fundamental and Applied Limnology 170, 177-196.
Schindler, D., 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climatic change on watersheds, airsheds, and landscapes. Limnology and Oceanography 54, 2349-2358.
Schneider, P., Hook, S. J., 2010. Space observation of inland water bodies show rapid surface warming since 1985. Geophysical Research Letters 37, L22405,1-5.
Solomon, S., Quin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., et al., 2007. IPCC 2007: Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. IPCC Secretariat, Geneva, p. 18.
Trolle, D., Skovgaard, H., Jeppesen, E., 2008. The water framework directive: Setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM-CAEDYM. Ecological Modelling 219, 138-152.
Vetter, M., Sousa, A., 2012. Past and current trophic development in Lake Ammersee- Alterations in a normal range or possible signals of climate change? Fundamental and Applied Limnology 17, in press.
Williamson, C., Dodds, W., Kratz, T., Palmer, M., 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. Frontiers in Ecology and the Environment 6, 247-254.
Williamson, C., Saros, J., Schindler, D., 2009. Sentinels of Change. Science 323, 887-888.
Williamson, C., Saros, J., Vincent, W., Smol, J., 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. Limnology and Oceanography 54, 2273-2282.
Zmarsky, E., Kuttler, W., Pethe, H, 2007. Meteorologisch-klimatologisches Grundwissen. Ulmer, Stuttgart, p. 182.

RESTAURIERUNGSÖKOLOGIE

BEHRENS, ST., G. GELLERT & M. RASCHKE: Das Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept

FELD, CH. K. & P. F. M. VERDONSCHOT: Die Rolle des Einzugsgebiets im ökologischen Fließgewässermanagement

JANUSCHKE, K., A. W. LORENZ, S. JÄHNIG & D. HERING: „Sukzession“ in renaturierten Fließgewässerabschnitten am Beispiel der Lahn – Gewinner und Verlierer

SCHWEDER, H., L. RULLICH & M. WEYAND: Renaturierungsmaßnahmen am Sprockhöveler Bach - Verbesserung des ökologischen Potentials im urbanen Bereich

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Das Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept

Stefan Behrens, Georg Gellert & Monika Raschke*

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen Leibniz Str. 10, 45659 Recklinghausen; E-Mail: georg.gellert@lanuv.nrw.de

Keywords: Strahlwirkung, Hydromorphologie, Renaturierung

Einleitung

Viele Gewässer haben heute nur noch eine stark eingeschränkte Lebensraumfunktion. Häufig sind sie auf Wasser– und Hochwasserableitung reduziert. Dies spiegelt sich in der Gewässerstrukturgüte wider. Diese Zustände verhindern häufig, dass der gute ökologische Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie erreicht wird. Um bei der Renaturierung von Gewässern auch dem Gebot der Kosteneffizienz zu folgen, sollen Strahlwirkungseffekte genutzt werden.

Als Strahlwirkung wird das Phänomen beschrieben, dass auch in benachbarten degradierten Gewässerabschnitten gute, d. h. gewässertypische Lebensgemeinschaften mit Tieren und Pflanzen nachgewiesen werden. Erklärt wird dieses Vorkommen durch Zuwanderung oder Drift gewässertypischer Arten aus angrenzenden hochwertigen Abschnitten.

Auf dieser Grundlage basiert das Strahlwirkungskonzept. Trittsteine entlang der Strahlwege, wie größere naturnahe Abschnitte, Totholzansammlungen, Wasserpflanzen oder Wurzelteller, unterstützen zusätzlich die Migration und Ansiedlung sensitiver Arten. Voraussetzung ist jedoch die Beseitigung von Wanderungshindernissen. Die Verbesserung der Habitatstrukturen ist eine notwendige aber nicht hinreichende Voraussetzung für die Zielerreichung.

Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes NRW hat dazu eine Arbeitshilfe mit dem Titel „Strahlwirkungs– und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis“ (LANUV 2011a) herausgegeben, die sich an alle in Nordrhein-Westfalen an den Umsetzungsfahrplänen und damit am Programm „Lebendige Gewässer“ Beteiligten richtet, wie Wasser- und Landschaftsbehörden, gewässerausbau- und –unterhaltungspflichtige Kommunen, Wasser- und Bodenverbände und Sondergesetzliche Wasserverbände.

Funktionselemente der Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzeptes

- Strahlursprünge
- Strahlwege
- Trittsteine

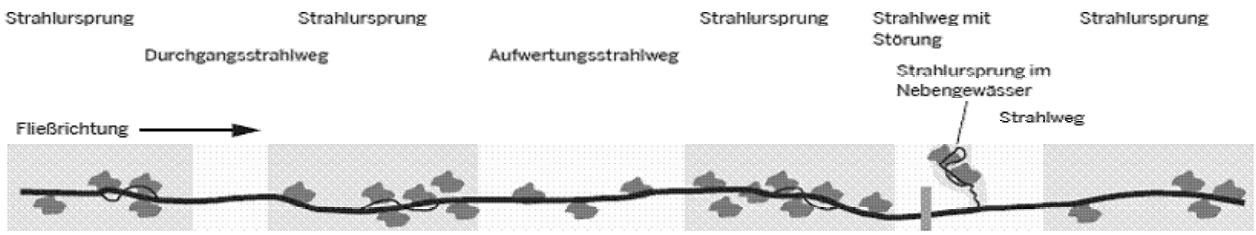


Abb. 1: Elemente der Strahlwirkung und deren Ausprägung (in Anlehnung an DLR 2008)

Aufgrund der funktionalen Verknüpfungen im Fließgewässerkontinuum ist zu beachten, dass die einzelnen Funktionselemente in ihrer Abfolge betrachtet werden müssen (Abb. 1). Die Strahlwirkung nimmt mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung ab und reißt nach einer bestimmten, vom Gewässertyp abhängenden Entfernung, ab. Wenn unmittelbar, bevor die Strahlwirkung abreißt, erneut ein Strahlursprung folgt, kann in einem größeren zusammenhängenden Gewässerabschnitt der gute ökologische Zustand erreicht werden.

Im Idealfall reihen sich in einem Gewässersystem bzw. Planungsraum Strahlursprünge und Aufwertungsstrahlwege mit Trittsteinen lückenlos aneinander. Dann ist die maximale Strahlwirkung erreichbar.

Strahlursprünge:

Strahlursprünge sind morphologisch und biologisch hochwertige Abschnitte, von denen positive abiotische Umweltbedingungen in benachbarte Abschnitte transportiert werden. Sie sind Ausgangspunkt der Auswanderung gewässertypischer Organismen (biotisch). In Strahlursprüngen findet die Selbstreproduktion sensitiver Arten statt. Sie sollen eine zusammenhängende Mindestlänge von 500 m aufweisen.

Weitere Rahmenbedingungen sind: Saprobie und Chemie gut, Gewässerstrukturgüte zwischen 1–3 für die Bereiche Sohle, Ufer und Gewässerumfeld, Durchgängigkeit und naturnahe hydraulische Verhältnisse.

Strahlwege:

Strahlwege sind morphologisch beeinträchtigte Abschnitte, auf die die positiven Umweltbedingungen der Strahlursprünge wirken. Es gibt 2 Typen von Strahlwegen:

- Aufwertungsstrahlwege einschließlich Trittsteine
- Durchgangsstrahlwege

Aufwertungsstrahlwege einschließlich Trittsteine erlauben eine vorübergehende Ansiedlung und können somit durch Strahlwirkung aufgewertet werden. Rahmenbedingungen sind: Saprobie und Chemie gut, Gewässerstrukturgüte $\leq$ 5 für die Bereiche Sohle und Ufer, Gewässerstrukturgüte $\leq$ 6 für das Gewässerumfeld, keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite und kein Rückstau.

Die in Tab. 1 dargestellten Reichweiten der Strahlwirkung stellen maximale Gewässerstrecken dar, bei denen statistisch gerade noch ein minimaler positiver und/oder negativer Einfluss der Strukturgüte benachbarter Gewässerabschnitte auf die biologischen Bewertungsergebnisse mit den verwendeten Methoden nachweisbar ist. Dazu wurden flächendeckend Monitoringdaten zu nordrhein-westfälischen Fließgewässern verwendet. Mit zwei statistischen Verfahren (Redundanzanalyse und

Spearmann-Rangkorrelation) wurde geprüft, ob zwischen unabhängigen und abhängigen Variablen überhaupt eine nicht zufällige Beziehung besteht – im vorliegenden Falle also zwischen der Strukturgüte eines Gewässerabschnitts und dem Zustand der untersuchten aquatischen Lebensgemeinschaften. Die mit diesen unterschiedlichen Methoden ermittelten Reichweiten lagen meist relativ nah beieinander (LANUV 2011b).

Tab. 1: Reichweite der Strahlwirkung (einschließlich Trittsteine) für kleine bis mittelgroße Gewässer des Mittelgebirges und des Tieflandes

Gewässertyp-gruppe	Biologische Qualitätskomponente	Mindestlänge der Strahlursprünge	Höchstlängen der maximalen Aufwertungsstrahlwege
Kleine bis mittelgroße Gewässer des Mittelgebirges	Fischfauna	500 m	500 m und max. 3500 m*
	Makrozoobenthos	500 m	500 m und max. 2500 m**
	Makrophyten	500 m	500 – 1000***
Mittelgroße bis große Gewässer des Mittelgebirges	Fischfauna	1000 – 4000 m	1000 – 4000 m und max. 4500 m*
	Makrozoobenthos	1000 – 4000 m	1000 – 4000 m und max. 3000 m
	Makrophyten	1000 – 4000 m	****
Kleine bis mittelgroße Gewässer des Tieflandes	Fischfauna	500 m	500 und max. 3000 m*
	Makrozoobenthos	500 m	250 m und max. 1000 m**
	Makrophyten	500 m	500 – 2000**
Mittelgroße bis große Gewässer des Tieflandes	Fischfauna	1000 – 4000 m	1000 – 4000 m und max. 4500 m*
	Makrozoobenthos	1000 – 4000 m	500 – 2000 m und max. 2000 m**
	Makrophyten	1000 – 4000 m	****

* die Höchstlängen der maximalen Aufwertungsstrahlwege ergibt sich bei den Fischen durch die Aufsummierung der Reichweiten mit und entgegen der Fließrichtung
** nur in Fließrichtung
*** je nach Form und Schwimmfähigkeit
**** wegen schlechter Datenlage keine konkreten Angaben aufgrund sehr großer Spannbreiten bzgl. der Ausbreitung

Es fällt auf, dass für kleine bis große Fließgewässer des Mittelgebirges die Strahlwirkung beim Makrozoobenthos weitreichender ist als im Tiefland. Im Mittelgebirge ist die Strahlweg so lang wie der Strahlursprung, während im Tiefland der Strahlweg nur noch halb so lang wie der Strahlursprung ist. Bei den Fischen gibt es keine Unterschiede zwischen den Gewässertypgruppen.

Durchgangsstrahlwege, wie sie in urbanen Gebieten häufiger anzutreffen sind**,** haben nur eine Durchgangsfunktion und dürfen daher eine maximale Länge (ein Viertel der Länge des Strahlursprungs) nicht überschreiten. Weitere Rahmenbedingungen sind: Saprobie und Chemie gut, typspezifisches Substrat, keine bis mäßige Durchgangsdefizite.

Neben den Funktionselementen können Gewässersysteme Degradationsstrecken aufweisen. **Degradationsstrecken** sind die Gewässerabschnitte eines Gewässersystems, für die weder die Anforderungen an Strahlursprünge noch an Aufwertungs- oder Durchgangsstrahlwege erfüllbar sind. Beispielhaft seien längere verrohrte Abschnitte genannt, die eine Barrierewirkung auf wandernde Arten ausüben.

Kenntnisse des Gewässertyps und der typspezifischen Referenz sind unabdingbar, um zielorientiert planen zu können. Diese Kenntnisse müssen die Morphodynamik des Gewässers – wie Gefälleverhältnisse, Fließgeschwindigkeiten, Geschiebehaushalt und Sohlschubspannung – ebenso umfassen wie die Kenntnisse über die Gewässerbiologie. Darüber hinaus sind die vorhandenen Restriktionen und deren Auswirkungen auf die Gewässermorphologie und auf die typspezifischen Lebensgemeinschaften zu berücksichtigen.

Die natürlichen Wasserkörper werden vollständig auf Grundlage des Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzeptes beplant. Die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper werden unter frühzeitiger Berücksichtigung der spezifizierten Nutzungen beplant.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Diese Arbeitshilfe wurde nicht nur für eine kosteneffiziente ökologische Verbesserung von natürlichen Wasserkörpern entwickelt. Sie ist auch in erheblich veränderten Gewässersystemen anwendbar (wie sie in Nordrhein-Westfalen häufig anzutreffen sind), in denen sich aufgrund anderer Nutzungen nicht alle in dieser Arbeitshilfe dargestellten Anforderungen erfüllen lassen. Auch einzelne zielgerichtete Maßnahmen nach diesem Konzept können streckenweise zu einer deutlichen Verbesserung des ökologischen Zustands oder des ökologischen Potenzials der Fließgewässer beitragen. Der Zeitraum bis zur Erreichung einer messbaren ökologischen Verbesserung hängt vom Bestand an gewässertypischen Arten im Einzugsgebiet ab.

Literatur

DRL, Deutscher Rat für Landespflege (2008) Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 81, 5 -20.

LANUV NRW (2011a) Arbeitsblatt Nr. 16: „Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis“, Recklinghausen.

LANUV NRW (2011b) Projektbericht zum „Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis“, Recklinghausen. Im Druck.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Die Rolle des Einzugsgebiets im ökologischen Fließgewässermanagement

Christian K. Feld[1] & Piet F. M. Verdonschot[2]

1 Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen, christian.feld@uni-due.de, 2 ALTERRA Green World Research, 6708 PB Wageningen, the Netherlands, piet.verdonschot@wur.nl

Keywords: Landnutzung, Belastungen, Fische, Makroinvertebraten, Makrophyten, Metrics

Einleitung

In der jüngeren Vergangenheit haben zahlreiche Untersuchungen zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern gezeigt, dass insbesondere die Landnutzung bzw. Landbedeckung im Einzugsgebiet mit der biologischen Bewertung korreliert ist (Hering et al. 2006; Feld & Hering 2007). Dabei lassen sich vor allem lokale physiko-chemische Bedingungen mit der Einzugsgebietsnutzung in Zusammenhang bringen (Allan 2004). Es stellt sich die Frage, ob es tatsächlich die räumliche Ebene des gesamten Einzugsgebietes ist, auf der die Landnutzung belastend wirkt, oder ob dieser Einfluss vielmehr kleinräumiger wirkt, d.h. irgendwo zwischen dem Einzugsgebiet und der (lokalen) Probennahmestelle (PST).

Im EU-Projekt WISER (www.wiser.eu) wurde dieser Frage nachgegangen. Auf Basis von 500 Probennahmestellen in zwei europäischen Ländern und vier Ökoregionen wurden umfangreiche Korrelationsanalysen durchgeführt, um die Beziehung zwischen Landnutzung (in unterschiedlichen räumlichen Ebenen) und Gewässerbiologie zu vergleichen und zu quantifizieren. Ziel der Analysen war es, die räumliche Ebene zu identifizieren, auf der sich insbesondere die Ackernutzung auf Fische, Makroinvertebraten und Makrophyten auswirkt. Als weitere „Nutzungsform“ wurde der Anteil der Wald- bzw. Gehölzbedeckung hinzugezogen.

Material und Methoden

Die Probennahme erfolgte zwischen 2006 und 2009 an insgesamt 500 Fließgewässerabschnitten in Frankreich und Deutschland. Es wurden sowohl Mittelgebirgs- als auch Tieflandgewässer der Ökoregionen 8, 9, 13 und 14 (Illies 1978) beprobt. Die Probennahme erfolgte nach den derzeit geltenden nationalen Standards (Elektrobefischung, flächenbezogene Handnetzbeprobung für Makroinvertebraten, Abschätzung der Deckungsanteile für Makrophyten). Da die französischen Makroinvertebraten nur auf Gattungsniveau bestimmt wurden, erfolgte eine Harmonisierung der deutschen Daten auf diesem Niveau. Für alle Taxalisten wurden Metrics berechnet (Fische: EFI+ Consortium 2009; Makroinvertebraten: Meier et al. 2006; Makrophyten: nur Artenreichtum und Diversität/Evenness) und mittels einer Redundanzanalyse auf ihre Korrelation mit den Landnutzungsvariablen überprüft. Schwach korrelierte Metrics wurden visuell identifiziert und von der

weiteren Analyse ausgeschlossen. Es standen für die weiteren Analysen somit zur Verfügung: 31 Fischmetrics an 478 PST, 35 Makroinvertebratenmetrics an 491 PST und 13 Makrophytenmetrics an 498 PST.

Die Generierung der Landnutzungsdaten (hier nur Acker- und Gehölzanteile) erfolgte mit ArcGIS 9.3 auf Basis der CORINE-Landbedeckung (CORINE level 2, http://www.corine.dfd.dlr.de/papers_de.html). Für jede der 17 räumlichen Ebenen (0,1–7,2 km^2 und Einzugsgebiet, vgl. Abbildung 1) standen damit die relativen Flächenanteile beider Nutzungsformen zur Verfügung.

Über Korrelationsanalysen wurden die Zusammenhänge zwischen allen Metrics und beiden Landnutzungsformen quantifiziert. Über eine Redundanzanalyse (RDA) wurde darüber hinaus die Stärke der Zusammenhänge zwischen allen Metrics einer Organismengruppe und den 17 räumlichen Ebenen ermittelt. Diese Form der direkten Gradientenanalyse wendet eine multiple und multivariate Regressionsanalyse an und erlaubt es, den Erklärungsanteil jeder Deskriptorvariablen (hier Landnutzungen in 17 räumlichen Ebenen) zu vergleichen und zu quantifizieren. Mithilfe von Boosted Regression Trees (BRT, Elith et al. 2008) wurde versucht, mögliche Grenzwerte (‚change points') entlang der Landnutzungsgradienten zu ermitteln, die einen deutlichen Anstieg/Abfall von Metricwerten markieren. Somit markieren solche ‚change points' quasi Grenzwerte, jenseits derer mit einer deutlichen Veränderung (Verschlechterung) der Biologie zu rechnen ist.

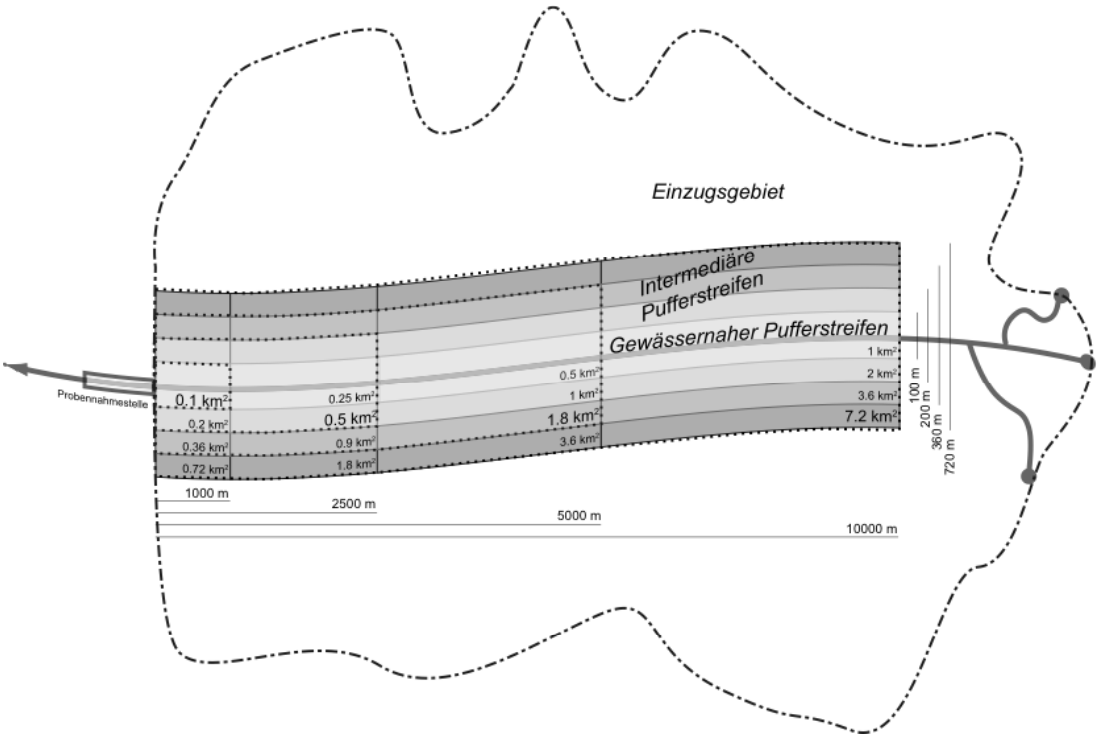


Abb. 1: Schematische Übersicht der 17 unterschiedlichen räumlichen Skalen für die Generierung der Landnutzungsanteile.

Ergebnisse

Die Korrelationsanalysen zeigten deutliche Unterschiede in der ökologischen Antwort der Biologie (Abbildung 2). Dabei korrelierten einzelne Metrics mal stärker mit der kleinräumigen, gewässernahen Landnutzung als mit der Nutzung im gesamten Einzugsgebiet und mal schwächer. Andere

Metrics zeigten einen Anstieg der Korrelation mit der berücksichtigten Fläche und wiederum andere zeigten gar keinen Trend, d.h. die Korrelationen änderten sich nicht mit der berücksichtigten räumlichen Skale.

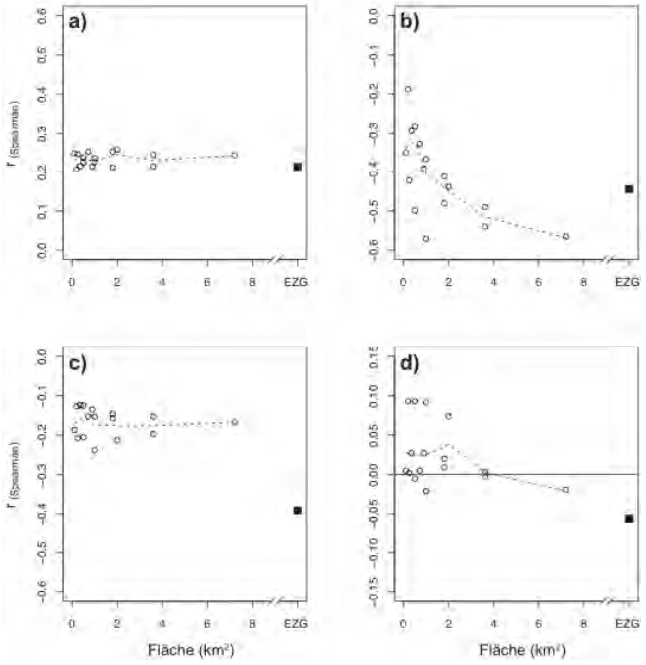


Abb. 2: Unterschiedliche Trends in der Beziehung zwischen den biologischen Metrics und der Ackeranteile in den Pufferflächen (○) bzw. im Einzugsgebiet (EZG, ■)

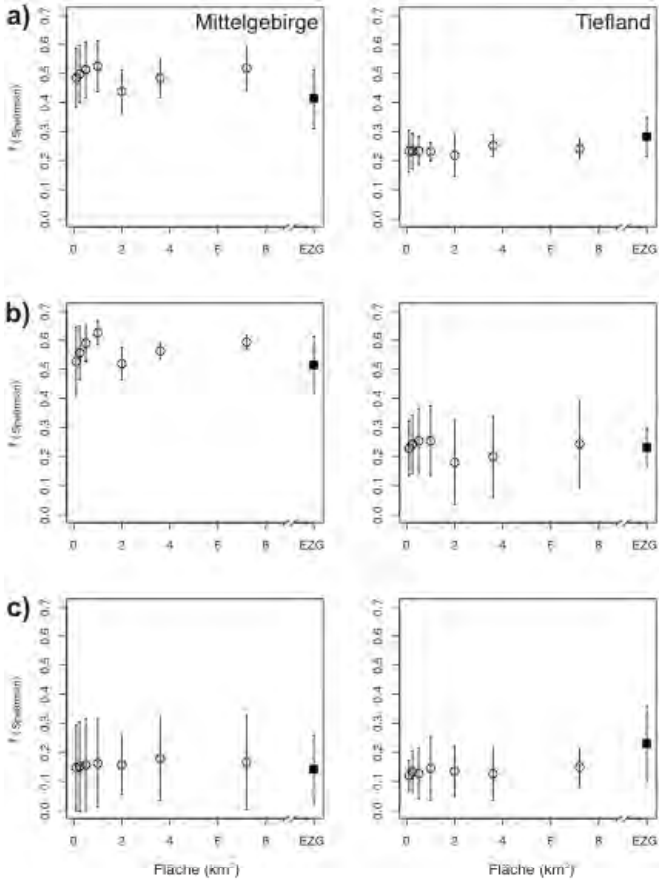


Abb. 3: Vergleich der Beziehungen zwischen biologischen Metrics (mittlere Maxima ± SD) und der Ackernutzung im Mittelgebirge und im Tiefland. a) % O2-sensitive Fischarten; b) Anzahl EPT Taxa; c) Anzahl aquatischer Makrophyten. (Symbole wie in Abb. 2)

Der dominierende Trend ist in Abbildung 2b dargestellt und beschreibt zunächst einen Anstieg der Beziehung zwischen Metric und Landnutzung mit steigender Fläche um dann im Falle des gesamten Einzugsgebietes wieder abzufallen. Besonders hohe Korrelationen wurden zudem häufig für die gewässernahen (100 m breiten) und sehr langen Pufferstreifen (5–10 km) festgestellt. Dieser Anstieg mit der Länge der berücksichtigten Flächen war auch für die breiteren Pufferstreifen festzustellen (200–720 m).

Die Gegenüberstellung der Korrelationen nach Ökoregionstyp, d.h. Mittelgebirge *vs.* Tiefland, zeigt, dass die Zusammenhänge im Mittelgebirge deutlich stärker waren als im Tiefland (exemplarisch dargestellt für drei ausgewählte Metrics in Abbildung 3).

Der Vergleich der räumlichen Ebenen über die RDA bestätigte diese Unterschiede in den beiden Ökoregionstypen. Während im Mittelgebirge vor allem die Nutzung in den gewässernahen Flächen eine Rolle für die Biologie zu spielen scheint, war es im Tiefland eher die Nutzung in größeren

Flächen oder im gesamten Einzugsgebiet (Tabelle 1). Zudem wurden diese Unterschiede auch durch die Gegenüberstellung der Grenzwerte für die Landnutzungen deutlich. Für Ackerflächen lagen sie bei 10–20% im Mittelgebirge und bei 30–50% im Tiefland (Ergebnisse der Grenzwertanalysen mittels BRT sind hier nicht im Detail dargestellt).

Tab. 1: Übersicht der am stärksten mit den Metrics der jeweiligen Organismengruppe korrelierten Pufferflächen (Länge x Breite), aufgeteilt nach Ökoregion (ÖR) und Landnutzungstyp. Gewässernahe Pufferflächen sind fett hervorgehoben, die F-Werte resultieren aus der multiplen, multivatriaten Regression der Redundanzanalyse.

		Fische		Makroinvertebraten		Makrophyten	
		Pufferfläche	F	Pufferfläche	F	Pufferfläche	F
Mittelgebirge	ÖR 8 Acker	**0.1 x 10 km**	10.0**	Einzugsgebiet	9.9**	**0.1 x 10 km**	1.8^{ns}
	ÖR 8 Wald	**0.1 x 5 km**	24.8**	**0.1 x 1 km**	7.3**	**0.1 x 10 km**	6.6**
	ÖR 9 Acker	0.72 x 10 km	10.7**	0.72 x 5 km	6.3**	0.36 x 10 km	3.1*
	ÖR 9 Wald	**0.1 x 1 km**	8.2**	**0.1 x 5 km**	7.5**	0.36 x 10 km	3.7**
Tiefland	ÖR 13 Acker	**0.1 x 2.5 km**	7.8	**0.1 x 1 km**	4.6**	**0.1 x 1 km**	3.3*
	ÖR 13 Wald	**0.1 x 10 km**	14.3**	Einzugsgebiet	2.8*	**0.1 x 10 km**	1.8^{ns}
	ÖR 14 Acker	Einzugsgebiet	2.6*	0.36 x 5 km	3.4**	**0.1 x 2.5 km**	3.4*
	ÖR 14 Wald	Einzugsgebiet	1.5^{ns}	Einzugsgebiet	2.0^{ns}	**0.1 x 2.5 km**	2.8*

Diskussion

Im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden seit elf Jahren biologische Bewertungsverfahren zur Ermittlung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer in Europa neu erarbeitet bzw. modifiziert. Dabei spielt die Landnutzung im Einzugsgebiet als eine der wichtigsten Belastungskomponenten eine entscheidende Rolle (z.B. Feld & Hering 2007), auf die in letzter Zeit auch im Hinblick auf nicht erfolgreiche Renaturierungen der Hydromorphologie häufiger hingewiesen wird (z.B. Feld et al. 2011). Kurz gesagt: Eine Belastung durch z.B. landwirtschaftlich genutzte Flächen kann zu vielfältigen Beeinträchtigungen der ökologischen Qualität im gesamten Einzugsgebiet führen, die den Einfluß von eher lokal wirkenden Stressoren überdecken und somit die biologische Bewertung beeinflussen kann. Renaturierungen mit dem Ziel einer lokalen Verbesserung eines Gewässerabschnitts können folglich nicht vollständig wirksam sein, solange großräumige Belastungen im gesamten Einzugsgebiet durch die Renaturierung unbeachtet bleiben.

Die Frage, die sich bezüglich der Renaturierung hier aufdrängt und der mit dieser Studie nachgegangen werden sollte ist die nach der räumlichen Skala für die Renaturierung. Eine logische Schlußfolgerung der vorangegangenen Ausführungen wäre ein Landnutzungsmanagement in den belasteten Einzugsgebieten, bzw. in Teilen davon. Diese Option ist jedoch eher unrealistisch angesichts der aktuellen Agrarpolitik und dem damit verbundenen Flächenbedarf.

Die hier vorgestellten Ergebnisse legen nahe, dass die Einflüsse aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen vor allem im Mittelgebirge und hier vor allem in Gewässernähe wirken. Das wurde sowohl durch die Korrelationsanalyse als auch durch die multivariate Analyse bestätigt. Mit 10–20% Ackeranteil in den 100 m breiten und bis zu 10 km langen Flächen entlang der Bäche und kleinen Flüsse liegt dabei der Schwellenwert für die Reaktion der Fische und benthischen Wirbellosen vergleichsweise niedrig. Im Tiefland waren es Ackeranteile von 30–50%. Oberhalb dieser Schwellenwerte zeigten nahezu alle Metrics eine dramatische Verschlechterung der Bedingungen an.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die gewässernahe Landnutzung wirkt sich vor allem in Mittelgebirgsgewässern negativ auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der Organismen aus. Fische und benthische Wirbellose zeigen eine hohe Korrelation mit dem Acker- und Waldanteil in den gewässernahen Flächen. Folglich dürfte sich eine Extensivierung der gewässernahen Nutzung bzw. die Pufferung ihrer Einflüsse durch gewässernahe Gehölz- und Krautfluren vor allem im Mittelgebirge positiv auf die Biologie auswirken. Weitere Untersuchungen mit höher aufgelösten Nutzungsdaten sind erforderlich, um dabei die Mindestbreite und –länge solcher gewässernahen Pufferstreifen zu ermitteln.

Im Tiefland stellen sich die Verhältnisse weniger deutlich dar. Vermutlich aufgrund der viel intensiveren landwirtschaftlichen Nutzung scheint die Rolle des gesamten Einzugsgebietes in diesem Naturraum dominant. Insgesamt waren die Korrelationen zwischen der Landnutzung und den biologischen Metrics im Tiefland jedoch vergleichsweise schwach. Es bleibt offen, inwieweit Renaturierungen in diesem Naturraum ohne ein gleichzeitiges großflächiges Landnutzungsmanagement erfolgreich sein können.

Danksagung

Diese Studie ist Teil des EU-Projektes „WISER“ (Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery, gefördert im 7. Rahmenprogramm, Thema 6: Environment including Climate Change, contract No. 226273). Für die Bereitstellung der biologischen Daten danken wir der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) stellvertretend für die beteiligten Bundesländer und der französischen Amt für Wasser und Umwelt (ONEMA). Dirk Nemitz, UNCCC Bonn und Veronica Dahm, Universität Duisburg-Essen, danken wir für die Aufbereitung und Zusammenstellung der Daten zur Gewässerbiologie und Landnutzung.

Literatur

Allan, J.D. (2004) Landscapes and riverscapes: The Influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35, 257–284.

EFI+ Consortium (2009). Manual for the application of the new European Fish Index – EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. June 2009. BOKU, Vienna, 45 pp. (http://efi601plus.boku.ac.at)

Elith, J., Leathwick, J.R., Hastie, T. (2008) A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology 77, 802–813.

Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Petersen, M.L., Pletterbauer, F., Pont, D., Verdonschot, P.F.M., Friberg, N. (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. Advances in Ecological Research 44, 119–209.

Feld, C.K., Hering, D. (2007) Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. Freshwater Biology, 52 1380–1399.

Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonschot, P.F.M. (2006) Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. Freshwater Biology 51, 1757–1785.

Illies, J. (1978) Limnofauna Europaea. Gustav Fischer, Stuttgart.

Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C.K., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolauffs, P., Schindehu tte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A., Hering, D. (2006) Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems fu r Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. (http://www.fliessgewaesserbewertung.de)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

„Sukzession“ in renaturierten Fließgewässerabschnitten am Beispiel der Lahn – Gewinner und Verlierer

Kathrin Januschke[1], Armin W. Lorenz[1], Sonja Jähnig[2] & Daniel Hering[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, kathrin.januschke@uni-due.de, [2] Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F) & Senckenberg, Forschungsinstitute und Naturmuseen, Abteilung für Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen

Keywords: Makrozoobenthos, Auenvegetation, Laufkäfer, Artenpool, funktionale Gruppen

Einleitung

Renaturierungen rücken im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmen-Richtlinie immer stärker in den Blickpunkt der Forschung. Im Hinblick auf den Erfolg oder Misserfolg von Renaturierungsmaßnahmen gibt es eine Vielzahl von Faktoren, die die Reaktionen von Flora und Fauna beeinflussen (Palmer et al. 2010, Engström et al. 2009, Rohde et al. 2005). Zeitliche Effekte auf aquatische und terrestrische Zönosen finden jedoch nur in seltenen Fällen Beachtung (Henry et al. 2002). Die Entwicklung einer Aue mit großflächigen vegetationsarmen Bereichen direkt nach Durchführung einer Renaturierungsmaßnahme über die Besiedlung durch Pionierarten hin zum Auftreten von höheren Pflanzen vermag zu ganz unterschiedlichen Reaktionen von aquatischen und terrestrischen Organismengruppen führen. Ziel dieser Untersuchung ist ein zeitlicher Vergleich von aquatischen und terrestrischen Zönosen dreier renaturierter Abschnitte eines Mittelgebirgsflusses. Folgenden Fragestellungen wird anhand von Makrozoobenthos-, Vegetations- und Laufkäfer-Daten nachgegangen:

- Gibt es zeitliche Veränderungen des Artenpools innerhalb renaturierter Abschnitte?
- Entwickelt sich mit zunehmendem Alter der renaturierten Abschnitte ein gemeinsamer lokaler Artenpool?
- Gibt es zeitliche und/oder Renaturierungseffekte auf funktionale Gruppen?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersucht wurden drei renaturierte Abschnitte der Lahn zwischen Marburg und Bad Laasphe in Hessen (Tabelle 1). Die Renaturierungsmaßnahmen wurden in den Jahren 2000 bis 2002 auf einer Länge von jeweils 200-300 m durchgeführt. Sie beinhalteten die Entfernung der Uferbefestigung und die Schaffung von Überflutungsflächen auf Flussniveau für eine Verbesserung der Gewässerstruktur. Zu jedem renaturierten Abschnitt wurde ein nicht-renaturierter (begradigter) Abschnitt untersucht, der ca. 500 m oberhalb lag. Die Untersuchungsabschnitte hatten jeweils eine Länge von 200 m. Die begradigten Abschnitte entsprachen jeweils dem Zustand der renaturierten Abschnitte vor Durchführung der Maßnahme („space-for-time Untersuchungen“).

Tab. 1: Probestellen, Jahre der Umsetzung der Maßnahmen und Untersuchungsjahre

Fließ-gewässer	Probestelle	Gauß-Krüger-Koordinaten (Rechtswert)	Gauß-Krüger-Koordinaten (Hochwert)	Umsetzung der Renaturierung (Jahr)
Lahn	Cölbe	3485362	5636336	2000
	Wallau	3463940	5643686	2001
	Ludwigshütte	3464830	5643466	2002

Faunistische und floristische Untersuchungen

Alle Untersuchungen fanden in den Jahren 2005 und 2009 statt. Die Beprobung des Makrozoobenthos erfolgte nach dem Multihabitat-Sampling. Die vorkommenden Habitate wurden proportional zu ihrem Vorkommen an dem Fließgewässerabschnitt mit Hilfe eines Shovel-Samplers (25 x 25 cm, 500 µm Maschenweite) beprobt. Das Probenmaterial wurde konserviert und im Labor aussortiert. Die Bestimmung der Organismen erfolgte nach den Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006).

Die Kartierung der Auenvegetation erfolgte auf jeweils drei festgelegten Transekten pro Fließgewässerabschnitt. Auf jedem Transekt wurden zunächst Vegetationstypen nach Oberdorfer (1983, 1992) und Ellenberg (1996) und ihre Längen auf dem Transekt kartiert und gemessen. Innerhalb der Vegetationstypen erfolgte eine Abschätzung des Deckungsgrads der Pflanzenarten auf 1-7 Einzelflächen mit einer jeweiligen Größe von 2x3m; die Anzahl an Einzelflächen pro Vegetationstyp variierte in Abhängigkeit von der räumlichen Ausdehnung des Vegetationstyps.

Für die Erfassung der Laufkäfer wurde eine Kombination aus Barberfallen (Barber 1931) und Handaufsammlungen (vgl. Trautner 1999) gewählt. Pro Fließgewässerabschnitt wurden im Spätsommer sechs Barberfallen ausgebracht und sechs Handaufsammlungen durchgeführt. Die Barberfallen (Tiefe 8 cm, Öffnungsdurchmesser 4 cm, Volumen 200 ml) wurden mit jeweils 100 ml Renner-Lösung (Renner 1981/82) befüllt und für den Zeitraum von einer Woche ebenerdig in bewachsene Habitate ausgebracht. Unbewachsene Uferbereiche wurden mit Hilfe eines Exhaustors einmalig für einen Zeitraum von 10 Minuten beprobt. Auf einer Probefläche von jeweils 1 m^2 wurden mineralische Substrate (Steine, Kies) und organische Substrate (Blätter) umgedreht und vorkommende Laufkäfer aufgesammelt. Zusätzlich wurde jede Probefläche mit Wasser aufgeschwemmt, um auch die im Boden befindlichen Laufkäfer zu erfassen. Die Laufkäfer wurden in 70 %-iges Ethanol überführt und nach Müller-Motzfeld (2004) auf Artniveau bestimmt.

Datenanalyse

Für alle drei Organismengruppen wurde ein lokaler Artenpool des untersuchten Lahn-Abschnittes erstellt, der alle Taxa aus den Jahren 2005 und 2009 enthielt. Für jede Einzeluntersuchung wurde der prozentuale Anteil von Arten am lokalen Artenpool bestimmt. Im Hinblick auf zeitliche und/oder Renaturierungseffekte wurden pro Organismengruppe 2 funktionale Metrics berechnet, von denen Reaktionen erwartet wurden (Tabelle 2).

Tab. 2: Funktionale Gruppen und erwartete Reaktionen (Teil 1)

		Erwartete Reaktion		Ursache
	Funktionale Gruppe	Renaturierung	Zeitfaktor	
Makrozoobenthos	Zerkleinerer	→		Eintrag von Laub und CPOM
	Phytal-Besiedler	→		Sukzession von Makrophyten

Tab. 2: Funktionale Gruppen und erwartete Reaktionen (Teil 2)

		Erwartete Reaktion		Ursache
	Funktionale Gruppe	**Renaturierung**	**Zeitfaktor**	
Auenvegetation	Stickstoff-Zeiger	→		
	Hygrophile Arten		→	Schaffung von Überschwemmungsflächen
Laufkäfer	Flugfähige Arten		→	Schaffung dynamischer Ufer
	Uferspezialisten		→	Schaffung vegetationsfreier Ufer

Ergebnisse

Zeitliche Veränderungen des lokalen Artenpools

Die zeitlichen Veränderungen des lokalen Artenpools unterscheiden sich zwischen den Organismengruppen deutlich voneinander. Innerhalb des Makrozoobenthos zeigt der Anteil am lokalen Artenpool keine gerichtete Entwicklung. Bei der Auenvegetation nimmt der Anteil kontinuierlich ab, während er bei den Laufkäfern tendenziell zunimmt.

Zeitliche und/oder Renaturierungseffekte auf funktionale Gruppen

Beim Makrozoobenthos (Abbildung 1) zeigen sich im Hinblick auf die Zerkleinerer weder zeitliche noch Renaturierungseffekte; im Gegensatz dazu ist der Anteil an Phytal-Besiedlern in den renaturierten Abschnitten 2009 deutlich höher. Bei der Auenvegetation (Abbildung 2) erhöht sich der Anteil an Stickstoff-Zeigern mit zunehmendem Alter der renaturierten Abschnitte; der Anteil hygrophiler Pflanzenarten ist in renaturierten Abschnitten höher als in nicht-renaturierten, jedoch im Jahr 2009 deutlich geringer als 2005. Die flugfähigen Laufkäfer-Arten (Abbildung 3) zeigen insgesamt die deutlichsten Renaturierungsreaktionen; in renaturierten Abschnitten bleibt ihr Anteil an der Zönose mit 80% auf hohem Niveau. Uferspezialisten profitieren zunächst von den morphologischen Verbesserungen; ihr Anteil ist 2009 jedoch wieder geringer als 2005.

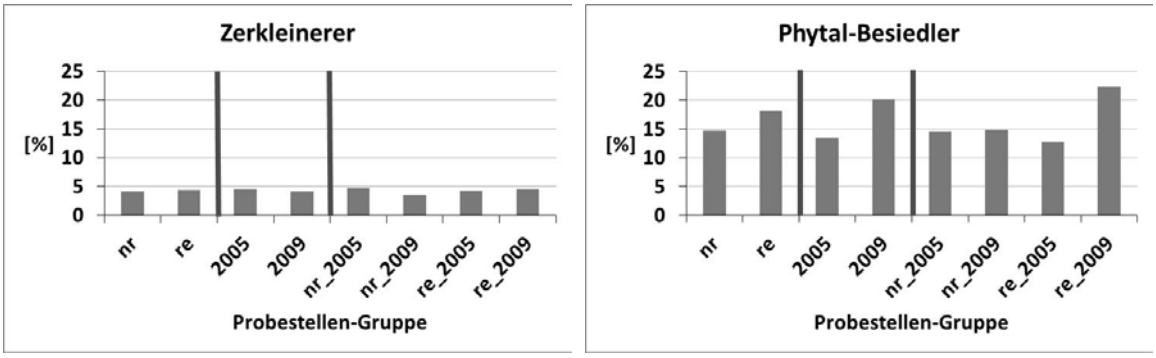


Abb. 1: Funktionale Gruppen - Makrozoobenthos

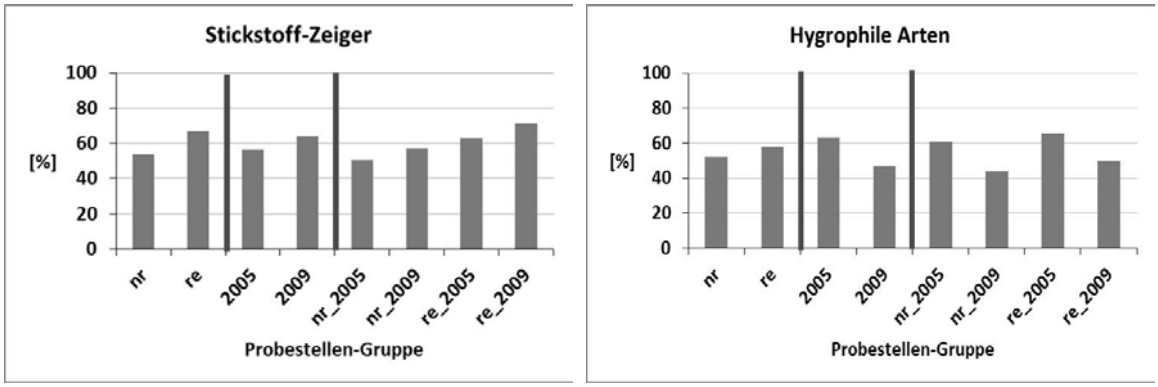


Abb. 2: Funktionale Gruppen - Auenvegetation

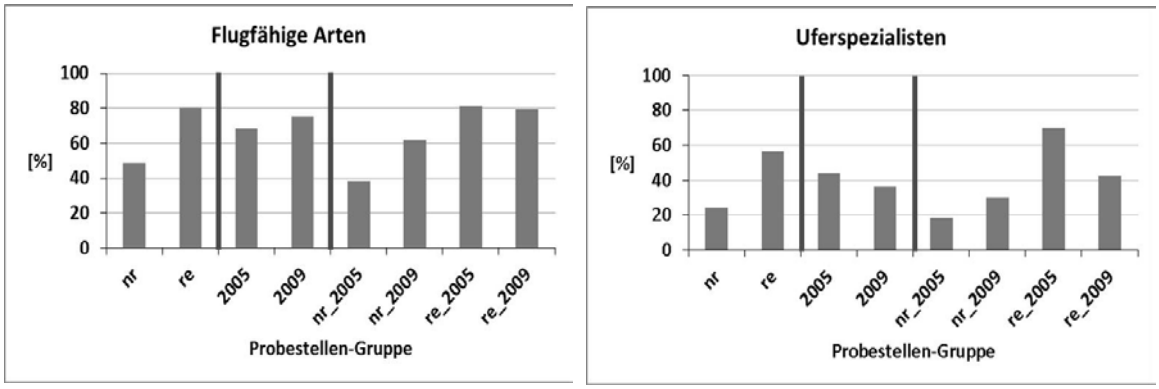


Abb. 3: Funktionale Gruppen - Laufkäfer

Diskussion

Die zeitlichen Veränderungen des Artenpools innerhalb der renaturierten Abschnitte unterscheiden sich zwischen den betrachteten Organismengruppen deutlich. Nur bei den Laufkäfern ist eine Entwicklung in Richtung eines gemeinsamen Artenpools zu erkennen. Die Schaffung von dynamischen Uferbereichen bietet vor allem hochmobilen Arten dauerhaft gute Besiedlungsmöglichkeiten; ein Artenaustausch zwischen den renaturierten Bereichen ist aufgrund der geringen räumlichen Distanz möglich. Reine Uferspezialisten reagieren schnell auf die Schaffung vegetationsarmer Ufer; nach einer Zeitspanne von 7-9 Jahren zeigen sich deutliche Sukzessionseffekte auf diese funktionale Gruppe. Die zeitliche Abnahme des lokalen Artenpools bei der Auenvegetation spiegelt die für Pflanzen charakteristischen Besiedlungsstrategien wider. Nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen werden optimale Bedingungen für Pionier- und Ruderalarten geschaffen, deren Besiedlung vor allem aus der vorhandenen Samenbank stattfindet. Durch fortschreitende Sukzession reduziert sich der Artenpool auf wenige dominante Arten. Einzelne funktionale Gruppen, wie z.B. die Stickstoff-Zeiger profitieren von der zunehmenden Anreicherung von organischem Material in renaturierten Abschnitten. Eine verstärkte Ablagerung von Flusssedimenten kann dort jedoch zu einer Erhöhung der Auenbereiche und abnehmender Überflutungsdynamik führen, mit negativen Folgen für hygrophile Arten. Das Makrozoobenthos ist im Vergleich dazu eine eher konservative Gruppe. Es zeigt hinsichtlich des Artenpools keine gerichtete Entwicklung. Die Etablierung eines gemeinsamen Artenpools benötigt längere Zeiträume als bei der Auenvegetation oder den Laufkäfern. Ein Hinweis darauf ist die verspätete, aber doch deutliche Reaktion der Phytal-Besiedler in den renaturierten Abschnitten. Zudem werden in der Literatur viele übergeordnete Faktoren diskutiert, die Renaturierungserfolge für das Makrozoobenthos verhindern (Wasserqualität: Hering et al. 2010; Länge der renaturierten Abschnitte: Jähnig et al. 2009; fehlende Quellpopulationen: Brooks et al. 2002).

Zusammenfassung

Untersucht wurden drei renaturierte Abschnitte an der Lahn im Hinblick auf zeitliche Veränderungen der Makrozoobenthos-, Pflanzen- und Laufkäfer-Besiedlung. Die Laufkäfer zeigten deutliche Reaktionen auf die Renaturierungsmaßnahmen mit einer zeitlichen Entwicklung eines lokalen Artenpools. Zeitliche Veränderungen der Auenvegetation lassen auf Sukzession rückschließen. Trotz der fehlenden zeitlichen Veränderungen des Artenpools des Makrozoobenthos konnte ein zeitlich versetzter Anstieg der Phytal-Besiedler festgestellt werden.

Literatur

Barber, H.S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. JEl Mit Sci Soc 46:259-266.

Brooks, S.S., Palmer, M.A., Cardinale, B.J., Swan, C.M. & S. Ribblett (2002): Assessing ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data. Restoration Ecology 10: 156–168.

Ellenberg H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Auflage. Ulmer-Verlag, Stuttgart.

Engström, J., Nilsson, C., & Jansson, R. (2009): Effects of stream restoration on dispersal of plant propagules. Journal of Applied Ecology, 46(2), 397-405.

Haase, P., Sundermann, A. & K. Schindehütte (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Abteilung Limnologie und Naturschutz. Forschungsinstitut Senckenberg.- http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/Informationstext_zur_Operationellen_Taxaliste_Stand_Feb_2010.pdf [30.08.2010]

Henry, C. (2002): Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhône River, France. Ecological Engineering, 18(5), 543-554.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L. & W. Van de Bund (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Science Of The Total Environment 408: 4007-4019.

Hughes, F. M. R. (1997): Floodplain biogeomorphology. Progress in Physical Geography, 21(4), 501-529.

Jähnig, S.C., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A.W. & D. Hering (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. Journal of Applied Ecology 46: 406-416.

Oberdorfer, E. (1983, 1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I-III. Fischer, Stuttgart, Germany.

Müller-Motzfeld, G. (2004): Bd. 2 Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). In: Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A., Klausnitzer, B. Die Käfer Mitteleuropas. Heidelberg/Berlin: Spektrum Verlag Heidelberg/Berlin. 521 S.

Palmer, M.A., Menninger, H.L. & E. Bernhardt (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? Freshwater Biology 55: 205-222.

Renner, K. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna pflanzensoziologisch unterschiedlicher Biotope im Evessell-Bruch bei Bielefeld-Sennestadt. Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, Sonderheft 2: 145–176.

Rohde, S., Schütz, M., Kienast, F. & P. Englmaier (2005): River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species. River Research and Applications 21:1075-1094.

Trautner, J. (1999): Handfänge als effektive und vergleichbare Methode zur Laufkäfer-Erfassung an Fließgewässern – Ergebnisse eines Test an der Aich (Baden-Württemberg). Angewandte Carabidologie, Suppl. 1: 139-144.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Freising-Weihenstephan), Hardegsen 2012

Renaturierungsmaßnahmen am Sprockhöveler Bach - Verbesserung des ökologischen Potentials im urbanen Bereich

Heinrich Schweder, Ludgerus Rullich & Michael Weyand

Ruhrverband, Kronprinzenstraße 37, D 45128 Essen; E-Mail: hsw@ruhrverband.de

Keywords: Renaturierung, Ruhrgebiet, Ruhrverband, Trittsteinkonzept

Einleitung

Die Gewässer im dichtbesiedelten und ehemals industriedominierten Ruhrgebiet sind geprägt durch extreme anthropogene Belastungen. Der Flächenbedarf der Industrie, aber teilweise auch der Landwirtschaft hat zu einer grundlegenden Änderung der Gewässerlandschaft geführt. Flüsse und Bäche wurden aus ihrem natürlichen Bett verlegt, die Laufentwicklung wurde verkürzt. Die hohen Anteile an befestigten Flächen verursachen auch größere Hochwasserwellen, die durch begradigte und eingetiefte Gewässer schadensfrei abgeleitet werden müssen. Teilweise wurden die Gewässer in ein Betonkorsett gepresst. Querbauwerke behindern die Durchgängigkeit der Gewässer in hohem Maße. Aber gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie aus dem Jahr 2000 sind alle noch natürlichen Gewässer in den „ökologischen und chemischen guten Zustand“ zu versetzen; bei den HMWB-Gewässern (heavily modified water bodies) ist das gute Potential zu erreichen.

Diese beschriebene Situation spiegelt auch den Zustand des Sprockhöveler Baches wider. Dieses Gewässer mit einer Länge von ca.11 km liegt im westlichen Teil des Ruhreinzugsgebietes. Der Oberlauf verläuft im Wesentlichen durch ländliche Gebiete, ehe er in ein Hochwasserrückhaltebecken (HRB) mit Dauerstau mündet, das den nachfolgenden Innenstadtbereich vor Hochwasser schützt. Die an das HRB anschließenden ca. 2,0 km Gewässerstrecke sind sehr stark überformt durch senkrechte Betonwände, Abstürze bis zu einer Höhe von 2,10 m sowie Betonhalbschalen und tiefe Einschnitte. Diese Gegebenheiten der hydromorphologischen Bedingungen in diesem „erheblich veränderten Wasserkörper“ (HMWB) des Sprockhöveler Baches haben zu einer biologischen Verarmung nicht nur im Bereich Makrozoobenthos geführt. Daher hat der Ruhrverband in sehr engem Kontakt mit seinen zuständigen Mitglieds-Städten Hattingen und Sprockhövel ein „Konzept für naturnahe Entwicklung von Fließgewässern“ (KNEF) zur kosteneffizienten Erreichung des guten ökologischen Zustandes auf Basis des Strahlwirkungs- und Trittstein-Konzeptes (Deutscher Rat für Landespflege, 2008) erarbeitet. Im Folgenden wird die Umsetzung einer der dort genannten Maßnahmen im urbanen Bereich von Niedersprockhövel vorgestellt.

Renaturierungsmaßnahme im urbanen Niedersprockhövel

In Zusammenarbeit mit dem kommunalen Träger konnte ein Privateigentümer dafür gewonnen werden, sein Grundstück für eine Renaturierungsmaßnahme zur Verfügung zu stellen. Hier war der Bach eingeengt zwischen senkrechten Betonwänden und gemauerten Profilen, an der engsten Stelle war er lediglich ca. 1,30 m breit (siehe Abb.1). An dieser Stelle kreuzte eine einbetonierte Abwasserleitung als „Rohrbrücke“ das Gewässer. Weitere Fixpunkte waren die Höhenlagen der Straßen-

durchlässe oberhalb und unterhalb des umzubauenden Gewässerabschnittes. Hier konnten aus statischen Gründen die Gewässersohlhöhen nicht geändert werden, so dass sich die Planung an den vorhandenen Höhen orientieren musste. Für diesen Bereich konnte nur ein minimales Gefälle vorgesehen werden. Für die abzuführenden Hochwässer mussten das Profil aufgeweitet und die Böschungen abgeflacht werden. Dies konnte nur realisiert werden, weil die Planungen vorsahen, das Gewässer zu verlegen und in leicht geschwungener Form über das Grundstück zu führen.



Abbildung 1: Sprockhöveler Bach vor Umgestaltung

Nicht in allen Abschnitten konnten die Böschungen abgeflacht und die Ufer naturnah gestaltet werden, da in einem Bereich die rechts- und linksseitige Bebauung am Gewässer nur ca. 5,50 m von einander entfernt steht und teilweise nur flach gegründet ist.

Nach erfolgter Plangenehmigung gemäß Wasserhaushaltsgesetz wurde im Herbst 2009 mit den Umgestaltungsarbeiten begonnen (siehe Abb. 2). Vorher wurden im Bauabschnitt mit einer Elektrobefischung 13 Bachforellen und eine Mehrzahl an Flusskrebsen entnommen und umgesetzt.

Mit Sperren aus Strohballen unterhalb und oberhalb des Baufeldes wurde verhindert, dass zum Einen weiter Fische von oberhalb in den Baubereich einschwimmen und andererseits Feinstbestandteile in den weiteren Gewässerverlauf abgespült wurden. Die Strohballen mussten je nach Zustand häufiger ausgetauscht werden. Danach musste die zukünftige Trasse des Gewässers freigeräumt werden. Hierzu wurden kleinere Sträucher, aber auch mehrere Bäume gefällt.

Dann wurden das Profil aufgeweitet, die Böschungen abgeflacht und mit Weidenspreitlagen, Gabionen oder Wasserbausteinen gesichert sowie im Sohlbereich zur Laufverlängerung und Bündelung bei Niedrigwasser wechselseitige Vorschüttungen vorgenommen (siehe Abb. 3). Zur Beschattung



Abbildung 2: Umbauarbeiten am Sprockhöveler Bach



Abbildung 3: Sprockhöveler Bach kurz vor Abschluß der Umgestaltung

und als Falllaubspende wurden Erlen im Uferbereich gepflanzt. Dem gleichen Zweck diente die Pflanzung von Geißblatt-Gewächsen, deren Ranken an einem Seilsystem das Gewässer überspannen.

Bereits im folgenden Frühjahr (siehe Abb. 4) wurden bei den Makroinvertebraten einige für diesen Abschnitt neue Taxa festgestellt, so dass sich schon nach kurzer Zeit ein wichtiger Trittstein gebildet hat.



Abbildung 4: Sprockhöveler Bach nach Abschluß der Umbaumaßnahmen

Zusammenfassung und Ausblick

Mit einer Renaturierungsmaßnahme im urbanen Bereich von Niedersprockhövel (Ruhrgebiet) wurde eine den Zielen der WRRL sowie des Biotopverbundes dienende Maßnahme erfolgreich umgesetzt. Diese auch ästhetisch sehr ansprechende Umgestaltung ist für die Öffentlichkeit zum großen Teil von einer Brücke einsehbar und kann so als Positiv-Beispiel zu einer höheren Akzeptanz von Renaturierungsmaßnahmen auch in der Stadt führen. Diese Maßnahme bietet die Möglichkeit, weitere Erfahrungen mit den Folgen einer naturnahen Gewässerumgestaltung im urbanen Bereich zu sammeln (z.B. Gehölzpflege, Akzeptanz von Falllaub-Einträgen).

Zeitnah sollen in Abstimmung mit der Kommune weitere Gewässerabschnitte im Innenbereich von Niedersprockhövel als Trittsteine i.S.d. Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzeptes des Deutschen Rates für Landschaftspflege umgestaltet werden. Mit diesen Maßnahmen kann voraussichtlich selbst in diesem „erheblich veränderten Wasserkörper“ (HMWB) des Sprockhöveler Baches der „gute ökologische Zustand“ i.S.d. EU-WRRL mittelfristig erreicht werden.

Danksagung

Der Bezirksregierung Arnsberg sei für die finanzielle Förderung sowohl der vorgestellten Renaturierungsmaßnahme sowie des zugrunde liegenden Entwicklungskonzeptes gedankt.

Literatur

DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (DRL) 2008: Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung - Schriftenreihe des Deutschen Rats für Landespflege (81).

UMWELTBILDUNG

BOHRMANN, H. & R. HANSMANN: Cartesische Taucher: variantenreiches Auf und Ab im Wasser

BRETZINGER, M., A. MARTENS & K. GRABOW: Anschauliche Versuche zur Temperaturschichtung von Seen

EILSBERGER, A. & A. MARTENS: Planktonturm im Taschenformat

GRABOW, K. & A. MARTENS: Das perfekte Flohkrebsdinner

GRABOW, K., R. HANSMANN & A. MARTENS: Der Blick durch die Wasseroberfläche mit einem Wassergucker

HANSMANN, R., K. GRABOW & W. SCHMITZ: Wasserläufer – filigrane Wesen selbst gebaut

HELLINGER, F. & A. MARTENS: Laborkultur von Orchestia cavimana (Amphipoda: Talitridae)

LEIPELT, K. G., K. GRABOW & A. MARTENS: Molluskenschalen im Genist: Biodiversität begreifbar machen

SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Gewässerversauerung

SCHMITZ, W.: „DOC-POC“ oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Cartesische Taucher: variantenreiches Auf und Ab im Wasser

Hermann Bohrmann & Ralph Hansmann

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Physik, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, bohrmann@ph-karlsruhe.de, hansmann@ph-karlsruhe.de

Keywords: Cartesischer Taucher, Schwimmen, Sinken, Bauanleitung, Experiment, Umweltbildung

Geschichtliches, Funktionsweise und Möglichkeiten



Abb. 1: Mundgeblasener Taucher von Helmut Greiner-Petter

Cartesische oder Cartesisanische Taucher, oft auch Kartesische bzw. Kartesianische Taucher, Tauchteufel, Wasserteufel, Flaschenteufel, Flaschentaucher, Drehtaucher, Drehteufel usw. genannt, sind seit über 350 Jahren bekannt. Die Erfindung geht auf den Italiener Rafaello Magiotti im Jahre 1648 zurück und nicht auf René Descartes (Renatus Cartesius) wie oft irrtümlich behauptet (Brockhaus 1955).

Seit langer Zeit kennt man also das Prinzip vom Taucher in der Flasche, der aufgrund von Krafteinwirkung einer Hand nach unten sinkt und beim Loslassen wieder geisterhaft nach oben steigt. Häufig sind es mundgeblasene Kunstwerke, die Jung und Alt begeistern. Verständlich, dass dieses anschauliche Spielzeug im naturwissenschaftlichen Unterricht längst einen festen Platz eingenommen hat. Lässt sich doch auf ganz einfache Art und Weise anschaulich und einprägsam der Zusammenhang von Schwimmen, Sinken und Schweben und damit die Funktionsprinzipien von U-Booten oder Schwimmblasen von Fischen elegant erklären.

Mit einem selbst gebauten Flaschenteufelchen lassen sich aber noch viel mehr Erkenntnisse gewinnen als „nur“ das Verständnis für Schwimmen und Sinken!

Cartesische Taucher in der Lehre

Hermann Bohrmann, AOR i.R., hat während seiner langjährigen Dienstzeit mit großem Erfolg dieses faszinierende Lehrmittel Schülern, Studierenden und Lehrkräften nahe gebracht. Damals wie heute liegt der Focus auf der **Vielfalt** selbst gebastelter Exemplare. Die **Beeinflussung des Auf- bzw. Abtauchverhaltens** ist in stetiger Weiterentwicklung und spielt eine ganz wesentliche Rolle. Aktuell kann auf eine große Vielzahl von Flaschenteufeln in Form und Funktion zurückgegriffen werden. Diese Neuentwicklungen können durchaus mit einem mundgeblasenen Cartesianischen Taucher mithalten!



Abb. 2: Einfachste Variante: Ein Parfumefläschchen

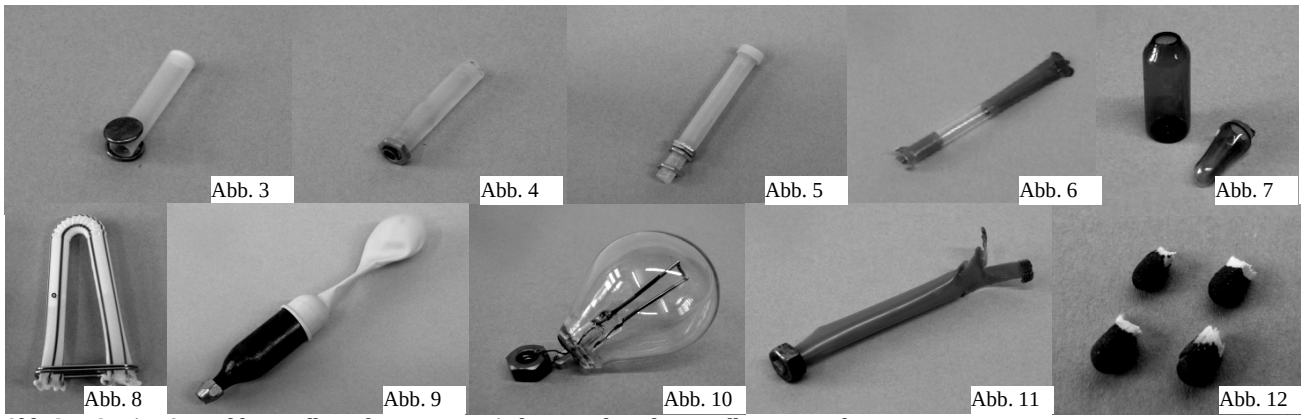


Abb. 3 – 12: Eine Auswahl von selbst gebauten Kartesischen Tauchern hergestellt von H. Bohrmann

Vorzüge der selbst gebastelten Taucher

Flaschentaucher sind ein faszinierendes Spielzeug. Die Leichtigkeit und Eleganz, mit der die Teufelchen absinken und wieder aufsteigen, zieht Jungen wie Mädchen, Kinder wie Jugendliche aber auch Erwachsene in seinen Bann. Dass aber die Flaschenteufel sich bei dem Auf und Ab auch noch drehen, ist wirklich beeindruckend. Mundgeblasene Cartesische Taucher sind zwar wahre Kunstwerke, doch sind diese wertvollen Exemplare empfindlich und man kann ihr Aussehen nicht und ihre Taucheigenschaften nur sehr schwer beeinflussen. Hier liegt der große Vorteil von selbst gebastelten Flaschenteufeln!

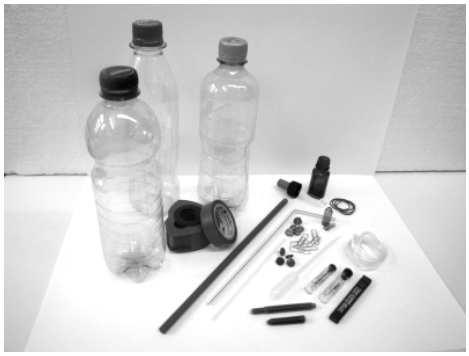


Abb. 14: Eine kleine Auswahl an Materialien mit denen die Taucher gebaut werden können

Cartesianische Taucher „Marke Eigenbau“ haben den großen Reiz, dass sie selbst gebaut, bemalt und somit **vielfältig selbst gestaltet** werden können. Grenzen beim Bau sind nur durch die Größe der Flaschenöffnung und die Masse des Tauchers gegeben, schließlich soll doch das Teufelchen auf Druck sinken und beim Loslassen wieder hochsteigen.

Genau darin liegt ein weiterer Vorteil am Eigenbau. Man muss selbst Hand anlegen. Ist der Taucher zu schwer und die Luftblase zu klein, geht er unter und steigt nicht mehr auf. Ist er zu leicht und die Luftblase zu groß wird er trotz größter Kraftanstrengung nicht tauchen.

Für den „Anfänger“ beginnt ab der ersten Sekunde ein Erkenntnisprozess, der stark mit den vorgenommenen Veränderungen am Wasserteufelchen verbunden ist. Jede Überlegung und die damit zusammenhängende Umgestaltung hat eine sichtbare Wirkung zur Folge, die einer **prompten Erfolgskontrolle** entspricht und folgende ***Aha*-Effekte** garantiert. **Selbstätig** können mit Hilfe **einfachster Materialien**, die z. B. in jedem Haushalt oder sorgar in Mäppchen von Schülerinnen und Schülern zu finden sind, Veränderungen am Taucher vorgenommen werden.



Abb. 15: Ein Mädchen tarriert mit Hilfe einer Pipette ihren Flaschenteufel

Dabei werden **wertvolle vielfältige Erkenntnisse** zum Auftrieb, zu Sinkeigenschaften sowie ganz grundsätzliche Eigenschaften der Luft und des Wassers ganz automatisch gesammelt. Nur das Tarrieren des Tauchers allein vermittelt den Schülern ein wesentliches Verständnis von Wasser und

Luft. Es ist möglich, mit einer Pipette Wasser in den Taucher einzufüllen, um die Masse des Tauchers zu vergrößern und damit ein Sinken des Fläschchens zu ermöglichen. Ein bereits „ertrunkener“ Taucher kann aber „gerettet“ werden (also seine Masse kann verringert werden) indem entweder mit der Pipette Wasser aus dem Fläschchen gezogen oder aber mit der Pipette Luft in das Fläschchen eingeblasen wird, um das darin befindliche Wasser zu verdrängen. Natürlich kann man das Fläschchen auch einfach schütteln, aber das führt meist zu einem Flaschentaucher, der nicht mehr tauchen kann, weil er zu leicht ist.

Besonders die Gestaltung der Form bzw. Überlegungen zur Lenkung des aus- und einströmenden Wassers zur Veränderung des Auf- und Abtauchverhaltens bringen bedeutende Erkenntnisse. So wird mit einfachsten Mitteln der **Spiel- und Forschertrieb gefördert**. Der/Die ForscherIn kann ganz ohne Fremdkorrektur und Fremdanleitung mit „trail and error“ **frei** den Weg zum Ziel gehen.

> *„Die Tat also erzeugt den Willen aus der Begierde. Aber zur Tat gehört Fähigkeit und Gelegenheit.“* (Herbart 1806)

Ist das Ziel erreicht, kann das **Erfolgserlebnis** ungeteilt genossen werden und man kann stolz auf sich sein. Immerhin hat man seinen eigenen funktionsfähigen Taucher gebaut, der die gleichen Auf- und Abtaucheigenschaften wie ein mundgeblasener Cartesischer Taucher haben kann!

Das Grundprinzip

Das Grundprinzip ist schon sehr oft und vielseitig beschrieben worden (z. B. Press 1981) und soll aus Gründen der Vollständigkeit hier nochmal kurz Erwähnung finden.

Abb. 16 zeigt einen Taucher der an der Wasseroberfläche schwimmt und in Abb. 17 sieht man den Taucher tauchen. Das Entscheidende ist der Wasserstand (h1 bzw. h2) bzw. die Luftmenge im Teufelchen. Je nachdem wie viel Luft bzw. Wasser in dem Taucher sich befindet, sinkt (Abb. 17) oder steigt (Abb. 16) der Flaschentaucher.

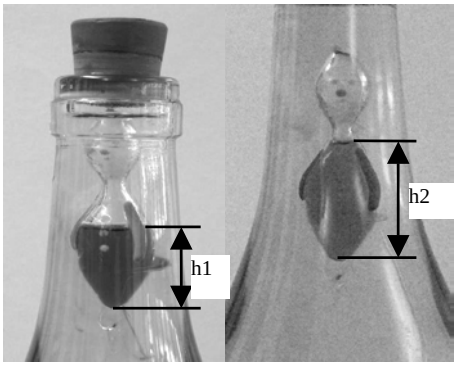


Abb. 16: schwimmen **Abb. 17: sinken**

Mit Druck auf den Stopfen wirkt Druck auf das Wasser in der Flasche, das den Druck über das Schwänzchen des Tauchers (das Schwänzchen ist ein sehr dünnes Röhrchen) an die Luftblase im innern des Teufelchens weiter gibt. Der Wasserdruck komprimiert die Luft im Tauchteufelchen und der Wasserspiegel steigt (h2) im Teufelchen. Dadurch wird das Gesamtsystem Taucher so schwer (Dichte des Tauchers ist nun größer als die Dichte des Wassers), dass der Auftrieb des Wassers nicht mehr genügt und der Taucher (Abb. 17) sinkt. Beim Auftauchen also Schwimmen verhält es sich genau umgekehrt.

Vier mögliche Grundkonstruktionen

Durch den Bau vieler Cartesischer Taucher haben sich mit der Zeit vier Grundkonstruktionen herauskristallisiert. Diese Grundkonstruktionen ermöglichen es, mit dem Auf- und Abtauchverhalten eines Mundgeblasenen Tauchers zu konkurrieren.

Mit der Wassermenge im Taucher kann die Ab- und Auftauchgeschwindigkeit beeinflusst werden (Abb. 18 & 19). Während in Abb. 18 der Wasserteufel langsam abtaucht (gern auch als „Jungstaucher“ bezeichnet) aber dafür schnell auftaucht, ist der Flaschenteufel aus Abb. 19 („Mädchentaucher“) wesentlich schneller abgetaucht, lässt sich aber beim Auftauchen Zeit.

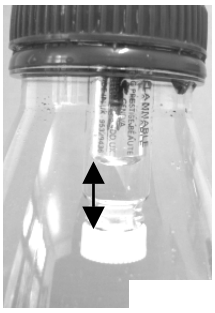


Abb. 18:
Langsam runter schnell hoch

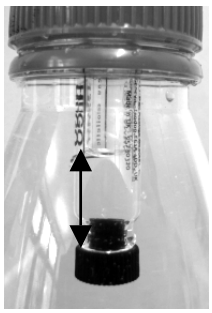


Abb. 19:
Schnell runter langsam hoch



Abb. 20:
Rückstoßdreher

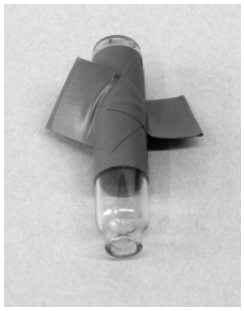


Abb. 21:
Schraubendreher

Die Bezeichnungen „Jungstaucher“ (Abb. 18) und „Mädchentaucher“ (Abb. 19) ergaben sich aus der Tatsache, dass wenn man die Taucher entsprechend einstellt, die „schnellen“ Taucher (Abb. 19) sehr sensibel reagieren und nur wenig Kraft erfordern, während die „langsamen“ Taucher (Abb. 18) eher träge ansprechen und viel Kraft erfodern.

Mann kann auch Tauchteufel bauen, die sich nach unterschiedlichen Prinzipien beim Tauchen um die eigene Achse drehen. Der „Rückstoßtaucher“ (Abb. 20) funktioniert nach dem Rückstoßprinzip und dreht sich erst, wenn man den Druck auf die Flasche plötzlich aufhebt, die Flüssigkeit also aus dem Taucher strömt. Den Taucher jedoch durch einströmendes Wasser, also aufgrund von entstehendem Druck zum Rotieren zu bringen, ist sehr schwer und erfordert einiges Geschick sowie große Kraft in den Händen. Man kann diesen Effekt, also dass der Taucher sich dreht, verstärken, indem man mit schnellen Pumpbewegungen mit der Hand eine immer schnellere Drehbewegung erzeugt. Durch eine Veränderung der Öffnung des angebrachten Röhrchens kann die Drehbewegung in eine Taumelbewegung überführt werden. Je nach Neigung oder Knick ändert sich die Bewegung beim Auf- bzw. Abtauchen. Der Tauchteufel aus Abb. 21 ist ein „Schraubendreher“ und dreht sich aufgrund seiner Formgebung der seitlich angeklebten Flügel sowohl beim Ab- als auch beim Auftauchen. Auch hier ist die Drehrichtung, sowie die Drehfrequenz baubedingt.

Weitere Varianten:

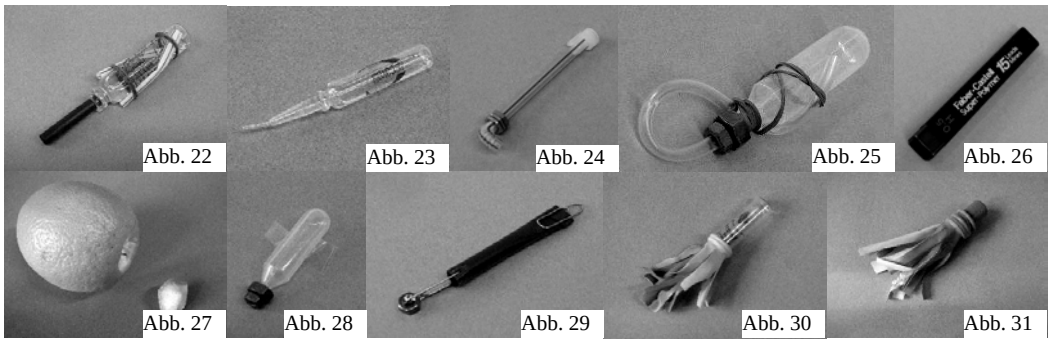


Abb. 22 – 31:
Eine Auswahl von selbst gebauten Kartesischen Tauchern hergestellt von R. Hansmann

Literatur

Brockhaus, der Große (1955): In zwölf Bänden. Sechster Band. J-Kz. 16. völlig neubearbeitete Aufl.,F. A. Brockhaus, Wiesbaden: 754.

Herbart, J. F. (1806): Allgemeine Pädagogik aus dem Zweck der Erziehung abgeleitet. In: Johann Friedrich Herbart. Systematische Pädagogik. Band 1. Ausgewählte Texte. Hrsg. D.Benner (1997). 2. Aufl., DSV, Weinheim: 221.

Press, H. J. (1981): Spiel – das Wissen schafft. 13. Aufl., Otto Maier, Ravensburg: 200.

Anschauliche Versuche zur Temperaturschichtung von Seen

Manuela Bretzinger, Andreas Martens & Karsten Grabow

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, m.bretzinger@googlemail.com, martens@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de

Keywords: Temperaturschichtung, See, Sommerstagnation, Stratifizierung, Umweltbildung

Einleitung

Die Temperaturschichtung im See ist eines der fundamentalen Phänomene der Limnologie (z.B. Lampert & Sommer 1999). Als solches sollte sie anschaulich und nachhaltig experimentell zu vermitteln sein. Bisherige Modellversuche arbeiten entweder mit Analogien (z.B. Jütte 2010), sind zeitaufwändig (Schmidt 1989) oder sind schwer reproduzierbar (z.B. Angel & Wolseley 1983). Grundlegende Schwierigkeit für Modellversuche zur Stratifizierung während der Sommerstagnation ist das Erzeugen einer eindeutigen thermischen Schichtung. Diesem Problem wurde gezielt in der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe im Rahmen einer wissenschaftlichen Hausarbeit (Bretzinger 2011) nachgegangen.

Im Folgenden werden zwei Methoden vorgestellt, mit denen sichtbare Schichtungen unterschiedlich warmen Wassers zuverlässig und zugleich einfach gezeigt werden können. Desweiteren sollen Möglichkeiten zur Veranschaulichung von jahreszeitlich bedingter Mixis und Stagnation dargestellt werden.

Es wurden zwei verschiedene Methoden entwickelt, mit denen anhand von einfachen Mitteln eine Temperaturschichtung auf kleinem Raum erzeugt werden kann. Bei der Folien-Methode wird das warme Wasser mit Hilfe von handelsüblicher Frischhaltefolie langsam über das kalte Wasser geschichtet.

Im Gegensatz dazu wird bei der Trichter-Methode das warme Wasser mittels einer Trichter-Konstruktion auf das kalte Wasser gegeben.

Besondere Herausforderung

Es ist bei einer mechanischen Schichtung von Wasser besonders darauf zu achten, dass es bei der Überschichtung nicht zu einer Durchmischung der kalten und warmen Schicht kommt. Andernfalls erreicht das warme Wasser den Boden des Beckens und würde beim Aufsteigen vom kalten Wasser zu sehr abgekühlt. Dann käme es zu keiner Schichtung.

Methode 1: Überschichtung mit Hilfe von Frischhaltefolie

Dazu werden benötigt:

- Aquarium
- handelsübliche Frischhaltefolie
- Becher
- Farbstoff

Die Frischhaltefolie wird etwa der Grundfläche des Aquariums entsprechend zugeschnitten. Dabei ist darauf zu achten, dass die Folie mindestens 10 cm länger und ca. 1 cm schmaler als das Aquarium ist (länger: damit die Folie nach der Überschichtung mühelos wieder herausgezogen werden kann; schmaler: um ein Festkleben an der Aquariumwand zu vermeiden und um ein Übereinanderfließen der Wasserschichten unterhalb der Folie zu ermöglichen). Die Folie wird auf eine ca. 4 cm tiefe, kalte Wasserschicht gelegt. Eine etwa 2 cm hohe warme, gefärbte Wassersäule wird mittels des Bechers langsam darauf geschichtet. Das warme Wasser vermag an der Seite von der Folie zu laufen. Danach kann die Folie vorsichtig über den Aquariumrand herausgezogen werden.

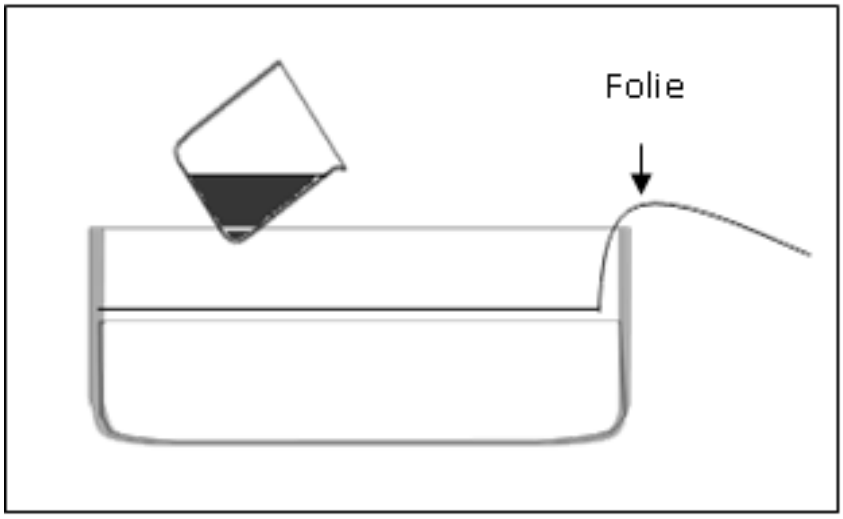


Abb. 1: Schematischer Aufbau der Folien-Methode.

Methode 2: Überschichtung mit Trichter und Schwamm

Dazu werden benötigt:

- Aquarium
- Laborboy
- Stativ
- Uhrglas
- zwei Stativklemmen
- Trichter
- Stativring
- Spülschwamm
- Becher
- Farbstoff

Der Trichter, in dem ein entsprechend zugeschnittenes Stück Spülschwamm (3 x 0,5 x 0,5 cm) liegt, wird unten eingekerbt und nach Möglichkeit auf das Uhrglas geklebt. Er verhindert das zu schnelle

Einfließen des warmen Wassers. Das Uhrglas wird auf den Stativring gelegt, wobei sich der Uhrglasrand knapp unter der Wasseroberfläche des kalten Wassers befindet. Das warme Wasser kann man nun mittels eines Bechers über den Trichter einlaufen lassen. Die Position des Uhrglases mit Trichter sollte per Laborboy entsprechend des steigenden Wasserspiegels angepasst werden.

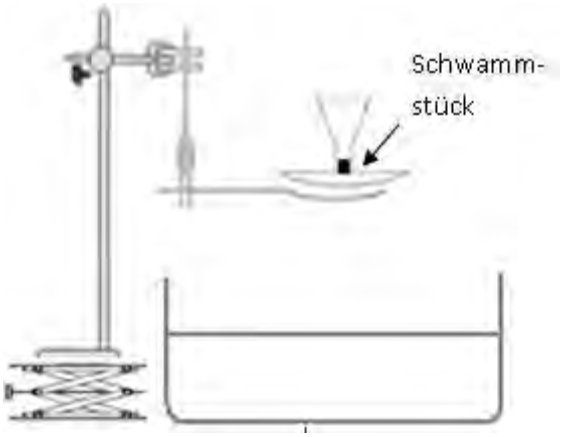


Abb. 2: Schematischer Aufbau der Trichter-Methode. Beachte: Der Abstand zwischen Uhrglas und Wasseroberfläche ist in dieser Abbildung zu groß. Der Uhrglasrand muss sich knapp unter der Wasseroberfläche befinden.

Anfärben und Temperatur des Wassers

Zum Anfärben des warmen Wassers eignen sich sowohl Tee als auch alle handelsüblichen Lebensmittelfarben. Das Anfärben mit Tee ist die kostengünstigste Variante, die Schichtung jedoch ist nicht ganz so deutlich wie bei der Verwendung von Lebensmittelfarben. Bei diesen Versuchen wurde in erster Linie mit „Iris-Eierfarben Tabletten“ der Firma Brauns-Heitmann gearbeitet. Diese Tabletten sind recht günstig zu erhalten und ergeben eine sehr klare Schichtung.

Erfahrungsgemäß eignen sich für beide Methoden Wassertemperaturen von 4°C und 30°C. Jedoch können auch mit kaltem (etwa 14°C) und heißem (etwa 47°C) Leitungswasser gute Ergebnisse erzielt werden.

Fazit

Beide Methoden ergeben eine eindeutige Schichtung. Jedoch erfordert die Folienmethode weniger Material, eine kürzere Vorbereitungszeit und der Materialaufwand ist deutlich geringer.

In Abhängigkeit von den gewählten Wassertemperaturen sowie von der Raumtemperatur ist für eine Zeitdauer von etwa 10 Minuten eine deutliche Schichtung zu beobachten. Danach beginnen sich die Schichten allmählich zu vermischen, bis man nach etwa 30 Minuten keine eindeutige Schichtung mehr ausmachen kann.

Literatur

Angel, H. & Wolseley, P. (1983): Kosmos-Familienbuch Lebensraum Wasser – Die Welt der Tümpel, Flüsse, Küsten. Sehen – Sammeln – Selbermachen. Franckh, Stuttgart.

Bretzinger, M. (2011): Schulversuche zur Temperaturschichtung von Seen. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht).

Jütte, M. (2010): Der See im Aquarium. Wasserschichtung in einem See. In: Freytag, K. (Hrsg.): Biologische Kurzversuche. Band 1. Aulis, Köln: 279 – 280.

Lampert, W. & Sommer, U. (1999): Limnoökologie. 2. Auflage. Thieme, Stuttgart.

Schmidt, E. (1989): Simulation der komplexen Thermik im See/Teich in einfachen Schulversuchen. MNU 42/5: 296 – 302.

Planktonturm im Taschenformat

Anja Eilsberger & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, a.eilsberger@web.de , martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Zooplankton, *Daphnia*, Plankton-Turm, Vertikalwanderung, Umweltbildung

Einleitung

Die tägliche Vertikalwanderung ist bei Zooplanktern ein bedeutendes Phänomen in Stillgewässern (z.B. Lampert & Sommer 1999). Ihre experimentelle Untersuchung erfolgt mit großen Plankton-Türmen, bekannt ist der 11,2 m hohe Wasserzylinder in Plön (z.B. Beck 2002). Das Phänomen der lichtabhängigen Vertikalwanderung von Wasserflöhen lässt sich auch mit einfachen Mitteln wie einem 1.000 ml-Messzylinder experimentell und anschaulich nachvollziehen.

Der hier vorgestellte Demonstrationsversuch entstand im Rahmen einer Wissenschaftlichen Hausarbeit an der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe (Eilsberger 2004) und wurde bereits in einer fachdidaktischen Zeitschrift publiziert (Eilsberger 2008).

Materialien

- Standzylinder (z. B. 6 cm im Durchmesser und 43 cm hoch, möglichst ohne verbreiterten Fuß)
- eine Röhre plus Deckel aus schwarzer Pappe o.ä. zur Abschirmung des Standzylinders
- Klebeband zur Einteilung des Standzylinders in die Bereiche Boden, Mitte, Wasseroberfläche
- abgestandenes, normal temperiertes Wasser (um 20°C)
- Pipette zur Überführung der Tiere in den Standzylinder
- etwa 20 Wasserflöhe

Der Versuch

Die Wasserflöhe werden mithilfe einer Pipette in den mit abgestandenem, blasenfreiem Wasser gefüllten Standzylinder überführt. Steht das Gefäß im Sonnenlicht, sammelt sich die Mehrzahl der Wasserflöhe im unteren Drittel des Gefäßes. Stülpt man eine schwarze Pappröhre über den Standzylinder (Abb. 1), schwimmen die Tiere nach oben. Ein Effekt tritt in der Regel bereits nach einer Minute Abdunkelung ein. Umgekehrt sind kurze Zeit nach Beseitigung der Verdunkelung wieder alle Wasserflöhe in die Nähe des Bodens abgesunken.

Die Vertikalwanderung im Taschenformat lässt sich mehrfach hintereinander auslösen. Durch die Markierungen am Zylinder und eine definierte Anzahl von Wasserflöhen ist eine quantitative Auswertung des Versuchs möglich. Es empfiehlt sich, nach festen Zeitintervallen die Anzahl der Wasserflöhe pro Tiefenzone zu zählen und zu notieren.

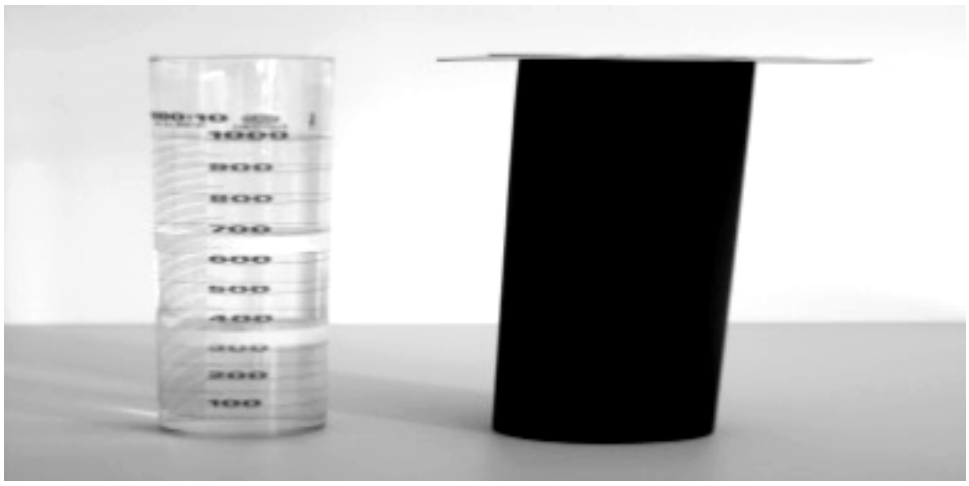


Abb. 1: Versuchsaufbau zur lichtabhängigen Vertikalwanderung von Wasserflöhen in einem Standzylinder

Es ist sehr wichtig, dass der Versuch vorher ausprobiert wird, denn nicht jeder Wasserfloh-Klon zeigt diese Vertikalwanderung.

Literatur

Beck, C. (Red.) (2002): Unterwegs im Mikrokosmos- warum für Wasserflöhe Helmpflicht gilt. Biomax 11: 1-4

Eilsberger, A. (2004): Water Fleas as Model Organisms at Primary Level. Wissenschaftliche Hausarbeit im Europalehramt, PH Karlsruhe (unveröffentlicht).

Eilsberger, A. (2008): Abtauchen bei Gefahr: Wanderung von Wasserflöhen im Tagesverlauf. Unterricht Biologie 339: 11.

Lampert, W. & Sommer, U. (1999): Limnoökologie. 2. Auflage. Thieme, Stuttgart.

Das perfekte Flohkrebsdinner

Karsten Grabow & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: *Gammarus*, *Asellus*, Nahrung, Wahlversuch, Umweltbildung

Einleitung

Die sich von Falllaub ernährenden Flohkrebse und Wasserasseln und ihre Bevorzugung von Blättern in Bezug auf Gerbstoffgehalt, Zersetzungsgrad und Aufwuchs eignen sich gut zur Durchführung von Wahlversuchen zur Nahrungspräferenz (z. B. Graça et al. 2001).

Hier geht es insbesondere um den Aufbau einer einfachen Wahlarena (Abb. 1), die eine exakte Zählung der Tiere beim jeweiligen Nahrungstyp und das Angebot einer klar definierten Nahrungsmenge ermöglicht. Von besonderer Bedeutung sind dabei Plastikbecher-Paare, in die seitlich über dem Boden deckungsgleiche Öffnungen geschnitten werden. Zum Ende des Versuchs werden durch Drehung der Becher gegeneinander die Öffnungen und damit die Becher verschlossen (Abb. 2).

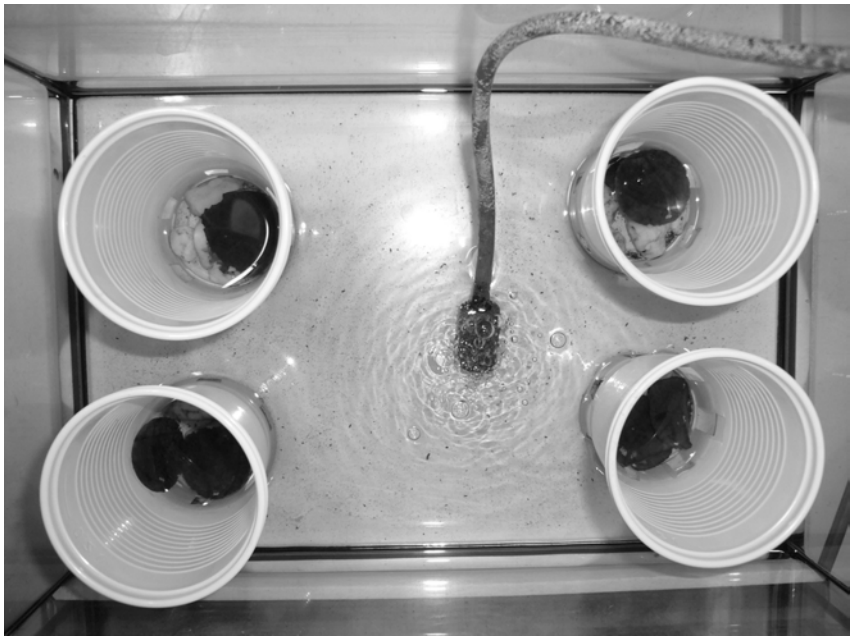


Abb. 1. Eine einfache Wahlarena zur Nahrungswahl von Flohkrebsen (Aufsicht).

Bauanleitung für Drehtür-Fallen

Material

- Paare von Plastikbechern (z.B. weiße Einweg-Trinkbecher)
- spitze Präparierschere, Präpariernadel
- Stift zum Markieren, Lineal

Bauanleitung

1. Auf beide Becher in gleichmäßigem Abstand drei gleich große Rechtecke mit einem Lineal zeichnen (ca. 1 cm breit und 2 cm hoch). Der Becherboden ist die untere Kante der Vierecke.
2. Die Ecken der Rechtecke am Becherboden des ersten Bechers mit Hilfe einer Präpariernadel durchlöchern, sie bieten einen guten Ansatz für die Präparierschere.
3. Die Rechtecke mit einer Präparierschere ausschneiden.
4. Den Boden des zweiten Bechers ggf. abschneiden.
5. Den zweiten Becher wieder in den ersten Becher stecken.
6. Die Becher in entgegengesetzter Richtung drehen. Die „Drehtüren“ müssen sich beim Drehen vollständig öffnen und schließen können (Abb.2).

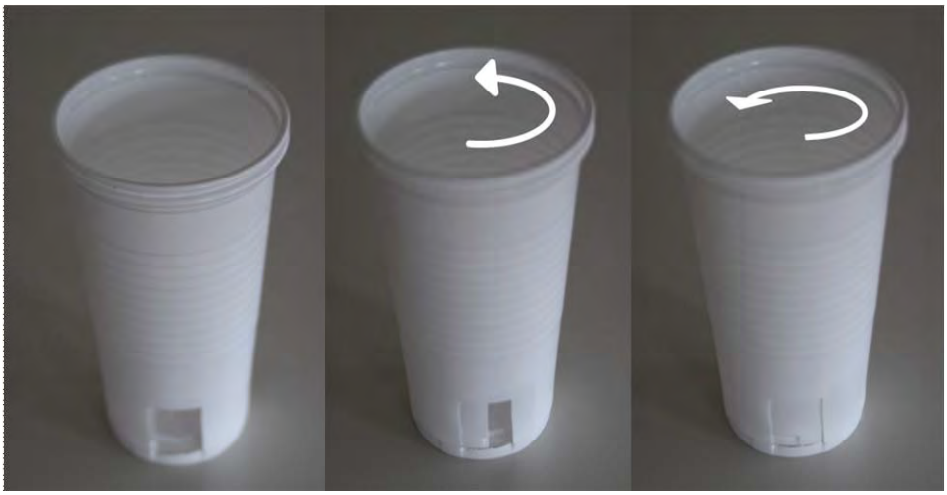


Abb. 2: Drehtürmechanismus der Plastikbecher-Paare.

Ausstanzen von Blattstücken mit Hilfe von Filmdosen

Material

- unbeschädigte Blätter (ohne Löcher oder Risse)
- Filmdose mit Deckel (z.B. klassische Fuji-Filmdose)

Vorgehensweise

1. Das Blatt auf die Öffnung der Filmdose legen, sodass diese vollständig bedeckt ist.

2. Die Filmdose wieder fest mit ihrem Deckel verschließen (, aus dem Blatt wird damit ein Stück wie mit einem Locher ausgestanzt; Abb. 3).
3. Den Deckel abnehmen und das ausgestanzte Blatt entfernen.



Abb. 3. Mit Hilfe einer Filmdose ausgestanzte Blattstücke.

Danksagung

Der Titel dieses Beitrages beruht auf der Idee von Theresia Preuß, Ute Westphal, Pamela Soria und Charlene Dems. Sie führten im Wintersemester 2007/2008 als Studentinnen an der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe im „Projekt Wasser“ mit Hilfe der hier vorgestellten Hilfsmittel Plastikbecher und Filmdose Wahlversuche mit Flohkrebsen durch. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen sollten unbedingt in unser Themenheft „Krebse sind überall“ der Zeitschrift Unterricht Biologie aufgenommen werden. Die Redaktion wollte aber unbedingt einen Artikel zu Wasserasseln. So wurde daraus der Beitrag „Essen Asseln alles?“ (Preuß et al. 2008).

Literatur

Graça, M.A.S., Cressa, C., Gessner, M.O., Feio, M.J., Callies, K.A. & Barrios, C. (2001): Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. Freshwater Biology 46: 947–957.

Preuß, T., Westphal, U., Soria, P. & Dems, C. (2008): Essen Asseln alles? Unterricht Biologie 339: 38-40.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Der Blick durch die Wasseroberfläche –mit einem Wassergucker

Karsten Grabow, Ralph Hansmann & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilungen Biologie und Physik, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, grabow@ph-karlsruhe.de, hansmann@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Wasseroberfläche, Umweltbildung

Der nicht durch die Spiegelung der Wasseroberfläche eingeschränkte Blick ins Wasser übt eine große Faszination aus (Abb. 1). Ein Wassergucker ist ein vergleichsweise einfaches Mittel, mit dem dieser Blick möglich ist.

Ziel ist es, einfach und preisgünstig zu bauende Modelle zu konzipieren und vorzustellen. Daneben werden praktische Erfahrungen zu diesem Bereich vermittelt. Ein Set detaillierter Bauanleitungen zu unterschiedlichen Modellen ist in Vorbereitung.



Abb. 1: Schüler am Gartenteich des Ökologischen Lerngartens der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Wasserläufer – filigrane Wesen selbst gebaut

Ralph Hansmann, Karsten Grabow & Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaft, Abteilungen Physik, Biologie, Chemie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, hansmann@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, schmitz@ph-karlsruhe.de

Keywords: Wasserläufer, Oberflächenspannung, Grenzfläche, Bauanleitung, Umweltbildung

Veranschaulichung der Oberflächenspannung

In der Schule wird gerne eine Büroklammer auf die Wasseroberfläche gelegt, um damit die Oberflächenspannung des Wassers zu veranschaulichen. Ein Tropfen Spülmittel sorgt dann für den Untergang der Büroklammer.
Die Idee, ein natürliches Anschauungsobjekt vor Augen zu haben, führte dazu, ein möglichst realistisches und einfach zu bauendes Modell eines Wasserläufers (Abb. 1 & 2) zu entwickeln, das nicht nur auf der Wasseroberfläche stehen, sondern, und das ist besonders faszinierend, mit dem Entspannungsschwimmen gezeigt werden kann. Das Motto: Vortrieb und nicht Untergang!

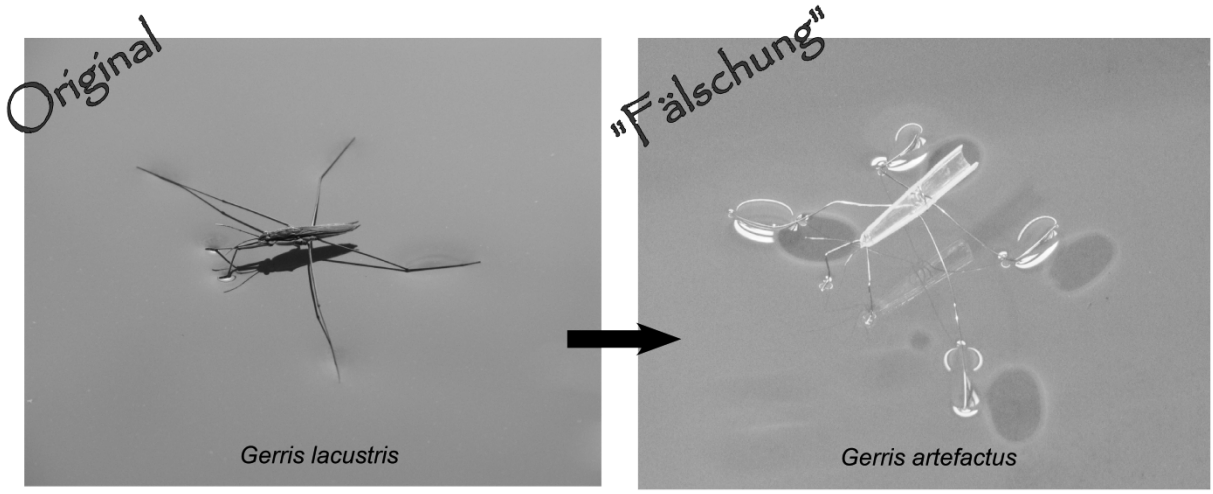


Abb. 1: Wasserläufer auf dem Ruderbootsee der Günter-Klotz Anlage in Karlsruhe

Abb. 2: Wasserläufer aus Draht und einer Pipettenspitze in einer wassergefüllten Fotoschale

Anforderungen, Material, Werkzeug und Abmaße für den Bau des Wasserläufers:

Folgende Anforderungen wurden an den Bau des Wasserläufers gestellt:

- Ähnlichkeit mit dem natürlichen Vorbild
- kostengünstige Materialien
- einfache Beschaffung der Materialien
- unkomplizierte Bauweise

Die folgenden beiden Bilder zeigen alle benötigten Materialien und Werkezeuge sowie den für den Bau des Wasserläufers benötigten „Bauplan“:



Abb. 3: Werkzeug und Materialien zum Bau des Wasserläufers

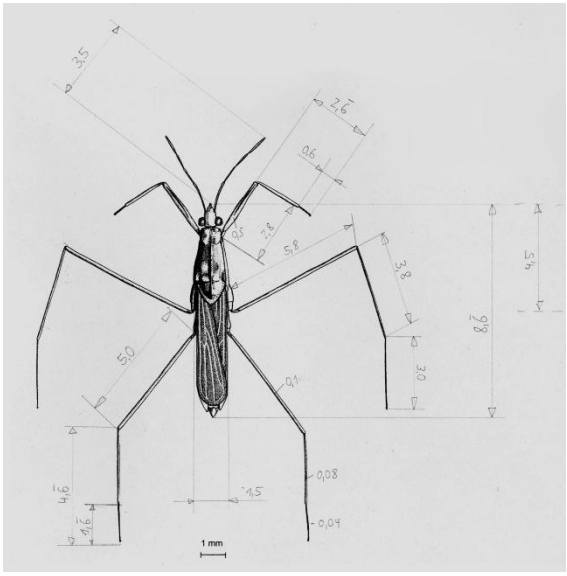


Abb. 4: „Bauplan“. Das Bild diente als Vorlage für die Abmaße des Wasserläufers (aus: Savage, A. A. (1989)

Aus der Abbildung von Savage ergaben sich die Abmaße, die in Tabelle 1 nochmals abzulesen sind.

Tab. 1: Abmaße des Wasserläufers.

Abmessungen (ca.)	*Gerris lacustris*	*Gerris artefactus*
Körper:	8,6 mm	25,8 mm
Fühler:	3,5 mm	10,5 mm
Vorderbeine:	10,8 mm	32,4 mm
Mittelbeine:	25,2 mm	75,6 mm
Hinterbeine:	22,4 mm	67,2 mm
Durchmesser Beine (Draht):	0,1 mm	0,3 mm
Durchmesser Fühler (Draht):	0,05 mm	0,15 mm

Tab. 2: Gesamtlänge der einzelnen Drähte.

Gesamtdrahtlänge (ca.)	*Gerris artefactus*
Fühler:	22 mm
Vorderbeine:	66 mm
Mittelbeine:	152 mm
Hinterbeine:	136 mm
Gesamtlänge:	**376 mm**

Bauanleitung

Wer den Wasserläufer möglichst genau dem natürlichen Vorbild nachbilden möchte, benötigt eine genaue Bauanleitung, ruhige Hände und etwas Geschick. Hier sollen jedoch nur die wichtigsten Schritte mit Fotos beschreiben werden, um eine Vorstellung davon zu bekommen, wie man den Wasserläufer nachbauen kann (Abb. 5-10).

Die Pipettenspitze abzulängen und zu halbieren, sowie die Löcher für die Fühler und Beine zu stechen ist schnell getan. Die erste Herausforderung ist, die Fühler bzw. die Beinchen durch die vorgesehenen Löcher zu schieben und diese dann mittig und genau am Loch umzubiegen

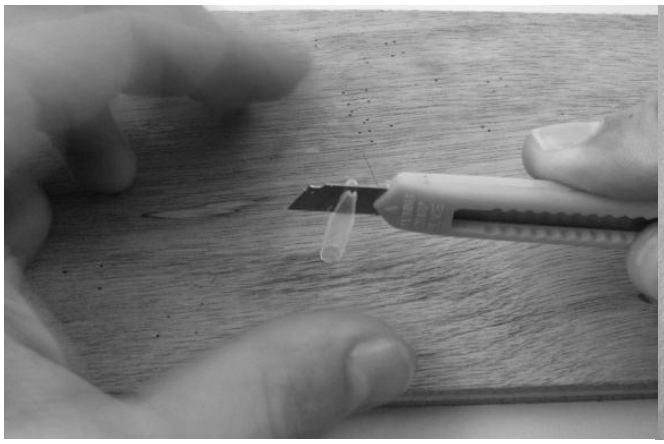


Abb. 5: Pipettenspitze ablängen und in der Mitte längs halbieren

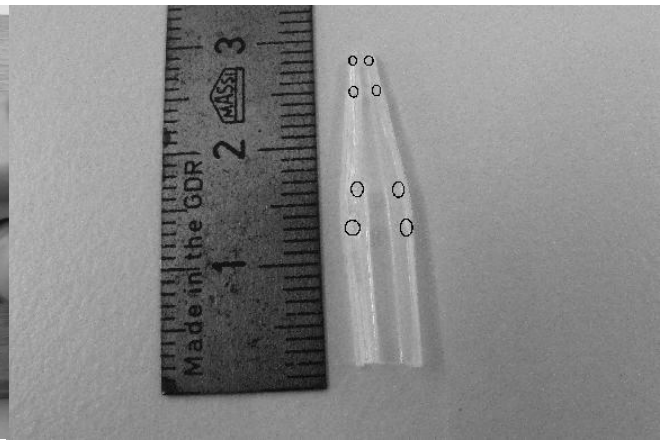


Abb. 6: Mit einer Pinnwandnadel 8 Löcher für Fühler und Beine stechen

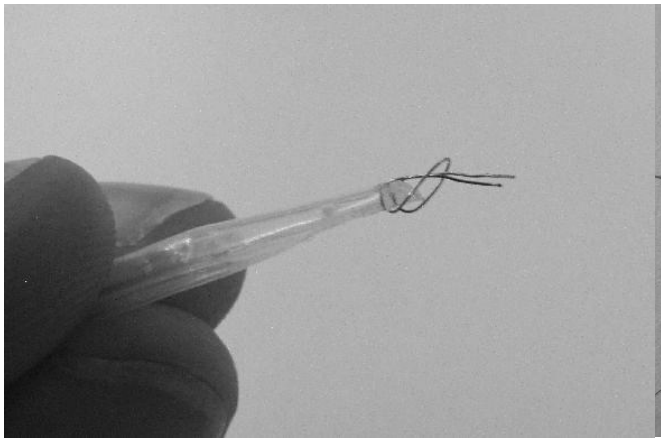


Abb. 7: Die Fühler werden von oben (Rundung ist unten) durch die Löcher und dann durch die entstandene Lasche gezogen.

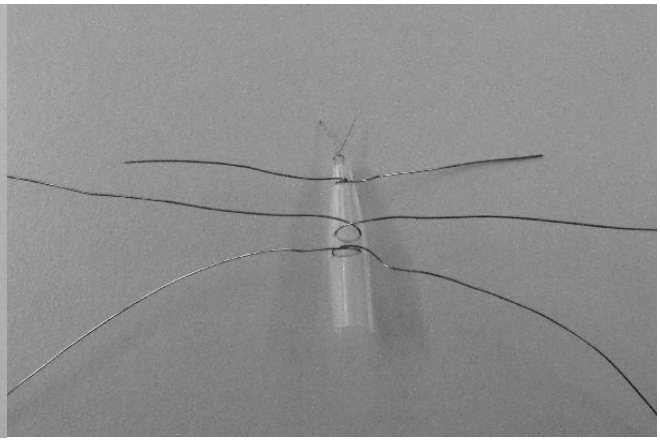


Abb. 8: ACHTUNG! WICHTIG!! Die mittleren Beine werden durch die hinteren Löcher u. die hinteren Beine durch die mittleren Löcher gezogen

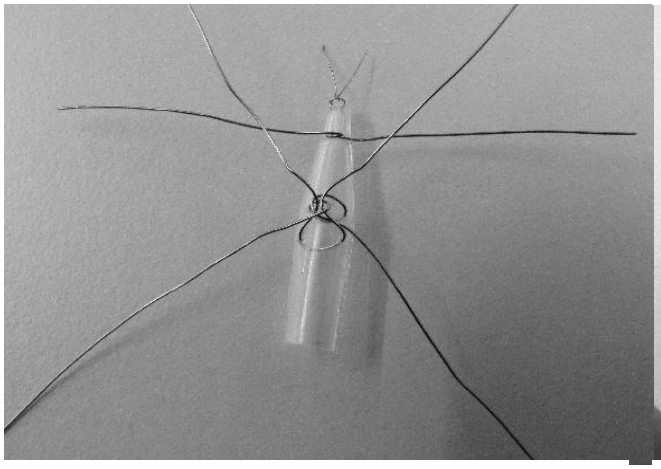


Abb. 9: Jetzt werden die HINTEREN BEINE nach VORN und die MITTLEREN BEINE nach HINTEN diagonal gekreuzt damit alle Beinchen wieder am richtigen Platz sind

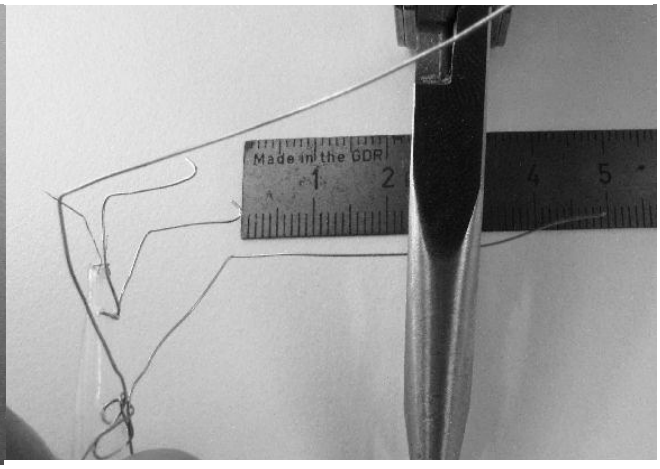


Abb. 10: Mit einer Zange können die Beinchen in die richtige Richtung gebogen werden, damit die Beine auf der Wasseroberfläche gut aufliegen können und der Wasserläufer auch „echt“ aussieht.

Eine weitere Herausforderung ist die Organisation der Beine. Die mittleren und hinteren Beine des Wasserläufers benötigen eine gewisse Stabilität. Aus diesem Grund müssen sie in der Mitte diagonal gekreuzt werden (Abb. 9). Damit aber nach dem diagonalen Kreuzen die Beinlängen stimmen, müssen die mittleren Beine durch die hinteren Löcher und die hinteren Beine durch die mittleren Löcher gezogen werden. Beim diagonalen überkreuzen kommen so die mittleren Beine wieder in die Mitte und die hinteren Beine wieder nach hinten.
Mit einer Zange können die Beine an den entsprechenden Stellen umgeknickt und dann entsprechend gebogen werden (Abb. 10), damit die Beine das typische Aussehen bekommen und gut auf der Wasseroberfläche aufliegen. Das Aufliegen der Beine auf der Wasseroberfläche ist ein wesentlicher Gelingensfaktor, damit der Wasserläufer auf der Wasseroberfläche bleibt. Auch die vorderen Beine sollten so gebogen sein, dass sie nicht die Oberflächenspannung durchbrechen und damit das Gewicht des Wasserläufers sich auf weniger Beinchen verteilt. Man sollte vermeiden sie, dass der Draht an den Auflageflächen wellig ist, weil dies das Risiko des Durchstoßens der Wasseroberfläche erhöht.
Es ist durchaus denkbar und wünschenswert, dass junge Nachwuchswissenschaftler mit weniger geschickten Händen ein Modell mit nur vier Beinen anfertigen. Die Fühler und die vorderen Beine werden dann weggelassen. Auch mit vier Beinen bleibt das Modell auf der Wasseroberfläche stehen und man kann sich von der Eleganz des selbst gebauten Wasserläufers überzeugen.

Wassern und Entspannungsschwimmen

Wenn das Wasserläufer-Modell fertig ist, kommt der letzte und fast spannendste Teil. Wird sich die Mühe auszahlen und der Wasserläufer an der Wasseroberfläche bleiben oder wird er durchbrechen und untergehen?

Zum Wassern verwendet man am besten ein saugfähiges Stück Papier, das man auf die Wasseroberfläche legt. Den Wasserläufer stellt man einfach auf das Papier (Abb. 11). Die Erfahrung zeigt, dass es sehr lange dauert, bis sich das Papier vollgesogen hat und absinkt. Es ist also ratsam, das Papier behutsam unter Wasser zu drücken und den Wasserläufer Bein für Bein auf die Wasseroberfläche zu stellen. Jedoch Vorsicht: sobald ein Bein zu stark drückt oder etwas Seife beim Wassern ins Wasser gerät, geht der Wasserläufer unter. Erst nach sorgfältigem Abtrocknen kann dann ein zweiter Versuch gestartet werden.

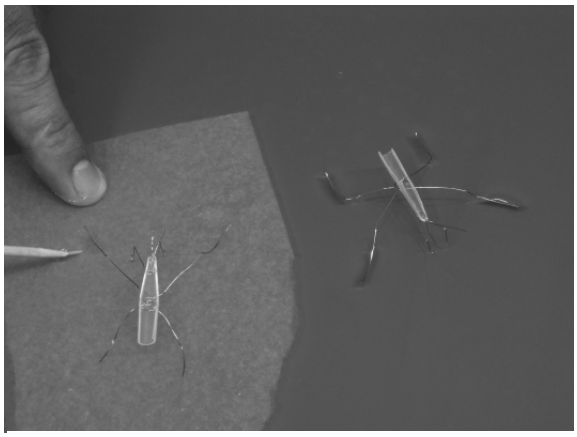


Abb. 11: Vorsicht, beim Wassern große Sorgfalt walten lassen

Steht dann der Wasserläufer erst einmal mit allen Beinen auf der Wasseroberfläche (Abb. 12), kann man erstaunt feststellen, wie leicht der Wasserläufer über die Wasseroberfläche gleitet.

Besonders faszinierend ist es, mit einem kleinen Tropfen Spülmittel das am hinteren Ende des Wasserläufers ins Wasser gegeben wird, den Wasserläufer beim Entspannungsschwimmen zuzusehen. Sind die vorderen Beine nicht gut genug gebogen, kann es dazu kommen, dass der Wasserläufer bei Fahrt nach vorn über eintaucht und absinkt. Aber auch ohne Antrieb ist dieses filigrane Wesen sehr beeindruckend. Viel Spaß und Freude damit!

Es sei angemerkt, dass Entspannungsschwimmen bisher für *Velia* und *Stenus* beschrieben ist (Linsenmair & Jander 1963), nicht aber für *Gerris*. Dabei spricht im bionischen Experiment viel dafür, dass dieses auch bei *Gerris* realisiert sein sollte.

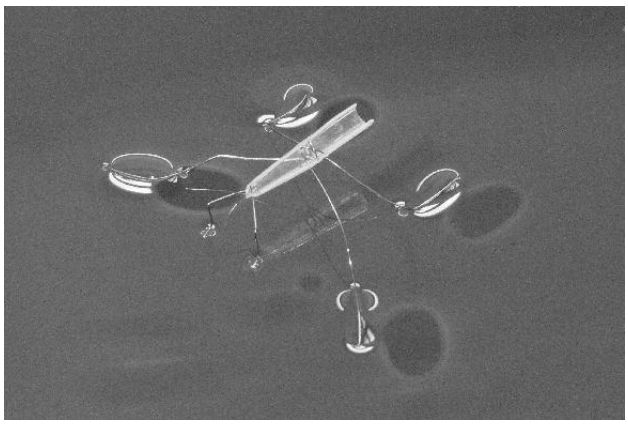


Abb. 12: *Gerris artefactus* fertig!

Literatur

Savage, A. A. (1989): Adults of the British Aquatic Hemiptera Heteroptera: a key with ecological notes. Scientific Publications of the Freshwater Biological Association, 50: 1-173.

Linsenmair, K. E., Jander, R. (1963): Das "Entspannungsschwimmen" von Velia und Stenus. Naturwissenschaften 50: 231.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Laborkultur von *Orchestia cavimana* (Amphipoda: Talitridae)

Felix Hellinger & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, felixhellinger@googlemail.com, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Amphipoda, *Orchestia cavimana*, Neozoa, Laborkultur, Umweltbildung

Einleitung

Der semiterrestrische Süßwasserstrandfloh *Orchestia cavimana* besiedelt als Neozoon den Uferbereich von Flüssen, Kanälen und Seen oberhalb der Wasserlinie. Die Nachempfindung dieses Habitats für eine langfristige Hälterung von *O. cavimana* und der Aufbau einer Laborpopulation gelang an der PH Karlsruhe. Seit mehr als einem Jahr ist die Art jetzt dort permanent in Kultur.

Der Süßwasserstrandfloh *Orchestia cavimana*

O. cavimana wurde in Deutschland zuerst 1920 bei Hamburg gefunden. Inzwischen ist die Art in Saar, Neckar, Rhein, Weser, Elbe, Oder, Warnow, in den nordwestdeutschen Kanälen und in vielen küstennahen Flüssen nachgewiesen. In Donau und Ems sind Vorkommen zu erwarten (Eggers/Martens 2001, Eggers/Martens 2008).





Abb. 1&2: *Orchestia cavimana*, deutlich zu erkennen sind das verkürzte zweite Antennenpaar sowie die zu einem großen Greiffuß umgebildeten 1. Gnathopoden (Abb. 1), seine Pereopoden dienen dem Flohkrebs an Land als Laufbeine (Abb. 2).

Trotz seiner Lebensweise oberhalb der Wasserlinie hat die Art ihr Schwimmvermögen noch nicht verloren. Der Flohkrebs verträgt Überflutungen (Grabow 2000), wandert aber in der Regel mit dem Wasserpegel. Typische Lebensräume sind sandige Ufer mit locker liegenden Steinen und

Holzstücken. Ebenso bieten angeschwemmte Muschelbänke, Wurzelgeflechte und Gräser, die bis nahe ans Ufer wachsen, den lichtscheuen nachtaktiven Tieren Schutz (u.a. Beyer 1968). Spätestens Anfang Dezember suchen die Flohkrebse eine relativ trockene Höhlung auf, bis sie Mitte März aus der Überwinterung zurückkehren (Rudolph 1995).

Aufbau und Hälterungsbedingungen

Die Kultur von *O. cavimana* an der PH Karlsruhe befindet sich in einem Aquarium mit den Maßen 50 x 50 x 35 cm. Das Wasser hat eine Tiefe von etwa 2 cm. Es wird gewöhnliches Leitungswasser verwendet. In der Mitte des Beckens ist ein Sandhügel aufgeschüttet, dessen höchster Punkt sich mindestens 7 cm oberhalb der Wasserlinie befindet. Die Tiere leben zwar in ihrem natürlichen Lebensraum auch auf lockerem Kies, in der Laborhaltung ist jedoch von groben Steinchen, Muscheln, etc. abzusehen, da sich die Tiere darunter verstecken würden. Vorteilhaft ist es, beim Einrichten des Beckens den Sand etwas festzudrücken. So kann man die Bauaktivitäten der Tiere besser beobachten.

Ein Joghurt-Becher wurde wie in Hellinger (2011) zugeschnitten und als künstliches Versteck angeboten. Eine Petrischale und ein zugeschnittener Karton dienen zur Abdunkelung und können, um Einblick in das Versteck zu erhalten, bei Bedarf abgenommen werden. Das Becken ist aufgrund der Sprungfähigkeit der Strandflohkrebse und ihrer Kletterfähigkeit an den Beckenfugen dauerhaft z.B. mit einer Glasplatte abzudecken. Das Terraaquarium sollte nicht direkt in der Sonne stehen. Die Raumtemperatur sollte nach Möglichkeit nie dauerhaft über 25°C liegen. An die Qualität und den Sauerstoffgehalt des Wassers stellen die Tiere nur geringe Ansprüche.

Als Destruenten sind die Süßwasserstrandflöhe nicht wählerisch. Die gelegentliche Fütterung mit Falllaub, kleinen toten Fischen und Flockenfutter für Aquarienfische reicht als Nahrung aus. Ein Wasserfilter und ein Sprudelstein sind nicht nötig. Alle 6-9 Monate sollte die Sandbank neu errichtet werden, da die Aktivitäten der Tiere zur Erosion führen.

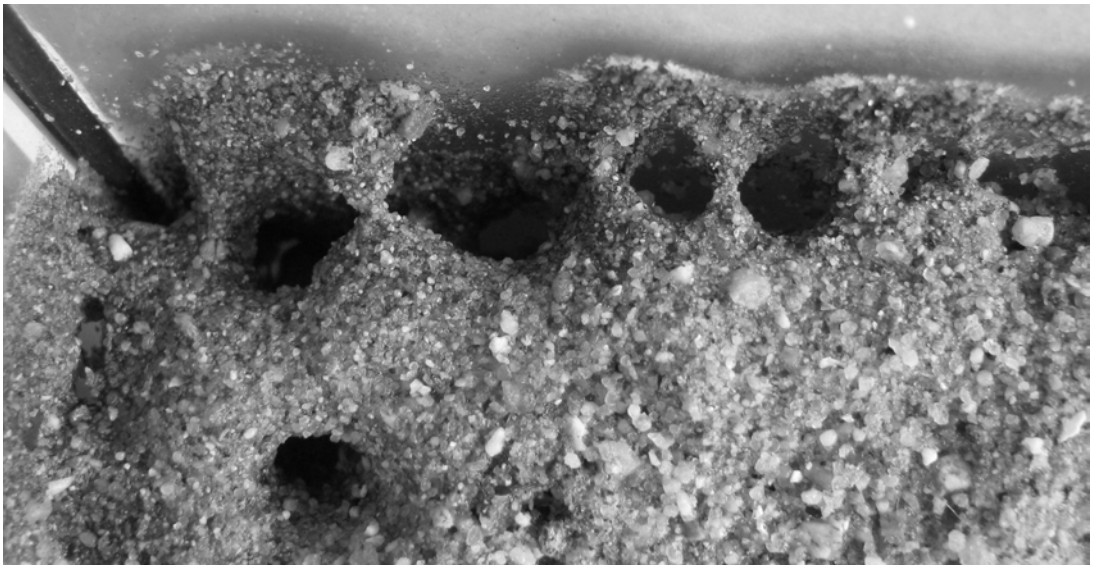


Abb. 3: Das weitgehend unbekannte Bauverhalten von *Orchestia cavimana*.

Perspektiven und Beobachtungsmöglichkeiten

Die Laborkultur ermöglicht jahreszeitenunabhängig den Einblick in die Verhaltensweisen der Flohkrebse. Unter naturwissenschaftlichen Gesichtspunkten bietet dies neue Forschungsmöglichkeiten, aber auch im Bildungsbereich kann die Hälterung von Nutzen sein. Gerade in der fachdidaktischen Literatur wird bisher ausschließlich auf die Haltung von Flusskrebsen eingegangen (vgl. Grabow/Martens 2008, Dahms/Schminke 1987).

Die Nahrungssuche und –aufnahme können verfolgt werden. Desweiteren weisen die Amphipoden ein ausgeprägtes Sozialverhalten auf. Begegnen sich zwei Individuen, so betrillern sie sich mit den 1. Antennen. Die angebotene Becherhöhle wird gelegentlich von einer Vielzahl von Individuen genutzt. In freier Natur überwintern die Tiere oft zu Hunderten dicht gedrängt in einer Tiefe von 10-15 cm (Rudolph 1995).

Das bisher weitgehend unbekannte Bauverhalten konnte durch diese Hälterungsmethode inzwischen beobachtet werden. So ist *O. cavimana* in der Lage, in den Sand oberhalb der Wasserlinie Höhlungen zu bauen. Diese weisen Öffnungen von 4-10 mm auf und können durchaus eine Tiefe von etwa 1,2 cm erreichen.

Ebenso ist deutlich zu erkennen, dass sich die Tiere bevorzugt oberhalb der Wasserlinie aufhalten. Eine solche Laborkultur erleichtert zudem das Sammeln von Exuvien und bietet die Möglichkeit zur Zucht. Regelmäßig wurden von uns auch junge Flohkrebse gesichtet.

Literatur

Beyer, H. (1968): Der Flohkrebs *Orchestia cavimana* Heller (Fam. Talitridae) an nordwestdeutschen Kanälen. Natur und Heimat 28: 8-10.

Dahms, H.-U. & G. Schminke (1987): Flusskrebse für das Schulaquarium. Unterricht Biologie 127: 42-43.

Eggers, T. O. & A. Martens (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. Lauterbornia 42: 1-70.

Eggers, T. O. & A. Martens (2008): Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007 (Münster), Werder: 176-180.

Grabow, K. (2000): Farbatlas Süßwasserfauna Wirbellose. Ulmer, Stuttgart.

Grabow, K. & A. Martens (Hrsg.) (2008): Krebse sind überall. Unterricht Biologie 339.

Hellinger, F. (2011): Gibt es wasserscheue Flohkrebse? Unterricht Biologie 362: 17-21.

Rudolph, K. (1995): Zum Vorkommen des Strandflohkrebses *Orchestia cavimana* im vorpommerschen Küstengebiet und zur Frage seiner Überwinterung. Natur und Museum 125: 281-285.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Molluskenschalen im Genist: Biodiversität begreifbar machen

Klaus Guido Leipelt, Karsten Grabow & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, leipelt@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Biodiversität, Genist, Mollusken, Sammeln, Umweltbildung

Einleitung

Sammeln ist eine biologische Methode. Sie ist die Voraussetzung für das Vergleichen (Köhler 2004). Sammeln ist etwas, was auch Kinder fasziniert. Dabei bietet die Untersuchung von Genist im Spülsaum von Flüssen und Seen besondere Möglichkeiten. Muschel- und Schneckenschalen sind hier in größerer Zahl vorhanden. Die Analyse von Häufigkeit bzw. Seltenheit und die Suche nach Ähnlichkeiten bzw. Unterschieden in den Formen sind nicht nur die nahe liegenden Methoden, sie entsprechen auch dem wissenschaftlichen Vorgehen in der Biodiversitätsforschung.

Hier sollen in Kurzform die notwendige Ausrüstung, sinnvolle Arbeitsschritte und verschiedene Auswertungsmöglichkeiten vorgestellt werden. Diese Aspekte sind essentiell, um mit Kindern und Jugendlichen langfristig, etwa bei einem Projekt, oder kurzfristig, etwa bei einer Aktion anlässlich eines Tages der offenen Tür, das Thema zu erarbeiten.

Als **Genist** bezeichnet man das durch Wind und Wasser an das Ufer von Gewässern angeschwemmte Material (Abb. 1). Genist besteht vor allem aus Pflanzenteilen, aber auch aus leeren Schalen sowohl von aquatischen als auch von terrestrischen Mollusken (insbesondere auch von sehr kleinen Arten), Federn, Häutungsresten und Leichen verschiedener Wirbelloser (Gerken et al. 1998, Geyer 1896, Haas 1921).

Arbeitsschritte

(1) Geeignete Plätze suchen/kennen

An Fließgewässern lassen sich vor allem nach Hochwässern Genist finden, teilweise mehrere Meter über dem „normalen“ Wasserspiegel. An Seen sind vor allem die Ostufer für das Auffinden von Genist interessant, da der Wind meist aus Westen kommt.

(2) Notwendige Ausrüstung zusammenstellen

- Schale zum Aussortieren, Federstahlpinzette, Sieb (Abb. 2)
- Eimer mit Deckel, evtl. Plastiktüten
- Pinsel, Handfeger, Lupe
- Kleine Gefäße für besondere Funde
- belastbare Kleidung



Abb. 1: Genist am Ufer des Hafenbeckens IV in Karlsruhe.



Abb. 2: Utensilien zum Erfassen von Molluskenschalen.

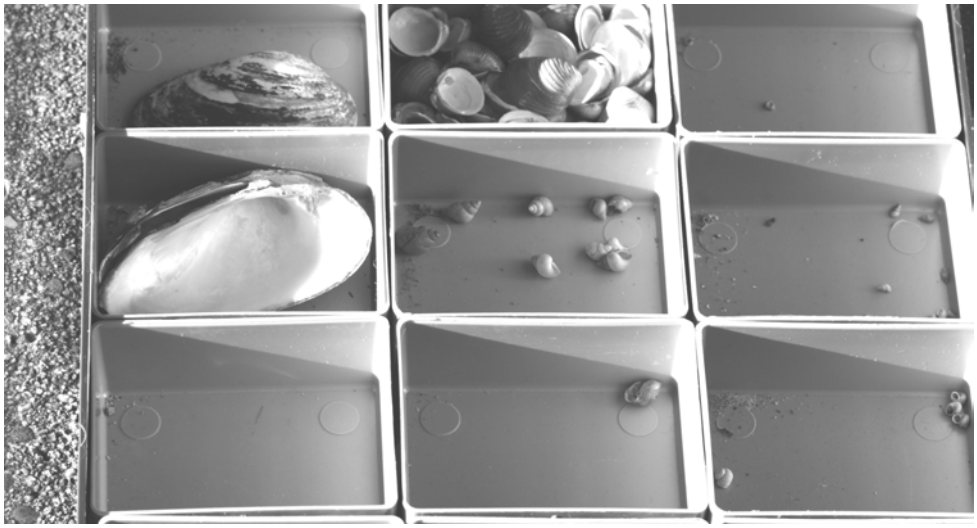


Abb. 3: Beispiel eines geeigneten Behälters für eine Molluskensammlung.

(3) Genist einsammeln

Hier stellt sich die Frage, welche Ziele man verfolgt. Z.B. könnte man das Genist am Ufer auf einer definierten Fläche untersuchen und die Gesamtzahl an Molluskenschalen (oder einzelner Arten) zwischen mehreren Standorten vergleichen. Auch auf Unterschiede im Jahresverlauf hin könnte man Genist untersuchen: schwemmen Frühjahrshochwässer andere Molluskenschalen ans Ufer als Sommer- oder Winterhochwässer?

(4) Aussortieren der Schalen

Aussortieren vor Ort ist immer oberflächlich, passiert aber gleich und man kann das unbrauchbare Material zurücklassen. Möchte man zu vergleichbaren Ergebnissen kommen, sollte man das eingesammelte Genist mitnehmen. Das mitgenommene Material sollte dann möglichst vollständig aussortiert und evtl. getrocknet werden.

(5) Sichtung der Molluskenschalen

Lebende Mollusken sollte man – gegebenenfalls nach einer Fotoaufnahme – wieder zurück an den Gewässerrand legen. Von welchen Schalentypen findet man viele, wovon nur einzelne?

(6) Benennen von Unterschieden und Besonderheiten

Manche Schneckenarten haben einen Deckel. Es gibt auch Schnecken, die keine gewundene Schale besitzen. Achtung: es geht hier nicht um Bestimmung! Es geht um Vergleichen, Sortieren, Seltenheiten erkennen, Variation abschätzen.

(7) Reinigen

Ist eine Säuberung notwendig? Welche Reinigungsart ist am effektivsten bzw. am wenigsten aufwändig? Wie verhindert man Geruchsbelästigungen? Durch einfaches Trocknen, Abkochen, Abbürsten? Oder durch einfache chemische Mittel? Wie holt man Reste aus der Schale?

(8) Aufbewahren

Welches sind geeignete Aufbewahrungsgefäße? (Abb. 3)
Wie verhindert man Schimmel- und Fäulnisbildung?
Die Funde sollte man etikettieren! (Was ist bei Etiketten wichtig?)

(9) Bestimmen

Hilfsmittel sind Federstahlpinzetten (zum Hantieren), Lupe, Stereomikroskop (Binokular), Bestimmungshilfen, Bestimmungsbücher.

Zentrale Fragen beim Bestimmen sind:

- Unterscheidung von Muscheln und Schnecken
- Unterscheidung von Landschnecken und Wasserschnecken
- Wie weit will man beim Bestimmen gehen (Familie, Gattung, Art)?

Biologische und ökologische Fragestellungen, die sich anbieten

(1) Was wird bei Hochwasser durch einen Bach/Fluss/Strom angespült?
(2) Welche Arten leben in einem See?
(3) Vergleich der Weichtier-Welt verschiedener Gewässer
(4) Biodiversitäts-Muster verdeutlichen
(5) Jahreszeitliche Unterschiede (Wiederholung der Untersuchung zu einer anderen Zeit)
(6) Was findet man noch? Mikroskopische Dauerstadien, z.B. Ephippien von Wasserflöhen (Staud et al. 2008) und Statoblasten von Moostierchen, sind eine gute Vertiefungsmöglichkeit
(7) Weshalb schwimmen leere Schneckenschalen?

Danksagung

Diese Konzeption ist die Kurzfassung eines Modulskriptes für NaDiQuAk, dem Fachdidaktischen Qualifikationslehrgang der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe, gefördert durch den Europäischen Sozialfonds, das Ministerium für Arbeit und Soziales, Baden-Württemberg, und das Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst, Baden-Württemberg.

Literatur

Gerken, B., Böttcher, H., Böwingloh, F., Dörfer, K., Leushacke-Schneider, C., Robinson, A. & Wienhöfer, M. (1998): Treibgut und Genist – Landschaftsmüll oder Quelle und Antrieb dynamischer Lebensvorgänge in Auen? - Auen-Regeneration, Fachbeiträge 1-24.

Geyer, D. (1896): Unsere Land- und Süsswasser - Mollusken. Einführung in die Molluskenfauna Deutschlands. - Süddeutsches Verlags-Institut, Stuttgart.

Haas, F. (1921): Seltene Schnecken aus Flußanspülungen. – Bericht der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft 51: 10-13.

Köhler, K. (2004): Welche fachgemäßen Arbeitsweisen werden im Biologieunterricht eingesetzt? In: Spörhase-Eichmann, U. & Ruppert, W. (Hrsg.): Biologie-Didaktik – Praxishandbuch für die Sekundarstufe I und II. Cornelsen, Berlin: 146-159.

Staud, A., Volz, C. & Martens, A. (2008): Ephippien: Wasserfloh-Dauereier im Spülsaum. Unterricht Biologie 339: 9-11.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Gewässerversauerung

Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Chemie,

Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, schmitz@ph-karlsruhe.de

Keywords: Modellexperimente, Gewässerversauerung, chemische Veränderungen, Mobilisierung bzw. Akkumulation von Metallionen, Umweltbildung

Einleitung

Die Versauerung insbesondere von Seen des Kanadischen und Fennoskandischen Schildes ist seit Jahren Gegenstand der interdisziplinären Forschung. Eine besondere Rolle spielen rekultivierte Braunkohletagebauseen, die durch in tertiären Sanden vorkommendes Pyrit (FeS_2) stark versauerten.

Ziel der im Rahmen der „Aktionstheke Wasser“ (Sektion: Wasser und Bildung) entwickelten und vorgestellten Modellexperimente zur Gewässerversauerung ist es, mit relativ einfachen Mitteln experimentell die Ursachen für Versauerungsprozesse anschaulich darzustellen und ebenfalls die Auswirkung der Gewässerversauerung mit anschaulichen weiterführenden Experimenten verständlich zu machen. Wie an anderer Stelle dieses Tagungsbandes bereits ausgeführt wurde (Schmitz 2012) sollen auch diese Modellexperimente (Abb. 1) einen Beitrag zur aktiven Umweltbildung leisten. Zu betonen ist auch in diesem Zusammenhang, dass aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung direkt in Fort- und Weiterbildungsangebote im Bildungsbereich adaptiert werden.

Ursache der Versauerung

Im Folgenden werden die wesentlichen (bio- und geo-)chemischen Vorgänge, die zu einer Gewässerversauerung führen, kurz zusammengefasst (vgl. Bertills & Hanneberg 1995):

- Versauerung durch saure Niederschläge aufgrund atmosphärischer Einträge von Schwefeldioxid SO_2 und Stickstoffdioxid NO_2

  (► vgl. Modellexperiment V1)

  $SO_2 + 0.5\ O_2 + H_2O \rightarrow 2H^+ + SO_4^{2-}$ (1a) bzw.

  $2NO_2 + H_2O \rightarrow HNO_2 + HNO_3$ (1b)

- Versauerung im Zusammenhang der Aufnahme von Ionen durch Pflanzenwurzeln

  (► zu dieser Thematik wurden von Löser Modellexperimente entwickelt (Löser 2005))
  $Ca^{2+} + \{H_2Root\} \rightarrow \{Ca\text{-}Root\} + 2H^+$ (2)

- Versauerung durch Bildung von Humin- und Fulvosäuren (► vgl. Modellexperiment V2)
  $M^{2+} + H_2Hum \rightarrow MHum\downarrow + 2H^+$ (3)
- Versauerungsprozesse durch Ionenaustausch-Reaktionen im Boden, gefolgt von der Mobilisierung von Al^{3+} und Fe^{3+}-Ionen (► vgl. Modellexperiment V3)

  $2M^{2+} + \{Al\text{-}Soil\text{-}H\} \rightarrow \{M_2\text{-}Soil\} + Al^{3+} + H^+$ (4)
- Schwefelsäurebildung durch Oxidation von Sulfiden im Sediment

  (► vgl. Modellexperiment V4)

  $FeS_2 + 3.75\ O_2 + 3.5\ H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2SO_4^{2-} + 4H^+$ (5)
- Versauerungsprozesse im Zusammenhang mit der Nitrifikation (vgl. Westermann 2011)

  $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$ (6)
- Einflüsse der Geologischen Situation auf Versauerungsprozesse

Versauerung – *mehr* als nur ein niedriger pH-Wert!

Im ersten Moment denkt man im Zusammenhang mit „sauren Seen“ lediglich an einen niedrigen pH-Wert. Es wird aber kaum bewusst wahrgenommen, dass in solchen versauerten Gewässersystemen eine Reihe von chemischen Folgereaktionen mit Mobilisierungs- und Akkumulationsreaktionen ablaufen. Dies führt zu weitreichenden chemischen Veränderungen (vgl. Bertills & Hanneberg 1995):

- Zunahme der Aluminium-Ionenkonzentration $c(Al^{3+})$ führt zur Schädigung von Flora und Fauna (an dieser Stelle sei auf eine Arbeit von de Jong hingewiesen (de Jong 2007)).
- Auswaschung von Eisen(III)-Ionen (bei hohen Säureeinträgen) (vgl. Modellexperiment **V3)** und nachfolgend Bildung gelbbrauner Niederschläge am Gewässergrund.
- Mobilisierung von Schwermetallionen im Sauren, die z.B. in der Nahrungskette akkumuliert werden können (vgl. Modellexperiment **V3).**
- Schädigung des Phytoplanktons mit nachfolgend immensen Auswirkungen auf Nahrungsketten.
- Phosphatfällung als schwerlösliches Metallphosphat MPO_4 (z.B. M=Al, Fe) durch Zunahme der Konzentrationen von Aluminium(III)-Ionen $c(Al^{3+})$ bzw. Eisen(III)-Ionen $c(Fe^{3+})$. Dies führt aufgrund der Immobilisierung von Phosphat zu Nährstoffmangel.

Modellexperimente

<u>Versuch 1</u>: Modellexperimente zur Versauerung einer Wasserprobe durch sauren Regen

Nach den im Labor üblichen Darstellungsverfahren (beispielsweise Philipp 1993, Obendrauf 1996) werden Schwefeldioxid[#] bzw. Stickstoffdioxid[#] synthetisiert und in Wasser eingeleitet, das mit Universalindikator angefärbt wurde.

<u>Versuch 2</u>: Modellexperimente zur Versauerung einer Wasserprobe durch Huminstoffe

Drei Erlenzapfen werden in einem Schnappdeckelglas mit Wasser versetzt und geschüttelt. Nach wenigen Minuten wird mit einer pH-Elektrode der pH-Wert geprüft.

<u>Versuch 3</u>: Modellexperiment zur Mobilisierung von Metallionen

Frisch gefälltes Eisen(III)hydroxid[#] wird mit Sand vermischt. Zwei Reagenzgläser werden ca. 1cm hoch mit diesem Sand befüllt. Mithilfe eines Glasstabes wird auf den so behandelten Sand jeweils etwas Watte eingeführt. Die Reagenzglaswand sollte über der Watteschicht sauber sein. Dann wird zu der einen Probe 5 mL Wasser gegeben, zu der anderen 5 mL Salzsäure[#] (c= 0.1 mol/L).

<u>Versuch 4</u>: Modellexperimente zur Versauerung von Braunkohletagebauseen

Etwas Pyrit wird in einem Schnappdeckelgläschen mit 5 mL Wasser versetzt. Nach dem Schütteln wird mit einer pH-Elektrode der pH-Wert geprüft.

Abb. 1: Versuchsanleitungen. (Hinweis: In den Versuchsanleitungen werden Gefahrstoffe mit dem Symbol [#] gekennzeichnet. Die Sicherheitsbestimmungen im Umgang mit Gefahrstoffen sind zu beachten!)

Tab. 1: Auswertung der Modellexperimente.

Versuch	Beobachtungen	Deutung
V1 Versauerung einer Wasserprobe durch sauren Regen	Nach Einleiten der Gase Schwefeldioxid bzw. Stickstoffdioxid schlägt der Universalindikator in Abhängigkeit von der eingeleiteten Gasmenge von grün über gelb bis orange-rot um. Es werden bereits nach kurzer Zeit pH-Werte bis pH<3 gemessen.	Die Gase Schwefeldioxid SO_2 und NO_2 sind Säureanhydride (Lewis-Säuren). In wässriger Lösung werden durch Lewis-Säure-Base-Reaktionen die Säuren schweflige Säure H_2SO_3 bzw. durch Disproportionierung salpetrige Säure HNO_2 und Salpetersäure HNO_3 gemäß Gleichung 1 und 2 gebildet. Diese Säuren werden durch den Universalindikator angezeigt. Der pH-Wert der wässrigen Lösung sinkt. (Säure-Base-Reaktionen mit Wasser gemäß Gleichungen 3-5). $SO_2 + H_2O \rightarrow H_2SO_3$ **(1)** $2NO_2 + H_2O \rightarrow HNO_2 + HNO_3$ **(2)** $H_2SO_3 + H_2O \rightarrow \mathbf{H_3O^+} + HSO_3^-$ **(3)** $HNO_2 + H_2O \rightarrow \mathbf{H_3O^+} + NO_2^-$ **(4)** $HNO_3 + H_2O \rightarrow \mathbf{H_3O^+} + NO_3^-$ **(5)**

V2 Versauerung einer Wasserprobe durch Huminstoffe	Nach wenigen Minuten färbt sich die Lösung zunehmend braun. Es werden bereits nach wenigen Minuten pH-Werte bis pH<3 gemessen.	In wässriger Lösung werden aus den Erlenzapfen Huminstoffe (u.a. Fulvosäuren) extrahiert. In Abhängigkeit von der Konzentration sinkt der pH-Wert der wässrigen Lösung.
V3 Mobilisierung von Metallionen	Einige Minuten nach Zugabe der verdünnten Salzsäure-Lösung (pH=1) färbt sich die über dem Sand stehende Lösung hellgelb. Gleichzeitig entfärbt sich der Sand. Wird Wasser (pH=7) auf die mit Eisen(III)hydroxid vermischte rostbraune Sandprobe gegeben, finden keine Farbveränderungen statt.	Im sauren Medium (pH=1) werden Fe^{3+}-Ionen gebildet. Das schwerlösliche Eisen(III)hydroxid bzw. nach Alterung gebildete Eisen(III)oxidhydroxid wird gemäß Gleichung (6) aufgelöst. Die Eisen(III)-Ionen werden mobilisiert. $Fe(OH)_3 + 3H_3O^+ \rightarrow [\mathbf{Fe(H_2O)_6}]^{3+}$ **(6a)** $FeO(OH) + 3H_3O^+ \rightarrow [\mathbf{Fe(H_2O)_6}]^{3+}$ **(6b)**
V4 Versauerung von Braunkohletagebauseen	Bereits nach wenigen Minuten ist eine Absenkung des pH-Wertes festzustellen. Nach etwa einer halben Stunde können Werte um pH=2,3 gemessen werden.	Die Oxidation von Pyrit in Gegenwart von Sauerstoff findet in zwei Prozessen statt (vgl. Bertills & Hanneberg 1995). Zum einen die Oxidation von Disulfid zu Sulfat, zum anderen die Oxidation des Eisen(II) zu Eisen(III). Protonen werden im Überschuss gebildet, was zur Versauerung führt. Gleichung (7) fasst diese Vorgänge zusammen. $\mathbf{FeS_2 + 3.75\ O_2 + 3.5\ H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2SO_4^{2-} + 4H^+}$ **(7)**

Diskussion der Modellexperimente

Die Entstehung des „sauren Regens“ wird in Modellexperiment **V1** dargestellt. Die gebildeten Säuren führen zu einer anschaulich mittels Universalindikator darstellbaren Versauerung einer Wasserprobe. Empfehlenswert sind die „Microscale“-Darstellungsmethoden (Obendrauf 1996).

Modellexperiment **V2** zeigt die natürliche Bildung von Huminstoffen und deren Eintrag in Gewässersysteme. Damit werden natürliche Versauerungsprozesse und auch die Erhöhung des DOC-Wertes demonstriert.

Modellexperiment **V3** zeigt die Mobilisierung von Eisen(III)-Ionen aus einer „Boden“-Probe im sauren Medium. Die überstehende Lösung ist durch die Eisen(III)-Ionen gelb gefärbt. Im Neutralen wird Eisen nicht mobilisiert, was an der verbrauchten Sandprobe und der klaren überstehenden wässrigen Lösung zu erkennen ist (vgl. hierzu auch Schmitz 1991, Schmitz 1992).

Modellversuch **V4** veranschaulicht die Pyrit-Verwitterung in Gegenwart von Sauerstoff. Dabei werden Eisen(III) und Schwefelsäure gebildet. Diese Reaktion ist besonders in rekultivierten Braunkohletagebauseen von Bedeutung. Diese Seen zeigen eine sehr starke Versauerung.

Zusammenfassung

Die im Rahmen der „Aktionstheke Wasser“ (Sektion: Wasser und Bildung) vorgestellten Modellexperimente zur Gewässerversauerung stellen einen Beitrag dar, um aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung mit möglichst einfachen Mitteln für den Fort- und Weiterbildungsbereich im Bildungssektor didaktisch aufbereitet zur Verfügung zu stellen. Inzwischen konnten zahlreiche weitere Experimente zu dieser Thematik entwickelt werden (Westermann 2011).

Literatur

Bertills, U. und Hanneberg, P. (1995): Acidification in Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

de Jong, H. (2007): Auswirkungen der Gewässerversauerung auf Flohkrebse. Von experimentellen Untersuchungen zum anschaulichen Unterrichtskonzept. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 73 S.

Löser, S. (2005): Gewässerversauerung – Konzeption für den fächerübergreifenden Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 112 S.

Obendrauf, V. (1996): Experimente mit Gasen im Minimaßstab, Chemie in unserer Zeit **30**(3), 118-125.

Philipp, E. (1993): Experimente zur Untersuchung der Umwelt. Chemisch-biologische Experimente für die Sekundarstufe I und II. Bayrischer Schulbuch-Verlag, München, 4. Auflage, 240 S.

Schmitz, W. (1991): La Matière „Analyse de L’Environnement“ dans les Cours de Chimie de L’Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L’Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In: Baldwin, J.H. (Hrsg.): Confronting Environmental Challenges in a Changing World – Selected Papers from the 20th. Annual Conference of the North American Association for Environmental Education 1991 (St. Paul, Minnesota, USA), NAAEE, Troy, OH, USA: 174-180.

Schmitz, W. (1992): La Matière „Analyse de L’Environnement“ dans les Cours de Chimie de L’Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L’Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In : Le bulletin de CIFEC (Centre International Francophone pour L’Education en Chimie), Actes Volume II 1992 (Montpellier, France) : 182-186.

Schmitz, W. (2012): “DOC-POC” oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012, in diesem Band.

Westermann, S. (2011): Gewässerversauerung – Konzeption von Modellexperimenten zur aktiven Umwelterziehung im naturwissenschaftlichen Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 132 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

„DOC-POC“ oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern

Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Chemie,

Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, schmitz@ph-karlsruhe.de

Keywords: Modellexperimente, Huminstoffe, Huminsäuren, Komplexbildung, DOC/POC, Umweltbildung

Einleitung

Interdisziplinäre Umweltforschung dient u.a. der Erkennung und Beurteilung biologisch-ökologischer und bio- bzw. geochemischer Wirkungen von Umwelteingriffen, der Verminderung und Vermeidung von Umweltbelastungen sowie der Sanierung von Umweltschäden. Über die Umweltforschung hinaus bedarf es einer deutlichen Intensivierung der Umweltbildung und damit auch der Umwelterziehung. Im Bildungsbereich werden entscheidende Weichen für eine effektive Verwirklichung des Umweltschutzes gestellt. Nur über eine sachgerechte Umweltbildung können z.B. Wirkungen von Umweltbelastungen in Ökosystemen verstanden werden, um daraus entsprechende Schutzprofile zu formulieren oder Sanierungsverfahren zu entwickeln bzw. einleiten zu können. Dazu ist es notwendig, konkrete Ergebnisse der Umweltforschung auch direkt in Fort- und Weiterbildungsangebote im Bildungsbereich aufzunehmen.

Die im Rahmen der „Aktionstheke Wasser“ (Sektion: Wasser und Bildung) entwickelten und vorgestellten Modellexperimente (Abb. 2) zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern sollen in diesem Sinne einen Beitrag leisten.

Chemodynamik von Huminstoffen

Die umfangreichste natürliche Versauerung von Gewässern erfolgt durch Huminstoffe. Im aquatischen System stellen sie die Haupteintragsquelle von Kohlenstoff dar. Es sind teilweise recht hohe Konzentrationen gelöster organischer Verbindungen festzustellen (DOC von bis zu 10 mg/L). Der DOC ist vorwiegend biologisch schwer abbaubaren Fulvo- und Huminsäuren zuzuschreiben (Bertills & Hanneberg 1995). Sie fungieren in sauren Wässern auch als schwache Puffer (Beitrag zur Alkalinität). Die Chemie der Humin- und Fulvosäuren ist sehr komplex (Abb. 1). Von Bedeutung in Gewässern sind Akkumulationsvorgänge (z.B. Fällungsreaktionen mit Säuren und Metallionen, Adsorptionen an Tonminerale) und Mobilisierungs- und Transportvorgänge (z.B. Komplexbildung, Freisetzung von Metall- bzw. Schwermetallionen). pH-Wert und die Konzentrationen von Calciumionen $c(Ca^{2+})$ sowie der Huminsäuren c(HS) stellen Schlüsselvariablen für das Überleben von Organismen dar. Hohe DOC-Gehalte senken durch Komplexbildung (Fällung) die Aluminium-Toxizität. In den letzten Dekaden hat der DOC-Gehalt von Oberflächengewässern zugenommen.

Die Braunfärbung von Wasser steht im Einklang mit einem verringerten Säureeintrag ins Gewässer (Bertills & Hanneberg 1995, Skjelkvåle & de Wit 2008).

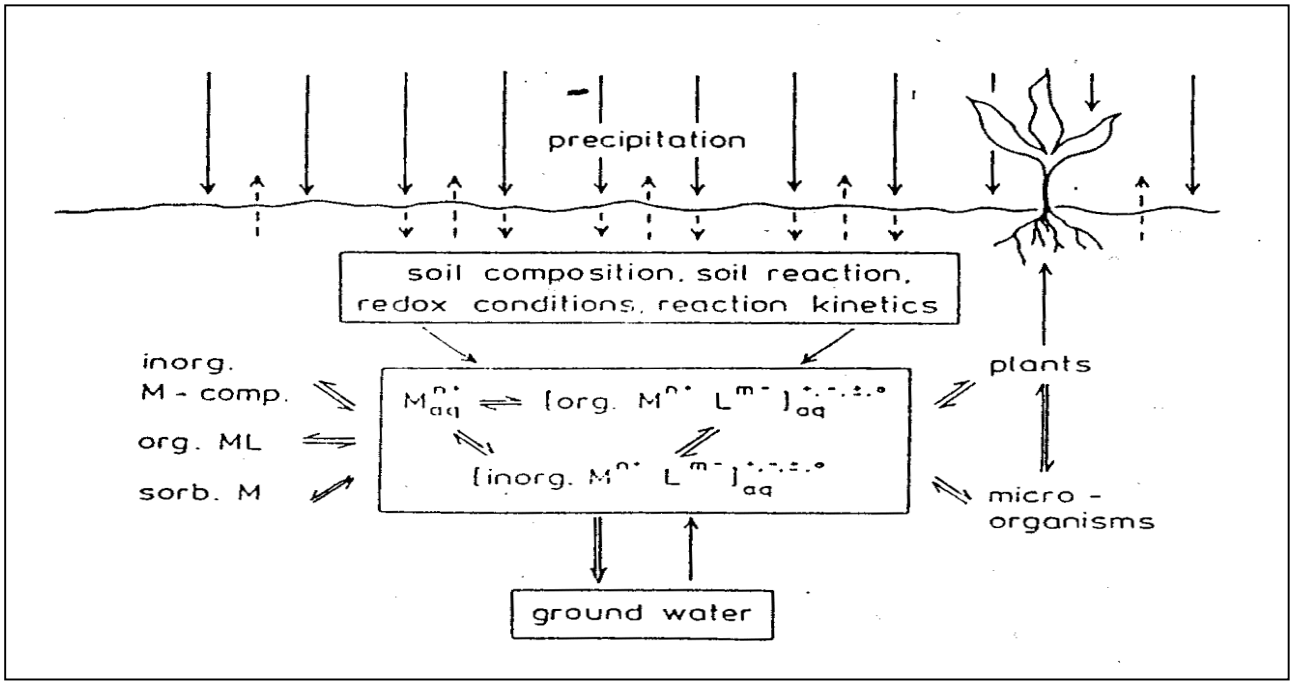


Abb. 1: Chemodynamik von Metallen im Boden (aus: Brümmer et. al. 1986, S. 383)

Definiert ist der DOC-Wert als *Dissolved Organic Carbon*, gelöster organischer [organisch gebundener] Kohlenstoff und wird in [g C/L] angegeben. Die DOC-Konzentration erfasst in natürlichen Gewässersystemen hauptsächlich Fulvosäuren sowie Huminsäuren bei pH-Werten über 2.

Der POC-Wert ist als *Particulate Organic Carbon*, partikulärer organisch gebundener Kohlenstoff definiert und wird in [g C/L] angegeben. Die POC-Konzentration erfasst in natürlichen Gewässersystemen hauptsächlich Humine und Huminsäuren mit pH-Werten unter 2.

Modellexperimente

<u>Versuch 1</u>: Experiment zur Bildung von Huminstoffen

Drei Erlenzapfen werden in einem Schnappdeckelglas mit Wasser versetzt und geschüttelt. Nach wenigen Minuten wird mit einer pH-Elektrode der pH-Wert geprüft.

<u>Versuch 2</u>: Experimente zur Trennung von Huminstoffen

Humusboden wird eine Weile mit Natronlauge[#] verrührt und anschließend filtriert. Nach Zugabe von Salzsäure[#], c = 1 mol/L, wird erneut filtriert. Der Filterrückstand wird mit Natronlauge[#] gelöst und in ein Rollrandgläschen gefüllt.

<u>Versuch 3</u>: Experimente zur Fällung von Metallhumaten

In je einem Rollrandgläschen wird eine Lösung von Kaliumaluminiumsulfat[#], Eisen(III)chlorid[#], Calciumnitrat[#] und Kupfer(II)sulfat-pentahydrat[#] mit einer Huminsäure-Natriumsalzlösung versetzt.

<u>Versuch 4</u>: Modellexperiment zur pH-abhängigen Mobilität von Huminsäure

Zwei Glasrohre werden unten mit einem Wattepfropf verschlossen. In einem Becherglas wird Quarzsand mit Huminsäure-Natriumsalz vermischt. Dieses Huminsäure-Sand-Gemisch wird jeweils in ein Glasrohr gefüllt. Dann fügt man in das eine Rohr in mehreren Portionen Wasser hinzu, in das andere entsprechend Salzsäure[#] der Konzentration c(HCl) = 0.1 mol/L. Das Eluat wird jeweils in einem Erlenmeyerkolben aufgefangen.

Abb. 2: Versuchsanleitungen. (Hinweis: In den Versuchsanleitungen werden Gefahrstoffe mit dem Symbol [#] gekennzeichnet. Die Sicherheitsbestimmungen im Umgang mit Gefahrstoffen sind zu beachten!)

Tab. 1: Auswertung der Modellexperimente.

Versuch	Beobachtungen	Deutung
V1 Bildung bzw. Isolierung von Huminstoffen	Nach wenigen Minuten färbt sich die Lösung zunehmend braun. Es werden bereits nach wenigen Minuten pH-Werte bis pH<3 gemessen.	In wässriger Lösung werden aus den Erlenzapfen Huminstoffe (u.a. Fulvosäuren) extrahiert. In Abhängigkeit von der Konzentration sinkt der pH-Wert der wässrigen Lösung.
V2 Trennung von Huminstoffen	Nach Rühren einer Huminstoff-haltigen Probe mit Natronlauge kann eine intensiv braune Lösung abfiltriert werden. Nach Zugabe von konzentrierter Salzsäure fällt ein brauner schwerlöslicher Niederschlag aus. Nach Filtrieren verbleibt im Filtrat eine gelb gefärbte Lösung.	Nach den üblichen Laborverfahren werden lösliche Huminstoffe durch Natronlage aus einer Huminstoff-haltigen (Boden-)Probe extrahiert. Nach Versetzen des auf diese Weise gewonnen und filtrierten Extraktes mit konzentrierter Salzsäure werden die unlöslichen Huminsäuren ausgefällt und nach Abfiltrieren im Rückstand isoliert werden, im Filtrat verbleiben die löslichen Fulvosäuren.
V3 Fällung von Metallhumaten	Nach Zugabe von Huminsäure-Natriumsalzlösung zu den entsprechenden Metallsalzlösungen fallen (schwerlösliche) flockige, braune Niederschläge aus.	Die in wässriger Lösung gelösten Metall-Ionen reagieren mit der Huminsäuresalz-Lösung zu schwerlöslichen Metallhumaten. $M^{2+} + Hum^{x-} \rightarrow MHum^{2-x}\downarrow$ (M=Ca, Cu) $M^{3+} + Hum^{x-} \rightarrow MHum^{3-x}\downarrow$ (M=Al, Fe)
V4 pH-abhängige Mobilität von Huminsäuren	In der Säule löst sich das Huminsäure-Natriumsalz gut in Wasser. Diese braungefärbte Lösung läuft durch die Säule und wird im Erlenmeyerkolben als braunes Eluat aufgefangen. Wird mit der Salzsäure-Lösung eluiert, wird als Eluat eine schwach gelb gefärbte Lösung aufgefangen. In der Säule wird eine braune recht immobile Zone erkennbar, wobei ein schwerlöslicher brauner Niederschlag ausgefallen ist (vgl. V2).	Im neutralen bzw. schwach alkalischen Bereich ist das Huminsäure-Natriumsalz gut wasserlöslich und durchläuft die Sandschicht. Im sauren Bereich wird die schwerlösliche Huminsäure ausgefällt und akkumuliert als brauner Niederschlag in der Sandschicht. (Im Falle des gelb gefärbten Eluats. handelt es sich um lösliche Fulvosäuren.) $x\ H^{+} + Hum^{x-} \rightarrow H_xHum\downarrow$

Diskussion der Modellexperimente

Modellexperiment **V1** zeigt die natürliche Bildung von Huminstoffen und deren Eintrag in Gewässersysteme. Damit werden natürliche Versauerungsprozesse und auch die Erhöhung des DOC-Wertes demonstriert.

Modellexperiment **V2** demonstriert das vom pH-Wert abhängige unterschiedliche Lösungsverhalten von Fulvo- und Huminsäuren. Damit kann anschaulich die Chemodynamik der Humin- und Fulvosäuren in Gewässern gezeigt werden. Fällungsreaktionen aufgrund Schwerlöslichkeit der Huminstoffverbindungen bei einem bestimmten pH-Wert bedeutet eine Erhöhung des POC-Wertes, Mobilisation aufgrund der Wasserlöslichkeit dieser Verbindungen in einer bestimmten chemischen Umgebung geht mit einer Erhöhung des DOC-Wertes einher.

Modellexperiment **V3** zeigt, dass Metallionen mit Huminsäuren (und Fulvosäuren) schwerlösliche Metallhumat- (bzw. Metallfulvat-) Niederschläge bilden. Dadurch wird der POC-Wert erhöht, der DOC-Wert verringert. Saure Seen sind deshalb klar, da freigesetzte Al^{3+}- und Fe^{3+}-Ionen (vgl. Schmitz 1991; Schmitz 1992) Huminstoffe ausflocken. Oder anders betrachtet sorgen lösliche Huminstoffe dafür, dass die Konzentration der phytotoxischen Al^{3+}- und Fe^{3+}-Ionen durch Ausfällung in Form der entsprechenden Metallhumate verringert wird.

Ebenso werden Schwermetall-Ionen im Gewässersediment pH-abhängig durch Fällung als Schwermetallhumat immobilisiert und im Sauren wieder mobilisiert.

Modellexperiment **V4** zeigt die pH-abhängige Akkumulation (Erhöhung des POC-Wertes) bzw. Mobilisierung (Erhöhung des DOC-Wertes) von Huminsäuren. Hier kann gut gezeigt werden, dass ein verringerter Säureeintrag in Gewässer mit einer Erhöhung des DOC-Wertes einhergeht (Braunfärbung der Gewässer in der Natur).

Zusammenfassung

Die vorgestellten Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen stellen einen Beitrag dar, um aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung mit möglichst einfachen Mitteln für den Fort- und Weiterbildungsbereich im Bildungssektor didaktisch aufbereitet zur Verfügung zu stellen. Inzwischen konnten zahlreiche weitere Experimente zu dieser Thematik entwickelt werden (Westermann 2011).

Literatur

Bertills, U. und Hanneberg, P. (1995): Acidification in Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Brümmer, G. W., Gerth, J. und Herms, U. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 149, 382-398.

Schmitz, W. (1991): La Matière „Analyse de L'Environnement" dans les Cours de Chimie de L'Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L'Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In: Baldwin, J.H. (Hrsg.): Confronting Environmental Challenges in a Changing World – Selected Papers from the 20th. Annual Conference of the North American Association for Environmental Education 1991 (St. Paul, Minnesota, USA), NAAEE, Troy, OH, USA: 174-180.

Schmitz, W. (1992): La Matière „Analyse de L'Environnement" dans les Cours de Chimie de L'Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L'Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In : Le bulletin de CIFEC (Centre International Francophone pour L'Education en Chimie), Actes Volume II 1992 (Montpellier, France) : 182-186.

Skjelkvåle, B. L. und de Wit, H. (2008): ICP Waters – 20 year with monitoring effects of long-range transboundary air pollution on surface waters in Europe and North America, Norwegian Institute for Water Research NIVA, Oslo, Norwegen, 55 S.

Westermann, S. (2011): Gewässerversauerung – Konzeption von Modellexperimenten zur aktiven Umwelterziehung im naturwissenschaftlichen Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 132 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Gewässerversauerung

Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Naturwissenschaften, Abteilung Chemie,

Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, schmitz@ph-karlsruhe.de

Keywords: Modellexperimente, Gewässerversauerung, chemische Veränderungen, Mobilisierung bzw. Akkumulation von Metallionen, Umweltbildung

Einleitung

Die Versauerung insbesondere von Seen des Kanadischen und Fennoskandischen Schildes ist seit Jahren Gegenstand der interdisziplinären Forschung. Eine besondere Rolle spielen rekultivierte Braunkohletagebauseen, die durch in tertiären Sanden vor kommendes Pyrit (FeS_2) stark versauerten.

Ziel der im Rahmen der „Aktionstheke Wasser“ (Sektion: Wasser und Bildung) entwickelten und vorgestellten Modellexperimente zur Gewässerversauerung ist es, mit relativ einfachen Mitteln experimentell die Ursachen für Versauerungsprozesse anschaulich darzustellen und ebenfalls die Auswirkung der Gewässerversauerung mit weiterführenden Experimenten verständlich zu machen. Wie an anderer Stelle dieses Tagungsbandes bereits ausgeführt wurde (Schmitz 2012), sollen auch diese Modellexperimente (Abb. 1) einen Beitrag zur aktiven Umweltbildung leisten. Zu betonen ist auch in diesem Zusammenhang, dass aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung direkt in Fort- und Weiterbildungsangebote im Bildungsbereich adaptiert werden können.

Ursache der Versauerung

Im Folgenden werden die wesentlichen (bio- und geo-)chemischen Vorgänge, die zu einer Gewässerversauerung führen, kurz zusammengefasst (vgl. Bertills & Hanneberg 1995):

- Versauerung durch saure Niederschläge aufgrund atmosphärischer Einträge von Schwefeldioxid SO_2 und Stickstoffdioxid NO_2

  (► vgl. Modellexperiment V1)

  $SO_2 + 0.5\ O_2 + H_2O \rightarrow 2H^+ + SO_4^{2-}$ (1a) bzw.

  $2NO_2 + H_2O \rightarrow HNO_2 + HNO_3$ (1b)

- Versauerung im Zusammenhang der Aufnahme von Ionen durch Pflanzenwurzeln

  (► zu dieser Thematik wurden von Löser Modellexperimente entwickelt (Löser 2005))
  $Ca^{2+} + \{H_2Root\} \rightarrow \{Ca\text{-}Root\} + 2H^+$ (2)

- Versauerung durch Bildung von Humin- und Fulvosäuren (► vgl. Modellexperiment V2)
  $M^{2+} + H_2Hum \rightarrow MHum\downarrow + 2H^+$ (3)
- Versauerungsprozesse durch Ionenaustausch-Reaktionen im Boden, gefolgt von der Mobilisierung von Al^{3+} und Fe^{3+}-Ionen (► vgl. Modellexperiment V3)

  $2M^{2+} + \{Al\text{-}Soil\text{-}H\} \rightarrow \{M_2\text{-}Soil\} + Al^{3+} + H^+$ (4)
- Schwefelsäurebildung durch Oxidation von Sulfiden im Sediment

  (► vgl. Modellexperiment V4)

  $FeS_2 + 3.75\ O_2 + 3.5\ H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2SO_4^{2-} + 4H^+$ (5)
- Versauerungsprozesse im Zusammenhang mit der Nitrifikation (vgl. Westermann 2011)

  $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$ (6)
- Einflüsse der Geologischen Situation auf Versauerungsprozesse

Versauerung – *mehr* als nur ein niedriger pH-Wert!

Im ersten Moment denkt man im Zusammenhang mit „sauren Seen“ lediglich an einen niedrigen pH-Wert. Es wird aber kaum bewusst wahrgenommen, dass in solchen versauerten Gewässersystemen eine Reihe von chemischen Folgereaktionen mit Mobilisierungs- und Akkumulationsreaktionen ablaufen. Dies führt zu weitreichenden chemischen Veränderungen (vgl. Bertills & Hanneberg 1995):

- Zunahme der Aluminium-Ionenkonzentration $c(Al^{3+})$ führt zur Schädigung von Flora und Fauna (an dieser Stelle sei auf eine Arbeit von de Jong hingewiesen (de Jong 2007)).
- Auswaschung von Eisen(III)-Ionen (bei hohen Säureeinträgen) (vgl. Modellexperiment V3) und nachfolgend Bildung gelbbrauner Niederschläge am Gewässergrund.
- Mobilisierung von Schwermetallionen im Sauren, die z.B. in der Nahrungskette akkumuliert werden können (vgl. Modellexperiment V3).
- Schädigung des Phytoplanktons mit nachfolgend immensen Auswirkungen auf Nahrungsketten.
- Phosphatfällung als schwerlösliches Metallphosphat MPO_4 (z.B. M=Al, Fe) durch Zunahme der Konzentrationen von Aluminium(III)-Ionen $c(Al^{3+})$ bzw. Eisen(III)-Ionen $c(Fe^{3+})$. Dies führt aufgrund der Immobilisierung von Phosphat zu Nährstoffmangel.

Modellexperimente

<u>Versuch 1</u>: Modellexperimente zur Versauerung einer Wasserprobe durch sauren Regen

Nach den im Labor üblichen Darstellungsverfahren (beispielsweise Philipp 1993, Obendrauf 1996) werden Schwefeldioxid[#] bzw. Stickstoffdioxid[#] synthetisiert und in Wasser eingeleitet, das mit Universalindikator angefärbt wurde.

<u>Versuch 2</u>: Modellexperimente zur Versauerung einer Wasserprobe durch Huminstoffe

Drei Erlenzapfen werden in einem Schnappdeckelglas mit Wasser versetzt und geschüttelt. Nach wenigen Minuten wird mit einer pH-Elektrode der pH-Wert geprüft.

<u>Versuch 3</u>: Modellexperiment zur Mobilisierung von Metallionen

Frisch gefälltes Eisen(III)hydroxid[#] wird mit Sand vermischt. Zwei Reagenzgläser werden ca. 1cm hoch mit diesem Sand befüllt. Mithilfe eines Glasstabes wird auf den so behandelten Sand jeweils etwas Watte eingeführt. Die Reagenzglaswand sollte über der Watteschicht sauber sein. Dann wird zu der einen Probe 5 mL Wasser gegeben, zu der anderen 5 mL Salzsäure[#] (c= 0.1 mol/L).

<u>Versuch 4</u>: Modellexperimente zur Versauerung von Braunkohletagebauseen

Etwas Pyrit wird in einem Schnappdeckelgläschen mit 5 mL Wasser versetzt. Nach dem Schütteln wird mit einer pH-Elektrode der pH-Wert geprüft.

Abb. 1: Versuchsanleitungen. (Hinweis: In den Versuchsanleitungen werden Gefahrstoffe mit dem Symbol [#] gekennzeichnet. Die Sicherheitsbestimmungen im Umgang mit Gefahrstoffen sind zu beachten!)

Tab. 1: Auswertung der Modellexperimente.

Versuch	Beobachtungen	Deutung
V1 Versauerung einer Wasserprobe durch sauren Regen	Nach Einleiten der Gase Schwefeldioxid bzw. Stickstoffdioxid schlägt der Universalindikator in Abhängigkeit von der eingeleiteten Gasmenge von grün über gelb bis orange-rot um. Es werden bereits nach kurzer Zeit pH-Werte bis pH<3 gemessen.	Die Gase Schwefeldioxid SO_2 und NO_2 sind Säureanhydride (Lewis-Säuren). In wässriger Lösung werden durch Lewis-Säure-Base-Reaktionen die Säuren schweflige Säure H_2SO_3 bzw. durch Disproportionierung salpetrige Säure HNO_2 und Salpetersäure HNO_3 gemäß Gleichung 1 und 2 gebildet. Diese Säuren werden durch den Universalindikator angezeigt. Der pH-Wert der wässrigen Lösung sinkt. (Säure-Base-Reaktionen mit Wasser gemäß Gleichungen 3-5). $SO_2 + H_2O \rightarrow \mathbf{H_2SO_3}$ **(1)** $2NO_2 + H_2O \rightarrow \mathbf{HNO_2} + \mathbf{HNO_3}$ **(2)** $H_2SO_3 + H_2O \rightarrow \mathbf{H_3O^+} + HSO_3^-$ **(3)** $HNO_2 + H_2O \rightarrow \mathbf{H_3O^+} + NO_2^-$ **(4)** $HNO_3 + H_2O \rightarrow \mathbf{H_3O^+} + NO_3^-$ **(5)**
V2 Versauerung einer Wasserprobe durch Huminstoffe	Nach wenigen Minuten färbt sich die Lösung zunehmend braun. Es werden bereits nach wenigen Minuten pH-Werte bis pH<3 gemessen.	In wässriger Lösung werden aus den Erlenzapfen Huminstoffe (u.a. Fulvosäuren) extrahiert. In Abhängigkeit von der Konzentration sinkt der pH-Wert der wässrigen Lösung.
V3 Mobilisierung von Metallionen	Einige Minuten nach Zugabe der verdünnten Salzsäure-Lösung (pH=1) färbt sich die über dem Sand stehende Lösung hellgelb. Gleichzeitig entfärbt sich der Sand. Wird Wasser (pH=7) auf die mit Eisen(III)hydroxid vermischte rostbraune Sandprobe gegeben, finden keine Farbveränderungen statt.	Im sauren Medium (pH=1) werden Fe^{3+}-Ionen gebildet. Das schwerlösliche Eisen(III)hydroxid bzw. nach Alterung gebildete Eisen(III)oxidhydroxid wird gemäß Gleichung (6) aufgelöst. Die Eisen(III)-Ionen werden mobilisiert. $Fe(OH)_3 + 3H_3O^+ \rightarrow [\mathbf{Fe(H_2O)_6}]^{3+}$ **(6a)** $FeO(OH) + 3H_3O^+ \rightarrow [\mathbf{Fe(H_2O)_6}]^{3+}$ **(6b)**
V4 Versauerung von Braunkohletagebauseen	Bereits nach wenigen Minuten ist eine Absenkung des pH-Wertes festzustellen. Nach etwa einer halben Stunde können Werte um pH=2,3 gemessen werden.	Die Oxidation von Pyrit in Gegenwart von Sauerstoff findet in zwei Prozessen statt (vgl. Bertills & Hanneberg 1995). Zum einen die Oxidation von Disulfid zu Sulfat, zum anderen die Oxidation des Eisen(II) zu Eisen(III). Protonen werden im Überschuss gebildet, was zur Versauerung führt. Gleichung (7) fasst diese Vorgänge zusammen. $\mathbf{FeS_2 + 3.75\ O_2 + 3.5\ H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2SO_4^{2-} + 4H^+}$ **(7)**

Diskussion der Modellexperimente

Die Entstehung des „sauren Regens“ wird in Modellexperiment **V1** dargestellt. Die gebildeten Säuren führen zu einer anschaulich mittels Universalindikator darstellbaren Versauerung einer Wasserprobe. Empfehlenswert sind die „Microscale“-Darstellungsmethoden (Obendrauf 1996).

Modellexperiment **V2** zeigt die natürliche Bildung von Huminstoffen und deren Eintrag in Gewässersysteme. Damit werden natürliche Versauerungsprozesse und auch die Erhöhung des DOC-Wertes demonstriert.

Modellexperiment **V3** zeigt die Mobilisierung von Eisen(III)-Ionen aus einer „Boden“-Probe im sauren Medium. Die überstehende Lösung ist durch die Eisen(III)-Ionen gelb gefärbt. Im Neutralen wird Eisen nicht mobilisiert, was an der verbraunten Sandprobe und der klaren überstehenden wässrigen Lösung zu erkennen ist (vgl. hierzu auch Schmitz 1991, Schmitz 1992).

Modellversuch **V4** veranschaulicht die Pyrit-Verwitterung in Gegenwart von Sauerstoff. Dabei werden Eisen(III) und Schwefelsäure gebildet. Diese Reaktion ist besonders in rekultivierten Braunkohletagebauseen von Bedeutung. Diese Seen zeigen eine sehr starke Versauerung.

Zusammenfassung

Die im Rahmen der „Aktionstheke Wasser“ (Sektion: Wasser und Bildung) vorgestellten Modellexperimente zur Gewässerversauerung stellen einen Beitrag dar, um aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung mit möglichst einfachen Mitteln für den Fort- und Weiterbildungsbereich im Bildungssektor didaktisch aufbereitet zur Verfügung zu stellen. Inzwischen konnten zahlreiche weitere Experimente zu dieser Thematik entwickelt werden (Westermann 2011).

Literatur

Bertills, U. und Hanneberg, P. (1995): Acidification in Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

de Jong, H. (2007): Auswirkungen der Gewässerversauerung auf Flohkrebse. Von experimentellen Untersuchungen zum anschaulichen Unterrichtskonzept. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 73 S.

Löser, S. (2005): Gewässerversauerung – Konzeption für den fächerübergreifenden Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 112 S.

Obendrauf, V. (1996): Experimente mit Gasen im Minimaßstab, Chemie in unserer Zeit **30**(3), 118-125.

Philipp, E. (1993): Experimente zur Untersuchung der Umwelt. Chemisch-biologische Experimente für die Sekundarstufe I und II. Bayrischer Schulbuch-Verlag, München, 4. Auflage, 240 S.

Schmitz, W. (1991): La Matière „Analyse de L’Environnement“ dans les Cours de Chimie de L’Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L’Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In: Baldwin, J.H. (Hrsg.): Confronting Environmental Challenges in a Changing World – Selected Papers from the 20th. Annual Conference of the North American Association for Environmental Education 1991 (St. Paul, Minnesota, USA), NAAEE, Troy, OH, USA: 174-180.

Schmitz, W. (1992): La Matière „Analyse de L’Environnement“ dans les Cours de Chimie de L’Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L’Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In : Le bulletin de CIFEC (Centre International Francophone pour L’Education en Chimie), Actes Volume II 1992 (Montpellier, France) : 182-186.

Schmitz, W. (2012): “DOC-POC” oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012, in diesem Band.

Westermann, S. (2011): Gewässerversauerung – Konzeption von Modellexperimenten zur aktiven Umwelterziehung im naturwissenschaftlichen Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 132 S.

ALLGEMEINE LIMNOLOGIE - FREIE THEMEN

DZIALLAS, C., S. PINNOW & H.-P. GROSSART: Der Ciliat Stentor – stark durch Symbionten?

IBISCH, R., M. SCHÄFFER & D. BORCHARDT: Einflüsse von Landnutzung und Fischerei auf die ökologische Funktionalität von Fließgewässern im Nordosten der Mongolei

KANZLER, D., W.-H. KUSBER & R. JAHN: Mittelfristige Veränderungen in der Biodiversität von Diatomeen und ihre Bedeutung für die Indizierung der Gewässergüte im Berliner Gebiet der Stadtspree

KRÜGER, L., E. KIEL, R. LÜHKEN & A. MARTENS: Egg-laying Strategies of the European Fairy Shrimp Eubranchipus grubii in Temporary Floodplain Waters

KUSBER, W.-H., G. DRÖGE, S. VON MERING & R. JAHN: GBIF-D Pflanzen, Algen & Protisten: Mobilisierung und Publikation primärer Biodiversitätsdaten für die Nutzung in internationalen Datennetzwerken

LÖBER, S. & E. KIEL: Naturschutzfachliche Untersuchung von Altwassern in einem „Fluss-Aue-Ökosystem“

NORF, H., M. WEITERE & D. BORCHARDT: MOBICOS: Eine modulare Laboreinheit für ökologische Experimente mit Freilandbezug

PÄTZIG, M., B. GRÜNEBERG & M. BRAUNS: The influence of reduced habitat heterogeneity of human modified lakeshores on littoral macroinvertebrate diversity

STICH, H. B.: Wie ist Wann Was Richtig

Der Ciliat *Stentor* – stark durch Symbionten?

Claudia Dziallas[1], Solvig Pinnow[2] & Hans-Peter Grossart[3]

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland; [1] dziallas@igb-berlin.de, [2] pinnow@igb-berlin.de, [3] hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: *Stentor amethystinus*, symbiotische Bakterien, Stickstofffixierer, Symbiose im *status nascendi*

Einleitung

Der Stechlinsee ist ein oligotropher See im Nordosten Deutschlands. Von 1995 bis 2009 kam es dort in den Frühlings- und Sommermonaten zu einem Massenvorkommen des Trompetentierchens *Stentor amethystinus*. Besonders auffällig war dieses Phänomen im Mai 2007, als die damit zusammenhängende Schwarzfärbung des Wassers sogar in den Lokalmedien mit Besorgnis beschrieben wurde. Dabei war der Badestrand des Sees so stark betroffen, dass die Sichttiefe geringer als 40 cm war. In den Jahren 2010 und 2011 hingegen trat dieser Ciliat nicht mehr auf – stattdessen kam es zu Blütenbildung von stickstofffixierenden filamentösen Cyanobakterien.

Dieses Trompetentierchen ist ein einzelliger Eukaryot mit zahlreichen eukaryotischen und prokaryotischen Organismen in seinem Inneren. Unter dem Mikroskop sind insbesondere symbiotische Grünalgen augenfällig. Die Symbiose von Ciliaten und Grünalgen wird schon lange untersucht (siehe hierzu auch: Hansen & Fenchel 2006, Summerer et al. 2008). Dies geschieht beispielweise durch die Isolation von potentiell symbiotischen Grünalgen, ihrer phylogenetischen Zuordnung und ihrer danach untersuchten Abhängigkeit von beispielsweise organischen Nährstoffen vom Wirt (Pröschold et al. 2010). Dabei zeigte sich, dass einige Grünalgen keine organischen Nährstoffe vom Wirt brauchen und sich eher im Anfangsstadium oder *status nascendi* einer Symbiose befinden.

In unserer Untersuchung interessierte uns, wie bestimmte Bakterien ihrem Wirt einen eventuellen Vorteil bringen können und ob es Unterschiede zwischen den verschiedenen Jahren und unterschiedlichen Probenahmestellen in der beherbergten Mikrobenflora gibt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Stechlinsee liegt 80 km nördlich von Berlin an der Grenze von Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. Der See ist oligotroph, aber an der Grenze zur Mesotrophie, ca. 69 m tief und dimiktisch. In den Jahren 2006 bis 2009 gab es Massenaufkommen von *S. amethystinus* vor allem in den Monaten April bis September. Ab ca. Mai ist der See stabil geschichtet, der Ciliat kam aber sowohl im Epi- als auch im Hypolimnion und auch direkt über dem Sediment vor. In den Jahren 2006 bis 2008 wurde einmal jährlich beprobt. Es wurde eine Wasserprobe mit einer geglühten Glasflasche genommen und über 250 µm Gaze vorfiltriert, um andere Zooplankter auszuschließen. Danach wurde die Ciliaten auf einem 5,0 µm Filter aufkonzentriert und fünf bis sechs Mal mit vorher steril filtriertem Seewasser gewaschen. Im Jahr 2009 wurde mehrmals an unterschiedlichen Stellen be-

probt, um so auch lokale Unterschiede in der bakteriellen Gemeinschaft untersuchen zu können. Die Proben wurden dann bis zur DNA-Extraktion auf -20°C eingefroren.

DNA-Extraktion, PCR und DGGE

Die DNA wurde mit Phenol-Chloroform und Zirkoniumkügelchen nach Zhou et al. (1996) extrahiert. Danach wurde die bakterielle DNA mit bakterienspezifischen Primern mit einer PCR amplifiziert und danach mit einer DGGE aufgetrennt, wobei jede Bande für ein spezifisches Bakterium steht. Eine DGGE zeigt die dominierenden Bakterien einer Probe, die mindestens 1-2% der Gesamtgemeinschaft ausmachen. Das DGGE-Bild wurde danach mit GelComparII nach An- und Abwesenheit der Banden mit dem Dice-Koeffizienten analysiert.

Klonbibliotheken und phylogenetische Auswertung

Amplifizierte Teilstücke der DNA des *nifH*-Gens, was für Stickstofffixierer spezifisch ist, wurden mit Hilfe des pGEM-T-Easy-Kits in kompetente Zellen kloniert. Das entsprechende Stück des hineinklonierten Plasmids wurde dann wiederum mit Plasmid spezifischen Primern amplifiziert und die Introns mit der richtigen Länge wurden danach bei Macrogen (Südkorea) sequenziert. Die Sequenzen wurden in die ARB-Datenbank des Zehr-Labors (University of California, http://www.es.ucsc.edu/~wwwzehr/research/database/) aufgenommen, aligned und dann mit Hilfe von FastTree in einen phylogenetischen Baum eingerechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Eine Untersuchung von *S. amethystinus* mit einem Lichtmikroskop zeigt zahlreiche Symbionten bestehend aus Grünalgen und teilweise großen Mengen von Cyanobakterien (Abb. 1). Mit der DNA-spezifischen DAPI-Färbung werden des Weiteren auch viele andere Prokaryoten innerhalb der *Stentor*-Zelle sichtbar.

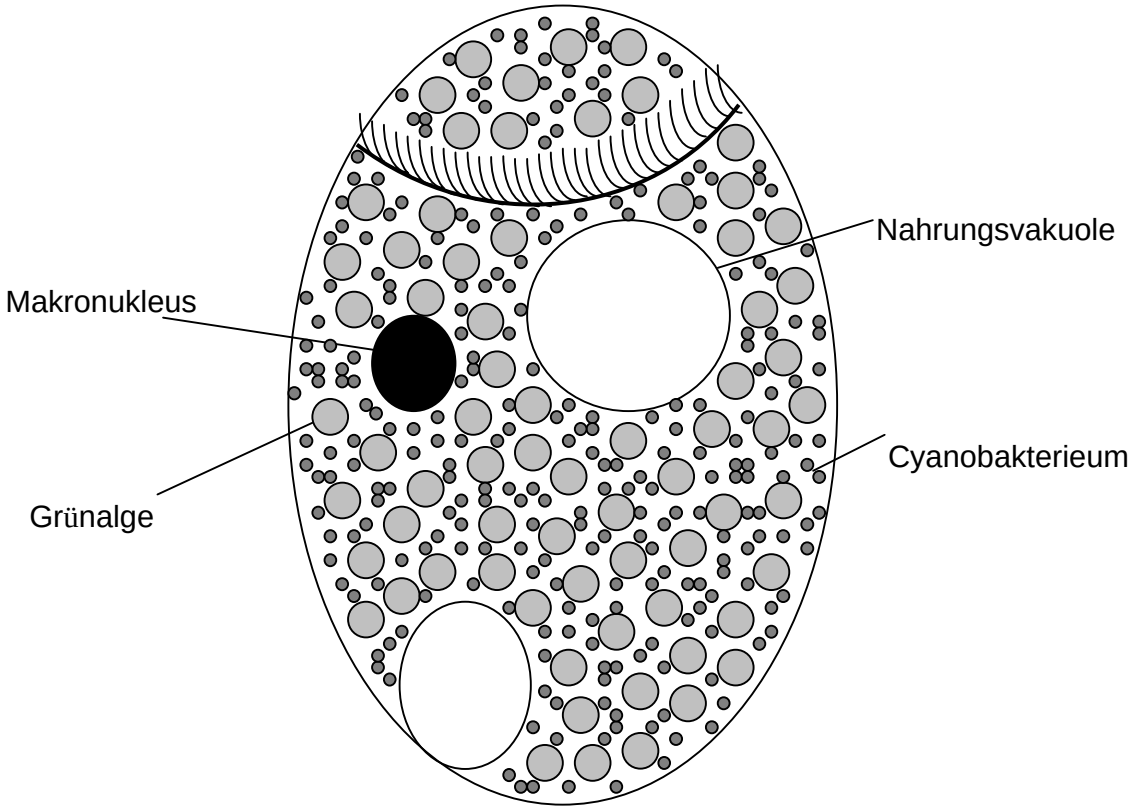


Abb. 1: Schematische Übersicht über *S. amethystinus* und seine autotrophen Symbionten.

Ein Vergleich der Stentorproben aus dem Stechlinsee aus verschiedenen Jahren und an verschiedenen Probenahmestellen mit Proben aus Anreicherungskulturen der Symbionten und Proben aus dem Jahr 2010 aus dem See Große Fuchskuhle zeigte, dass eine generelle Ähnlichkeit der Proben von 52% besteht, die restliche bakterielle Gemeinschaft aber hoch variabel ist (Abb. 2). Spannend ist dabei auch, dass die Proben aus den Jahren 2006 und 2007 aus dem oligotrophen Stechlinsee größere Übereinstimmung mit den Proben aus der eutrophen Großen Fuchskuhle zeigen als mit den Proben aus dem Stechlinsee der anderen Jahre.

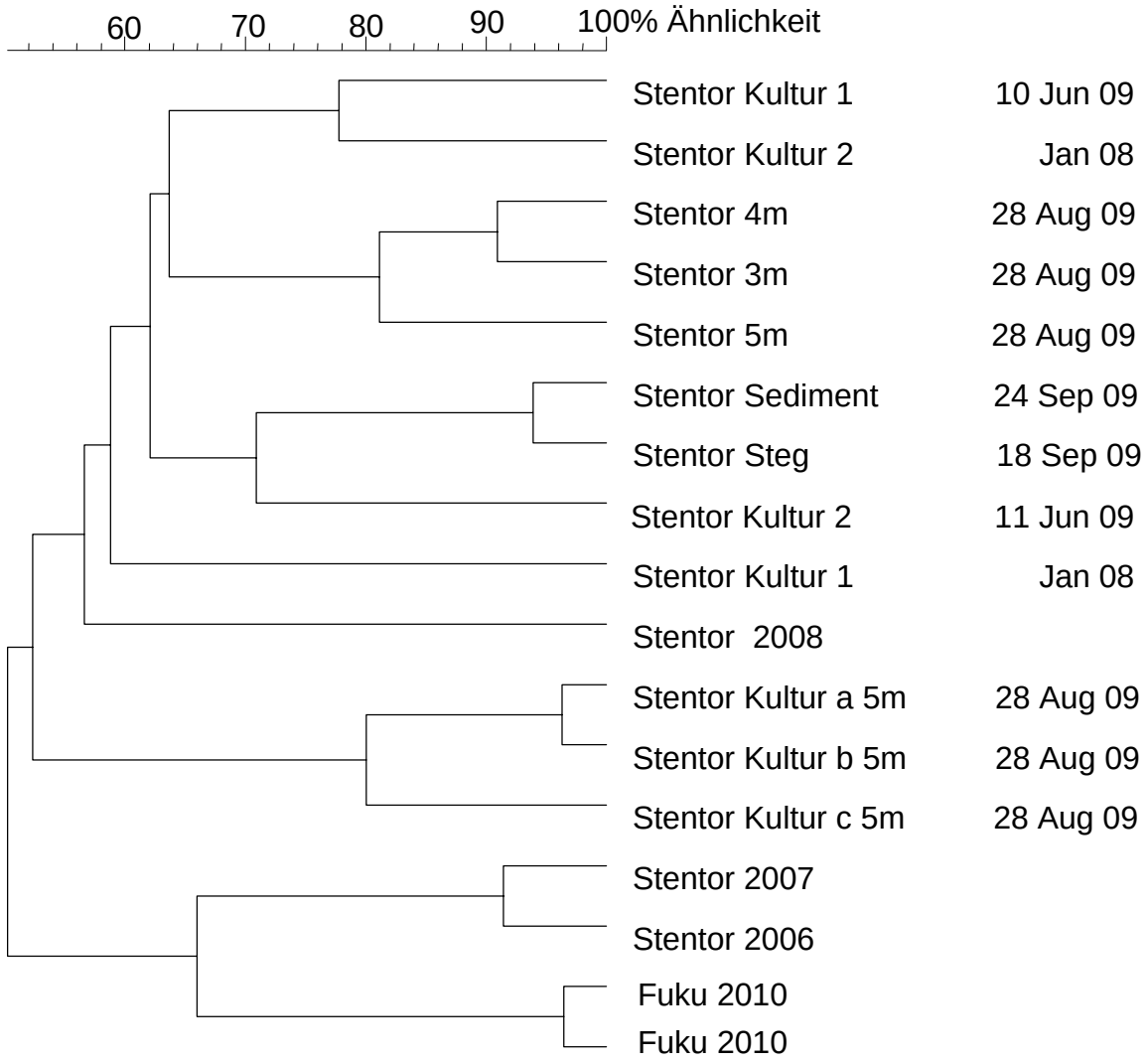


Abb. 2: Ähnlichkeit des Bandenmusters einer DGGE mit bakterienspezifischen Primern.

Die generelle Ähnlichkeit der dominanten bakteriellen Symbionten weist darauf hin, dass bestimmte Symbionten immer in dem Ciliaten *S. amethytinus* vorkommen und er auf sie essentiell angewiesen sein könnte. Die restlich gefundenen Bakterien sind entweder gerade als Nahrung aufgenommene Organismen, wobei es dabei unwahrscheinlich ist, dass eine Art mehr als 1% der Gesamtbakterien darstellt, oder abhängig von den gerade vorherrschenden Umweltbedingungen.

Um den Effekt der aktuellen Umweltbedingungen zu untersuchen, haben wir uns die symbiotischen Stickstofffixierer von *S. amethystinus* genauer angeschaut. Mit Hilfe einer spezifischen PCR fanden wir heraus, dass die Ciliaten aus dem stickstofflimitierten Stechlinsee interne Diazotrophe haben, die aus der eutrophen Großen Fuchskuhle allerdings nicht. Mit einer Klonbibliothek haben wir dann zwei Proben von *S. amethystinus* aus dem Stechlinsee des Jahres 2009 (Steg und Sediment) näher betrachtet. Dabei zeigte eine phylogenetische Zuordnung, dass neben cyanobakteriellen Stickstofffixierern auch heterotrophe Diazotrophe zu finden waren (Abb. 3). Ähnliches wurde auch für Dinoflagellaten (Farnelid et al. 2010), Zooplankton (Braun et al. 1999) und Diatomeen (Martinez et al. 1983) gefunden.

Die teilweise stark vorkommenden Cyanobakterien innerhalb der Ciliaten könnten also nicht nur als Primärproduzenten für *S. amethystinus* von Bedeutung sein sondern auch als Stickstofffixierer. Allerdings wurde auch eine große Diversität heterotropher Diazotropher gefunden. Da *S. amethystinus* im Stechlinsee in nahezu allen Tiefen vorkam, könnte dies auch eine Anpassung darstellen, da so für jede Umweltbedingung der entsprechende Symbiont vorhanden ist.

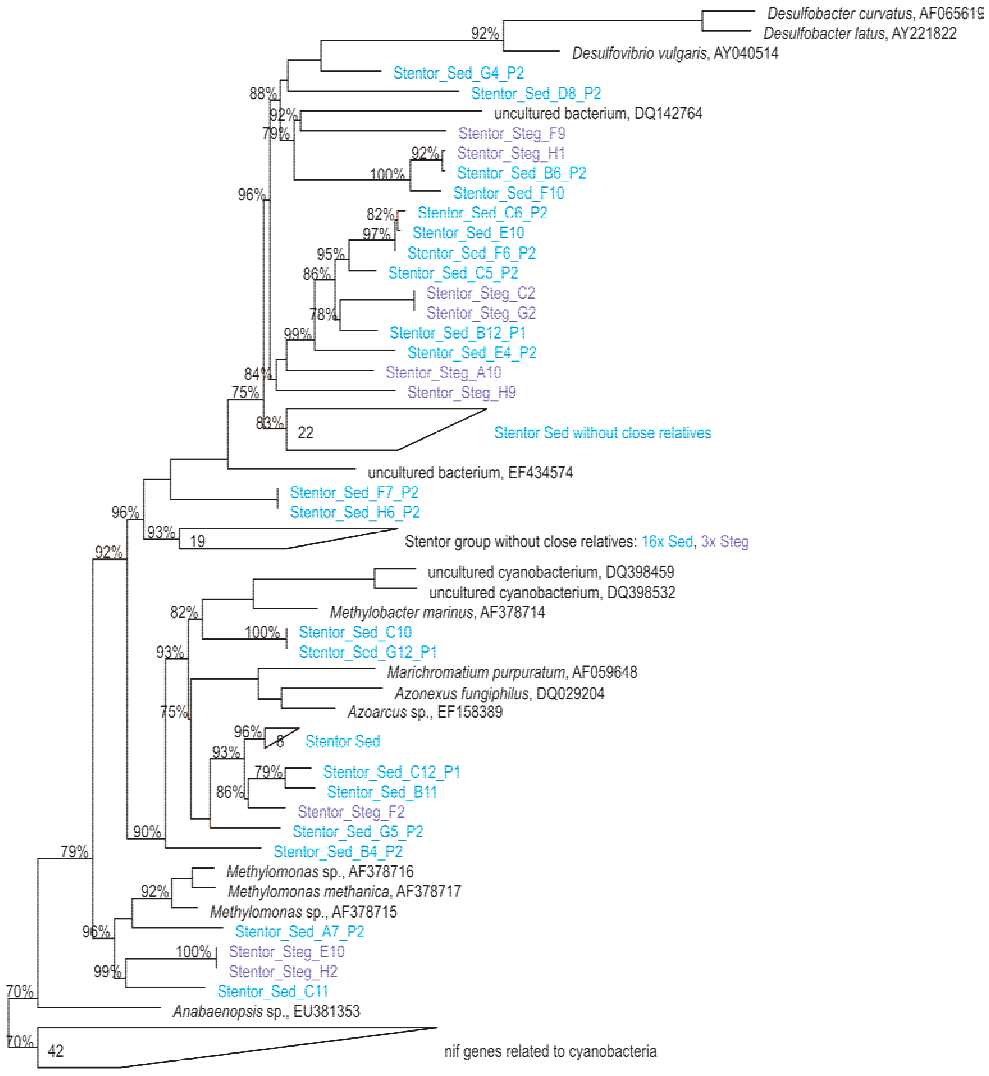


Abb. 3: Phylogenetischer Baum der gefundenen stickstofffixierenden Symbionten von *S. amethystinus* im Stechlinsee.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Symbionten von *S. amethystinus* – insbesondere die hier untersuchten Stickstofffixierer - könnten sein Massenvorkommen im stickstofflimitierten Stechlinsee erklären. Anstelle des Ciliaten gab es in den letzten beiden Jahren Blütenentwicklungen von stickstofffixierenden filamentösen Cyanobakterien, die *Stentor* aus seiner ökologischen Nische verdrängt haben könnten. Die Untersuchung von Symbiosen und Symbionten verspricht ein spannendes und relevantes Themengebiet zu werden, um das Vorkommen bestimmter Organismen besser zu erklären.

Danksagung

Wir danken dem *Stentor*-Konsortium des IGBs für ihr Interesse an diesem faszinierenden Thema. Ferner möchten wir Katharina Frindte für eine Stentorprobe über dem Sediment danken und Jennifer Hüpeden, die dieses Thema in ihrer Promotionsarbeit fortsetzen wird.

Literatur

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.

Farnelid H., Tarangkoon W., Hansen G., Hansen P.J., Riemann L. (2010) Putative N_2-fixing heterotrophic bacteria associated with dinoflagellate-*Cyanobacteria* consortia in the low-nitrogen Indian Ocean. Aquat. Microb. Ecol. 61: 10–117.

Hansen P.J., Fenchel T. (2006) The bloom-forming ciliate *Mesodinium rubrum* harbours a single permanent endosymbiont. Marine Biology Research 2: 169–177.

Martinez L., Silver M.W., King J.M., Alldredge A.L. (1983) Nitrogen fixation by floating diatom mats: a source of new nitrogen to oligotrophic ocean waters. Science 221: 152–154.

Pröschold T., Darienko T., Silva P.C., Reisser W., Krienitz L. (2010) The systematics of *Zoochlorella* revisited employing an integrative approach. Environ. Microbiol. 13: 350–364.

Summerer M., Sonntag B., Sommaruga R. (2008) Ciliate-symbiont specificity of freshwater endosymbiotic *Chlorella* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta). J. Phycol. 44: 77–84.

Zhou J., Bruns M., Tiedje J. (1996) DNA recovery from soils of diverse composition. Applied and environmental microbiology 62: 695–724.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Einflüsse von Landnutzung und Fischerei auf die ökologische Funktionalität von Fließgewässern im Nordosten der Mongolei

Ralf Ibisch[1]*, Michael Schäffer*[1] *& Dietrich Borchardt*[1]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Brückstrasse 3a, 39114 Mageburg, E-Mail: ralf.ibisch@ufz.de

Keywords: Integriertes Wasserressourcen-Management, Makrozoobenthos, ökologischer Zustand, Bewertung

Einleitung

Die Mongolei steht einer Vielzahl wasserwirtschaftlicher Probleme gegenüber, deren Lösung einen transdisziplinären Managementansatz notwendig machen. An vorderster Stelle stehen steigende Wasserentnahmen bei allgemein knapper Wasserverfügbarkeit, Beeinträchtigungen der Wasserqualität durch Landwirtschaft, Bergbau und Industrie sowie veraltete Infrastrukturen der Wasserver- und Entsorgung in den Städten und Siedlungen. Obwohl große Anstrengungen zu einer in Menge und Güte ausreichenden Wasserversorgung der Bevölkerung unternommen werden, fehlen flächenhafte, der jeweiligen Situation angepasste Programme.

Das Konzept des Integrierten Wasserressourcen-Managements (IWRM) zielt auf eine integrative, nachhaltige und partizipative Bewirtschaftung der Wasserressourcen, um wirtschaftliche und soziale Entwicklung zu fördern und die Funktionsfähigkeit der aquatischen und terrestrischen Ökosysteme zu erhalten. Im Rahmen der Förderinitiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) zum IWRM wurde diese Herausforderung aufgegriffen und die Mongolei als eine Modellregion für die Entwicklung und Umsetzung von integrierten Wassermanagement-Konzepten bearbeitet (www.iwrm-momo.de). Ein wesentlicher Teil der Bestandsanalysen der ersten Projektphase war die Bestimmung des qualitativen und ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer. Im Sinne einer integrierten Betrachtungsweise wurden biologische, chemisch-physikalische und hydromorphologische Qualitätskomponenten sowie ausgewählte Schadstoffe betrachtet. Da integrative Bewertungsansätze für die Mongolei neu sind, müssen angepasste Methoden entwickelt sowie robuste Bewertungsmaßstäbe eingesetzt werden. In der vorliegenden Arbeit wird dargestellt, welche Einflüsse sich durch Landnutzung und Angelfischerei auf die strukturelle und funktionale Zusammensetzung der Makrozoobenthos und Fisch-Biozönosen ergeben.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Für die Entwicklung eines modellhaften IWRM Ansatzes wurde das Einzugsgebiet des Kharaa im Norden der Mongolei ausgewählt (zwischen 47°53’ - 49°38’ nördlicher Breite und 105°19’ - 107°22’ östlicher Länge), das nordwestlich der Hauptstadt Ulaanbaatar liegt. Es gehört großräumig zum Einzugsgebiet der Selenge und damit zu dem des Baikalsees. Der Kharaa entspringt im

Khentii-Gebirge, das bis auf eine Höhe von knapp 2700 m reicht und mündet nach einer Fließlänge von 362 km nicht weit der Stadt Darkhan auf 654 m ü. NN in den Orkhon. Darkhan selbst ist mit ca. 74.600 Einwohnern die drittgrößte Stadt der Mongolei und ein regionaler Industrieschwerpunkt. Das Einzugsgebiet des Kharaa deckt eine Fläche von 14.534 km^2 ab. Das langjährige Abflussmittel beträgt mündungsnah 11,14 $m^3 s^{-1}$, wobei etwa 50 % der Abflussspende durch die Zuflüsse aus dem Khentii Gebirge geliefert werden.

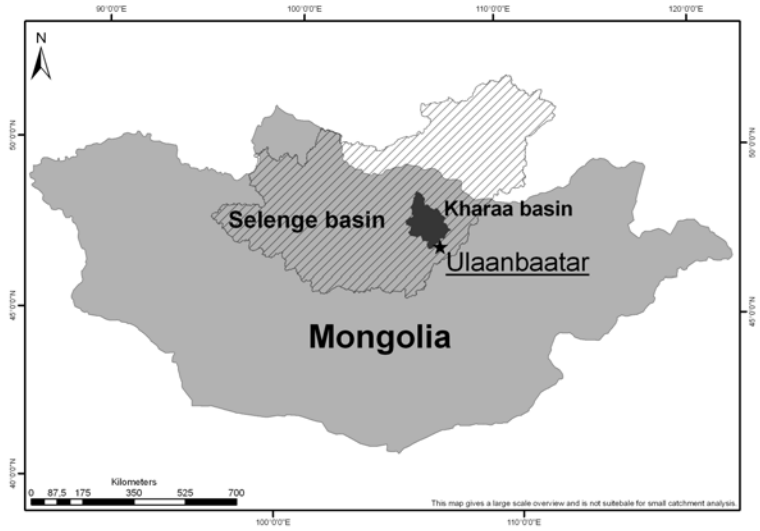


Abb. 1: Lage des Kharaa-Einzugsgebiets (schwarz) im Einzugsgebiet der Selenge (schraffiert). Sie entwässert große Teile der Mongolei Richtung Baikal-See (Grafik: J. Hofmann, IGB Berlin).

Untersuchung des ökologischen Zustandes

Für die Erhebung der gewässerökologischen Grundlagendaten und die Einschätzung der signifikanten Gewässerbelastungen wurden in den Jahren 2006-2009 sieben Expeditionen im Kharaa-Einzugsgebiet durchgeführt. Es wurden 19 Probestellen im Hauptlauf und in den Nebengewässern sowie Referenzmessstellen im benachbarten Eroo – Einzugsgebiet beprobt. Neben den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern wurden die biologischen Komponenten Makrozoobenthos und Fischfauna zur Untersuchung des ökologischen Zustandes herangezogen. Grundlage der verwendeten Bewertungsverfahren war eine biozönotische Einordnung der Fließgewässer, wobei die Gewässertypen Epipotamal, Hyporhithral und Epi-/Metarhithral abgegrenzt wurden (Berner 2007). Die Untersuchung der Fischfauna erfolgte mittels Elektrofischerei nach dem Catch Per Unit Effort (CPUE) Verfahren. Dazu wurden an den Untersuchungsstellen alle Habitate repräsentativ in Verhältnis zu ihrem Vorkommen befischt. An den Probestellen wurden anschließend die Artenzusammensetzung sowie Länge und Gewicht der Teilproben bestimmt. Für die Bewertung der Befunde kam zuvorderst das deutsche FIBS Verfahren zur Anwendung (Dussling et al. 2004), wobei die Referenzartenlisten aus den Referenzgebieten im Eroo-Einzugsgebiet sowie anhand von Literaturdaten (Krätz 2009, Dulmaa 1999; Ocock et al. 2006) erstellt wurden. Die Untersuchung der benthischen Invertebraten erfolgte in Anlehnung an das PERLODES Verfahren (Meier et al. 2006). An den Untersuchungsstrecken wurden die benthischen Habitate im Verhältnis zu ihrem Vorkommen beprobt und 20 Teilproben entnommen. Nach der taxonomischen Bestimmung der benthischen Fauna wurden relative Abundanzen berechnet und von Teilproben die Biomassen ermittelt. Die Bewertung der Gewässerstrecken erfolgte anhand robuster Metrics: Artenzahl, Anzahl Steinfliegenarten (Plecoptera), Anzahl Eintagsfliegenarten (Ephemeroptera), % EPT Individuen (EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), Shannon-Diversität, % Feinsubstrat-Besiedler, mit einer jeweils gewässertypspezifischen Definition der Klassengrenzen.

Ergebnisse und Diskussion

Im Kharaa-Gebiet wurden 14 Fischarten aus 9 Familien nachgewiesen (Tab. 1), was weitestgehend dem bekannten Arteninventar früherer Erhebungen (Dulmaa 1999, Ocock et al. 2006) entspricht.

Tab. 1: Nachgewiesene Fischarten im Kharaa-Einzugsgebiet (Mongolei).

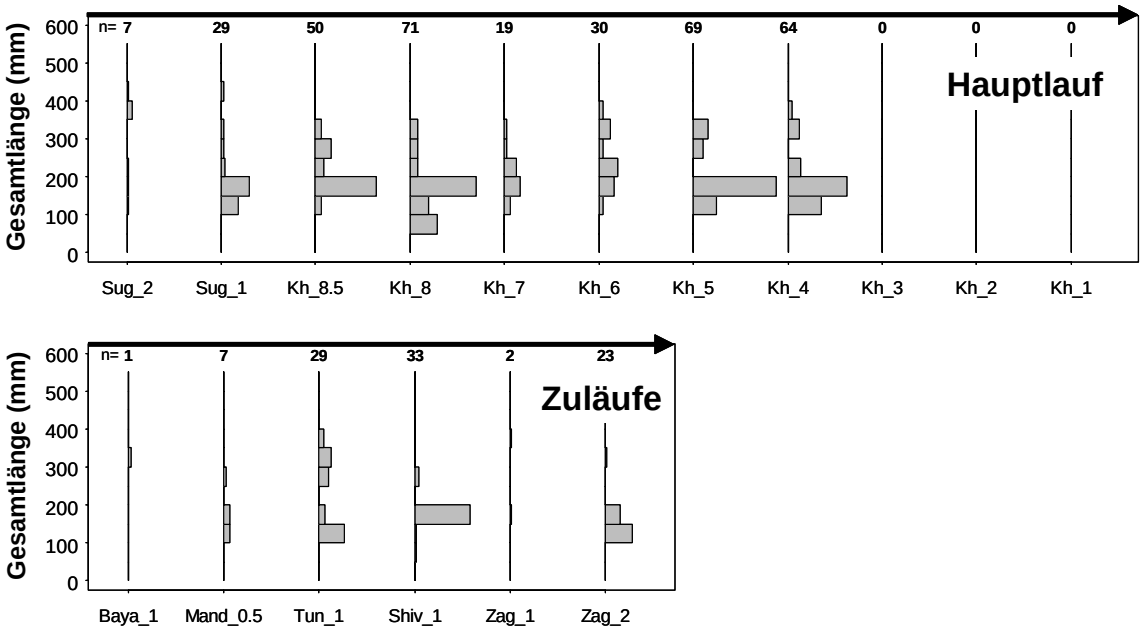
Familie	Art
Salmonidae	*Brachymystax lenok* (Pallas, 1773)
	Hucho taimen (Pallas, 1773)
Thymallidae	*Thymallus arcticus* (Pallas, 1775)
Esocidae	*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)
Cyprinidae	*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)
	Cyprinus rubrofuscus (La Cepede, 1803)
	Leuciscus baicalensis (Dybowsky, 1874)
	Phoxinus phoxinus (Linnaeus, 1758)
Balitoridae	*Barbatula toni* (Dybowsky, 1869)
Cobitidae	*Cobitis melanoleuca* (Nichols, 1925)
Percidae	*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)
Gadidae	*Lota lota* (Linnaeus, 1758)
Siluridae	*Silurus asotus* (Linnaeus, 1758)

Die Zusammensetzung der Fischfauna ändert sich mit der Charakteristik der Fließgewässer im Einzugsgebiet, mit einer Dominanz der Lachsartigen (v.a. Lenok-Forelle, Taimen, Arktische Äsche) in den Flussoberläufen und einer Dominanz der Karpfenartigen (v.a. Karpfen, Karausche, Elritze, Hasel) in den Flussunterläufen. Sensible Arten waren jedoch in den biozönotischen Regionen ihrer Hauptverbreitung unterrepräsentiert, wie z.B. der Taimen (*Hucho taimen*), die Lenok-Forelle (*Brachymystax lenok*) und die arktische Äsche (*Thymallus arcticus*).

Es wurden weiterhin Defizite in der Verteilung der Altersklassen festgestellt (Abb. 2). Die arktische Äsche erreicht die Geschlechtsreife ab einer Körperlänge von etwa 250 mm im Untersuchungsgebiet (eigene, unveröffentlichte Daten). Unter der Annahme, dass für eine stabile Reproduktion wenigstens 20 % geschlechtsreife Individuen in der jeweiligen Population vorhanden sein müssen, wurde an mehreren Gewässerabschnitten Defizite fest gestellt: im Mittellauf (Kh_4: 13%, Kh_5: 19%, Kh_7 and Kh_8: 11%), im Oberlauf (Sug_1: 10%) und an den Zuläufen Shivertin Gol (Shiv_1: 6%) und Mandalin Gol (Mand_0.5: 14%). Im Besonderen nahe der Siedlung Zuunkharaa (Kh_7) waren alle Altersklassen im Vergleich zu anderen Gewässerstrecken dieser Ökoregion signifikant reduziert. Vergleichbare Defizite wurden ebenfalls für die Lenok-Forelle festgestellt. Eine wesentliche Ursache dafür ist in der weitestgehend unkontrollierten Angel- und Freizeitfischerei zu sehen. Gesetzlich vorgeschriebene Schonzeiten und Schonmaße sind in der lokalen Bevölkerung weitestgehend unbekannt und werden nicht durch örtliche Ranger kontrolliert.

Bei der Untersuchung der hydromorphologischen Situation der Gewässer in der Untersuchungsregion wurden eine sehr hohe Naturnähe und das Fehlen von wasserbaulichen Maßnahmen festgestellt, was eine hohe Diversität an gewässerinternen Strukturen und Habitaten mit sich bringt. Daher indizierte die Fischfauna auch an fast allen Untersuchungsstellen den guten oder sehr guten ökologischen Status. Nur an zwei der beprobten Stellen wurde ein mäßiger Status festgestellt, wobei hier die Unsicherheiten im Bewertungsverfahren groß waren. In den Referenzartenlisten waren keine relativen Abundanzen der Fischzönosen angegeben, daher wurden die notwendigen Informationen über Diskussion mit mongolischen Fischexperten ergänzt.

Abb. 2: Größenverteilung von Thymallus arcticus (Arktische Äsche) an Gewässerstrecken im Kharaa-Einzugsgebiet. Oben: Untersuchungsstrecken des Kharaa-Hauptlaufs. Unten: Kharaa-Zuläufe.



Die benthischen Invertebraten zeigen vom Ober- zum Unterlauf ebenfalls charakteristische Verschiebungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft und der funktionalen Struktur: Abnahme der Taxazahl von etwa 50 Taxa auf 25 Taxa, Rückgang der Grobsubstrat- (Lithal-) besiedler und Zunahme der Feinsubstrat- (Psammal-) besiedler sowie Abnahme von Grazer- (Weidegänger-) biomassen. Hingegen waren Shredder (Zerkleinerer) überhaupt nur im Oberlauf anzutreffen (Schäffer et al. 2009). Die Lebensgemeinschaften der benthischen Invertebraten entsprachen an den meisten Untersuchungsstellen des Einzugsgebietes dem guten ökologischen Status. An mehreren Gewässerstrecken, die durch starke Schwebstoffführung und Gewässertrübung gekennzeichnet sind (Kh_4 in Abb. 3) traten jedoch Defizite in der benthischen Besiedlung auf. Diese äußern sich in verminderten, relativen Abundanzen von Eintagsfliegen,

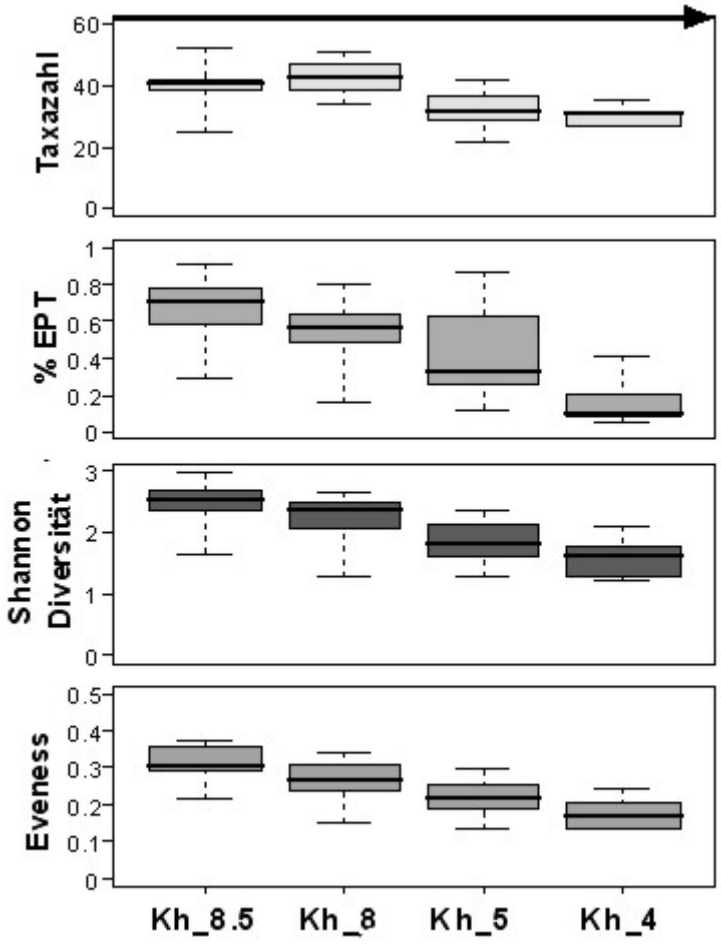


Abb. 3: Taxazahl, Prozent EPT, Shannon-Diversität und Eveness der benthischen Invertebraten an vier Probestellen im Mittellauf des Kharaa.

Steinfliegen und Köcherfliegen (Trichoptera), am Ausfall von Indikatorarten bei den Steinfliegen und an signifikant erhöhten Anteilen von Feinsubstratbesiedlern (Schäffer et al. 2008).

Da an diesen Gewässerstrecken die Ufervegetation nur sehr spärlich ausgebildet war und die Gewässer bei Regenereignissen deutliche Schwebstoffführung aufwiesen, werden vor allem Bodenerosion und der Eintrag von Bodenmaterial als Ursachen für die defizitäre Situation gesehen. Die Quantifizierung von Erosionsvorgängen erfolgt derzeit in einer weiteren Projektphase.

Zusammenfassung

Im Kharaa-Einzugsgebiet in der Mongolei wurde erstmals der ökologische Zustand der Oberflächengewässer anhand von robusten multimetrischen Verfahren und Indikatoren bestimmt. Demnach befinden sich die Teilgebiete in den höheren Lagen des Khentii-Gebirges in einem Zustand, der den natürlichen Hintergrundbedingungen gleichkommt und damit als Referenzgebiet für künftige Untersuchungen und Maßnahmenpläne gelten kann. Der anthropogene Einfluss vor allem auf die Habitatstrukturen und die Biozönosen ist im Mittellauf und noch stärker im Unterlauf feststellbar. Die Frage der Übertragbarkeit der in Mitteleuropa gängigen Bewertungsverfahren von Fließgewässern führt hier zu einer wichtigen Forschungsaufgabe, nämlich aufbauend auf den vorliegenden quantitativen und qualitativen Befunden und Taxalisten einen Gesamtbewertungsindex zu entwickeln. Aufbauend auf den vorliegenden Untersuchungen wurden erste Maßnahmenvorschläge für die zuständigen mongolischen Wasserbehörden erstellt, um die ökologische Situation der Gewässer zu erhalten bzw. fallweise zu verbessern. Die Maßnahmen sollten vor allem auf ein landwirtschaftliches Management zielen, das den Eintrag von Bodenmaterial und Nährstoffen in die Gewässer minimiert. Die derzeitige Bewirtschaftung der Weideflächen, die zu erhöhter Ufererosion, Verlust von Auenvegetation und Eintrag von Fäkalien in die Oberflächengewässer führt ist nicht als nachhaltig anzusehen.

Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (FKZ 0330762) für die finanzielle Förderung dieser Arbeit. Ein besonderer Dank gilt den mongolischen Projektpartnern von den Universitäten in Ulaanbaatar und Darkhan.

Literatur

Berner, S. (2007): Hydromorphologische Untersuchungen an einem Fließgewässer im Norden der Mongolei (Kharaa-Einzugsgebiet): Grundlagenerarbeitung für die Interpretation biologischer Daten. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität Stuttgart: 89 S.

Dulmaa, A. (1999): Fish and fisheries in Mongolia. In: Petr, T. (Hrsg.): Fish and fisheries at higher altitudes: Asia. FAO Fisheries Technical Paper 385, Rome, Italy.

Dussling, U., Berg, R., Klinger, H., Wolter, C. (2004): Assessing the Ecological Status of River Systems using Fish Assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84.

Krätz, D. (2009): Ökologie der Fischbestände in Fließgewässern des Khentii-Gebirges (Mongolei): Bestandsaufbau, Dynamik und Gefährdung durch den Gold-Tagebau. Dissertation, Technische Universität Dresden: 173 S.

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

Ocock, J., Baasanjav, G., Baillie, J.E.M., Erdenebat, M. Kottelat, M. Mendsaikhan, B., Smith, K. (Hrsg.) (2006): Mongolian Red List of Fishes. Regional Red List Series Vol. 3. Zoological Society of London.

Schäffer, M., Ibisch, R., Borchardt, D. (2009): Invertebrate Lebensgemeinschaften als Indikatoren für Landnutzungseffekte im Norden der Mongolei. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag, Berlin: 308-312.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Mittelfristige Veränderungen in der Biodiversität von Diatomeen und ihre Bedeutung für die Indizierung der Gewässergüte im Berliner Gebiet der Stadtspree

Dörte Kanzler [1], Wolf-Henning Kusber [1] & Regine Jahn [1]

[1] Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin; Königin-Luise-Str. 6-8, D-14195 Berlin; dkanzler@zedat.fu-berlin.de

Keywords: Bioindikation, Diatomeen, Florenveränderung, Stadtökologie, Wasserqualität

Einleitung

Vergleiche zwischen historischen und heutigen Gewässerzuständen gewinnen zunehmend an Bedeutung für die Rekonstruktion der Gewässerentwicklung und die Prognose in die Zukunft. In Berlin gibt es eine lange floristische Forschungstradition mit ersten dokumentierten Funden aus der Spree aus der Mitte des 19. Jahrhunderts (Geissler et al. 2004) und mehrere Arbeiten zur Florenveränderung der Desmidiaceen und Characeen (Scheer & Kusber 1997, Geissler & Kies 2003). Bei der Bewertung historischer Daten aus der Literatur können unterschiedliche Bearbeiter, Methodik und Genauigkeit der Analyse Hemmnisse sein (Geissler & Kies 2003). Aus diesen Gründen wurde eine Untersuchung durchgeführt, die einerseits Diatomeen behandelt, andererseits methodisch durch einheitliche Analysen von hinterlegten und neuen Präparaten die bei Geissler & Kies (2003) beschriebenen Probleme zu vermeiden sucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Zwei Stellen im Berliner Stadtgebiet wurden 1979 (siehe Jahn 1990) und 2010 beprobt, zum einen direkt der Fluss Spree (Spree-Eck) und zum anderen ein mit der Spree verbundener Kanal (Landwehrkanal). Die Substrate in der Stadtspree (N 52° 31' 14.2"; E 13° 18' 59,3") waren 1979 Klinker und im Jahr 2010 Granit. Der Landwehrkanal (N 52° 31' 10.0"; E 13° 19' 10,4") besaß als Substrat in beiden Jahren Granitblöcke. Die Substrate beider Probenahmestellen waren zu allen Beprobungszeiten auch durch die Grünalge *Cladophora* bewachsen.

Probenpräparation, Identifikation der Diatomeen und Datenanalyse

Die Probenpräparation und die Zählung erfolgten nach den gängigen Methoden (Probenaufschluss in H_2O_2 und Erstellung von Naphrax-Dauerpräparaten, siehe auch Jahn 1990). Die Zählung von 400 Schalen pro Präparat aller Proben wurde durch die Erstautorin durchgeführt. Die Identifikation der Taxa erfolgte nach Hofmann et al. (2011), die Berechnung der Evenness nach Shannon & Weaver (1949) und die Gruppierung der Häufigkeitsverhältnisse nach Feibicke & Geissler (1990).

Weiterhin fand die WRRL-Software PHYLIB Deutschland (Bayerisches Landesamt für Umwelt & Fraunhofer Institut Informations- und Datenverarbeitung 2007) zur Berechnung von in der EU obligatorischen gewässermonitorischen Parametern wie dem Diatomeenindex, dem Saprobienindex und dem Halobienindex Anwendung. Hinzukommend wurden 2010 Wassertemperatur und Leitfähigkeit aufgenommen (WTW Multiline P4, ATC PH-009 III). Für die Gewässerdaten von 1979 siehe Jahn (1990). Plankton-, Benthos- und Plankton-Benthos-Gruppierungen der identifizierten Taxa erfolgten mit Hilfe der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Mauch et al. 2011).

Ergebnisse und Diskussion

Physikalisch-Chemische Parameter

Die Spannen und Mittelwerte der Wassertemperaturen und elektrischen Leitfähigkeit beider Probenahmestellen, dem Landwehrkanal und der kanalisierten Stadtspree (Tab. 1), lagen 2010 oberhalb der Werte des Jahres 1979.

Tab. 1: Wassertemperatur- und Leitfähigkeitswerte der untersuchten Spreekanäle 1979 und 2010.

	Spreekanäle 1979		Spreekanäle 2010	
	Spanne	Mittelwert	Spanne	Mittelwert
Wassertemperatur [°C]	10,0 – 20,4	16,8	11,5 – 26,0	17,4
Leitfähigkeit [µS cm^{-1}]	550 – 695	608	713 – 845	763

Die elektrische Leitfähigkeit war 2010 signifikant höher, diese Tendenz könnte mit den Sulfateinträgen aus den Braunkohlegebieten der Lausitz in die Spree im Zusammenhang stehen. Auffällig hohe pH-Werte bis 9,0 für das Jahr 1979 (Jahn 1990) wurden 2010 nicht mehr gemessen (Maximum pH 7,7). Die Nährstoffgehalte lagen 2010 deutlich unterhalb der gemessenen Werte von 1979 (Jahn 1990, Senat von Berlin, pers. Mitt.).

Biologische Komponenten

Von 1979 zu 2010 wurde bei der Betrachtung der Diatomeendiversität eine hohe Dynamik der Taxa deutlich. So gab es 36% andere Arten im Jahr 2010 als 31 Jahre zuvor. 53% der Taxa waren in beiden Jahren vorhanden. 47% der Taxa waren entweder nur 1979 bzw. nur 2010 vorhanden.

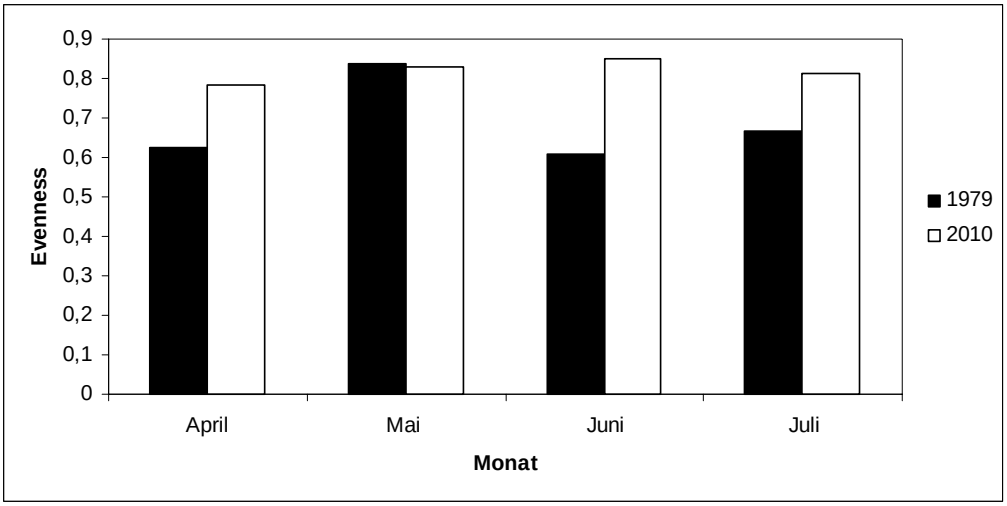


Abb. 1: Evenesswerte für die Diatomeen-Gemeinschaft über die Monate April bis Juni 1979 und 2010 in der Stadtspree.

Die Gleichmäßigkeit der Verteilung der relativen Häufigkeiten der Taxa pro Probe hat in der Spree bis auf den Monat Mai, wo die Evenness 1979 und 2010 nahezu identisch war, nach 31 Jahren zugenommen (Abb. 1).

Die 2010 bis auf den Mai höheren Evenness-Werte stehen mit der Verringerung von Diatomeenmassenentwicklungen im Zusammenhang. So war in der Stadtspree im April 1979 eine Massenentwicklung von *Gomphonema olivaceum*, im Juni 1979 eine von *Gomphonema parvulum* und im Juli 1979 eine von *Aulacoseira granulata* zu verzeichnen, weshalb die Gleichmäßigkeit der Verteilung der relativen Häufigkeiten pro Probe zu diesen Zeitpunkt geringer war.

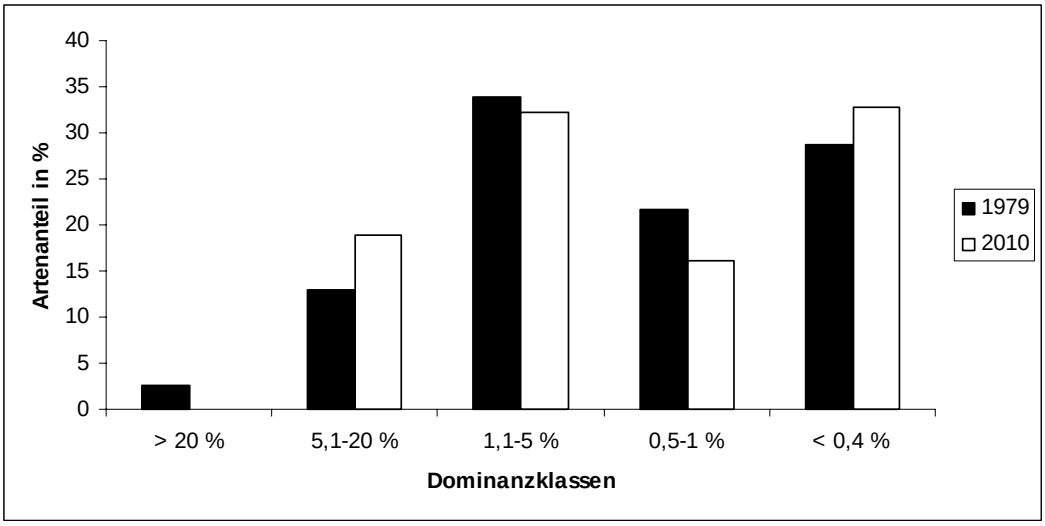


Abb. 2: Durchschnittliche Taxazahlen der Diatomeengemeinschaften für die Stadtspree 1979 und 2010 eingeteilt in die 5 Dominanzklassen nach Feibicke & Geissler (1990).

Weiterhin haben sich die Artenzahlen unter Betrachtung der Dominanzklassen von 1979 zu 2010 geändert (Abb. 2). Diese Veränderung beinhaltet einen Rückgang der Arten von 1979 zu 2010, die eine relative Häufigkeit von 0,5-5,0% besaßen. Es gab hinzukommend eine Zunahme der Arten, die eine relative Häufigkeit mit weniger als 0,4% als auch der Arten, die eine von 5,1-20% besaßen. Große Massenentwicklungen wie noch 1979 mit mehr als 20% relativer Häufigkeit pro Taxon traten in der Spree im Jahr 2010 nicht mehr auf.

Tab. 2: PHYLIB-generierte Indices für 1979 und 2010 mit Zustandsklassen und absoluten Indexwerten für die Spree.

Spree	1979		2010	
	Zustandsklasse	Indexwert	Zustandsklasse	Indexwert
Diatomeenindex	mäßig	0,54	gut	0,62
Saprobienindex	gut	2,05	gut	1,94
Halobienindex	typisch limnisch	0,53	typisch limnisch	8,0

Unter Betrachtung des Diatomeenindexes (Tab. 2), generiert durch die Software PHYLIB Deutschland 2011, konnte für das Jahr 1979 eine mäßige biologische Qualität der Spree konstatiert werden. Dieser Durchschnittswert von 1979 ist maßgeblich vom Diatomeenindex des Monats Juni geprägt, wo eine Massenentwicklung von *Gomphonema parvulum*, die quantitativ mehr als die Hälfte der Diatomeenindividuen stellte, auftrat. *G. parvulum* präferiert hohe Nährstoffkonzentrationen und

toleriert starke, insbesondere organische Verschmutzungen. Der Saprobienindex (Bayerisches Landesamt für Umwelt & Fraunhofer Institut Informations- und Datenverarbeitung 2007) lag sowohl 1979 als auch 2010 durchschnittlich im Bereich der guten Zustandsklasse (Tab. 2). Auch bei der Saprobie indizierte der Juni-Wert von 1979, wo die *G. parvulum*-Massenentwicklung auftrat, abweichend von den restlichen Indexwerten nur eine mäßige Qualität im Bereich der Saprobie.

Weiterhin wurden sowohl 1979 als auch 2010 durch die Diatomeengemeinschaft Tendenzen in Richtung eutrophe bis polytrophe Zustandsbedingungen in Stadtspree und Landwehrkanal indiziert (vergleiche Köhler et al. 2002).

Der Halobienindex (Bayerisches Landesamt für Umwelt & Fraunhofer Institut Informations- und Datenverarbeitung 2007) indizierte für die Jahre 1979 und 2010 im Durchschnitt einen Salzgehalt, der typisch für limnische Gewässer (β-oligohalob) ist (Tab. 2). Allerdings hat sich der Wert für den durchschnittlichen Salzgehalt innerhalb der konstatierten Zustandsklasse um mehr als das fünfzehnfache erhöht. Dabei betrug der Wert für den Mai 2010 mehr als 10, was eine α-oligohalobe Zustandsklasse indiziert und Ausdruck einer geringen aber kontinuierlichen Salzbelastung ist.

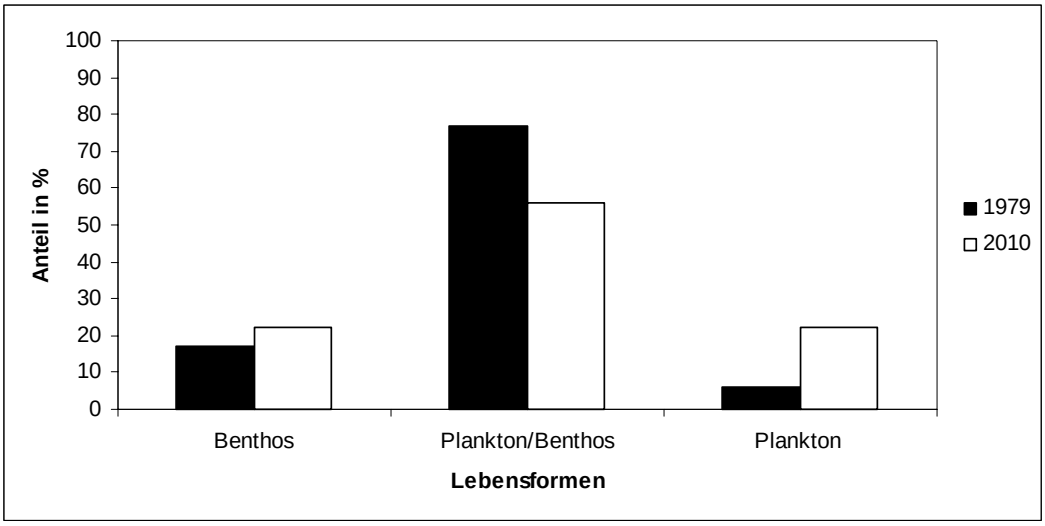


Abb. 3: Prozentualer Anteil der Lebensformen der Diatomeen nach relativen gezählten Häufigkeiten der Taxa in der Spree im April 1979 und 2010.

Bei der quantitativen Betrachtung der Lebensformen in der Spree nach einer Kategorisierung entsprechend der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Mauch et al. 2011) ist auffällig, dass sowohl im April 1979 als auch im selben Monat des Jahres 2010 die meisten Individuen mit weit mehr als der Hälfte der ausgezählten Schalen der Mischgruppe Plankton/Benthos zugehörig waren (Abb. 3). Im Mai 1979 war der überwiegende Teil der Individuen der Mischgruppe zugehörig. 31 Jahre später gehörten nahezu 50% der Individuen zur Benthos-Gruppe. Im Juni war in beiden Jahren jeweils der größte Anteil bei der Gruppe Benthos zu finden. Einen Monat später stieg 2010 der Anteil der Individuen an der Mischgruppe Plankton/Benthos. Der größte Teil der Individuen gehörte jedoch zu diesem Zeitpunkt zur Gruppe Benthos. 31 Jahre zuvor im Juli 1979 gehörte der größte Teil der gezählten Individuen zur Gruppe der Plankter, zweitstärkste Gruppe war hier die Mischgruppe Plankton/Benthos.

Diese Betrachtung der Lebendformen nach der aktuellen Datenlage der Taxaliste der Gewässerorganismen (Mauch et al. 2011) macht deutlich, dass eine eindeutige Zuordnung in Plankton und Benthos, wie sie bisher in Deutschland Praxis war, mit der aktuellen Datenbasis der Taxaliste 2011 nicht für alle Arten möglich ist. Eine große, teilweise überwiegende Anzahl der Individuen pro Probe innerhalb dieser Arbeit gehörte nach der Taxaliste 2011 zur Mischgruppe Plankton/Benthos.

Es ist eine offene Frage, ob die meisten in der Stadtspree vorkommenden Arten sehr flexibel bezüglich der Lebensform sind, oder ob eine Revision der Datengrundlage bezüglich der Lebensformenkategorien der Gewässerorganismen Deutschlands nötig ist.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die elektrische Leitfähigkeit der untersuchten Gewässer ist von 1979 zu 2010 signifikant gestiegen. Ebenso der indizierte Halobienindex. Eine durchschnittlich erhöhte, wenn auch noch für limnische Gewässer typische Salzbelastung (β-oligohalob) konnte aufgezeigt werden. Massenentwicklungen an Diatomeen, wie sie sich in den Evenness- und Dominanzklassenwerten von 1979 ausdrückten, gingen 2010 auffällig zurück. Diese Tendenz drückte sich auch im Diatomeenindex aus. Bezüglich der biologischen Qualität der Spree konnte so eine Verbesserung der Zustandsklasse von mäßig (1979) zu gut (2010) nachgewiesen werden. Die organische Belastung, über den Saprobienindex nach Diatomeen indiziert, blieb in beiden Jahren im guten Zustandsbereich. Die Betrachtung der Lebensformen der Diatomeen zeigte auf, dass nach der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands 2011, sowohl 1979 und 2010 einen große Anzahl an identifizierten Individuen nicht eindeutig dem Plankton oder dem Benthos zuzuordnen, sondern Bestandteil der Mischgruppe Plankton/Benthos war. Es wurde zusammenfassend festgestellt, dass in punkto Diatomeendiversität eine hohe Dynamik der Arten von 1979 zu 2010 erfolgte (47% der Taxa nur 1979 bzw. nur 2010 vorhanden).

Danksagung

Gertraud Kubiak, Antje Köhler und Harald Barz vom Senat Berlin wird für die freundliche Überlassung chemisch-physikalischer Daten zur Spree und für ihre fachlichen Informationen gedankt.

Literatur

Bayerisches Landesamt für Umwelt & Fraunhofer Institut Informations- und Datenverarbeitung (2007): PHYLIB – Software zur Bewertung von Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern und Seen. www.lfu.bayern.de (Zugriff: 01.09.2011).

Feibicke, M. & Geissler, U. (1990): Untersuchungen des Diatomeen-Aufwuches im Tegeler See und im Nordgraben in Berlin (West) - I. Ökologische Auswertung. Nova Hedwigia 50: 413-450.

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

Geissler, U., Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2006): The diatom flora of Berlin (Germany): A spotlight on some documented taxa as a case study on historical biodiversity. In: Witkowski, A. (ed.): Proceedings of the Eighteenth International Diatom Symposium, Międzyzdroje, Poland. 2nd -7th September 2004. Biopress, Bristol: 91-105.

Hofmann, G., Werum. M. & Lange-Bertalot, H. (2011): Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Gantner, Ruggell: 908 S.

Jahn, R. (1990): Untersuchungen zur benthischen Diatomeenflora und -vegetation der Spree und angrenzender Kanäle im innerstädtischen Gebiet von Berlin (West). - Dissertation FB Biologie, Freie Universität Berlin.

Köhler, J., Gelbrecht, J. & Pusch, M. (Hrsg.) (2002): Die Spree. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. Limnologie aktuell 10. Schweizerbart, Stuttgart: 384 S.

Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2011): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. www.lfu.bayern.de (Zugriff: 10.11.2011).

Scheer, T. & Kusber, W.-H. (1997): Bestandsveränderungen der Desmidiaceen im Naturschutzgebiet Barssee und Pechsee (Berlin) in den letzten siebzig Jahren unter anthropogenen Einflüssen. - Nova Hedwigia 65: 385-409.

Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press, Urbana, Illinois.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Egg-laying Strategies of the European Fairy Shrimp Eubranchipus grubii in Temporary Floodplain Waters

Leander Krüger[1], Ellen Kiel[2], Renke Lühken[3] & Andreas Martens[4]

1 Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländerheerstr. 114-118; leander.kruger@gmail.com, 2 ellen.kiel@uni-oldenburg.de; 3 renke.luehken@uni-oldenburg.de, 4 Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe; martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: temporary waters, *Eubranchipus grubii*, cyst traits, conservation

Introduction

The European Fairy Shrimp *Eubranchipus (Siphonophanes) grubii* (Dybowski, 1860) (Anostraca, Branchiopoda) is known as a "living fossil". Since the fairy shrimp is a weak competitor its development from larvae to adult is very fast, taking only up to 2 weeks (Grabow 2004) and giving it a head start towards potential predators. The cysts (dormant eggs) of the fairy shrimp are able to withstand desiccation of temporary waters for several years. Usually in autumn when the pools refill due to rainfall or flooding, the cysts start to pre-hatch forming dormant nauplius larvae (Mossin 1986). The larvae generally hatch early in spring even under an ice layer (Grabow 2004).

The fairy shrimp inhabits temporary floodplain waters, but it is also known to populate other temporary waters outside floodplains (Manzke & Dankelmann 2009; Hofmann 2009; Engelmann & Hahn 2004). In Germany this species is listed as critically endangered, but for Lower Saxony there is no data available on the status. The fast life cycle of the fairy shrimp and the temporal inundation and seasonality of its habitats make overall assessment very difficult, so that impacts caused to the biotopes in floodplain areas mostly happen unnoticed, although the relevance and value of temporary waters is well known (Williams 2006). Furthermore if impacts are not assessed, no proper compensation can take place (Manzke & Dankelmann 2009). Even large-scale river restoration projects can lead to conflicts and add to threats of temporary habitats if not considered in the planning process.

This study, which is mainly based on the thesis of Krüger (2010), focused on the development of a method by which the fairy shrimp cysts can be identified in desiccated temporary waters in sediment samples and according to their cyst morphology. Furthermore, we studied the horizontal distribution of cysts across transects in temporary waters.

Materials and Methods

Study Area

The study area is situated along a former floodplain of the Hunte River between the towns of Barnstorf and Goldenstedt within the Markonah forest in the administrative district of Diepholz, Lower Saxony, about 65 km south to the city Bremen. The Hunte river is highly modified in this

section. The floodplain is characterized by sandy, pebbly areas as well as clay and silt (Briem 2003) and lies in the Ems-Hunte-Geest and Dümmer-Geestniederung. Three temporary waters were assessed in this study (Fig. 1).

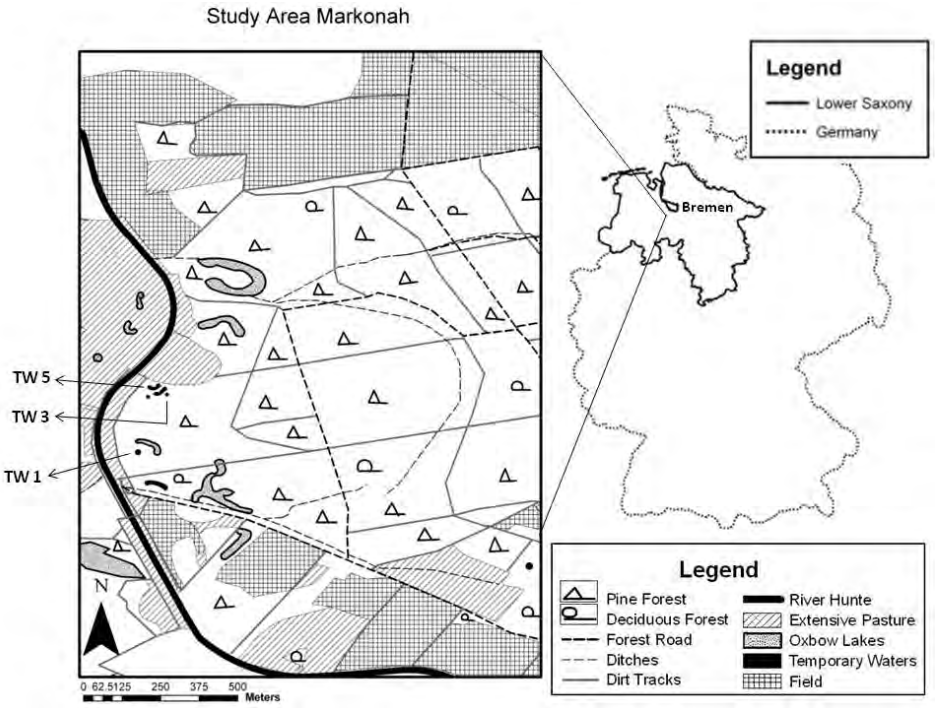


Fig. 1: Study area showing the location of temporary waters in the former floodplain of the Hunte river, (TW 1) being a floodplain pool with approx. size 178 m² and max. depth 0.30 m, (TW 3) a small floodplain pool with approx. size 15 m² and max. depth 0.10 m as well as a shallow oxbow lake (TW 5) with approx. size 120 m² and max. depth 0.10 m.

Line Intercept Method

We applied the Line Intercept Method (Madsen 1999) to analyse the horizontal distribution of the cysts in the water bodies. Across each desiccated temporary water, a transect with a width of 0.2 m was lain using two strings in the way that the structures found inside the transect were representative for the overall structural composition of the pool. Transects were constructed in such a way that the strings represented the initial water level of the temporary waters measured at the first survey date when temporary waters were totally full. At every 0.5 m interval, an intercept was marked along the transect line. Within each intercept, three subsamples were taken, always diagonally in a straight line from the top right hand corner. The subsamples were taken using a core cutter with a diameter of 5.5 cm and a depth of 4 cm. The substrate and depth were recorded for all samples.

Identification of Cysts under Light Microscope

For analysis of the cyst bank sampling the cysts structure and appearance under light microscopic conditions needed to be known. Thiéry & Gasc (1991) and Mura (1992) described cyst morphologies for the European branchiopod species under S.E.M. conditions. According to their studies, the cysts of *E. grubii* have a spherical shape, a size between 300 and 380 µm (Thiéry et al. 1991) and a dense complex network of ribs on their surfaces. For comparison eggs of from the brood pouch of a female *E. grubii* was extracted and examined under a light microscope (Zeiss Axiostar, max. magnification 10x10).

The samples were washed over a sieve cascade with mesh width of 1 mm, 500 µm and 250 µm. The contents of the 500 µm and 250 µm were transferred to a Petri-dish and saturated sugar solution was added to separate light materials from heavy ones (Sugar Reflotation Method; Kidder 1997). The contents of the Petri-dish were then viewed under the Stereo Binocular Microscope (Leica MS 5, max. magnification 10x10). The cysts were identified according to their spherical shape and orange-brown color, extracted using a pipette and counted. All the cysts removed from the samples were further analyzed under the light microscope to exclude any confusion with seeds or cysts of other branchiopods.

Statistical Analysis

Correlation between the number of cysts and depth in the water body were analyzed using Spearman rank sum test. Differences between the number of cysts and the substrates were analyzed using the Kruskal-Wallis rank sum test. Substrates only represented by one sample were excluded from the analyses. All statistical analyses were done with the program R (R

Development Core Team 2011).

Results

Number of cysts were significantly different between the studied substrates (Kruskal-Wallis rank sum test: p-value=0.028, chi-squared=17.21, df=8; Fig. 2). The substrates "Dead Wood", "*Glyceria*", "*Glyceria*, Moss", "*Iris*, Sediment", "Sediment" and "Sediment, Moss" showed higher numbers of cysts than "Foliage, "Foliage, *Juncus*" and "Moss".

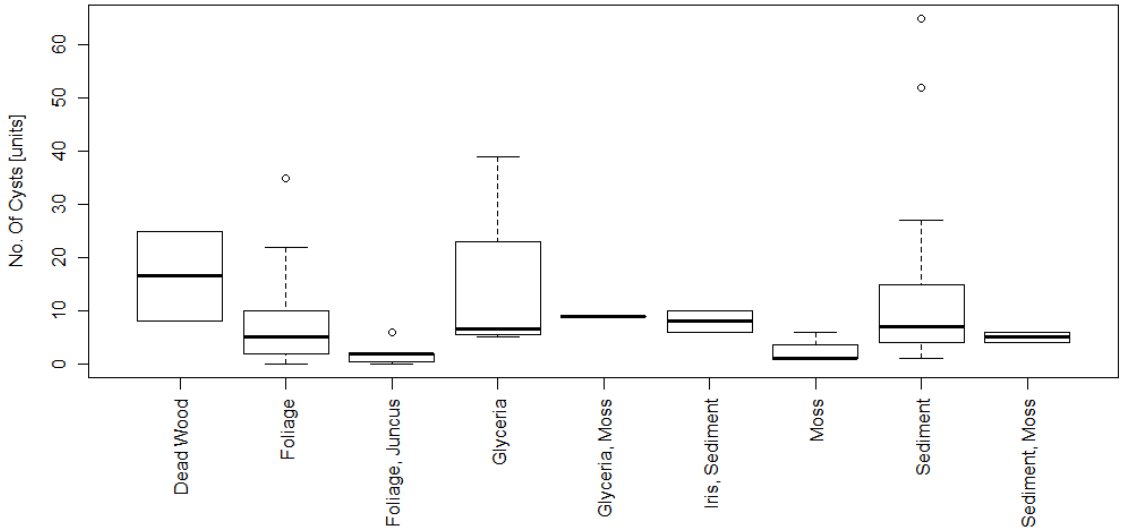


Fig. 2: Number of sampled cysts of the studied substrates. Substrates only represented by one sample are not shown here.

Spearman Rank Correlation indicated a significant negative correlation between the number of cysts and the depth of the waters (p-value<0.0001; rho=-0.516; Fig. 3). A high number of cysts were found at low depth and decreased with increasing depth.

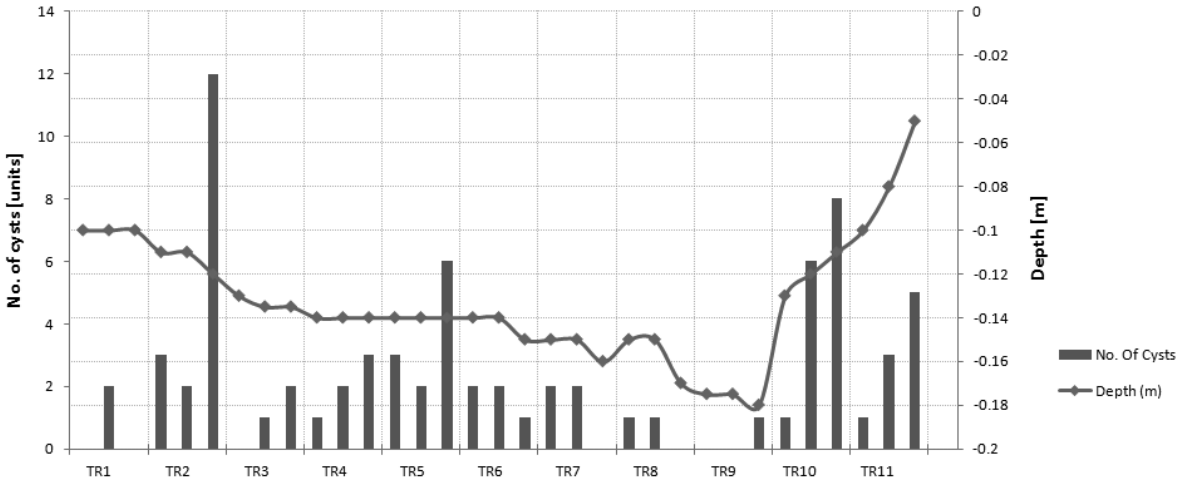


Fig. 3: Depth profile through a temporary floodplain pool (TW 1) showing the number of cysts for a given depth across the transect. The bars represent the number of cysts in the subsample and the line represents the depth at which the sample was taken. TR1 to TR11 represent the intercepts within which 3 subsamples were taken.

Discussion

Horizontal Distribution of Cysts in Temporary Waters

The negative correlation between the number of cysts and depth (Fig. 3) as well as the impact of substrates (Fig. 2) implies that the fairy shrimp *Eubranchipus grubii* exhibits a specific egg-laying strategy. Thiéry (1997) postulated that cysts of Notostracan *Triops numidicus* are deposited along the edges of temporary waters to guarantee that the inundation lasts long enough to sustain the reproduction. This hypothesis can also be applied to the egg-laying strategy of *E. grubii*, since our results showed a very clear and significant relationship between low depth (=water's edge) and number of cysts (Fig. 3). The substrates seem to play a significant role as well. This may explain the high variance in the correlation of depth and number of cysts (Fig. 2) as well as the fact that the entire dataset is not very large.

Identification of Cysts

As found in different studies (Thiéry & Gasc 1991; Mura 1992; Miličić & Petrov 2009), the identification of cysts from the sediments of desiccated temporary waters according to their species-specific cyst morphology has proven to be successful. The cyst structures of European Branchiopods using S.E.M. are published (Thiéry & Gasc 1991; Mura 1992), but this method is very costly and time expensive to be used as tool in large study areas. Therefore, extraction of cysts from substrate samples using the Reflotation Technique and the possibility of identifying cysts under the light microscope have high relevance for the conservation of this species.

In the environmental planning practice, surveys of floodplains are often carried out during late spring or summer season when temporary waters are already desiccated (Manzke & Dankelmann 2009). To simplify assessment of the fairy shrimp and to prevent conflicts between conservation and other anthropogenic activities especially in floodplain areas, we propose the presented method as a seasonal independent assessment instrument for *E. grubii*.

Summary

High numbers of cysts were found at the edges of the temporary waters, at low depths and cyst numbers decreased significantly with increasing depth. This study showed that the cysts of *E. grubii* could be identified under simple light microscopic conditions using the specific cyst traits. In the environmental planning practice, surveys of floodplains are often carried out during late spring or summer season when temporary waters are already desiccated. We propose the presented method as a seasonal independent assessment instrument for *E. grubii*. Further research is needed on the identification of other branchiopods using this method.Acknowledgments

Thank you to Uwe Manzke for providing us with the pictures of the fairy shrimp, which were used during the presentation of this study. LK would also like to thank all the people who helped him during his Bachelor Thesis, since most of the data comes from that study.

References

Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. Arbeitsbericht. ATV-DVWK, Hennef.

Engelmann, M. & Hahn, T. (2004): Vorkommen von Lepidurus apus, Triops cancriformis, Eubranchipus (Siphonophanes) grubii, Tanymastix stagnalis und Branchipus schaefferi in Deutschland und Österreich. Faunistische Abhandlungen 25: 3-67.

Grabow, K. (2004): Farbatlas Süßwasserfauna Wirbellose.- Ulmer Eugen Verlag, Stuttgart (Hohenheim).

Hofmann (2009): Kartierung des Frühjahrskiemenfußes (Eubranchipus grubii) in ausgewählten Gebieten des Südlichen/Vorderen Steigerwaldes. Landschaftspflegeverband Mittelfranken, Projektabschlußbericht 1/2009, 24. S. + Anhang: http://www.die-natur-gewinnt-immer.de/uploads/media/Bericht_Kiemenfuss.pdf Abgerufen am 24.10.2011

Kidder, T. R. (1997): Sugar Reflotation: An alternative method for sorting flotation derived heavy fraction samples. Journal of Field Archaeology 24 (1): 39-45.

Krüger, L. (2010): Characterization of Cyst Distribution and Analysis of Temporary Floodplain Waters populated by Eubranchipus grubei (Dybowski, 1860). Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, unveröff. Bachelorarbeit.

Madsen, J. (1999): Point intercept and line intercept methods for aquatic plant management.- APCRP Technical Notes Collection, US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg.

Manzke, U. & Dankelmann, M. (2009): Gefährdete Branchiopoden im Amt Neuhaus: Funde des Kiemenfußes Eubranchipus grubii (Dybowski, 1860) und des Schuppenschwanzes Lepidurus apus (Linné, 1758). Rana 10: 49-63.

Miličić, D. & Petrov, B. (2009): SEM Morphological Analysis of fertilized cysts in the Genus Branchipus (Branchiopoda, Anostraca) – Can cyst morphology be used as a reliable taxonomic criterion? Archives of Biological Science Belgrade 61: 563-569.

Mossin, J. (1986): Phyciochemical factors inducing embryonic development and spring hatching of the Europeran Fairy Shrimp Siphonophanes grubei (Dybowski, 1860), (Crustacea: Anastraca).- Journal of Crustacean Biology 6: 693-704.

Mura, G. (1992): Additional remarks on cyst morphometrics in anostracans and its significance. Part II: Egg Morphology. Crustaceana 63: 225-246.

R Development Core Team (2011): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing http://cran.r-project.org/doc/manuals/refman.pdf [31.10.2011].

Thiéry, A. (1997): Horizontal distribution and abundance of cysts of several large branchiopods in temporary pool and ditch sediments. Hydrobiologia 359: 177-189.

Thiéry, A. & Gasc, C. (1991): Resting eggs of Anostraca, Notostraca and Spinicaudata (Crustacea, Branchiopoda) occurring in France: identification and taxonomical value. Hydrobiologia 212: 245-259.

Williams, D. D. (2006): The Biology of Temporary Waters. Oxford University Press, USA.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

GBIF-D *Pflanzen, Algen & Protisten*: Mobilisierung und Publikation primärer Biodiversitätsdaten für die Nutzung in internationalen Datennetzwerken

Wolf-Henning Kusber[1], *Gabriele Dröge*[1], *Sabine von Mering*[1] *& Regine Jahn*[1]

[1] Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin; Königin-Luise-Str. 6-8, D-14195 Berlin; w.h.kusber@bgbm.org

Keywords: Biodiversitätsinformatik, Datenverfügbarkeit, Diatomeen, Global Biodiversity Information Facility, Observationsdaten, Protozoa

Einleitung

Dieser Beitrag hat zum Thema, anhand einiger deutscher Initiativen einen Überblick zu limnologisch relevanten Biodiversitätsdaten (Informationen zu Arten bzw. zu Beobachtungen und Belegen) im Netzwerk der „Global Biodiversity Information Facility" (GBIF) zu geben. Während frühere Beiträge das Datennetzwerk und die Portale vorstellten und auf Fragen der Nutzbarkeit und Datenqualität eingingen (Kusber et al. 2009, 2010) ist Ziel dieser Arbeit, die Kenntnis des GBIF-Netzwerkes und dessen Datenbasis zu vergrößern, um so die Nutzbarkeit weiter zu verbessern. Im Rahmen dieser Arbeit wird ein Dateneingabetool vorgestellt, das am BGBM Berlin entwickelt wurde und für die Publikation von Observationsdaten genutzt wird.

Das GBIF-Datennetzwerk

Es sind Hauptziele von GBIF, verankert im Memorandum of Understanding, die Zusammenstellung, Verlinkung, Standardisierung, Digitalisierung und globale Verbreitung von Biodiversitätsdaten zu fördern, zu koordinieren und zu implementieren. GBIF ist, so weit wie möglich, eine Open-Access-Initiative, die Biodiversitätsdaten allgemein (über das Internet) bereitstellt unter Zitierung aller, die Daten erhoben und beigetragen haben.

Die Arbeit von GBIF-Deutschland (GBIF-D)

GBIF-D, GBIF-Gründungsmitglied und nationaler GBIF-Knoten, lieferte im November 2011 über 9,2 Millionen Datensätze an das GBIF-Netzwerk (über 6,8 Millionen davon sind georeferenziert). Acht thematisch orientierte Bereiche in sechs Kompetenzzentren bilden die Organisationsstruktur von GBIF-D (www.gbif.de). Aufgaben sind die Einführung modernster Technologien für effiziente und hochqualitative Digitalisierung von Herbariumsobjekten und Mikropräparaten, die Einführung von Services zur Web−Publikation von Bilddatenbeständen und Metadaten sowie die Verbreiterung der Datenbasis deutscher Biodiversitätsdaten im GBIF-Netzwerk entsprechend einer Verdoppelung des deutschen Datenbeitrags von 2010 bis 2013.

Der Bereich GBIF-D *Pflanzen, Algen & Protisten* betreut Datenprovider aus den Gebieten der Botanik und Algen- sowie Protistenkunde, die ihre Biodiversitätsdaten im GBIF-Netzwerk publizie-

ren bzw. publizieren wollen. Biodiversitätsdaten werden sehr weit gefasst: als Daten zu Belegen, die in Forschungsmuseen hinterlegt sind, als Beobachtungsdaten, die bei Forschungsvorhaben und ehrenamtlichen Kartierungen erhoben wurden sowie als Lebenddaten zu Organismen, die außerhalb ihres angestammten Lebensraums kultiviert werden (z. B. Algensammlungen). Berichte dokumentieren sowohl die Einbindung von Forschungsprimärdaten (Jahn & Kusber 2003+, Kusber & Jahn 2011, Zimmermann et al. 2011) als auch die Einbindung von Beobachtungsdaten Ehrenamtlicher in das GBIF-Netzwerk (Kusber & von Mering 2011) und belegen das breite Datenspektrum, das abgedeckt wird.

Ergebnisse

Limologische Daten im GBIF-Datennetzwerk

Im Folgenden soll ein Überblick gegeben werden, welche GBIF-Datenportale (Tab. 1) sowie GBIF-fähige Datenquellen (Tab. 2) im Bereich der Algen und Protisten für limnologische Arbeiten in Deutschland interessant sind.

Tab. 1: Ausgewählte Datenportale mit limnologisch relevanten Biodiversitätsdaten des GBIF-Netzwerkes. Legende: O = Beobachtungsdaten (Observation), S = Belegdaten (Specimen), L = Lebend außerhalb des angestammten Lebensraums (Living).

Name	URL	Merkmale	Organismen	GBIF
BioFresh	http://data.freshwaterbiodiversity.eu/	OS	Gewässerorganismen (Süßwasser)	Verwendung von GBIF-Daten
DNA Bank Network	http://www.dnabank-network.org/	OSL Bilddaten	Keine Einschränkung	Verwendung von GBIF-Daten
EDIT Portal	http://search.biocase.org/edit/	OSL Bilddaten	Keine Einschränkung	Verwendung von GBIF-Daten
GBIF	http://data.gbif.org	OSL Bilddaten	Keine Einschränkung	GBIF Datenportal

Neben den bei Kusber et al. (2009) ausführlicher beschriebenen Datenportalen (u. a. basierend auf dem Biological Collection Access Service, BioCASe, www.biocase.org), von denen nur diejenigen mit globaler Ausrichtung in Tab. 1 genannt werden, sind seitdem einige neue spezialisierte Portale entwickelt worden. Das Portal des DNA-Bank-Netzwerkes verwendet die BioCASe-Technologie, um DNA- und die zugehörigen Sammlungsproben zu verwalten. Das BioFresh-Portal setzt auf der GBIF-Technologie auf und besitzt für die Limnologie ein großes Entwicklungspotential.

Die in Tab. 2 genannten, im Internet verfügbaren Datenbanken verwalten die „kleinsten publizierbaren Einheiten“ in der Biodiversitätsforschung: den Beleg oder die Beobachtung.

AlgaTerra legt Schwerpunkte auf taxonomische, molekulare, Typus- und Bilddaten (Algen, Süßwasser, Marine Habitate), Plankton*Net auf Multimediadaten (Bilder) georeferenzierter Plankter (Phytoplankton, Zooplankton, Marine Habitate, Süßwasser), die Desmidiaceen-Datenbanken behandeln schwerpunktmäßig Sammlungsdaten und sind ausschließlich im GBIF-Netzwerk verfügbar (Süßwasser), die Sammlung von Algenkulturen der Universität Göttingen (SAG) verwaltet Lebendsammlungsdaten (Algen, Süßwasser).

Während PANGAEA als Plattform für primäre Forschungsdaten agiert, sammeln naturgucker.de und GEO Beobachtungsdaten aus dem „Citizen Science"-Bereich ehrenamtlicher Artenerfassung, in welchem die mikroskopischen Gewässerorganismen bisher unterrepräsentiert sind. Alle genannten Datenbanken bzw. Portale publizieren bereits Biodiversitätsdaten im Internet. Die GBIF-Verfügbarkeit ist bei einigen bereits erreicht, bei einigen Datenquellen noch in der Planungsphase (Tab. 2).

Tab. 2: Ausgewählte Datenquellen bzw. -portale mit limnologisch relevanten Biodiversitätsdaten. Legende: O = Beobachtungsdaten (Observation), S = Belegdaten (Specimen), L = Lebend außerhalb des angestammten Lebensraums (Living); (1) über den Botanischen Garten und das Botanische Museum Berlin-Dahlem (BGBM), (2) Bundesamt für Naturschutz / Netzwerk Phytodiversität Deutschland, (3) GEO-Tag der Artenvielfalt, (4) Auszüge in AlgaTerra, (5) in Planung, (6) über Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung (AWI), (7) PANGAEA - Publishing Network for Geoscientific and Environmental Data.

Name	**URL**	**Merkmale**	**Organismen**	**GBIF**
AlgaTerra	http://www.algaterra.org	OSL Bilddaten	Algen	Provider (1)
Desmidiaceae Engels	http://data.gbif.org/datasets/resource/1089/	S Bilddaten	Desmidiaceae	Provider (1)
Desmidiaceae Mollenhauer	http://data.gbif.org/datasets/resource/1090/	S Bilddaten	Desmidiaceae	Provider (1)
FloraWeb	http://www.floraweb.de/	O	Höhere Pflanzen	Provider (2)
GEO-Tag der Artenvielfalt	http://www.geo.de/GEO/natur/oekologie/tag_der_artenvielfalt/	O	Keine Einschränkung	Provider (3)
Hustedt Collection Database	http://diatomwebserver.awi.de/fmi/iwp/cgi?-open	S	Diatomeen	Provider (4, 5, 6)
naturgucker.de	http://www.naturgucker.de	O	Keine Einschränkung	Provider (5)
PANGAEA	http://www.pangaea.de/	OS	Keine Einschränkung	Provider (7)
Plankton*Net	http://planktonnet.awi.de/	OS Bilddaten	Phyto- und Zooplankton	Provider (5, 6)
SAG	http://sagdb.uni-goettingen.de/	L Bilddaten	Algen	Provider (5)

Das Specimen Tool

Das Specimen Tool ist ein Softwareprodukt, das im Rahmen des DNA-Bank-Netzwerkes (Gemeinholzer et al. 2009+) entwickelt und dokumentiert wurde (Dröge et al. 2009, Gemeinholzer et al. 2009+), um Belegdaten, die nicht im GBIF-Netzwerk verfügbar sind, zu verwalten und zugänglich zu machen. Im Rahmen von GBIF-D *Pflanzen, Algen & Protisten* wurde dieses Eingabetool getestet und genutzt, um GBIF-Daten aus dem Bereich Protisten zu generieren und an GBIF zu liefern.

Das Specimen Tool ermöglicht die Eingabe von Beleg- und Observationsdaten, plattformunabhängig über ein Webinterface (php). Alle Biodiversitätsdaten können strukturiert in einer MySQL-Datenbank abgelegt werden. Neben den GBIF-relevanten Kerndaten, wann ein Organismus wo, von wem gefunden wurde, und unter welchem wissenschaftlichen Namen er identifiziert ist, können optional weitere Umweltparameter angegeben werden. Fotos, die den beobachteten Organismus zeigen sowie Standortfotos machen den Fund verifizierbar und ergänzen die Textinformation sinnvoll. Das Specimen Tool dient gleichzeitig als GBIF-Provider. Die ausführliche Dokumentation zum Specimen Tool wurde im Internet publiziert (Gemeinholzer et al. 2011+).

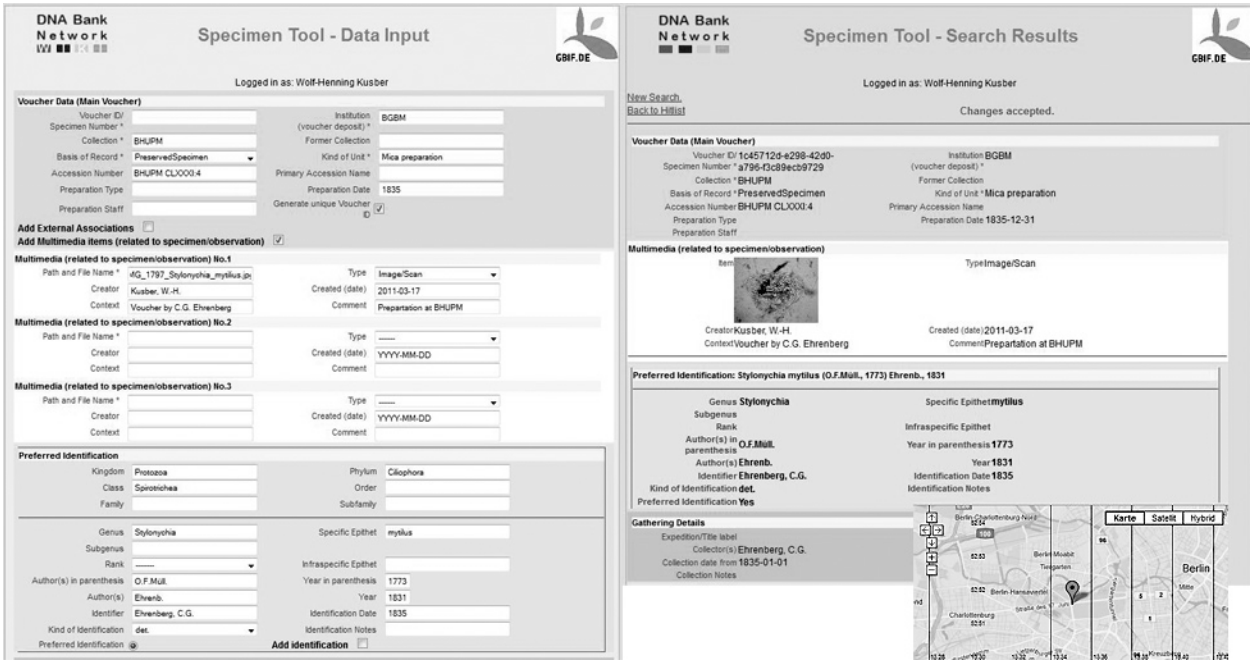


Abb. 1: Specimen Tool: Dateneingabemaske im Webinterface (links, großes Bild), Datenausgabe im Webinterface mit eingebundenem, vergrößerbarem Foto (rechts, großes Bild). Kartendarstellung zu einer Observation (kleines Bild). Einzelheiten siehe Text.

Zu Testzwecken wurden zunächst zwei Datensätze zu Protozoen aus DGL-Publikationen sowie aus Skibbe (1998) extrahiert, in das Specimen Tool eingegeben und über das Portal des Specimen Tools [http://www.dnabank-network.org/SpecimenTool] sowie das GBIF-Netzwerk publiziert.

Diskussion

Die Analyse der Datenquellen zeigt ein weites Spektrum an Spezialisierungen und Ausrichtungen der Datenanbieter: Neben der Fokussierung auf Lebensgemeinschaften (Plankton), Ökologie (Süßwasser), kleinere oder größere Organismengruppen (Desmidiaceen, Algen), gibt es auch die Ausrichtung auf Nutzergruppen (interessierte Laien) oder die Verwaltung von bestimmten Datentypen (Bilddaten). Alle Ansätze sind prinzipiell sinnvoll und haben ihre besonderen Stärken. Innerhalb des GBIF-Netzwerkes ist es möglich, alle diese Daten zu kompilieren und gemeinsam suchbar zu machen. Der Ansatz von GBIF ist dabei nicht, die vielen verteilten Initiativen zu ersetzen, sondern diese zu vernetzen. Der Mehrwert für die Nutzer ist die einfachere Abfrage über ein zentrales Portal, der Mehrwert für die Datenhalter ist die bessere Sichtbarkeit der eigenen Daten im Internet außerhalb der eigenen Webseite.

Zusammenfassung

GBIF bietet eine Plattform für Wissenschaftler, angewandte Ökologen und interessierte Laien, ihr Wissen um die Biodiversität weltweit zu teilen. Die Datenverfügbarkeit ist inzwischen so gut, dass GBIF-Daten zunehmend in Forschung und Naturschutz genutzt werden. Alle Datenhalter, die die Ziele der globalen GBIF-Initiative unterstützen und ihre Daten bei GBIF publizieren möchten, werden gebeten, Kontakt mit dem GBIF-D Team aufzunehmen.

Danksagung

GBIF-D *Pflanzen, Algen & Protisten* wird 2010-2013 vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Projekt LI1001A finanziert. Der Deutsche Beitrag für GBIF wird durch BMBF und DFG getragen. Das DNA-Bank-Netzwerk wurde von 2007-2011 von der DFG gefördert (LIS: INST1039/1-1, INST17818/1-1, INST427/1-1, INST599/1-1).

Literatur

Dröge, G., Zetzsche, H. & Gemeinholzer, B. (2009): Das DNA-Bank-Netzwerk - Eine Struktur für alle Fälle? In: S. Fischer, E. Maehle & R. Reischuk (Hrsg.): Informatik 2009 - Im Focus das Leben, Proceedings. Lecture Notes in Informatics, GI-Edition P-154: 26, 595-609.

Gemeinholzer, B., Droege, G., Zetzsche, H., Knebelsberger, T., Raupach, M., Borsch, T., Klenk, H.-P., Haszprunar, G. & Waegele, J.-W.(ed.) (2009+ continuously updated): DNA Bank Network Webportal. Published on the Internet at http://www.dnabank-network.org [22.11.2011].

Gemeinholzer, B., Droege, G., Zetzsche, H., Knebelsberger, T., Raupach, M., Borsch, T., Klenk, H.-P., Haszprunar, G. & Waegele, J.-W.(ed.) (2011+ continuously updated): Specimen ToolDNA Bank etwork Wiki Published on the Internet at http://wiki.bgbm.org/dnabankwiki/index.php/Specimen_Tool [22.11.2011].

Jahn, R. & Kusber, W.-H. (ed.) (2003+): AlgaTerra Information System [online]. Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin. Published on the Internet at http://www.algaterra.org [22.11.2011].

Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2007): AlgaTerra Information System: Types data and data types. In: Kusber, W.-H. & Jahn, R. (ed.): Proceedings of the 1st Central European Diatom Meeting 2007. BGBM Press, Berlin: 97-100. doi:10.3372/cediatom.120

Kusber, W.-H. & Jahn, R. (2011): DNA-Barcoding braucht eine transparente Dokumentation. Im Internet verfügbar unter http://www.gbif.de/botanik/barcoding_2 [8.11.2011].

Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holetschek, J., Güntsch, A. & Berendsohn, W.G. (2010): Verbesserung europäischer Biodiversitätsdaten im Rahmen der EU-SYNTHESYS Networking Activities. Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 495-500.

Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holetschek, J., Güntsch, A. & Berendsohn, W.G. (2009): Europäische Beobachtungs-, Multimedia- und Belegdaten in Internetportalen (GBIF und SYNTHESYS / BioCASE / EDIT) für die limnologische Forschung: Stand, Potential und Qualitätssicherung. Jahrestagung 2008 (Konstanz), Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 581-585.

Kusber, W.-H. & von Mering, S. (2011): GEO-Tag der Artenvielfalt bringt Wissenschaftler, Amateure und Biodiversitätsinformatik zusammen. Im Internet verfügbar unter http://www.gbif.de/botanik/geo2011 [11.6.2011].

Skibbe, O. (1998): Die Rolle planktischer Ciliaten im Nahrungsnetz eines hypertrophen Sees (Heiligensee, Berlin) - Berlin, Freie Universität, Diss. (zugl. Berlin: dissertation.de, 1999).

Zimmermann, J., Jahn, R. & Gemeinholzer, B. (2011): Barcoding diatoms: evaluation of the V4 subregion on the 18S rRNA gene, including new primers and protocols. – Organisms Diversity & Evolution 11: 173-192.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012

Naturschutzfachliche Untersuchung von Altwassern in einem „Fluss-Aue-Ökosystem“

Sarah Löber[1] & Ellen Kiel[2]

1 Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstr. 114-118; sarah.loeber@uni-oldenburg.de, 2 ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Altwasser, Renaturierung, Naturschutz, Makroinvertebratenfauna

Einleitung

Altwasser (sensu Amoros et al. 1987) sind in der heutigen Kulturlandschaft fast ausschließlich Relikte ehemaliger Auen, die aufgrund fehlender Fließgewässerdynamik kaum noch neu entstehen (Jürging & Patt 2005). Zusätzlich führen natürliche sowie anthropogen beschleunigte Sukzessionen dazu, dass diese Auengewässer nur noch in wenigen und bestimmten Altersstufen vorzufinden sind (Reichhoff & Zuppke 2009). Auengewässer zählen heute zu den gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Riecken et al. 2006). Dort, wo Auen und Reste ihrer Vielfalt erhalten sind, haben sie erheblichen Wert für Naturhaushalt, Wasserhaushalt und das Landschaftsbild (Binder et al. 2010).

Obwohl in Deutschland gegenwärtig nur rund ein Drittel aller Auen noch vorhanden und davon wiederum 90 % deutlich bis sehr stark verändert sind (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Bundesamt für Naturschutz 2010), wird der aktuelle Wert rezenter Auengewässer bei Fließgewässerrenaturierungsprojekten selten berücksichtigt. So ist der Wiederanschluss von Altwassern an das Fließgewässer eine gängige Praxis in der Fließgewässerrenaturierung (Schiemer et al. 1999), bei der primär die ökologische Wertschöpfung auf Seiten des Fließgewässers angestrebt wird, ohne den Wert und ggf. Schutz der Auengewässer konkret zu berücksichtigen. Ein wesentlicher Grund dafür dürfte sein, dass keine allgemeingültigen Bewertungskriterien für die unterschiedlichen Typen und Ausprägungen von Auengewässern vorliegen.

Am Beispiel von drei Altwassern wurden im Rahmen dieser Untersuchung übliche Bewertungsansätze auf die Makroinvertebratenfauna angewendet, d. h. das Vorkommen gefährdeter Arten, die Diversität der Fauna und die ökologischen Präferenzen ausgewählter Taxa (hier: Trichoptera). Die Ergebnisse wurden im Hinblick auf ihre Aussagen über den Naturschutzwert der Altwasser verglichen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist eine gefällearme Flussaue des Norddeutschen Tieflandes (Koenzen 2005) entlang der Hunte (Niedersachsen, Landkreis Diepholz), ungefähr 60 km südlich der Stadt Bremen (Abb. 1). Die Aue ist Teil der Hunte Geest und von Kiesen, Sand oder lehmigen Böden geprägt (Briem 2003). Obwohl es sich um eine rezente Aue handelt, wurde ihr natürlicher Charakter durch Flussausbaumaßnahmen stark verändert. Winterhochwasser führen nur unregelmäßig zu Ausuferungen und größerer natürlicher Seitenerosion.

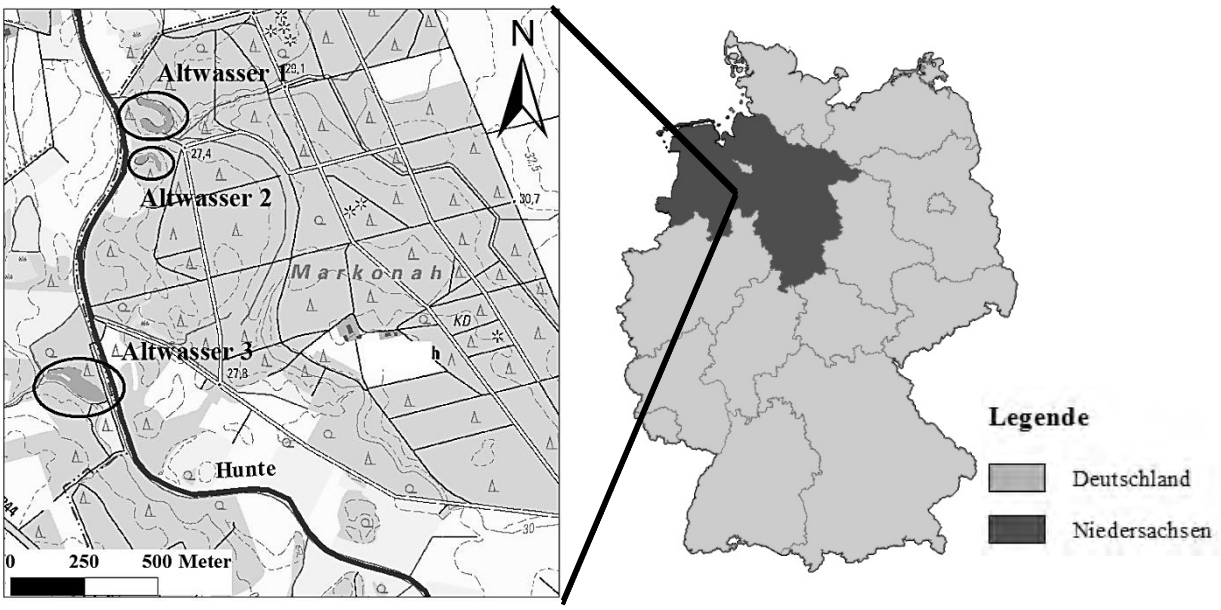


Abb. 1: Untersuchungsgebiet und Lage der Altwasser 1-3 (© 2011 Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Niedersachsen, LGLN). Altwasser 1 (0,6 ha groß, 0,9 m tief, durchflossen) und Altwasser 2 (0,2 ha groß, 0,5 m tief) sind seit mind. 213 Jahren in Karten verzeichnet. Altwasser 3 (1 ha groß, 1,5 m tief) ist 53 Jahre alt.

Substratrepräsentative Beprobung

Die litorale Makroinvertebratenfauna wurde auf Grundlage einer vorausgegangenen Strukturkartierung im Juli 2010 und April 2011 substratrepräsentativ beprobt. Diese Form der Erfassung eignet sich besonders für naturschutzfachliche Fragestellungen (Tolonen & Hämäläinen 2010). Insgesamt wurden 241 Teilproben (Gesamtfläche: 178 m²) in Relation zur Altwassergröße entnommen und im Labor sortiert. Innerhalb der für eine Untersuchung von Auengewässern gut bis sehr gut geeigneten Ordnungen Odonata, Heteroptera, Coleoptera und Trichoptera (Koenzen 2005) erfolgte die Determination soweit möglich bis auf Artniveau.

Auswertung

Die beiden Probenahmen von Juli 2010 und April 2011 wurden für jedes Altwasser zusammengefasst ausgewertet. Aussagen über die Gefährdung der Makroinvertebratenfauna wurden den entsprechenden niedersächsischen Roten Listen (Bereich Tiefland) von Altmüller & Clausnitzer (2010), Melber (1999), Haase (1996) und Reusch & Haase (2000) sowie aus der Roten Liste Deutschlands von Binot (1998) entnommen.

Die Enge der Bindung von Trichopteren an Habitate mit bestimmten hydrologischen Bedingungen wurde anhand der „hydrologischen Präferenzen“ von Graf et al. (2008) herausgearbeitet. Diese Präferenzen resultieren aus einer Literaturauswertung zur Ökologie und Verbreitung europäischer Trichopteren (Graf et al. 2008). Die von diesen Autoren differenzierten fünf Habitatkategorien repräsentieren einen lateralen hydrologischen Gradienten, der sich in unterschiedlicher Temporarität, dem oberirdischen hydrologischen Kontakt zum Fließgewässer und der Makrophytendeckung ausdrückt.

Die α-Diversität der Altwasser wurde auf Basis der „rarefied species richness“ (Magurran 2011) verglichen. Mit dieser Methode wird die erwartete Artenzahl bei gleicher Individuenzahl ermittelt; sie ist somit besonders gut geeignet für Vergleiche von Artenreichtum trotz unterschiedlicher Pro-

begrößen. Die β-Diversität zwischen den Altwassern wurde mit der für ökologische Fragestellungen gut geeigneten Sørensen Distanz (Leyer & Wesche 2008) berechnet und in Prozent ausgedrückt. Die Diversitätsanalysen wurden mit dem Packet „vegan“ im Programm R durchgeführt (R Development Core Team 2011). Alle Berechnungen beziehen sich auf bereinigte Daten, die Einzelfunde und Taxa höherer Ordnungen unberücksichtigt lassen, sofern entsprechende Taxa niedrigerer Ordnung vorlagen.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 119 Arten in den drei Altwassern erfasst, darunter 18 gefährdete Arten nach den Roten Listen für Niedersachsen und Deutschland. Während Altwasser 3 die größte Anzahl von Rote-Liste-Arten aufwies, umfasste die Artenliste für Altwasser 1 jedoch die meisten ‚gefährdeten’ bzw. ‚gefährdet bis stark gefährdeten’ Arten (Tab. 1).

Tab. 1: Anzahl Rote-Liste-Arten der untersuchten Makroinvertebratenfauna in den Altwassern (NI = Niedersachsen, BRD = Deutschland, V = Arten der Vorwarnliste, 3 = gefährdete Arten, 2 = stark gefährdete Arten, 2/3 = gefährdete bis stark gefährdete Arten)

	Anzahl Rote-Liste-Arten NI und BRD	Anzahl Rote-Liste-Arten Niedersachsen			Anzahl Rote-Liste-Arten Deutschland		
		V	**3**	**2**	**V**	**3**	**2/3**
Altwasser 1	8		7	1		2	1
Altwasser 2	6		5			2	
Altwasser 3	10	1	5		3		1

71 der 119 Arten gingen nach Bereinigung in die Diversitätsberechnungen ein. Die α-Diversität war in Altwasser 1 mit 45 Arten bei 232 Individuen am höchsten; Altwasser 2 hatte 34 Arten und Altwasser 3 hatte 32 Arten. (Abb. 2). Die größte β-Diversität mit 64 % Unähnlichkeit wurde zwischen Altwasser 2 und Altwasser 3 ermittelt und die niedrigste wurde mit 36 % Unähnlichkeit zwischen Altwasser 1 und Altwasser 2 festgestellt. Die β-Diversität zwischen Altwasser 1 und Altwasser 3 betrug 48 % Unähnlichkeit.

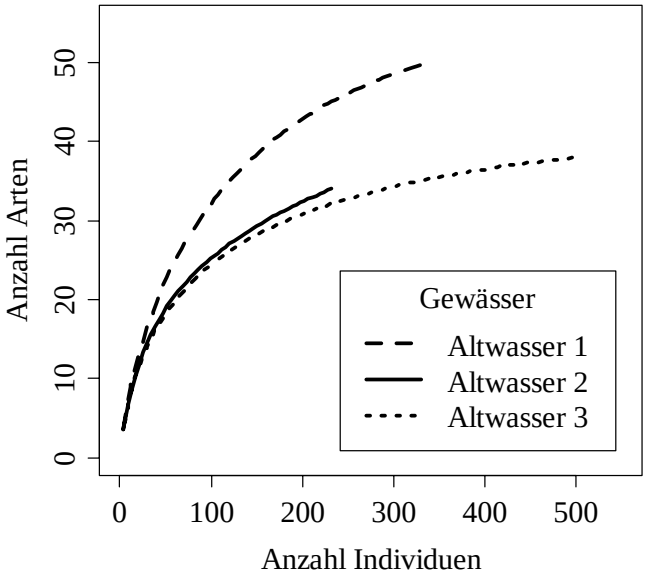


Abb. 2: „Rarefied species richness“ der Altwasser

Die Einordnung der Funde unter Bezug auf die hydrologischen Präferenzen nach Graf et al. (2008) zeigt, dass alle Untersuchungsgewässer einen relativ hohen Anteil an Arten mit Bindung an auentypische Gewässer aufweisen (Tab. 2). Höchste Anteile der Präferenden für Temporärgewässer traten in Altwasser 1 und Altwasser 2 auf, während in Altwasser 3 Arten mit Bindung an palaeopotamale Bedingungen höhere Anteile hatten.

Tab. 2: Hydrologische Präferenzen der Trichopterenfauna nach Graf et al. (2008) in den Altwassern 1-3

Habitate	Altwasser 1	Altwasser 2	Altwasser 3
Eupotamal und Parapotamal	4,2 %	1,3 %	14,5 %
Plesiopotamal, Palaeopotamal und temporäre Gewässer	76,4 %	42,5 %	33,5 %
Keine Präferenzen bekannt	19,4 %	56,2 %	52 %

Diskussion

Nach Jedicke (1997) sind die meisten gefährdeten Arten an Habitate mit speziellen Eigenschaften, wie die räumlich-zeitliche Dynamik von Auengewässern, gebunden. Solche Arten sind durch eine Beeinträchtigung ihrer Lebensräume und deren typischer Dynamik gefährdet. Die Wertigkeit eines Systems wird im Naturschutz deshalb oft auch mit der Präsenz schutzwürdiger Arten belegt. Die Anwesenheit zahlreicher Rote-Liste-Arten in allen drei der hier untersuchten Altwasser belegt deshalb einen hohen Wert dieser Biotope und ihre Bedeutung als wichtige Habitate für seltene und bedrohte Arten. Dies gilt sowohl auf lokaler als auch auf bundesweiter Ebene. Bezogen auf diesen Wertmaßstab wird außerdem deutlich, dass Altwasser 3, mit der höchsten Zahl an Rote-Liste-Arten, eine Priorisierung erfahren müsste.

Andere, oft benutzte Wertmaßstäbe sind die Biodiversität und die Bindung ausgewählter Arten an standorttypische Faktoren. Die Ergebnisse der hier in einer rezenten Aue Nordwestdeutschlands verglichenen Bewertungsansätze lieferten allerdings keine übereinstimmenden Aussagen. Den Berechnungen der β-Diversität zufolge unterscheiden sich die drei Altwasser deutlich. Bezogen auf die α-Diversitäten erhält das Altwasser 1 die höchste Wertigkeit. Generell decken sich zumindest die Aussagen zu α-Diversitäten der hier untersuchten Altwasser mit Ergebnissen anderer Studien zum Thema Auengewässer (Paillex et al. 2007, Zilli & Marchese 2011). Allerdings ist die Vergleichbarkeit der Studien eingeschränkt, denn deren Ergebnisse basieren auf unterschiedlichen Probenahme- und Auswertungsmethoden, ziehen verschiedene Faunengruppen als Indikatoren heran und bewerten auf Basis unterschiedlicher Bestimmungstiefen.

Wird der Anteil eng gebundener Trichopteren betrachtet, erfährt Altwasser 1 ebenfalls die beste Bewertung. Dort trat der höchste Anteil an Arten mit Präferenz für bestimmte hydrologische Grundbedingungen auf, die nach Graf et al. (2008) typisch für Auenhabitate sind. Diese metric berücksichtigt im Gegensatz zu anderen die unterschiedliche hydrologische Konnektivität und damit wesentliche Gegebenheiten von Auenstandorten. Die Ergebnisse zur „hydrologischen Präferenz“ der Trichopteren in den Vergleichsgewässern unterstreichen außerdem die ökologischen Unterschiede zwischen den Altwassern, wie dies auf Basis der β-Diversität gefolgert wurde. Von den in dieser Studie erfassten Arten der Trichoptera konnte allerdings nur ein relativ kleiner Teil eingestuft werden (Tab. 2).

Danksagung

Die hier präsentierten Ergebnisse stammen aus der Diplomarbeit von Sarah Löber, die sich an dieser Stelle bei allen Personen, die ihr in jeglicher Hinsicht unterstützend zur Seite standen, sowie bei allen Mitgliedern der AG Gewässerökologie und Naturschutz der Universität Oldenburg bedankt.

Literatur

Altmüller, R. & Clausnitzer, H.-J. (2010): Rote Liste der Libellen Niedersachsens und Bremens. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 30, 211 - 238.

Amoros, C., Roux, A. L. und Reygrobellet, J. L. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. Regulated Rivers, 1, 17 - 36.

Binder, W., Dahl, H.-J., Denneborg, E., Engels, K., Groß, J., Fröhlich, K.-D., Jürging, P., Paleit, J., Patt, H., Städtler, E., Unruh, M. und Weih, A. (2010): Altgewässer - Ökologie, Sanierung und Neuanlage. In Merkblatt DWA - M 607, ed. D.-. Regelwerk. Henneff.

Binot, M. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.

Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. In ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Bundesamt für Naturschutz. (2010): Auenzustandsbericht : Flussauen in Deutschland. Berlin.

Graf, W., Murphy, J., Dahl, H.-J., Zamora-Munoz, C. und Lopez-Rodriguez, M. (2008): Trichoptera. In: Distribution and ecolocical preferences of european freshwater organisms eds. A. Schmidt-Kloiber & D. Hering, 388 S. Sofia u.a.: Pensoft.

Haase, P. (1996): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wasserkäfer mit Gesamtartenverzeichnis (Insecta: Coleoptera, partim). Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 16, 81-100.

Jedicke, E. (1997): Die Roten Listen : gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. Stuttgart: Ulmer.

Jürging, P. & Patt, H. (2005): Fließgewässer- und Auenentwicklung : Grundlagen und Erfahrungen. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.

Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.

Magurran, A. E. (2011): Biological diversity : frontiers in measurement and assessment. Oxford u.a.: Oxford Univ. Press.

Melber, A. (1999): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wanzen mit Gesamtartenverzeichnis. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 19, 1 - 44.

Paillex, A., Castella, E. und Carron, G. (2007): Aquatic macroinvertebrate response along a gradient of lateral connectivity in river floodplain channels. Journal of the North American Benthological Society, 26, 779-796.

R Development Core Team. (2011): A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

Reichhoff, L. & Zuppke, U. (2009): Schutz und Revitalisierung von Auenaltwassern im Mittelelbegebiet : Zustandsbewertung der Fischvorkommen auf der Grundlage des Floodplain-Index und Handlungskonzeption. Natur und Landschaft, 84, 366 - 371.

Reusch, H. & Haase, P. (2000): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten mit Gesamtartenverzeichnis. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 20, 182-200.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. und Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung. In Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz.

Schiemer, F., Baumgartner, C. und Tockner, K. (1999): Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. Regulated Rivers-Research & Management, 15, 231-244.

Tolonen, K. T. & Hämäläinen, H. (2010): Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along a gradient of human disturbance. Fundam. Appl. Limnol., Arch. Hydrobiol., 176, 43-59.

Zilli, F. L. & Marchese, M. R. (2011): Patterns in macroinvertebrate assemblages at different spatial scales. Implications of hydrological connectivity in a large floodplain river. Hydrobiologia, 663, 245-257.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2012

MOBICOS: Eine modulare Laboreinheit für ökologische Experimente mit Freilandbezug.

Helge Norf, Markus Weitere & Dietrich Borchardt

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg

Keywords: Experimentelle Ökologie, Fließgewässer, Kultivierung, Manipulation

Hintergrund

Die experimentelle Analyse ökologischer Wirkungszusammenhänge stellt die empirische Gewässerforschung vor eine große Herausforderung. Während im Labor häufig nur stark vereinfachte Abbilder der Natur erzeugt werden können sind die experimentellen Möglichkeiten von Freilandstudien in der Regel stark eingeschränkt. Freilandmesokosmen können diese Problematik teilweise lösen und eine Brücke zwischen den verschiedenen Versuchsansätzen schlagen (vgl. Borchardt & Statzner, 1990; Lamberti & Steinman, 1993; Boyle & Fairchild, 1997). Eine an Fließgewässer angepasste Mesokosmosvariante sind sogenannte Fließwasserlabore, bei denen die Versuchseinrichtungen kontinuierlich mit Freilandwasser gespeist werden. So lassen sich z.B. selbst komplexe Fließgewässergemeinschaften ohne vollständigen Verlust des Freilandbezugs und bei vergleichsweise geringem Wartungsaufwand kultivieren und manipulieren (vgl. Norf & Weitere 2010).

MOBICOS – Containerbasierte, modulare und mobile Fließwasserlabore

MOBICOS repräsentiert eine neue, modulare und mobile Form von Fließwasserlaboren (Abb. 1A), die seit April 2011 vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ betrieben wird. Das Konzept von MOBICOS basiert auf 6 x 3 m großen Containermodulen, die entweder individuell oder zu größeren Einheiten kombiniert genutzt werden können. Der Straßentransport von MOBICOS an einen Versuchsstandort kann mittels Standard-Lastkraftwagen erfolgen, ohne dass hierfür spezielle amtliche Genehmigungen einzuholen sind.

Abbildung 1B zeigt das Innenleben eines MOBICOS-Containers. Die Hauptwasserversorgung bildet das Herzstück von MOBICOS. Mit Tauchpumpen wird Freilandwasser entnommen und zunächst in einem Filterkorb vorfiltriert, wodurch sowohl größere Schmutzpartikel als auch meroplanktische Organismen (z.B. Gammariden, Muschellarven) aus dem Wasserstrom entfernt werden. Die hydrochemischen Eigenschaften des Freilandwassers werden durch den Pumpvorgang nicht maßgeblich beeinträchtigt. Von dem Siebkorb aus kann das Freilandwasser über eine Druckleitung auf verschiedene Instrumente wie z.B. Fließrinnen, Sedimentkompartimente oder Planktonsäulen verteilt werden. Jeder MOBICOS-Container wird durch eine Grundausstattung an hydrologischen Kontrollinstrumenten, Multiparametersonden, automatischen Probensammlern sowie eine Datenfernübertragung ergänzt.

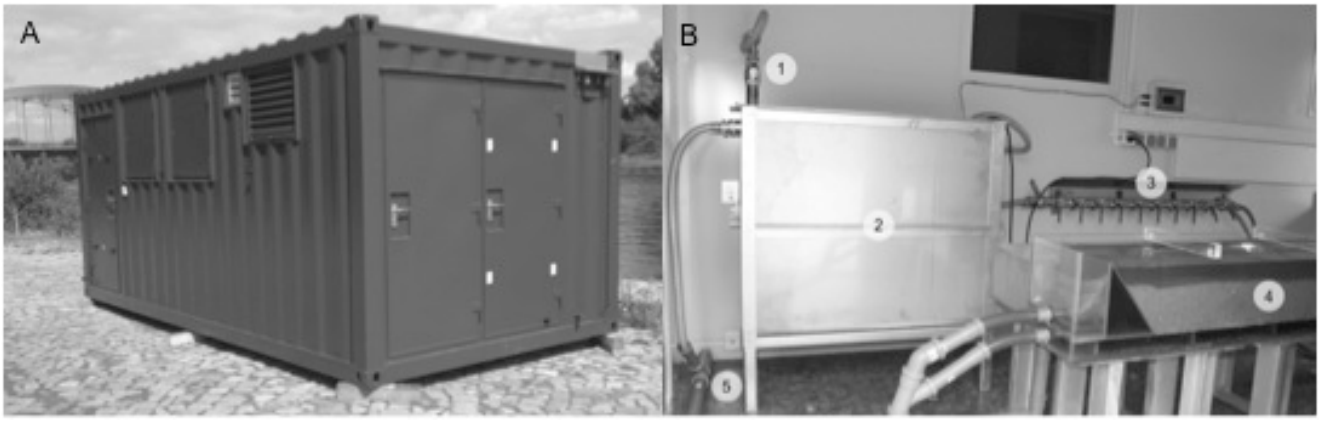


Abb. 1: Überblick über den Aufbau von MOBICOS. (A) Ein MOBICOS-Container an der Elbe in Magdeburg. (B) Innenansicht von MOBICOS: (1) Wasserzulauf, (2) Vorfiltrierung und Messsonden, (3) Wasserverteilung, (4) Fließrinne, (5) Wasserablauf.

Einbindung von MOBICOS in das TERENO-Observatorium

Gemeinsam mit fünf weiteren Helmholtz-Zentren arbeitet das UFZ derzeit am Aufbau der terrestrischen Untersuchungsplattform TERENO (TERrestrial ENvironmental Observatory), mit der zukünftig der ökologische Langzeiteinfluss von anthropogenen Stressoren (z.B., Klimawandel, Landnutzungsänderungen) untersucht wird. Wichtige Untersuchungsregionen von TERENO bilden die Einzugsgebiete von Bode und Selke. Beide Fließgewässersysteme sind von den Quellen im Harz bis zur Mündung in die Saale bzw. Elbe von einem starken Landnutzungs- und Belastungsgradienten geprägt. MOBICOS ergänzt das Langzeitmonitoring in TERENO durch die experimentelle Analyse von ökologischen Wirkungszusammenhängen, wie z.B. der Kopplung von Struktur und Funktion von Fließgewässerzönosen.

MOBICOS – Eine Plattform für interdisziplinäre Gewässerforschung

MOBICOS bietet eine neue Plattform für moderne, multidisziplinäre Gewässerforschung, die neben dem UFZ auch von kooperierenden Institutionen genutzt werden kann. Darüber hinaus wird MOBICOS in die wissenschaftliche Ausbildung von Studierenden innerhalb und außerhalb des UFZ mit einbezogen. Für nähere Informationen wenden Sie sich bitte an die Projektbetreuer in den Departments Aquatische Ökosystemanalyse und Fließgewässerökologie (helge.norf@ufz.de, dietrich.borchardt@ufz.de, markus.weitere@ufz.de).

Literatur

Borchardt, D., Statzner, B. (1990). Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space. Aquatic Sci **52:** 299–314.

Boyle, T.P., Fairchild, J.F. (1997) The role of mesocosm studies in ecological risk analysis. Ecol Applic **7:** 1099–1102.

Lamberti, G.A., Steinman, A.L. (1993) Research in artificial streams: applications, uses and abuses. J North Am Ben Soc **12:** 313–384.

Norf, H., Weitere, M. (2010) Resource quantity and seasonal background alter warming effects on communities of biofilm ciliates. FEMS Microbiol Ecol **74:** 361–370.

The influence of reduced habitat heterogeneity of human modified lakeshores on littoral macroinvertebrate diversity

Marlene Pätzig[1], Björn Grüneberg[1] & Mario Brauns[2]

[1] BTU Cottbus, Department of Freshwater Conservation, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, marlene.paetzig@gmail.com, bjoern.grueneberg@tu-cottbus.de, [2] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, mario.brauns@ufz.de

Keywords: human pressure, beaches, marinas, shore stabilization, water-depth gradient, Scharmützelsee

Introduction

In the last decades, the ecology of lakeshores is of increasing scientific interest. Due to the fact that lakeshores are boundary regions between land, water and air, they are complex and highly structured environments (Strayer & Findlay, 2010). The habitat-heterogeneity-hypothesis is one of the cornerstones in ecology and assumes that structurally complex habitats provide more ecological niches, which leads to higher biodiversity (Tews et al., 2004). For example, for the 14 world's largest lakes it could be shown that more than 93 % of fish- and freshwater invertebrate species inhabit the shallow littoral zone (Vadeboncoeur et al., 2011). There are a reasonable number of further studies confirming the importance of lakeshores for biodiversity (e.g. Babler et al., 2008; Helland et al., 2007; Artioli et al., 2009). But a wide variety of human interests on lakeshores result in a degradation and deterioration of these ecosystems. Water level regulation, shore reinforcement structures, eutrophication and recreational activities are the major human pressures (Schmieder, 2004; Ostendorp et al., 2004), all of which are reported to cause a reduction of littoral biodiversity (Radomski & Goeman, 2001; Scheuerell & Schindler, 2004; Brauns et al., 2007a). Recent studies identified macroinvertebrates from the upper littoral zone as useful indicators for human impacts on lakeshores (Brauns et al., 2007a; Brauns et al., 2007b). However, there is virtually no information about whether macroinvertebrate communities from the sublittoral or profundal zone of lakes are equally well suited for the assessment of human impacts to the littoral zone. In this study we quantified macroinvertebrate diversity and community composition on four different shoreline types: natural shoreline, marinas with sheet-piling, private shore stabilization with wooden piles and recreational beaches; and three depth zones: infralittoral, sublittoral and profundal. We hypothesized that (1) macroinvertebrate diversity is lower on modified shorelines compared to natural shorelines and that (2) effects of human modified shoreline types on macroinvertebrate diversity decrease with increasing water depth.

Materials and methods

Study area

Lake Scharmützelsee is situated in the North-German lowlands and is one of the largest lakes of the Federal State of Brandenburg (A = 12.1 km²). It is characterized by a small catchment (128 km²), a shore length of 28.6 km, a maximum water depth of 29.5 m and a dimictic stratification pattern (Grüneberg et al., 2011). More than 80 % of the riparian zone is developed (Nixdorf et al., 2004), and the whole lake is used for recreational activities, which results in 27 % reinforced shoreline and a shoreline habitat fragmentation by over 300 piers, marinas and beaches (Fernando, 2010). We selected three modified shoreline types, i.e. marinas with sheet-piling, private shore stabilization with wooden piles and recreational beaches for comparison with natural shorelines dominated by dense reed belts.

Macroinvertebrate sampling

Macroinvertebrates were sampled in autumn 2010 and spring 2011 at eight transects: three natural shorelines, two marinas, two beaches and one private shore stabilization. Each transect (30-50 m wide) was sampled in the infralittoral (0-1.5 m water depth), sublittoral (2-4 m) and in the upper profundal (8-12 m). At each of the 24 sample sites, we first estimated the proportions of each habitat type (i.e. sand, stones, reed stems, wooden piles, sheet pilings) on the total area of the sampling site. We then sampled each habitat type in proportion to its area to total area of the sampling site but restricted the total sampled area per site to 0.18 m². A detailed description of the habitat-specific sampling techniques for the infralittoral is given in Brauns et al. (2010). A modified Van-Veen-grab was used for sublittoral- and profundal sampling. Samples were preserved with ethanol in the field. Macroinvertebrates were identified in the laboratory to the lowest taxonomic level possible. Individual numbers were extrapolated to 1m².

Statistical analysis

To test for the effects of different shoreline types and seasons on macroinvertebrate diversity (Fishers log series α) a two-way ANOVA and Holm-Sidaks multiple comparisons were performed for every water depth separately. Graphical presentation was done with boxplots. Compositional dissimilarities among shorelines were tested using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). We used nonmetric multidimensional scaling (NMS) with Bray Curtis similarity for graphical illustration. For these analyses the macroinvertebrate data were fourth root transformed to down-weight dominant taxa. NMS outlines faunistic dissimilarities by the distance between each plotted shoreline. All statistical analysis were carried out with PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2001), boxplots were performed with R 2.12.0.

Results

Macroinvertebrate diversity

The two-way ANOVA revealed significant differences between the species diversity of different shoreline types in the infralittoral ($p = 0.005$). Here, natural shorelines had a significantly higher diversity than recreational beaches ($p = 0.001$) and private shore stabilization ($p = 0.016$) (Fig. 1). However, there was no significant difference between natural shorelines and marinas ($p = 0.332$).

For the sublittoral and profundal zone, no significant differences among shorelines types were found. Seasonal differences in macroinvertebrate diversity were found only for the profundal zone, but not for infralittoral and sublittoral zone.

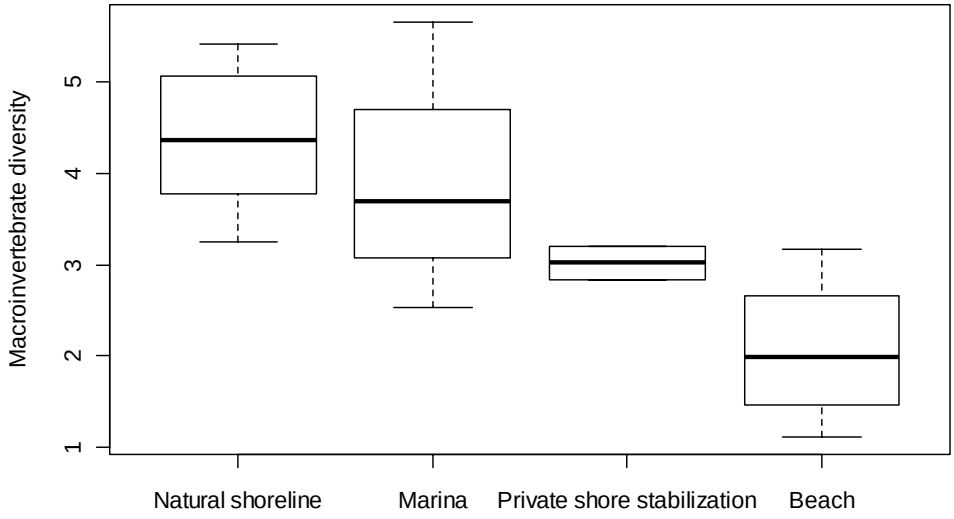


Fig. 1: Boxplot of infralittoral macroinvertebrate diversity (Fishers log series α) among four different shoreline types across two sampling dates.

Macroinvertebrate community composition

Nonmetric multidimensional scaling (NMS) ordination showed a distinct separation between natural and modified lakeshores in the infralittoral zone (Fig. 2). This was confirmed by the PERMANOVA analysis. Pair-wise tests revealed that communities from natural shoreline were significantly different from beaches (p = 0.005), private shore stabilization (p = 0.033) and marinas (p = 0.002). Community composition did not significantly differ among shoreline types in the sublittoral and profundal zone.

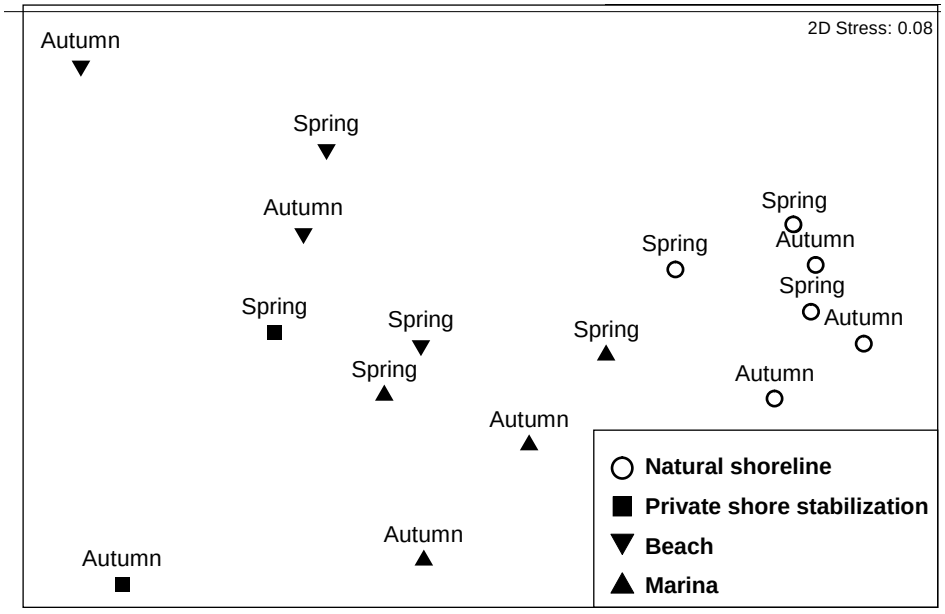


Fig. 2: NMS-plot of infralittoral macroinvertebrate communities at the different shoreline types across two sampling dates.

Discussion

Modified lakeshores had lower diversity and a significantly different community composition than natural shorelines, which is in line with the findings of Brauns et al. (2007b) and Bänziger (1995).

The almost equal macroinvertebrate diversity for natural shorelines and marinas found in our study is due to the extensive nature of the local marinas, which are mainly used for leisure boating with not more than 120 mooring places on Lake Scharmützelsee. Moreover, marinas are protected by wooden water breakers that enable the existence of submerged macrophytes. Submerged macrophytes are complex habitats with a high content of organic matter supporting a diverse aquatic fauna (James et al., 1998; Tessier et al., 2004). This complexity may lead to high macroinvertebrate diversity, which was comparable with that of natural shorelines. However, macroinverterbate community composition differed significantly between natural shorelines and marinas. Hereupon, we performed a SIMPER analysis (Clarke & Gorley, 2001), which identified *Potamopyrgus antipodarum*, *Caenis robusta* and *Caenis luctuosa* as characteristic species either for natural shorelines or marinas. *Caenis robusta* dominated natural shorelines and favours high organic matter contents (Malzacher, 1986) as well as relatively low oxygen content. *Caenis luctuosa* does not tolerate low oxygen levels and is supposed to withstand higher wave energy (Lock & Goethalts, 2011). This may be the reason for the higher abundance of the latter species at marinas. The New Zealand snail *Potamopyrgus antipodarum* had a higher abundance at marinas than at natural shorelines. This species is a habitat generalist and colonises also disturbed habitats (Ponder, 1988). For lakeshore management, the question is whether we sampled a stable or a shifting community. In order to assess marinas, the infralittoral should be monitored to detect possible shifts in community composition caused by invasive species.

The adverse ecological effects of the human modified shoreline types in the infralittoral zone could not be observed in the sublittoral and profundal zone. Accordingly, shoreline development affects only the local conditions by reduction of habitat heterogeneity and decreasing habitat complexity, which leads to lower biodiversity on degraded lakeshores. Consequently, ecological assessment of human impacts on lakeshore is only possible by using macroinvertebrate communities from the infralittoral zone.

Acknowledgment

We thank Brigitte Nixdorf and Jacqueline Rücker for supporting the research work, and Ingo Henschke as well as Thomas Wolburg for the technical assistance. We thank Martin Pusch, Jürgen Schreiber and Marlen Mährlein for technical support and the help with taxonomy. The study was funded by a grant from the International Graduated School of the Brandenburg University of Technology Cottbus.

References

Artioli, L. G. S., J. P. Vieira, A. M. Garcia & M. D. Bemvenuti (2009): Distribution, dominance and sizes structure of the fish assemblage in the Mangueira lake, southern Brazil, Iheringia Serie Zoologia 99: 409-418.

Babler, A. L., T. C. Solomon & P. R. Schilke (2008): Depth-specific patterns of benthic secondary production in an oligotrophic lake, Journal of the North American Benthological Society 27: 108-119.

Bänziger, R. (1995): A Comparative-Study of the Zoobenthos of 8 Land-Water Interfaces (Lake of Geneva), Hydrobiologia 300: 133-140.

Brauns, M., X.-F. Garcia, N. Walz & M. T. Pusch (2007a): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes, Journal of Applied Ecology 44: 1138-1144.

Brauns, M., X.-F. Garcia, M. T. Pusch & N. Walz (2007b): Eulittoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states, Freshwater Biology 52: 1022-1032.
Brauns, M., X.-F. Garcia & M. T. Pusch (2010): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos" im Litoral von Seen. Senatsentwicklung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, Berlin: 1-19.
Clarke, K. R.& R. N. Gorley (2006): Primer v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
Fernando, R. (2010): Hydromorphologic survey and assessment of the lakeshore of Lake Scharmützelsee as a prerequisite for the development of a lakeshore utilization strategy. Bachelore thesis. BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, 1-87.
Grüneberg, B. Rücker, J., Nixdorf, B., Behrendt, H. (2011): Dilemma of Non-Steady State in Lakes – Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. International Review of Hydrobiology 96 (5): 597-619.
Helland, I. P., M. Brauns & J. Freyhof (2007): Depth distribution of abundant benthic invertebrates in Lake Stechlin. Berichte des IGB, 89-96.
James, M. R., M. Weatherhead, C. Stanger & E. Graynoth (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.
Lock, K. & P. L. M. Goethals (2011): Distribution and ecology of the mayflies (Ephemeroptera) of Flanders (Belgium), Annales de Limnologie-International Journal of Limnology 47: 159-165.
Malzacher, P. (1986): Diagnostik, Verbreitung und Biologie der europäischen Caenis-Arten (Ephemeroptera; Caenidae), Stuttgarter Beitr. Naturk. A: 1-41.
Nixdorf, B., M. Hemm, A. Hoffmann & P. Richter (2004): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands Teil 5. Umweltbundesamt (UBA), Berlin.
Ostendorp, W., K. Schmieder & K. Jöhnk (2004): Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts on lakeshores in Europe, Ecohydrology & Hydrobiology 4: 379-395.
Ponder, W. F. (1988): Potamopyrgus-Antipodarum - A Molluscan Colonizer of Europe and Australia, Journal of Molluscan Studies 54: 271-285.
Radomski, P.& T. J. Goeman, 2001. Consequences of human lakeshore development on emergent and floating-leaf vegetation abundance, North American Journal of Fisheries Management 21: 46-61.
Scheuerell, M. D.& D. E. Schindler(2004): Changes in the spatial distribution of fishes in lakes along a residential development gradient, Ecosystems 7: 98-106.
Schmieder, K. (2004): European lake shores in danger - concepts for a sustainable development, Limnologica 34: 3-14.
Strayer, D. L.& S. E. G. Findlay (2010): Ecology of freshwater shore zones, Aquatic Sciences 72: 127-163.
Tessier, C., A. Cattaneo, B. Pinel-Alloul & G. Galanti (2004): Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy), Journal of Limnology 63: 190-198.
Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager & F. Jeltsch (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures, Journal of Biogeography 31: 79-92.
Vadeboncoeur, Y., P. B. McIntyre & M. J. Vander Zanden (2011): Borders of Biodiversity: Life at the Edge of the World's Large Lakes, Bioscience 61: 526-537.

Wie ist Wann Was Richtig

H. B. Stich

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

Keywords: Gewässermonitoring, Probenahme, Methode, Fehler, Qualitätssicherung, ökologische Bewertung,

Was

Mit den im Rahmen des Gewässermonitoring durchgeführten Untersuchungen und Auswertungen sollen die charakteristischen Eigenschaften eines Gewässers erfasst, der ökologischer Zustand bewertet und die langfristige Entwicklung überwacht werden. Die Untersuchungsergebnisse der entnommenen Wasserproben sollen eine zuverlässige und objektive Bewertung des ökologischen Gewässerzustands ermöglichen. Sie sind, falls notwendig, die Grundlage für die Erstellung tragfähiger, teilweise kostenintensiver Sanierungsmassnahmen und Restaurierungsplänen.

Wie - Labor

Die Bearbeitung der entnommenen Wasserproben ist in zahlreichen Vorschriften, Normen und Verfahren intensiv geregelt. Die Anforderungen der Qualitätssicherung an die Bearbeitung sind hoch (LIMS, GMP, GLP und CRM). Die Genauigkeit der Analysen wird in aufwendigen Ringtest überprüft, es wird akkreditiert und zertifiziert. All diese Laborvorschriften greifen aber erst dann, wenn die Flasche mit der Probe im Labor steht.

Wie - Freiland

Wo und wie die Probe in die Flasche kommt ist davon vollkommen unabhängig, vergleichbare Anforderungen der Qualitätssicherung bestehen bislang nicht. Die Entnahme von Proben erfolgt gewohnheitsmäßig meist an der tiefsten Stelle (T_{max}) des Gewässers, obwohl sich diese Tradition fachlich nicht begründen lässt. Für eine zuverlässige Bewertung muss die Meßstelle repräsentativ für den Wasserkörper sein. Ob dies bei T_{max} tatsächlich der Fall ist, hängt u.a. von der Morphometrie und Gliederung des Seebeckens, von meteorologischen Faktoren und der von Zu- und Abflüssen beeinflussten Hydrodynamik ab. Trotzdem wird in der Praxis meist davon ausgegangen, dass der Wasserkörper bei T_{max} repräsentativ ist, eine Überprüfung dieser Annahme erfolgt in der Regel nicht.

Wie die Proben entnommen werden, hängt von den zu untersuchenden Parametern ab. Das **Zooplankton** wird im Gewässermonitoring oft mit Netzen beprobt. Deren geometrische Form (Öffnung, Aufsatzkegel, Länge des Netzbeutels) und die verwendeten Maschenweite beeinflussen Men-

ge und Artenzusammensetzung des gefangenen Zooplanktons signifikant (Tab. 1). Ebenfalls signifikant verschieden sind die Ergebnisse zwischen Vertikalzug (über den ganzen Tiefenbereich) und Stufenfängen (Unterteilung des Tiefenbereichs in mehrere Abschnitte), die meist höhere. Zooplanktondichten ergeben als Vertikalzüge. Damit sind die mit unterschiedlichen Methoden erzielten

Taxonomische Gruppe	Netztyp	Rangmittel	n	χ2	df	p	Maschenweite [µm]	Rangmittel	n	χ2	df	p
Cladocera	OK	1,56	9	10,7	4	0,031	100	2,47	15	16,9	2	0,0002
	OL	2,89					55	2,40				
	SMK	3,33					30	1,13				
	SML	3,67										
	AKK	3,56										
Copepoda	OK	1,56	9	14,6	4	0,006	100	2,60	15	22,8	2	0,0001
	OL	2,61					55	2,40				
	SMK	3,06					30	1,00				
	SML	3,56										
	AKK	4,22										
Nauplien	OK	1,44	9	22,8	4	0,0002	100	1,13	15	26,5	2	0,0001
	OL	2,44					55	3,00				
	SMK	2,56					30	1,87				
	SML	4,56										
	AKK	4,00										
Rotatoria	OK	1,89	9	12,5	4	0,014	100	1,07	15	19,7	2	0,0001
	OL	1,89					55	2,53				
	SMK	2,56					30	2,40				
	SML	4,22										
	AKK	3,67					aus: Stich,H.B.,Maier,G.,Hoppe,A. 2010					

Tab. 1: Einfluss von Netztyp und Maschenweite auf die Fangeffizienz unterschiedlicher taxonomischen Zooplanktongruppen. (OK: offenes Netz mit kurzem, OL: offenes Netz mit langem Netzbeutel; SMK: Netz mit Schließmechanismus und kurzem, SML: langem Netzbeutel; AKK: Netz mit Aufsatzkegel und kurzem Netzbeutel

Ergebnisse nicht vergleichbar, auch wenn die einheitliche Dimension Individuen m^{-2} (bzw. L^{-1}) dies suggeriert. Dies gilt naturgemäß auch für weiterführende Berechnungen auf der Basis derartiger Werte.

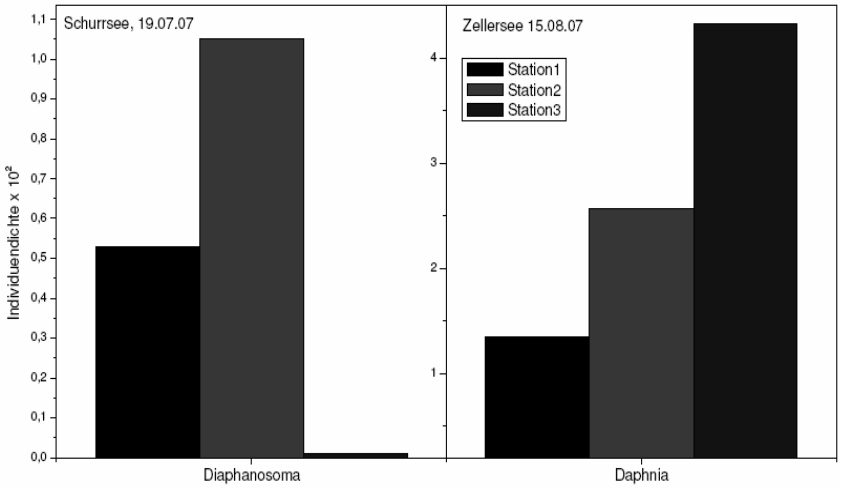


Abb. 1: Die Patchiness von Diaphanosoma im Schurrsee wurde „rund ums Boot“ fest gestellt. Im Zellersee wurden die Unterschiede in den Individuendichten von Daphnia an ca . 1 km auseinanderliegenden Messstationen festgestellt.

Patchiness, die räumlich heterogene Verteilung (Abb. 1) ist ein bekanntes und häufiges

Phänomen (vgl. Rinke et al. 2007). Trotzdem wird in Monitoringuntersuchungen die gleichförmige Verteilung des Planktons bei T_{max} einfach vorausgesetzt, die notwendige Überprüfung fehlt (vgl. Elster 1958) und der eventuell resultierende Fehler bleibt unbekannt.

Phytoplankton wird im Gewässermonitoring meist aus einer „integrierten" Probe bestimmt. Allerdings ist bei älteren Summenschöpfern diese integrierende Beprobung nicht gewährleistet. Bei einer Überprüfung (SS1 – SS4) wichen die tatsächlich „integrierten" Volumina z.T. stark von den Sollwerten ab (Tab. 2). Der methodische Fehler ist erheblich, diskontinuierlich und kann durch die vertikale Verteilung des Phytoplanktons verstärkt werden (Abb. 2). Weiterhin wird der Vergleich von Seen durch variierende Beprobungstiefen erschwert, zumal bei der Festlegung der Probentiefe mit Hilfe der Sichttiefe das Phytoplankton nicht immer vollständig erfasst wird. Zumindest für produktionsbiologische Fragestellungen ist aber die aktuelle vertikale Verteilung des Phytoplanktons und nicht der berechnete fiktive Mittelwert pro Wasserschicht von Bedeutung, zumal Phytoplanktongruppen sich in ihrer vertikalen Einschichtung unterscheiden können. An dieser Stelle sei

Tiefenstufe	ml Soll	SS1	SS2	SS3	SS4
0-5	200	-9	-43	-40	-43
5-10	200	-20	-19	-11	-17
0-10	400	-14	-31	-26	-30
10-15	200	-13	15	8	9
15-20	200	-1	11	11	14
10-20	400	-7	13	9	11
0-20	800	-11	-9	-8	-9

Tab. 2: Volumenabweichungen (%) von Summenschöpfern in unterschiedlichen Tiefenbereichen

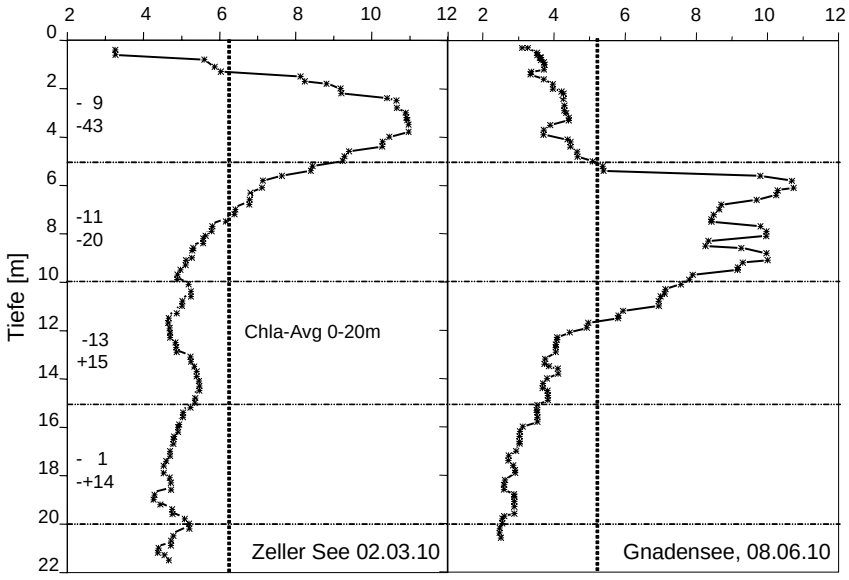


Abb.2: Chlorophyll *a* µgL^{-1} (Fluoreszenzmessung), die Zahlen am linken Rand entsprechen den bei den 4 SS festgestellten min-max Ab Weichungen (%) in den beprobten Wasserschichten

noch einmal darauf hingewiesen, dass das „gerichtsfeste" DIN-Verfahren zur Bestimmung der Chlorophyll *a*-Konzentration Schwankungen aufweist (vgl. Stich & Brinker 2005), die so groß sein können, dass Koch & Baumeister (2008) zu dem Schluss kommen, dass der „sehr wichtige Parameter Chlorophyll nach wie vor nicht mit befriedigender Genauigkeit analysiert werden kann". Das Phänomen Patchiness besteht auch beim Phytoplankton. Satellitenaufnahmen zeigen teilweise hohe Konzentrationsunterschiede im Chlorophyll-*a* Gehalt der oberflächennahen Wasserschicht. Über Fluoreszenzmessungen lassen sich auch in tieferen Wasserschichten Schwankungen nachweisen, die unabhängig von den gleichzeitig gemessenen Temperaturänderungen sind. Dies alles kann doch eigentlich nur bedeuten, dass die Ergebnisse von Proben, die an

einer einzigen Stelle im See mit unterschiedlichen Geräten und Vorgehensweisen genommen und mit Methoden von möglicherweise nicht befriedigender Genauigkeit gemessen, nicht wirklich vergleichbar sein können (vgl. Kramer 1994). Weil sich Fehler in der Regel addieren, sind die auf diesen Werten basierenden Berechnungen ebenfalls zweifelhaft.

Wann

Die Probenahme richtet sich meist nicht nach dem zeitlichen Ablauf biologischer Prozesse und Verhaltensweisen, sonder erfolgt meist während der „Dienstzeit“. Dadurch wird z.B. Chaoborus in Monitoringuntersuchungen nicht erfasst, weil er sich tagsüber in bodennahen Wasserschichten aufhält, die mit Netzen nicht beprobt werden können. Chaoborus ist ein invertebrater Räuber, der vorzugsweise kleines Zooplankton frisst. Durch die dienstzeitliche Beprobung ist lediglich der Effekt des invertebraten Räubers, nicht aber seine Präsenz erkennbar. Die richtige Interpretation eines Effektes kann aber für eine eindeutige fachliche Beurteilung des Ökosystems notwendig sein.

Fazit

Die Qualitätssicherung stellt strenge Anforderungen an die Bearbeitung der Proben im Labor, aber vergleichbare Anforderungen für die Entnahme von Proben im Freiland fehlen. Kriterien zur Erfassung und Minimierung methodischer Fehler bestehen bislang nicht. Dadurch bleiben die tatsächlichen Fehler bei der Probenahme (Gerät, Tiefe, Methode, zeitliche und räumliche Einschränkungen) unbekannt, was seltsamerweise weitgehend akzeptiert wird. Damit besteht momentan eine deutliche Diskrepanz zwischen den Anforderungen an die Entnahme der Proben im Freiland und an ihre anschließenden Bearbeitung im Labor. Im Labor kann die Probe nach sämtlichen Regeln der Qualitätssicherung und mit allergrößtmöglicher Genauigkeit bearbeitet werden, aber in Anbetracht der potentiellen Fehler bei der Probenahme kann dieses Ergebnis für die Bewertung des Gewässers trotzdem irrelevant sein. Deshalb muss die Bewertung und der Vergleich von Seen auf dieser Grundlage in Frage gestellt werden, weil Unterschiede nicht nur gewässer-spezifisch bedingt sind müssen, sondern auch auf Ungenauigkeiten und Fehlern bei der Entnahme der Proben im Freiland beruhen können.

Literatur

Elster,H.J. (1958): Zum Problem der quantitativen Methoden in der Zooplanktonforschung. Verh.Internat.Verein Limnol. XIII:961-973

Koch,M.,Baumeister,F. (2008): Länderübergreifender Ringversuch – Chlorophyll in Oberflächengewässern (Chlorophyll, Pheopigment), AQS Baden-Württemberg, 33S.

Kramer,K.J.M. (1994): What about quality assurance before the laboratory analysis. Mar.Poll.Bull. 29:222-227

Rinke,K.,Hübner,J.,Petzoldt,T.,Rolinski,S.,König-Rinke,M.,Lorke,A.,Benndorf,J. (2007): How internal waves influence the vertical distribution of zooplankton. Freshwat.Biol.,52:137-144

Stich,H.B.,Brinker,A. (2005): Less is better: Uncorrected photometric chlorophyll a estimation versus phaeopigment-corrrected photometric chlorophyll a estimation. Arch.Hydrobiol. 162:111-120

Stich,H.B.,Maier,G.,Hoppe,A. (2010): Projekt Zooplankton –Probenahme- Bericht LUBW-ISF 35S.

BEHRENS, ST., G. GELLERT & M. RASCHKE: Das Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept 325

BIEBERNICK, S., M. KOCH, H. HORN, J. BÄTHE, E. CORING, H. W. RISS & E. I. MEYER: Subletale Effekte von Salzstress bei Gammarus pulex (Linnaeus) und Dikerogammarus villosus (Sovinskij) 256

BOHRMANN, H. & R. HANSMANN: Cartesische Taucher: variantenreiches Auf und Ab im Wasser 345

BÖLLMANN, J., M. MARTIENSSEN & B. NIXDORF: Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten 234

BONELL, F. & R. RÖSCH: Invasive Arten als Fischnahrung im Bodensee 187

BRAND, A., J. R. LACY, ST. GLADDING, R. HOLLEMAN & M. T. STACEY: Investigating sediment dynamics using ADV, vertical transport modeling and LISST 245

BRAUNS, M., M. BRABENDER, M. PUSCH & M. WEITERE: BENTHISCHE NAHRUNGSNETZE - EIN SPIEGEL DER ANTHROPOGENEN BELASTUNG VON LIMNISCHEN ÖKOSYSTEMEN 8

BRETZINGER, M., A. MARTENS & K. GRABOW: Anschauliche Versuche zur Temperaturschichtung von Seen 349

DITSCHE-KURU, P. & ST. N. GORB: Vergleich respiratorischer und haftungsbezogener Kiemenblättchen-Bewegungen bei rheophilen Eintagsfliegenlaren 115

DÖLLING, R., K. KARCZEWSKI & E. I. MEYER: Kurzzeituntersuchung zum Partikeleintrag und Chemismus im sandgeprägten Münsterländer Gellenbach 261

DREES, M., B. SCHWERDT & ELISABETH I. MEYER: Zeitlicher und räumlicher Verlauf der Einwanderung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda) auf der Paderborner Hochfläche 24

DZIALLAS, C.: Auswirkungen globaler Erwärmung auf Cyanobakterien – Toxinproduktion und begleitende Bakterienflora 18

DZIALLAS, C., S. PINNOW & H.-P. GROSSART: Der Ciliat Stentor – stark durch Symbionten? 386

ECKERT, N., U. RAEDER & A. MELZER: Reaktionen von Starklicht- und Schwachlicht-Makrophyten auf Veränderungen des Lichtklimas 65

EILSBERGER, A. & A. MARTENS: Planktonturm im Taschenformat 352

FALUSI, E., V. K. SIPOS & K. PENKSZA: Macrophyte monitoring in the Danube-Tisza interfluve canal system, Hungary 70

FELD, CH. K. & P. F. M. VERDONSCHOT: Die Rolle des Einzugsgebiets im ökologischen Fließgewässermanagement 329

FIEDLER, D., H.-P. GROSSART, E. ZWIRNMANN & J. KÖHLER: DON - die vergessene Stickstoffquelle 28

FINK, G.: Charakterisierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Hydrodynamik alpiner Seen im Rahmen des Projektes SILMAS 272

FRINDTE, K., K. ATTERMEYER, W, ECKERT & H.-P. GROSSART: Periodische Redoxwechsel und ihr Einfluss auf bakterielle Aktivität und Porenwasserchemie 265

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUROREN	SEITE
FRÜH, D., ST. STOLL & P. HAASE: Sind degradierte Fließgewässerhabitate einem erhöhten Invasionsrisiko durch Neozoen ausgesetzt?	192
GEISMAR, J., J. SAUER, P. HAASE & C. NOWAK: Genetische Populationsstruktur der Köcherfliege Drusus discolor (Rambur, 1842) in zwei deutschen Mittelgebirgen	33
GERGS, R.: Interspezifische Auswirkungen von invasiven Invertebraten: Einfluss der Zebramuschel auf das benthische Nahrungsnetz im Bodensee	13
GIES, M., M. SONDERMANN, D. HERING & CH. K. FELD: Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet Teil 2: Validierung/Prognosefähigkeit	150
GRABOW, K. & A. MARTENS: Das perfekte Flohkrebsdinner	354
GRABOW, K. & A. MARTENS: Ist die heutige Theodoxus-Form im Rhein ein schützenswertes Relikt oder ein kryptisches Neozoon?	120
GRABOW, K., R. HANSMANN & A. MARTENS: Der Blick durch die Wasseroberfläche - mit einem Wassergucker	357
HAMM, A.: Günther Friedrich zum 75. Geburtstag	2
HANSELMANN, A. J. & K.-O. ROTHHAUPT: Mysida, Amphipoda und Fische im Nahrungsnetz des Bodensees - das Beispiel "Grüner Damm"	197
HANSMANN, R., K. GRABOW & W. SCHMITZ: Wasserläufer – filigrane Wesen selbst gebaut	358
HARRISON, M. C., M. LIEBERT, M. WEISS, J. N. MACHER, R. TOLLRIAN & F. LEESE: Konnektivität zwischen Bachoberlauf-Populationen im Mittelgebirge: Populationsgenetische Untersuchungen an Gammarus fossarum und Sericostoma personatum	124
HEIMANN, W., D. FUTTERER, H. SCHULZ, R. GERGS & R. SCHULZ: Der Einfluss von Uferstrukturen auf die elektrofischereiliche Erfassung der Fischfauna in Rheinnebengewässern	166
HELLINGER, F. & A. MARTENS: Laborkultur von Orchestia cavimana (Amphipoda: Talitridae)	363
HERZOG, CH., P. KASPRZAK, F. GOHR & M. HUPFER: Atmosphärische Deposition - Wichtiger Eintragspfad für Nährstoffe in Seen	278
HOFFMANN, M., A. GONZALES, U. RAEDER & A. MELZER: Experimentelles Management von Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii durch Beschattung mit biologisch abbaubaren Jutematten	75
IBISCH, R., M. SCHÄFFER & D. BORCHARDT: Einflüsse von Landnutzung und Fischerei auf die ökologische Funktionalität von Fließgewässern im Nordosten der Mongolei	391
JANUSCHKE, K., A. W. LORENZ, S. JÄHNIG & D. HERING: „Sukzession“ in renaturierten Fließgewässerabschnitten am Beispiel der Lahn – Gewinner und Verlierer	334
JORDAN, S., F. GOHR, H. RÖNICKE, G. KIRILLIN & M. HUPFER: Langzeittrends physikalischer und chemischer Parameter des Arendsees (Sachsen-Anhalt)	282
KANZLER, D., W.-H. KUSBER & R. JAHN: Mittelfristige Veränderungen in der Biodiversität von Diatomeen und ihre Bedeutung für die Indizierung der Gewässergüte im Berliner Gebiet der Stadtspree	396

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUROREN	SEITE
KASPRZAK, P., T. SHATWELL & G. KIRILLIN: Warmwasser aus einem Kernkraftwerk und Klimawandel haben unterschiedlichen Einfluss auf Wassertemperaturen und thermische Schichtung des Stechlinsees	287
KLEEBERG, A.: In situ Messungen der Resuspension – Möglichkeiten und Grenzen	250
KLEIN, T., U. RAEDER & A. MELZER: Die Keimungsbedingungen von Najas marina ssp. intermedia als Einflussfaktor für die Ausbreitung	81
KNAPPERTSBUSCH, K., M. DREES & E. I. MEYER: Invasionsgeschichte von Echinogammarus berilloni (Catta, 1878) in Nordrhein Westfalen	37
KORTE, TH. & M. SOMMERHÄUSER: Neozoen als Klimaindikatoren in großen Flüssen	292
KRÜGER, L., E. KIEL, R. LÜHKEN & A. MARTENS: Egg-laying Strategies of the European Fairy Shrimp Eubranchipus grubii in Temporary Floodplain Waters	401
KUEMMERLEN, M., B. SCHMALZ, S. DOMISCH, J. KIESEL, N. FOHRER, Q. CAI & S. C. JÄHNIG: Integration of hydrologic variables in species distribution models of stream benthic macroinvertebrates: two case studies	129
KUSBER, W.-H., G. DRÖGE, S. VON MERING & R. JAHN: GBIF-D Pflanzen, Algen & Protisten: Mobilisierung und Publikation primärer Biodiversitätsdaten für die Nutzung in internationalen Datennetzwerken	406
LEIPELT, K. G., K. GRABOW & A. MARTENS: Molluskenschalen im Genist: Biodiversität begreifbar machen	366
LEßMANN, D. & B. GRÜNEBERG: Chemische Neutralisation eines sauren Tagebausees als Vorbereitung für die fischereiwirtschaftliche Nutzung	171
LÖBER, S. & E. KIEL: Naturschutzfachliche Untersuchung von Altwassern in einem „Fluss-Aue-Ökosystem“	411
MARTENS, A.: Exotische Libellen in Europa	201
MARTIN, P.: Die Diversität der Quellfauna Schleswig-Holsteins - ein erster Überblick	211
MEERHEIM, A., P. MARTIN & H. BRENDELBERGER: Welche abiotischen und biotischen Faktoren beeinflussen das Vorkommen von Astacus astacus (Linnaeus, 1758) in kleineren Fließgewässern des östlichen Hügellandes (Schleswig-Holstein)?	134
METZNER, K., R. GERGS & TH. SCHMIDT: Genetische Charakterisierung verschiedener Bachforellenpopulationen, Salmo trutta (L.), des Pfälzerwalds	176
MEWES, D., C. WINKELMANN, J. H. E. KOOP & J. BENNDORF: Biofilm: Wachstum am Limit	43
MILER, O., M. BRAUNS, M. PUSCH & J. BÖHMER: AESHNA — Ein Verfahren zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie	139
NEMEC, S. & C. NOWAK: Genetische Anpassung von Chironomus Populationen an lokale Temperaturbedingungen	297
NIXDORF, B., K. BECKER, B. GRÜNEBERG, J. BÖLLMANN & M. MARTIENSSEN: Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen	239
NORF, H., M. WEITERE & D. BORCHARDT: MOBICOS: Eine modulare Laboreinheit für ökologische Experimente mit Freilandbezug	416

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUROREN	SEITE
PÄTZIG, M., B. GRÜNEBERG & M. BRAUNS: The influence of reduced habitat heterogeneity of human modified lakeshores on littoral macroinvertebrate diversity	418
PRAWITT, O.: Von tollkühnen Barschen (Perca fluviatilis L.) und feigen Plötzen (Rutilus rutilus (L.)): Ist die strukturelle Komplexität von Makrophytenbeständen tatsächlich der Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen?	181
REISS, M. & ST. ZAENKER: Gewässerversauerung von Quellen im Buntsandstein – Kein Problem für Krenobionte?	216
RÖNICKE, H., M. PITSCH, F. GOHR & M. HUPFER: Langzeituntersuchungen zur Phytoplanktondynamik im hocheutrophen Arendsee	54
RÖßLER, S., P. WOLF, TH. SCHNEIDER & A. MELZER: Multispektrale Fernerkundung invasiver Makrophyten	86
SCHMIDT-FORMANN, O., N. KASCHEK, H. W. RISS & E. I. MEYER: Beitrag zur Kenntnis der Autökologie von Echinogammarus berilloni (Amphipoda)	204
SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Gewässerversauerung	370
SCHMITZ, W.: „DOC-POC“ oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern	375
SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen	380
SCHÖNTHAL, M., J. BORK, H. J. HAHN, M. MAIER & K. ROTH: Metazoen in der Trinkwasserversorgung - Abundanzen in den Enteisenungs-/Entmanganungsfiltern eines Grundwasserwerks	221
SCHÜMANN, M., U. RAEDER & A. MELZER: Die Invasion von Wasserpflanzen als Folge des Klimawandels - ein geplantes Vorhersagemodell für die Gefährdungsanfälligkeit stehender Gewässer in Bayern	49
SCHWEDER, H., L. RULLICH & M. WEYAND: Renaturierungsmaßnahmen am Sprockhöveler Bach - Verbesserung des ökologischen Potentials im urbanen Bereich	339
SCHWEINITZ, PH. & P. POSCHLOD: Untersuchungen zum Regenerationspotential der Makrophyten eines kalkreichen Fließgewässers (Moosach); Die Diasporendrift	92
SCHWEINITZ, PH., P. POSCHLOD, G. H. ZELTNER & A. KOHLER: Langzeitmonitoring (1970 - 2010) zur Verbreitung der Makrophyten im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene)	98
SHATWELL, T., P. KASPRZAK & M. HUPFER: The influence of climate change on oxygen and phosphorus in deep Lake Stechlin	302
SONDERMANN, M., M. GIES, D. HERING & CH. K. FELD: Modellierung des Vorkommens benthischer Invertebraten auf Basis der Strukturgüte und Landnutzung im Einzugsgebiet. Teil 1: Entwicklung der Modelle	144
SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose	307
STEIN, H., S. BERKHOFF, A. FUCHS & H. J. HAHN: Die Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna reflektieren den hydrologischen Austausch auf regionaler und lokaler Skala	227
STICH, H. B.: Wie ist Wann Was Richtig	423

TÄUSCHER, L.: Entwicklung des Phyto-See-Index zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 26 Seen Nordbrandenburgs zwischen 2007 und 2010 58

VETTER, M. & ST. WEINBERGER: Modellierungsansatz und Szenarien zur limnologischen Entwicklung des Ammersees im Klimawandel 312

WEINBERGER, ST. & M. VETTER: Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen Modells DYRESM am Ammersee zur Abschätzung limnologischer Folgen des Klimawandels 318

WIĘCEK, M., P. MARTIN & M. GĄBKA: Ecology and faunistics of water mites (Hydrachnidia, Acari) of peatland microhabitats in north-western Poland 156

WILLKOMMEN, J. & ST. N.GORB: Funktionsprinzip der Haltezangen bei Männchen der Kleinlibelle Ischnura elegans (Vander Linden, 1820) 161

WOLF, P., S. RÖßLER, TH. SCHNEIDER & A. MELZER: Abschätzen der Pigment-Zusammensetzung von submersen Makrophyten durch UW-Spektroskopie 104

WOLF, TH. & M. BARCHMANN: Hydrodynamische Simulationen in einem extremen Flachwassersee – Beispiel Federsee 109