

(German Limnological Society)

Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009

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

Oldenburg, 28. Sept. - 02. Okt. 2009

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Oldenburg 2009
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2010

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. 978-3-9802188-8-7

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.--

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN **SEITE**

JUBILÄUMSVORTRAG **1**

BRENDELBERGER, H.: 25 Jahre DGL: Entwicklung, Stand und Perspektiven 2

DGL NACHWUCHSPREIS 2009: **17**

WEY, J. K.: Neue Ansätze in der Biofilmforschung: Experimente zur Steuerung von substratassoziierten Lebensgemeinschaften 18

WINKELMANN, C., C. HELLMANN, S. WORISCHKA, J. KOOP & J. BENNDORF: Prädation in Fließgewässern – ein Ökosystemexperiment 23

SCHMIDTKE, A., G. WEITHOFF, M. FISCHER & U. GAEDKE: Over- und Underyielding in Phytoplankton-Gemeinschaften 28

POSTERPREIS 2009: **33**

FRÜH, D., S. C. JÄHNIG & P. HAASE: Aquatische Neozoen im Rhein-Main-Gebiet: Welche abiotischen Faktoren kontrollieren ihre Ausbreitung? 34

LUTHER, S., H.T. RATTE & A. GERGS: Der Einfluss von Hunger auf das Fressverhalten des Rückenschwimmers Notonecta maculata 37

MÜLLER, S. & ST. HÜLSMANN: Sex, Futter, Fitness - Lebenszyklusstrategien und Fitness von Daphnia galeata x hyalina in einer tiefen, dimiktischen Talsperre 42

ROSKOSCH, A., C. DZIALLAS, H.-P. GROSSART, M. HUPFER & J. LEWANDOWSKI: Die Auswirkung von Bioirrigation auf mikrobielle Gemeinschaften und Prozesse in limnischen Sedimenten 47

TRIPPE, M., H. W. RISS, B. ZEIS & E. I. MEYER: Gammariden im Stress – invasive und native Arten im Vergleich 54

WRANIK, C. & U. SELIG: Vergleich phototropher Lebensgemeinschaften im Hypolimnion dimiktischer Seen in Norddeutschland 58

GRUNDWASSER UND QUELLEN: **63**

NERGER, CH. & ST. VON FUMETTI: Charakterisierung von Quellen anhand saisonaler Emergenzfänge von Steinfliegen und Köcherfliegen 64

REISS, M.: Gewässertypologie und Quellfauna von Mittelgebirgs-Waldquellen: Möglichkeiten eines integrativen Ansatzes zur hydrogeographisch-limnologischen Erfassung und Kennzeichnung 67

SETJE-EILERS, B. & P. MARTIN: Diatomeen in ausgesuchten Quellen des Norddeutschen Tieflandes 73

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
KLEINGEWÄSSER UND MOORE:	**78**
LEßMANN, D., I. HENSCHKE, G. LIPPERT, R. ENDER & B. NIXDORF: Limnologische Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 1: Physikalisch-chemische Bedingungen, Chlorophyll a und Makrophyten	79
LIPPERT, B. NIXDORF, D. LEßMANN, I. HENSCHKE, M. VESTE & M. BÖHME: Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 2: Vergleich der Produktion von Phytoplankton, Makrophyten und heterotrophen Bakterien	84
LIECKWEG, T., R. LÜHKEN, E. KIEL & R. NIEDRINGHAUS: Erfassung potenzieller Brutgewässer von Stechmücken (Culicidae) auf den Ostfriesischen Inseln	90
LIPINSKI, A. & E. KIEL: Hochmoorrenaturierung -Zeitliche Aspekte der Wiederbesiedlung	96
LÜHKEN, R. & E. KIEL: Ochlerotatus detritus: Anpassung an temporäre Gewässer?	103
LÜHKEN, R., R. NIEDRINGHAUS & E. KIEL: Ochlerotatus detritus: Anpassung an hohe Salinitäten?	108
MAASLAND, C. & H. BRUX: Vegetationsökologische Untersuchungen von Maßnahmen zur Renaturierung von Hochmooren	113
MINDEMANN, K. & P. MARTIN: Biodiversität von Kleingewässern im Einflussbereich der Ostseeküste	118
VEIT, U., A. KOHLER, P. POSCHLOD, O. WIESMANN & G.-H. ZELTNER: Entwicklung der Makrophyten-Verbreitung im Niedermoor-Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene) von 1970 bis 2005	124
LIMNOLOGIE VON SEEN UND TALSPERREN:	**130**
KASPRZAK, P., R. KOSCHEL & A. PARPAROV: Sauerstoffmangel im Tiefenwasser des oligotrophen Stechlinsees: Kann die Klimaerwärmung eine Rolle spielen?	131
MÄHRLEIN, M. & M. BRAUNS: Die Bedeutung des Eulitorals für die benthische Sekundärproduktion in einem Flachsee	139
PAUL, L. & N. SCHEIFHACKEN: Einfluss der Wassermengenbewirtschaftung auf die vertikale Verteilung allochthoner Trübstoffe in Trinkwassertalsperren nach Hochwässern	144
RÖSEL, ST., CH. WURZBACHER & H.-P. GROSSART: Diatomeen-Frühjahrsblüte und Pollenflug: strukturierende Elemente für die Bakteriengemeinschaft im Stechlinsee?	149
SALKA, I., CH. WURZBACHER & H. P. GROSSART: Effekte von UV-Strahlung auf bakterielles Wachstum und Genexpression im huminstoffreichen See Große Fuchskuhle	155
SCHARF, B. W.: Vergleich paläolimnologischer und archäologischer Untersuchungen zur Entstehung und Entwicklung des Arendsees, Sachsen-Anhalt, mit einem Modellversuch	160
STENGERT, M.: Erstbesiedelung eines künstlichen Flachwassersees	166
SANIERUNG STEHENDER GEWÄSSER:	**171**
BIELE ST., H. GALLASCH & M. KRECH: Wiederherstellung des Richtenberger Sees (Mecklenburg-Vorpommern) – Ergebnisse zur Wassergüteentwicklung und faunistischen Besiedlung (Insecta: Odonata) in der Anstauphase	172

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
GÜDE, H., H. HETZENAUER, R. KÜMMERLIN & H. ROSSKNECHT: Der Federsee – ein Flachgewässer auf dem Rückweg zum Makrophytensee	179
MATHES, J.: Was bringen sogenannte „alternative Restaurierungsmethoden“ für unsere Seen?	184
MICHELE, J.: Destratifikation: Warum war diese Methode nicht erfolgreich in vielen Fällen in der Vergangenheit?	189
WAUER, G., J. MATHES & R. KOSCHEL: Zum Einsatz von Aluminiumverbindungen bei der Seenrestaurierung	195
PLANKTON:	**200**
BAPTISTA, M., J. RÜCKER, R. BRÜGGEMANN & BRIGITTE NIXDORF: Seasonal succession and productivity determine phytoplankton diversity in lakes	201
KNIE, M., J. RÜCKER & A. KLEEBERG: Trägt die Resuspension von Sediment zur Besiedlung des Pelagials durch nostocale Cyanobakterien bei?	206
RIEDMÜLLER, U., E. HOEHN, U. MISCHKE, B. NIXDORF & D. LEßMANN: Biologische Trophieindikation mit Phytoplankton – Stärken und Schwächen von Indikatortaxa	211
NORF, H., T. REINHARDT, H. ARNDT & A. SCHÖL: Verteilung planktischer Metazoen entlang von Salinitäts- und Trübungsgradienten im Ems-Ästuar	216
BENTHOS/BENTHISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN:	**220**
DITSCHE-KURU, P., J.H.E. KOOP & ST. GORB: Haftung in der Strömung: Die Rolle der Kiemenblättchen von Epeorus assimilis (Ephemeroptera) bei der Anhaftung auf Substraten verschiedener Rauheit	221
DOMISCH, S., S. C. JÄHNIG & P. HAASE: Modellierung klimabedingter Arealverschiebungen ausgewählter Makrozoobenthosarten	226
GELLERT, G. & ST. BEHRENS: Biozönotische Maßzahlen am Beispiel der Makrozoobenthosbesiedlung zur Bestimmung der ökologischen Qualität von Fließgewässern aus hydromorphologischer Sicht	230
GERHARDT, M., A. SUNDERMANN & P. HAASE: Welche Parameter bieten den größten Erklärungsgrad für das Vorkommen benthischer Invertebraten?	235
HENSEL, S. & E. KIEL: Ansiedelung und räumliche Verteilung von Makrozoobenthos in Fließgewässer-Mesokosmen	240
MARTEN, M.: Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs	245
MARTIN, P.: Erste Befunde zum Parasitismus der Wassermilben zweier Bäche Luxemburgs unter besonderer Berücksichtigung des Parasitismus von Arten des hyporheischen Interstitials	251
MEWES, D., ST. GORB, J. KOOP & P. DITSCHE-KURU: Antifouling im Süßwasser: Möglichkeiten der Reduktion des Bewuchses mit Dreissena polymorpha durch Einsatz strukturierter Oberflächen	256

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
RADEMACHER, U. & E. KIEL: Vergleichende faunistische Untersuchungen an makrophytenreichen Gräben mit und ohne Brackwassereinfluss in der Unterwesermarsch	261
SCHNEIDER, A.-K.: Größenstrukturierte Populationsdynamik von Gammarus pulex unter verschiedenen Temperaturregimen	266
SCHREIBER, J., M. PUSCH & M. BRAUNS: Mindestbeprobungsflächen vom litoralen Makrozoobenthos für eine repräsentative Bestimmung des ökologischen Zustandes von Seen	271
TITTIZER, TH.: Neue Heimat für die „Theißblüte“ Palingenia longicauda	276
ZEIDLER, M. & E. I. MEYER: Mikrosatelliten als molekulargenetische Marker zur Aufklärung der Metapopulationsstruktur dreier Amphipodenarten in einem durch Karst beeinflussten Gewässersystem	281
NEOBIOTA:	**286**
BECK, B. & A. MELZER: Elodea nuttallii in Tagebauseen	287
GRABOW, K., ST. MAYER, A. RANDER & A. MARTENS: Binnenfrachtschiffe als Vektoren von Neozoen im Rhein	292
HUSSNER, A. & S. HILT: Führen ansteigende Wassertemperaturen zu einer Ausbreitung neophytischer auf Kosten einheimischer Arten?	296
MARTENS, A.: Neozoische Amphipoda als Modellorganismen der mitteleuropäischen Limnologie	301
SCHOOLMANN, G.: Atyaephyra desmaresti (Millet, 1831): Neues von einem alten Neozoon	306
SEDIMENT-WASSER-INTERAKTIONEN:	**309**
PAPENMEIER, S., K. SCHROTTKE, A. BARTHOLOMÄ & V. STEEGE: Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen auf subaquatischen Dünenfeldern in der Unterweser auf der Basis von hydroakustischen, optischen und laseroptischen Messungen	310
SCHMITT, P., A. KRUMWIEDE, H. MÜLLER, F. PIECHOTTA & V. STEEGE: Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen in der Riffelstrecke der Unterweser – Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen der WSV und der Benthos-Untersuchungen	316
SCHWOCH, C., G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Geochemische Heterogenität im Grundwasserleiter einer Aue an der Grenzfläche zum Fluss	321
RENATURIERUNG VON FLIEßGEWÄSSERN - RÄUMLICHE/ZEITLICHE/ORGANISMISCHE ASPEKTE:	**325**
FELD, CH. K.: Was haben Fließgewässerfunktionen und Biodiversität miteinander zu tun?	326
JANUSCHKE, K., A. LORENZ & D. HERING: Biodiversität im semiaquatischen Bereich – Indikationsfunktion von Laufkäfern und Vegetation an renaturierten Fließgewässerabschnitten	332
POTTGIESSER, T.: Frisch renoviert zu vermieten: Abschätzung des Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzials nach Umgestaltung der Panke (Berlin)	337

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
POTTGIESSER, T. & A. WOLTER: Öffentlichkeitsbeteiligung in der Hauptstadt der Kultur(en) - Partizipation am Beispiel des Berliner Pilotprojektes Panke	342
GEWÄSSERBEWERTUNG UND ENTWICKLUNGSKONZEPTE:	**347**
BAUMGÄRTNER, M., M. BRÜNING, M. DEMBINSKI, A. DETTMER & P. SUHRHOFF: Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Pilotprojekt Marschgewässer in Niedersachsen	348
BÖER S. I., N. BRENNHOLT & W. MANZ: KLIWAS: Auswirkungen des Klimawandels auf die Hygiene von Fließ- und Küstengewässern	353
ECKARTZ-NOLDEN, G.: EG-Wasserrahmenrichtlinie: Monitoring in NRW: 1. Monitoringzyklus 2005-2008: Untersuchungen – Ergebnisse – Erfahrungen	357
ENGELS, A.: Saison- und tidebedingte Variation von Sauerstoff- und Salzgehalt in der Ems zwischen Knock und Herbrum	362
HARTING, H., W. PETERS & M. SIEBERT: Modellprojekt Wümme - Naturschonende Gewässerbewirtschaftung und Gewässerrenaturierung im Bearbeitungsgebiet 24 als Beitrag zur Gewässerentwicklung und Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	369
HEIMANN, W., H. K. SCHULZ & R. SCHULZ: Die notwendige Berücksichtigung lateraler Fischbewegungen im zukünftigen Gewässermanagement: Eine Literaturstudie	375
KASTENS, B.: Die Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der WRRL in Niedersachsen	381
QUICK, I.: Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems	386
SAATHOFF, S.: Das Modellprojekt „Hunte 25“ als Auftakt zur regionalen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen	392
SCHIMMER, H.: Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Öffentlichkeitsbeteiligung in NRW	398
STÖFFLER, U., A. PETRUCK & R. HURCK: Prognose des Temperaturhaushalts der Lippe für 2015	401
SUHRHOFF, P., P. SELLHEIM, K. PINZ & P. NEUMANN: Leitfaden Maßnahmenplanung - Empfehlungen zu Auswahl, Prioritätensetzung und Umsetzung von Maßnahmen zur Entwicklung niedersächsischer Fließgewässer (Hydromorphologie)	405
UHLENDAHL, TH.: Möglichkeiten und Grenzen von Öffentlichkeitsbeteiligung – Eine Einführung vor dem Hintergrund der WRRL	410
BIOCHEMIE UND ÖKOPHYSIOLOGIE AQUATISCHER ORGANISMEN:	**415**
BALMERT, A., H. F. BOHN & W. BARTHLOTT: Morphologie, funktionale Aspekte und bionisches Potential lufthaltendender Oberflächen semi-aquatischer Insekten	416
DZIALLAS, C. & H.-P. GROSSART: Microcystin – Gift oder Nahrung für aquatische heterotrophe Bakterien?	420
GROSSART, H.-P., C. DZIALLAS, K. HOLMFELDT, L. RIEMANN & M. ALLGAIER: Aktinobakterien in unterschiedlichen aquatischen Systemen	425

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
HANSELMANN, A. J. & K.-O. ROTHHAUPT: Mögliche Auslöser der saisonal unterschiedlichen Lebenszyklus-Strategien von Limnomysis benedeni	430
KIRSTEIN, K.-G. & P. MARTIN: Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) – Die Wehrdrüsensekrete im Vergleich	433
NOWAK, C., S. NEMEC, CH. VOGT & M. PFENNINGER: Chironomus als Modellorganismus der Molekularen Ökologie – vom Wert genetischer Vielfalt bis zur Anpassung an Klimastress	438
SCHMITZ, W.: Astaxanthin, Crustacyanin und die Farben der Flusskrebse	443
LIMNOLOGIE UND UMWELTBILDUNG:	**448**
HETTINGER, ST., K. GRABOW, G. SCHOOLMANN & A. MARTENS: Aquatische Vielfalt begreifen – Der Bach als Weg zur Biodiversität	449
RETTIG, C.: Charakteristika und Qualitätsentwicklung außerschulischer Gewässerpädagogik	453
RÖCK, S.: Gewässerführer in Baden-Württemberg - Gewässerpädagogik in der praktischen Umsetzung	458
SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Artenschutz-, Renaturierungs- und Pflegeprojekte von Bachläufen mit Grundschulen – ein Erfahrungsbericht	461
SCHNELLBÄCHER-BÜHLER, A. & H.-H. KLEPSER: Lernort Donau - Modellprojekt zur umweltbildnerischen Begleitung einer gewässerökologischen Großbaumaßnahme	467
SCHREINER, J. & E. MANZ: Erlebnisorientierte Gewässerpädagogik – Bildungsangebote für Pädagogen und Naturführer	472
SONSTIGE THEMEN:	**477**
BRAIG, E., U. RAEDER & A. MELZER: Untersuchung der Hydrologie einer Seenkette anhand stabiler Isotope (δ18O)	478
BRAUKMANN, U.: Salzbelastung der Werra	483
GUTOWSKI, A., J. FOERSTER & I. ARNDT-DIETRICH: Ein Feldführer und ein Bestimmungsbuch für das PoD (Phytobenthos ohne Diatomeen)	489
HÜBNER, G. & D. SCHWANDT: Undine – Informationsplattform zu extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen an großen Flüssen	493
KUSBER, W.-H., E. ZIPPEL, P. KELBERT, J. HOLETSCHEK, A. GÜNTSCH, & W. G. BERENDSOHN: Verbesserung europäischer Biodiverstätsdaten im Rahmen der EU-SYNTHESYS Networking Activities	495
MILER, O., I. ALBAYRAK, M. O'HARE & V. NIKORA: Biomechanische und morphologische Anpassungen von Makrophytengemeinschaften in Fliessgewässern	501
SCHULZ, M., O. BÜTTNER & M. MATTHIES: Reaktive Transportmodellierung im Raum Bitterfeld bei Extremhochwasser	506
TÄUSCHER, L.: Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blaualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg - Ergebnisse eines bibliographischen Überblicks zur Algen-Besiedlung	511

WURZBACHER, CH., ST. RÖSEL & H.-P. GROSSART: Unterwegs im Pollengarten – Die Entwicklung eines molekularen Fingerabdrucks für niedere aquatische Pilze 516

JUBILÄUMSVORTRAG

BRENDELBERGER, H.: 25 Jahre DGL: Entwicklung, Stand und Perspektiven

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009(Oldenburg), Hardegsen 2010

25 Jahre DGL: Entwicklung, Stand und Perspektiven

Plenarvortrag, DGL-/ SIL- Jahrestagung 2009, Oldenburg

Brendelberger, Heinz

Zoologisches Institut der Universität zu Kiel, Abt. Limnologie, Olshausenstraße 40, 24098 Kiel, Mail: hbrendelberger@zoologie.uni-kiel.de

Vorbemerkung:

Nicht zuletzt durch die Entwicklung und Anwendung neuer, allen voran biochemischer und molekularbiologischer Methoden hat die Limnologie in den vergangenen 25 Jahren gewaltige Fortschritte gemacht. Diese auch nur annähernd vollständig nachzuzeichnen war im Rahmen eines halbstündigen Plenarvortrags nicht möglich. Auch die hier nachträglich gegebene Zusammenfassung erhebt diesen Anspruch nicht. Zwar wurden einige Punkte gegenüber dem Vortrag etwas näher ausgeführt. Im Wesentlichen aber sollen diese Ausführungen die Literaturangaben nachliefern, aus denen sich jede/r Interessierte dann die entsprechende Primärliteratur besorgen und bei Bedarf Genaueres nachlesen kann. Der Bericht schließt mit einer kurzen, wiederum subjektiven Auflistung derjenigen Schwerpunkte, die im Vortrag aus Zeitgründen nicht erwähnt werden konnten. Aus Copyright- und Platzgründen werden die im Vortrag gezeigten Abbildungen hier nicht wiederholt. Hier wird der Leser auf die zitierte Primärliteratur verwiesen.

Die Aktualität der insgesamt behandelten Themen erschließt sich aus einem Vergleich mit dem Inhaltsverzeichnis der zweiten Auflage des Lehrbuchs von Robert Wetzel aus dem Jahre 1983: Begriffe wie Microbial loop, Biomanipulation, Kairomone, Fettsäuren, Plankton-Benthos-Kopplung, Nährstoff-Stöchiometrie, Stabile Isotope, Quellbäche, River Continuum Concept, Flut-Puls-Konzept, Hyporheisches Interstitial, kryptische Arten oder globaler Klimawandel kommen darin nicht vor. Andere, wie Seeufer, aquatisch-terrestrische Interaktionen oder Parasitismus werden dort nur ganz am Rande behandelt.

Stark erweitert hat sich auch die Zahl der jedem Limnologen geläufigen Abkürzungen: bereits vor 1983 und auch heute noch gebräuchliche Begriffe wie CPOM (coarse particulate organic matter), FPOM (fine particulate organic matter) UPOM (ultrafine particulate organic matter), DOC (dissolved organic carbon), DIC (dissolved inorganic carbon), POC (particulate organic carbon), ^{14}C (radioaktives Isotop des Kohlenstoffs), ^{32}P (radioaktives Isotop des Stickstoffs), DHM (daily horizontal migration), DVM (daily vertical migration), AO (acridine orange) wurden durch Themen wie PUFA (poly-unsaturated fatty acids), HUFA (highly unsaturated fatty acids), VLCFA (very long chain fatty acids), PCR (polymerase chain reaction), RAPD (random amplified polymorphic DNA), DGGE (denaturating gradient gel electrophoresis), FISH (fluorescence in situ-hybridisation), SI (stable isotopes), ^{15}N (stabiles Isotop der Stickstoffs), ^{13}C (stabiles Isotop des Kohlenstoffs), AFLP (amplified fragment length polymorphism), OATZ (oxic anoxic transition zone), EU-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft) ergänzt und erweitert.

Aquatische Mikrobiologie

Mit die größten Fortschritte wurden auf dem Gebiet der aquatischen Mikrobiologie erzielt. Über viele Jahrzehnte, vor allem in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts, an manchen Labors aber auch noch weit in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts hinein, kultivierte man aquatische Mikroorganismen in Flüssigkulturen oder auf Agarplatten. Je nach Selektivität des Mediums und Art des Gewässers, aus dem die Proben stammten, kam man so auf eine Abschätzung von $10^2 – 10^3$ Bakterienzellen pro Milliliter Wasser (Cole, 1999). Allerdings konnte man auf diese Art und Weise nur die mit dem jeweils verwendeten Medium kultivierbaren Bakterien sichtbar machen. Morphologisch unterscheiden ließen sich diese Organismen lediglich nach ihrer Form – Kokken, Stäbchen, Spirillen usw. konnten mit Hilfe eines guten Lichtmikroskops und bei Verwendung der Ölimmersion differenziert werden. Hier brachte auch die Technik der Elektronenmikroskopie zunächst keine Fortschritte. Auch die Tatsache, daß inzwischen mehrere Tausend verschiedene Nährmedien bekannt sind und von Fall zu Fall zur Anwendung kommen, beschränkte die Zahl der erfaßten Taxa weiterhin auf die der kultivierbaren Zellen (Cole 1999).

Erst die Anwendung spezifischer Farbstoffe – Acridinorange (AO) und Di-amidino-phenyl-indol (DAPI) werden hier am häufigsten verwendet – erhöhte die Zahl der per Epifluoreszenzmikroskopie sichbaren Bakterien in einem Milliliter oligotrophen Wassers auf ca. 10^6, bei eutrophen oder hypertrophen Gewässern noch um einiges mehr (Cole, 1999).

Die bakterielle Sekundärproduktion läßt sich mit Hilfe der Aufnahmekinetik radioaktiver Substrate quantifizieren: ca. 80% der zählbaren Bakterien nehmen ^{3}H-Thymidin in Nukleinsäuren bzw. ^{3}H-Leucin in Proteine auf. Metabolisch aktive Zellen lassen sich mit Hilfe des Elektronentransport-Systems (ETS) der Zelle bestimmen: dieses reduziert das Salz Cyano-tetrazolium-chlorid (CTC), welches dadurch fluoresziert und wiederum im Epifluoreszenzmikroskop sichtbar wird. Allerdings hat nur ein Teil der Zellen, < 5% in oligotrophen bis über 50% in eutrophen Systemen, eine aktives ETS (Cole, 1999).

Entscheidende Fortschritte macht die aquatische Mikrobiologie seit der Einführung und mit der immer schneller fortschreitenden Entwicklung molekularbiologischer Methoden. So erlaubt z.B. die Analyse von 16SrRNA die Unterscheidung verschiedener Bakterien-„Stämme“, „Gattungen“, „operational taxonomic units“ (OTUs), „functional units“, oder „Ökotypen“ je nach Betrachtungsweise. Bei Bakterien von „Arten“ zu sprechen ist aufgrund der Möglichkeit lateralen Gentransfers problematisch (Psenner et al., 2008).

Heute wird die genetische Diversität von Bakterien immer weiter aufgeschlüsselt, Stammbäume von Bakterien werden erstellt, und neu entdeckte Taxa werden diesen zugeordnet oder in diese eingepaßt. Die Untersuchung der vertikalen Diversität der Bakterien in einem dystrophen See Finnlands gibt hierfür ein Beispiel (Taipale et al., 2009).

Insgesamt hat sich also die Auffassung von der aquatischen Mikrobiologie als einer Sonderform der Planktologie zu dem allgemeineren Verständnis „Microbes run the world – it’s that simple“ verschoben (Committee on metagenomics, 2007). Unabhängig von den Fortschritten auf diesem Gebiet bleiben viele Fragen zu lösen (vgl. Xu, 2006, Oda et al. 2008), wie z.B.:

- Notwendig bleibt die weitere Erforschung der Taxonomie und Diversität aquatischer Mikroorganismen – wie viele „Arten“ von aquatischen Mikroorganismen gibt es?

- Welche Gene sind für welche physiologischen Leistungen verantwortlich? Unter welchen Bedingungen sind diese Gene aktiv?

- Wie hängen mikrobielle Diversität und funktionelle Diversität bzw. Ökosystem-Funktion der aquatischen Mikroorganismen-Lebensgemeinschaften miteinander zusammen?

- Unter welchen Bedingungen sind aquatische Mikroorganismen aktiv bzw. inaktiv?

- Haben inaktive Zellen dieselbe Stöchiometrie wie aktive Zellen?

- Welche bislang unentdeckten „metabolic pathways“ gibt es noch bei den Bakterien?

Weitere Anwendungen molekularbiologischer Methoden

Die Fortschritte der Molekularbiologie werden nicht nur in der aquatischen Mikrobiologie, sondern auch auf anderen Gebieten der Limnologie intensiv genutzt. Während Taxonomen und Systematiker z.B. des Zooplankton früher ausschließlich auf morphologische Eigenschaften als Artkennzeichen angewiesen waren, können molekularbiologische Methoden heute viele Zweifelsfälle schnell und sicher aufklären (Kotov et al., 2009). Die Unterscheidung verschiedener Populationen (Thier, 1994, Crease et al., 1997) sowie die Hybridisierung zwischen einigen Planktoncladoceren-Arten war bereits mit der gelelektrophoretischen Auftrennung von Isoenzymen wie Malat-Dehydrogenase (MDH), Phosphoglucose-Isomerase (PGI), Aldehyd-Oxidase (AO) etc. gezeigt worden (Wolf 1987).

Seit 2007 ist das gesamte Genom von *Daphnia pulex* entschlüsselt (Daphnia genome consortium, 2007). Der nächste Schritt ist jetzt der Nachweis der Aktivität und Funktion einzelner Gene dieses Genoms. Aktuelle Publikationen beschäftigen sich beispielsweise mit den Meiose-Genen und deren Funktion bei der Aufrechterhaltung bzw. Unterbrechung der Parthenogenese (Schurko et al., 2009) oder den Chemorezeptor-Genen von *Daphnia pulex* (Penalva-Arana et al., 2009). Aber auch die Diversität von in Ephippien („Samenbanken“) gespeicherter genetischer Information und deren Folgen für die Diversität und Stabilität von Cladoceren-Populationen über die Zeit sind spannende, evolutionsbiologische Fragestellungen (Hairston & DeStasio, 1988, Hairston et al., 1999).

Einige der hier als Nächstes zu klärenden Fragen wären:

- wie ist das Genom anderer Daphnien- (Cladoceren-, Zooplankton-) Arten zusammengesetzt?

- Stimmen der bisherige, morphologisch-taxonomische Artbegriff und der neu ermittelte genetische Artbegriff überein, oder werden aufgrund molekularbiologischer Erkenntnisse neue, kryptische Arten entdeckt?

- Was ist der Zusammnenhang zwischen Gen, Protein und Funktion (z.B. der Zusammenhang zwischen heatshock-Proteinen und Streß-Resistenz) ?

- Unterscheiden sich verschiedene „Ökotypen“ von Zooplanktern auch genetisch?

- Wie hoch ist, unter Einbeziehung der im Sediment ruhenden Samenbanken, die genetische Diversität einer Daphnienpopulation?

Molekularbiologische Methoden wurden und werden nicht nur bei aquatischen Bakterien und Zooplankton eingesetzt. Auch die Diversität aquatischer Viren kann durch die Kultur-unabhängigen, molekularbiologischen Methoden erst richtig erfaßt werden (Allen & Wilson 2008). Wichtig wird hier wiederum sein, wie auch bei den anderen taxonomischen Gruppen, die Fülle der neu gewonnenen molekularbiologischen Daten mit der funktionellen Diversität zu verbinden (Allen & Wilson 2008).

Molekularbiologische Methoden haben offenbart, daß es sich bei der Eintagsfliegen-Art *Baetis rhodani* um einen ganzen Artenkomplex handelt, der alleine aufgrund morphologischer Charakteristika nicht unterschieden werden kann (Williams et al. 2006). Solche kryptischen Arten wurden auch bei aquatischen Odonata, Hemiptera, Trichoptera, Diptera und anderen Ephemeroptera gefunden (Williams et al. 2006).

Molekularbiologische Kenntnisse sind auch wichtig für den Schutz und die Konservierung bedrohter Arten, wie z.B. unionide Muscheln (Gerke & Thiedemann 2001), dekapode Krebse (Schulz 2006), Lachse (Leaniz et al. 2007) oder Störe (Billard & Lecointre 2001).

Nahrungsketten / Nahrungsnetze

Die klassische Betrachtung planktischer Nahrungsketten beginnt „bottom-up“ bei den Nährstoffen, um über Primärproduzenten (Phytoplankton), herbivores Zooplankton und planktivore Fische schließlich zu den Raubfischen zu gelangen. In den vergangenen Jahren wurde jedoch evident, daß aquatische Nahrungsketten diverser sind in Bezug auf die genutzten Kohlenstoff-Quellen, komplexer in ihrer Struktur als ursprünglich angenommen, und flexibler in ihrer Funktion (Reynolds, 2008). So stammt der in aquatischen Systemen aufgenommene Kohlenstoff auch aus terrestrischen Quellen; er kann als DIC, DOC oder POC, zusammen mit aus denselben Quellen stammenden Nährstoffen, von pelagischen Mikroorganismen, bakterivorem Nanoplankton und bakterivorem Mikroplankton verwertet werden (Reynolds, 2008). Im Pelagial lebende Fische fressen keinesfalls nur Zooplankton oder andere Fische, sondern auch benthische Nahrung oder Nahrung aus dem Litoral. Insofern integriert die Mobilität der Fische über das pelagische und das benthische Nahrungsnetz.

Auch bei der umgekehrten Betrachtungsweise planktischer Nahrungsnetze, top-down, handelt es sich in den seltensten Fällen um vollständige trophische Kaskaden wie bisher angenommen – partielle trophische Kaskaden sind in der Natur viel häufiger anzutreffen (Sommer, 2008).

Der allochthone Eintrag von Energie in Form von DOC beeinflußt die meisten pelagischen Nahrungsnetze. Dieses DOC wird von Bakterien aufgenommen und auf diese Weise, auf dem Weg über die mikrobielle Schleife bzw. das mikrobielle Nahrungsnetz, in die klassische Nahrungskette eingeschleust (Jansson et al., 2007). In klaren, huminstoffreichen, mesotrophen Gewässern können 30-70% des organischen Kohlenstoffs von Organismen aller trophischen Ebenen terrestrischen Ursprungs sein (Jansson et al., 2007).

Chemische Kommunikation

Als Infochemikalien werden im Wasser vorhandene Substanzen bezeichnet, die der chemischen Kommunikation dienen. Dabei übermitteln Semiochemikalien Informationen zwischen Individuen derselben Art, Allelochemikalien dagegen zwischen artverschiedenen Organismen. Kairomone

informieren Beuteorganismen über die Anwesenheit eines Räubers, während Allomone Räuber von einer Beute abschrecken sollen (Cembella, 2003).

Kairomone beeinflussen Räuber – Beute - Interaktionen auf verschiedenen Ebenen: Beuteorganismen reagieren z. B. durch Veränderung ihrer Morphologie auf die Anwesenheit eines Räubers. Die Ausbildung von Nackenzähnen, Helmen oder längerer Spinae bei Daphnien wären ein solches Beispiel; die Bildung von vier- oder achtzelligen Coenobien durch *Scenedesmus subspicatus* bei Anwesenheit herbivorer Zooplankter ein anderes (VanDonk, 2007). Die Reaktion kann auf biochemischer Ebene ablaufen, wenn z.B. *Microcystis aeruginosa* bei Anwesenheit von Daphnien Toxine bildet. Eine Verhaltensanpassung an die Anwesenheit räuberischer Fische ist die tagesperiodische Vertikalwanderung (DVM) des Zooplankton (Lampert, 1993). Und es können sich Änderungen im Lebenszyklus ergeben, z.B. durch Verlagerung des Zeitpunktes der Reproduktion von Zooplanktern, des Zeitpunktes des Schlüpfens aus Dauereiern, durch Veränderung der Zahl und Größe der Nachkommen.

Auch wenn der Schwerpunkt bisheriger Untersuchungen zur chemischen Kommunikation im Plankton lag ist inzwischen evident, daß Kairomone bei den meisten Arten-Interaktionen im Süßwasser involviert sind (Burks & Lodge, 2002). So konnten Kairomon-induzierte Reaktionen nicht nur bei Phyto- und Zooplanktern, sondern auch bei Insekten, Plathelminthen, benthischen Crustaceen, Mollusken, Amphibien und Fischen nachgewiesen werden.

Infochemikalien spielen auch in Fließgewässern eine Rolle. So konnte z.B. gezeigt werden, daß *Gammarus pulex* auf von Forellen abgegebene Kairomone reagiert (Dahl et al.,1988), genauso wie sich das Driftverhalten von *Baetis bicaudatus* durch Infochemikalien von Forellen ändert (McIntosh et al.,1999), oder sogar die Gesamt-Abundanz dieser Ephemeropterenart in einem Gewässerabschnitt (Peckarsky et al., 2002).

Die grobe chemische Charakterisierung einiger Infochemikalien ist bekannt (Von Elert & Franck, 1999). Die genaue Struktur, Konzentration im Freiland, Persistenz etc. so gut wie aller Infochemikalien muß jedoch erst noch ermittelt werden.

Eine Ausnahme hiervon stellt Dimethyl-sulfid (DMS) dar: auf dieses Metabolit mariner Phytoplankter reagiert herbivores Zooplankton durch Suchbewegungen, was wiederum Effekte auf planktivore Fische und sogar auf piscivore Seevögel hat (Pohnert et al.,2007).

Im Gegensatz zur hohen Zahl an Veröffentlichungen oder gar Reviews über die chemische Kommunikation in aquatischen Systemen, vor allem im Plankton (Hay & Kubanek 2002; Burks & Lodge 2002; Lass & Spaak 2003; VanDonk 2007), stehen die noch zahlreichen Wissensdefizite auf diesem Gebiet, wie z.B.:

- Wie genau ist die chemische Struktur und Herkunft der Kairomone und anderer Allelochemikalien?;

- Handelt es sich immer / manchmal / nie um eine Monosubstanz, sondern um Substanzgemische?

- Wie sind die natürlicherweise im Freiland gegebenen Konzentrationen?

- Wie kann man diese Freiland-Konzentrationen messen?

- Interagieren verschiedene Kairomone, verstärken sich in ihrer Wirkung oder neutralisieren ihre jeweiligen Wirkungen?

- Wie ist die Persistenz dieser Chemikalien im Freiland?

- Welche Kairomone gibt es bei Benthos-Organismen?

- Gibt es einen Einfluß der genetischen Variabilität bei den Empfängern der Signale auf deren Reaktion gegenüber den Infochemikalien?

Stabile Isotope

Die stabilen Isotope vornehmlich des Kohlenstoff ($\delta^{13}C$), des Stickstoff ($\delta^{15}N$) und des Sauerstoff ($\delta^{18}O$) dienen seit einigen Jahren in der Ökologie dazu, den Weg der Energie durch die verschiedenen Ebenen eines Nahrungsnetzes zu verfolgen. Typischerweise reichert sich dabei z.B. das schwerere Stickstoff-Isotop von Trophiestufe zu Trophiestufe um + 3,4 ‰ an. Während das Prinzip dieser Mechanismen klar ist, sind im Freiland erhaltene Ergebnisse nicht immer eindeutig zu interpretieren, insbesondere, wenn sich omnivore Organismen von verschiedenen Trophieebenen ernähren und danach Mischsignale der stabilen Isotope in ihren Körpergeweben zeigen. Eine praktische Anwendung der SI-Untersuchungen wird von Bearhop et al. (2004) vorgeschlagen: Man könnte die Breite der trophischen Nische einer Art durch die Variabilität der von dieser Art erhaltenen SI-Signale beschreiben.

Ökologische Stöchiometrie und Nährstoffe

Die ökologische Stöchiometrie untersucht, wie das Verhältnis zwischen Energie und Nährelementen der Organismen von der Umwelt beeinflußt wird und diese wiederum beeinflußt (Frost et al.,2005). Bislang konzentrieren sich diese Untersuchungen auf die Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor (Cross et al., 2005). Der Schwerpunkt der bisherigen Untersuchungen liegen im Plankton. So konnten z.B. Striebel et al. (2009) zeigen, daß mit dem Anstieg der Primärproduktion in Seen nicht unbedingt eine höhere Nährstoffaufnahme durch die Primärproduzenten einhergeht. Vielmehr gibt es nur eine lose Kopplung zwischen der Kohlenstoff-Assimilation und der Nährstoffaufnahme bei autotrophen Organismen. Deren Kohlenstoff : Nährstoff-Verhältnis ist also flexibel (Striebel et al., 2009). Mit der saisonalen Sukzession des Phytoplankton ändert sich dessen Biomasse-Stöchiometrie. So liegt die Seston-Stöchiometrie im Plankton des Bodensee im Frühjahr und bis zum Ende der Klarwasserphase bei einem C:P – Verhältnis von etwa 200, um im Sommer und Herbst dann auf Werte von bis zu 400 anzusteigen (Van Donk et al., 2008). Damit ist das Sommer-Phytoplankton eher für die Nahrungsansprüche von Copepoden geeignet, welche bis zu einem C:P-Verhältnis von 400 Algen nutzen können als für Daphnien, denen C:P-Ratios von über 200 nicht mehr zur Deckung ihrer Nahrungsansprüche genügen (Van Donk et al., 2008). Wenn das C:N:P – Verhältnis von Algen ansteigt, sinkt damit die Nahrungsqualität und infolge dessen die Wachstums- und Reproduktionsrate der Daphnien (Schatz & McCauley 2007). Dies kann allerdings bis zu einem gewissen Grad kompensiert werden dadurch, daß sowohl juvenile als auch adulte Daphnien selektiv diejenigen Algen finden und fressen, die das niedrigste C:P – Verhältnis aufweisen (Schatz & McCauley 2007). Auch während einer Gewässersanierung, z. B. der Re-Oligotrophierung von Seen durch Phosphatreduktion, ändert sich das C:P-Verhältnis des Seston und damit die Nahrung für Zooplankter (Van Donk et al., 2008). Wenn man das C:P-Verhältnis verschiedener Seen vergleicht, gibt es ebenfalls große Unterschiede: Hessen (2006) fand beim Vergleich 112 norwegischer Seen Werte von 24 bis 1842, mit einem Mittelwert von 250. Allgemein ist die Biomasse der filtrierenden

Zooplankter, insbesondere der Gattung *Daphnia*, negativ mit dem C:P-Verhältnis korreliert (Hessen 2006).

Obwohl zuerst im Plankton untersucht und hier am weitesten entwickelt wird die ökologische Stöchiometrie inzwischen auch in vielen anderen Systemen erforscht. Eines davon ist das Süßwasser-Benthos. Hier kann z.B. die Herkunft von terrestrischem Detritus, wie Holz oder Fallaub, aufgrund des viel höheren C:Nährstoff – Verhältnisses im Vergleich mit allen anderen potentiellen Nahrungsressourcen gut verfolgt werden (Cross et al., 2005). Verschiedene benthische Primärproduzenten (Makrophyten, Epiphyten, Seston, Biofilme) haben unterschiedliche Nährstoff-Stöchiometrien; deren direkte (Insekten, Mollusken) und indirekte (Egel) Konsumenten aber zeigen wiederum eine erstaunlich konstante Stöchiometrie (Ventura et al., 2008). Die Elementarzusammensetzung des benthischen Periphyton hängt auch von der Struktur der Nahrungskette ab, in die dieses eingebunden ist: unter dem ausschließlichen Einfluß herbivorer Insekten zeigt das Periphyton niedrigere C:N – und C:P – Verhältnisse als wenn das Makrozoobenthos durch Fische unter intensivem Räuberdruck steht (Danger et al., 2008). Biomanipulations-Effekte können sich also bis zur Stöchiometrie des benthischen Periphyton fortsetzen. Auch Populations-Wachstumsmodelle ziehen inzwischen die Rolle nicht nur des Kohlenstoffs, sondern auch anderer Nährelemente in Betracht (Loladze et al., 2000).

Essentielle Nahrungs-Inhaltsstoffe

Grundlegend gilt, daß in einem planktischen System umso mehr Phytoplankton-Biomasse produziert wird, je mehr Nährstoffe in diesem System vorhanden sind (Müller-Navarra et al., 2004). Allerdings sinkt die Effizienz, mit der Biomasse und Energie im Nahrungsnetz weitergegeben werden, mit zunehmender Gesamt-Produktivität. Einer der Gründe hierfür ist der mit zunehmendem Phosphat-Angebot zurückgehende Gehalt an ω3-Fettsäuren, die besonders für Zooplankter wichtig sind (Müller-Navarra et al., 2004). Neben mehrfach ungesättigten Fettsäuren (poly-unsaturated fatty acids, PUFAs) können nach gegenwärtigem Wissensstand noch Cholesterol, Vitamine (z.B. Vitamin B12), oder essentielle Aminosäuren produktionsbegrenzend wirken (Müller-Navarra 2008).

Auch auf diesem Gebiet gilt es noch viele Fragen zu beantworten, wie z.B.:

- Gibt es noch weitere, essentiellle Nahrungs-Inhaltsstoffe, wie z.B. über C, N und P hinausgehender (Makro- und Mikro-) Nährelemente, andere Aminosäuren oder Vitamine, die zur Strukturierung von aquatischen Lebensgemeinschaften beitragen?

- Von wem werden diese Stoffe synthetisiert, von wem zu welchem Zeitpunkt und in welcher Konzentration benötigt?

Erst die Erfassung aller relevanten Biochemikalien – wozu zunächst der Nachweis von deren Relevanz notwendig ist – wird ein vollständiges Bild der stofflichen Interaktionen von Organismen in Nahrungsnetzen ergeben.

Habitat-Kopplungen

Pelagial und Profundal der Seen werden traditionell als separate Habitate untersucht. Dies ist während der Sommerstagnation z.B. in Bezug auf Nährstoffkonzentrationen auch gerechtfertigt. Dennoch stehen die entsprechenden Biozönosen – Plankton und Benthos – in intensivem Austausch miteinander. Das Zooplankon macht bei Anwesenheit planktivorer Fische eine tagesperiodische

Vertikalwanderung (DVM), Fische wandern vom Epilimnion ins Hypolimnion und wieder zurück, totes organisches Material sinkt vom Pelagial ins Profundal hinab, und aus den auf dem Seeboden liegenden Diapause- oder Dauerstadien, wie Copepodite der Copepoden oder Ephippien der Cladoceren, steigt die neue Generation der Besiedler des Pelagial empor.

Ebenso intensiv sind Litoral und Pelagial von Seen miteinander verbunden. Untersuchungen über tagesperiodische Horizontalwanderungen (DHM) des Zooplankton, damals noch „Uferflucht" genannt, waren in den 1970er und 80er Jahren en vogue (z. B. Siebeck, 1980). Eine neuere Zusammenstellung der Erkenntnisse über die DHM erschien von Burks et al. (2002). Unabhängig davon wissen Fischereibiologien natürlich schon seit vielen Jahrzehnten, daß auch Fische regelmäßig zwischen Litoral und Pelagial wandern bzw. daß verschiedene Altersstadien einzelner Fischarten, wie etwa der Barsche, diese beiden Habitate nutzen. Eine systematische Untersuchung des Nährstoff-, Energie- und organismischen Austausches zwischen diesen beiden Habitaten fehlt bislang jedoch.

Jedes Gewässer hat ein bestimmtes Einzugsgebiet. Auch dieses interagiert mit dem aquatischen System, indem z.B. Nährstoffe mit dem Oberflächen-Abfluß oder über den Grundwasser-Zufluß eingetragen werden. Außer anorganischen Nährstoffen können auf diese Weise große Mengen gelöster organischer Substanz (DOM) in Seen eingetragen werden, von denen sich hier zunächst die mikrobielle Biozönose ernährt. Diese Erkenntnis hat dazu geführt, daß die Mehrzahl der Seen als insgesamt heterotrophe Systeme betrachtet werden müssen (Wetzel 2001).

Die vierdimensionale Natur von Fließgewässer-Ökosystemen wurde von Amoros et al. (1987) und von Ward (1989) betont. Dabei wurde die longitudinale Konnektivität von Fließgewässer-Ökosystemen am häufigsten beschrieben, z. B. im Rahmen der Abfolge von Fischregionen, im „Prinzip der fließenden Welle", in der chemische und biotische Umwandlungen stattfinden und die am besten in Form des „lagrangian sampling" beprobt wird, oder im Rahmen des „River Continuum Concepts" (Vannotte et al., 1980).

Weniger häufig wird auf die laterale Konnektivität, den Austausch zwischen Fluß und angrenzendem Umland, eingegangen. Bei kleineren Fließgewässern kommt die Haupt-Energiezufuhr von außen (allochthon), etwa in Form von Fallaub, Ästen, Zweigen, oder auch terrestrischen Tieren, die auf die Wasseroberfläche fallen und z.B. Forellen als Nahrung dienen. Schlüpfende Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren verlassen aktiv das Wasser, um ihren Lebenszyklus im angrenzenden terrestrischen Gebiet zu beenden.

Ein intensiver Austausch von Nährstoffen und Energie findet auch bei Tieflandflüssen über deren Auen statt (Ballinger & Lake 2006). Hier finden sich spezialisierte Pflanzen- (Robe & Griffiths 2000; Rood et al.,2007; Schnitzler et al.,2007) und Tiergesellschaften (Godreau et al.,1999), die an diese amphibischen Habitate mit regelmäßig wechselnden, „pulsierenden" (Junk et al.,1989) Umweltbedingungen angepaßt sind.

Der weltweite Bedrohungszustand der Flußauen ist inzwischen hinlänglich bekannt (Tockner & Stanford 2002). Um degradierte Auen wieder funktionsfähig zu machen, sind zu allererst die für einen Fluß typischen Abflußverhältnisse wieder herzustellen (Richter et al.,1997; King & Keeland 1999; Whiting 2002).

Leider wird die dritte dieser Dimensionen, die vertikale Konnektivität sogar in neuesten Anregungen zur Fließgewässer-Renaturierung (Lake et al. 2007) oft vergessen. Dabei ist es gerade diese Dimension, die vielen typischen Fließwassertieren nicht nur ein Larval- und Juvenilhabitat, sondern im Falle von Hochwässern auch ein Refugium bietet (Brunke & Gonser 1997).

Flüsse mit natürlichem Abflußregime und ohne Deiche verlagern dynamisch ihr Bett (Tockner et al.,2003; Greco et al, 2007). Der für diese vierte Dimension notwendige Raum darf bei Renaturierungsmaßnahmen von Fließgewässern nicht vergessen werden.

Grundwasser-Habitate

Die historische Grundwasserforschung bestand größtenteils in der Beschreibung der unterirdischen Lebewelt mit ihren oft „seltsam“ gestalteten, pigmentlosen und blinden Arten – der Höhlensalamander (*Proteus anguineus*) ist ein solches Beispiel (Danielopol & Griebler 2008). Die allgemeinen Lebensbedingungen im Grundwasser waren etwa Mitte des 20. Jahrhunderts bekannt: es handelt sich um ein Habitat mit großer thermischer Stabilität und einem geringen Angebot an Nahrung (Danielopol & Griebler 2008). Infolgedessen findet man hier eine geringe Abundanz von wenigen Arten, darunter viele phylogenetisch alte Linien. Viele Arten der Grundwasserfauna werden als Reste präglazial epigäischer Fauna angesehen (Danielopol & Griebler 2008).

Grundwassertiere werden je nach ihrer Affinität zu diesem Habitat als stygobiont (ausschließlich im Grundwasser vorkommend), stygophil (sowohl im Grundwasser als auch epigäisch vorkommend) oder stygoxen (nie im Grundwasser vorkommend) angesehen (Brancelj & Dumont 2007).

Die taxonomisch wichtigste Gruppe der Grundwasserfauna sind die Copepoden, mit über 1000 dort vertretenen Arten aus sechs Ordnungen (Galassi et al.,2009). In Bezug auf die Gesamt-Biomasse und Aktivität jedoch sind die Mikroorganismen die wichtigsten Organismen dieses Habitats (Danielopol & Griebler 2008). Diese wurden früher im Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung oder etwa der Verschmutzung des Grundwassers durch Pestizide oder andere Chemikalien untersucht. Heute analysiert man subterrane mikrobielle Lebensgemeinschaften mit kultur-unabhängigen Techniken, z.B. über die Analyse der 16S rRNA-Gensequenzen (Goldscheider et al.,2006). Über FISH (Fluoreszenz- in situ – Hybridisierung) ist sogar die Analyse spezifischer Bakterien möglich (Goldscheider et al.,2006). Im Gegensatz zur Situation bei den Copepoden (Galassi et al.,2009) gibt es bislang keinen Hinweis auf eine endemische Grundwasser-Mikroflora (Danielopol & Griebler 2008). Ein grundlegender Unterschied zwischen Oberflächen- und Grundwasser besteht in Bezug auf anthropogene Störungen: Die Diversität der Mikroorganismen nimmt dabei in ersterem ab, während sie im Grundwasser ansteigt (Goldscheider et al., 2006).

Mitte des 20. Jahrhunderts begann die „moderne“ Grundwasserforschung, u. a. mit den Arbeiten von Orghidan und Schwoerbel über das hyporheische Interstitial (Danielopol & Griebler 2008). Das Ökosystem-Konzept wird heute auch auf das Grundwasser angewandt, und Grundwasserkörper werden von Mikrobiologen, Ökologen, Taxonomen, Geochemikern, Hydrologen etc. interdisziplinär untersucht. Eine ausführliche Zusammenstellung aktueller Ergebnisse zur Diversität im Grundwasser wird in verschiedenen Artikeln eines Sonderhefts der Zeitschrift „Freshwater Biology“ präsentiert (Gibert & Culver 2009).

Grundwasserkörper sind sowohl quantitativ (Grundwassergewinnung) als auch qualitativ (Eindringen von Pestiziden, in Küstennähe Eindringen von Meerwasser) bedroht (Hancock et al. 2005). Sie werden durch die EU-Grundwasserrichtlinie von 2006 oder die Gewässerschutzverordnung des Schweizer Bundesrates von 1998 geschützt. Die ökologische Erforschung des Grundwassers erfährt damit eine soziale und politische Anerkennung, was z. B. bei Quellhabitaten oder temporären Gewässern noch nicht der Fall ist. Nichts desto trotz besteht noch kein Gesamtsystem der ökologischen Bewertung verschiedener Grundwasserkörper (Danielopol & Griebler 2008).

Auf diesem Gebiet noch zu bearbeitende Themen sind u.a.:

- Wie sieht das (gesamte) Arteninventar verschiedener subterraner Wasserkörper aus (morphologisch, genetisch)?

- Mit welcher Geschwindigkeit finden Infiltrations- und Exfiltrations – Prozesse in verschiedenen Grundwasserkörpern statt?

- Die Verbindung von traditioneller Grundwasserforschung und Mikrobiologie steckt noch in den Kinderschuhen.

- Spielen Infochemikalien in Grundwasser-Ökosystemen eine Rolle?

- Die Suche nach der Rolle der Stabilität bzw. Störungen für Organismen und die Funktion des Ökosystems Grundwasser.

- Was sind die Umsatzraten der Biomasse in verschiedenen Grundwasserkörpern bei gegebener Temperatur / bei erhöhter Temperatur (globale Klimaerwärmung)?

- Wie können Grundwasser-Ökosysteme geschützt werden?

Quellen

Wie Grundwassertiere werden auch Quellbewohner danach unterschieden, ob sie immer (crenobiont), manchmal (crenophil) oder nie (crenoxen) in Quellen vorkommen. Der Anteil der einzelnen Gruppen variiert: im Mittel enthalten die Quellen Europas 47,6% crenobionte und crenophile Arten (Fischer 1996), während Smith und Wood (2002) in Karstquellen des River Wye, England, nur 23% der dortigen Arten als crenobiont oder crenophil bezeichnen konnten.

Entscheidend für die Abundanz von Makroinvertebraten in Quellen und Quellbächen sind die Abflußverhältnisse (Smith et al.,2003). Neben der Hydrologie spielt die Nährstoffverfügbarkeit eine Rolle: durch zusätzliche Nährstoffanreicherung konnte der Fallaubabbau in alpinen Quellen beschleunigt werden (Robinson & Gessner 2000). Dennoch gibt es eine ganze Reihe an spezialisierten Quellbewohnern, die auch als Bioindikatoren für diese Systeme dienen können (Martin, 2008).

Die Abgrenzung der eigentlichen Quellen von den ableitenden Quellbächen ist nicht immer eindeutig. Den Vorschlag einer regionalen Zonierung der Rheokrenen des Schweizer Jura machen von Fumetti et al. (2007).

Einige der Problemkreise auf diesem Gebiet sind:

- Bislang fehlt eine Gesamtanalyse des Arteninventars (auch: molekularbiologisch) verschiedenster Quelltypen

- Die Analyse der trophischen Interaktionen in Quellen steht erst am Anfang.

- Der Schutz von Quellen sollte intensiviert werden; es gibt noch kaum Erfahrungen mit Versuchen zur Renaturierung von Quellen.

- Quellen sollten in der EG-WRRL Berücksichtigung finden.

Temporäre Gewässer / Feuchtgebiete

Feuchtgebiete gibt es in der gemäßigten Zone in den verschiedensten Ländern, und es gibt verschiedenste Typen dieser Gewässer (Brinson & Malvárez 2002). Allen gemeinsam ist die Tatsache, daß sie durch anthropogene Aktivitäten stark bedroht sind. So gehen permanente und temporäre Feuchtgebiete verloren durch Flußbegradigungen, Trockenlegung von Feuchtgebieten durch Entwässerung, Verfüllen oder Einebnen, oder aber durch intensive Wasserentnahmen zum Zweck der landwirtschaftlichen Bewässerung (Brinson & Malvárez 2002). Dadurch gehen viele temporäre Gewässer verloren, noch ehe wir deren Arteninventar und Funktion vollständig erfaßt bzw. verstanden haben.

Die grundsätzlichen Strategien von Arten temporärer Gewässer – Opportunismus, Resistenz und Resilienz - wurden z.B. von Williams (1987) und Meyer et al. (2000) beschrieben.

Ein Beispiel für eine Art mit optimaler Anpassung an temporäre Gewässer wäre *Chironomus dorsalis* (Diptera: Chironomidae) (Dettinger-Klemm, 2000): Diese Art nutzt ephemere Lachen als warmes, nährstoffreiches Vermehrungshabitat um hohe Populationsdichten zu erzielen. Für die dauerhafte Existenz in einem Gebiet sind jedoch permanente Gewässer als Überdauerungshabitate unerläßlich. Die Käferart *Microcara testacea* (Coleoptera: Scirtidae) (Dettinger-Klemm, 2000) nutzt temporäre Tümpel als Entwicklungshabitat – die trockene Phase überleben die adulten Käfer im angrenzenden terrestrischen Habitat.

Temporäre Abschnitte gibt es auch an Fließgewässern (Meyer et al. 2003): hier nimmt die Artenzahl üblicherweise mit zunehmender Austrocknung ab.

Weitere Arbeitsfelder wären:

- Was ist das Arteninventar verschiedener Typen temporärer Gewässer?
- Was ist die Intensität der Habitat-Kopplung zwischen temporärem Gewässer und angrenzendem terrestrischem Umland (Faunen- und Energieaustausch)?
- Welche Maßnahmen zum Schutz temporärer Gewässer können getroffen werden, insbesondere in unserer dicht besiedelten Kulturlandschaft?
- Temporäre Gewässer sollten in der EG-WRRL Berücksichtigung finden; das dafür notwendige Grundlagenwissen sollte erarbeitet werden.

Globale Klimaveränderung

Im Rahmen der globalen Klimaveränderung erwartet man steigende Durchschnittstemperaturen, veränderte Niederschlagsmengen und häufigere Sturmereignisse (Ficke et al. 2007). Dies wird sich im Süßwasser u.a. in erhöhten Wassertemperaturen, verringertem Sauerstoffgehalt des Wassers, sowie erhöhter Toxizität von Schadstoffen äußern (Ficke et al. 2007). Eine ausführlichere Liste potentieller Auswirkungen findet sich bei Whitehead et al. (2009). In stehenden Gewässern wird sich die Klimaveränderung vor allem auf die Intensität der Eutrophierung, auf die Dauer der Schichtungsphasen, sowie auf die Mächtigkeiten von Epi-, Meta- und Hypolimnion auswirken (Ficke et al. 2007): Bei steigender Temperatur erhöht sich die Temperatur und Mächtigkeit des Epilimnion, während durch die intensiveren Abbauprozesse gleichzeitig der Sauerstoffgehalt des Hypolimnion abnimmt. Dadurch verringert sich der Lebensraum der Fische. Außer dieser räumli-

chen Veränderung wird es zeitliche Verschiebungen geben: Bei höherer Temperatur wird es zu einer Entkopplung von Frühjahrs-Phytoplanktonblüte und deren Haupt-Konsumenten, dem herbivoren Zooplankton kommen (Sommer & Langfellner 2008).

In Fließgewässern sind Veränderungen der hydrologischen Ereignisse prognostiziert, sowie eine Erhöhung der Temperaturen des hyporheischen Interstitial und des Grundwassers (Ficke et al.,2007). Ferner wird in Flüssen, durch die Steigerung der Erosionsraten an Land, der Feinsedimentanteil zunehmen und die Kolmation wird sich intensivieren – mit allen damit verbundenen Problemen z.B. für die Laichhabitate von Salmoniden oder die Juvenilhabitate von unioniden Muscheln im hyporheischen Interstitial (Scheurer et al. 2009).

Insgesamt werden von der globalen Klimaveränderung kalt-stenotherme Arten am stärksten betroffen sein (Parmesan 2006), während warm-adaptierte Arten davon profitieren könnten (Graham & Harrod 2009).

Besonders stark wird sich der Klimawandel auf ephemere Gewässer auswirken und hier längere Austrocknungsphasen sowohl bei temporären Stillgewässern als auch bei zeitweise austrocknenden Bach-Oberläufen haben (Brooks 2009).

Der globale Klimawandel wird auch die Übertragungs-Intensität und die Virulenz von Parasiten und Pathogenen beeinflussen (Marcogliese 2008). Ferner wird die globale Klimaerwärmung Auswirkungen haben auf die Verteilung und Toxizität von Umweltchemikalien (Noyes et al.,2009).

Wenn sich die Niederschlagsereignisse und damit die Hydrologie der Fließgewässer ändern, ändert sich auch die Intensität der (bio)geochemischen Zyklen: Durch den Rückgang der Abflußmenge der ins Mittelmeer und Schwarze Meer entwässernden Flüsse kommt es zu einem Rückgang des Silizium-Eintrags in diese Systeme mit direkten Auswirkungen auf die Phytoplankton-Biozönosen. Dies umso mehr, weil parallel zum Rückgang des Silizium ein Anstieg des Eintrags der Haupt-Nährelemente Stickstoff und Phosphor in die Küstengewässer stattfindet (Ludwig et al.,2009).

Nicht behandelte Themen:

Aufgrund der zeitlichen Beschränkung des Plenarvortrages mußten viele nicht minder interessante Themen unberücksichtigt bleiben. Der Vollständigkeit halber sollen dennoch zumindest einige davon stichwortartig hier genannt werden:

- Rolle des Detritus im Gewässer (Moore et al. 2004)

- Rolle der Huminstoffe / Heterotrophie von Seen

- Rolle der aquatischen Hyphomyceten

- Rolle des Totholzes für die Hydrologie, Struktur, und Organismen eines Gewässers

- Gibt es eine akustische Kommunikation bei Süßwassertieren

- Der Einfluß von Parasiten auf die Lebenszyklen einzelner Taxa bzw. die Rolle des Parasitismus bei der Strukturierung von Lebensgemeinschaften

Bislang nur selten in limnologischen Untersuchungen repräsentierte Organismengruppen:

- Viren

- Aquatische Heteroptera

- Ufercladoceren

- Rotatoria im Benthos oder im Grundwasser

Aufgrund taxonomischer Schwierigkeiten bisher unterrepräsentierte Gruppen (könnte sich in der Zukunft, bei zunehmender Anwendung molekularbiologischer Techniken, ändern):

- Milben

- Nematoden

- Chironomidae

Auf die EG-Wasserahmenrichtlinie wurde hier ebenfalls nur am Rande eingegangen. Bei der Vielzahl der Arbeiten, die in diesem Zusammenhang in den letzten Jahren entstanden sind darf dennoch nicht vergessen werden, daß die Grundlage der den gewässerökologischen Beurteilungen zugrunde liegenden Tatsachen – Daten über die aut- und synökologischen Ansprüche der Indikatororganismen, in den allermeisten Fällen bis heute nicht bekannt sind.

Literatur

Allan,M.J. Wilson,W.H. (2008): Aquatic virus diversity accessed through omic techniques: A route map to function. Current Opinion in Microbiology 11: 226-232.

Amoros,C., Roux,A.L., Reygrobellet,J.L., Bravard,J.P., Pautou,G. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. Regulated Rivers 1: 17-36.

Ballinger,A., Lake,P.S., (2006): Energy and nutrient fluxes from rivers and streams into terrestrial food webs. Mar. Freshw. Res. 57: 15-28.

Bearhop,S., Adams,C.E., Waldron,S., Fuller,R.A., MacLeod,H. (2004): Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. J. Anim. Ecol. 73: 1007-1012.

Billard,R., Lecointre,G., (2001): Biology and conservation of sturgeon and paddlefish. Rev. Fish Biol. Fisheries 10: 355-392.

Brancelj,A., Dumont,H.J. (2007): A review of the diversity, adaptations and groundwater colonization pathways in Cladocera and Calanoida (Crustacea), two rare and contrasting groups of stygobionts. Fund. Appl. Limnol. – Arch. Hydrobiol. 168(1): 3-17.

Brinson,M.M., Malvárez,A.I., (2002): Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. Env. Cons. 29(2): 115-133.

Brooks,R.T., (2009): Potential impacts of global climate change on the hydrology and ecology of ephemeral freshwater sytems of the forests of the northeastern United States. Climatic Change 95: 469-483.

Brunke,M., Gonser,T.. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshw. Biol. 37: 1-33.

Burks,R.L., Lodge,D.M., (2002): Cued in: Advances and opportunities in freshwater chemical ecology. J. Chem. Ecol. 28(10): 1901-1917.

Burks,R.L., Lodge,D.M., Jeppesen,E., Lauridsen,T.L., (2002): Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. Freshw. Biol. 47: 343-365.

Cembella,A.D. (2003): Chemical ecology of eukaryotic microalgae in marine ecosystems. Phycologia 42(4): 420-447.

Cole,J.J. (1999): Aquatic microbiology for ecosystem scientists: new and recycled paradigms in ecological microbiology. Ecosystems 2: 215-225.

Committee on metagenomics, (2007): The new science of metagenomics: revealing the secrets of our microbial planet. National Research Council, USA, 170S.

Crease,T.J., Lee,S.K., Yu,S.L. Spitze,K., Lehmans,L., Lynch,M. (1997): Allozyme and mtDNA variation in populations of the Daphnia pulex complex from both sides of the Rocky Mountains. Heredity 79: 242-251.

Cross,W.F., Benstead,J.P., Frost,P.C., Thomas,S.A. (2005): Ecological stoichiometry in freshwater benthic systems: recent progress and perspectives. Freshw. Biol. 50: 1895-1912.
Dahl,J., Nilsson,P.-A., Petterson,L.B. (1988): Chemical detection of downstream predators in running waters. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 265: 1339-1344.
Danger,M., Lacroix,G., Oumarou,C., Benest,D., Mériguet,J. (2008): Effects of food-web structure on periphyton stoichiometry in eutrophic lakes : a mesocosm study. Freshw. Biol. 53: 2089-2100.
Danielopol,D.L., Griebler,C. (2008): Changing paradigms in groundwater ecology – from „living fossils“ tradition to the „new groundwater ecology“. Internat. Rev. Hydrobiol. 93(4-5): 565-577.
Daphnia genome consortium, (2007): http://daphnia.cgb.indiana.edu.
Dettinger-Klemm,P.M.A. (2000): Temporäre Stillgewässer – Charakteristika, Ökologie und Bedeutung für den Naturschutz. – pp. 17 – 42 in : NUA-NRW (Natur- und Umweltschutzakademie des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung und Management temporärer Gewässer. NUA Seminarbericht, Band 5. Recklinghausen.
Ficke,A.D., Myrick,C.A., Hansen,L.J., (2007): Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. Rev. Fish. Biol. Fisheries 17: 581-613.
Fischer,J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfaune. Crunoecia 5: 227-240.
Frost,P.C., Cross,W.F., Benstead,J.P. (2005): Ecological Stoichiometry in freshwater benthic systems: an introduction. Freshw. Biol. 50: 1781-1785.
Galassi,D.M.P., Huys,R., Reid,J.W. (2009): Diversity, ecology and evolution of groundwater copepods. Freshw. Biol. 54: 691-708.
Gerke,N., Thiedemann,R. (2001): A PCR-based molecular identification key to the glochidia of European freshwater mussels (Unionidae). Cons. Genet. 2: 287-289.
Gibert,N., Culver,D.C., (2009): Assessing and conserving groundwater biodiversity: an introduction. Freshw. Biol. 54: 639-648.
Godreau,V., Bornette,G., Frochot,B., Amoros,C., Castella,E., Oertli,B., Chambaud,F., Oberti,D., Craney,E., (1999): Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. Biodiv. Conservat. 8: 839-864.
Goldscheider,N., Hunkeler,D. , Rossi,P., (2006): Review: Microbial biocoenoses in pristine aquifers and an assessment of investigative methods. Hydrogeol. J. 14: 926-941.
Graham,C.T., Harrod,C., (2009): Implications of climate change for the fishes of the British Isles. J. Fish Biol. 74: 1143-1205.
Greco,S.E:, Fremier,A.K., Larsen,E.W., Plant,R.E., (2007): A tool for tracking floodplain age land surface patterns on a large meandering river with applications for ecological planning and frestoration design. Landscape and Urban Planning 81: 354-373.
Hairston,N.G.jr., DeStasio,B.T.jr. (1988): Rate of evolution slowed by a dormant propagule pool. Nature 336: 239.
Hairston, N.G., Perry,L.J., Bohonak,A.J., Fellows,M.Q., Kearns,C.M., (1999): Population biology of a failed invasion: Paleolimnology of Daphnia exilis in upstate New York. – Limnol. Oceanogr. 44(3): 477-486.
Hancock,P.J., Boulton,A.J., Humphreys,W.F. (2005): Aquifers and hyporheic zones: towards an ecological understanding of groundwater. Hydrogeol. J. 13: 98-111.
Hay,M.E., Kubanek,J., (2002): Community and ecosystem level consequences of chemical cues in the plankton. J. Chem. Ecol. 28(10): 2001-2016.
Hessen,D.O. (2006): Determination of seston C:P-ratio in lakes. Freshw. Biol. 51: 1560-1569.
Jansson,M., Persson,L., DeRoos,A.M., Jones,R.I., Tranvik,L.J. (2007): Terrestrial carbon and intraspecific size-variation shape lake ecosystems. Trends in Ecology and Evolution 22(6): 316-322.
Junk,W., Bayley,P.B., Sparks,R.E., (1989): The Flood Pulse Concept in river-floodplain systems. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127.
King,S.L., Keeland,B.D., (1999): Evaluation of reforestation in the lower Mississippi river alluvial valley. Restoration Ecology 7(4): 348-359.
Kotov,A.A., Ishida,S., Taylor,D.J. (2009): Revision of the genus Bosmina Baird (1845) (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characters and molecular phylegenies. Zool. J. Linn. Soc. 156: 1-51.
Lake,P.S., Bond,N., Reich,P., (2007): Linking ecological theory with stream restoration. Freshw. Biol. 52: 597-615.
Lampert,W., (1993): Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton: New evidence for the predator-avoidance hypothesis Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 39: 79-88.
Lass,S., Spaak,P. (2003): Chemically induced anti-predator defences in plankton: a review. Hydrobiologia 491: 221-239.
Leaniz,C.G.de, Fleming,I.A., Einum,S., Verspoor,E., Jordan,W.C., Consuegra,S., Aubin-Horth,N., Lajus,D., Letcher,B.H., Youngson,A.F., Webb,J.H., Vøllestad,L.A., Villanueva,B., Ferguson,A., Quinn,T.P.

(2007): A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. Biol. Rev. 82: 173-211.
Loladze,I., Kuang,Y., Elser,J.J. (2000): Stoichiometry in producer-grazer systems: linking energy flow with element cycling. Bull. Math. Biol. 62: 1137-1162.
Ludwig,W., Dumont,E., Meybeck,M., Heussner,S., (2009): River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades? Prog. Oceanogr. 80: 199-217.
Marcogliese,D.J., (2008): The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. Rev. sci. tech. off. Int. Epiz. 27(2): 467-484.
Martin,P. (2008): Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) und Insekten: Ein Überblick über eine selten betrachtete Beziehung. Entomologie heute 20: 1-32.
McIntosh,A.R., Peckarsky,B.P., Taylor,B.W., (1999): Rapid size-specific changes in the drift of Baetis bicaudatus (Ephemeroptera) caused by alterations in fish odour concentration. Oecologia 118: 256-264.
Meyer,E.I., Schellenberg,E.T., Zah,R. (2000): Einführung in die Ökologie temporärer Fließgewässer. – pp. 6 – 16 in : NUA-NRW (Natur- und Umweltschutzakademie des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung und Management temporärer Gewässer. NUA Seminarbericht, Band 5. Recklinghausen.
Meyer,A., Meyer,E.I., Meyer,C., (2003): Lotic communities of two small temporary karstic stream systems (East Westphalia, Germany) along a longitudinal gradient of hydrological intermittency. Limnologica 33: 271-279.
Moore,J.C., Berlow,E.LO., Coleman,D.C., DeRuiter,P.C., Dong,Q., Hastings,A., Johnson,N.C., McCann,K.S., Melville,K., Morin,P.J., Nadelhoffer,K., Rosemond,A.D., Post,D.M., Sabo,J.L., Scow,K.M., Vanni,M.J., Wall,D.H., (2004): Detritus, trophic dynamics and biodiversity. Ecol. Lett. 7: 584-600.
Müller-Navarra,D.C., Brett,M.T., Park,S., Chandra,S., Ballantyne,A.P, Zorita,E., Goldman,C.R. (2004): Unsaturated fatty acid content in seston and tropho-dynamic coupling in lakes. Nature 427: 69-72.
Müller-Navarra,D.C. (2008): Food Web paradigms: The biochemical view on trophic interactions. Internat. Rev. Hydrobiol. 93(4-5): 489-505.
Noyes,P.D., McElwee,M.K., Miller,H.D., Clark,B.W., VanTiem, L.A., Walcott, K.C., Erwin,K.N., Levin,E.D., (2009): The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. Environment international 35: 971-986.
Oda,Y., Larimer,F.W, Chain,P.S.G., Malfatti,S., Shin,M.V., Vergez,L.M., Hauser,L., Land,M.L., Braatsch,S., Beatty,J.T., Pelletier,D.A., Schaefer,A.O., Harwood,C.S. (2008): Multiple genome sequences reveal adaptations of a phototrophic bacterium to sediment microenvironments. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 105(47): 18543-18548.
Parmesan,C., (2006): Ecological and Evolutionary responses to recent climate change. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 37: 637-669.
Peckarsky,B.O., McIntosh,A.R, Taylor,B.W., Dahl,J. (2002): Predator chemicals induce changes in mayfly life history traits: a whole-stream manipulation. Ecology 83: 612-618.
Penalva-Rana,D.C., Lynch,M., Robertson,H.M. (2009): The chemoreceptor genes of the waterflea Daphnia pulex: many Grs but no Ors. BMC Evol. Biol. 9: 79
Pohnert,G., Steinke,M., Tollrian,R. (2007): Chemical cues, defence metabolites and the shaping of pelagic interspecific interactions.
Psenner,R., Alfreider,A., Schwarz,A. (2008): Aquatic microbial ecology: water desert, microcosm, ecosystem. What's next? Review Paper. Internat. Rev. Hydrobiol. 93(4-5): 606-623.
Reynolds,C.S., (2008): A changing paradigm of pelagic food webs. Internat. Rev. Hydrobiol. 93(4-5): 517-531.
Richter,B., Baumgartner,J.V., Wigington,R., Braun,D.P., (1997): How much water does a river need? Freshw. Biol. 37: 231-249.
Robe,W.E., Griffiths,H., (2000): Physiological and photosynthetic plasticity in the amphibious, freshwater plant, *Littorella uniflora*, during the transition from aquatic to dry terrestrial environments. Plant, Cell and Environm. 23: 1041-1054.
Robinson,C.T., Gessner,M.O., (2000): Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook. Oecologia 122: 258-263.
Rood,S.B., Goater,L.A., Mahoney,J.M., Pearce,C.M., Smith,D.G., (2007): Floods, fire and ice: disturbance ecology of riparian cottonwoods. Can. J. Bot. 85: 1019-1032.
Schatz,G.E., McCauley,E. (2007): Foraging behavior by *Daphnia* in stoichiometric gradients of food quality. Oecologia 153: 1021-1030.

Scheurer,K., Alewell,C., Bänninger,D., Burkhardt-Holm,P., (2009): Climate and land-use changes affecting river sediment and brown trout in alpine countries – a review. Environ. Sci. Poll. Res. 16: 232-242.
Schnitzler,A., Hale,B.W., Alsum,E.M., (2007): Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. Biol. Conservat. 138: 146-156.
Schulz,H., (2006): Populationsgenetik im Artenschutz europäischer Flußkrebse. Forum Flußkrebse 6: 32-45.
Schurko,A.M., Logsdon,J.M. jr., Eads,B.D. (2009): Meiosis genes in Daphnia pulex and the role of parthenogenesis in genome evolution. BMC Evol. Biol. 9: 78.
Siebeck,O. (1980): Optical orientation of pelagic crustaceans and its consequences in the pelagic and littoral zones. Pp. 28-38 in: W.C.Kerfoot (Hrsg): Evolution and ecology of zooplankton communities. New England Press, Hanover, NH.
Smith,H., Wood,P.J. (2002): Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. Hydrobiologia 487: 45-58.
Smith,H., Wood,P.J., Gunn,J., (2003): The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. Hydrobiologia 510: 53-66.
Sommer,U. (2008): Trophic cascades in marine and freshwater plankton. – Internat. Rev. Hydrobiol. 93(4-5): 506-516.
Sommer,U., Lengfellner,K., (2008): Climate change and the timing, magnitude and composition of the phytoplankton spring bloom. Global Change Biol. 14: 1199-1208.
Striebel,M., Behl,S., Stibor,H. (2009): The coupling of biodiversity and productivity in phytoplankton communities: consequences for biomass stoichiometry. Ecology 90(8): 2025-2031.
Taipale,S., Jones,R.I., Tiirola,M. (2009): Vertical diversity of bacteria in an oxygen-stratified humic lake, evaluated using DNA and phospholipids analyses. Aquat. Microb. Ecol. 55: 1-16.
Their,E., (1994): Allozyme variation among natural populations of Holopedium gibberum (Crustacea; Cladoera). Freshw. Biol. 31: 87-96.
Tockner,K., Stanford,J.A., (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. Env. Conservat. 3: 308-330.
Tockner,K., Ward,J.V., Arscott,D.B., Edwards,P.J., Kollmann,J., Gurnell,A.M., Petts,G.E., Maiolini,B., (2003): The Tagliamento River: a model ecosystem of European importance. Aquat. Sci. 65: 239-253.
Ventura,M., Liboriussen,L., Lauridsen,T., Søndergaard,M., Søndergaard,M., Jeppesen,E. (2008): Effects of increased temperature and nutrient enrichment on the stoichiometry of primary producers and consumers in temperate shallow lakes. Freshw. Biol. 53: 1434-1452.
Williams,D.D. (1987): The ecology of temporary waters. Timber Press, Oregon.
Williams,H.C., Ormerod,S.J., Bruford,M.W., (2006): Molecular systematics and phylogeography of the cryptic species comples Baetis rhodani (Ephemeroptera, Baetidae). Molec. Phylogenet. Evolut. 40: 370-382.
VanDonk,E. (2007): Chemical information transfer in freshwater plankton. Ecol. Informat. 2: 112-120.
VanDonk,E., Hessen,D.O., Verschoor,A.M., Gulati,R.D., (2008): Re-oligotrophication by phosphorus reduction and effects on seston quality in lakes. Limnologica 38: 189-202.
Vannotte,R.L., Minshall,G.W., Cummins,K.W., Sedell,J.R., Cushing,C.E. (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
Von Elert,E ., Franck,A. (1999): Colony formation of Scenedesmus: grazer-mediated release and chemical features of the infochemical. J. Plankton Res. 21: 789-804.
Von Fumetti,S., Nagel,P., Baltes,B., (2007): Where a springhead becomes a springbrook – a regional zonation of springs. Fund. Appl. Limnol. – Arch. Hydrobiol. 169(1): 37-48.
Ward,J.V., (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. J. N. Amer. Benthol. Soc. 8: 2-8.
Wetzel,R.G., (2001): Limnology. 3rd Edition. Academic Press, San Diego.
Whitehead,P.G., Wilby,R.L., Battarbee,R.W:, Kernan,M., Wade,A.J., (2009): A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. Hydrological Sciences 54(1): 101-123.
Whiting,P.J., (2002): Streamflow necessary for environmental maintenance. Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 30: 181-206.
Wolf, H.G., (1987): Interspecific hybridization between Daphnia hyaline, Daphnia galeata, and Daphnia cucullata and seasonal abundances of these species and their hybrids. Hydrobiologia 145: 213-217.
Xu,J., (2006): Microbial ecology in the age of genomics and metagenomics: concepts, tools and recent advances. Molec. Ecol. 15: 1713-1731.

DGL-NACHWUCHSPREIS 2009

WEY, J. K.: Neue Ansätze in der Biofilmforschung: Experimente zur Steuerung von substratassoziierten Lebensgemeinschaften

WINKELMANN, C., C. HELLMANN, S. WORISCHKA, J. KOOP & J. BENNDORF: Prädation in Fließgewässern – ein Ökosystemexperiment

SCHMIDTKE, A., G. WEITHOFF, M. FISCHER & U. GAEDKE: Over- und Underyielding in Phytoplankton-Gemeinschaften

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Neue Ansätze in der Biofilmforschung: Experimente zur Steuerung von substratassoziierten Lebensgemeinschaften

Jennifer K. Wey

Universität zu Köln, Biozentrum, Allg. Ökologie und Limnologie, Otto-Fischer-Str. 6, 50674 Köln, jwey@uni-koeln.de

Keywords: Biofilm, Grazing, Migration, Protozoen, Fließgewässer, Rhein

Einleitung

Biofilme werden von einer Gemeinschaft aus Bakterien, Algen, Pilzen und „Tieren“ (sowohl Ein- als auch Mehrzeller) gebildet, die auf oder in Assoziation mit einem Substrat leben. Ökologisch spielen Biofilme eine herausragende Rolle bei der Selbstreinigung von Gewässern, vor allem wenn diese flach und schnell fließend sind und das Plankton somit nur sehr kurze Verweildauern hat.

Doch welche Faktoren steuern die Zusammensetzung, und somit letztendlich die Funktion, von Biofilmen? Obwohl viele begründete Vermutungen existieren, sind Studien die diese Fragestellung betreffen rar. Zum Beispiel stimmt die taxonomische Zusammensetzung des Biofilms in großen Teilen mit der des Planktons überein, was Mechanismen wie den „microbial loop“ (also die Aufnahme von DOC durch Bakterien, und die Weitergabe über eine Nahrungskette aus heterotrophen Flagellaten (HF), Ciliaten, Zooplankton und evtl. noch höheren trophischen Ebenen) auf den Biofilm übertragbar erscheinen lässt. Der „microbial loop“ wurde für das Plankton zunächst von Azam et al. (1983) beschrieben und seither sehr detailliert untersucht. Im Hinblick auf die Steuerung von Biofilmen sind jedoch einige (möglicherweise entscheidende) Unterschiede zum Plankton zu beachten: So zeigten z.B. Weitere et al. (2005) in Laborexperimenten, dass bestimmte HF nur in sehr geringem Maße fähig sind, dem Substrat anhaftende Bakterien-Zellen zu fressen, obwohl diese im Plankton durchaus als Nahrung aufgenommen werden. Darüber hinaus stimulierten HF sogar die Anheftung von Bakterienzellen an das Substrat und die darauf folgende Bildung von bakteriellen Mikrokolonien. Diese Mikrokolonien sind für kleine HF wie *Bodo saltans* gar nicht mehr fressbar. Kann man diese Laborbefunde nun auf natürliche Biofilme mit ihrer Vielfalt an Bakterien- und Protozoen-Arten übertragen? Ist der „microbial loop“ im Biofilm durch solche sekundären Effekte gehemmt? Diese zentrale Fragestellung für die Funktionsweise der Biofilmgemeinschaft wurde in zwei Experimenten (Experimente I und II, siehe unten) behandelt.

Doch Biofilme können nicht nur isoliert gesehen werden, sie sind vielfältig untereinander und mit umgebenden Systemen vernetzt. Dieser Landschaftsaspekt sollte es möglich machen, ökologische Theorien, die für „größere“ Lebensgemeinschaften entwickelt wurden, auch für Biofilme anzuwenden (Battin et al. 2007). Ein Beispiel ist das „Metacommunity-Konzept“ (Leibold et al. 2004), in dessen Rahmen die Vernetzung zwischen verschiedenen Habitaten und die daraus folgenden Wechselwirkungen der Organismen, die diese besiedeln, beschrieben wird. Die Besiedlung eines leeren Substrats mit einem Biofilm erfolgt aus dem Plankton, und zwar mit erstaunlichen Besiedlungsraten: Erste Bakterien und Protozoen sind innerhalb von Minuten zu sehen, innerhalb weniger Tage

können Protozoen-Dichten von mehreren 1.000 Individuen/cm² erreicht werden (Arndt et al. 2003). Hier scheint es also eine sehr enge Verknüpfung zweier Habitate durch so genannte „mass effects“ zu geben, was zusätzlich durch die Beobachtung hoher Emigrationsraten (z.B. von Fortpflanzungsstadien, aber auch von verschiedenen HF- und Ciliaten-Arten die regelmäßig zwischen Plankton und Biofilm wechseln) unterstützt wird. Die hier vorgestellten Experimente III und IV untersuchen den Einfluss des Planktons auf die Zusammensetzung von Protozoengemeinschaften in Biofilmen mit der Hypothese, dass eine Abkopplung vom Plankton zu einer Verringerung der Abundanzen in der Biofilmgesellschaft führt, und somit. auch die Diversität negativ beeinflusst wird (schwache Konkurrenten werden nicht mehr durch einwandernde Individuen unterstützt). In Experiment V wird schließlich der wechselseitige Einfluss des regionalen Faktors „Immigration aus dem Plankton“ mit dem lokalen Faktor „Ressourcenverfügbarkeit“ auf verschiedene Phasen der Biofilmentwicklung untersucht.

Material und Methoden

Alle Versuche wurden auf der ökologischen Rheinstation der Universität zu Köln (Rhein-km 684,5) durchgeführt. Hier wird ständig frisches Rheinwasser durch die Versuchsaufbauten gepumpt; bei den hier beschriebenen Versuchen entwickelten sich die untersuchten Biofilme aus dem Plankton unter Durchflussbedingungen in Miniatur-Fließzellen (Norf et al. 2007).

Ein wesentlicher Bestandteil der Versuche war die Größenfraktionierung des Planktons, um die Zusammensetzung der Biofilme gezielt (aber innerhalb des natürlichen Artenspektrums) zu manipulieren (Wey et al. 2008). Die Fraktionierung erfolgte mittels Sartopure Filterkartuschen, die verwendeten Porengrößen und die erzielte Zusammensetzung der Biofilme sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Verwendete Porengrößen für die Größenfraktionierung und erzielte Biofilmzusammensetzung.

Porenweite	Ausschluss von	Gemeinschaft aus
20 µm	Metazoen	Ciliaten, HF, Bakterien
5 µm	Metazoen, Ciliaten	HF, Bakterien
1,2 µm	Metazoen, Ciliaten, HF	Bakterien

In den Versuchen I und II wurden, ausgehend von unbesiedelten Fließzellen, Biofilme aus zwei verschiedenen Größenfraktionen (mit und ohne HF (Versuch I) bzw. Ciliaten (Versuch II)) verglichen, um die Effekte der ausgeschlossenen Fraktion auf die bakterielle Biofilmgemeinschaft zu untersuchen. In den Versuchen III und IV wurde (nach einer Vorwachsphase von 7 bzw. 14 Tagen) in der Hälfte der Fließzellen eine bestimmte Fraktion (HF (Versuch III) bzw. Ciliaten (Versuch IV)) ausgeschlossen, um den Effekt von Immigration aus dem Plankton auf eine bereits existierende Biofilmgemeinschaft festzustellen. In Versuch V wurden Filterkartuschen so kombiniert, dass verschiedene Planktondichten derselben Größenfraktion (100 % bzw. 33 % HF-Dichte) erreicht wurden. Diese beiden Ansätze wurden zusätzlich in einem Kreuzversuch durch die Zugabe einer Bakteriensuspension (*Pseudomonas putida*) als Nahrungsergänzung für die HF manipuliert, um den wechselseitigen Einfluss der beiden Faktoren in verschiedenen Phasen der Biofilmentwicklung zu untersuchen. Für Versuch V wurden, genau wie in den Versuchen I und II, unbesiedelte Fließzellen (ohne Vorwachsphase) genutzt.

Der grundsätzliche Versuchsaufbau ist in Abb. 1 beispielhaft für Versuch I schematisch dargestellt: Rheinwasser wurde über Silikonschläuchen zunächst durch die Filterkartuschen und dann in die Fließzellen gepumpt. Diese wurden in einem Wasserbad auf der aktuellen Rheintemperatur gehalten. Um eine Einwanderung von Organismen durch den Auslauf zu verhindern, wurden die Schläuche nach den Fließzellen durch eine Hitzefalle geleitet. Alle Versuche wurden in mindestens 4 Parallelen durchgeführt.

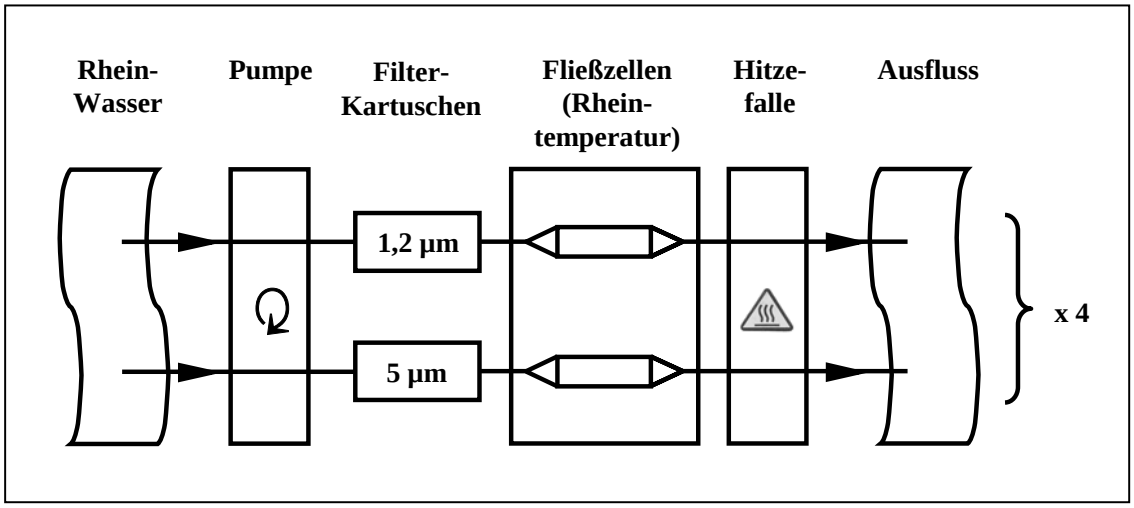


Abb. 1: Schematischer Versuchsaufbau, beispielhaft für Versuch I dargestellt.

Die Quantifizierung und taxonomische Bestimmung der Protozoen erfolgte mittels Lichtmikroskopie *in situ*. Für die Quantifizierung der Bakterien wurden Fließzellen aus den Versuchen entnommen, der Biofilm mittels Formol fixiert und nach einer Färbung mit Propidiumiodid Aufnahmen mit dem Konfokalen Laser-Scanning-Mikroskop (CLSM) angefertigt und mit der Software ImageJ ausgewertet.

Material und Methoden sowie die im Folgenden zusammengefassten Ergebnisse sind in Wey et al. (2008, 2009) ausführlich beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Versuche I und II – Einfluss von HF bzw. Ciliaten auf Bakterien im Biofilm

Bereits nach 24 Stunden wurden in Versuch I mehr Einzelbakterien und mehr Mikrokolonien in Biofilmen mit HF gezählt, als in solchen ohne HF. Nach drei bis vier Tagen zeigte sich, dass Einzelbakterien durch HF vermindert wurden, während Mikrokolonien weiterhin massiv gefördert wurden. HF beschleunigen also auch in natürlichen Gemeinschaften die Biofilmbildung, wobei die Bakterien, wahrscheinlich als Fraßschutzmechanismus, insbesondere Mikrokolonien bilden. Dieser Effekt verstärkt sich mit zunehmenden HF-Abundanzen. Damit bestätigen sich Laborversuche mit einzelnen Bakterien- und Protozoen-Arten (z.B. Weitere et al. 2005) auch in naturnahen Biofilmen.

Wurde nun mit den Ciliaten die nächste trophische Ebene ins Spiel gebracht (Versuch II), zeigten sich indirekte Effekte auf die Bakterien: Die Ciliaten verringerten die HF-Abundanz über die 14-tägige Versuchslaufzeit, wodurch Einzelbakterien vom Fraßdruck entlastet wurden und höhere Abundanzen zeigten als mit HF alleine (trophische Kaskade). In beiden Ansätzen wurde die Mikrokoloniebildung im gleichen Maße stimuliert.

Versuche III und IV – Einfluss des Planktons auf HF- und Ciliaten-Abundanz bzw. –Diversität im Biofilm

Nach einer 7- bzw. 14-tägigen Vorwachsphase, in denen sich Biofilme mit HF und Bakterien (Versuch III) bzw. Ciliaten, HF und Bakterien (Versuch IV) entwickelten, wurde die weitere Immigration von HF (Versuch III) bzw. Ciliaten (Versuch IV) für weitere 7 bzw. 14 Tage in einer Hälfte der Fließzellen ausgeschlossen. Der erwartete massive Einbruch bei Abundanzen und/oder Diversität zeigte sich jedoch nicht. Obwohl die ursprüngliche Besiedlung eines Substrats aus dem Plankton erfolgt, scheint also in bereits bestehenden Biofilm-Gemeinschaften die Immigration von Individuen aus dem Plankton nicht maßgeblich an der Steuerung der Gemeinschaft beteiligt zu sein, abwandernde Individuen müssen somit durch Wachstum innerhalb des Biofilms ersetzt werden. In der Sprache des Metacommunity-Konzepts würde man diese Steuerung durch lokale Faktoren bei gleichzeitig geringer Immigration als „species sorting“ bezeichnen, die Hypothese von „mass effects“ bestätigte sich also nicht.

Versuch V – Wechselseitiger Einfluss von Plankton und Ressourcen auf HF in verschiedenen Biofilm-Entwicklungsstadien

Die Besiedlung der Fließzellen durch HF ließ sich in drei verschiedene Abschnitte unterteilen: Eine Anfangsphase (Tag 1-2) mit relativ niedrigen Abundanzen, eine exponentielle Phase (Tag 4-6) und ein Abundanzplateau, das an Tag 8 erreicht wurde. Die Besiedlung des Substrats in der Anfangsphase wurde klar durch Immigrationseffekte gesteuert, was sich in einer proportional (dreifach) erhöhten Besiedlungsgeschwindigkeit in den Fließzellen mit höheren Planktondichten zeigte. Auch in der exponentiellen Phase steuerte die Planktondichte die Prozesse auf dem Biofilm, hier zeigten Fließzellen mit niedriger Planktondichte erhöhte Wachstumsraten gegenüber solchen mit hoher Planktondichte. Erst bei Erreichen des Abundanzplateaus zeigte sich ein Effekt der Ressourcenzugabe mit signifikant erhöhten Abundanzen in zugefütterten Parallelen. Die Besiedlung freier Substrate kann also zunächst durch Immigration aus dem Plankton kontrolliert werden („mass effects“), anschließend wird dieser Effekt aber durch Wachstum kompensiert. In bestehenden Biofilmgemeinschaften, wie schon in Versuch III und IV gezeigt, spielen lokale Faktoren (hier: Ressourcen) die entscheidende Rolle („species sorting“).

Schlussfolgerungen

Mit dem Einsatz von Filterkartuschen zur Größenfraktionierung wurde eine neue Methode entwickelt, um ökologische Theorien in naturnahen Biofilmen zu testen. Mit Hilfe dieser Methode konnte gezeigt werden, dass heterotrophe Protozoen auch in natürlichen Gemeinschaften die bakterielle Biofilmbildung und Fraßschutzmechanismen (Mikrokoloniebildung) fördern. Damit wird der „microbial loop“ im Biofilm im Vergleich zum Plankton möglicherweise abgeschwächt.

Des Weiteren wurde gezeigt, dass der Einfluss der Migration aus dem Plankton stark von der Entwicklungsphase des Biofilms abhängt, Immigrationseffekte können hierbei durch lokale Faktoren (z. B. Konsumption, Wachstum) überdeckt werden. Dieses Ergebnis gibt einen Hinweis auf die mögliche Bedeutung von Störereignissen (z. B. Geschiebetrieb, Konsumption durch Makrofauna), die eine bereits existierende Biofilmgemeinschaft in frühere Sukzessionsstadien zurückwerfen, und somit den relativen Beitrag verschiedener Steuerungsmechanismen beeinflussen würde.

Die hier entwickelten Methoden können weiterhin dazu beitragen, neue Erkenntnisse über die Steuerung der ökologisch so wichtigen Biofilmgemeinschaften zu gewinnen.

Danksagung

Die vorgestellten Versuche wurden im Rahmen einer Diplomarbeit und einer Dissertation durchgeführt und von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (WE 3545/3-1) finanziert. Ich danke besonders meinem Betreuer M. Weitere für die Unterstützung sowohl bei der experimentellen Arbeit als auch bei der Auswertung. H. Arndt danke ich für meinen Arbeitsplatz im Labor und auf der Ökologischen Rheinstation. Aus der Arbeitsgruppe sind außerdem A. Scherwass und H. Norf für die fachliche Unterstützung bei dem Umgang mit dem CLSM und bei der Ciliatenbestimmung besonders hervorzuheben.

Literatur

Arndt, H., Schmidt-Denter, K., Auer, B., Weitere, M. (2003): Protozoans and biofilms. In: Fossil and Recent Biofilms, Mats and Networks. Krumbein, W. E., Paterson, D. M. and Zavarzin, G. A. (eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands: 173–189.

Battin, T. J., Sloan, W. T., Kjelleberg, S., Daims, H., Head, I. M., Curtis, T. P., Eberl, L. (2007): Microbial landscapes: new paths to biofilm research. Nature Reviews Microbiology 5: 76-81.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A. (2004): The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. Ecology Letters 7: 601-613.

Norf, H., Arndt, H., Weitere, M. (2007): Impact of local temperature increase on the early development of biofilm-associated ciliate communities. Oecologia 151: 341-350.

Weitere, M., Bergfeld, T., Rice, S. A., Matz, C., Kjelleberg, S. (2005): Grazing resistance of *Pseudomonas aeruginosa* biofilms depends on type of protective mechanism, developmental stage and protozoan feeding mode. Environmental Microbiology 7:1593-1601.

Wey, J. K., Scherwass, A., Norf, H., Arndt, H., Weitere, M. (2008): Effects of protozoan grazing within river biofilms under semi-natural conditions. Aquatic Microbial Ecology 52: 283–296.

Wey, J. K., Norf, H., Arndt, H., Weitere, M. (2009): Role of dispersal in shaping communities of ciliates and heterotrophic flagellates within riverine biofilms. Limnology and Oceanography 54: 1615-1626.

Prädation in Fließgewässern – ein Ökosystemexperiment

Carola Winkelmann[1], Claudia Hellmann[1], Susanne Worischka[1], Jochen Koop[2] & Jürgen Benndorf[1]

[1] TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, Helmholtzstrasse 10, 01069 Dresden, Carola.Winkelmann@tu-dresden.de,
[2] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat für Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, koop@bafg.de

Keywords: benthivore Fische, Makrozoobenthos, Prädation, top-down, Ökosystemexperiment

Einleitung

Die top-down Steuerung von Nahrungsnetzen in Standgewässern wurde in den letzten Jahren ausführlich untersucht (z.B. Hansson et al., 1998; Benndorf et al., 2002), sodass es nun möglich ist, die aus diesen Erkenntnissen entwickelte Methode der Biomanipulation zur Reduzierung von Eutrophierungserscheinungen in der Praxis anzuwenden. Die Eutrophierung wird auch in Fließgewässern zunehmend als Problem erkannt. Es stellte sich die Frage, ob negative Folgen der Eutrophierung in Fließgewässern, wie zum Beispiel eine biogene Kolmation des Interstitials (Ibisch, 2004), ebenfalls durch eine top-down Steuerung des Nahrungsnetzes gemildert werden kann. Der erste Schritt zur Beantwortung dieser Frage besteht darin zu untersuchen, ob Nahrungsnetze in Fließgewässern prinzipiell durch Fische beeinflusst werden können. Denn nur so Falle wäre eine klassische top-down Steuerung überhaupt möglich. Vor diesem Hintergrund wurde der Einfluss von Fischen auf die Makrozoobenthosgemeinschaft kleiner Fließgewässer in einem Freilandexperiment genauer untersucht. Es gibt – abgesehen von Piscivorie - grundsätzlich zwei Ernährungsweisen von Fischen in den Oberläufen von Fließgewässern, das Fressen von Drift (z.B. Forellen) und das Aufstöbern am Boden lebender Invertebrater (z.B. Gründlinge). Da der Einfluss der driftfressenden Fische auf das aquatische Nahrungsnetz stark reduziert werden kann, wenn terrestrische Insekten genutzt werden, die auf der Wasseroberfläche treiben (Anflug), wurde in dieser Untersuchung mit benthivoren Fischen gearbeitet. Außerdem ist bekannt, dass die Stärke der Prädationseffekte von einer Vielzahl von Umweltfaktoren abhängig ist wie zum Beispiel von der Habitatkomplexität (Dahl & Greenberg, 1996) oder der Temperatur (Kishi et al, 2005). Auch die angewandten Methoden wie z.B. die räumliche Ausdehnung des Experimentes (Englund & Cooper, 2003) oder die Interaktion verschiedener Räuber (Griffen & Williamson, 2008) können die Resultate der Experimente beeinflussen. Da eine Steuerung der Nahrungsnetze letztendlich immer auf der Ebene ganzer Ökosysteme stattfindet, wurden die vorgestellten Untersuchungen ebenfalls im Freiland mit einer relativ großen räumlichen Skala durchgeführt. Die Ergebnisse geben also einen Einblick in die Effekte der Prädation durch benthivore Fische in Fließgewässerökosystemen unter den Bedingungen natürlicher zeitlicher und räumlicher Variabilität der Umweltfaktoren. Das Experiment folgt dem BACI Design (before-after-control-impact, Stewart-Oaten et al., 1986) um eine statistische Auswertung der Ergebnisse zu ermöglichen. Die Hypothesen dieser Arbeit sind, (1) dass benthivore Fische die Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz des Makrozoobenthos reduzieren, was wiederum zu einer erhöhten Periphytonbiomasse führt und (2) dass sich die Ähnlichkeit der Makrozoobenthosbesiedlung beider Bäche bei unterschiedlichem Fischbesatz verringert.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten mit einem paarweisen Ökosystemexperiment im von Carpenter et al. (1989) vorgeschlagenem Design der RIA (Randomized Intervention Analysis). Dazu wurden zwei Fließgewässer nahe Dresden ausgewählt (Gauernitzbach, Tännichtgrundbach) und im Hinblick auf deren Ähnlichkeit und Vergleichbarkeit untersucht (Schmidt et al. 2009). Beide Gewässer wurden zwei Jahre lang (Nov 2004 –Okt 2006) mit benthivoren Fischen (Bachschmerle, *Barbatula barbatula* und Gründling, *Gobio gobio,* ca. 0,5 Ind m^{-2}) besetzt. In dieser Zeit konnte der natürliche Unterschied der Makrozoobenthosgemeinschaft und der Umweltfaktoren zwischen beiden Gewässern erfasst werden (vorher-Phase). Anschließend wurden alle Fische aus dem Gauernitzbach (Experimentalgewässer) entfernt, während im Tännichtgrundbach (Referenzgewässer) der Fischbestand wie in der vorher-Phase aufrecht erhalten wurde. Erneut wurden die Unterschiede zwischen beiden Gewässern erfasst (nachher-Phase, seit Okt 2006). Der Vergleich dieser beiden Differenzen ermöglichte dann eine Aussage über die Einflüsse der Prädation, da die stärkste Änderung in der nachher-Phase das Entfernen aller Fische aus einem der beiden Bäche war.
Die wichtigste Messgröße war die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft. Alle 28 Tage wurden dazu in jedem Bach 6 Proben (3 pools, 3 riffles) mithilfe eines Surber-Samplers entnommen. Die Organismen wurden in 80%igem Ethanol fixiert, bestimmt und vermessen. Über Länge-Masse Korrelationen konnten so die Biomassen der einzelnen Arten errechnet werden (Burgherr & Meyer,1997; Baumgärtner & Rothhaupt, 2003; eigene Messungen). Des weiteren wurde als Abschätzung der Nahrungsgrundlage der Invertebraten die Masse des Periphytons auf jeweils 3 Steinen pro Bach alle 28 bzw. im Frühling alle 14 Tage erfasst. Dazu wurden die Steine im Labor gründlich abgebürstet. Die daraus resultierende Suspension wurde getrocknet und anschließend bei 500°C über 4 Stunden im Muffelofen behandelt, um den organischen Kohlenstoff zu eliminieren. Die Differenz der Massen stellt den Glühverlust oder die aschefreie Trockenmasse (AFDM) dar.
Ein Randomisierungstest (Carpenter et al., 1989) wurde genutzt um die Differenzen zwischen beiden Phasen statistisch auszuwerten. In diesem Test wird überprüft, ob die Differenz zwischen beiden Phasen größer ist als diejenige, die bei einer zufälligen Gruppierung aller Daten entstehen würde. Dieser Test ist univariat, d.h. es kann jeweils nur eine Messgröße analysiert bzw. verglichen werden, zum Beispiel die Differenz der Periphytonmasse. Die vielen Dimensionen der Artenmatrix wurden auf ein einzelnes Maß reduziert, indem zu jedem Zeitpunkt die Bray Curtis Ähnlichkeit zwischen beiden Gewässern berechnet wurde (Clarke & Warwick, 2001, Software PRIMER) um einen Vergleich der Makrozoobenthosbesiedlung zu erreichen. So konnte die Ähnlichkeit der Makrozoobenthosbesiedlung beider Gewässer vor und nach der experimentellen Umsteuerung verglichen werden.

Ergebnisse

Die Differenz der Gesamtbiomasse und der Gesamtabundanz des Makrozoobenthos unterschied sich nicht signifikant zwischen den Phasen vor und nach der experimentellen Umsteuerung (siehe Abbildung 1, Abundanz: $p = 0,15$, Biomasse: $p = 0,27$, Randomisierungstest, 4000 Iterationen, vorher $n = 25$, nachher $n = 13$).
Trotzdem konnte eine Erhöhung der Periphytonbiomasse in Anwesenheit der benthivoren Fische festgestellt werden. Die Differenz zwischen Experimental- und Referenzbach war in der Phase nach der experimentellen Umsteuerung signifikant reduziert (siehe Abbildung 2, $p = 0,019$, Randomisierungstest, 4000 Iterationen, vorher $n = 24$, nachher $n = 32$). Wird die Biomasse im Referenzgewässer (mit Fischen) als Basislinie angenommen (Abbildung 2), bedeutet die beobachtete Veränderung

eine Verringerung der Periphytonbiomasse im Experimentalgewässer, nachdem alle Fische entfernt wurden.

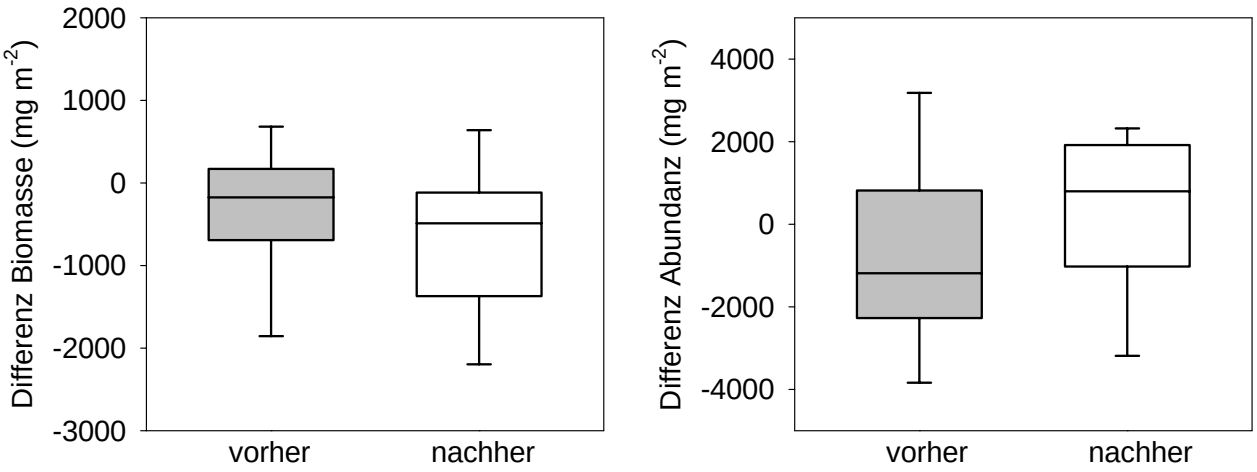


Abb. 1: Boxplot der Differenzen der Biomasse und Abundanz aller Makrozoobenthosorganismen vor und nach der experimentellen Umsteuerung (Mittelwert, Box: 25%/75%, Whiskers: 5%/95%, vorher n = 25, nachher n = 13).

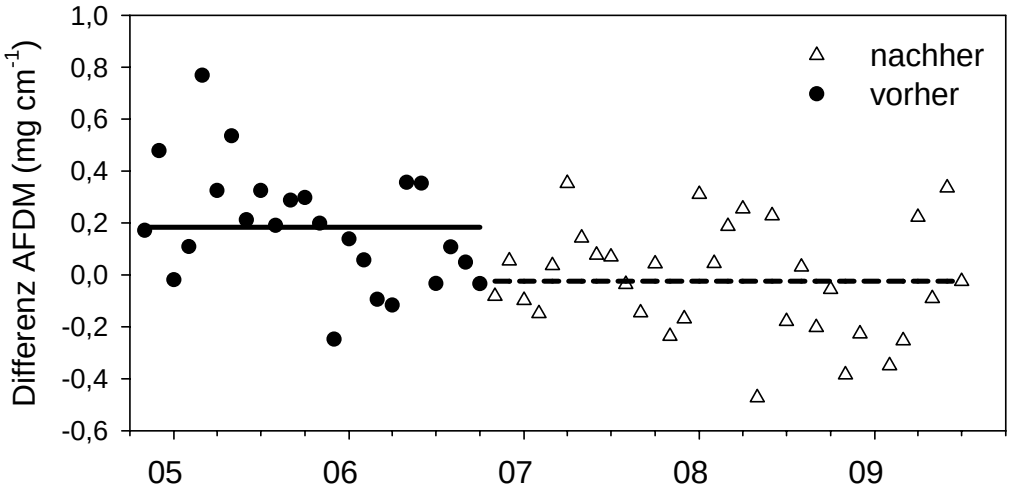


Abb. 2: Änderungen der Differenzen der mittleren Periphytonbiomasse (gemessen als aschefreie Trockenmasse) über den Zeitraum des paarweisen Ökosystemexperimentes (vorher n = 24, nachher n = 32).

Die Ähnlichkeiten der Makrozoobenthosbesiedlung war in der zweiten Phase des Experiments, also nach der Umsteuerung, in den pools deutlich verringert (siehe Abbildung 3, p = 0,01, Randomisierungstest, 4000 Iterationen, vorher n = 25, nachher n = 13). Die mittlere Ähnlichkeit der Besiedlungen reduziert sich von 43,7 % bei gleichem Fischbesatz auf 37,7 % nach der Umsteuerung. Zwar zeigt der Randomisierungstest auch für die Gesamtbesiedlung ein knapp signifikantes Ergebnis (p = 0,045, 4000 Iterationen, vorher n = 25, nachher n = 13), aber die Änderung im Mittelwert ist so gering (vorher 51,3%, nachher 49,6%) dass die reduzierte Varianz in der zweiten Phase als Grund vermutet werden könnte.

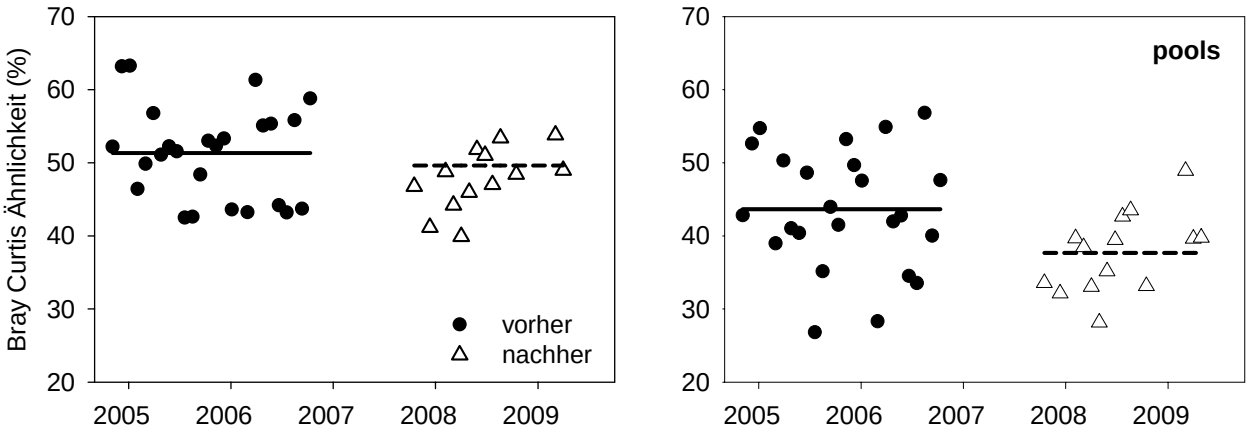


Abb. 3: Bray Curtis Ähnlichkeit der mittleren Makrozoobenthosbsiedlung (Biomassen der einzelnen Arten, wurzeltransformiert) zu den einzelnen Terminen vor und nach der experimentellen Umsteuerung. Die Linien zeigen die Mittelwerte der entsprechenden Phase. Links ist die Ähnlichkeit der gesamten Makrozoobenthosbesiedlung dargestellt, während rechts ausschließlich die Proben aus den pools verwendet wurden (vorher n = 25, nachher n = 13).

Diskussion

Die erste Hypothese dieser Arbeit basiert auf der Annahme einer trophischen Kaskade. Werden die Konsumenten erster Ordnung durch einen Räuber reduziert, folgt daraus eine Entlastung der Ressource, die demzufolge höhere Biomassen zeigt. Betrachtet man in unserem Fall vereinfacht alle Fische als Räuber, das Makrozoobenthos als Konsument erster Ordnung und das Periphyton als Ressource, folgt daraus die Hypothese: die benthivoren Fische reduzieren die Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz des Makrozoobenthos und als Folge davon entsteht eine erhöhte Periphytonbiomasse. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen zwar eine Reduktion des Periphytons, aber keine Antwort der Makrozoobenthosmenge auf die Anwesenheit der Fische. Diese erste, vereinfachte Hypothese muss also abgelehnt werden, da der Mechanismus, der zu der Änderung der Periphytonbiomasse führte, augenscheinlich ein anderer ist als angenommen.
Die zweite Arbeitshypothese geht von einem selektiven Fraßdruck der Fische auf einzelne Arten im Makrozoobenthos aus. Während einige Arten mit hohem Prädationsrisiko reduziert werden, könnten unter Umständen andere Arten, die besser an eine Koexistenz mit Fischen angepasst sind, die freiwerdenden Ressourcen nutzen und ihre Dichte sogar erhöhen. Das würde in einer Änderung der Besiedlungsstruktur resultieren. Die Hypothese 2 lautet demzufolge: In der zweiten Phase des Experiments reduziert sich die mittlere Ähnlichkeit der Makrozoobenthosbesiedlung, da die einzelnen Arten unterschiedlich stark von den Fischen beeinflusst werden. Diese Hypothese wird von den hier dargestellten Messwerten unterstützt. Besonders in den pools kam es in der zweiten Phase des Experimentes, als sich der Fischbesatz der Bäche unterschied, zu einer deutlichen Reduktion der Bray Curtis Ähnlichkeit. Im Zusammenhang mit der beobachteten Reduktion der Periphytonbiomasse bei Abwesenheit der Fische liegt die Vermutung nahe, dass wichtige Grazer zu den Arten gehören, die reduziert werden. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit wäre allerdings auch, dass einige Grazer in Anwesenheit von Fischen ihr Verhalten ändern und weniger fressen. Auf längere Sicht muss aber auch das zu einer Reduktion der Dichte dieser Arten führen, da eine ausreichende Reproduktion nur nach der Aufnahme von ausreichend Energie möglich ist.
Es kann also geschlussfolgert werden, dass benthivore Fische das Potential haben, die Makrozoobenthosbesiedlung zu steuern. Dabei wirkt die Prädation offensichtlich artspezifisch und reduziert die gesamte Besiedlungsdichte nicht. Die Frage nach der Möglichkeit der Nahrungsnetzsteuerung

mittels Änderungen im Fischbestand kann also positiv beantwortet werden. Eine effektive Steuerung wird allerdings nur möglich sein, wenn die stark beeinflussten Arten Schlüsselarten sind, die wichtige Prozesse im Ökosystem maßgeblich steuern. Im Sinne einer Eutrophierungssteuerung wäre das im Wesentlichen das benthische Grazing.

Zusammenfassung

In einem paarweisen Ökosystemexperiment wurde der Einfluss der Prädation durch benthivore Fische auf die Makrozoobenthosbesiedlung kleiner Fließgewässer untersucht. Hintergrund dieser Arbeit ist die Frage, ob es potentiell möglich ist, Eutrophierungserscheinungen in Fließgewässern durch eine Nahrungsnetzsteuerung zu mildern. Obwohl die Gesamtmenge der Makrozoobenthosorganismen in Anwesenheit benthivorer Fische nicht reduziert wurde, legen die Ergebnisse den Schluss nahe, dass die Fische einzelne Arten beeinflussten. Hierdurch stieg die Periphytonbiomasse in Anwesenheit der benthivoren Fische, was vermutlich durch die Reduktion (letaler Effekt) oder eine massive Verhaltensänderug wichtiger Grazer (subletaler Effekt) verursacht wurde.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Rahmen des DFG-Projektes BE 1671/9 durchgeführt. Wir bedanken uns bei der DFG für die Förderung.

Literatur

Baumgartner, D., Rothhaupt, K.O. (2003): Predictive length-dry mass regressions for freshwater invertebrates in a pre-alpine lake littoral. Int Rev Hydrobiol 88: 453-463.

Benndorf, J., Boing, W., Koop, J., Neubauer, I. (2002): Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. Freshw Biol 47:2282-2295.

Burgherr, P, Meyer, E.I. (1997): Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. Arch Hydrobiol 139: 101-112.

Carpenter, S.R., Frost, T.M., Heisey; D., Kratz, T.K. (1989): Randomized intervention analysis and the interpretation of whole-ecosystem experiments. Ecology 70:1142-1152.

Clarke, K.R., Warwick, R.M. (2001): Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, PRIMER-E, Plymouth, 172 pp.

Dahl, J., Greenberg, L. (1996): Impact on stream benthic prey by benthic versus drift feeding predators: A meta-analysis. Oikos 77:177-181.

Englund, G., Cooper, S.D. (2003): Scale effects and extrapolation in ecological experiments. Adv Ecol Res 33: 161-213.

Griffen, B.D., Williamson, T. (2008): Influence of predator density on nonindependent effects of multiple predator species. Oecologia 155:151-159.

Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergmann, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Å., Søndergaard, M., Strand, J. (1998): Bioamanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. Ecosystems 1:558-574.

Ibisch, R.B. (2004): Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporehischen Interstitials der Lahn (Hessen). Dissertation, TU Dresden, Institutfür Hydrobiologie.

Kishi, D., Murakami, M., Nakano, S., Maekawa, K. (2005): Water temperature determines strength of top-down control in a stream food web. Freshw Biol 50:1315-1322.

Schmidt, S., König, M., Korneck, K., Wetzel, M.A., Winkelmann, C., Koop, J., Benndorf, J. (2009): Finding appropriate reference sites in large scale field experiments. Aquat Ecol 43:169–179.

Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W., Parker, K.R. (1986): Environmental impact assessment: “pseudoreplication” in time? Ecology 67:929-940.

Over- und Underyielding in Phytoplankton-Gemeinschaften

Andrea Schmidtke[1], Guntram Weithoff [1], Markus Fischer[2,3]& Ursula Gaedke[1]

[1]Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Ökologie und Ökosystemmodellierung, Am Neuen Palais 10, D-14469 Potsdam, Deutschland, andrschm@uni-potsdam.de, weithoff@uni-potsdam.de, gaedke@uni-potsdam.de

[2]Universität Bern, Institut für Pflanzenwissenschaften, Ökologie der Pflanzen, Altenbergrain 21, CH-3013 Bern, Schweiz; [3]Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Biozönoseforschung und spezielle Botanik, Am Neuen Palais 10, D-14469 Potsdam, Deutschland, Markus.Fischer@ips.unibe.ch

Keywords: Diversität, Gemeinschaftsbiomasse, Phytoplankton, Overyielding, Underyielding

Einleitung

In der heutigen Biodiversitätsforschung steht vor allem die Frage im Vordergrund, welche Auswirkungen der steigende Artenverlust und die damit einhergehenden Diversitätsveränderungen haben. Spezieller wird der Effekt der Diversität (Anzahl von Arten und funktionellen Gruppen, Artenzusammensetzung von Gemeinschaften) auf verschiedenste Ökosystemfunktionen wie beispielsweise der Biomasse von Gemeinschaften, deren Respiration oder deren Resistenz gegenüber Invasionen untersucht. Bisher wurde insbesondere ein positiver Diversitätseffekt auf die Gemeinschaftsbiomasse beobachtet (Hector et al. 1999, Tilman et al. 2001, Hooper et al. 2005), welcher hauptsächlich durch den Komplementaritäts- und/oder den Dominanzeffekt erklärt wird (Loreau & Hector 2001, Fox 2005). Eine Komplementarität zwischen Arten ist beispielsweise bei Unterschieden in deren Ressourcenausnutzung gegeben (z.B. unterschiedliche Wurzeltiefen bei terrestrischen Pflanzen). Diese kann zu einer besseren Nährstoffausnutzung in diverseren Gemeinschaften führen, welches letztlich deren höhere Biomassen erklärt. Der Dominanzeffekt hingegen beruht auf der höheren Wahrscheinlichkeit, in diverseren Gemeinschaften eine hochproduktive Art anzutreffen. Zum Overyielding kommt es, wenn die Gemeinschaftsbiomasse höher als die mittlere Biomasse ihrer entsprechenden Monokulturen ist. Dabei werden zwei Formen unterschieden: (a) Transgressive Overyielding tritt auf, wenn die Gemeinschaftsbiomasse höher ist als die höchst-produktive Monokultur und (b) non-transgressive Overyielding tritt auf, wenn die Gemeinschaftsbiomasse höher als die mittlere Monokulturenbiomasse, aber geringer als die höchst-produktive Monokultur ist. Einige Gemeinschaften zeigten jedoch auch Underyielding. Das bedeutet, dass die Gemeinschaftsbiomasse geringer als die mittlere Monokulturenbiomasse ist. Diese Diversitätseffekte wurden bislang hauptsächlich in Grasslandschaften und weniger in aquatischen Ökosystemen erforscht (Balvanera et al. 2006). Im Gegensatz zu terrestrischen Ökosystemen bestehen in pelagischen Ökosystemen jedoch keine direkten Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den einzelnen Individuen. Überdies gibt es kaum kleinräumige Umweltheterogenitäten im Pelagial und die Phytoplankter besiedelt kein festes Substrat. Das wirft die Frage auf, ob die für terrestrische Pflanzengemeinschaften etablierten positiven Beziehungen zwischen Diversität und Biomasse ebenso für Phytoplankton-Gemeinschaften relevant sind.

Material und Methoden

Um diese Frage zu beantworten, wurden 2 umfangreiche Mikrokosmen-Versuche durchgeführt. Für den 1. Versuch wurden acht Algenarten ausgewählt, die in vier funktionelle Gruppen eingeteilt wurden (Grünalgen: *Monoraphidium minutum, Chlorella vulgaris, Ankistrodesmus gracilis, Scenedesmus obliquus, Oocystis marsonii*; Diatomeen: *Asterionella formosa*; Cyanobakterien: *Planktothrix agardhii*; Phytoflagellaten: *Cryptomonas* sp.). Im 2. Versuch waren die gleichen funktionellen Gruppen vertreten, jedoch mit jeweils drei Arten pro funktioneller Gruppe (Grünlagen: *Monoraphidium minutum, Ankistrodesmus gracilis, Scenedesmus obliquus*; Phytoflagellaten: *Cryptomonas sp., Chlamydomonas reinhardtii, Haematococcus pluvalis*; Diatomeen: *Cyclotella meneghiniana, Stephanodiscus minutulus, Asterionella formosa*; Cyanobakterien: *Planktothrix agardhii, Anabaena flos-aquae, Cylindrospermopsis raciborskii*).

Die Gemeinschaften des 1. Versuches bestanden entweder aus 1, 2, 3 oder 4 funktionellen Gruppen, wobei die Grünalgen immer anwesend waren. Im 2. Versuch wurde zudem noch die Artenzahl der Gemeinschaften verändert, sodass die Gemeinschaften aus 2, 4, 8 oder 12 Arten bzw. 1, 2, 3 oder 4 funktionellen Gruppen bestanden. Die Artenzusammensetzungen der beiden Versuche variierten für die einzelnen Diversitätsstufen und alle Arten wurden überdies in Monokultur gehalten. Die Algen wuchsen als Batchkultur im nährstofflimitierten WC-Medium (P = 2,5µM, N = 50µM, Si = 5µM) bei einer Lichtstärke von 73 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} für 20 Tage. Für jede Art in jedem Ansatz wurde das Biovolumen (mm^3 mL^{-1}) als Maß für die Biomasse über die Zeit bestimmt.

Für die Quantifizierung von Overyielding wurden zwei Indizes berechnet: RYT (relative yield total) und D_{max} (detaillierte Formeln in Schmidtke et al. (a, b)). Bei Werten von RYT > 1 tritt non-transgressive Overyielding auf und bei positiven Werten von D_{max} transgressive Overyielding. RYT Werte < 1 stehen für Underyielding.

Ergebnisse

1. Versuch (Schmidtke et al. (a))

Die Endbiovolumina alle Gemeinschaften (Abbildung 1a) lagen unterhalb des mittleren Biovolumes ihrer entsprechenden Monokulturen und unterhalb des Biovolumens der höchst-produktiven Monokultur (*Oocystis marsonii*). Das Gemeinschaftsbiovolumen war sogar negativ von der funktionellen Diversität (Anzahl funktioneller Gruppen) beeinflusst. Die Werte des RYT (relativ yield total) waren meist kleiner 1. Der Mittelwert lag bei 0,74±0,17 Standardabweichung (SD), sodass die Gemeinschaften gemittelt kein non-transgressive Overyielding vorwiesen. Sie zeigten vielmehr Underyielding. Die D_{max} Werte alle Phytoplankton-Gemeinschaften waren negativ und reichten von -0,9 bis -0,7. Folglich wurde überdies kein transgressive Overyielding gefunden.

In Monokultur nahm das Endbiovolumen der einzelnen Arten mit steigender Wachstumsrate ab (Abbildung 2). Das bedeutet, dass schnellwüchsige Arten wenig Biovolumen aufbauten (unproduktive Arten) und langsamwüchsige Arten viel Biovolumen (produktive Arten) erreichten. In den Gemeinschaften hingegen erreichte die schnellstwüchsige, jedoch unproduktive Art (*Monoraphidium minutum*) die höchsten Biovolumina. Die produktiven Arten, welche viel Biovolumen in Monokultur aufbauten, erreichten nur sehr niedrige Biovolumen in der Gemeinschaft. Das auftretende Underyielding der Gemeinschaften liegt folglich in der Dominanz einer schnellwüchsigen und unproduktiven Art (negativer Dominanzeffekt) begründet.

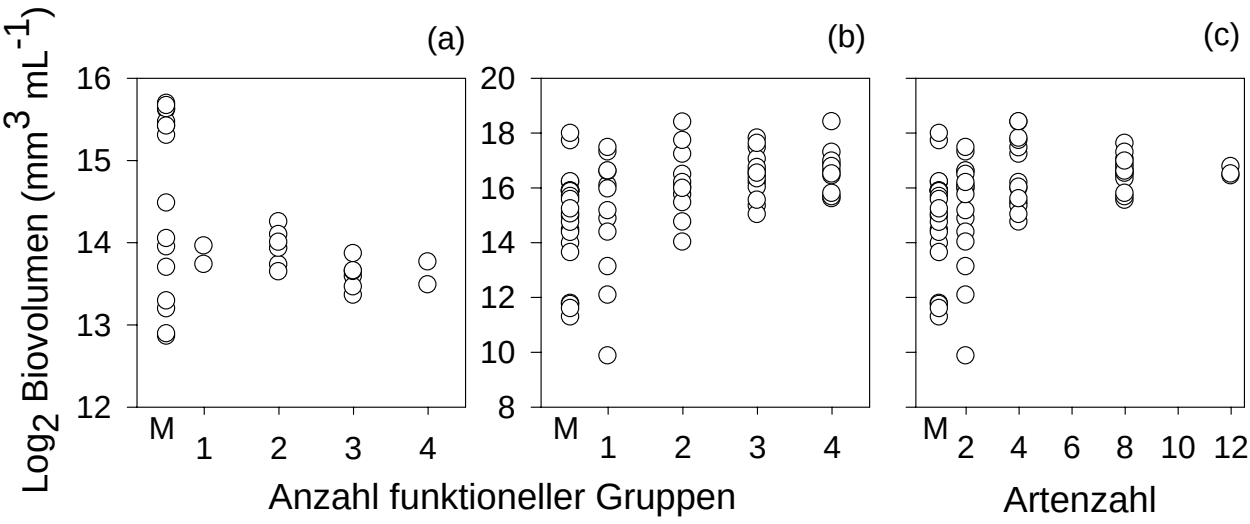


Abb. 1: Endbiovolumen der Monokulturen (M) und Gemeinschaften in Abhängigkeit von der Anzahl funktioneller Gruppen und der Artenzahl für den (a) 1. Versuch und (b, c) 2. Versuch. Abbildungen verändert nach Schmidtke et al. (a, b).

2. Versuch (Schmidtke et al. (b))

Die Biovolumina der meisten Gemeinschaften (Abbildungen 1b und 1c) lagen oberhalb des mittleren Biovolumes ihrer entsprechenden Monokulturen und das Biovolumen einiger Gemeinschaften lag sogar oberhalb des Biovolumens der höchst-produktiven Monokultur (*Cylindrospermopsis raciborskii*). Das Gemeinschaftsbiovolumen wurde positiv von der Artenzahl sowie von der funktionellen Diversität beeinflusst. Die Werte des RYT waren meist größer als 1. Der Mittelwert lag bei 1,97±1,39 Standardabweichung (SD), sodass die Gemeinschaften gemittelt non-transgressive Overyielding zeigten. 31% der Phytoplankton-Gemeinschaften, die non-transgressive Overyielding zeigten, hatten positive D_{max} Werte. Für diese Gemeinschaften wurde folglich transgressive Overyielding gefunden.

In der Monokultur waren die Endbiovolumina der einzelnen Arten positiv mit deren Wachstumsraten korreliert (Abbildung 2). Das heißt, dass die schnellwüchsigen Arten viel Biovolumen (produktive Arten) erreichten, während die langsamwüchsigen nur geringe Biovolumen (unproduktive Arten) aufbauten. In den Gemeinschaften zeigte sich ein ähnliches Bild: Die schnellwüchsigen und produktiven Algenarten bauten viel Biovolumen auf, wobei die langsamwüchsigen und unproduktiven Arten geringere Biovolumen erreichten. Aufgrund der Koexistenz von schnellwüchsigen und produktiven Arten (Komplementaritätseffekt) trat in den meisten Gemeinschaften Overyielding auf.

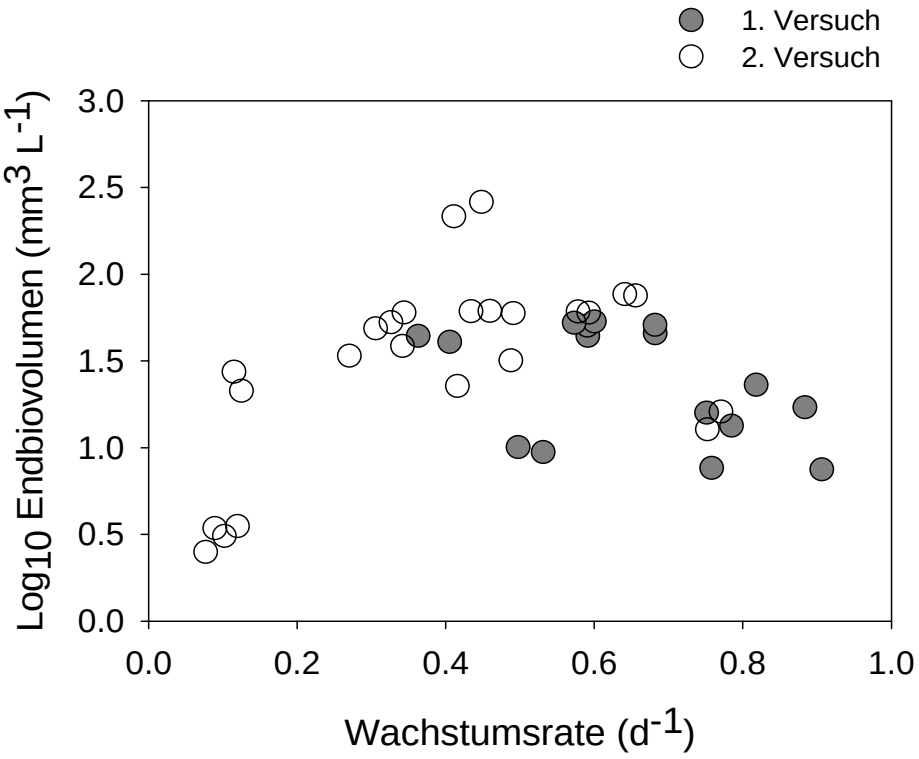


Abb. 2: Endbiovolumen alle Arten in Monokultur in Abhängigkeit von ihren jeweiligen Wachstumsraten für den 1. und 2. Versuch. Abbildungen verändert nach Schmidtke et al. (a, b).

Diskussion und Schlussfolgerungen

In vielen Biodiversitätsexperimenten wurde ein positiver Diversitätseffekt auf die pflanzliche Gemeinschaftsbiomasse gefunden. Das gilt insbesondere für Grasslandschaften, in denen ein Großteil dieser Versuche durchgeführt wurde. Experimente mit pelagischen Algen-Gemeinschaften wurden bisher jedoch stark vernachlässigt.

Die vorliegenden Mikrokosmen-Versuche zeigen, dass die Diversität (Artenzahl, Anzahl funktioneller Gruppen) sowohl einen positiven als auch einen negativer Effekt auf die Biomasse von Phytoplankton-Gemeinschaften haben kann. Im 1. Versuch kam es zum Underyielding, während im 2. Versuch Overyielding dominierte. Es ist anzunehmen, dass diese unterschiedlichen Beziehungen zwischen Diversität und Gemeinschaftsbiomasse aus der Beziehung zwischen der Biomasse der einzelnen Arten und deren Wachstumsrate in Monokultur resultieren. Underyielding wurde häufig gefunden, wenn in Monokultur die Biomasse der einzelnen Arten negativ mit deren Wachstumsrate korreliert war. Somit wurde eine schnellwüchsige, jedoch unproduktive Art in den Gemeinschaften dominant. Zum Overyielding kam es hingegen, wenn schnellwüchsige und produktive Arten in den Gemeinschaften dominierten. Das war gegeben, wenn es eine positive Beziehung zwischen der Biomasse und der Wachstumsrate der Arten in Monokultur gab.

In den beschriebenen Experimenten kam es zu keinen starken Veränderungen in der Artenzusammensetzung. Die langsamwüchsigen Arten konkurrierten die schnellwüchsigen Arten über die Versuchszeit nicht aus. Vielmehr scheinen die schnellwüchsigen Arten die Nährstoffe zu monopolisieren, sodass sie den langsamwüchsigen nicht mehr zu Verfügung stehen. Das gilt insbesondere

für die gewählten Batchkultur-Versuche, in denen ein rascher Nährstoffzyklus nicht auftritt. In komplexeren Systemen mit mehr als einer trophischen Ebene werden Nährstoffe meist rasanter umgesetzt, sodass Änderungen in der Artenzusammensetzung auftreten können. Das kann einen starken Einfluss auf das Ausmaß von Under- und Overyielding haben, besonders wenn Experimente über längere Versuchszeiten laufen. Die Ergebnisse dieser Arbeit sind jedoch auf Gemeinschaften übertragbar, in denen die anfängliche Artenzusammensetzung erhalten bleibt.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Doktorarbeit und wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (GA 401/10-1) finanziert. Ein besonderer Dank geht an Melanie Hartwich, Maike Piepho und Ina Wiegand für die hilfreiche Unterstützung bei der Probenauszählung.

Literatur

Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, D. (2006): Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecology Letters 9:1146-1156.

Fox, J. W. (2005): Interpreting the 'selection effect' of biodiversity on ecosystem function. Ecology Letters 8:846-856.

Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J. A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P. W. , Loreau, M., Minns, A., Mulder, C. P. H., O'Donovan, G., Otway, S. J., Pereira, J. S., Prinz, A., Read, D. J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E. D., Siamantziouras, A. S. D., Spehn, E. M., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yachi, S., Lawton, J. H. (1999): Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. Science 286:1123-1127.

Hooper, D. U., Capin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., Wardle, D. A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75:3-35.

Loreau, M., Hector, A. (2001): Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiment. Nature 412:72-76.

Schmidtke, A., Gaedke, U., Weithoff, G. (a): The mechanistic basis for underyielding in phytoplankton communities. Ecology (im Druck).

Schmidtke, A., Weithoff, G., Fischer, M., Gaedke, U. (b): Overyielding and underyielding in phytoplankton communities. Eingereicht.

Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., Lehman, C. (2001): Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. Science 294:843-845.

POSTERPRÄMIERUNG 2009

FRÜH, D., S. C. JÄHNIG & P. HAASE: Aquatische Neozoen im Rhein-Main-Gebiet: Welche abiotischen Faktoren kontrollieren ihre Ausbreitung?

LUTHER, S., H.T. RATTE & A. GERGS: Der Einfluss von Hunger auf das Fressverhalten des Rückenschwimmers Notonecta maculata

MÜLLER, S. & ST. HÜLSMANN: Sex, Futter, Fitness - Lebenszyklusstrategien und Fitness von Daphnia galeata x hyalina in einer tiefen, dimiktischen Talsperre

ROSKOSCH, A., C. DZIALLAS, H.-P. GROSSART, M. HUPFER & J. LEWANDOWSKI: Die Auswirkung von Bioirrigation auf mikrobielle Gemeinschaften und Prozesse in limnischen Sedimenten

TRIPPE, M., H. W. RISS, B. ZEIS & E. I. MEYER: Gammariden im Stress – invasive und native Arten im Vergleich

WRANIK, C. & U. SELIG: Vergleich phototropher Lebensgemeinschaften im Hypolimnion dimiktischer Seen in Norddeutschland

Welche abiotischen Faktoren kontrollieren die Verbreitung von Neozoen?

Denise Früh, Sonja C. Jähnig & Peter Haase

Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, D-63571 Gelnhausen, e-mail: denise.frueh@senckenberg.de, sonja.jaehnig@senckenberg.de, peter.haase@senckenberg.de

Keywords: Neozoen, Makrozoobenthos, Fließgewässer, Strukturgüte, physikochemische Parameter, Temperatur

Einleitung

In den letzen 50 Jahren hat der Invasionsdruck durch Neozoen, vor allem infolge anthropogener Veränderungen, in Binnengewässern massiv zugenommen. So haben sich in Deutschland aktuell 89 Arten in limnischen Ökosystemen etabliert, von denen 50 Arten zum Makrozoobenthos gehören (AeT umweltplanung 2009). Insbesondere die großen Wasserstraßen, wie zum Beispiel der Rhein und Main, sind betroffen und werden von stark veränderten benthischen Lebensgemeinschaften besiedelt. Im Gegensatz dazu sind die Nebengewässer bis jetzt nur in geringem Maße betroffen und nur bestimmte Neozoen-Arten kommen dort vor.

Aus diesen Beobachtungen leitet sich die Hypothese ab, dass abiotische Parameter die Einwanderung und Etablierung von Neozoen steuern. Insbesondere die höheren Wassertemperaturen in den großen Wasserstraßen könnten hierbei eine bedeutende Rolle spielen (Galil, Nehring & Panov 2007). Vor dem Hintergrund des prognostizierten Klimawandels soll untersucht werden, ob die Erhöhung der Wassertemperatur eine weitere Ausbreitung der Neozoen auch in die bislang weniger besiedelten Nebengewässer begünstigt. Zusätzlich soll in den Untersuchungen geklärt werden, welche hydromorphologischen und physikochemischen Parameter einen Einfluss auf die Verbreitung und Etablierung der Neozoen haben. Zur Klärung dieser Fragestellungen wurde eine Datenanalyse anhand eines umfangreichen Datensatzes durchgeführt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

Als häufige Fließgewässertypen in Hessen wurden silikatische Mittelgebirgsbäche der Typen 5 und 5.1 (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) untersucht. Insgesamt standen Daten, die sowohl Aufnahmen abiotischer Parameter als auch Makrozoobenthos-Taxalisten beinhalteten, von 105 Probestellen zur Verfügung. Als abiotische Daten waren monatliche Messwerte der Gewässertemperatur und der physikochemischen Parameter (abfiltrierbare Stoffe, Ammonium, Bor, Calcium, Chlorid, Gesamthärte, gesamt Stickstoff, Leitfähigkeit, Magnesium, Nitrat, Orthophosphat, Phosphor, Sauerstoff, TOC und Zink) verfügbar. Aus diesen Messungen wurden jeweils Jahresmittelwerte berechnet. Zudem wurden die Bewertungsergebnisse der Strukturgüte nach dem Gewässerstrukturgüte-Informationssystem „GESIS“ (Hessisches Ministerium für

Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2009), welche auf sechs Hauptparametern (Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlenstruktur, Uferstruktur, Gewässerumfeld) sowie der Gesamtstrukturgüte basiert, in der Analyse berücksichtigt. Die Gesamtstrukturgüte errechnet sich als Mittelwert der sechs Hauptparameter. Die Bewertung erfolgt auf einer Sieben-Klassen-Skala von 1, unveränderte, bis 7, vollständig veränderte Gewässer.

Analysen

Für die statistischen Analysen wurden die Fließgewässer in zwei Gruppen unterteilt:

– Fließgewässer mit Neozoenbesiedlung: Neo+

– Fließgewässer ohne Neozoenbesiedlung: Neo-

Die Werte der abiotischen Parameter wurden auf ihre Normalverteilung getestet und gegebenenfalls logarithmiert. Die beiden Gruppen (Neo+ vs. Neo-) wurden bezüglich ihrer Gewässertemperatur, physikochemischen Parameter und der Strukturgüte miteinander verglichen. Unterschiede innerhalb der Einzelparameter wurden durch ungepaarte t-Tests untersucht. Die statistischen Analysen wurden mit den Software Paketen Statistica 8.0 (StatSoft Inc. 1984-2008, Tulsa, USA) und R 2.8 (R-Foundation, Wien, Österreich) durchgeführt.

Ergebnisse

Neben der Gesamtstrukturgüte und der Gewässertemperatur wurde Orthophosphat, beispielhaft für die physikochemischen Parameter betrachtet (Abb.1). Bäche mit Neozoenbesiedlung (Neo+) weisen im Vergleich zu unbesiedelten Gewässern (Neo-) einen signifikant höheren Orthophosphatgehalt ($p = 0{,}014$) auf. Auch die Gewässertemperatur zeigt in durch Neozoen besiedelten Fließgewässern (Neo+) signifikant höhere Messwerte ($p = 0{,}006$). Für die Gesamtstrukturgüte konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

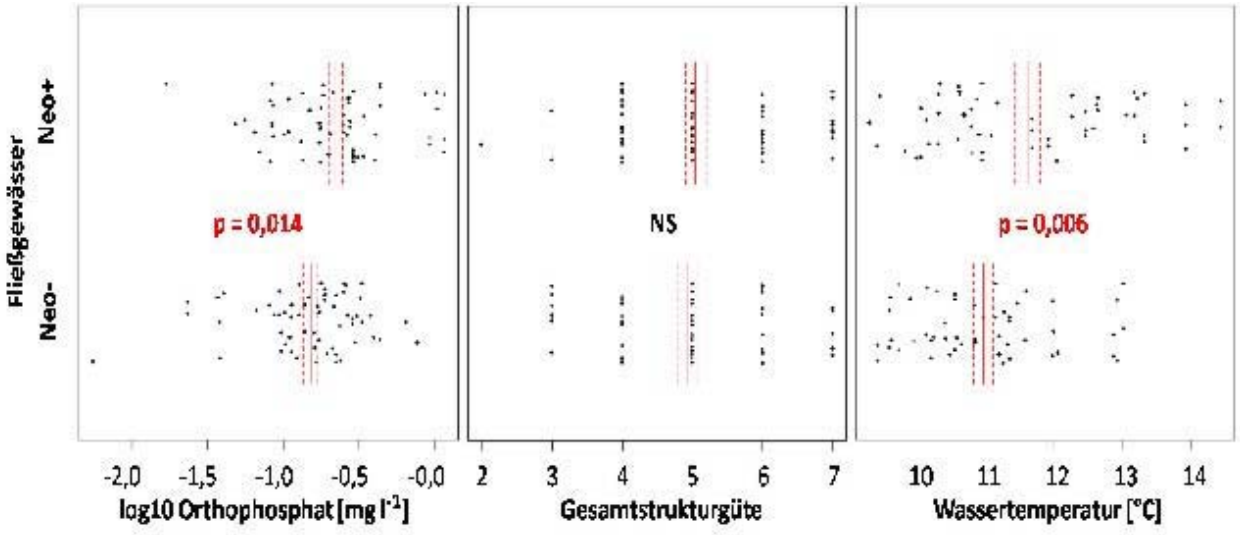


Abb. 1: Ergebnisse der t-Tests zwischen Mittelgebirgsbächen (Typ 5 und 5.1) mit einer Besiedlung durch Neozoen (Neo+) und ohne Neozoenbesiedlung (Neo-). Dargestellt sind die logarithmierten Messwerte von Orthophosphat [mg l^{-1}], Werte der Gewässertemperatur [°C] und der Gesamtstrukturgüte nach GESIS. Signifikanz-Niveaus sowie Mittelwerte sind eingezeichnet.

Diskussion und Ausblick

Die Ergebnisse liefern einen ersten Hinweis darauf, dass niedrigere Wassertemperaturen die Ausbreitung der Neozoen in die teilweise kälteren Nebengewässer limitieren könnten. Die erhöhten Temperaturen, vor allem in Bezug auf höhere minimale Wintertemperaturen in den Wasserstraßen hingegen können zur Ausbreitung und Etablierung bestimmter Neozoenarten in großen Abundanzen führen (Galil, Nehring & Panov 2007). Zudem scheinen physikochemische Parameter, gezeigt am Beispiel von Orthophosphat (Abb. 1), die Ausbreitung der Neozoen zu beeinflussen. So zeigen einige Neozoenarten im Vergleich zu indigenen Arten eine höhere Toleranz gegenüber Verschmutzungen (z.B. MacNeil, Dick, & Elwood 2000). Das nicht signifikanten Ergebnis bezüglich der Gesamtstrukturgüte könnte darauf zurück geführt werden, dass diese im Mittel in den untersuchten Mittelgebirgsbächen generell stark verändert ist (Strukturgüte Klasse 5).

Um grundsätzliche Aussagen über den Einfluss abiotischer Parameter auf die Verbreitung und Etablierung der Neozoen treffen zu können, soll für weitere Analysen der Datensatz erweitert werden. So wird als Datengrundlage ein umfangreicher Datensatz aus fünf Bundesländern (Nordrhein-Westfalen, Bayern, Baden-Württemberg, Rheinlandpfalz und Hessen) zur Verfügung stehen. Das Untersuchungsgebiet wird sich dann über den Rhein und den Main erstrecken, dessen Abschnitte als Fließgewässer Typ 10 (Kiesgeprägte Ströme; Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) klassifiziert sind, sowie deren Nebenflüsse.

Außerdem sollen weitere Parameter, wie die Substratzusammensetzung und –diversität sowie die Durchgängigkeit in Fließgewässern (Barrieren) in die Analysen einfließen. Des weiteren sollen räumliche Effekte, wie der Abstand der untersuchten Makrozoobenthos-Probestelle zur Bundeswasserstrasse (Rhein oder Main), und zeitliche Aspekte, wie der Zeitpunkt des Erstfundes, zusätzlich mit berücksichtigt werden.

Danksagung

Die vorliegende Untersuchung (im Rahmen einer Doktorarbeit) wurde am Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Frankfurt a.M., durchgeführt und durch das Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst gefördert.

Vielen Dank an das HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) für die Bereitstellung der Daten.

Literatur

AeT umweltplanung (2009): Established aquatic alien species in inland waters and on the North and Baltic Sea coasts of Germany. www.aquatic-aliens.de (10.11.2009).

MacNeil, C., Dick, J.T.A. & Elwood, R.W. (2000): Differential physico-chemical tolerances of amphipod species revealed by field transplantations. Oecologia 124:1–7.

Galil, B.S., Nehring, S., Panov, V. (2007): Waterways as invasion highways – Impact of climate change and globalization. In Nentwig, W. (ed.): Biological invasions. Ecological Studies Vol. 193. Springer, Berlin: 59-74.

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2009): Gewässerstrukturgüte-Informationssystem (GESIS). www.hmulv.hessen.de (10.11.2009).

Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen – Steckbriefe und Anhang.

Der Einfluss von Hunger auf das Fressverhalten des Rückenschwimmers *Notonecta maculata*

S. Luther, H.T. Ratte & A. Gergs

Institut für Umweltforschung, RWTH Aachen University, Worringer Weg 1, 52074 Aachen, Svenja.Luther@rwth-aachen.de, toni.ratte@bio5.rwth-aachen.de, andre.gergs@bio5.rwth-aachen.de

Keywords: Angriffsrate, Erfolgsrate, Handhabezeit, Darmkapazität, Darmdurchgang, *Daphnia magna*

Einleitung

Prädation kann die Dynamik und Struktur aquatischer Lebensgemeinschaften maßgeblich beeinflussen. Die Fressrate eines Räubers hängt dabei von seinem Sättigungszustand bzw. Hunger ab (Jeschke & Hohberg 2008). Mit Änderungen der Populationsdichte der Beuteorganismen kann sich der Hungerzustand des Räubers ändern, je nachdem wie viel Beute erfolgreich angegriffen und letztendlich konsumiert wird.

Der Einfluss der Prädation durch Rückenschwimmer auf aquatische Lebensgemeinschaften wurde mehrfach beschrieben (Blaustein et al. 1995, Arner et al. 1998, Hampton et al 2000). In fischfreien Kleingewässern zählen Rückenschwimmer der Gattung *Notonecta* zu den Top-Prädatoren. Zum Beutespektrum zählen lebende Tiere, wie andere Insekten, die aufs Wasser gefallen sind oder sich im Schwimmraum unter der Wasseroberfläche bewegen (Dahm 1972, Martin & Lopez 2004). Gefangene Beuteorganismen werden extern verdaut; zurück bleibt die leere Körperhülle. Die Larven von *Notonecta maculata* durchlaufen eine hemimetabole Entwicklung in fünf Larvalstadien. Während ihrer Larvalentwicklung ernähren sie sich überwiegend von Zooplankton. Kleine Crustaceen werden in den ersten Larvalstadien, größere Beute in letzteren bevorzugt (Giller 1986).

Diese Arbeit beschäftigt sich damit, wie sich das Jagdverhalten juveniler Rückenschwimmer unter verschiedenen Sättigungszuständen quantitativ und qualitativ verändert. Im Vordergrund stand die Frage, wie sich der Hunger auf die einzelnen Komponenten des Jagdverhaltens (Angriff, Erfolg und Handhabezeit) auswirkt.

Material und Methoden

Die Durchführung der Versuche, sowie die Hälterung von *Notonecta maculata* fanden im Labor bei einer Temperatur von 20°C ± 2°C und einem Lichtverhältnis von 16/8 h statt. Vor Versuchsbeginn wurden Rückenschwimmer einzeln in 100ml M4-Medium (Elendt & Bias 1990) gehältert und mit *Daphnia magna*, die auch in Versuchen als Beuteorganismen verwendet wurden, in ausreichender Zahl gefüttert.

Drei verschiedene Versuche wurden durchgeführt, um die Anzahl gefressener Daphnien pro Rückenschwimmer sowie die Darmkapazität und Darmdurchgangsraten (Abb. 1) zu bestimmen und Komponenten des Jagdverhaltens in Abhängigkeit vom Hunger der Rückenschwimmer zu quantifizieren. Zudem wurde die Biomasse die die Rückenschwimmer aus einzelnen Daphnien aufnehmen

bestimmt. Um verschiedene Hungerzustände zu erzeugen, wurden die Rückenschwimmer zu verschiedenen Zeitpunkten vor dem Versuch in Gläschen mit M4 ohne Futter überführt. Vor dem Umsetzen stand den Rückenschwimmern stets ausreichend Nahrung zur Verfügung. Die Versuche wurden immer zur gleichen Tageszeit durchgeführt, um eventuell auftretende tagesperiodische Änderungen des Fressverhaltens auszuschließen. Die Versuche wurden mit jedem der fünf Larvalstadien (L1-5) wiederholt. Larven wurden ausschließlich 2-5 Tage nach dem Schlupf in Versuche eingesetzt. In den Versuchen 2-4 wurden für die ersten beiden Rückenschwimmerstadien kleinere Daphnien (1,4 ± 0,2 mm) für alle anderen größere (2,3 ± 0,29 mm) verwendet, um die Erfolgsrate nach Scott & Murdoch (1983) möglichst groß zu halten.

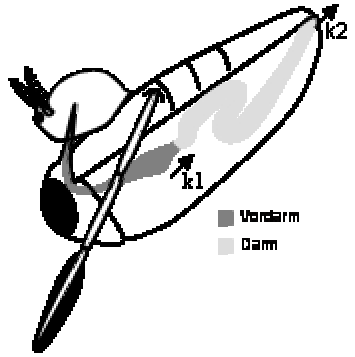


Abb. 1: Schematische Abbildung des Vordarms und Darms im Rückenschwimmer. K1 und k2 beschreiben die Rate mit der aufgenommene Nahrung Vordarm und Darm passieren.

Daphnien-Biomasse

Um die von den Rückenschwimmern aufgenommene Netto-Biomasse für Darmkapazität und Darmdurchgangsraten angeben zu können, wurde das Trockengewicht (TG) von Daphnien unterschiedlicher Größe bestimmt. Dafür wurden die Länge und das Trockengewicht (TG) in Abhängigkeit von der Körperlänge (exklusive Spina) von jeweils 80 Daphnien und 80 Daphnienhüllen (Daphnien, die zuvor von Rückenschwimmern ausgesaugt wurden) gemessen. Längen-Trockengewichts-Regressionen wurden mit Hilfe von SigmaPlot 8.0 berechnet. Die Netto-Biomasse von Daphnien bestimmter Körperlängen wurde mittels Subtraktion der beiden Regressionsgleichungen ermittelt.

Fressversuche

In Fressversuchen wurde die Anzahl der gefressenen Daphnien in Abhängigkeit der Hungerdauer quantifiziert. Es wurden die fünf Hungerdauern 2, 4, 6, 24, und 48 h miteinander verglichen. Der Versuch wurde mit 10 Replikaten je Larvalstadium und Hungerdauer über die Dauer von einer Stunde durchgeführt. Eine *Notonecta*-Larve befand sich jeweils mit 30 Daphnien in 200ml Medium in einem Becherglas. Die Anzahl gefressener Daphnien wurde anhand der Überreste identifiziert. Gefressene Daphnien konnten leicht von natürlich gestorbenen Tieren unterschieden werden.

Darmkapazität und Durchgang

Um die Darmdurchgangsraten (k1, k2; Abb. 1) der Rückenschwimmer jedes Larvalstadiums zu quantifizieren, wurden ebenfalls Fressversuche durchgeführt (100ml Medium, 20 Daphnien, 1 Rückenschwimmer). Dabei wurde davon ausgegangen, dass k1 der Fressrate der Rückenschwimmer nach 48 h Hungern bzw. leerem Darm entspricht. Weiter wurde angenommen, dass ohne vorheriges Hungern der Darm gefüllt ist und k2 der Fressrate gesättigter Larven entspricht. Anhand der Fressrate der vorgehungerten Rückenschwimmer wurde die Kapazität des Vordarms in Anlehnung an

Jeschke und Hohberg (2008) bestimmt. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Fressrate bei einem leeren Darm am größten ist, und diese mit der Nahrungsaufnahme abnimmt. Ab dem Punkt, an dem die Nahrungsaufnahme über die Zeit konstant bleibt, ist eine Sättigung eingetreten, also die Kapazität des Vordarms erreicht (Abb. 2). Die Kapazität des Darms wurde durch Wägung leerer und gefüllter Därme bestimmt. Därme von gesättigten Rückenschwimmern und Därme von Rückenschwimmern, die zuvor 48 h gehungert hatten, wurden herauspräpariert und gewogen. Die Differenz der Trockengewichte von leeren und vollen Därmen ergibt die Darmkapazität.

Videoversuche

Um Angriffe, den Erfolg der Angriffe und Handhabezeiten zu quantifizieren, wurden nach 0h, 4h und nach 48 h Hungern Videoversuche durchgeführt. Drei Replikate wurden über die Dauer von einer Stunde gefilmt. Der Rückenschwimmer befand sich dabei zusammen mit 20 Daphnien in 100 ml M4-Medium in einer Filmkammer des Formats 10x5x2 cm. Bei der Auswertung der Filme wurden der Zeitpunkt der Angriffe und der Zeitpunkt des Fallenlassens der ausgesaugten Daphnienhülle notiert. Wenn der Angriff erfolgreich war, wurde die Daphnie gepackt und mindestens 10 sec. zum Verzehr festgehalten. Außerdem wurde die Anzahl der Begegnungen zwischen Räuber und Beute gezählt. Es wurden alle Daphnien gezählt, die in den Begegnungsradius des Rückenschwimmers geschwommen waren, während er nicht mit der Handhabung einer Daphnie beschäftigt war. Zur Darstellung des Begegnungsradius im Film wurde ein Programm verwendet, das den Kreis um den Rückenschwimmer maßstabsgerecht abbildet (Gergs, unveröffentlicht). Anhand der so gewonnen Daten konnten anschließend die Angriffsrate (Angriffe/Begegnungen), Erfolgsrate (erfolgreiche Angriffe/Angriffe) und Handhabezeit des Jagdzyklus der Rückenschwimmer berechnet werden. Weitere Details wurden beschrieben in Gergs & Ratte (2009).

Ergebnisse

Daphnien-Biomasse

Die von den Rückenschwimmern aufgenommene Biomasse steigt mit der Daphnienlänge an. Die Netto-Biomasse, die beim Fressvorgang aufgenommen wird, beträgt ca. 50% der gesamten Daphnienmasse. Der Zusammenhang von Daphnienlänge und aufgenommener Netto-Biomasse (b) kann mit der quadratischen Funktion $b = 0.005\ d^2 - 0.001\ d + 0.001$, mit d = Daphnienlänge [mm], beschrieben werden.

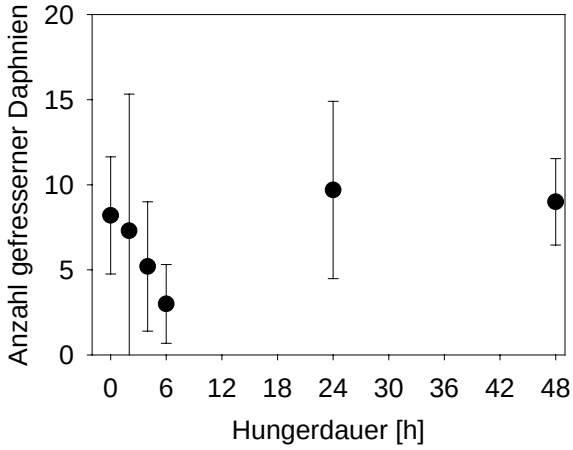


Abb. 2: Anzahl gefressener Daphnien in Abhängigkeit der Hungerdauer in einem einstündigen Experiment, am Beispiel des fünften Larvalstadiums

Fressversuche

Die Anzahl gefressener Daphnien in Abhängigkeit von der Hungerdauer wurde in einem einstündigen Experiment für die Larvalstadien 1-5 bestimmt. Bei allen Larvalstadien, mit Ausnahme des ersten, wurde zunächst ein Abfallen der Menge konsumierter Daphnien festgestellt, bevor es zu einem Anstieg der Prädation kommt (Abb. 2). Die Hungerdauer, bei der ein Minimum gefressener Daphnien beobachtet wurde, stieg mit dem Larvalstadium an.

Darmkapazität und Durchgang

Der Durchgang der Biomasse durch den Vordarm war deutlich schneller, als der Durchgang durch den Darm (Abb. 3). Mit zunehmendem Larvalstadium der Rückenschwimmer stiegen die Darmdurchgangsraten und die Darmkapazitäten an. Mit dem Wachstum der Rückenschwimmer vergrößern sich auch die Därme. Allerdings steigt die Kapazität des Darms stärker an, als die Kapazität des Vordarms. Aus Darmkapazität und Durchgangsrate konnte die Verweildauer der Nahrung im Darm berechnet werden. Im Vordarm betrug sie bei allen Larvalstadien < 2h. In der zweiten Darmkomponente stieg sie mit ansteigendem Larvalstadium von 1h in L1 auf 17h in L5 an.

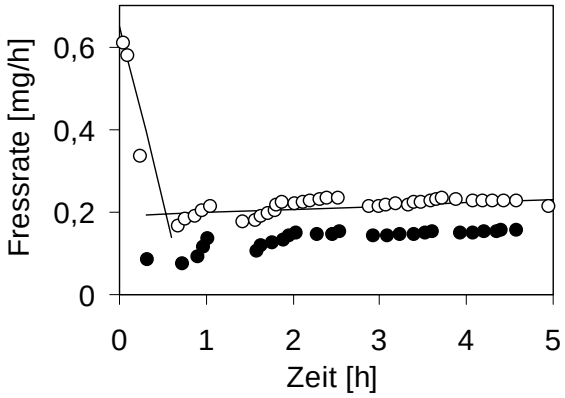


Abb. 3: Fressrate über die Zeit am Beispiel von L4, bei 48h gehungerten (=k1, weiß) und gesättigten Tieren (=k2, schwarz). Der Schnittpunkt der Regressionsgeraden verdeutlicht eine erste Sättigung der vorgehungerten Rückenschwimmer bei Füllung des Vordarms.

Videoversuche

Für die Larvalstadien 2-4 zeigt sich ein einheitliches Bild der Veränderung im Jagdverhalten. Nach 48 h Hungerdauer war die Angriffsrate ca.10 mal höher als nach 4 h oder 0 h Hungern, während kein signifikanter Unterschied in den Angriffsraten nach 0 h und 4 h Hungerdauer bestand. Es zeigte sich kein signifikanter Unterschied in der Erfolgsrate. Die Erfolgsrate ist also unabhängig vom Hunger. Die Handhabezeit steigt mit zunehmendem Hunger an. In L1 zeigt sich kein signifikanter Unterschied der Komponenten des Jagdverhaltens zwischen den Hungerdauern.

Diskussion

Die Ergebnisse des Fressversuchs zeigen, dass verschiedene Hungerdauern die Prädationsrate der Rückenschwimmer beeinflussen. *Notonecta maculata* besitzt einen 2-Komponentendarm für den Kapazitäten und Durchgangsraten bestimmt werden konnten. Der Hunger übt auch auf das Jagdverhalten von *Notonecta* einen qualitativen Einfluss aus. Je größer der Hunger ist, desto größer ist die Angriffsrate und desto länger ist die Handhabezeit. Nimmt man an, dass das Jagdverhalten durch

die Füllung von Vordarm und Darm reguliert wird, ergibt sich folgendes Verhaltensmuster: Die Angriffsrate steigt erst nach einer Hungerdauer >4 h an, zu diesem Zeitpunkt ist bei allen Larvalstadien der Vordarm bereits geleert. Daraus kann geschlossen werden, dass die Angriffsrate durch den Darm reguliert wird. Die Handhabezeit jedoch steigt schon bei Hungerdauern <4 h an. Das lässt die Vermutung zu, dass die Handhabezeit durch den Vordarm reguliert wird. Mit zunehmender Hungerdauer leert sich dann auch der Darm, so dass sich der Vordarm schneller in den Darm entleeren kann, dies erklärt den weitern Anstieg der Handhabezeit.

Eine Erklärung für die geringere Anzahl gefressener Daphnien in den ersten Hungerstunden bietet die erhöhte Handhabezeit. Es ist zu vermuten, dass die Beute bei Hunger „gründlicher“ ausgesaugt wird, was mehr Zeit in Anspruch nimmt. In der gleichen Zeit können dann aber weniger Daphnien gefressen werden. Steigt der Hunger noch weiter an, wird das Fressdefizit durch eine erhöhte Angriffsrate kompensiert, die Anzahl gefressener Daphnien steigt wieder an.

Die gewonnenen Erkenntnisse und Parameter werden in ein mechanistisches Modell integriert, welches die Sättigung der Rückenschwimmer während des Fressens berücksichtigt, um den langfristigen Effekt juveniler Rückenschwimmer auf Populationen von *Daphnia magna* zu simulieren.

Literatur

Arner, M., Koivisto, S., Norberg, J., Kautsky, N., 1998. Trophic interactions in rockpool food webs: regulation of zooplankton and phytoplankton by Notonecta and Daphnia - Freshwater Biology 39, 79–90.

Blaustein, L., Kotler, B.P., Ward, D., 1995. Direct and indirect effects of a predatory backswimmer (Notonecta maculata) on community structure of desert temporary pools. - Ecological Entomology 20, 311–318.

Dahm E. (1972): Zur Biologie von Notonecta glauca (Insecta, Hemiptera) unter besonderer Berücksichtigung der fischereilichen Schadwirkung - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 57/3, 429-461

Elendt B. P.; Bias W. R. (1990): Trace nutrient deficiency in daphnia-magna cultured in standard medium for toxicity testing - effects of the optimization of culture conditions on life-history parameters of daphnia-magna - Water Research 24, 1157-1167

Gergs A.; Ratte H.T. (2009): Predicting functional response and size selectivity of juvenile Notonecta maculata foraging on Daphnia magna – Ecological Modelling 220, 3331–3341

Giller, P.S., 1986. The natural diet of the Notonectidae - field trials using electrophoresis. - Ecological Entomology 11, 163–172.

Hampton, S.E., Gilbert, J.J., Burns, C.W., 2000. Direct and indirect effects of juvenile Buenoa macrotibialis (Hemiptera: Notonectidae) on the zooplankton of a shallow pond. - Limnology and Oceanography 45, 1006–1012.

Jeschke J.M. & Hohberg K. (2008): Predicting and testing functional response: An example from a tardigrade-nematode system – Basic and Applied Ecology 9, 145-151

Martín, J., López, P., 2004. Balancing predation risk, social interference, and foraging opportunities in backswimmers, Notonecta maculata - Acta Ethologica 6, 59–63.

Scott M. A.; Murdoch W. M. (1983): Selective predation by the backswimmer, Notonecta – Limnology and Oceanography 28/2, 352-366

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Sex, Futter, Fitness - Lebenszyklusstrategien und Fitness von *Daphnia galeata x hyalina* in einer tiefen, dimiktischen Talsperre

Sebastian Müller & Stephan Hülsmann

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, sepruss@gmx.de, stephan.huelsmann@tu-dresden.de

Keywords: Daphnien, Parthenogenese, Ephippien, Fekundität, Überleben, Fitness

Einleitung

Daphnien repräsentieren die Hauptgruppe der Primärkonsumenten in vielen limnischen Ökosystemen. Aufgrund dieser zentralen Bedeutung in den Nahrungsnetzen der Standgewässer und dem erstaunlichen zyklisch parthenogenetischen Lebenszyklus dieser Zooplankter wurde *Daphnia spec.* zu einem Modellorganismus in der biologischen Forschung. In ihrem Lebenszyklus können Daphnien innerhalb einer Generation zwischen asexuellen (Parthenogenese) und sexuellen Phasen der Reproduktion wechseln. Die parthenogenetische Vermehrung findet unter günstigen Umweltbedingungen während eines Großteils des Jahres statt. Dabei werden nur Weibchen produziert, die aus diploiden, nährstoffarmen Jungferneiern (Subitaneier) entstehen, welche genetisch identisch, also Klone sind. Kommt es aber zu Veränderungen der Umweltbedingungen, so wechseln die zyklisch parthenogenetischen Daphnien von der asexuellen zur sexuellen Reproduktion. Jeweils zwei befruchtete Eier entstehen in einer chitinösen Hülle, dem sattelförmigen Ephippium. Es ist ein Teil des Carapax, der mit der nächsten Häutung des Muttertieres in das Wasser abgegeben wird und seine Entwicklung vorerst einstellt. Ungünstige Umweltbedingungen, ausgelöst von abiotischen oder biotischen Faktoren, kann die Population auf diese Weise überdauern. Daphnien schlüpfen in einem begrenzten Zeitfenster des Frühjahres aus Ephippien (Cáceres 1998; Rother et al. 2009).

Untersuchungen haben gezeigt, dass Abkömmlinge aus Ephippien an die im Frühjahr vorherrschenden guten Futterbedingungen angepasst sind und höhere Wachstums- und Reproduktionsraten sowie insgesamt eine höhere Fitness aufweisen als Daphnien parthenogenetischen Ursprungs (Arbaciauskas 2004). Dadurch könnten diese Tiere selbst bei geringen Schlupfraten einen Beitrag zum Populationswachstum leisten. Bisher gab es allerdings keine vergleichenden life table Experimente mit Daphnien, die unter saisonalen Gesichtspunkten des Frühjahres aus ihrem natürlichen Habitat entnommen wurden und die an die saisonalen Freilandbedingungen angepasst waren. In einem life table Experiment sollte festgestellt werden, ob und wie sich unterschiedliche Futterbedingungen auf die Fitness der Abkömmlinge aus den unterschiedlichen Reproduktionsweisen von *Daphnia galeata x hyalina* und deren Nachkommen auswirkt.

Material und Methoden

Probennahmen und Freilanduntersuchungen fanden in der Saidenbachtalsperre (Sachsen) statt. Zur Gewinnung von Nachkommen aus Ephippien wurden Sedimentproben, mit darin befindlichen

Dauereiern Mitte April aus der Talsperre in einer durchschnittlichen Tiefe von 18 Metern durch einen Sedimentstecher gewonnen. Die Isolierung der sich in den obersten 2 cm befindlichen Ephippien erfolgte im Labor mit einer anschließenden Exponierung in der Kühlzelle bei 12°C. Sobald Schlupf aus den Ephippien auftrat, wurden für die parthenogenetischen Abkömmlinge zunächst adulte Daphnien aus Zooplanktonzügen (500 µm) isoliert. Es konnte davon ausgegangen werden, dass zu so einem frühen Zeitpunkt des Jahres noch keine aus Ephippien entstandenen adulten Daphnien im Freiwasser vorkamen. Nach 24 Stunden Exponierung in der Kühlzelle wurden die innerhalb dieses Zeitraums geschlüpften Neonaten in die Versuchsgefäße eingesetzt, um zu gewährleisten, dass alle Versuchstiere aus einem gleichen Schlupfzeitraum hervorgingen. Es wurden für Neonaten aus Ephippien (Ep) und aus parthenogenetischer Reproduktion (Pa) jeweils drei verschiedene Futteransätze betrachtet mit jeweils 15 Replikaten (pro Replikat eine bis zwei Daphnien). Treatment F+ erhielt viel Futter (1 mg C L^{-1}), Treatment F- wenig Futter (0,1 mg C L^{-1}). Diese Futterkonzentrationen stellen für *D. galeata x hyalina* unlimitierte bzw. stark limitierende Bedingungen dar (Hülsmann et al. 2004). Ein drittes Treatment (in situ) erhielt natürliches Wasser aus der Talsperre Saidenbach. Das Talsperrenwasser der in situ – Ansätze wurde über einem Zooplanktonnetz (100 µm) vorfiltriert, um vorhandene Grazer aus dem Wasser zu entfernen. Das Wasser der Ansätze (F+) und (F-) stammte auch aus der Talsperre (bei jeder wöchentlichen Probennahme „frisches“ Wasser mitgebracht), wurde in einem ersten Schritt vorfiltriert (30 µm) und anschließend mit Hilfe eines Cellulose–Acetat Filters (Porengröße 0,45 µm) von partikulären Kohlenstoffanteilen weitestgehend befreit. In einem zweiten Schritt erfolgte die Zugabe einer definierten Menge der Laborkulturalge *Scenedesmus spec.,* die anhand einer zuvor bestimmten empirischen Beziehung (Absorption gegen partikulären organischen Kohlenstoff, POC) für die jeweilige Konzentration (0,1 bzw. 1 mg C L^{-1}) berechnet wurde. Das Wasser der einzelnen Replikate wurde alle zwei Tage gewechselt, dabei wurden die Ansätze mit der Laborkulturalge *Scenedesmus spec.* jeweils neu angesetzt, während für den in situ Ansatz das vorfiltrierte Talsperrenwasser verwendet wurde. Zusätzlich wurde an den Tagen des Wasserwechsels der Gehalt an POC in den in situ Ansätzen bestimmt. Täglich wurde in jedem Glas geprüft, ob die eingesetzten Daphnien noch vorhanden waren und erste Nachkommen schlüpften. Letztere wurden gezählt und vorhandene Eier im Brutraum erfasst. Insgesamt war vorgesehen, den Versuch über einen Zeitraum von mehreren Bruten pro Replikat laufen zu lassen, über die erste Reproduktion bis mindestens zur dritten und maximal bis zur fünften Brut.

Ergebnisse

Die Konzentrationen an POC im in situ Talsperrenwasser schwankte innerhalb des Versuchszeitraumes zwischen 0,9 – 0,55 mg L^{-1}. Das C:P Verhältnis (molar) des Sestons war am Anfang des Versuches bei ca. 500 und blieb dann über den Versuchszeitraum relativ konstant um 250.

Die Überlebensraten in den Ansätzen Ep waren generell geringer als in den Ansätzen pa, jedoch deutlich höher in F+ verglichen mit F- und in situ Bedingungen. Die parthenogenetischen Abkömmlinge wichen verglichen zwischen den Futteransätzen weniger in ihrer Überlebensrate voneinander ab. Im Gegensatz zu den Ansätzen mit Abkömmlingen aus Ephippien zeigte sich, dass die parthenogenetischen Abkömmlinge mit viel Futter eine geringere Überlebensrate als unter Futtermangel hatten.

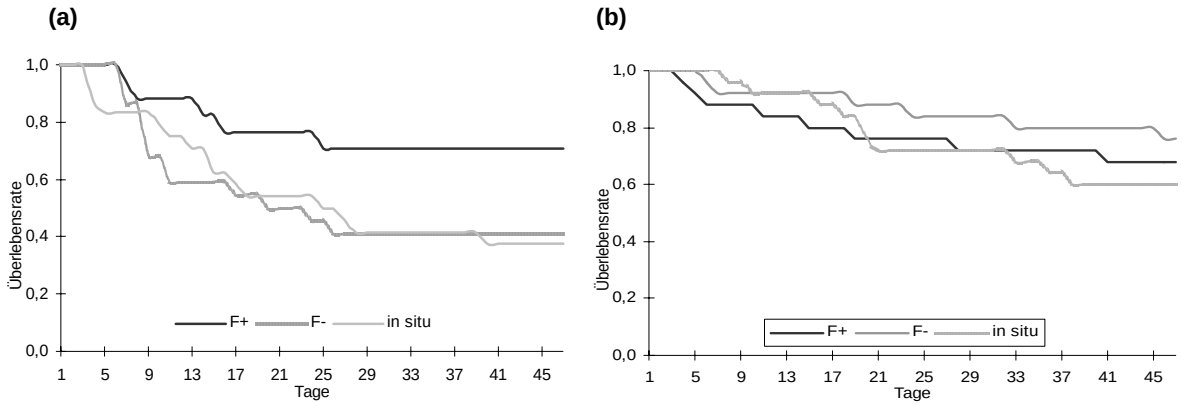


Abb.1: (a) Überlebensrate der Nachkommen aus Ephippien geschlüpft.(b) Überlebensrate der parthenogenetischen Abkömmlinge

Die Reproduktionsraten in den Futteransätzen mit viel und wenig Futter waren über den gesamten Versuchszeitraum höher bei Daphnien aus Dauereiern, im Vergleich zu den Daphnien parthenogenetischen Ursprungs (Abb.2a,b). Die Daphnien in den in situ Ansätzen zeigten keine so deutlichen Unterschiede in ihren Reproduktionsraten (Abb.2c). Die Abkömmlinge in den Ansätzen mit geringem Futter begannen mit ihrer Reproduktionen fast zeitgleich, nur dass die parthenogenetischen Abkömmlinge einen Tag vorher mit der Reproduktion begannen (10.Tag). In den in situ Futteransätzen schlüpften die ersten parthenogenetischen Nachkommen auch am 10. Tag. Die Abkömmlinge aus Ephippien unter den gleichen Futterbedingungen begannen drei Tage später. Unter guten Futterbedingungen verglichen zwischen den unterschiedlichen Abkömmlingen war der Unterschied im Zeitpunkt des ersten Schlupfs am auffälligsten. Neonate der parthenogenetischen Abkömmlinge schlüpften bereits am 10. Tag, die ersten Nachkommen der Abkömmlinge aus Ephippien aber erst 6 Tage später (Abb.2a).

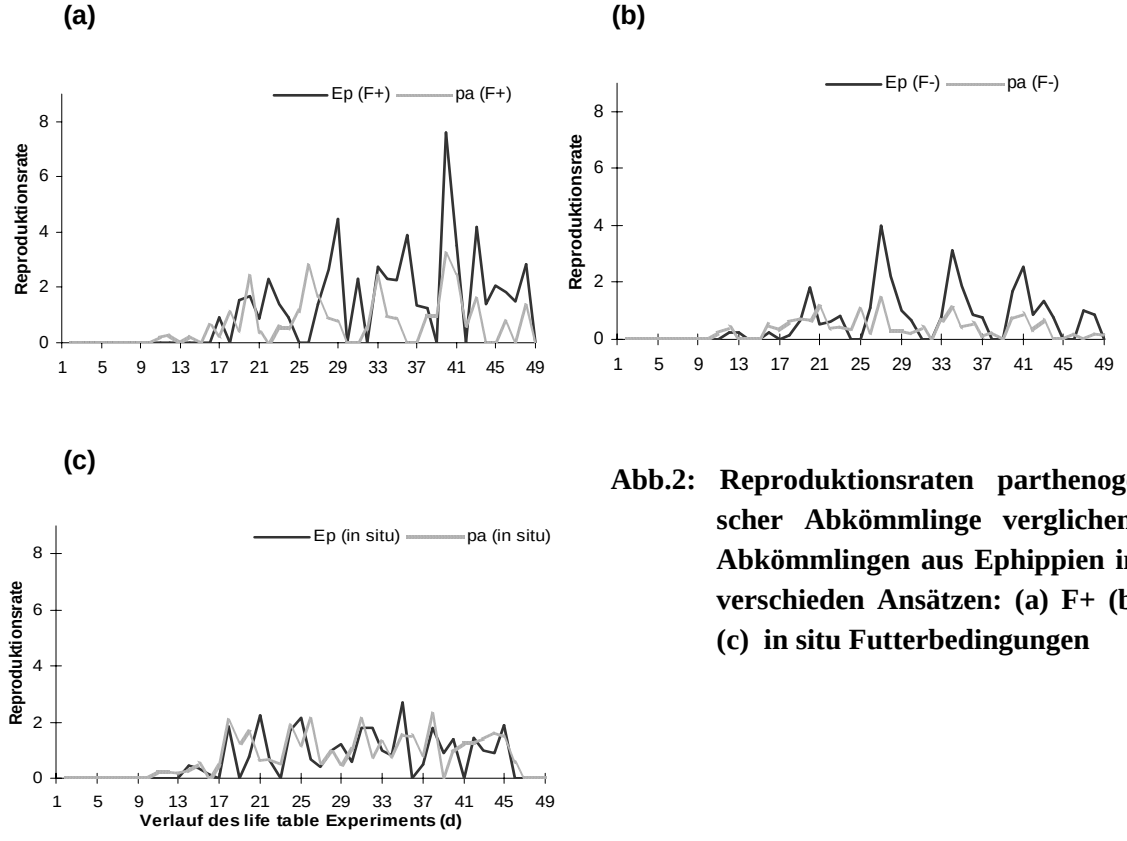


Abb.2: Reproduktionsraten parthenogenetischer Abkömmlinge verglichen mit Abkömmlingen aus Ephippien in den verschieden Ansätzen: (a) F+ (b) F- (c) in situ Futterbedingungen

Die Summe der Neonaten der jeweiligen Abkömmlingen zeigte, dass die Gesamtanzahl der Nachkommen nicht verschieden ist (Permutationstest, p=0,5316), aber zwischen hohem Futtergehalt (F+) und niedrigem Futtergehalt (F-) bestand ein signifikanter Unterschied (Tukey-Test, p=0,0095), unabhängig vom Ursprung der Daphnien. Die Gesamtzahl der Neonaten beider betrachteter Bruten war im Durchschnitt geringer bei den aus Ephippien geschlüpften Daphnien verglichen mit den parthenogenetischen Abkömmlingen (Abb.3a).

Die Daphnien zeigten keinen signifikanten Unterschied in der Wachstumsrate (Abb.3b), sowohl beim Vergleich verschiedener Futterbedingungen, als auch beim Vergleich der verschiedenen Abkömmlinge untereinander (multipler t-Test mit Holm-Korrektur, p>0,05).

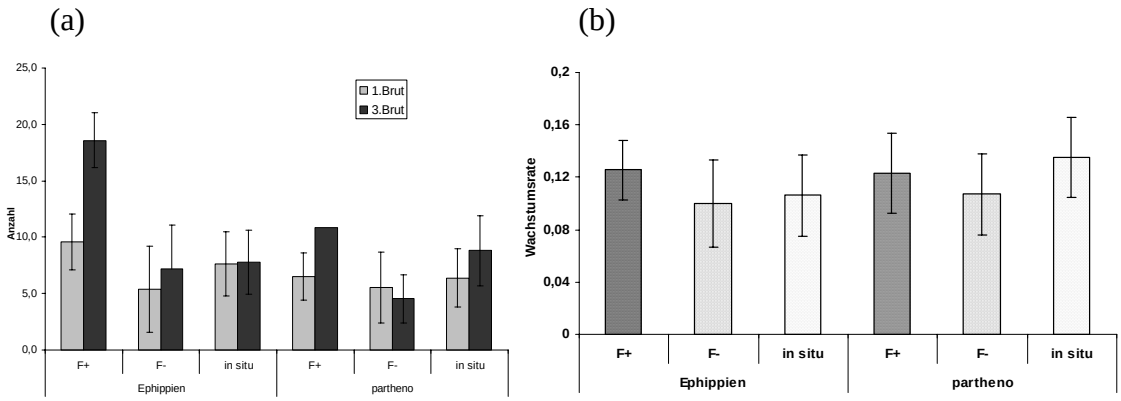


Abb.3: (a) Anzahl der Nachkommen bei erster und dritter Brut unter den jeweiligen Futterbedingungen. (b) Wachstumsraten der Daphnien aus Ephippien geschlüpft und parthenogenetischen Ursprungs. Verglichen wurden die Abkömmlinge unter drei verschiedenen Futterbedingungen Daten wurden gepoolt. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an.

Diskussion

Arbaciauskus & Gasiunaite (1996) stellten in Laborexperimenten sowie Freilanduntersuchungen einen früheren Schlupf der Neonaten von ephippiengeschlüpften Nachkommen fest. Diese Ergebnisse konnten durch das life table Experiment nicht bestätigt werden, da die Neonaten im Durchschnitt relativ zeitgleich schlüpften (Abb.2a). Arbaciauskus & Gasiunaite (1996) beschrieben weiterhin einen früheren Schlupf der Nachkommen unter guten Futterbedingungen im Vergleich zu schlechten Futterverhältnissen. Auch diese Aussagen konnten nicht bestätigt werden, da die Abkömmlinge in den F- und in situ Ansätzen ziemlich zeitgleich schlüpften, Neonaten der Abkömmlinge aus Ephippien unter guten Futterbedingungen verglichen mit den Neonaten parthenogenetischer Abkömmlinge sogar später. Arbaciauskas (1998) stellte weiterhin einen größeren negativen Effekt bei Futtermangel auf Abkömmlinge aus Ephippien fest. Die Überlebensraten in diesem Experiment konnten dies zwar bestätigen (Abb.1), da diese unter Futtermangel gegenüber den parthenogenetischen Abkömmlingen geringer waren, aber die Reproduktionsraten der Abkömmlinge aus Ephippien waren unter Futtermangel höher (Abb.2b). Insgesamt waren, entgegen den Erwartungen, die Wachstumsraten der Tiere unterschiedlicher Herkunft nicht verschieden, ein leichter Futtereffekt war ebenfalls nicht signifikant. Der POC im in situ Wasser an den Tagen der Probenahmen, als auch an Tagen des Wasserwechsels war ausreichend vorhanden und geriet nie unter die

limitierende Grenze von 0,4 mg C L^{-1} (Lampert 1987). Selbst zwischen den Probenahmen und der damit verbundenen Bereitstellung von frischem in situ Talsperrenwassers für das life table Experiment waren die Futterquantitäten gut. Die Kulturalge *Scenedesmus spec.* passt aufgrund ihrer Größe gut in das Futterspektrum von *Daphnia galeata x hyalina.*

P-limitierten Algen haben ein C:P-Verhältnis von über 600 und können unter diesen Bedingungen das Wachstum von Daphnien limitieren (Van Donk et al. 1997; Boersma 2000). Während des Versuches war das C:P Verhältnis im Seston immer deutlich geringer. Somit gibt es auch keinen Hinweis darauf, dass die Stöchiometry des Sestons ein limitierender Faktor war.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die life table Experimente konnten eine höhere Fitness der Abkömmlinge aus Ephippien gegenüber den parthenogenetischen Abkömmlingen unter guten Futterbedingungen und in situ Bedingungen nicht bestätigen. Abgesehen von einer etwas geringeren Überlebensrate über den gesamten Versuchszeitraum im Vergleich zu den parthenogenetischen Abkömmlingen, zeigten sich in den restlichen beobachteten Größen keine klaren Unterschiede und demnach keine höhere Fitness. Eine höhere Fitness parthenogenetischer Abkömmlinge unter schlechten Futterbedingungen konnte hinsichtlich Fekundität und Reproduktion ebenfalls nicht bestätigt werden. Lediglich deren Überlebensrate zeigte einen geringfügigen Vorteil unter schlechteren Futterbedingungen gegenüber Abkömmlingen aus Ephippien.

Danksagung

Das life table Experiment wurde im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt.

Für die Unterstützung bei der Datenauswertung danken wir Matthias Pitsch, sowie der Praktikantin Jenny Weichold für einen Teil der chemischen Analysen.

Literatur

Arbaciauskas, K. (2004): Life-history characteristics and fitness in descendents of parthenogenetic and ex-ephippio females of *Daphnia magna*. Hydrobiologia, 526: 211-218.

Arbaciauskas, K. & Zita R. Gasiunaite (1996): Growth and fecundity of *Daphnia* after diapause and their impact on the development of a population. Hydrobiologia, 320: 209-222.

Boersma, M. (2000): The nutritional quality of P-limited algae for *Daphnia*. Limnol. Oceanogr., 45: 1157-1161.

Cáceres, C. E. (1998): Interspecific variation in the abundance, production, and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. Ecology, 79: 1699-1710.

Hülsmann, S., J. Vijverberg, M. Boersma & W. M. Mooij (2004): Effects of infochemicals released by gape-limited fish on life history traits of *Daphnia*: a maladaptive response? J. Plankton Res., 26: 535-543.

Lampert, W. (1987): Feeding and nutrition in *Daphnia*. In Peters, R. H. and R. De Bernardi (ed.) Daphnia, Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia: pp. 143-192.

Rother, Anne, M. Pitsch & Stephan Hülsmann (2009): Schlüpfrige Angelegenheit: Welche Bedeutung hat der Schlupf von *Daphnia* aus Dauereiern? Tagungsbericht Konstanz, Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 35-39.

Van Donk, E., M. Lürling, D. O. Hessen & G. M. Lokhorst (1997): Altered cell wall morphology in nutrient-deficient phytoplankton and its impact on grazers. Limnol. Oceanogr., 42: 357-364.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Die Auswirkung von Bioirrigation auf mikrobielle Gemeinschaften und Prozesse in limnischen Sedimenten

Andrea Roskosch[1], Claudia Dziallas[2], Hans-Peter Grossart[3], Michael Hupfer[4] & Jörg Lewandowski[5]

[1,4,5] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Deutschland; [2,3] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland; [1]roskosch@igb-berlin.de; [2]dziallas@igb-berlin.de; [3]hgrossart@igb-berlin.de; [4]hupfer@igb-berlin.de; [5]lewe@igb-berlin.de

Keywords: Bioirrigation, *Chrionomus plumosus*, mikrobielle Gemeinschaft, enzymatische Aktivität, Archaeen

Einleitung

Einige Makrozoobenthosarten, wie die Zuckmückenlarve *Chironomus plumosus*, bauen Wohnröhren, die tief ins anoxische Sediment reichen. Um sich dennoch mit ausreichend Sauerstoff und auch Nahrung zu versorgen, pumpen die Invertebraten periodisch sauerstoffhaltiges Wasser aus dem über dem Sediment liegenden Wasserkörper durch ihre Wohnröhren. Die sogenannte Bioirrigation ist ein für den Austausch von gelösten und partikulären Stoffen an der Sediment-Wasser-Grenze bedeutsamer Prozess. Diffusive und advektive Stoffströme im Sediment werden erhöht, und durch häufigen Redoxmilieuwechsel in den Röhrenwandungen werden sowohl biogeochemische Stoffumsätze im Sediment beeinflusst, als auch die Lebensbedingungen für Mikroorganismen verändert. Die direkten Auswirkungen, die Bioirrigation auf mikrobielle Gemeinschaften und Prozesse hat, wurden bisher kaum untersucht. Für marine Sedimente liegen einige wenige Studien vor (Bertics & Ziebis 2009; Pischedda 2009), die einen fördernden Einfluss der Bioirrigation auf mikrobielle Stoffumsätze zeigen. In unseren Untersuchungen wollen wir für ein limnisches Sediment (Müggelsee, Berlin) prüfen, ob die Bioirrigation von *C. plumosus* die Mikrooranismen und ihre Aktivität in den vom oxisch-anoxischen Wechsel geprägten Röhrenwandungen im Vergleich zur oxischen Sedimentoberfläche sowie dem nicht direkt beeinflussten anoxischen Sediment hat.

Mit unseren Untersuchungen soll für die Bioirrigation in limnischen Sedimenten zunächst geklärt werden, ob sich (1) die mikrobiellen Gemeinschaften in den Bereichen Sedimentoberfläche, Röhrenwandungen und (unbeeinflusstem) übrigem Sediment unterscheiden, und ob daraus (2) Unterschiede in den enzymatischen Aktivitäten resultieren.

Material und Methoden

Experimentelle Durchführung

Mit seinen fast 8 km^2 ist der im Südosten Berlins gelegene Müggelsee der größte See der Region. Der eutrophierte Flachsee hat eine durchschnittliche Tiefe von 4,9 m (maximale Tiefe ca. 8 m) und weist größtenteils feinschlammiges, eisen- und phosphatreiches Sediment auf (Kozerski & Kleeberg 1998).

Eine im Müggelsee abundante Makrozoobenthosspezies ist *C. plumosus*. Die Larven sind ganzjährig in Dichten von bis zu 1000 Individuen pro m^2 in schlammigen Sedimentbereichen anzutreffen, wo sie U-förmige Wohnröhren (Durchmesser maximal 2 mm) in bis zu 30 cm Sedimenttiefe bauen (z.B. McLachlan 1977).

Alle Experimente wurden ausschließlich mit vitalen Larven des 4. Larvenstadiums (2 cm Länge) durchgeführt, die aus Sedimenten aus 6 m Wassertiefe des Müggelsees ausgesiebt wurden. Im Labor bauten *C. plumosus* Larven ihre Wohnröhren in auf < 1 mm gesiebtem Müggelseesediment, welches mit frischem Seewasser überschichtet und durchgängig belüftet wurde. Die Versuchsgefäße wurden im Klimaschrank bei 10 °C im Dunkeln für ca. 3 Wochen inkubiert, anschließend erfolgte die Beprobung der verschiedenen Sedimentbereiche (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Beprobte und zu vergleichende Sedimentbereiche.

Bereich	Lebensbedingungen der Mikroorganismen
Sedimentoberfläche	oxisch
Röhrenwandungen	von oxisch zu anoxisch
Übriges Sediment	anoxisch

Mikrobiologische Analysen

Für die mikrobiologischen Analysen wurden aus Edelstahl gefertigte zylinderförmige Gefäße (Durchmesser 4,2 cm, Höhe 27,8 cm) verwendet. Jedes Gefäß wurde mit zwei Larven bestückt und wie oben beschrieben inkubiert. Kurz vor der Probenentnahme wurden die Gefäße in ein mit flüssigem Stickstoff gefülltes Behältnis eingehängt. Nach einigen Minuten konnten die Gefrierkerne (Abb. 1) entnommen und hochaufgelöst beprobt werden. Dazu wurden in einer Klimakammer (4 °C) mittels Skalpell Proben aus den Bereichen Sedimentoberfläche, Röhrenwandungen und dem umliegenden Sediment herauspräpariert und sofort bei -80 °C eingefroren. Die Röhrenwandungen waren aufgrund ihrer hellen Verfärbung gut zu erkennen.

Zum Vergleich der Struktur der Bakteriengemeinschaften wurde von den Gefrierproben DNA und RNA extrahiert und ein Teilstück des 16S rRNA-Gens bzw. der 16S rRNA (cDNA) mit Hilfe von PCR (Polymerasekettenreaktion) amplifiziert. Danach wurde das Fingerprintverfahren DGGE (denaturierende Gradientengelelektrophorese) verwendet, um die Gemeinschaften der Eubakterien und der Archaeen zu charakterisieren. Dies geschah sowohl auf DNA- als auch auf cDNA-Ebene,

um sowohl die anwesende (DNA) als auch die aktive (cDNA) Gemeinschaft zu analysieren und miteinander zu vergleichen. Des Weiteren wurden DGGE-Banden ausgeschnitten und die entsprechende DNA reamplifiziert und sequenziert, um so dominante Vertreter dieser beiden Bakteriengruppen zu identifizieren. Zusätzlich wurden Clusteranalysen mit dem Dice-Algorhythmus (Vergleich Anwesenheit/Abwesenheit der DGGE-Banden) durchgeführt, um mittels NMS-Analysen (non-metric-scaling) Ähnlichkeiten zwischen den drei Sedimentproben darzustellen. Ferner wurden Klonbibliotheken von der 16S rRNA der Archaeen von allen drei Sedimentbereichen hergestellt und die daraus resultierenden Sequenzen miteinander verglichen und phylogenetisch ausgewertet.



Abb. 1: Gefrierkern zur Probenahme für mikrobiologische Analysen.

Enzymatische Aktivitäten

Zur Analyse der enzymatischen Aktivitäten wurden schmale durchsichtige Gefäße aus Plexiglas (Breite 25 cm, Höhe 16,8 cm, Tiefe 1 cm) verwendet (siehe Abb. 2), die mit jeweils zwei Larven bestückt wurden. Da die verschiedenen Sedimentbereiche aufgrund des geringen Gefäßdurchmessers gut zu erkennen waren, konnte das Probematerial mittels einer mit einem Schlauch verlängerten Spritze direkt von der Sedimentoberfläche, aus den Röhrenwandungen (erkennbar an hellen Verfärbungen) und dem umliegenden, nicht beeinflussten Sediment abgesaugt werden.

Extrazelluläre enzymatische Aktivitäten wurden anhand des allgemeinen hydrolytischen Potentials (Lipase-, Esterase-, Protease-Aktivität) mit Fluorescein und FDA-Substrat (Diacetylfluorescein in 98 % Acetone gelöst), sowie der Phosphatase-Aktivität mit MUF und MUF-P (Methylumbelliferyl Phosphat) ermittelt. Die Analysen erfolgten modifiziert nach Reiche et al. (2009), wobei Sedimentmengen, Verdünnungen und Inkubationsbedingungen an das Sediment angepasst wurden. Jeweils 2,5 g Probematerial wurden mit destilliertem Wasser auf 100 g aufgefüllt und auf einem Rührer gemischt. Unter Rühren erfolgte das Abpipettieren von 4 ml der Suspension (3-fach Ansatz), die anschließend mit 1 mL der jeweiligen Substratlösung versetzt wurden. Nach Erstellen der Sättigungskurven konnten die entsprechenden Substratmengen ermittelt werden. Diese betrugen in der Schüttellösung für FDA 0,5 mmol l^{-1} und für MUF-P 5 mmol l^{-1}. Anschließend erfolgte eine einstündige Inkubation bei 23 °C Raumtemperatur auf dem Überkopfschüttler. Nach dem Schütteln wurde die Reaktion durch Zentrifugieren (5 min, 1.600 g) abgestoppt. Ein Teil des klaren Überstands wurde mit Puffer (pH 7.8 aus Na_2HPO_4 83.6 mmol l^{-1} und KH_2PO_4 66.7 mmol l^{-1}) versetzt. Beim FDA wurden 1.8 mL Puffer in Küvetten vorgelegt und mit 0.2 mL Überstand gemischt, beim MUF-P wurden 0,25 mL Puffer vorgelegt und mit 1 ml 1:20 vorverdünntem Überstand gemischt. Die Messung der Fluoreszenz erfolgte am Fluoreszenz-Spektrometer bei einer Anregungswellenlänge von 470 nm (Emission 513 nm) für FDA bzw. bei einer Anregungswellenlänge von 365 nm (Emission 450 nm) für MUF-P.

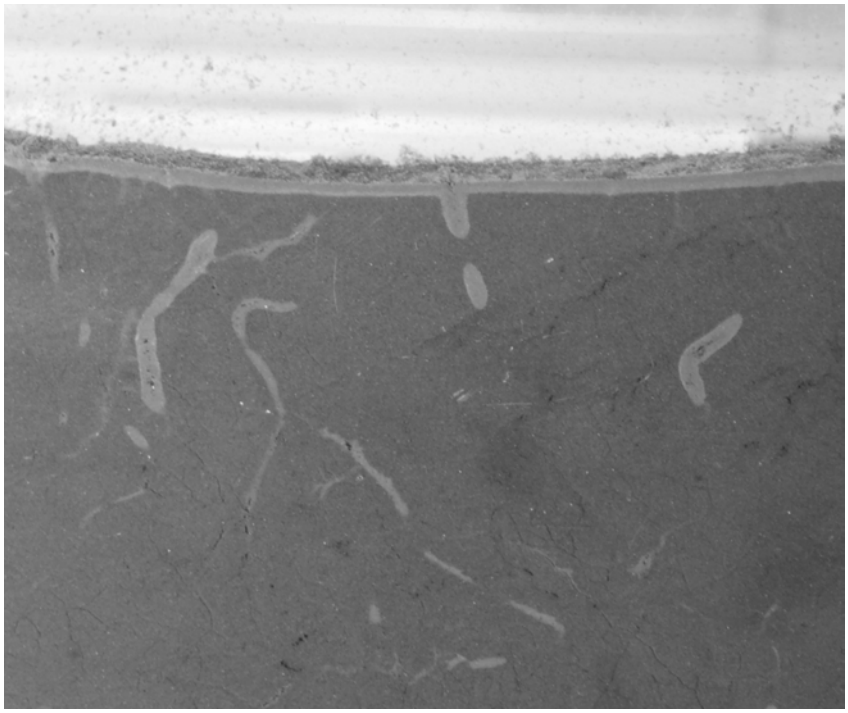


Abb. 2: Gefäß aus Plexiglas mit *C. plumosus* Wohnröhren (helle Verfärbungen) für die Beprobung zur Messung der enzymatischen Aktivitäten.

Ergebnisse und Diskussion

Mikrobiologische Analysen

Die NMS-Analysen der DGGE Banden zeigen, dass alle drei Sedimentbereiche sowohl für die Eubakterien (Abb. 3) als auch für die Archaea (Abb. 4) spezifische Gemeinschaften aufweisen. Dabei sind die Proben aus den Röhrenwandungen denen von der Sedimentoberfläche ähnlicher als denen aus dem restlichen Sediment.

Aus dem phylogenetischen Baum der Archaeen-Klone und DGGE-Banden (Abb. 5) wird ersichtlich, dass die Proben eine große Diversität an Archaea enthalten, die bisher noch nicht näher untersucht wurden. Es konnten Verwandte zu Methanogenen und einem Eisenoxidierer identifiziert werden; die restlichen Sequenzen clustern mit denen von Archaea unbekannter Funktionalität.

Damit genauere Rückschlüsse auf die potentielle Rolle der gefundenen Archaeen im und auf dem Sediment gezogen werden können, müssen weitere Sequenzen aus Proben und Online-Datenbanken in den phylogenetischen Baum eingerechnet werden. Nur so kann auch geklärt werden, welche von den beiden anderen Proben abweichenden Funktionen die Röhrenwandungen erfüllen.

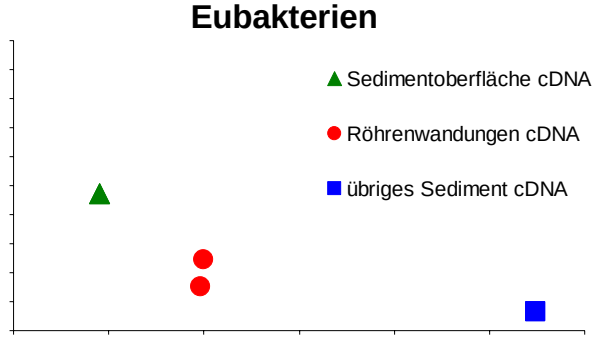


Abb. 3: NMS-Analyse (non metric scaling) der DGGE-Banden der Eubakterien (n=2).

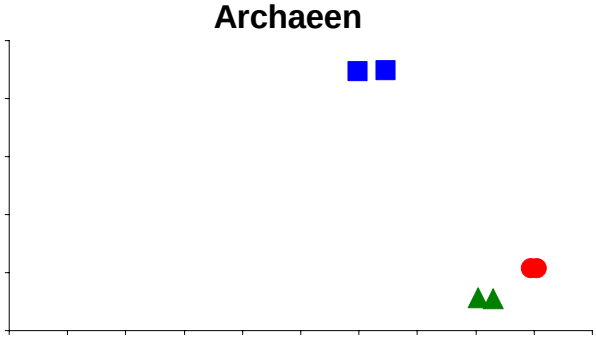


Abb. 4: NMS-Analyse (non metric scaling) der DGGE-Banden der Archaeen (n=2).

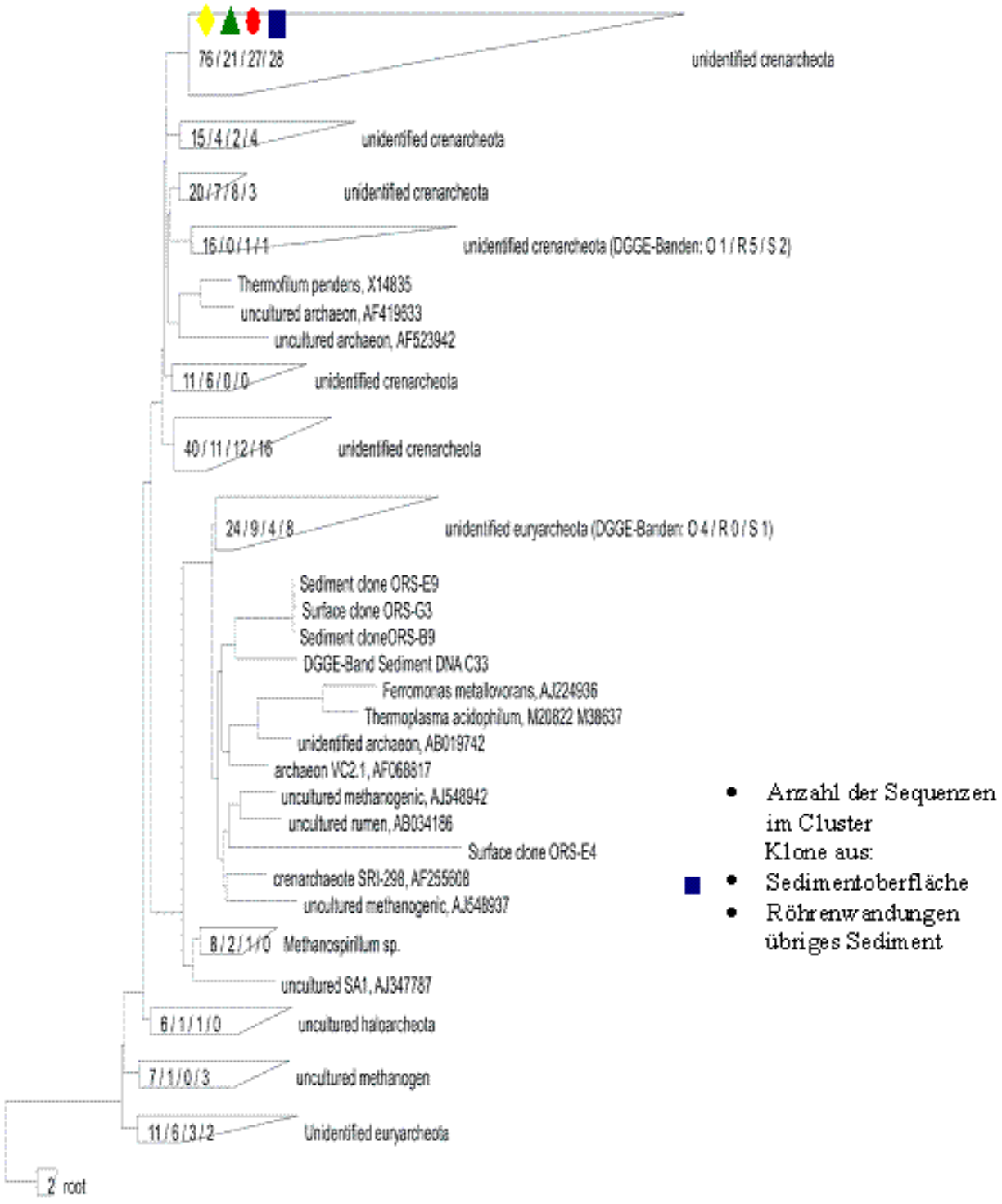


Abb. 5: Phylogenetischer Baum der Archaeen-Klone und DGGE-Banden.

Enzymatische Aktivitäten

Die enzymatischen Aktivitäten in den drei Sedimentbereichen unterscheiden sich relativ wenig. In Sedimentoberfläche und Röhrenwandungen konnte ein signifikant höheres allgemeines hydrolytisches Potential (Lipase-, Protease-, Esterase-Aktivität) nachgewiesen werden, als im übrigen Sediment (Abb. 6). Es gibt jedoch keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Phosphatase-Aktivität (Abb. 7).

Um genauere Aussagen hinsichtlich der mikrobiellen Prozesse in den Röhrenwandungen treffen zu können, müssen die enzymatischen Analysen um weitere Enzyme erweitert und die biogeochemischen Parameter der Umgebung genau ermittelt werden. Eine Analyse der ß-Glucosidase (MUF-ß-Glc) und Leucin-Aminopeptidase (MCA-Leu) soll noch erfolgen. Da z.B. durch das Mischen und Sieben des Sediments Veränderungen verursacht werden, sollten zur Widerspiegelung der natürlichen Verhältnisse und zur Stärkung der Aussagekraft der Laborergebnisse die Untersuchungen an einem ungestört beprobten Sedimentkern aus dem Müggelsee wiederholt werden.

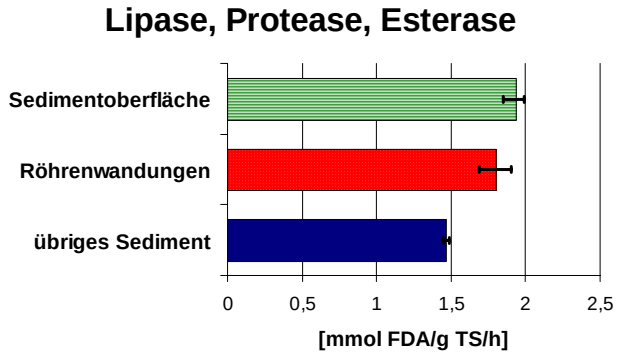


Abb. 6: Allgemeines hydrolytisches Potential (Lipase, Esterase, Protease) mit FDA (n=6 für Röhrenwandungen, sonst n=3).

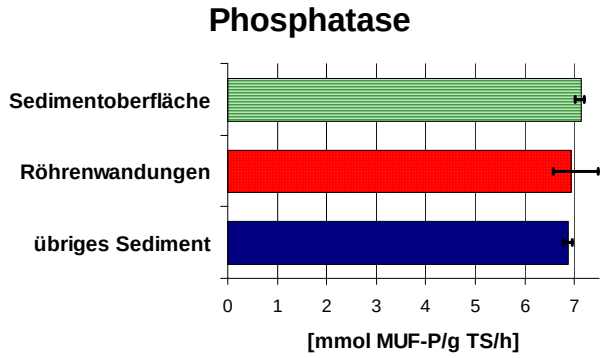


Abb. 7: Phosphatase Aktivität mit MUF-P (n=6 für Röhrenwandungen, sonst n=3).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Unsere Untersuchungen zeigen, dass sich die mikrobielle Gemeinschaften in den Röhrenwandungen klar von denen an der Sedimentoberfläche und vor allem von denen im übrigen, nicht direkt von der Bioirrigation beeinflussten Sediment unterscheiden. Dieses Ergebnis legt nahe, dass es hinsichtlich der mikrobiologischen Aktivität ebenfalls Unterschiede in diesen drei Sedimentbereichen geben könnte. Relativ signifikante Unterschiede gibt es hinsichtlich der extrazellulären Aktivitäten von Lipase, Protease und Esterase. Hier weist die oxische Sedimentoberfläche das höchste Potential auf, das unbeeinflusste anoxische Sediment das niedrigste. Bei der Phosphatase Aktivität sind die Unterschiede zwischen den drei Sedimentbereichen nicht signifikant. Welche Funktionen die einzelnen Bakteriengruppen, vor allem die der noch nahezu unbekannten Archaeen im jeweiligen Sedimentbereich erfüllen, und ob es Mikroorganismen gibt, die speziell nur in den vom anoxisch-oxischen Wechsel geprägten Röhrenwandungen aktiv sind, ist noch offen. Klar wird allerdings schon jetzt, dass die Bioirrigation von *C. plumosus* direkte Auswirkungen auch auf tief liegende Sedimentbereiche hat. Durch das periodische Durchpumpen von sauerstoffreichem Wasser werden biogeochemische Prozesse und Mikroorganismengemeinschaft des ursprünglich anoxischen Sediments eindeutig in Richtung der Eigenschaften verschoben, die normalerweise charakteristisch für die Sedimentoberfläche sind.

Danksagung

Für Rat und praktische Hilfe bei der Analyse der Enzym-Aktivitäten sei Marco Reiche und Christine Sturm gedankt. Für die finanzielle Unterstützung des Projekts danken die Autoren der Deuteschen Forschungsgemeinschaft (DFG; LE 1356/3-1) und dem Aquashift Projekt GR 1540/11-1. Die Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Doktorarbeit am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin zur Untersuchung der Einflüsse von Makrozoobenthos auf Stofftransport und biogeochemische Prozesse in Seesedimenten sowie einer Doktorarbeit zur Untersuchung von mikrobiellen Interaktionen (Aquashift).

Literatur

Bertics, V. J. & Ziebis, W. (2009): Biodiversity of benthic microbial communities in bioturbated coastal sediments is controlled by geochemical microniches. International Society for Microbial Ecology, 1-17

Kozerski H.-P. & Kleeberg, A..(1998): The sediments and benthic-pelagic exchange in the shallow Lake Müggelsee. International Review of Hydrobiology, 83, 77-112

McLachlan, A. J. & Cantrell, M. A. (1976): Sediment development and its influence on the distribution and tube structure of *Chironomus plumosus* L. (Chironomidae, Diptera) in a new impoundment. Freshwater Biology, 6, 437-443

Pischedda, L, Gilbert, F. & Cuny, P. (2009): Influence of macrofaunal bioturbation on the benthic microbial community structure . Vortrag, ASLO 2009 (Nice, France).

Reiche, M., Hädrich, A., Lischeid, G. & Küsel, K. (2009:) Impact of manipulated drought and heavy rainfall events on peat mineralization processes and source-sink functions of an acidic fen. Journal of Geophysical Research, 114, 1-13

Gammariden im Stress – invasive und native Arten im Vergleich

Mareike Trippe[1], H. Wolfgang Riss[2], Bettina Zeis[3] & Elisabeth I. Meyer[4]

1,2,,4 Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, mareike.trippe@vollbio.de, riss@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de 3 Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Zoophysiologie, Hindenburgplatz 55, 48149 Münster, zeis@uni-muenster.de

Keywords: Neozoen, Gammaridae, Hitzeschockproteine, Stressantwort

Abstract

The present study deals with species specific and individual variability of stress response in three amphipod species. We compare the two native species *Gammarus pulex* (L. 1758) and *G. fossarum* (Koch 1835) with the invasive species *Echinogammarus berilloni* (Catta 1878). Since the last 10 years *E. berilloni* became a successful invader in the study area (Paderborn Plateau, NRW) and currently displacing *G. pulex*. We hypothesize that the successful invasive species has a fitness advantage compared to native species because of a more effective stress response. A combination of laboratory temperature experiments and outdoor surveys should give basically knowledge about stress response in amphipods. To indicate stress reactions we use behavioural observations as well as heat shock proteins (hsp). In a further step we established a molecular method to analyse amphipod hsp70 on mRNA Level.

Zusammenfassung

In diesem Projekt wird die artspezifische und individuelle Variabilität der Stressantwort dreier Amphipodenarten auf Temperaturstress untersucht, wobei sowohl mögliche Verhaltensänderungen als auch die Bildung von Hitzeschockproteinen dokumentiert werden. Hierbei liegt der Schwerpunkt in dem Vergleich der zwei einheimischen Arten *Gammarus pulex* (L. 1758) und *G. fossarum* (Koch 1835) mit der invasiven Art *Echinogammarus berilloni* (Catta 1878). Letztere hat sich in den vergangenen 10 Jahren erfolgreich im Untersuchungsgebiet (Paderborner Hochfläche, NRW) ausgebreitet und *G. pulex* teilweise verdrängt. Es wird vermutet, dass *E. berilloni* einen Fitnessvorteil gegenüber *G. pulex* besitzt, doch worin ist dieser begründet? Die Kernhypothese ist, dass die erfolgreiche invasive Art eine effektivere Stressantwort aufweist als die einheimischen Arten und sich dies letztendlich in einer höheren Fitness widerspiegelt. Die Kombination von Freilandaufnahmen und Laborxperimenten soll grundlegende Erkenntnisse zur Stressantwort der betrachteten Arten liefern. Erstmalig konnte eine molekulargenetische Methode zur Analyse von Hsp70 auf mRNA-Ebene bei Amphipoden etabliert werden.

Einleitung

Der Bau von Wasserstrassen und das im Zuge der Globalisierung entstandene Verkehrsnetz führten zu einer immer weiteren und unnatürlich schnellen Ausbreitung aquatischer Organismen. Diese Invasion von Neobiota in ursprünglich von ihnen nicht besiedelten Gebiete zieht ökologische Veränderungen mit sich (Kinzelbach 1995), die erforscht werden wollen. Veränderungen eines Lebensraums, bedingt durch den Klimawandel oder auch durch kurzfristig auftretende Ereignisse wie z. B. Austrocknung in einem temporären Gewässer, können bei dessen Organismen Stress erzeugen. Der Begriff „Stress“ bezeichnet die „unspezifische Reaktion des Körpers auf jegliche Anforderung“ (Selye, 1936). Als Reaktion auf Stressoren zeigen Organismen verschiedene Stressantworten. Zum einen können unterschiedlichste Verhaltensantworten ausgelöst werden, z. B. eine Fluchtreaktion. Eine weitere Stressantwort spielt sich auf zellulärer Ebene ab (CSR, Cellular Stress Response, Kültz 2005), z.B. durch die Expression von Hitzeschockproteinen (Hsp). Diese wirken der Denaturierung von Proteinen entgegen und schützen somit die Zelle. Die Effektivität einer Stressantwort kann sich auf die Fitness der Individuen einer Population auswirken, damit auf die Populationsstruktur selbst. Letztlich wird sich dies auch auf der Ebene der Lebensgemeinschaft niederschlagen (Abb. 1). Im vorliegenden Projekt wird die artspezifische und individuelle Variabilität der Stressantwort dreier Amphipodenarten auf Temperaturstress untersucht, wobei sowohl mögliche Verhaltensänderungen als auch die Bildung von Hitzeschockproteinen dokumentiert werden. Hierbei liegt der Schwerpunkt in dem Vergleich der zwei einheimischen Arten *Gammarus pulex* (L. 1758) und *Gammarus fossarum* (Koch 1835) mit der invasiven Art *Echinogammarus berilloni* (Catta 1878). Letztere stammt ursprünglich aus dem Mittelmeerraum und wurde 1925 erstmals in Deutschland nachgewiesen (Boecker 1926). Meyer et al. (2004) konnten dokumentieren, dass sich das Neozoon in einem temporären Karstgewässersystem, der Paderborner Hochfläche in NRW gegenüber den einheimischen verwandten Arten behauptet und *G. pulex* teilweise verdrängt hat. Die Ursachen seiner erfolgreichen Ansiedlung und steten Ausbreitung wurden bislang nur ansatzweise erforscht (Goedmakers 1981, Gravelaar et al. 2005, Meinhard et al. 2005, Trippe et al. 2006, 2007). Es wird vermutet, dass *E. berilloni* einen Fitnessvorteil gegenüber *G. pulex* hat. Die Kernhypothese ist, dass jede Gammaridenart eine individuelle Stressantwort besitzt und die erfolgreiche invasive Art eine effektivere Stressantwort aufweist als die beiden einheimischen Arten. Dies sollte in einem Fitnessvorteil resultieren. Die Kombination von Freilandaufnahmen und Laborexperimenten soll grundlegende Erkenntnisse zur Stressantwort der betrachteten Arten liefern.

Material und Methoden

Hsp70 Nachweis – *Protein Ebene*

Die Proteinextraktion erfolgt nach der Methode von Kolesnichenko et al. (1999). Der Hsp70 Gehalt der Proben wird mit einer SDS-Elektrophorese und einem anschließenden Western blotting bestimmt.

Hsp70 Nachweis – *mRNA Ebene*

In einem ersten Schritt wird die RNA der Tiere isoliert, welche anschließend unter Einsatz von reverser Transkriptase in einsträngige cDNA synthetisiert wird. Diese wird in einer Polymerasekettenreaktion (PCR, Mullis 1985) unter Hinzugabe von Hsp70 Primern eingesetzt. Das Endprodukt (Hsp70 mRNA) wird auf Agarosegel auftragen und nach einer Gelelektrophorese durch Ethidiumbromitfärbung und UV-Licht visualisiert.

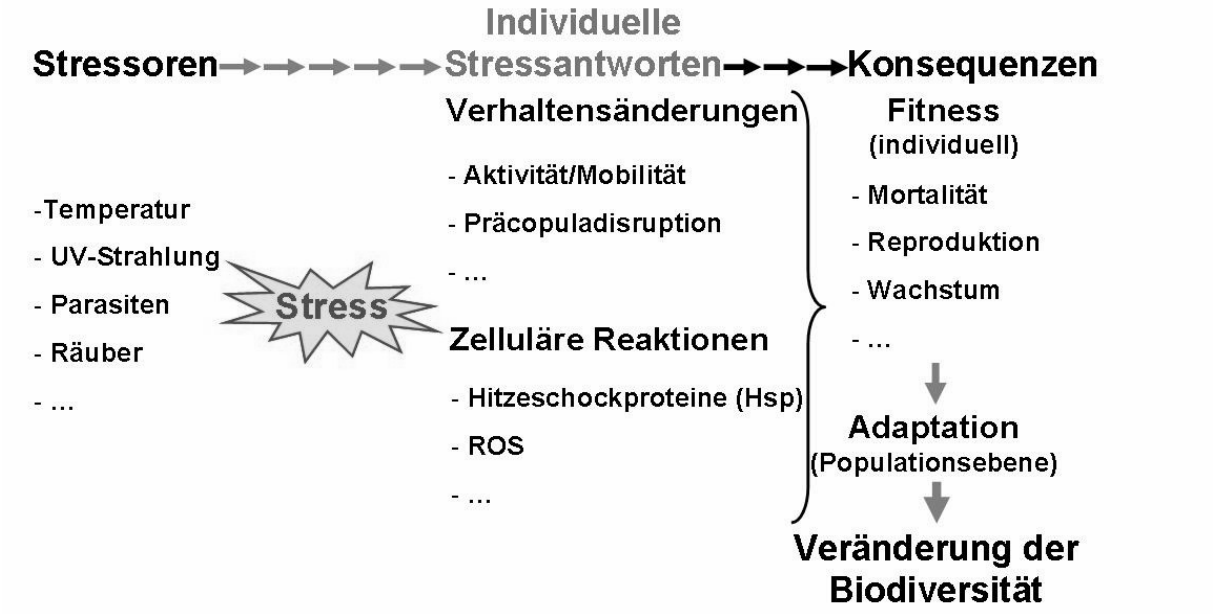


Abb. 1: Schematischer Verlauf einer Stressreaktion

Erste Ergebnisse

Für das Neozoon *E. berilloni* konnte erstmalig das Vorhandensein des Hitzeschockproteins 70 nachgewiesen werden. Bei allen drei Gammaridenarten erfolgte die Hsp70- Isolation sowohl auf Protein- (Western Blot) als auch auf mRNA-Ebene (PCR). Sequenzierungen der erhaltenen PCR-Produkte geben Auskunft über die Ähnlichkeit der Hsp70 mRNA von *G. pulex*, *G. fossarum* und *E. berilloni* (Tab. 1).

Tab. 1: Prozentuale Übereinstimmung von Hsp70 mRNA-Sequenzen

	E. berilloni	***G. fossarum***	***G. pulex***
E. berilloni	100	75	71
G. fossarum	75	100	87
G. pulex	71	87	100

Ausblick

Aktuell ist die Methodenetablierung größtenteils abgeschlossen. Zunächst sollen Kurzzeitexperimente im Labor zum Thema „Temperaturstress“ durchgeführt werden.

Danksagung

Wir danken Herrn Prof. Dr. R. J. Paul, Ulrike Gigengack, Nicole Breul, Barbara Hasert, Michael Zeidler und Dr. Zhanna Shatilina für methodische Hinweise und Unterstützung im Labor. .

Literatur

BOECKER E. (1926): Über das Vorkommen von Echinogammarus berilloni Catta in Westfalen. Zoologischer Anzeiger 66: 6-8.

CATTA J.S. (1878): Note sur le Gammarus berilloni (n. sp.). Bull. Soc. Borda Dax, 1: 68-73.

GOEDMAKERS A. (1981a): Population dynamics of three Gammarid species (Crustacea, Amphipoda) in a French chalk stream. Part II. Standing crop. Bijdr. Dierk. 51: 31-69.

GRAVELAAR M., E. I.MEYER & H. W. RISS (2005): Echinogammarus berilloni in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden. DGL – Tagungsbericht 2005, Karlsruhe.

KOLESNICHENKO A. V., E.A. Ostroumova, V.V. Zykova, V.K. Voinikov (1999): The comparison of proteins with immunochemical affinity to stress protein 310 kD in cytoplasmatic proteins of winter rye, winter wheat, Elymus and maize. Journal of Thermal Biology 24 (1999) 211±215

KINZELBACH R. (1995): Neozoans in European waters – Exemplifying the worldwide process of invasion and species mixing. Experientia 51 (5): 526-538, Basel.

KÜLTZ D. (2005): Molecular and Evolutionary Basis of cellular stress response. Annuv. Rev. Physiol. 67: 225-57.

MEINHARD J., H. W. RISS & E. I. MEYER (2006): Vergleichende Untersuchungen zur Ernährungsökologie von Echinogammarus berilloni (Catta, 1878) und den einheimischen Arten Gammarus fossarum Koch, 1835 und Gammarus pulex (L. 1758) (Crustacea, Amphipoda). DGL – Tagungsbericht 2006, Dresden.

MEYER A., N. KASCHEK & E. I. MEYER (2004): The effect of low flow and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod, Echinogammarus berilloni (CATTA, 1878) in a karstic stream system (Westphalia, Germany). Crustaceana 77 (8): 909-922.

SELYE H. (1936): A syndrome produced by diverse nocuous agents. Nature 138: 32

TRIPPE M., H. W. RISS & E. I. MEYER (2006): Vergleichende Untersuchungen zum Ausbreitungspotenzial von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer. DGL – Tagungsbericht 2006, Dresden.

TRIPPE M., H. W. RISS & E. I. MEYER (2007): Experimentelle Studie zur Mobilität von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer. DGL – Tagungsbericht 2007, Münster.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Vergleich phototropher Lebensgemeinschaften im Hypolimnion dimiktischer Seen in Norddeutschland

Claudia Wranik & Uwe Selig*

Universität Rostock – Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Str. 3, 18051 Rostock; * claudia.wranik@uni-rostock.de

Keywords: Phototrophe Schwefelbakterien, Dimiktische Seen, Pigmente

Einleitung

Das rezente Vorkommen phototropher Schwefelbakterien wurde bisher nur in wenigen Seen Norddeutschlands beobachtet. Diese Mikroben sind im vertikalen Gradienten eines Sees nur in der Wasserschicht anzutreffen, wo sowohl Licht als auch Schwefelwasserstoff für ihre Photosynthese zur Verfügung stehen.

Im Sommer 2007 und 2008 wurden im Rahmen eines Forschungsstipendiums der Deutschen Bundesstiftung Umwelt drei dimiktische Seen im vertikalen Gradienten untersucht: der Dudinghausener See bei Schwaan (Mecklenburg-Vorpommern), der Gültzsee bei Linstow (Mecklenburg-Vorpommern) und der Dagowsee bei Neuglobsow (Brandenburg). Im Mittelpunkt der feldökologischen Untersuchungen standen Analysen der gelösten und partikulären Nährstoffe, der Pigmente (Bacteriochlorophylle und Carotenoide) sowie der Lichtverhältnisse in diesen Seen. Ergänzend erfolgten die ersten molekularbiologischen Untersuchungen der Mikrobengemeinschaften aus den drei Seen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Lage der drei Untersuchungsgebiete ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

Alle drei Seen sind dimiktisch, d.h. sie durchlaufen jährlich zwei Vollzirkulationen, und sind durch eine geringe Trophie gekennzeichnet (siehe Tab. 1).

Das rezente Vorkommen phototropher Schwefelbakterien wurde bereits durch frühere Untersuchungen nachgewiesen [Dudinghausener See (Selig et al. 2004); Gültzsee (Seenprojekt 1995-1997); Dagowsee (Glaeser et al. 2003)].

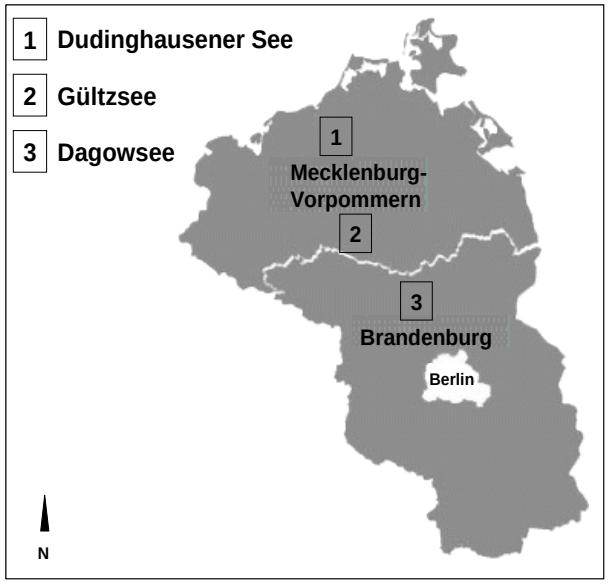


Abb. 1: Lage der Seen

Probenbearbeitung

Die Beprobung erfolgte im Sommer 2007 (Dudinghausener See 29.08.2007 und Dagowsee 13.09.2007) sowie 2008 (Gültzsee 19.08.2008) zum Zeitpunkt der Sommerstagnation und somit zum Auftreten der phototrophen Mikrobengemeinschaften.

Der Wasserkörper wurde in 1 Meter-Schritten beprobt und die abiotischen Parameter (z.B. Temperatur, Sauerstoff etc.) mittels Elektroden gemessen. Die Nährstoffuntersuchungen (Ammonium, Sulfid, Phosphat) erfolgten direkt nach der Beprobung im Labor. Nach der Aufkonzentration der Wasserproben mittels Sartorius Glas-Mikrofaserfilter wurden die Pigmente extrahiert und durch eine spätere HPLC-Analyse (Hochdruckflüssigchromatographie, Agilent 1100 system, Deutschland) identifiziert (modifiziert nach Barlow et al. 1997). Ergänzend zu dem Untersuchungsprogramm wurde die spektrale Zusammensetzung des Strahlungsangebots in den unterschiedlichen Wasserschichten und die Charakterisierung der jeweiligen Lichtverhältnisse in der Wasserschicht, bei denen diese phototrophen Organismen auftreten, mit Hilfe des Macam Spectroradiometers 9910 (4πi-Cosinussensor) bestimmt. Für eine molekularbiologische Differenzierung der rezenten Mikrobengemeinschaften wurden PCR-Reaktionen (Polymerase-Kettenreaktion) und die Denaturierende Gradienten Gelelektrophorese (DGGE) genutzt.

Ergebnisse

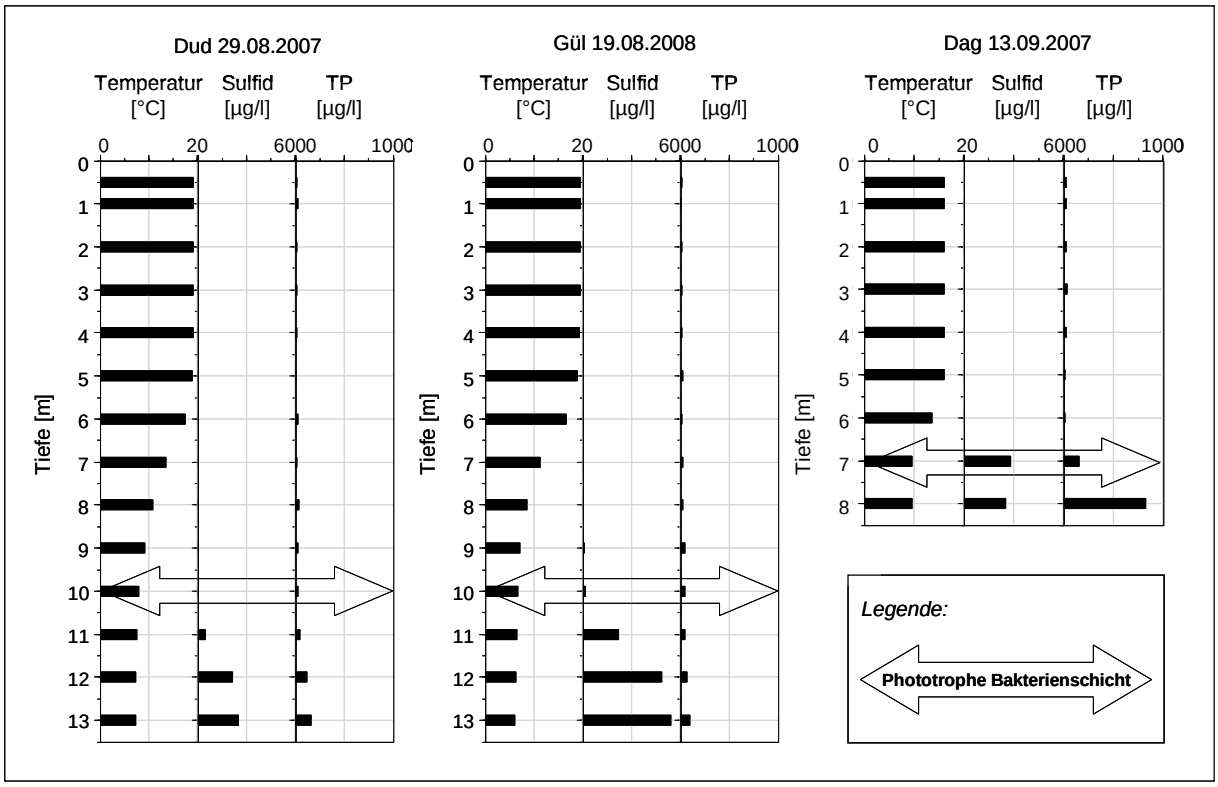


Abb. 2: Temperatur, Sulfid- sowie Totalphosphatkonzentrationen im Tiefenprofil des Dudinghausener Sees, Gültzsees und Dagowsees (Dud, Gül, Dag)

Die Wasserkörper aller drei Seen weisen während der Beprobung eine temperaturbedingte Dichteschichtung auf (Abb. 2). Die Sonneneinstrahlung bewirkt eine Erwärmung der Oberflächenschicht (Epilimnion), während in den tieferen Schichten im Hypolimnion kältere Temperaturen auftraten.

Getrennt werden beide Schichten durch die Sprungschicht – das Metalimnion, welches deutlich durch einen steilen Temperaturgradienten geprägt ist. Diese Schicht trat jeweils in 6 bzw. 7 m Tiefe in den Seen auf. Im Epilimnion und Teilen des Metalimnions wird während der Sommerstagnation Sauerstoff durch Photosynthese produziert, was die Sauerstoffwerte verdeutlichen. Im Hypolimnion hingegen laufen ausschließlich sauerstoffzehrende Prozesse ab, so dass hier der gespeicherte Sauerstoff vollständig aufgezehrt wurde. Im anaeroben Tiefenwasser kommt es zur Schwefelwasserstoffbildung, wodurch sich der Sulfidgehalt in den tieferen Meterbereichen deutlich erhöht (Abb. 2). Eine Erhöhung der Phosphorwerte ist ebenfalls nur unterhalb der phototrophen Bakterienschicht nachweisbar, obwohl die Anaerobie auch in den höheren Wasserschichten des Hypolimnions vorhanden ist.

Tab. 1: Morphometrische Angaben sowie ausgewählte Untersuchungsergebnisse aus dem Dudinghausener See, Gültzsee und Dagowsee.

	1 Dudinghausener See	**2 Gültzsee**	**3 Dagowsee**
Lage	Mecklenburg-Vorpommern bei Schwaan	Mecklenburg-Vorpommern bei Linstow	Brandenburg bei Neuglobsow
Seefläche	18,8 ha	39,2 ha	30 ha
Maximale Tiefe	**15,2 m**	**14,3 m**	**9,5 m**
Trophiegrad	mesotroph bis schwach eutroph	mesotroph	schwach eutroph
Epilimnion	**0,5 m**	**0,5 m**	**0,5 m**
Sauerstoff	8,7 mg/l	8,15 mg/l	6,7 mg/l
SRP	2,2 µg/l	0,6 µg/l	14,0 µg/l
Ammonium	82 µg/l	8,2 µg/l	202,7 µg/l
Chlorophyll	8,4 µg/l	4,7 µg/l	16,0 µg/l
Hypolimnion	**12 m**	**12 m**	**7 m**
Sauerstoff	0 mg/l	0 mg/l	0,2 mg/l
SRP	147,8 µg/l	40,7 µg/l	172,3 µg/l
Ammonium	1372,4 µg/l	1301,6 µg/l	1421,4 µg/l
Phototrophe Schicht	**10 m (9,5 bis 11 m)**	**10 m (9 bis 12 m)**	**7 m (5,5 bis 8 m)**
SRP	1,5 µg/l	1,1 µg/l	172,3 µg/l
Ammonium	55,6 µg/l	396,0 µg/l	1421,4 µg/l
Okenon	0,1 µg/l	0,4 µg/l	0,3 µg/l
Bacteriochlorophyll a	117,8 µg/l	151,5 µg/l	125,6 µg/l
Bacteriochlorophyll d	/	/	5,7 µg/l
Bacteriochlorophyll e	19,6 µg/l	54,7 µg/l	3,8 µg/l
Photosynthetisch aktive Strahlung (PAR)	≤ 1 %	≤ 1 %	1 bis 3 %

Die phototrophen Mikroben waren in 1,5 m bis 3 m dicken Wasserschichten im Hypolimnion der Seen vorzufinden. Die höchsten Bakteriendichten wurden in jeweils 7 m bzw. 10 m Tiefe vorgefunden. In diesen Tiefenschichten wurden ca. 1-3 % des photosynthetisch aktiven Oberflächenlichtes (PAR) gemessen.

Der Nachweis der Mikroben erfolgte über die Pigmentanalyse (Abb. 3) sowie molekulare Untersuchungen mittels spezifischen Primern und anschließender DGGE. Als Pigmente der phototrophen Bakterien konnten die Bacteriochlorophylle a, d und e sowie Okenon identifiziert werden (Tab. 1). Eine Trennung zwischen Chlorophyll a und Bacteriochlorophyll a ist mittels der HPLC-Analytik

bislang nicht möglich. Hier erfolgte die Differenzierung zwischen diesen beiden Pigmenten vorerst allein über die Sauerstoff-Verhältnisse in der Wassersäule.

Die spezifischen Primer CHR986f (Purpurschwefelbakterien) und GC341f (Grüne Schwefelbakterien) bilden die genau passenden Gegenstücke zur DNA der phototrophen Schwefelbakterien. In allen drei Seen konnte anhand dieser beiden Primer das Auftreten von Chromatiaceae (Purpurschwefelbakterien) und Chlorobiaceae. (Grüne Schwefelbakterien) festgestellt werden. Nach Auftrennung der DNA mittels DGGE lassen sich hauptsächlich Gemeinsamkeiten aber auch Unterschiede innerhalb der Populationsstruktur erkennen.

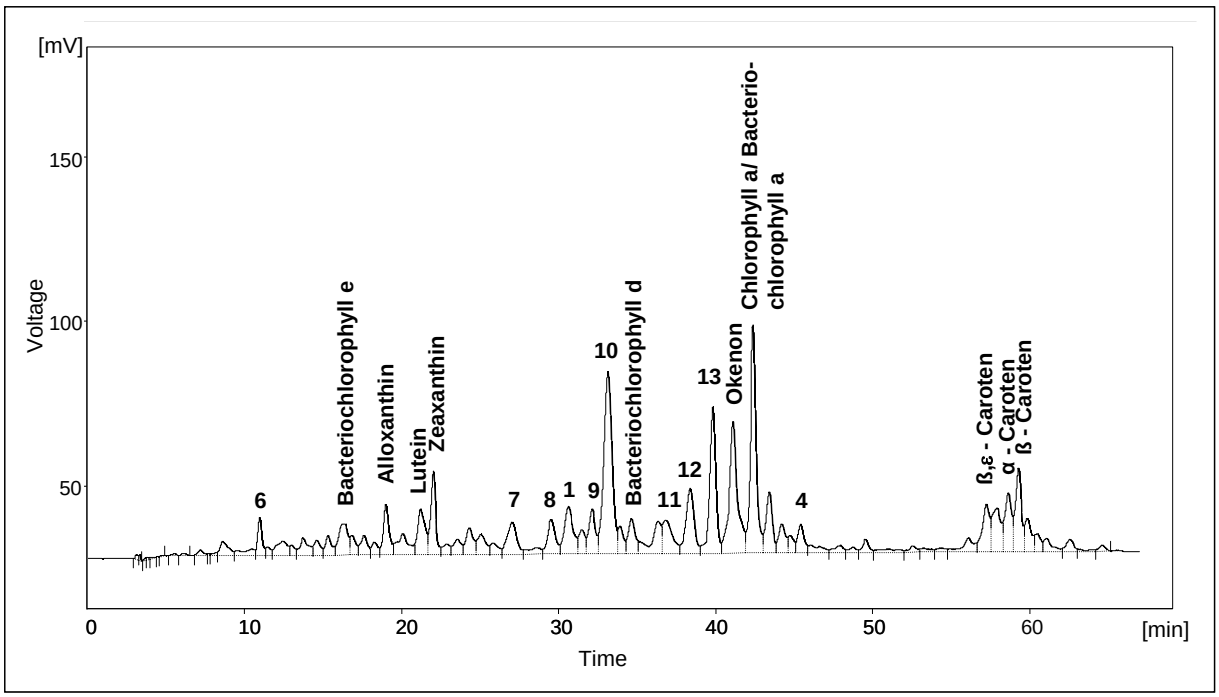


Abb. 3: HPLC-Chromatogramm einer Pigmentanalyse vom Dagowsee aus 7 m Tiefe vom 13.09.2007

Diskussion

In allen drei Seen konnte bereits kurz nach Beginn der Sommerstagnation (Juni/Juli) das Auftreten phototropher Mikrobengemeinschaften beobachtet werden. Bis Ende der Stagnationsphase im Oktober/November treten diese Gemeinschaften auf. Eine Veränderung der Abundanz und Tiefenverteilung konnte über die Stagnationsphase nicht beobachtet werden. Eine genaue Analyse der zeitlichen und räumlichen Verteilung wird aber erst nach detaillierter Auswertung aller Pigmentuntersuchungen sowie molekularen Untersuchungsmethoden möglich sein.

In allen drei Seen wurden für die Bakterienschichten vergleichbare Lichtbedingungen gemessen. Obwohl die phototrophe Bakterienschicht im Dagowsee in einer höheren Wasserschicht anzutreffen war, konnte hier aufgrund der höheren Planktonentwicklung im Epilimnion auch keine höhere Lichtintensitäten nachgewiesen werden.

Einen interessanten Aspekt stellen die Phosphorakkumulationen im Hypolimnion dar. Hier konnte nur unterhalb der Bakterienschicht eine Phosphaterhöhung – wie typisch für dimiktische Seen mit einem anaeroben Hypolimnion – nachgewiesen werden. Untersuchungen in meromiktischen Seen (Baneras & Garcia-Gil 1996) wiesen nach, dass phototrophe Bakterienschichten als Phosphatfilter

fungieren, d.h. das aus dem Sediment freigesetzte gelöste Phosphat wird in die Biomasse dieser Bakterien inkorporiert und der Weitertransport durch die Diffusion in die oberen Wasserschichten verhindert. Diese Art der Phosphateliminierung wird noch effizienter, da sie mehr Phosphat aufnehmen als sie für ihre Biomasseentwicklung brauchen und zwar in Form von Poly-Phosphat-Granula. Diese Phosphatspeicherung durch die Mikroben konnte bereits für den Dudinghausener See nachgewiesen werden (Selig et al. 2004). Somit steht dieses in der Biomasse inkorporierte Phosphat der Planktongemeinschaft im Epilimnion nach der Vollzirkulation nicht zur Verfügung, was zu einer Limitation der Phytoplanktonentwicklung in diesen Seen führt.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Untersuchungen zu phototrophen Bakterienschichten in dimiktischen Seen liegen bisher kaum vor, so dass keine Aussagen über deren ökologische Bedeutung getroffen werden können. Durch die vorliegenden Ergebnisse werden erstmalig vergleichende Untersuchungen an drei Seen durchgeführt. Die Daten lassen erste Schlussfolgerungen zu, dass sowohl in der Artzusammensetzung, Abundanz als auch ökophysiologischen Ansprüchen in den drei Gewässern vergleichbare Bakteriengemeinschaften auftreten und nur wenige Unterschiede zwischen den untersuchten Seen in Norddeutschland aufzeigbar sind.

Danksagung

Diese Untersuchung entsteht im Rahmen einer durch die Deutsche Bundesumweltstiftung geförderten Dissertation (20006/882). Für die Unterstützung bei der Probenahme und der Probenaufarbeitung im Labor danken wir Ferdinand Brzezinski sowie Claudia Lott. Dem Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz ist für die finanzielle Unterstützung bei der Beprobung des Gültzsees und für die Bereitstellung von Datenmaterial zu den Seen zu danken. Den Kollegen des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Neuglobsow danken wir für die Unterstützung bei der Beprobung des Dagowsees.

Literatur

Baneras, L., Garcia-Gil, L. J. (1996): Role of photosynthetic microbial populations in the phosphorus exchange through the oxic-anoxic boundary in a meromictic eutrophic lake. Arch. Hydrobio. Spec. Issues Adv. Limnol. 48: 171-181.

Barlow, R. G., Cummings, D. G., Gibb, S. W. (1997): Improved resolution of mono- and divinyl chlorophylls a and b and zeaxanthin and lutein in phytoplankton extracts using reverse phase C-8 HPLC. Marine Ecology Progress Series 161: 303-307.

Glaeser, J., Overmann, J. (2003): Characterization and in situ carbon metabolism of phototrophic consortia. Applied and Environmental Microbiology 69/7: 3739-3750.

Selig, U., Hübener, T., Heerkloss, R., Schubert, H. (2004): Vertical gradient of nutrients in two dimictic lakes – influence of phototrophic sulfur bacteria on the nutrient balance. Aquatic Sciences 66/3: 247-256.

GRUNDWASSER UND QUELLEN

NERGER, CH. & ST. VON FUMETTI: Charakterisierung von Quellen anhand saisonaler Emergenzfänge von Steinfliegen und Köcherfliegen

REISS, M.: Gewässertypologie und Quellfauna von Mittelgebirgs-Waldquellen: Möglichkeiten eines integrativen Ansatzes zur hydrogeographisch-limnologischen Erfassung und Kennzeichnung

SETJE-EILERS, B. & P. MARTIN: Diatomeen in ausgesuchten Quellen des Norddeutschen Tieflandes

Charakterisierung von Quellen anhand saisonaler Emergenzfänge von Steinfliegen und Köcherfliegen

Christof Nerger[1] & Stefanie von Fumetti[2]

1 Institut für Biochemie und Biologie der Universität Potsdam, Maulbeerallee 2a, 14469 Potsdam, nerger@uni-potsdam.de, 2 Institut für Biogeographie der Universität Basel, St. Johanns-Vorstadt 10, CH-4056 Basel; stefanie.vonfumetti@unibas.ch

Keywords: Emergenz, Quellen, Trichoptera, Plecoptera

Einleitung

Quellen sind einzigartige Ökosysteme mit speziellen abiotischen Bedingungen, die aufgrund ihrer geringen Grösse mit verhältnismäßig kleinem Aufwand untersucht werden können. Während das Makrozoobenthos von Quellen relativ gut untersucht ist, liegen über die Quellemergenz nur wenige umfangreiche Arbeiten aus Deutschland (u.a. Sternberg-Holfeld 2001, Weinzierl 2006) vor. In dieser Studie wurde mit wöchentlichen Emergenzfängen das zeitliche Auftreten von Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) in fünf naturnahen Quellen im Schweizer Jura im Jahresverlauf dokumentiert. Mit dem Vergleich der saisonalen Artenzahlen können einerseits Rückschlüsse auf Erscheinungsmuster in den einzelnen Quellen gezogen, andererseits anhand der Artenzusammensetzung und Individuenzahl Unterschiede zwischen den Quellen aufgezeigt werden.

Material und Methoden

In einem relativ naturnahen Tal nahe Basel wurden in fünf mehr oder weniger stark versinterten Rheokrenen je eine Emergenzfalle (20 x 20 cm) aufgestellt, die wöchentlich von Juli 2009 bis Juli 2009 mit einer Winterpause von November bis März beprobt wurden. Parallel dazu wurden jeweils abiotische Parameter (pH, O_2- Gehalt, Leitfähigkeit, Fließgeschwindigkeit) gemessen und die Wassertemperatur mittels Temperaturlogger kontinuierlich erfasst. Klimatische Parameter (Temperatur, Feuchte, Druck, Niederschlag, Wind) wurden mit Hilfe einer Klimastation und Totalisatoren kontinuierlich aufgenommen. Die Bestimmung der adulten Trichopteren und Plecopteren erfolgte möglichst bis auf Artniveau, Dipteren und andere Insekten wurden in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt. Für die Auswertung wurden für jede Art die autökologischen Ansprüche vor allem nach Schmedtje und Colling (1996) ermittelt. Für die statistische Auswertung wurden die Daten transformiert (Square-root) und als Ähnlichkeitsmass wurde die Bray-Curtis-Similarity verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden dreizehn Köcherfliegenarten und vier Plecopterenarten nachgewiesen, darunter Krenobionte wie zum Beispiel *Crunoecia irrorata* und *Wormaldia occipitalis*. Pro Quelle und

Probennahme wurde fast immer nur eine Stein- und Köcherfliegenart gefunden. *Nemoura marginata* ist die dominante Plecoptere in den Quellen. Sie war von Anfang Frühling bis Frühsommer in allen Quellen außer in Q59c regelmäßig vertreten, die höchste Individuendichte wurde Ende des Frühlings gezählt. Köcherfliegen traten erst in der Mitte des Frühlings bis Ende des Sommers häufiger auf. In der Quelle Q61b waren fast keine Köcherfliegen zu finden. Die höchsten Individuenzahlen traten von Ende Frühling bis Ende Sommer auf. Im Herbst und im Winter gingen die Emergenzfänge deutlich zurück. Es gibt saisonale Unterschiede im Vor- und Nichtvorkommen von Stein- und Köcherfliegen zwischen den Quellen, die jedoch nicht signifikant mit Veränderungen der abiotischen Parameter korrelieren.

Die über die Saison aufsummierten Individuen der gesamten Emergenz der einzelnen Quellen wurden mittels einer nMDS verglichen (Abb. 1). Dabei zeigte sich, dass sich alle Quellen hinsichtlich der Artenzusammensetzung untereinander mehr oder weniger gleich stark ähneln. Es gibt keine Quellen, die sich in der Artenzusammensetzung mehr ähneln als andere.

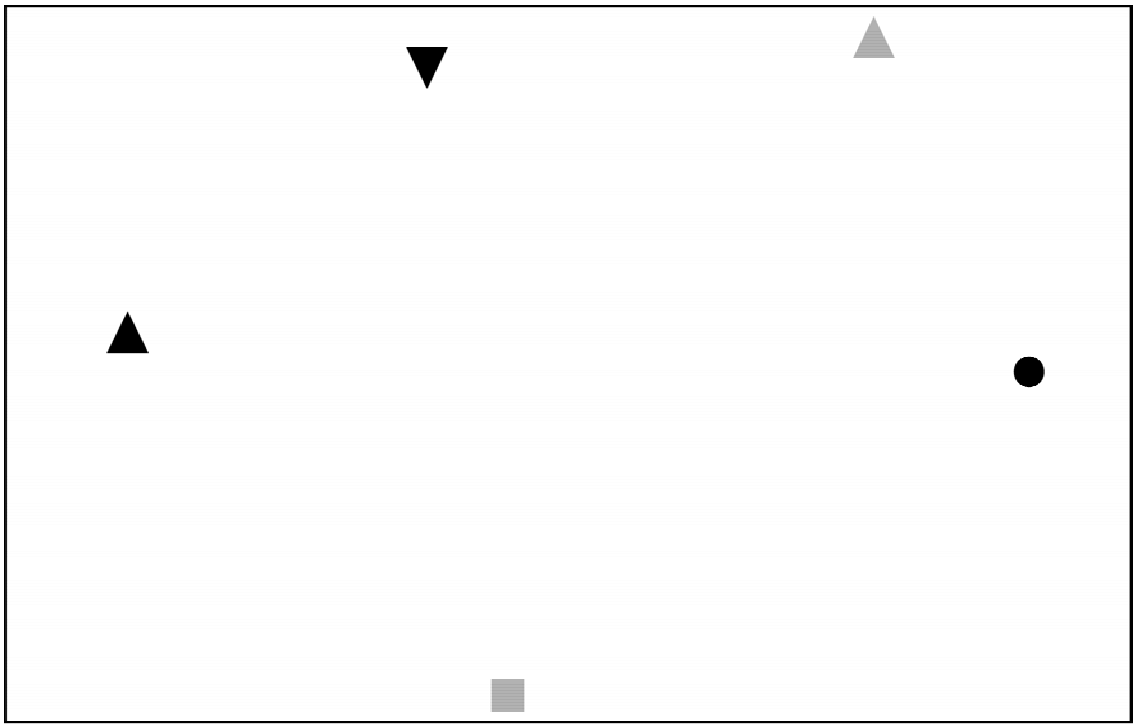


Abb. 1: Fig. 1: nMDS der aufsummierten Individuen der gesamten Quellemergenz 2008-2009; ▼= Uros, ● = Q3, ■ = Q61b, ▲ = Q59c, ▲= Q62; Transformation: Square root, Resemblance: Bray-Curtis-Similarity; 2 D- Stress: 0.03

Das Artenspektrum der Trichopteren entspricht in allen Quellen dem einer Quellbach-Biozönose, was für Rheokrenen im Mittelgebirge typisch ist (Gümbel 1976). Die Hauptflugzeiten der Stein- und Köcherfliegen liegen im Frühjahr und Sommer und weichen zum Teil von den in der Literatur genannten Angaben ab. Dies kann auf Populationsschwankungen über mehrere Jahre zurückzuführen sein (z.B. Illies 1982) oder aber klimatische Gründe haben.

Anhand der autökologischen Informationen über die einzelnen Trichopteren und Plecopteren wurde für jede Quelle ein autökologisches Profil erstellt. Damit sind Rückschlüsse auf die Umweltbedin-

gungen möglich, die in den Quellen gegeben sind. Dies könnte in Zukunft auch auf andere Quellen angewendet werden. Es wurden keine saisonalen Muster in der Emergenz beobachtet, die signifikant mit Veränderungen der abiotischen Parameter einhergehen. Einzig die steigenden Lufttemperaturen korrelierten mit dem verstärkten Auftreten von Plecopteren im Frühjahr, was auch von anderen Studien so beobachtet wurde (z.B. Briers et al. 2003).

Zusammenfassung

In dieser Studie wurden die adulten Trichopteren und Plecopteren in fünf naturnahen Quellen im Schweizer Jura ein Jahr lang mittels Emergenzfallen wöchentlich erfasst und parallel dazu abiotische Parameter sowie klimatische Daten erhoben. Das Artenspektrum ist typisch für mitteleuropäische Quellen und es sind typische saisonale Populationsschwankungen zu beobachten. Eine Gruppierung der Quellen anhand der Stein- und Köcherfliegen war nicht möglich und es gab keine direkte Korrelation der saisonalen Emergenzfänge mit Veränderungen der Umweltbedingungen. Durch die Ausarbeitung eines autökologischen Profils einer Quelle könnte es in Zukunft dennoch möglich sein, auf abiotische Faktoren zurückzuschliessen, die für charakteristische Quellarten gegeben sein müssen.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit, die am Institut für Biogeographie der Universität Basel durchgeführt wurde. Wir möchten in diesem Zusammenhang Prof. Dr. Peter Nagel vom Institut für Biogeographie der Universität Basel und Frau Prof. Dr. Eccard vom Institut für Biochemie und Biologie der Universität Potsdam für die offizielle Betreuung der Arbeit danken.

Literatur

Briers, R.A., Cariss, H.M., Gee, J.H.R. (2003): Flight activity of adult stoneflies in relation to weather. Ecological Entomology, 28: 31- 40.

Gümbel, D. (1976): Emergenzvergleich zweier Mittelgebirgsquellen 1973. Schlitzer Produktionsbiologische Studien (18). Archiv für Hydrobiologie, Supplement, 50: 1- 53.

Illies, J. (1982): Longitudinal sections of the Breitenbach, as reflected by emergence (Inc - Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Archiv für Hydrobiologie, 95: 157- 168.

Sternberg-Holfeld, A. (2001): Die Ephemeroptera-, Plecoptera-, und Trichoptera- Emergenz zweier naturnaher Waldquellen in der Kuppenrhön (Hessen). Lauterbornia, 41: 1-22.

Schmedtje, U., Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

Weinzierl, A. (2006): Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) im Kalkquellmoor "Benninger Ried" bei Memmingen, Bayern. Lauterbornia, 57: 117-122.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Gewässertypologie und Quellfauna von Mittelgebirgs-Waldquellen: Möglichkeiten eines integrativen Ansatzes zur hydrogeographisch-limnologischen Erfassung und Kennzeichnung

Martin Reiss

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

Keywords: Quellen, Gewässermorphologie, Habitat, Quellfauna, Gewässertypologie

Einleitung

Gewässermorphologische Merkmale (Gewässerstrukturen) sind in der Fließgewässertypologie und Gewässergütebeurteilung wesentliche Kriterien zur Erfassung und Bewertung des ökologischen Zustandes. Eine hydromorphologische Kennzeichnung und Zustandsbeschreibung allein repräsentiert jedoch noch keinen Lebensraumtyp im Sinne der ökologischen Relevanz. Hierzu sollte die Beziehung zwischen der Gewässermorphologie und der faunistischen Besiedlung untersucht werden. Vor allem besteht Forschungsbedarf zur gewässermorphologischen und faunistischen Kenntnis regionalspezifischer Quellgewässertypen. Dabei sollte untersucht werden, ob es bestimmte Indikatorarten oder Lebensgemeinschaften gibt, die charakteristische Mikrohabitate (Auflagesubstrate) eines morphologischen Quelltyps besiedeln bzw. repräsentieren. Erst dann können auch ökologisch begründbare Leitbilder für den Schutz und die Entwicklung von Quellgewässer erarbeitet werden.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Im Jahr 2008 wurden insgesamt 152 Quellen in unterschiedlichen Waldgebieten im Mittelgebirge der Bundesländer Hessen und Thüringen kartiert (Reiss & Opp 2009). Eine erste Auswertung des umfangreichen Datenmaterials wird im folgenden vorgestellt. Für die Untersuchungsgebiete in den Naturräumen „Burgwald“ (nördlich von Marburg/Lahn) und „Hainich“ (Nationalpark Hainich, nördlich von Eisenach) können erste faunistische Befunde aufgezeigt werden.

Untersuchungsprogramm

Das Untersuchungsprogramm ist im Sinne der geographischen Landschaftsforschung in die drei Arbeitsschritte Landschaftsanalyse (Erprobungs- und Erfassungsprogramm), Landschaftsdiagnose (Datenmanagement und Modellierung) und Landschaftsprognose (Synthese) untergliedert.

Zur Erfassung der Gewässermorphologie und der Fauna wurde ein kombinierter Ansatz entwickelt, der als *Multi-Habitat-Sampling* für Quellgewässer auf der DGL Tagung 2008 in Konstanz vorgestellt wurde (Reiss & Opp 2009).

Ergebnisse

Substrate und Habitattypologie

Das Substrat kann in mineralische und organische Auflage unterteilt werden. Nach mittleren Deckungsgraden überwiegen feinmaterialdominierte mineralische Substrate (Agryllal 2,0 %, Psammal 1,6 %, Psammopelal 53,2 %) mit einem relativen Anteil von 56,8 Prozent an den 152 untersuchten Quellen. Grobmaterialdominierte mineralische Substrate sind mit einem Anteil von 34,5 Prozent vertreten (Akal 3,5 %, Mikrolithal 19,3 %, Mesolithal 3,8 %, Makrolithal 3,8 %, Megalithal 4,3 %). Obwohl alle untersuchten Quellen bestimmten Schutzgebieten zuzuordnen sind, zeigt sich eine gewässermorphologische Degradation im Vorkommen künstlicher Substrate, die einen relativen Anteil von 7,2 Prozent ausmachen (Gefasste Quellen). Allerdings zeigt sich die Lage der Quellen in Wäldern deutlich in einem hohen Anteil organischer Substratauflagen (insgesamt 73,1 % Deckungsgrad). Hierbei dominiert der CPOM-Anteil mit 34 Prozent, gefolgt von emersen Makrophyten (19,2 %), Xylal (8,2 %), Moospolster (7,8 %), Nadelstreu (2,8 %) und submerse Makrophyten (1,0 %).

Feinmaterial dominiert	**H1.1.2**	**ton-/schluffdominierter** (Agryllal), **organisch** geprägter Habitattyp
	H1.2.2	**sanddominierter** (Psammal), **organisch** geprägter Habitattyp
	H1.3.1	**lehm-/schlammdominierter** (Psammopelal) Habitattyp
	H1.3.2	**lehm-/schlammdominierter** (Psammopelal), **organisch** geprägter Habitattyp
Grobmaterial dominiert	**H2.1.2**	**fein- bis mittelkiesdominierter** (Akal), **organisch** geprägter Habitattyp
	H2.2.1	**grobkiesdominierter** (Mikrolithal) Mittelgebirgs-Waldquelle
	H2.2.2	**grobkiesdominierter** (Mikrolithal), **organisch** geprägter Habitattyp
	H2.3.1	**steindominierter** (Mesolithal) Habitattyp
	H2.3.2	**steindominierter** (Mesolithal), **organisch** geprägter Habitattyp
	H2.4.1	**blockdominierter** (Makrolithal) Habitattyp
	H2.4.2	**blockdominierte** (Makrolithal), **organisch** geprägter Habitattyp
	H2.5.2	**felsdominierte** (Megalithal), **organisch** geprägter Habitattyp
	H2.6.2	**grobkies-** (Mikrolithal) und **blockdominierter** (Makrolithal), **organisch** geprägter Habitattyp (Mischtyp)
Fein- bis Grobmaterial	**H3.1**	**grob- bis feinmaterialreiche** Habitattyp
	H3.2	**grob- bis feinmaterialreiche, organisch** geprägter Habitattyp
Sondertyp	**H4.1**	**Rein organisch, torfmoosdominierter** Habitattyp
Künstliches Material	**H5.2**	**Offener Verbau ohne Substratauflage**
	H5.3	**Geschlossener Verbau**

Abb.1: Habitattypen der untersuchten Mittelgebirgs-Waldquellen

Eine Einteilung der Habitattypen (Abb. 1) erfolgt in einem ersten Schritt durch den „Filter“ Verhältnis von Fein- zu Grobsubstrat (jeweils ≥ 60% Deckungsgrad). Hier zeigt sich, dass der überwiegende Anteil der untersuchten Quellen mit 52 Prozent „Feinmaterial dominiert“ sowie mit 36,2 Prozent als „Grobmaterial dominiert“ zu kennzeichnen ist. 7,2 Prozent der Quellen sind durch „Künstliche Habitate“ charakterisiert, bei 3,9 Prozent der Quellen ist keine Dominanz feststellbar, d.h. hier ist der Habitattyp „Fein- bis Grobmaterial“ als Mischtyp zu bezeichnen. Der Sondertyp (0,7 %) ist eine Moorquelle, wo keine mineralische Auflage erkennbar ist. In einem zweiten Schritt wird die Klassifizierung nach dem „Filter“ Anteil organischer Substrate (≥ 50% Deckungsgrad)

vorgenommen. 84,4 Prozent der nicht verbauten Quellen (n = 141) ist als „organisch geprägt“ zu kennzeichnen, wobei 15,6 Prozent als „nicht / wenig organisch geprägt“ anzusprechen ist.

Die Substratvielfalt kann mit den erfassten Parametern auch dahin gehend analysiert werden, ob sich „Gradienten“ bezüglich der Waldformation ergeben (Abb.2). Erkennbar ist offenbar, dass je naturnäher oder standorttypischer ein Wald bzw. Forst ist, um so größer ist die Substratvielfalt der Quellgewässer, die in den entsprechenden Formationstyp eingebettet ist.

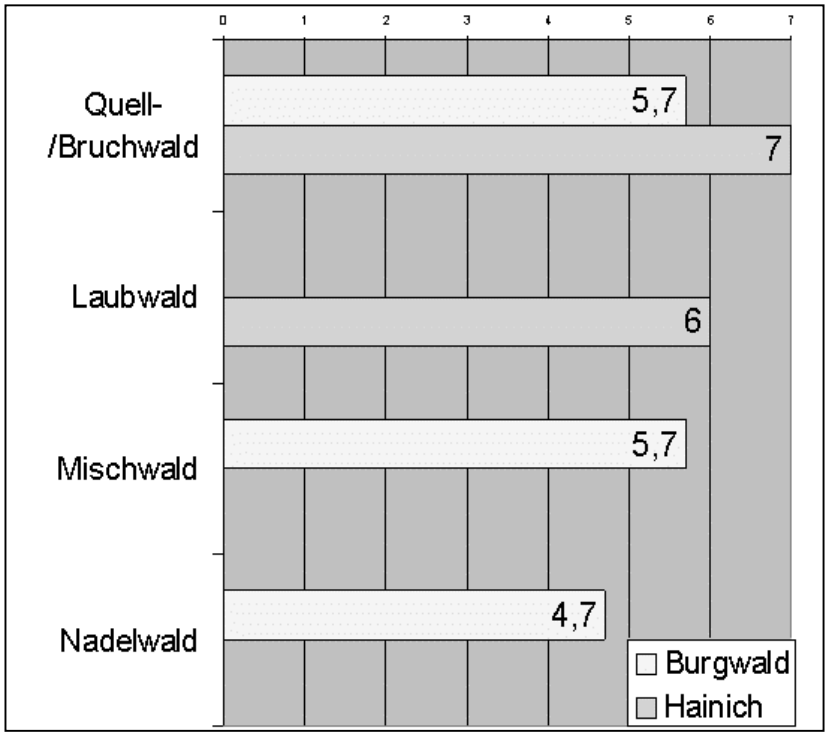


Abb. 2: Mittlere Substratvielfalt der Helokrenen im Burgwald und im Hainich

Limnologische Quelltypen

	Helokrene	Rheohelokrene	Helolimnokrene	Rheokrene	Limnokrene	Sondertyp	Technokrene
Austrittsform	Diffus flächenhaft in einen sumpfig-nassen Quellbereich	Quellmund ± punktuell in einen sumpfig-nassen Quellbereich	Diffus flächenhaft in einen tümpelartigen Quellbereich	Fallend	Am Grund oder Rand eines Stillgewässer	± punktuell in eine torfmoos-dominierte Moorfläche mit Stillwasser-charakter	Verändert durch technischen Verbau
Hangneigung	Variabel	Schroff (>15°) bis Stark (7-15°)	Schwach (0-2°)	Schroff (>15°)	Schwach (0-2°)	Schwach (0-2°)	Variabel
Hanglage	Variabel	Mittelhang	Tiefebene, Hochebene	Unterhang (Talkante)	Tiefebene	Tiefebene	Variabel
Strömung	Überwiegend Laminar, z.T. nicht feststellbar	Laminar, seltener turbulent	Nicht feststellbar	Turbulent	Nicht feststellbar	Nicht feststellbar	Variabel
Vegetation	Milzkrautflur, Cardamine amara-Gesellschaft, Brachythecium rivulare-Bestände, Sphagnum	Meist vegetationslos, sehr selten Milzkrautflur oder Impatiens noli-tangere	Gelegentlich Veronica beccabunga, Lemna minor	Meist vegetationslos, vereinzelt Moospolster	Vegetationslos	Sphagnum	Variabel, häufig nur Moospolster
Wasser-temperatur	Ø 9,9°C Amplitude: 12,9°C	Ø 10,2°C Amplitude: 5,4°C	Ø 8,5°C Amplitude: 3,2°C	Ø 8,6 °C Amplitude: 1,9°C	Ø 3,8°C Amplitude: 1,6°C	Ø 8,2°C	Ø 7,7°C Amplitude: 7,0°C
Anzahl der untersuchten Quellen	121	10	4	2	2	1	12

n = 152

Abb.3: Übersicht der limnologischen Quelltypen

Eine Übersicht zur Klassifizierung der limnologischen Quelltypen ist in Abb. 3 dargestellt. Das Ergebnis ist ein Resultat der statistischen Auswertung der empirischen Datenerhebung, wobei die Austrittsform nach der Physiognomie beschrieben und die Strömung nach einem feldmethodischen Verfahren (Reiss 2002) erfasst wurde.

Integrierte Quellgewässertypologie

Eine Integration der Habitattypen nach limnologischen Quelltypen unter Berücksichtigung des geologischen Untergrunds und der dominierenden Waldformation des Quellumfelds ergibt eine differenziertere Übersicht zur regionalspezifischen Quellgewässertypologie (Abb. 4).

Einzugsgebiet / Quellumfeld		**Limnologische Quelltyp (Quellbereich)**						
Geologischer Untergrund	*Waldformation*	*Helo-krene*	*Rheo-helo-krene*	*Helo-limno-krene*	*Rheo-krene*	*Limno-krene*	*Sonder-typ*	*Techno-krene*
Tertiäre Basalte	Quell-/Bruchwald	H1.3.2 H2.2.1 H2.4.1 H2.4.2 H2.6.2	-	-	-	-	-	-
	Laubwald	H1.3.2 H2.2.1 H2.2.2 H2.5.2 H3.2	H2.1.2 H2.2.2	-	-	-	H4.1	-
	Mischwald	H1.3.2 H2.5.2	-	-	-	H3.2	-	-
	Nadelwald	-	-	-	-	-	-	-
Buntsandstein	Quell-/Bruchwald	H1.3.2	-	H1.3.2	-	-	-	-
	Laubwald	-	-	-	-	-	-	-
	Mischwald	H1.3.1 H1.3.2 H2.2.2	-	H1.3.2	-	-	-	H1.2.2 H5.2 H5.3
	Nadelwald	H1.3.2	-	-	-	-	-	H5.2 H5.3
Muschelkalk	Quell-/Bruchwald	H1.3.1 H1.3.2 H3.1	-	-	-	H1.3.2	-	-
	Laubwald	H1.3.2	-	-	-	-	-	H5.2 H5.3
	Mischwald	-	-	-	-	-	-	-
	Nadelwald	-	-	-	H2.1.2	-	-	H5.3
Devonische Schiefer und Quarzite	Quell-/Bruchwald	H1.3.1	-	-	-	-	-	-
	Laubwald	H1.1.2 H1.3.1 H1.3.2 H2.2.1 H2.2.2 H2.3.1 H2.3.2 H2.5.2 H2.6.2 H3.2	H1.3.2 H2.1.2 H2.2.2	-	H2.2.2	-	-	-
	Mischwald	H1.1.2 H1.2.3 H2.2.2	H1.3.1 H2.1.2	H1.3.1	-	-	-	H5.3
	Nadelwald	H1.3.1 H1.3.2 H2.4.2	-	-	-	-	-	-

Abb. 4: Integrierte Quellgewässertypologie für Mittelgebirgs-Waldquellen

Vor allem durch die detailliertere Typisierung der Helokrenen, dem häufigsten Quelltyp der deutschen Mittelgebirgsregionen, ist eine unterschiedliche Substratvielfalt feststellbar bzw. nachzuweisen. In den Gebieten mit devonischen Schiefern und Quarziten (Kellerwald, Krofdorfer Forst) zeigt

sich eine markante Diversifizierung der Habitattypen im Laubwald. Diese Kennzeichnung kann mit geringen Abstufungen in den Gebieten mit tertiären Basalten (Vogelsberg, Rhön) für die Quell- und Bruch- sowie die Laubwälder ebenfalls festgestellt werden. Eine geringere Diversität an Habitattypen ist für die Buntsandstein- (Burgwald) und Muschelkalkgebiete (Hainich) zu konstatieren. In wie weit diese substratbasierte Typisierung eine ökologische Relevanz bezüglich der Faunatypisierung hat, ist Gegenstand der Forschung in dem laufenden Projekt und kann momentan noch nicht abschließend dargestellt und diskutiert werden.

Fauna

Bislang konnten 27 Prozent aller erfassten Quellen faunistisch ausgewertet werden, wobei nicht abschließend jedes Taxon bis zur Gattung oder Art determiniert ist. Es konnten bereits 1.747 Einzelfunde (EF) (1.236 EF = Burgwald, 511 EF = Hainich) registriert werden. Nach taxonomischen Ordnungen gegliedert, dominieren die Insecta mit 45,3 Prozent, gefolgt von den Crustacea mit 19,9 Prozent sowie Arachnida (11,1 %), Gastropoda (8,8 %), Bivalvia (5,4 %), Clitellata (5,0 %), Turbellaria (3,1 %), Nematoda (0,9 %), Myriapoda (0,2 %) und Rotatoria (0,1 %).

Tabelle 1 gibt eine abschließende Übersicht der bislang häufigsten Gattungen und Arten im Burgwald (Hessen) und im Hainich (Thüringen).

Die sehr nährstoffarmen Quellen des Buntsandstein und des Muschelkalk sind überwiegend Feinsubstrat dominiert, aber organisch geprägt. Ein Trend, der sich durch die repräsentierten Arten bzw. Gattungen abzuzeichnen scheint. Bythinella dunkeri gilt als Vertreter feinkörniger Sedimentauflagen mit hohem organischen Anteil und kann als Psammopelal-Bewohner angesprochen werden. Dafür spricht vor allem die mittlere Häufigkeit des Vorkommens. Ähnliches gilt für die Gattung Pisidium, die zudem als Filtrierer bekannt sind. In wie fern Polycelis felina als Substratindikator gedeutet werden kann, muss näher untersucht werden. Die Turbellaria-Art ist eher als Räuber kaltstenothermer Quellgewässer bekannt. Weitere Auswertungen ergeben jedoch für Polycelis felina einen deutlichen Schwerpunkt mittlerer Häufigkeiten im CPOM, so dass die Art ein guter Indikator für Feinsubstrat dominiert, organisch geprägte Sickerquellen sein könnte. Ebenfalls deutliche Substrataffinitäten zum CPOM sind bei Pisidium sp. und Niphargus sp. zu erkennen. Ein zweites Muster, das sich feststellen lässt, ist das gehäufte Vorkommen von Anacaena sp. und Trichoniscus sp. im Xylal. Allerdings scheint Anacaena sp. generell kein

Gattung / Art	Absolute Häufigkeit	Mittlere Häufigkeit
Bythinella dunkeri	41	8,2
Pisidium sp.	95	4,8
Polycelis felina	23	4,5
Gammarus pulex	12	3,0
Helophorus sp.	6	3,0
Carychium sp.	13	2,6
Niphargus sp.	12	2,4
Anacaena sp.	54	2,1
Carychium tridentatum	8	1,6
Bezzia sp.	11	1,6
Trichoniscus sp.	8	1,3
Galba truncatula	5	1,3
Dixa sp.	10	1,1
Agabus sp.	5	1,0
Clinocera sp.	1	1,0
Discus rotundatus	3	1,0
Eiseniella tetraedra	6	1,0

Tab. 1: Die häufigsten Taxa in Quellgewässern im Burgwald und im Hainich

bestimmtes organisches Substrat zu bevorzugen, da die Gattung deutlich häufiger im CPOM und der Nadelstreu zu kennzeichnen ist. Da man bisher quelltypische Organismen ausnahmslos aus dem Makrozoobenthos des Süßwassers heranzieht, ist hier allgemein die Frage zu prüfen, ob man für die nicht nur aquatischen Bereiche von Quellen auch andere Wirbellose zur Bewertung heranzieht. Ein Anlass der bei der Berücksichtigung von Taxa wie Trichoniscus sp. oder anderen hygrophilen, aber nicht krenobionten Taxa, gegeben erscheint. Ein Ansatz könnten Bewertungsverfahren sein, die aus der biospäleologischen Forschung stammen (Reiss et al. 2009, Reiss et al. 2008). Ein entsprechender räumlicher Ansatz liegt dieser hier vorgestellten Arbeit zu Grunde und wird in Zukunft sicherlich zur Diskussion gestellt.

Literatur

Reiss, M. (2002): Zur Erfassung und Bewertung von Quellen, dargestellt an einem Beispielgebiet im HohenVogelsberg. Unveröffentlichte Diplomarbeit am FB Geographie der Philipps-Universität Marburg.

Reiss, M. & Opp, C. (2009): Multi-Habitat-Sampling zur Erfassung und Typisierung von Quellgewässern. In: Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Konstanz, 22. - 26. September 2008, S.71-75

Reiss, M., Steiner, H. & Zaenker, S. (2008): The Biospeleological Register of the Hesse Federation for Cave and Karst Research (Germany). Cave and Karst Science 35(1), pp.25-34 (published 2009)

Reiss, M., Zaenker, S. & Stein, G. (2009): Höhlen als Lebensräume in Hessen - Erfassung, Bewertung und Schutz subterraner Ökosysteme. In: Naturschutz und Landschaftsplanung - Zeitschrift für angewandte Ökologie 6/2009, 41.Jhg., S.165-172

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Diatomeen in ausgesuchten Quellen des Norddeutschen Tieflandes

Setje-Eilers, Birgit & Dr. Martin, Peter

Zoologisches Institut, Abteilung Limnologie; Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 40, 24098 Kiel; birgit@setje-eilers.de; pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Quellen, Diatomeen, Norddeutsches Tiefland, Kieselalgen, Floristik

Einleitung

Wie andere Lebensräume weisen auch Quellen unterschiedliche besiedelbare Strukturen auf. Alle Substrate der Gewässersohle sowie des Uferbereiches und deren räumliche Verteilung charakterisieren in ihrer Gesamtheit das Habitat. Eine Quellbiozönose wird in Abhängigkeit davon, wie vielgestaltig sich die Anordnung von anorganischem und organischem Substrat darstellt, vielfältiger und artenreicher sein (z. B. Weber 2006).

Quellen sind zwar per se geschützte Lebensräume, in den meisten Regionen ist jedoch nur noch ein Bruchteil der ehemals vorhandenen Quellen existent, die allermeisten sind der immer stärkeren Nutzung der Landschaft durch den Mensch zum Opfer gefallen (z.B. Zollhöfer 1997). Sollen diese noch verbliebenen naturnahen Quellbiotope geschützt werden, sind neben der Lokalisierung der Quellen, Kenntnisse über das Inventar und die Struktur der Quellen elementar.

In naturnahen Quellen und Bachoberläufen stellen Aufwuchsalgen (v. a. Kieselalgen/Diatomeen) die entscheidenden Primärproduzenten dar (z. B. Round 1973). Während die Funktion der Diatomeen als Bioindikatoren in Alpenquellen und im Mittelgebirge erkannt und genutzt wird (Cantonati 1998, Werum 2001), sind die Diatomeen-Gesellschaften des Norddeutschen Tieflandes weitgehend unbekannt. Dieser Beitrag möchte erstmalig Ergebnisse präsentieren, die sich mit den Kieselalgen-Gesellschaften in Quellen des Norddeutschen Tieflandes auseinandersetzen und dabei auf folgende Fragen eingehen:

1. Wie setzt sich das Arteninventar der Diatomeen in ausgesuchten Quellen zusammen?
2. Gibt es Differenzen in der Besiedlung der Quellen unterschiedlichen Schüttungsverhaltens?
3. Zeigen sich Unterschiede in der Besiedlung verschiedener Substrate?
4. Gibt es Charakterarten für Tieflandquellen?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das dieser Arbeit zugrundeliegende Untersuchungsgebiet befindet sich im östlichen Teil Schleswig-Holsteins, dem östlichen Hügelland. Es ist eine kuppige Grund- und Endmoränenlandschaft mit einer Höhe von 10-50 m über NN (z.B. Sommerhäuser 1991). Im Kreis Rendsburg-Eckernförde, in

einem bewaldeten Steilhang im südwestlichen Uferbereich des Großen Schierensees, liegt ein Quellkomplex, bestehend aus zwei Quellen unterschiedlichen Schüttungsverhaltens. Diese münden über einen gemeinsamen Abfluss in den See ein. Die morphologische Struktur von Wasseraustritt und –abfluss bildet hierbei die Grundlage für eine Differenzierung hinsichtlich der Typologie der Quellen.

Freilandarbeit

Der Termin für die Diatomeenprobennahme lag im Juni 2008. Untersucht wurden naturnahe Quellen. Es wurden eine Sumpfquelle (Helokrene) und ein Übergangstyp zwischen Fließ- und Sumpfquelle (Rheo-Helokrene) beprobt. Dafür wurden aus beiden Quellen organisches Grob- und Feinsubstrat sowie Moos entnommen. Neben der biologischen Probennahme erfolgte eine Wasserprobennahme. Untersucht wurden Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Nährstoffbelastung des Gewässers. Insgesamt wurden folgende Parameter berücksichtigt: Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, pH, Nitrat, Ammonium und Phosphat. Die Messung von Fließgeschwindigkeit, Wasser- und Lufttemperatur sowie die Bestimmung von Abflussmenge und Lichtverhältnissen erfolgten direkt im Gelände.

Laborarbeit

Die Sedimentaufbereitung erfolgte im Labor. Zunächst wurden die Diatomeen vom Sediment gelöst. In einem zweiten Schritt wurde der Zellinhalt aufgelöst, so dass die Kieselskelette der Diatomeen-Schalen frei in Lösung vorlagen, denn diese zeigen artspezifische Strukturen. In einem dritten Schritt wurden Dauerpräparate erstellt. Die Bestimmung und Auszählung der Arten erfolgte bei 1000facher Vergrößerung mit entsprechender Bestimmungsliteratur (Krammer & Lange-Bertalot 1986-91; Lange-Bertalot 1993 und Reichardt & Lange-Bertalot 1991).

Ergebnisse

1. Die Untersuchung des Arteninventars hat einen Nachweis von insgesamt 54 Diatomeen-Arten ergeben, davon 43 Arten in den Proben der Helokrenen und 36 Arten in den Proben der Rheo-Helokrenen. Es wurden Arten aus vier Familien nachgewiesen. Dominant waren mit 35 Arten die Familie der Naviculaceae und mit 13 Arten die der Bacillariaceae.

2. Der Vergleich der relativen Anteile nachgewiesener Diatomeen-Arten in den beiden Quellen unterschiedlicher Typologie zeigt folgendes: Gemeinsam waren beiden Quellen 26 Arten, ausschließlich in der Helokrenen kamen 17 Arten und in der Rheo-Helokrenen 11 Arten vor. In Abb. 1 sind die relativen Anteile aller Arten am Gesamtvorkommen vergleichend dargestellt. Die Arten der Gattung *Achnanthes* und *Amphora*, sowie einzelne Arten von *Gomphonema* und *Navicula* sind in beiden Quellen vertreten. In der Rheo-Helokrenen ist der Anteil der *Achnanthes* spp. sehr hoch (50%), dabei fällt insbesondere der von *A. minutissima* (29%) auf. Von 3 Arten der Gattung *Amphora* war hier zudem der Anteil von *A. inariensis* (8%) verhältnismäßig hoch. Die häufigsten nachgewiesenen Arten in der Helokrenen waren *G. parvulum* (18,8%,) und *A. minutissima* (16%). Im Vergleich zu der Rheo-Helokrenen waren die *Amphora*-Arten *A. veneta* und *A. normannii* relativ stark vertreten, während *A. inariensis* nur vereinzelt gefunden wurde. Von den exklusiven Arten hat in der Helokrenen v. a. *Pinnularia nodosa* einen hohen Anteil. In der Rheo-Helokrenen ist dies *Nitzschia linearis.*

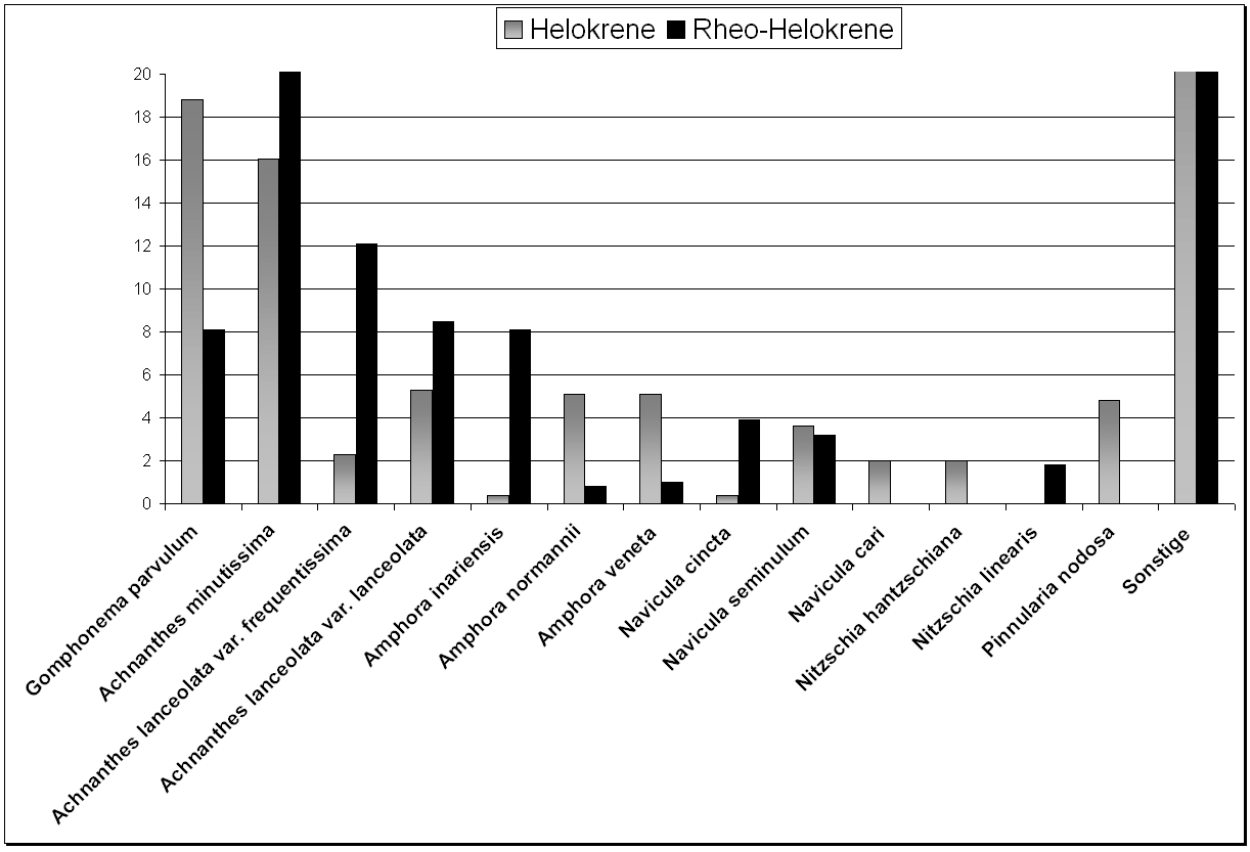


Abb. 1: Relativer Anteil [%] der Diatomeen-Arten in den beiden untersuchten Quellen

3. Bezüglich der Substratpräferenzen lässt sich beobachten, dass 18 der 54 Arten auf allen Substraten vorkamen (s. Abb.2), z. B. *Achnanthes lanceolata*. Einige der Arten wurden jedoch nur auf einem oder zweien der Substrate nachgewiesen. Auf Moos waren dies z. B. *Eunotia* cf. *minor, Stauroneis thermicola* und einzelne *Nitzschia*-Arten; auf Feindetritus z. B. *Gomphonema utae* und *Nitzschia harderii* und auf Grobdetritus z. B. *Cymbopleura subaequalis var. truncata, Gomphonema* spp., *Navicula menisculus, N. pupula, Nitzschia* spp. und *Pinnularia nodosa*. Die relativen Anteile einzelner Arten, wie etwa *Achnanthes minutissima* variieren auf verschiedenen Substraten. So ist der Anteil dieser kleinen, filigranen Art im Vergleich auf dem Feindetritus am höchsten.

4. Die Frage nach Charakterarten für Tieflandquellen ist schwer zu beantworten. Die Ergebnisse dieser Untersuchung, verglichen mit Literaturbefunden, zeigten, dass unter den hier nachgewiesenen Arten durchaus einige zu finden sind, die eine Quellpräferenz aufweisen, wie z. B. *Pinnularia nodosa.*

Diskussion

1. Die erstmalige Untersuchung von Quellen in Schleswig-Holstein auf ihre Diatomeenflora ergab mit 54 Arten insgesamt und 43 (Helokrene) bzw. 36 (Rheo-Helokrene) für die Einzelquellen eine Größenordnung, die für eine solch stichprobenartige Untersuchung auch in anderen Regionen zu erwarten ist. Einige Arten sind offenbar selten, d. h. sie sind laut Roter Liste gefährdet wie z.B. *Amphora inariensis* (Lange-Bertalot 1996). Bei gründlicherer Untersuchung ist ein Vielfaches von Arten in den Quellen der Region zu erwarten. Dabei wäre neben einer Untersuchung weiterer Quelltypen auch eine Untersuchung wünschenswert, die mehrere Probennahmen im Jahresverlauf beinhaltet.

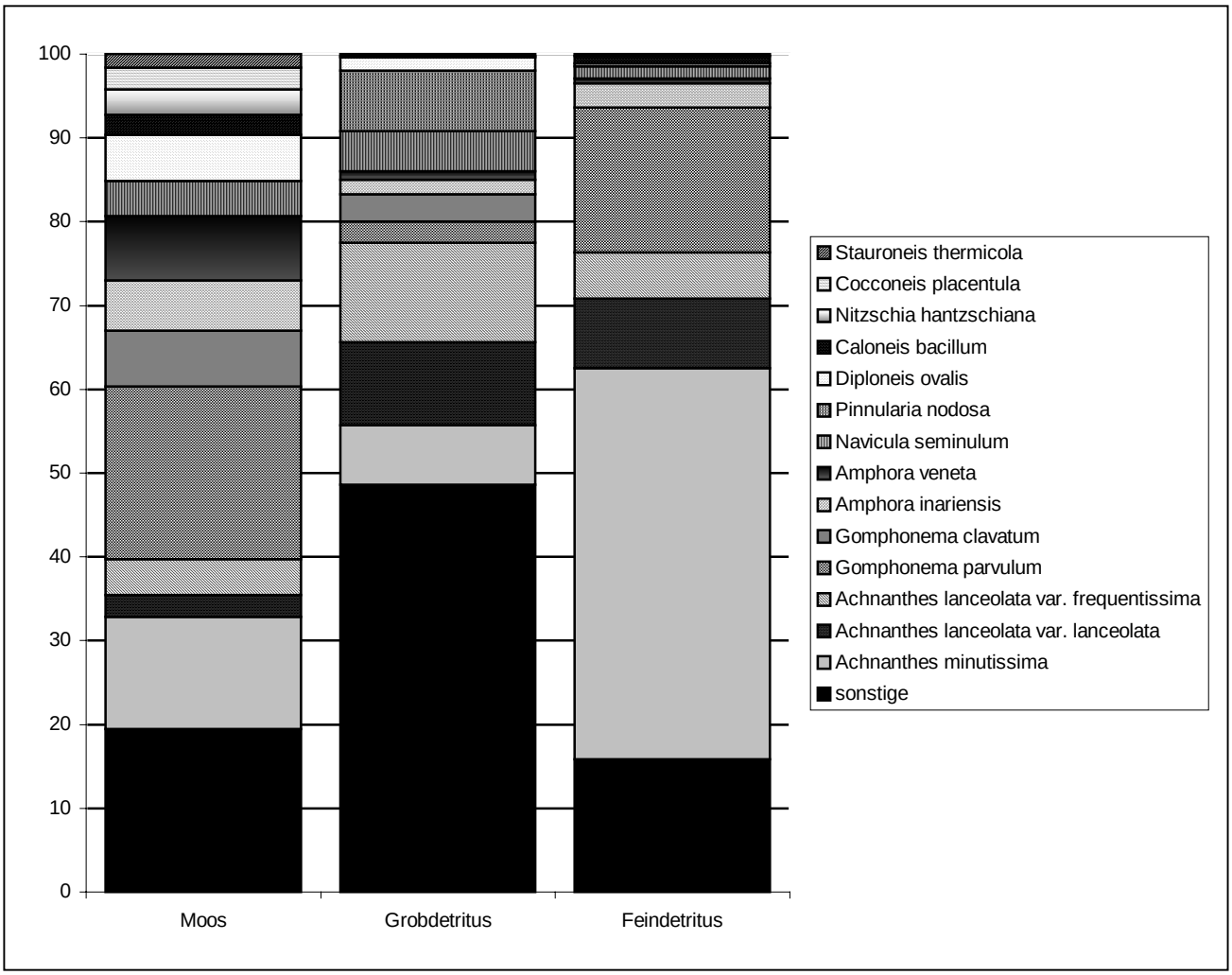


Abb. 2: Relativer Anteil [%] der Diatomeen-Arten auf den verschiedenen Substraten beider Quellen

2. Aus der Literatur weiß man, dass unterschiedliche Quelltypen eine charakteristische Diatomeenflora aufweisen (z. B. Werum 2001). Einzelne Arten konnten in den beiden unterschiedlichen Quellen exklusiv nachgewiesen werden (z. B. *Pinnularia nodosa*). Ob dies allerdings auf die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen der Schüttung zurückzuführen ist, muss offen bleiben. Inwiefern diese Unterschiede in der Quelltypologie durch andere Faktoren (z. B. Eisenocker in der Rheo-Helokrenen) überlagert werden, ist z. Zt. unklar.

3. Die bisher bekannten Substratpräferenzen der einzelnen Arten (z. B. Krammer & Lange-Bertalot 1986-91) konnten auch in dieser Arbeit für einige Arten klar bestätigt werden, so z. B. für *Eunotia* cf. *minor*, die laut Krammer & Lange-Bertalot (1991) ihren ökologischen Schwerpunkt u. a. auf Moosrasen hat und in den Proben auf Substrat Moos gefunden wurde.

4. Zwar gibt es unter den nachgewiesenen Arten einige, die nach Literaturangaben eine Quellpräferenz aufweisen (z. B. *Diploneis ovalis, Pinnularia nodosa*), ihre Bindung auch an die Quellen des Norddeutschen Tieflandes ist jedoch durch den stichprobenartigen Charakter dieser Untersuchung nur sehr schwach belegt. Zweifellos befinden sich unter den Quelldiatomeen aber auch in diesem Naturraum Arten, die beispielsweise zu Aussagen zur Naturnähe von Quellen genutzt werden können.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Diatomeen in den Quellen des Norddeutschen Tieflandes wurden bislang noch nicht untersucht. Eine erste Bestandsaufnahme erfolgte im Rahmen der hier skizzierten Untersuchung. Literaturbefunde zu Aussagen über die Substratpräferenzen bestimmter Arten konnten bestätigt werden. Inwieweit von quelltypischen oder sogar regionaltypischen Diatomeen-Gesellschaften die Rede sein kann, gilt es im Weiteren zu untersuchen. Bereits bekannt ist das Potential der Diatomeen als Indikatoren für die Erkennung kurz- wie langfristiger Veränderungen von Fließ- und Standgewässern. So ließe sich aus der relativen Arten-Zusammensetzung der Kieselalgenpopulation eines Gewässers dessen Trophiegrad ableiten. Eine Berücksichtigung auch der Diatomeenflora z.B. im Rahmen eines Quellmonitorings von Tieflandquellen wäre somit sehr wünschenswert.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Examensarbeit für das gymnasiale Lehramt. Unser besonderer Dank gilt Dr. Th. Hübener u. Mitarbeitern (Uni Rostock), Dr. Th. Görlich (Kiel) und Dr. M. Cantonati (Trento, Italien), die die Erstautorin methodisch-taxonomisch angeleitet und fachlich unterstützt haben.

Literatur

Cantonati, M. (1998): Le sorgenti del parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate. Strembo, Italien.

Görlich, T. (1996): Qualitative und quantitative Analyse des Periphytons naturnaher Bäche in Schleswig-Holstein unter Berücksichtigung von Fragen zum Nahrungsspektrum ausgewählter Primärkonsumenten. Dissertation. CAU-Kiel.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986, 1988, 1991a, 1991b): Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1 bis 2/4. In: Ettl, H. et al. (Hrsg): Bacillariophyceae Teil 1-4.Stuttgart, New York bzw. Jena.

Lange-Bertalot, H. (1993): 85 neue Taxa, und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora Mitteleuropa Vol. 2/1-4.- Bibliotheca Diatomologica 27: 1-454 und Ergänzungsband mit 134 Tafeln

Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands- Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 28: S.633-677. BfN, Bonn-Bad-Godesberg.

Reichardt, E. & Lange-Bertalot, H. (1991): Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema angustatum – G. dichotomum – G. intricatum – G. vibrio* u. ä. Taxa (Bacillariophyceae). Nova Hedwigia 53 (3-4): 519-544

Round, F. E. (1973):The Biology of algae. London: Edward Arnold, 1973 (2nd ed.) (dt. Übers.: Biologie der Algen, Stuttgart: G. Thieme Verlag, 1975, 2. Aufl.)

Sommerhäuser, M., Garniel, A. & Pottgiesser, T. (2001): Gewässerlandschaften und Bachtypen - Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein: 69pp.

Weber, M. (2006): Erfassung, Bewertung und strukturelle Typisierung naturnaher Quellen im Schweizer Alpenraum. Diplomarbeit zur Erlangung des Grades eines Diplom- Ingenieurs (FH) Landschaftsnutzung und Naturschutz. FH Eberswalde

Werum, M. (2001b): Die Kieselalgengesellschaften in Quellen. Abhängigkeit von Geologie und anthropogener Beeinflussung in Hessen (Bundesrepublik Deutschland). Schriftenreihe Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie: 273 S.

Zollhöfer, J.M. (1997): Quellen - die unbekannten Biotope im Schweizer Jura und Mittelland: erfassen, bewerten, schützen. Bristol-Schriftenreihe Band 6, Bristol-Stiftung, Ruth und Herbert Uhl-Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz: 153pp.

KLEINGEWÄSSER UND MOORE

LEßMANN, D., I. HENSCHKE, G. LIPPERT, R. ENDER & B. NIXDORF: Limnologische Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 1: Physikalisch-chemische Bedingungen, Chlorophyll a und Makrophyten

LIPPERT, B. NIXDORF, D. LEßMANN, I. HENSCHKE, M. VESTE & M. BÖHME: Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 2: Vergleich der Produktion von Phytoplankton, Makrophyten und heterotrophen Bakterien

LIECKWEG, T., R. LÜHKEN, E. KIEL & R. NIEDRINGHAUS: Erfassung potenzieller Brutgewässer von Stechmücken (Culicidae) auf den Ostfriesischen Inseln

LIPINSKI, A. & E. KIEL: Hochmoorrenaturierung -Zeitliche Aspekte der Wiederbesiedlung

LÜHKEN, R. & E. KIEL: Ochlerotatus detritus: Anpassung an temporäre Gewässer?

LÜHKEN, R., R. NIEDRINGHAUS & E. KIEL: Ochlerotatus detritus: Anpassung an hohe Salinitäten?

MAASLAND, C. & H. BRUX: Vegetationsökologische Untersuchungen von Maßnahmen zur Renaturierung von Hochmooren

MINDEMANN, K. & P. MARTIN: Biodiversität von Kleingewässern im Einflussbereich der Ostseeküste

VEIT, U., A. KOHLER, P. POSCHLOD, O. WIESMANN & G.-H. ZELTNER: Entwicklung der Makrophyten-Verbreitung im Niedermoor-Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene) von 1970 bis 2005

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Limnologische Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 1: Physikalisch-chemische Bedingungen, Chlorophyll a und Makrophyten

Dieter Leßmann[1], Ingo Henschke, Gudrun Lippert, Remo Ender & Brigitte Nixdorf

Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus;
[1] E-Mail: lessmann@tu-cottbus.de

Keywords: Kleingewässer, Bergbaufolgelandschaft, Nährstoffe, Primärproduzenten

Einleitung

Die Entwicklung von Gewässern in den Anfangsjahren ihrer Entstehung und damit die limnologische Primärsukzession wurde relativ selten intensiv wissenschaftlich untersucht. Dabei kommt es durch die sich in neuen Biotopen relativ rasch ändernden Bedingungen zu starken biozönotischen Veränderungen aufgrund der vielfältigen Anpassungsstrategien der Organismengemeinschaften (Odum 1969). Besser untersucht ist dagegen die Sekundärsukzession, die nach oft extremen Störungen zu beobachten ist und bei der in der Regel wesentlich andere Ausgangsbedingungen für die weitere biozönotische Entwicklung gegeben sind als bei der Primärsukzession.

Im Tagebau Welzow-Süd des Lausitzer Braunkohlereviers wird die Möglichkeit genutzt, ein in einem künstlichen Einzugsgebiet neu entstandenes Standgewässer in seiner limnologischen Entwicklung zu untersuchen, um nicht nur die zeitlichen Veränderungen der biologischen Besiedlung in Abhängigkeit von den sich ändernden abiotischen Bedingungen zu beobachten, sondern auch um die zugrunde liegenden Steuerungsmechanismen der Sukzession zu analysieren. In diesem Beitrag und in einem zweiten Teil (Lippert et al.: Vergleich der Produktion von Phytoplankton, Makrophyten und heterotrophen Bakterien) sollen wesentliche limnologische Entwicklungsabläufe in den ersten Jahren dieses Kleingewässers dargestellt werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Der Hühnerwasserteich entwickelt sich seit März 2005 am tiefsten Punkt eines durch die Ausbringung einer Tonschicht künstlich geschaffenen neuen Einzugsgebiets auf einer Bergbauhalde im Tagebau Welzow-Süd südlich von Cottbus. Der Teich erreichte seinen maximalen Wasserstand erstmals im Januar 2006. Durch Erosion bei Starkniederschlägen kam es zu einer starken Verlandung in den Zuflussbereichen sowie einer beständigen Abnahme der Tiefe, so dass das Volumen des Teichs sich von ursprünglich 6.480 m³ bis Oktober 2008 auf rund 4.100 m³ verringerte. Die maximale Tiefe lag bei 2,4 m, die mittlere Tiefe betrug im Oktober 2008 1,1 m (Abb. 1).

Durch die starke hydrologische Abhängigkeit von Niederschlägen kam es zu Wasserspiegelschwankungen, die 2008 bei 31 cm lagen, was einer Volumenschwankung von fast 25 % entsprach.

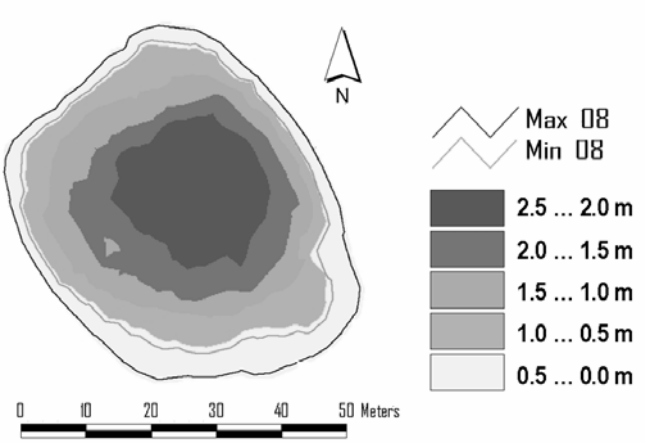


Abb. 1: Bathymetrische Karte des Hühnerwasserteichs (Vermessung vom Oktober 2008).

Methoden

Die limnologischen Untersuchungen wurden in den Jahren 2005/2006 zunächst nur sporadisch, ab Februar 2008 überwiegend monatlich mit einem intensivierten Programm durchgeführt. Abgesehen vom Zeitraum Februar bis Juni 2008, in dem von einem Steg im südlichen Uferbereich aus nur bis zu einer Tiefe von 50 cm beprobt wurde, erfolgten Probennahmen und Messungen im Bereich der maximalen Tiefe.

Tiefengradienten der physikalischen Parameter (Temperatur, Sauerstoff, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert) wurden mit einer Mutiparametersonde (HYDROLAB Minisonde 4a) ermittelt. Für die chemische Analytik wurden Wasserproben in 50 cm-Schritten genommen, aus denen eine Mischprobe für die Messungen erstellt wurde. Alle Analysen wurden nach den einschlägigen DIN/EN-Vorschriften durchgeführt.

Die Ausbreitung der Makrophyten wurde 2009 mit der Methode nach Melzer (1988) erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Physikalische und chemische Bedingungen

Aufgrund seiner geringen maximalen Tiefe ist der Teich polymiktisch, wobei aber durchaus Zeiträume auftraten, in denen eine Schichtung zu beobachten war. Dies war vor allem im Winter bei Eisbedeckung der Fall. Nach anfänglichen stärkeren Schwankungen der Mineralisation des Teichwassers stabilisierten sich die chemischen Kennwerte 2008/2009 in einem für Hartwasserseen typischen Bereich. Das Teichwasser ist dem Calcium-Sulfat-Hydrogencarbonat-Typ zuzuordnen, der für pH-neutrale Lausitzer Tagebaufolgegewässer typisch ist (Uhlmann et al. 2001). Außer Magnesium trugen alle weiteren Ionen nur zu einem geringen Teil zur Gesamtionenkonzentration bei. Die Konzentrationen gelöster Metalle waren allgemein niedrig. Die im schwach alkalischen Bereich liegenden pH-Werte waren gut gepuffert (Tab. 1).

Nährstoffe

Die Primärproduktion wurde im Pelagial durch Phosphor und Silizium limitiert. Trotz sehr niedriger Stickstoff-Konzentrationen, lag das N:P-Verhältnis immer über 16. In den Jahren 2008/2009 bewegte sich die mittlere Gesamtphosphor-Konzentration mit 23 µg/L in einem Bereich, der für mesotrophe Seen typisch ist und für einen flachen Teich als sehr niedrig anzusehen ist, wobei jedoch wie schon in den beiden ersten Jahren der Gewässerentwicklung sehr große Schwankungen auftraten (Abb. 2). Die gelösten Phosphor-Konzentrationen blieben dagegen im Mittel mit 5 µg/L

deutlich niedriger. In dieser Differenz kamen neben der raschen Verwertung des Phosphors durch Primärproduzenten vor allem auch die starke Erosion und der hohe Anteil des an Bodenpartikel aus dem Einzugsgebiet adsorbierten Phosphors zum Ausdruck, da eine hohe Korrelation mit der Trübung gegeben war.

Tab. 1: Physikalisch-chemische Kennwerte des Hühnerwasserteichs im Vergleich der Jahre 2005/2006 mit 2008/2009. MW: Mittelwerte, Min: Minimum, Max: Maximum.

		2005/2006	2008/2009		
		MW	MW	Min	Max
el. Lf	µS/cm	390	598	470	689
pH	-	8,3	8,2	7,5	8,9
O_2	mg/L	12,0	10,8	7,1	14,6
O_2-Sätt.	%	103	97	84	109
Ca	mg/L	112	108	61,9	167
DOC	mg/L	-	10,1	5,1	14,9
Mg	mg/L	4,5	9,1	5,6	11,7
Na	mg/L	2,3	3,0	1,7	4,0
K	mg/L	2,1	0,8	0,4	1,5
SO_4	mg/L	208	190	147	235
TFe	mg/L	-	0,21	0,1	0,6
HCO_3	mg/L	79,3	134	-	-
Cl	mg/L	2,6	2,3	1,38	4,87
NO_3	mg/L	1,4	0,17	<0,1	0,50
TN	µg/L	-	680	320	1360
DIP	µg/L	7	5	1	16
TP	µg/L	47	23	13	40
Si	µg/L	762	270	39	1310

Nach stärkeren Schwankungen zu Beginn der Teichentwicklung stabilisierten sich die anorganischen Stickstoff-Konzentrationen auf niedrigem Niveau. Für Diatomeen sind zusätzlich die Silizium-Konzentrationen wichtig, die seit Beginn der Untersuchungen stark abnahmen. Die Werte gingen von rund 1400 µg/L in der Frühphase der Teichentwicklung auf im Mittel nur noch 270 µg/L in den Jahren 2008/2009 zurück (Abb. 3). Damit ist in großen Teilen des Jahres eine deutliche Silizium-Limitation für die Diatomeen gegeben (Schelske et al. 1986).

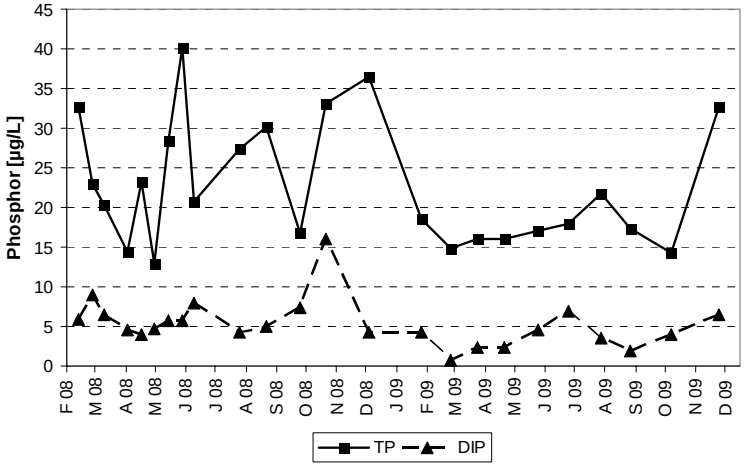


Abb. 2: Gesamtphosphor- (TP) und gelöste Phosphor- (DIP) Konzentrationen im Hühnerwasserteich von Februar 2008 bis November 2009.

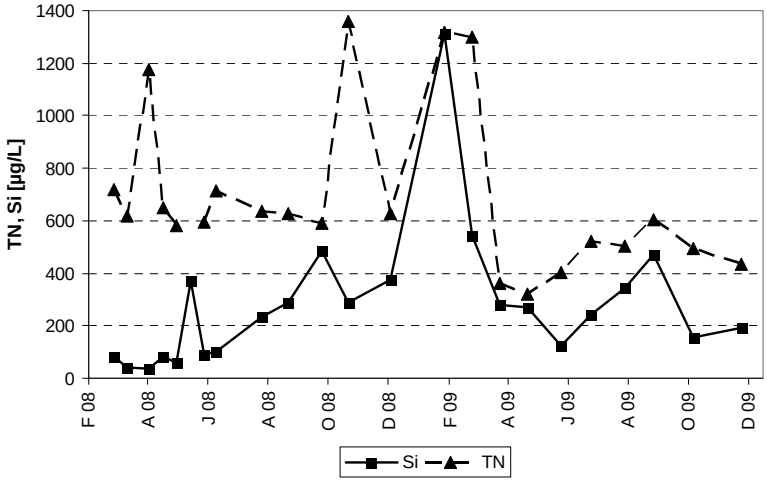


Abb. 3: Gesamtstickstoff- (TN) und Silizium-Konzentrationen im Hühnerwasserteich von Februar 2008 bis November 2009.

Chlorophyll a-Konzentrationen

Den niedrigen Nährstoffkonzentrationen entsprechend blieben die Chlorophyll a-Konzentrationen den größten Teil des Jahres ebenfalls auf einem niedrigen Niveau und erreichten für den Untersuchungszeitraum 2008/2009 im Mittel nur 6 µg/L. Im allerdings weniger intensiven Untersuchungszeitraum 2005/2006 lag der Mittelwert dagegen bei 12 µg/L. Im Gesamtzeitraum konnten wiederholt kurzzeitige stärkere Anstiege der Chl a-Konzentrationen im Frühjahr und Sommer beobachtet werden, die meist mit einem entsprechenden Anstieg der Gesamtphosphor-Konzentrationen verbunden waren. Dabei wurden Chl a-Maxima über 20 µg/L erreicht (Abb. 4). Im Jahr 2008 setzte sich das Phytoplankton aus einer Reihe von Arten zusammen, ohne dass es im Gesamtzeitraum zu einer übermäßigen Dominanz einer einzelnen Art kam. Die häufigsten Arten waren *Pseudopedinella erkensis* (Chrysophyceae), *Fragilaria* sp. (diatoms) und *Euglena* sp. (Euglenophyceae) (Lessmann et al. 2010).

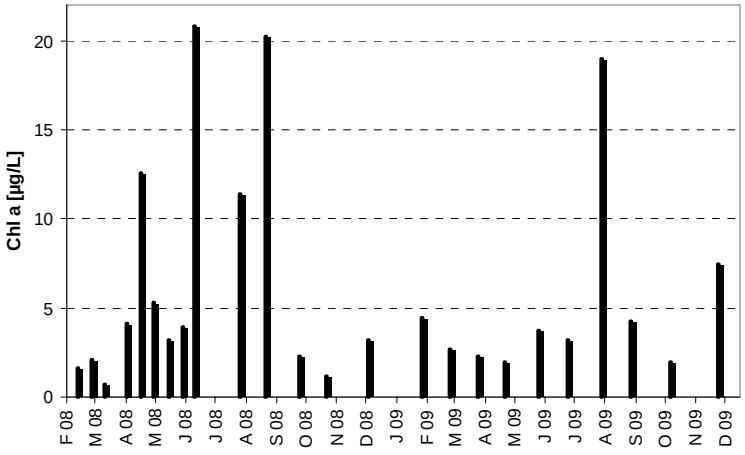


Abb. 4: Chlorophyll a-Konzentrationen im Hühnerwasserteich von Februar 2008 bis November 2009.

Makrophyten

Bei den Makrophytenuntersuchungen konnten fünf Arten nachgewiesen werden, unter denen *Potamogeton pectinatus* die stärkste Ausbreitung zeigte. Ebenfalls stark verbreitet waren *Potamogeton*

lucens und *Myriophyllum spicatum*. *Potamogeton natans* und *Chara globularis* zeigten hingegen nur eine geringe Ausbreitung (Abb. 5). Insgesamt nahm die Gesamtquantität im Frühjahr rasch zu, stieg dann aber erst im Lauf des Hochsommers und Herbstes noch einmal stärker an, was vor allem auf *Myriophyllum spicatum* und die beiden selteneren Arten zurückzuführen war. Ab September war der gesamte Gewässerboden durch Makrophyten bedeckt.

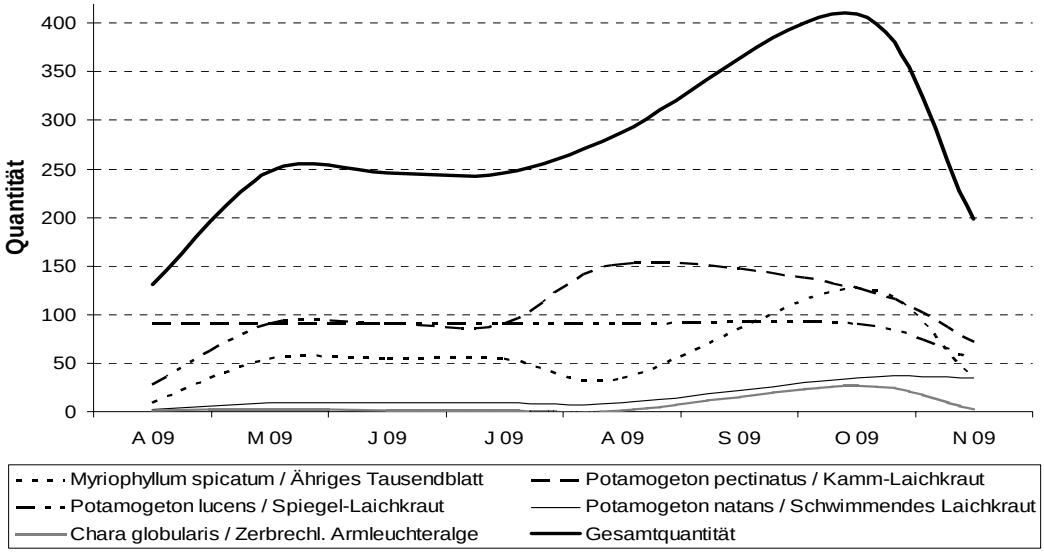


Abb. 5: Entwicklung der Quantität der Makrophytenausbreitung nach Melzer (1988) im Hühnerwasserteich im Jahr 2009.

Schlussfolgerungen

Der Hühnerwasserteich war in der Initialphase der Besiedlung wesentlich durch abiotische Parameter geprägt, die regelmäßige Muster einer saisonalen Sukzession im Plankton unterdrückten. Die planktische Primärproduktion war durch Phosphor und Silizium limitiert und lag auf mesotrophem Niveau. Seit 2008 nahm das sommerliche Wachstum der Makrophyten erheblich zu. Diese bedeckten im Spätsommer und Herbst 2009 den gesamten Gewässerboden. Damit sind auch günstige Entwicklungsbedingungen für benthisch geprägt Nahrungsketten gegeben.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des von der DFG und dem Land Brandenburg geförderten SFB/Transregio 38 „Strukturen und Prozesse der initialen Ökosystementwicklung in einem künstlichen Einzugsgebiet“ durchgeführt.

Literatur

Lessmann, D., Deneke, R., Ender, R., Nixdorf, B. (2010): Limnological development of Hühnerwasserteich. In: Schaaf, W., Biemelt, D., Veste, M., Hüttl, R.F. (eds.), Initial development of the artificial catchment ‘Chicken Creek’ – monitoring program and survey 2005-2008. Ecosystem Development 2.

Melzer, A. (1988)**:** Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. In: A. Kohler, H. Rahmann (Hg.), Hohenheimer Arbeiten - Gefährdung und Schutz von Gewässern. Verlag E. Ulmer, Stuttgart: 105-116.

Odum; E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. Science 164: 262-270.

Schelske, C.L., Stoermer, E.F., Fahnenstiel, G.L., Haibach, M. (1986): Phosphorus enrichment, silica utilization, and biochemical silica depletion in the Great Ponds. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 407-415.

Uhlmann, W., Nitsche, C., Neumann, V., Guderitz, I., Leßmann, D., Nixdorf, B., Hemm, M. (2001): Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung - Konzeptionelle Vorstellung und erste Erfahrungen. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte 35.

Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 2: Vergleich der Produktion von Phytoplankton, Makrophyten und heterotrophen Bakterien

Gudrun Lippert[1], Brigitte Nixdorf[1], Dieter Leßmann[1], Ingo Henschke[1], Maik Veste[2] & Michael Böhme[3]

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, [1]Lehrstuhl Gewässerschutz, [2]Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaft - FZLB, [3]Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, [1]E-Mail: gudrun.lippert@tu-cottbus.de

Keywords: Kleingewässer, Initialbesiedlung, Phytoplankton, Makrophyten, Primärproduktion, Bakterien

Einleitung

Flache Seen und Kleingewässer unterliegen oft hohen trophischen Belastungen, wobei die Nährstoffeinträge stark variieren können. Die organismische Reaktion dieser Systeme kann sehr verschiedene Ausprägungen haben und in einer Dominanz von Makrophyten bzw. Mikrophytobenthos münden. Welchen Anteil dabei die verschiedenen Organismengruppen an der Primärproduktion haben, ist bislang wenig untersucht. Im Jahre 2009 wurden im Hühnerwasserteich, einem Kleingewässer in einem künstlichen Einzugsgebiet in der Initialphase mit Dominanz von Makrophyten und fädigen Algen, die planktische und benthische Primärproduktion und die pelagische bakterielle Produktion untersucht. Ziel dieser Untersuchungen war es, saisonale Muster und Intensitäten der einzelnen Prozesse zu analysieren und die Fragen zu beantworten: Wie vollzieht sich die Erstbesiedlung durch Primärproduzenten und pelagische Bakterien in einem Kleingewässer in der Initialphase? Welche Produktionsintensitäten treten auf?

Untersuchungsgebiet

Das Hühnerwasser ist ein Teich in einem 2005 geschaffenen künstlichen Einzugsgebiet auf einer Bergbauhalde im Tagebau Welzow-Süd südlich von Cottbus mit einer Fläche von 3896 m² und einem Volumen von 4109 m³ (Kleeberg et al. in press, Lessmann et al. 2010, Leßmann et al., dieser Band). Die maximale Tiefe beträgt 2,4 und die mittlere Tiefe 1,1 m (Vermessung Oktober 2008).

Methodische Ansätze

Monatlich wurden im Jahre 2009 Mischproben in 0,5 m Abstand an der tiefsten Stelle entnommen, an der auch das Tiefenprofil der abiotischen Parameter und das Unterwasserlicht gemessen wurden. Alle Phytoplanktonproben wurden fixiert und dunkel bei 4 °C gelagert und nach der Utermöhl-Methode (1958) gezählt. Das Bakterienplankton wurde von der Gewässermischprobe entnommen 100 ml mit 3 % Formalin fixiert und nach der Methode von Porter und Feig (1980) auf ihre Abundanz analysiert.

Die angewendeten Methoden zur Bestimmung der abiotischen (Nährstoffe, Seston, Feucht- und Trockengewicht, Alkalinität) und biotischen Parameter vom Hühnerwasserteich erfolgten nach DIN

Vorschriften (s. Lessmann et al. 2010). Die Probenahmen der Makrophyten wurden entlang eines Transekts durchgeführt. Er entsprach der maximalen Ausdehnung des Teiches von Südost nach Nordwest. Dort wurden an 14 Messstellen in äquidistanten Abständen mit dem Van Veen-Greifer je eine Probe entnommen und als Mischprobe vereinigt. Die Bestimmungen der Primärproduktion des Phytoplanktons und der Makrophyten erfolgten mittels ^{14}C Methode (Inkubation im Lichtgradienten: 0-100% Licht und I_{mix}, modifiziert nach Vollenweider, 1974), wobei die Makrophytenproben in 25 ml Vials mit Zugabe von 6 kBq als $NaH^{14}CO_3$-Lösung versetzt wurden. Nach 3 Stunden Inkubation wurde aus der Differenz der zugegebenen ^{14}C-Aktivität und der in der Lösung verbliebenen die Primärproduktion ermittelt und auf das Feucht- bzw. Trockengewicht der inkubierten Makrophytenarten bezogen. Eine Hochrechnung auf die flächenspezifische Primärproduktion der Makrophyten wurde unter Berücksichtigung ihrer tatsächlichen Besiedlung und des Unterwasserlichtklimas vorgenommen.

Die Sauerstoffganglinienanalyse fand Anwendung zur stündlich aufgelösten Ermittlung der gesamten Nettoprimärproduktion im Gewässerkörper. Dazu zeichnete eine Multisonde Hydrolab MS5 vom 26. bis 28. August 2009 stündlich Messwerte von Sauerstoffkonzentration, Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert in 80 cm Tiefe auf. Die Anstiege/Rückgänge der O_2-Konzentration entsprachen weitgehend dem modellhaft zu erwartenden Tagesgang und waren relativ stetig. Dies ermöglichte die Berechnung der Primärproduktion aus den Sauerstoff-Tagesgängen nach Odum (1956). Dabei entspricht die Nettoproduktion der zeitlichen Änderung der O_2-Konzentration unter Berücksichtigung eines Korrekturgliedes zur atmosphärischen Belüftung nach Odum (1956) und Hickey (1988).

Die Photosynthese-Leistung der Makrophyten aus dem Hühnerwasserteich wurde mit dem Chlorophyllfluoreszenz-Meßsystem PAM-2000 (Heinz Walz GmbH, Effeltrich) bestimmt. Die physiologischen Messungen wurden im August 2009 an jeweils 6 Blättern der unterschiedlichen Arten im Wasser bei Raumtemperatur durchgeführt

Ergebnisse

Phytoplankton und pelagische Primärproduktion

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons und die Höhe der Biomasse ist in der Abb. 1 zusammen mit der Konzentration des Chl a dargestellt. Maxima treten im Sommer auf und sind auf zeitweise günstige Nährstoffversorgung zurückzuführen. Die Artenzusammensetzung folgt keinem saisonalen Muster, sondern zeigt Maxima ganz unterschiedlicher Taxa: Vertreter der Chrysophyceen und Diatomeen 2008, Dinoflagelaten und Conjugatophyceen 2009.

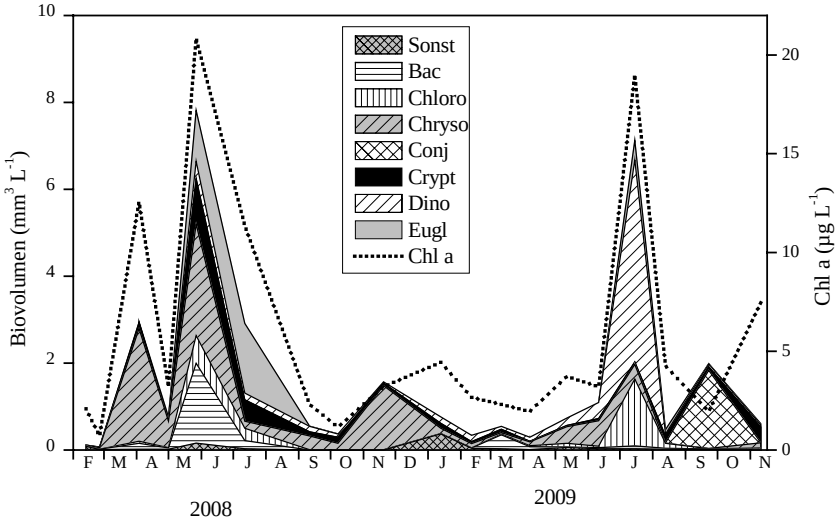


Abb. 1: Chlorophyll-a-Konzentration und Phytoplanktonbiomasse und –zusammensetzung 2008 und 2009 im Hühnerwasserteich

Die pelagische Primärproduktion ist im Vergleich zu den Produktionsintensitäten der Bakterien und der Makrophyten in der Abb. 4 dargestellt. Sie ist insgesamt gering und bewegt sich wegen der P- und Si-Limitation (s. Leßmann et al., dieser Band) auf mesotrophem Niveau. Ein Vergleich von stündlichen bzw. täglichen Primärproduktionsraten zu gering produktiven Tagebauseen, mesotrophen und polytrophen Gewässern der Scharmützelseeregion ist in Tab. 1 enthalten. Er belegt die außerordentlich geringe pelagische Primärproduktion im Hühnerwasserteich.

Tab. 1: Pelagische Primärproduktion in eutrophen Hartwasserseen und Tagebauseen sowie im Hühnerwasserteich – ein Vergleich

Gewässer	PP pro Std. [mg C*m^{-3}*h^{-1}]	PP pro Tag [mg C*m^{-3}*d^{-1}]
Langer See (LAN)[1]	228,23	1141,15
Wolziger See (WOL)[1]	45,85	229,25
Melangsee (MEL)[2]	44,95	224,77
Scharmützelsee (RIE)[1]	27,38	136,90
Tagebausee (ML)[1]	6,17	30,85
Hühnerwasser (HUST)[2]	3,22	16,10

(1) Daten von Lehrstuhl Gewässerschutz BTU Cottbus (Nixdorf et al. 2003)

(2) Die Primärproduktionen des MEL und HUST wurden aus den Chl a Konzentrationen 2008 nach Nixdorf et al. (2006) ermittelt. Um von der stündlichen PP auf die Produktion pro Tag zu schließen, wurden die Primärproduktionen pro Stunde mit dem Faktor 5 multipliziert.

Abundanz pelagischer Bakterien und bakterielle Produktion

Die Zellzahlen der meist suspendierten Bakterien liegen zwischen 3 und 8 Mio. Zellen/mL in einem mittleren Bereich. Die Produktion steigt bis zum Mai auf 6 µg C/(L*h) an und verbleibt auf einem relativ hohen Niveau zwischen 4 und 6 µg C/(L*h). Der zeitliche Verlauf der bakteriellen Produktion ist in Abb. 4 dargestellt.

Makrophytenproduktion

a) ^{14}C-Produktion: In Abb. 2 ist die flächenbezogene als auch die spezifische (bezogen auf das Trockengewicht) Produktion der Makrophyten für die Untersuchungsperiode 2009 dargestellt. Die spezifische Produktion folgt zunächst dem Verlauf der flächenbezogenen Produktion und sinkt dann im Gegensatz zur Flächenproduktion, die im Oktober aufgrund des Maximums der Biomasseentwicklung (s. Leßmann et al., dieser Band) ebenfalls ihr Maximum erreicht. Sie umspannt einen Bereich von 5-180 mg C/(m²*h) und ist damit z. T. um Größenordnungen höher als die pelagische Primärproduktion des Phytoplanktons (s. Abb. 4).

b) Sauerstoffganglinienanalyse: Die Ergebnisse zur Sauerstoffnettoproduktion und Community Respiration umfassen die photosynthetische und respiratorische Aktivität ALLER Organismen des Pelagials und Benthals. Die Produktion der Makrophyten im Hühnerwasserteich übersteigt erheblich die des Phytoplanktons. So konnten diese Ergebnisse direkt mit der ^{14}C-Makrophytenproduktion (als Maß für eine Bruttoprimärproduktion) verglichen werden (Tab. 2). Als Tagesdurchschnittswert der Primärproduktion der Makrophyten ergibt sich eine Rate von 1,5 g C/(m² *d), was in sehr guter Übereinstimmung mit den Bruttoprimärproduktionswerten aus den Analysen der Sauerstoffganglinien steht (3 g C/(m² *d)).

Tab. 2: Primärproduktion und Respiration ermittelt aus der Analyse der Sauerstoffganglinien im August 2009 im Hühnerwasserteich

	Primärproduktion	
Tagessummen	g O_2/(m^2d)	g C/(m^2d)
Respiration Tag 1	10.917	3.493
NPP Tag 2	0.191	0.061
Respiration Tag 2	7.861	2.516
BPP Tag 2	9.580	3.066

Die Ergebnisse aus den Messungen mittels Analyse der Sauerstoffganglinien weisen auf eine hohe respiratorische Aktivität der pelagischen und benthischen Organismen des Hühnerwasserteiches hin. Diese Vermutung wird bestätigt durch den hier nicht dargestellten Verlauf der Sauerstoffsättigung im Hühnerwasserteich. Im Jahre 2008 war der See häufig durch Phasen der Untersättigung charakterisiert (Dörschel 2009), was die Vermutung einer Nettoheterotrophie des Systems nahe legte. 2009 entwickelten sich die Makrophyten sehr stark und bedingten bei gleich bleibend geringer Phytoplanktonproduktion eine höhere Sauerstoffnettoproduktion im System, was mit Phasen der Sauerstoffsättigung und z. T. der Übersättigung begleitet wurde.

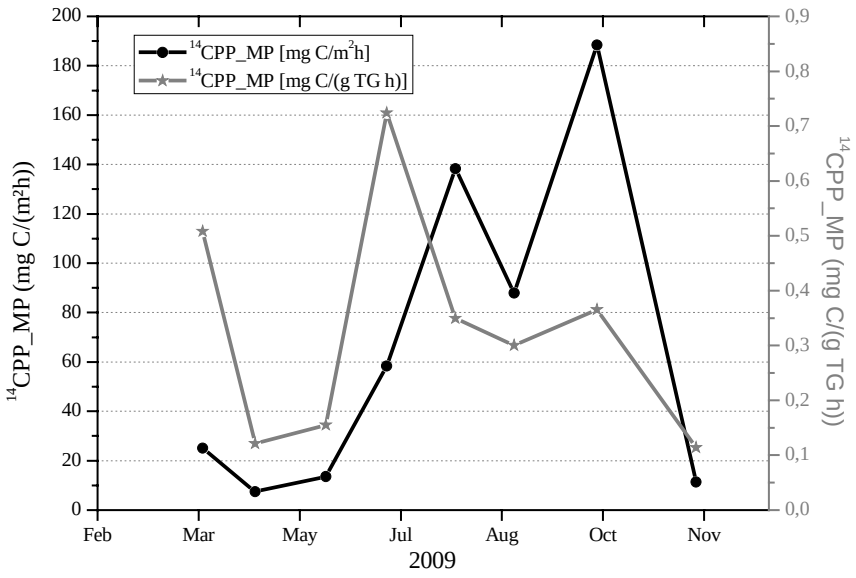


Abb. 2: Primärproduktion der Makrophyten (flächenbezogen sowie auf Trockengewicht) im Hühnerwasserteich mit der ^{14}C-Methode ermittelt

c) Die Messung der spezifischen Photosyntheseleistungen mit der PAM-Methode erlaubte einen Vergleich der artspezifischen Produktion der Makrophyten im Hühnerwasserteich. Die höchste Photosynthese-Leistung wiesen *Chara globularis* und *Potamogeton pectinatus* auf (Abb. 3). Da diese Makrophyten nahe bzw. auf der Wasseroberfläche siedeln, ist ihre Photosynthese erst bei höheren Lichtintensitäten (>1100 µmol $m^{-2}s^{-1}$) gesättigt. Eine deutlich geringere Photosyntheseleistung hingegen wurde bei *P. natans* und *Myriophyllum spicatum* festgestellt. Die Lichtsättigung der Photosynthese von *Myriophyllum spicatum* ist bereits bei 800-900 µmol $m^{-2}s^{-1}$ erreicht.

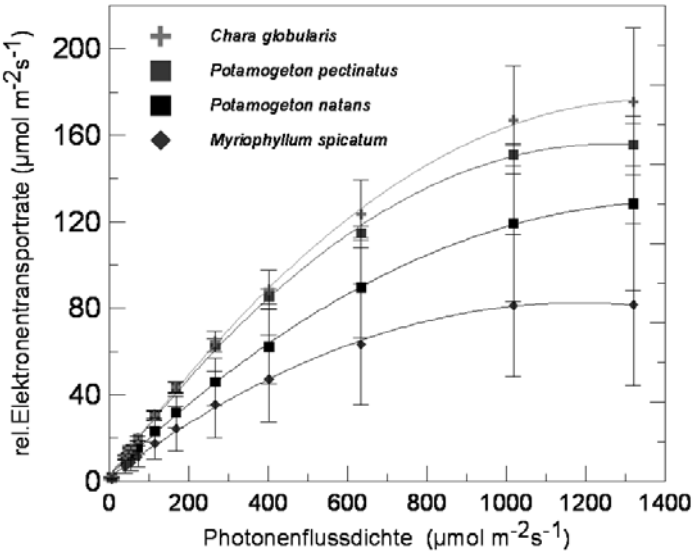


Abb. 3: Relative Elektronentransportrate des Photosystems II von vier Makrophyten aus dem Hühnerwasserteich in Abhängigkeit von der Lichtintensität (PPFD)

Vergleich der Ergebnisse

Die Primärproduktion der Makrophyten (PP_MP) von März bis November 2009 hat einen ähnlichen Verlauf wie die phytoplanktische Produktion (PP_PH), die Intensität der Primärproduktion der Makrophyten (PP_MP) ist aber 4 - 10 mal höher! Im Juli trat jeweils ein Maximum der Makrophyten- und Phytoplanktonproduktion auf. Die Makrophytenproduktion erlangte im Oktober 2009 ein zweites Maximum (185 mg C/(m²*h)). Die bakterielle Produktion ist relativ ausgeglichen und übersteigt bei Kalkulation der Tageswerte die planktische Primärproduktion geringfügig.

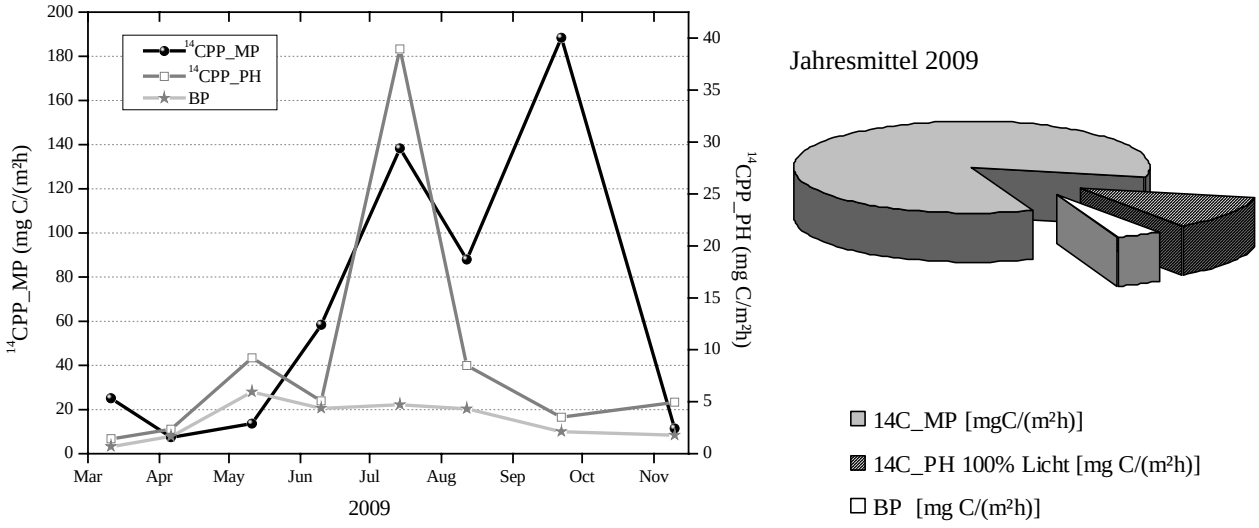


Abb. 4: Verlauf der Primärproduktion der Makrophyten (^{14}C_MP), des Phytoplanktons (^{14}C_PH) und der bakteriellen Produktion (BP) im Hühnerwasserteich 2009 (unterschiedliche Skalierung beachten!) sowie die Anteile der Produktion von Makrophyten (MP), Phytoplankton (PH) und der Bakterien (BP) im Jahresmittel 2009

Diskussion und Zusammenfassung

Die autotrophe Besiedlung während der Initialphase des Hühnerwasserteiches war geprägt von hoher Variation der phytoplanktischen Besiedlung auf insgesamt mesotrophem Niveau ohne typische saisonale Muster. Seit 2008 entwickelten sich Makrophyten und erreichten im Sommer 2009 eine etwa 10-fach höhere Primärproduktion im Vergleich zum Phytoplankton. Somit dominierten seit Etablierung der Makrophyten die autotrophen Stoffumsätze das System zum Ende der Initialphase und es fand ein Wechsel von der Nettoheterotrophie zur Nettoautotrophie statt. Der methodische Vergleich zwischen den Produktionswerten aus der modifizierten ^{14}C-Methode und der Analyse der Sauerstoffganglinien ergab eine sehr gute Übereinstimmung. Letztere ergab ein relativ hohes Respirationspotenzial im Hühnerwasserteich, dessen Ursachen bislang nicht geklärt sind. Die bakteriellen Umsätze sind relativ hoch und unterstützen die Hypothese einer hohen heterotrophen Aktivität. Weitere Untersuchungen sollen dem Vergleich der artspezifischen Produktion von Makrophyten und einer weiteren methodischen Prüfung des hier vorgestellten ^{14}C-Messansatzes für Makrophyten dienen.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des von der DFG und dem Land Brandenburg geförderten SFB/Transregio 38 „Strukturen und Prozesse der initialen Ökosystementwicklung in einem künstlichen Einzugsgebiet“ durchgeführt. Wir bedanken uns für die Förderung. Anette Tworeck (LBH Freiburg) analysierte die Phytoplanktonproben und Jörn Jander die Bakterienproben. Die abiotischen und biotischen Parameter der Proben bestimmte Ute Abel und Remo Ender unterstützte uns tatkräftig bei der Probenahme und Auswertung. Das PAM-Messsystem stellte Werner B. Herppich (ATB, Potsdam) zur Verfügung. Auch dafür unseren Dank.

Literatur

Dörschel, Ch. (2009): Limnologie von Kleingewässern: Pelagische Stoffumsätze und Besiedlungsmuster im Winter und Frühjahr 2008) am Beispiel Hühnerwassersee. Diplomarbeit an der BTU Cottbus.

Hickey, C.W. (1988): River oxygen uptake and respiratory decay of sewage fungus biofilms. Water Research 22(11): 1375-1380.

Kleeberg, A., Herzog, C., Jordan, S., Hupfer, M. (in press): What drives the evolution of the sedimentary phosphorus cycle? Limnologica.

Leßmann, D., Henschke, I., Lippert, G., Ender, R., Nixdorf, B. (2010): Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 1: Physikalisch-chemische Bedingungen, Chlorophyll a und Makrophyten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2009 (Oldenburg): in diesem Band.

Lessmann, D., Deneke, R., Ender, R., Nixdorf, B. (2010): Limnological development of Hühnerwasserteich. In: Schaaf, W., Biemelt, D., Veste, M., Hüttl, R.F. (eds.), Initial development of the artificial catchment ‘Chicken Creek’ – monitoring program and survey 2005-2008. Ecosystem Development 2.

Odum, H.T. (1956): Primary production in flowing water. Limnol. Oceanogr 1: 102-117.

Porter, K.G., Feig, Y. S. (1980): The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. Limnol. Oceanogr. 25: 943-948.

Vollenweider, R.A. (1974): A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Blackwell Scientific Publications, London: 225p.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Erfassung potenzieller Brutgewässer von Stechmücken (Culicidae) auf den Ostfriesischen Inseln

Tammo Lieckweg[1], Renke Lühken[2], Ellen Kiel[3] & Rolf Niedringhaus[4]

Universität Oldenburg, Fak. V, IBU. 26111 Oldenburg

[1] tammo.lieckweg@gmx.de, [2] renke.luehken@uni-oldenburg.de, [3]ellen.kiel@uni-oldenburg.de, [4] rolf.niedringhaus@uni-oldenburg.de

Keywords: Ostfriesische Inseln, Stechmücken, Culicidae

Einleitung

In den letzten Jahren führten Massenentwicklungen von Stechmücken und damit verbundene massenhafte Anflugereignisse auf mehreren Ostfriesischen Inseln und in anderen Bereichen des niedersächsischen Küstenraumes zeitweise zu einer starken Belästigung. Auf Baltrum beklagte man bereits im Jahr 2004 eine besonders starke, mehrwöchige Plage in der Urlaubs-Hauptsaison. Auf Mellum, Wangerooge sowie in der Region Greetsiel traten 2006 Massenentwicklungen auf. 2007 waren Langeoog und erneut Baltrum betroffen. Nach Aussagen älterer Inselbewohner wurden in der Vergangenheit keine vergleichbar heftigen Stechmückenplagen registriert.

Nahezu alle Kleingewässer und speziell die brackigen Gewässer der Küstengebiete, die größtenteils zum 1986 eingerichteten Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer gehören, stellen potenzielle Brutstätten verschiedener Stechmücken-Arten dar. Konflikte zwischen dem Nationalparkkonzept (Erhalt des charakteristischen Landschaftsbildes und der natürlichen Abläufe) auf der einen Seite und dem Schutz des Menschen und seiner Gesundheit (Einheimische und Besucher) auf der anderen zeichneten sich bereits ab. Aufgrund befürchteter Einbußen für die Tourismusbranche durch Stechmückenplagen wurde der Wunsch nach gezielten Bekämpfungs- oder Managementmaßnahmen bereits von verschiedener Seite geäußert. Die Effekte von Eingriffen können aber im Hinblick auf das Nationalparkkonzept nicht abgewogen werden, da die Ursachen der Massenentwicklungen von Stechmücken derzeit nicht geklärt sind. Für eine verlässliche Vorhersage der zukünftigen Entwicklung ihrer Populationen und eine Abwägung möglicher Maßnahmen fehlen raumbezogene Kenntnisse über potenzielle Brutgebiete und Untersuchungen zu den dort aktuell vorkommenden Arten. Abgesehen von vereinzelten, zumeist über 100 Jahre zurückliegenden Fundmeldungen von 6 Arten (Niedringhaus 2008) liegen keinerlei Daten zur Stechmückenfauna der Inseln vor. Jüngere gewässerökologische Arbeiten auf den Inseln haben weder die für Stechmücken wichtigen Kleingewässer im Vordeichland berücksichtigt noch andere Temporärgewässer und deren Dipterenfauna in die Untersuchungen einbezogen. Erst diese ermöglichen aber fundierte Bewertungen und Prognosen, auf deren Basis Gefahrenpotenziale (z. B. Vektorentwicklung und Krankheitsrisiken) und Naturschutzziele (z. B. höhere Artenvielfalt aquatischer und semiaquatischer Tiergruppen) fundiert abgewogen, Managementempfehlungen erarbeitet oder ggf. gezielte Eingriffe benannt werden könnten.

Aufgrund der Tatsache, dass kaum Daten zur Stechmückenfauna der Ostfriesischen Inseln und des niedersächsischen Küstenraumes vorlagen und die Ursachen für die Massenentwicklungen von Stechmücken ungeklärt waren, wurden im Jahr 2008 erste Untersuchungen in den betroffenen Gebieten durchgeführt. Primäre Ziele waren die Lokalisierung tatsächlicher sowie GIS-basierte Darstellung potenzieller Brutgewässer auf den Ostfriesischen Inseln, die Charakterisierung aufgefundener Brutgewässer hinsichtlich besiedlungsrelevanter Parameter sowie Hinweise auf bzw. Nachweise von „Problemarten“.

Zielsetzungen/Projektablauf

Folgende Arbeitsschritte wurden durchgeführt:

1. Erstellung einer potentiellen Liste der zu erwartenden Stechmückenarten und der Abgleich ihrer Habitatansprüche mit den (soweit bekannten) vorherrschenden Biotopausprägungen auf den Inseln. - Welche Biotopkomplexe könnten Bruthabitate aufweisen?
2. Flächenscharfe Darstellung der in Frage kommenden Biotopkomplexe mittels GIS auf der Basis einer vorhandenen Biotoptypenkartierung (Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer 2004). - Wo sind geeignete Bruthabitate zu erwarten?
3. Exemplarische Geländeerhebungen auf Baltrum und Langeoog in den als potentielle Bruthabitate in Frage kommenden Biotoptypen. - Sind tatsächlich Wasseransammlungen vorhanden, die räumlich, zeitlich und funktionell geeignete Bruthabitate für Stechmücken darstellen?
4. Charakterisierung der Gewässer im Hinblick auf besiedlungsrelevante Parameter (Gewässergröße, Wassertiefe, Beschattung, Windexposition, Temperatur, Salinität, Prädatoren).
5. Überprüfung, inwieweit und in welchem Umfang die vorgefundenen Wasseransammlungen tatsächlich durch Stechmücken besiedelt sind: Kescherfang von Larven und Puppen an mehreren Terminen; Aufzucht im Labor; Sicht-/Streif-/Hand-/Lichtfallenfang von Imagines; (Determination nach Marshall 1938, Becker et al. 2003, Lechthaler 2005). - Welches sind die Problemarten?
6. Analyse der besiedlungsrelevanten Parameter. - Welche Arten/Artengruppen dominieren in welchen Gewässertypen?
7. Lokalisierung der Biotoptypen mit tatsächlich besiedelten Gewässern im GIS; Abstufung im Hinblick auf Befallsdichte; flächenscharfe, GIS-basierte Übertragung der Ergebnisse mittels vorhandener Biotoptypenkarten auf die übrigen Ostfriesischen Inseln. - Wo sind auf der Inselkette potenzieller Problembereiche?

Ergebnisse

Die Liste potenzieller Stechmücken-Arten für die Ostfriesische Inselkette umfasst 27 Taxa der Gattungen *Anopheles* (4), *Aedes* (2), *Ochlerotatus* (15), *Coquillettidia* (1), *Culex* (3) und *Culiseta* (2). Damit kommen folgende Gewässertypen als potentielle Bruthabitate auf den Inseln in Betracht: Brack- und Süßgewasser, Tümpel, Gräben, Wasseransammlungen in Überflutungsflächen, Sümpfen und Marschen; jeweils sowohl in beschatteter als auch sonnenexponierter Ausprägung.

Der Abgleich der relevanten Gewässertypen und Habitatparameter mit der Situation auf den Inseln führt zu 18 Biotoptypen in den Bereichen der offenen und verbuschten Dünentäler, im eingedeichten Groden sowie auf den Salzwiesen.

Im Rahmen der exemplarischen Geländeerhebungen auf Baltrum und Langeoog wurden in 13 Biotoptypen Gewässer aufgefunden, von denen 67 untersucht wurden (Tab. 1).

Tab. 1: Verteilung der untersuchten Inselgewässer auf die verschiedenen Biotoptypen und hinsichtlich besiedlungsrelevanter Parameter.

		W.führung			Salinität				Windexposition					Prädatoren			
Biotoptyp	Anzahl unters. Gewässer	perennierend	temporär	ephemer	limnisch	oligohalin	mesohalin	polyhalin	vollkommen geschützt	meist geschützt	stellenweise geschützt bzw. offen	meist offen	völlig offen	keine	geringe Abundanz	mittlere Abundanz	hohe Abundanz
Pionier-Dünental	2	1		1			1	1			1	1		1			1
Niedermoor	1		1		1						1			1			
Braunseggensumpf	2	1	1		2					1	1			1		1	
Süßwasser-Röhricht	1		1		1					1				1			
Grünland	2		1	1	2					1	1			2			
Birkenwald	2		1	1	2				2					2			
Erlenwald	1		1		1				1						1		
Feuchtes Dünental/Gewässer	4	4			1			3		1		1	2	2			2
Obere Salzwiese	20	4		16		5	11	4	1	2	7	3	7	2	16		2
Queckenrasen	6	2	1	3			6			2	1	3		1	2	1	2
Strandsimsen-Brackwasser-Röhricht	10	1	4	5			10		1		4	2	3	1	6	2	1
Schilf-Brackwasserröhricht	8	4		4		1	7		1	3	2	1	1	2	5	1	
Offener Salzwiesenbereich	8		5	3		1	6	1			2	1	5	2	5	1	
GESAMT	67	17	16	34	10	7	41	9	6	11	20	12	18	18	35	6	8

In insgesamt 9 der 13 Biotoptypen mit Gewässern wurden im Jahr 2008 Stechmücken nachgewiesen. Bedeutende Populationsgrößen bis hin zu Massenentwicklungen ließen sich allerdings lediglich in den halomorphen Gebieten der Oberen Salzwiesen und der Brackwasser-Röhrichte feststellen (Tab. 2). Die höchsten Artenzahlen waren in den Brackwasser-Röhrichten zu verzeichnen.

Tab. 2: Arten- und Individuenzahlen der im Jahr 2008 auf Baltrum und Langeoog festgestellten Stechmücken.

Biotoptyp	Arten	Individuen
Pionier-Dünental	2	7
Niedermoor	2	14
Birkenwald	3	22
Erlenwald	1	16
Obere Salzwiese	4	16076
Queckenrasen	4	261
Strandsimsen-Brackwasser-Röhricht	7	13761
Schilf-Brackwasserröhricht	5	24140
Offener Salzwiesenbereich	5	2640
GESAMT	8	56937

Insgesamt wurden 8 Taxa festgestellt. Die mit Abstand häufigste Art war *Ochlerotatus detritus*. Fast 10.000 Individuen (17 % der Gesamtindividuenmenge) waren bis auf das Artniveau bestimmbar. Bei einer Übertragung der Verhältnisse innerhalb der Gattung *Ochlerotatus* (55.000 Individuen) lässt sich für *O. detritus* einen Anteil von 87 % der Individuenmenge aller gefangenen Stechmücken abschätzen. Die zweithäufigste Art war *Ochlerotatus caspius* mit ca. 9 % der

Gesamtindividuenmenge. Die übrigen Arten traten im Hinblick auf die Individuenzahlen weit zurück: Die dritte Art der Gattung (*Ochlerotatus dorsalis*) sowie die beiden Arten der Gattung *Culex* (*C. pipiens*, *C. torrentium*) und die beiden Arten(-komplexe) der Gattung *Anopheles* (*A. maculipennis-Komplex*, *A. claviger*) und *Culiseta annulata* machten zusammen lediglich 4 % der Gesamtindividuenmenge aus.

Die drei Vertreter der Gattung *Ochlerotatus* zeigen deutliche Präferenzen für die brackigen Bereiche. Die eudominante *O. detritus*, auf die die in den Vorjahren aufgetretenen Massenanflüge sehr wahrscheinlich zurückzuführen sind, findet sich auch in den Süßgewässern im Inselzentrum, hier allerdings in deutlich geringeren Individuenzahlen. Dass die Art zumindest als Imago auch den bewohnten Bereich der Insel erreicht, belegen über 100 Individuen, die mithilfe der Lichtfalle im Ortskern von Baltrum gefangen wurden. *C. pipiens* zeigt ein breites Habitatspektrum, tritt aber überall nur in geringer Individuenzahl auf. Auch sie wurde im Ort durch die Lichtfalle bestätigt, allerdings ebenfalls nur in wenigen Individuen. Die übrigen Arten wurden nur in wenigen Exemplaren nachgewiesen, sodass zunächst keine Aussagen zur Habitatpräferenz auf den Inseln möglich sind.

Hinsichtlich der Habitatpräferenzen zeigen die gewonnenen Daten, dass die dominierende Art *O. detritus* schwerpunktmäßig in oligo- bis mesohalinen Gewässern auftritt (Tab. 3). Sie kann aber (in deutlich geringeren Populationsdichten) auch Süßgewässer und polyhaline Gewässer besiedeln. Die Art wurde nur in Ausnahmefällen in perennierenden Gewässern angetroffen; die höchsten Individuenzahlen wurden in Temporärgewässern und in ephemeren Wasseransammlungen ermittelt. Im Hinblick auf die Windexposition des Brutgewässers scheint *O. detritus* offensichtlich relativ unempfindlich: Sie entwickelt sich sowohl in windgeschützten als auch in offenen Gewässern. Bei Vorhandensein einer größeren Anzahl relevanter Prädatoren wurden niedrigere Individuenzahlen von *O. detritus* verzeichnet.

Tab. 3: Verteilung der 2008 auf den Ostfriesischen Inseln festgestellten Stechmücken-Taxa im Hinblick auf besiedlungsrelevante Parameter (1 = Einzelfunde, 2 = vereinzelt und geringe Individuenzahlen, 3 = zerstreut und meist mittlere Individuenzahlen, 4 = verbreitet und oft hohe Individuenzahlen, 5 = weit verbreitet und z.T. massenhaft).

	Salinität				Wasserführung			Windexposition					Prädatoren			
	limnisch	oligohalin	mesohalin	polyhalin	perennierend	temporär	ephemer	völlig geschützt	größtenteils geschützt	stellenweise geschützt	größtenteils offen	völlig offen	keine Prädatoren	geringe Prädatoren-Dichte	mittlere Prädatoren-Dichte	hohe Prädatoren-Dichte
Anopheles claviger	.	.	1	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.
Anopheles maculipennis-Komplex	.	.	2	.	1	3	2	.	.	3	2	2	.	2	3	1
Culex pipiens	2	1	.	.	2	2	1	2	1	.	2	.	3	.	.	2
Culex torrentium	2	.	1	.	.	2	.	2	.	.	.	1	2	.	1	.
Culiseta annulata	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.
Ochlerotatus caspius	.	1	4	1	1	4	3	.	2	3	2	4	1	4	4	.
Ochlerotatus detritus	2	3	5	3	2	5	5	4	4	5	5	5	3	5	5	2
Ochlerotatus dorsalis	.	.	3	.	.	3	2	.	3	3	2	3	.	3	3	.

O. caspius und *O. dorsalis* weisen offenbar ähnliche Habitatpräferenzen auf wie *O. detritus*: Sie präferieren mesohaline Gewässer. *O. caspius* trat auch in oligo- bis polyhalinen Tümpeln auf. Perennierende Gewässer werden gemieden. Stärkere Windexposition wird offensichtlich ebenfalls toleriert. Höherer Prädationsdruck führt zum Verschwinden der Arten.

Die Fänge von *C. pipiens* bestätigen das bekannte breite Lebensraumspektrum: Sie findet sich vorzugsweise in limnischen Systemen, meidet die oligo- bis mesohalinen Gewässer aber nicht vollständig. Wasserstandsschwankungen toleriert *C. pipiens*, sie wurde auf den Inseln in perennierenden als auch temporären und ephemeren Gewässern gefunden. Die Art bevorzugt auf den Inseln aber im Gegensatz zu *Ochlerotatus* offenbar windgeschützte Bereiche und wurde in offenen Gewässern seltener gefunden. Die Präsenz von Prädatoren dürfte sich auch auf *C. pipiens* auswirken, die 2008 vorgefundenen geringen Individuenzahlen lassen aber kein eindeutiges Bild erkennen.

Zusammenfassende Diskussion

Aufgrund der Befunde, die im Jahr 2008 auf Baltrum und Langeoog gewonnen wurden, weisen Außendeichsflächen und Bereiche mit temporären/ephemeren und leicht bis mittel starken Brackgewässern die wichtigsten Stechmücken-Bruthabitate auf. Besonders bedeutsam sind Brackwasser-Röhrichte mit Strandsimse und/oder Schilf sowie obere Salzwiesenbereiche mit Brackwasser-Blänken ohne Meeresanschluss. Diese Bereiche sind auf allen Inseln m.o.w. großflächig vorhanden und gehören überwiegend zum Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. V.a. durch das dominante bis massenhafte Auftreten der Art *O. detritus*, die auf solche wechselnden Wasserverhältnisse im Küstenraum optimal angepasst ist, liegt der Fokus (zunächst) auf diesen Bereichen. Inwieweit für die Ansiedlung/Ausbreitung oder zumindest für die Massenentwicklungen von *O. detritus* langfristige Klimaänderungen oder nur Ausnahme-Witterungsbedingungen eine Rolle spielten, kann derzeit nicht bewertet werden. Es kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass sich *O. detritus* erst in den letzten Jahrzehnten oder Jahren im niedersächsischen Küstenraum angesiedelt oder zumindest ausgebreitet hat. Hinweise in der einschlägigen Literatur auf Nachweise dieser Art für den niedersächsischen Küstenraum finden sich nicht (vgl. z.B. Struve 1939). Einzelne ältere Nachweise von der schleswig-holsteinischen Küste sind seit langem bekannt (Kröber 1935).

Inwieweit andere Arten wie z.B. der Gattung *Anopheles* (darunter Arten, die bis Mitte des letzten Jahrhunderts auch in Norddeutschland Überträger der Malaria waren) auf den Inseln weit verbreitet sind, konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Auf den beiden untersuchten Inseln sind die bevorzugten Bruthabitate (perennierende Süßgewässer, Gräben etc.) zwar vorhanden. In unseren Untersuchungen ließen sich aber lediglich die beiden Artkomplexe *Anopheles maculipennis* und *A. claviger* finden. Eine Aufschlüsselung mit Hilfe einer PCR (z.B. Proft 1999) erfolgte nicht. *Anopheles maculipennis* wurde durchaus in größeren Individuenzahlen, z.T. auch in Brackgewässern, festgestellt. Auf den anderen Inseln kann die Situation anders aussehen, sofern mehr und andere Süßgewässertypen vorliegen. Untersuchungen im nordwestdeutschen Marschengebiet belegten das Vorkommen sowohl von *A. artroparvus* als auch von *A. messeae* und *A. claviger*, die dort in Gräben zahlreich gefunden wurden (Wilke et al. 2006).

Bei Überlegungen zum zukünftigen Umgang mit möglichen Plageereignissen durch Stechmücken muss die Lage der Habitate im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer berücksichtigt werden. In der internationalen Literatur sind zahlreiche Maßnahmen zur Stechmückenbekämpfung publiziert (z.B. Tietze & Mulla 1991; World Health Organization 1982). Die Vorgehensweisen lassen sich grundsätzlich in drei Gruppen einteilen: (i) Applikation chemischer (toxischer) Substanzen, (ii) Einsatz biologischer Bekämpfungsmaßnahmen (Pathogene, Prädatoren) und (iii) habitatverändernde

Maßnahmen. Vergleichende Untersuchungen kommen allerdings zu dem Schluss, dass kurz-, mittel- und langfristige Folgen dieser Einflüsse auf das Wattenmeer besonders schwer zu bewerten sind (z.B. Dale und Hulsman 1990). Vielfach sind diese Zusammenhänge längst nicht ausreichend verstanden und es treten völlig unerwartete Effekte auf. Gerade von der im vorliegenden Fall offensichtlichen Problemart *O. detritus* sind Habitatbindung und Populationsdynamik bisher kaum untersucht. Deshalb können derzeit keine verlässlichen Hinweise auf geeignete, gezielte Bekämpfungsmaßnahmen formuliert werden.

Insbesondere bei Überlegungen zu Eingriffen in die Landschaft zwecks Habitatveränderung muss selbstverständlich die Kompatibilität mit den Hauptzielen des Nationalparks, d.h. dem Prozessschutz, berücksichtigt werden. Darüber hinaus muss aber auch grundsätzlich deutlich gemacht werden: Gleich welcher Art mögliche Bekämpfungsmaßnahmen sein würden: jede Form des Managements wird Einfluss auf die trophischen Bedingungen in den Bruthabitaten der Stechmücken nehmen. Diese Maßnahmen werden mit großer Wahrscheinlichkeit in der einen oder anderen Weise eine Modifikation der Produktivität dieser Systeme nach sich ziehen. Das Ausmaß bzw. die Bedeutung dieser Änderung kann derzeit zwar nicht konkret bewertet werden, infolge der veränderten Nahrungsbeziehungen müssen jedoch auch Einflüsse auf Fisch- und Vogelnährtiere erwartet werden.

Literatur

Becker, N., Zgomba, M., Petric, D., Dahl, C., Boase, C., Lane, J., Kaiser, A. (2003): Mosquitoes and Their Control. New York: Kuwer Academics & Plenum Publishers, 1. ed.

Dale, P.E.R., Hulsman, K. (1990): A critical review of salt-marsh management methods for mosquito-control. – Reviews in Aquatic Sciences 3: 281-311.

Kröber, O. (1935): Dipterenfauna von Schleswig-Holstein und den benachbarten westlichen Nordseegebieten. IV. Teil: Diptera Nematocera. – Verh. Ver. naturwiss. Heimatforsch. Hamburg 24: 81-156.

Lechthaler, W. (2005): Culicidae - Key to Larvae, Pupae and Males from Central and Western Europe. Wien: Eutaxa.

Marshall, J.F. (1938): The British Mosquitoes. The Oxford University Press. Oxford.

Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (2004): Vegetationskartierung der terrestrischen Bereiche des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer – FFH-Lebensraum- und TMAP-Typen. Wilhelmshaven, Hildesheim.

Niedringhaus, R. (2008): Zum Kenntnisstand der Mückenfauna auf den Ostfriesischen Inseln (Diptera: Nematocera). Kritisches Artenverzeichnis anhand von Literaturdaten. - In: Niedringhaus, R., Haeseler, V., Janiesch, P. (Hrsg.): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln. – Schr.R. Nationalpark Nieders. Wattenmeer 11: 341-348.

Proft, J., Maier, W.A., Kampen, H. (1999): Identification of six sibling species of the Anopheles maculipennis complex (Diptera : Culicidae) by a polymerase chain reaction assay. Parasitology Research 85: 837-843.

Struve, R. (1939): Ein Beitrag zur Dipterenfauna der Nordseeinsel Borkum. – Abh. naturwiss. Ver. Bremen 31: 567-571.

Wilke, A., Kiel, E., Schröder, W., Kampen, H. (2006): Anophelinae (Diptera: Culicidae) in ausgewählten Marschgebieten Niedersachsens: Bestandserfassung, Habitatbindung und Interpolation. Mitteilungen Deutsche Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 15: 357-362.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Hochmoorrenaturierung -Zeitliche Aspekte der Wiederbesiedlung

Andrea Lipinski & Ellen Kiel

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

Keywords: Makrozoobenthos, Hochmoor, Renaturierung, Sukzession

Einleitung

Hochmoore waren und sind aufgrund ihrer flächenhaften Ausdehnung ein wesentlicher Bestandteil des Landschaftsbildes in Nordwestdeutschland. Entwässerung, landwirtschaftliche Nutzung und industrieller Torfabbau haben im vergangenen Jahrhundert vielerorts eine großflächige Zerstörung der Hochmoore bedingt (Abb.1) (Lavoie et al. 2005). Heute übliche Renaturierungsbemühungen fordern deshalb i. d. R. zunächst eine konsequente Wiedervernässung. In großflächigen Abtorfungsgebieten bedarf es dazu der Anlage von Poldern, in denen bei reguliertem Wasserstand das Wachstum von Torfmoosen begünstigt wird (Nick 2001). Diese Renaturierungspolder werden jeweils nach Abschluss der Abtorfung angelegt. In den großflächigen Renaturierungsgebieten Niedersachsens entstanden und entstehen so nebeneinander Wiedervernässungsflächen unterschiedlichen Alters und Entwicklungsstandes.

Unklarheit besteht über den Erfolg dieser Renaturierungsprozesse auf faunistischer Ebene (Nick 2001, Kiel 2003, Lipinski & Kiel 2008). Während der Vegetationsperiode 2006 wurde deshalb im Juli und im Oktober die aquatische Fauna unterschiedlich alter Polder (2-, 12-, 14- und ca. 25 Jahre nach Renaturierungsbeginn) mit Standardverfahren untersucht. Die Ergebnisse wurden mit analog erhobenen Daten aus nicht abgetorften Referenzgebieten verglichen. Dabei sollten gebiets- und altersspezifische Charakteristika der Untersuchungsflächen erfasst und die Frage geklärt werden, ob sich die Makroinvertebratenfauna der nicht abgetorften Wiedervernässungsflächen qualitativ und quantitativ von der Fauna der abgetorften Wiedervernässungsflächen unterscheidet. Es wurde erwartet, dass erhebliche Unterschiede zwischen den nicht abgetorften und abgetorften Flächen bestehen. Die weniger gravierende Zerstörung und der höhere Strukturreichtum der nicht abgetorften Flächen gab Anlass zu dieser Annahme. Weiterhin soll die Frage geklärt werden, ob im Sukzessionsverlauf die Bedeutung der euryöken Arten gegenüber den stenöken Charakterarten abnimmt. Mit zunehmendem Alter der Renaturierungsflächen, verbunden mit der Entwicklung moortypischer Vegetations- und Habitatstrukturen, ist zu erwarten, dass der Anteil charakteristischer Arten zunimmt.

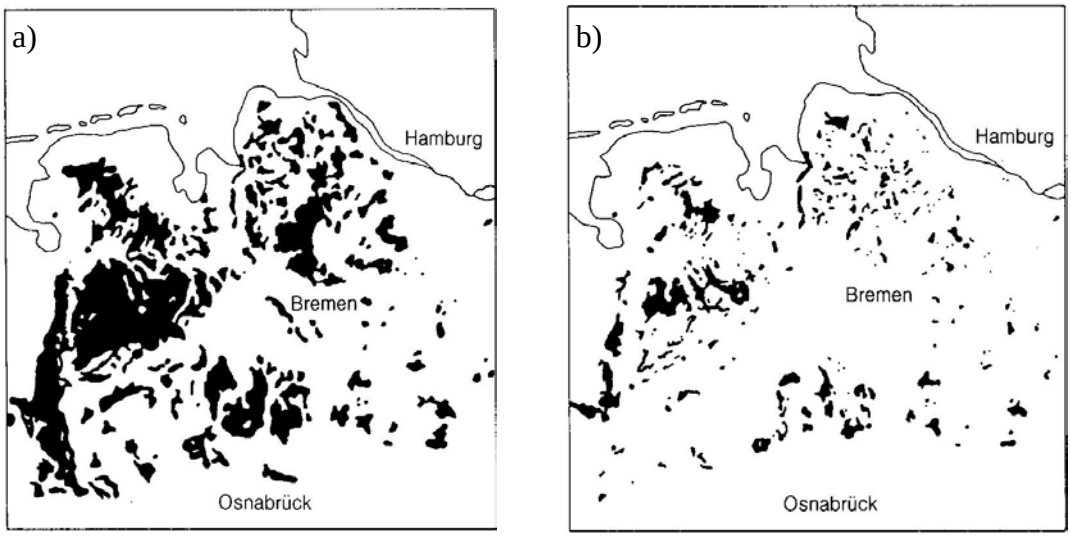


Abb. 1: Vorkommen nicht kultivierter Moore in Niedersachsen: a) Ende 18. Jh., b) Mitte 20. Jh.; Succow & Jeschke (1986): Moore in der Landschaft.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Die ausgewählten Untersuchungsräume befinden sich in großen Abtorfungsgebieten im äußersten Nordwesten Niedersachsens, zwischen Aurich und Papenburg. Im Rahmen dieser Arbeit wurden zum einen zwei nicht abgetorfte Gebiete bearbeitet, d.h. die Dobbe (D) im NSG Ewiges Meer (LK Aurich) und das Lengener Meer (LM, LK Leer). Diese so genannten Heile Haut Flächen sind natürlich entstandene Hochmoorkolke, die zwar entwässert, aber nicht mit abgetorft wurden und im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen vor 25 Jahren wiedervernässt wurden. In Bezug auf strukturelle und hydrologische Aspekte kommen Heile Haut Flächen den natürlichen Hochmooren in dieser Region so weit als möglich nahe (Kiel 2003). Weiterhin wurden zwei Gebiete untersucht, die bis auf Schwarztorf abgetorft und dann wiedervernässt wurden (Leegmoor (Leeg), LK Emsland und Stapeler Moor (Stap), LK Leer). In diesen Gebieten wurden jeweils drei Untersuchungsflächen, verschiedenen Alters (2-, 12-, 14-, und 25 Jahre nach Wiedervernässung) eingerichtet.

Methoden

Im Juli 2006 wurde in den ausgewählten acht Untersuchungsflächen je ein Probenahmetransekt festgelegt und dauerhaft markiert. Das Transekt von 100 m Länge und 5 m Breite wurde in 20 Teiltransekte von 5 m x 10 m unterteilt, und repräsentiert den flächentypischen Gradienten der Vegetations- bzw. Wasserbedeckung. In jedem Tansekt wurde jeweils ein repräsentatives Teiltransekt zur Erfassung der aquatischen und semiaquatischen Fauna beprobt.
Die Erfassung der Makroinvertebratenfauna erfolgte im Juli und im Oktober 2006 mit Hilfe des Schöpf- und Greiferverfahrens (Abb. 2). Das Schöpfverfahren eignet sich zur Untersuchung von moosarmen oder moosfreien kleinen und großen Wasserflächen (Probenahme vgl. Lipinski & Kiel, 2006). Zur Entnahme der Moosproben im Bereich von Moospolstern, Schwingrasen etc. kam der Moosgreifer zum Einsatz. Nach dem Prinzip des „Van Veen-Greifers“ konzipiert (vgl. Kiel 2003), erfasst das aus Edelstahl bestehenden Geräte ein definiertes Substratvolumen (456 ml). Pro Fläche wurden randomisiert jeweils fünf Schöpf- und Greiferproben genommen.

Das Probenmaterial wurde in Ethanol (96%) überführt, anschließend im Labor aussortiert. Die Tiere wurden nach Großgruppen getrennt und soweit möglich, auf Gattungs- oder Artniveau bestimmt.

a)

b)

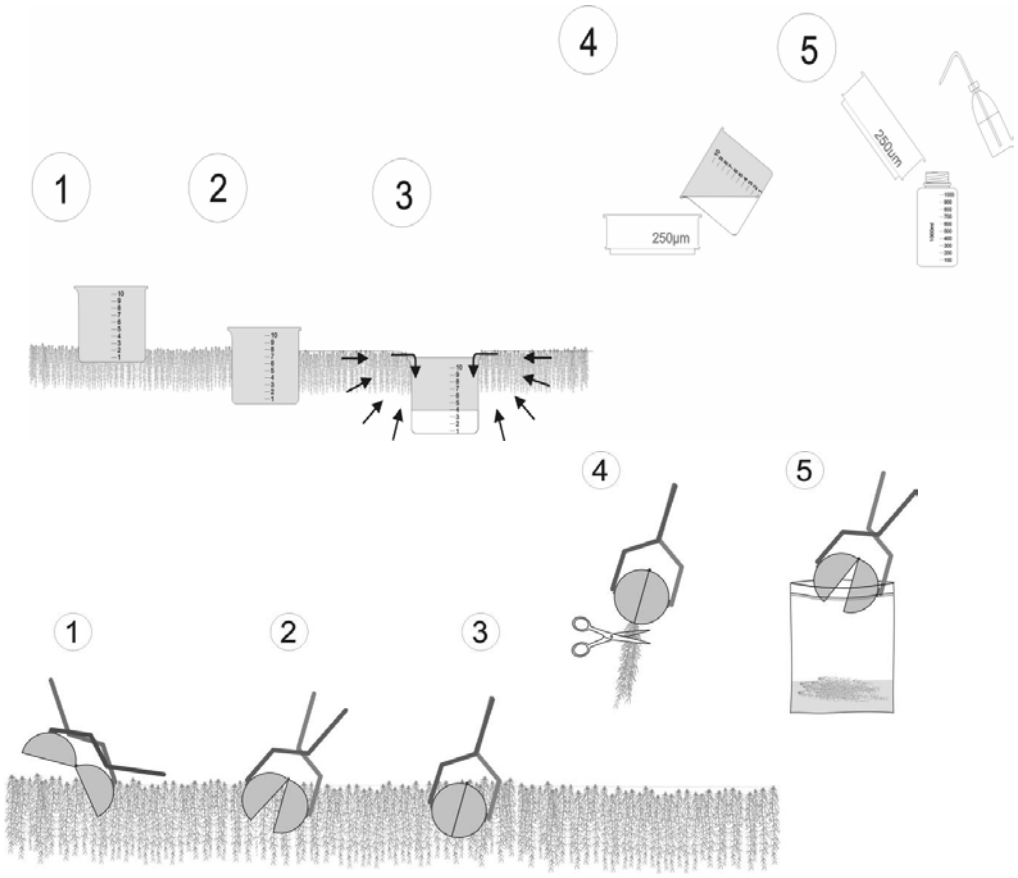


Abb. 2: Schematische Darstellung des Schöpf- (a) und Greiferverfahrens (b), Zahlen: erklären die Reihenfolge zur Vorgehensweise der Probenahme.

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

Tab. 1: Definition der in den Untersuchungsflächen vorhandenen Strukturklassen.

Bezeichnung	Dichte der dominaten Moose	Anteil Moosefläche (%)	Anteil Wasserfläche (%)	Strukturklassen
offene Wasserfläche		0	100	1
flutende Moose	locker	5-20	80-95	2a
	dicht	20-50	60-80	2b
Moosdecke	locker	50-75	30-50	3a
	dicht	75-90	10-30	3b
Moospolster	nass	90-100	0-20	4a
	feucht	100	0	4b

Ergebnisse

Vegetationsstruktur

Abbildung 3 zeigt die prozentualen Anteile der Strukturklassen in den Teiltransekten der Untersuchungsflächen exemplarisch für die unterschiedlichen Sukzessionsstadien. Stap12 steht für die mittelalten abgetorften Wiedervernässungsflächen, Leeg25 steht für die alten abgetorften Wiedervernässungsflächen und die Dobbe (D) zeigt die Strukturanteile der Heilen Haut Flächen. Die jungen Wiedervernässungsflächen werden nicht graphisch dargestellt, da sie nur von einer Struktur dominiert werden (100% offene Wasserfläche).
Die nicht abgetorften Flächen Lengener Meer (LM) und Dobbe (D) wiesen höchste Anteile der Strukturklassen 4b (Moospolster feucht) und 1 (offene Wasserfläche) auf, die Übergangsstrukturen 2 (flutende Moose) und 3 (Moosdecke) waren in diesen Flächen nur in geringen Anteilen vorhanden (Abb. 3).
In den abgetorften Flächen hingegen dominierten genau diese Übergangsstrukturen. Dort waren die Übergänge von trocken nach nass fließender als in den nicht abgetorften Flächen.

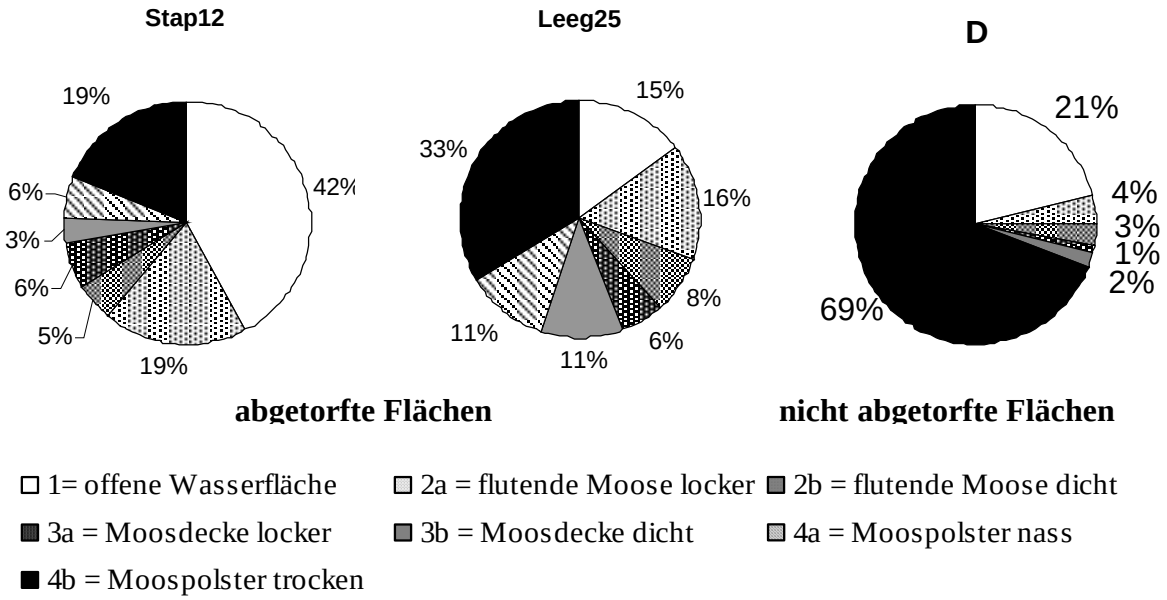


Abb. 3: Prozentualer Anteil der Strukturklassen (vgl. Tab. 1) in den Transekten der Untersuchungsflächen. Stap12: 12jährige Fläche Stapeler Moor, Leeg25: 25jährige Fläche Leegmoor, D: Dobbe.

Artenzahlen und Individuendichten

Im Untersuchungszeitraum wurden mit Hilfe der Schöpf- und Greiferprobenahme (Juli, Oktober 2006) insgesamt 158 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung (ThO) erfasst. Mit dem randomisierten Schöpfverfahren wurden 93 Arten/ThO und mit dem randomisierten Greiferverfahren 70 Arten/ThO erfasst (Abb. 4). Sowohl im Juli als auch Oktober war die Dobbe die artenreichste Fläche. Die jungen abgetorften Flächen wiesen durchschnittlich geringere Taxazahlen auf (40-42 Taxa) als die alten abgetorften Wiedervernässungsflächen (bis zu 80 Taxa). Insgesamt wurde deutlich, dass die alten abgetorften Flächen (Leeg25, Stap25) sowie die nicht abgetorften Flächen (LM, D) die höchsten Individuenzahlen aufwiesen (Abb.4).

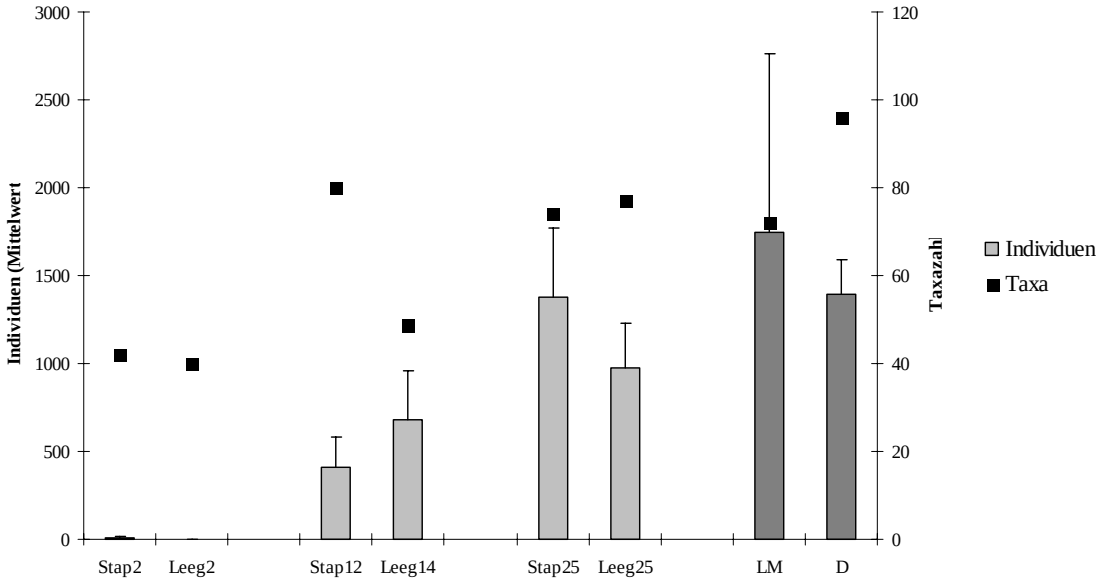


Abb. 4: Taxa- (Punkte) und Individuenzahlen (Balken: Mittelwerte und Standardfehler) der randomisierten Schöpf- und Greiferproben der unterschiedlich alten abgetorften Wiedervernässungsflächen und der nicht abgetorften Moorflächen, Juli/Oktober 2006.

Gemeinschaftsstruktur

Die Abbildung 5 zeigt eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Schöpf- und Greiferproben vom Juli 2006. Mit einem Eigenwert der ersten Achse von 0,379 und der zweiten Achse mit 0,187 war besonders die Auftrennung entlang der ersten Achse bedeutend.

Entlang dieser Achse unterschieden sich die jungen abgetorften Wiedervernässungsflächen Leeg2 und Stap2 hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung sehr deutlich von den restlichen Flächen (Abb. 5). Beide Flächen wiesen hohe Anteile von Diptera, speziell Chironomidae, auf. Weiterhin trennen sich entlang der ersten Achse die abgetorfte Fläche Stap25 und die nicht abgetorfte Fläche in der Dobbe von den restlichen Flächen ab. Sehr hohe Anteile von Acari, der Ephemeroptera *Leptophlebia vespertina*, sowie den Heteroptera *Hebrus ruficeps* Thomson, 1870 und *Microvelia reticulata* Burmeister, 1835 und der Diptera *Ablabesmyia phatta* (Egger, 1863) sind der Grund für die Abtrennung dieser Flächen. Dennoch weisen diese beiden Probeflächen weitere Unterschiede in ihrer Artenzusammensetzung auf. *Asellus aquaticus* (Linnaeus, 1758) (Isopoda), *Graphoderus zonatus* (Hoppe, 1795) (Coleoptera) und Oligochaeta, Nematoda waren bestimmende Arten/ThO der Dobbe. Dagegen waren in der 25jährigen Fläche im Stapeler Moor vor allem eine andere Zusammensetzung der Käferfauna sowie ein hoher Anteil an Großlibellen bestimmend.

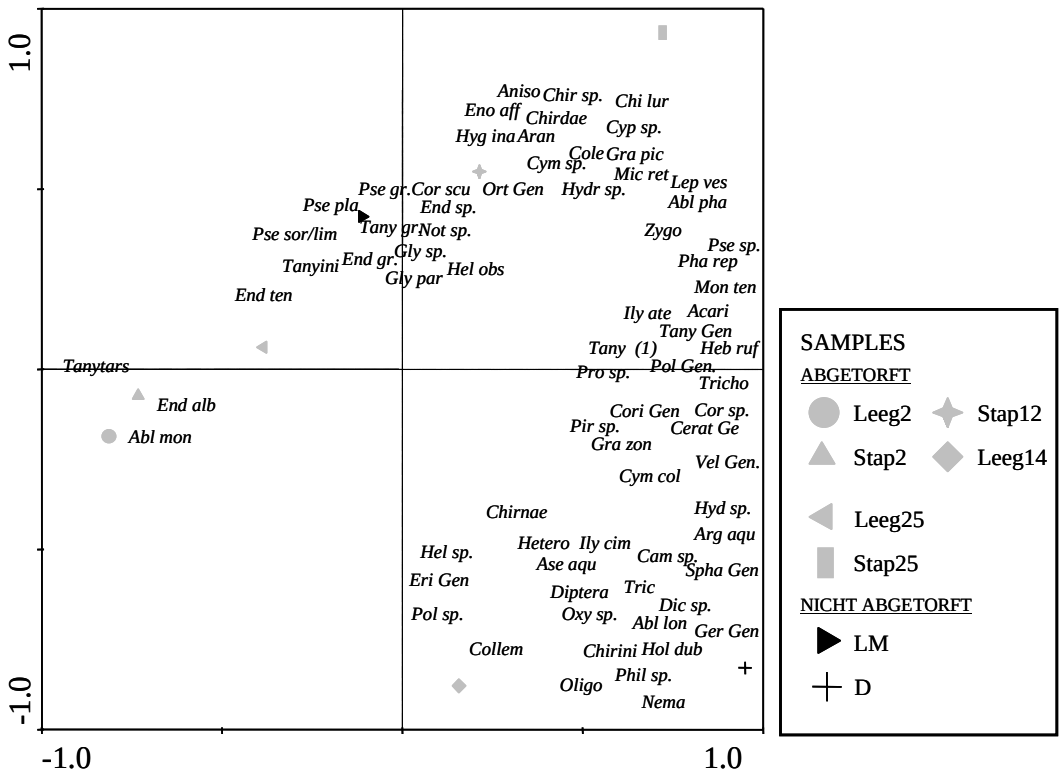


Abb. 5: PCA der Arten/ThO und Individuenzahlen der randomisierten Schöpf- und Greiferproben (Juli 2006). Daten log-transformiert (dekadisch). Eigenwerte: 1. Achse 0,379; 2. Achse 0,187. Beide Achsen erklären 56,5% der Artenvariabilität.

Euryöke und Stenöke Arten

Zu jeder erfassten Art wurden Angaben zum bevorzugten Lebensraum (Biotop) und der Moorbindung aus der Literatur entnommen. Auf dieser Grundlage erfolgte die Einstufung der Arten in stenök und euryök (Lipinski 2009). Als stenök wurden in dieser Untersuchung Arten definiert, die an den Lebensraum Hochmoor sehr stark gebunden sind (tyrphobiont) und Arten, die Hochmoore bevorzugen (tyrphophil). Alle anderen Arten, die diese Kategorien nicht erfüllen, wurden als euryök eingestuft. Von den 58 Arten zählen nur 12 Arten als stenök, der Rest gehörte zu den euryöken Arten.

Eine Regression der stenöken und euryöken Arten entlang des Flächenaltergradienten zeigt, dass die stenöken Arten nicht signifikant mit dem Flächenalter zunehmen und der Anteil der euryöken Arten nicht abnimmt (Abb. 6).

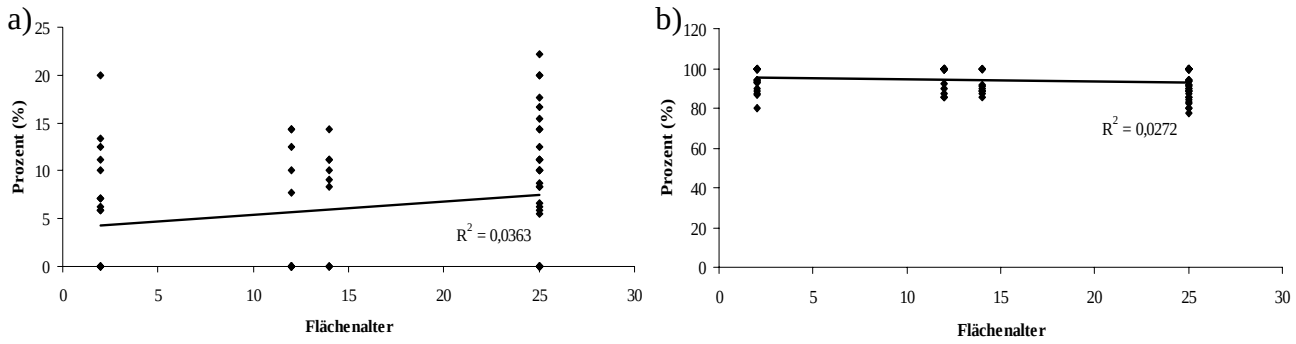


Abb. 6: Regression der Artenzahlen der a) stenöken (R^2=0.036; p=0,0910) und b) euryöken Arten (R^2=0.027; p=0,1360) entlang des Flächenaltergradienten.

Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die zeitliche Entwicklung von Wiedervernässungspoldern ehemaliger Hochmoorflächen mit einer deutlichen Veränderung der Fauna einhergeht. Während in jungen Wiedervernässungsstadien (2 Jahre) insbesondere Chironomidae in hohen Dichten siedeln, kennzeichnet ältere Flächen (ca. 25 Jahre) das Auftreten zahlreicher Arten der Heteroptera und Coleoptera. Diese Entwicklung scheint weniger von abiotischen Veränderungen des Wasserkörpers, als von der Vegetations- und Strukturentwicklung beeinflusst zu sein (Kiel 2003). Während die abiotischen Faktoren der jungen sowie der alten Wiedervernässungsflächen in normalen Schwankungsbereichen von Hochmooren liegen (Lipinski & Kiel 2008), weisen die jungen Wiedervernässungsflächen keine Torfmoose und andere Vegetationsstrukturen auf und sind eher strukturarm. Das Fehlen von Vegetation, speziell der Torfmoose, in den ersten Jahren der Sukzession führt zu starken Schwankungen im Wasserregime (Nick 2001). Dies verleiht den entstanden Gewässern einen temporären Charakter, den viele Arten nicht tolerieren. Dagegen sind viele Vertreter der Chironomidae Primärbesiedler (Dettinger-Klemm 1996), die mit solchen Bedingungen zu Recht kommen, was wiederum deren starkes auftreten in den jungen Flächen erklärt. Weiterhin fehlt es in diesen Flächen an Habitatangeboten und Versteckmöglichkeiten vor Räubern. Der Unterschied im Artenaufkommen zwischen den älteren Sukzessionsstadien liegt wahrscheinlich in dem höheren Anteil an Übergangsstrukturen in den älteren abgetorften Flächen begründet. Dieser scheint insgesamt das Habitatangebot für einige Arten attraktiver zu gestalten. Möglicherweise ist in den nicht abgetorften Wiedervernässungsflächen, aufgrund der geringeren Anteile an Übergangsstrukturen, der Konkurrenzdruck zwischen den Arten höher, so dass Arten wegfallen oder sich nicht etablieren können. Während generell mit der Zeit eine Annäherung der Abtorfungsflächen hin zu naturnäheren Moorflächen erfolgt, zeigen sich aber auch Unterschiede in der Faunengemeinschaft zwischen gleich alten Wiedervernässungsflächen. Diese deuten darauf hin, dass flächenspezifische Charakteristika bei der Entwicklung der Flächen und der Zusammensetzung der Fauna eine Rolle spielen können.

Literatur

Dettinger-Klemm, P. M. A., Bohle, H. W. (1996): Überlebensstrategien und Faunistik von Chironomiden (Chironomidae, Diptera) temporärer Tümpel. - *Limnologica* 28: 403-421.

Kiel, E. (2003): Regeneration von Hochmooren- Bedeutung der aquatischen Fauna für Bewertung und Management. - *Niedersächsische Umweltstiftung, unveröffentlichter Projektbericht*.

Lavoie, C., A., S.-L., Lachance, D. (2005): Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 years of monitoring. - *Wetlands Ecology and Management* 13: 621-633.

Lipinski, A. (2009): Vergleichende Untersuchung der aquatischen und semiaquatischen Fauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens unter Berücksichtigung von Aspekten des Flächenmanagements und der Biotopvernetzung. Universität Oldenburg, *unveröffentlichter Projektbericht*.

Lipinski, A., Kiel, E. (2008): Vergleichende Untersuchung der aquatischen und semiaquatischen Fauna ausgewählter Hochmoorrenaturierungsgebiete Niedersachsens. - *DGL Tagung, Tagungsbericht 2008*: 103-108

Lipinski, A., Kiel, E. (2006): Moorrenaturierung in Niedersachsen - Vergleichende Untersuchung aquatischer Habitate. - *DGL Tagung, Tagungsbericht 2006*: 263-267.

Nick, K.-J., Löpmeier, F.-J., Schiff, H., Blankenburg, J., Gebhardt, H., Knabke, C., Weber, H. E., Främbs, H., Mossakowski, D. 2001. Moorrgeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung. Angewandte Landschaftsökolgie.

Succow, M., Jeschke (1986): Moore in der Landschaft, 2. Aufl. - *Urania-Verlag*, S.268.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Ochlerotatus detritus: Anpassung an temporäre Gewässer?

Renke Lühken & Ellen Kiel

Arbeitsgruppe Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg, renke.luehken@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: mosquito, Culicidae, Ochlerotatus detritus, temporary environment, drying, density of larvae

Einleitung

Die Anpassungen von Stechmücken an temporäre Gewässer waren Inhalt vieler Untersuchungen (z.B. Bradshaw & Holzapfel 1988; Schäfer & Lundström 2006). Studien zur Art Ochlerotatus detritus (Haliday, 1833) sind jedoch selten (z.B. Remmert 1955), obwohl die Art häufig in temporären Gewässer auftritt (Renke Lühken, in Vorbereitung). Das Ziel dieser Studie war die experimentelle Bestimmung von Einflüssen konstanter, abnehmender und austrocknender Wassersituationen in Verbindung mit unterschiedlichen Larvendichten. Eine weitere Untersuchung hatte die Trockenresistenz der Puppen zum Thema.

Material und Methoden

Stechmückenlarven und -puppen für die beiden Experimente stammten von der Ostfriesischen Insel Baltrum (Niedersachsen, Norddeutschland) und wurden am 13. Juli 2008 in einem durch O. detritus dominierten Gewässer gefangen. Das Experiment startete am selben Tag und die Stechmücken wurden zufällig einem Experimentaldesign zugewiesen. Die Temperatur lag bei 20,4 °C (± 2,4 °C), die Luftfeuchtigkeit bei 72,1 % (± 11,5 %) und die Photoperiode war 16L:8D. Zum Einsetzen der Stechmücken in die Experimentalbecher wurden Plastikpipetten (VWR©, Pasteur Pipette, 7 mL, nicht steril) benutzt. Die Plastikbecher hatten folgende Maße: Unterer Durchmesser: 5 cm; Oberer Durchmesser: 8 cm. Vor der Verwendung wurde das eingesetzte Leitungswasser zunächst für 24 Stunden offen stehen gelassen, um flüchtige Chemikalien zu reduzieren. Der eingesetzte Boden stammte aus dem Herkunftsgewässer der Stechmücken. Als Fischfutter diente der zermörserte TetraMin®-Wafer Mix (Tetra, Melle, Deutschland). Alle Stechmücken wurden bestimmt: Imagines und Larven mit dem Schlüssel von Becker et al. (2003), Puppen und Exuvien mit dem elektronischen Schlüssel von Lechthaler (2005). Bei allen statistischen Tests kam das Statistikprogramm XLSTAT© Version 7.5.2. zum Einsatz. Es wurde jeweils ein Becher als ein Replikat analysiert.

Experiment 1

Jeder Becher enthielt 10 g Boden und 300 mL Leitungswasser. Pro Larve wurden alle zwei Tage 0,75 mg Fischfutter gegeben. Plastikdeckel verhinderten das Entkommen der Imagines. Angepasst an Schäfer & Lundström (2006) hatte das Experiment ein zweifaktorielles Design mit unterschiedlicher Larvendichte (1 Larve/25 Larven) und Wasserregime (konstant, abnehmend und austrocknend). Konstant bedeutete, dass regelmäßig deionisierte Wasser hinzugefügt wurde, um ein kon-

stantes Wasserlevel zu halten. Im abnehmenden Wasserregime entfernten wir mit einer Eppendorff©-Pipette (Volumen: 10 mL) Wasser: 50 mL (Tag 4), 50 mL (Tag 5) und 10 mL (Tag 6, 7 und 8). Das austrocknende Wasserregime ähnelte dem abnehmenden Wasserregime, aber an Tag 6 wurde das gesamte Wasser bis zum Stranden der Larven entfernt. Geschlüpfte Stechmücken wurden täglich mit Exhaustor abgesammelt und in Ethanol (70 %) konserviert. Die relative Überlebensrate bis zur Imago wurde pro Becher bestimmt. Zur Vermeidung von Pseudoreplikationen wurde Mittelwerte pro Becher bei der Analyse der Entwicklungsdauer eingesetzt. Das Gesamtexperimentaldesign war: Zwei Larvendichten, drei Wasserregime und jeweils fünf Replikate (insgesamt 400 Stechmückenlarven in 30 Bechern). Die Überlebensrate und das Geschlechterverhältnis wurde mit einer two-way ANOVA mit zwei qualitativen Faktoren analysiert: Lavendichte (niedrig oder hoch) und Wasserregime (konstant, abnehmend und austrocknend). Die preimaginale Entwicklungsdauer testeten wir mit einer three-way ANOVA mit den beiden zuvor genannten Faktoren und dem dritten Faktor Geschlecht (Männchen/Weibchen). Die Signifikanz von Interaktionen wurde ebenfalls überprüft. Beide ANOVA-Tests (two-way und three-way) folgte ein Bonferroni post hoc Test. Der Shapiro-Wilk-Test wurde zuvor genutzt um die Normaltverteilung und der Levenes Test um die Homogenität der Varianzen zu überprüfen.

Experiment 2

Circa 4000 Larven (L4) wurden in einer Plastikaschale (30 cm x 24 cm x 5 cm) mit Leitungswasser gehältert und *ad libidum* mit Fischfutter gefüttert. Zwei Tage später wurden je 25 Stechmücken-Puppen in einen Becher überführt. Jeder enthielt 20 g Boden, den wir zuvor zwei Wochen bei Raumtemperatur 20,4°C (± 2,4°C) trockneten. Das Experiment hatte ein einfaktorielles Design mit fünf Feuchtestufen: 0 mL, 0,5 mL, 1 mL, 3 mL und 6 mL. Zur Befeuchtung des Bodens wurde eine Sprühflasche (0,24 mL ± 0,05 pro Drücken) eingesetzt, um eine gleichmäßige Verteilung zu gewährleisten. Insgesamt gab es fünf Feuchtestufen mit je fünf Replikaten (insgesamt 625 Stechmücken-Puppen in 25 Bechern). Geschlüpfte Imagines wurden in einer Fangdose mit gesättigter Salzlösung mit wenigen Tropfen Spülmittel gefangen, jeden Tag entfernt und in Ethanol (70 %) konserviert. Eine Korrelation zwischen Überlebensrate und Feuchtestufe überprüften wir nach Pearson. Die Puppenentwicklungszeit wurden mit einer two-Way Anova mit Geschlecht und Feuchtestufe (0 mL, 0,5 mL, 1 mL, 3 mL und 6 mL) als Faktoren analysiert. Zuvor wurde die Homogenität der Daten mit dem Shapiro-Wilk-Test, die der Varianzen mit dem Levens Test überprüft.

Ergebnisse

Experiment 1

Die relative Überlebensrate war signifikant durch das Wasserregime und die Larvendichte beeinflusst (Tab. 1, 2). In dem austrocknenden Wasserregime war die Überlebensrate am niedrigsten (Tab. 1; Tab. 2: Bonferroni post hoc Test). Allerdings ließ sich für die Interaktion zwischen den Faktoren kein signifikanter Unterschied nachweisen (Tab. 1).

Tab. 1: Überlebensrate der Stechmückenart O. detritus bei zwei unterschiedlichen Larvendichten und drei unterschiedlichen Wasserregime (%, Mittelwert, ± Standardabweichung).

Larvendichte\Wasserregime	konstant	abnehmend	austrocknend
25 Larven	81 (± 9)	82 (± 11)	10 (± 12)
1 Larve	100 (± 0)	100 (± 0)	60 (± 54)

Tab. 2: Two-way ANOVA mit nachfolgendem Bonferroni post hoc Test für die Überlebensrate von O. detritus bei zwei unterschiedlichen Larvendichten und drei unterschiedlichen Wasserregime

Faktor	DF	F	p
Larvendichte	1	11,380	0,0030
Wasserregime	2	18,777	< 0,0001
Larvendichte x Wasserregime	2	1,535	0,2360
Bonferroni post hoc Test			
Wasserregime abnemend vs. Wasserregime austrocknend			< 0,0001
Wasserregime abnemend vs. Wasserregime konstant			0,9400
Wasserregime konstant vs. Wasserregime austrocknend			< 0,0001

Hohe Larvendichten bedingten signifikant längere Entwicklungszeiten (Tab. 3, 4). Die Effekte des Wasserregime und des Geschlechts waren signifikant (Tab. 4). Auch die Interaktionen zwischen Larvendichte und Wasserregime, also der Effekt der Wasserregime bei höheren Larvendichten war signifikant (Tab. 4). Es gab keine signifikanten Interaktionen zwischen den anderen Faktoren (Tab. 4). Der post hoc Vergleich zeigte, dass sich des austrocknende Wasserregime signifikant vom abnehmenden und konstanten Wasserregime unterschied (Tab. 4).

Tab. 3: Entwicklungszeit der Stechmückenart O. detritus bis zur Imago bei zwei unterschiedlichen Larvendichten und drei unterschiedlichen Wasserregime (Tage, Mittelwert, ± Standardabweichung)

	konstant		abnehmend		austrocknend	
	25 Larven	1 Larven	25 Larven	1 Larven	25 Larven	1 Larven
Männchen	17,0 (± 2,5)	12,3 (± 0,6)	17,4 (± 1,5)	12,6 (± 1,5)	13,0 (± 2,0)	12,0 (± 1,4)
Weibchen	19,0 (± 1,6)	13,5 (± 0,7)	20,9 (± 1,1)	13,5 (± 0,7)	14,0 (± 0,3)	13,0 (± 0,0)

Tab. 4: Three-way ANOVA mit nachfolgendem Bonferroni post hoc Test für die Entwicklungsdauer von O. detritus bei zwei unterschiedlichen Larvendichten und drei unterschiedlichen Wasserregime

Faktor	DF	F	p
Larvendichte	1	55,146	< 0,0001
Wasserregime	2	8,578	0,0010
Geschlecht	1	8,497	0,0070
Larvendichte x Wasserregime	2	5,680	0,0090
Larvendichte x Geschlecht	1	1,398	0,2480
Wasserregime x Geschlechte	2	0,206	0,8150
Larvendichte x Wasserlevel x Geschlecht	2	0,363	0,6990
Bonferroni post hoc Test			
Wasserregime abnehmend vs. Wasserregime austrocknend			< 0,0001
Wasserregime abnehmend vs. Wasserregime konstant			0,3100
Wasserregime konstant vs. Wasserregime austrocknend			< 0,0001

Experiment 2

410 Stechmücken (65,6 %) kamen zum Schlupf. Es gab einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Feuchtestufe des Bodens und der Überlebensrate bis zum Schlupf mit r^2=0,251 und p = 0,006 (Tab. 5). Das Verhältnis von Männchen/Weibchen der überlebenden Stechmücken unterschied sich nicht signifikant zwischen den Feuchtestufen (Tab. 5, 6) und hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Entwicklungsdauer (Tab. 5, 6). Der Effekt des Geschlechts war signifikant (Tab. 6). Aber es gab keine Interaktionen zwischen Feuchtestufe und Geschlecht (Tab. 6).

Tab. 5: Prozentuale Schlupfrate der Puppen von O. detritus bei fünf unterschiedlichen Feuchtestufen (Schlupfrate: %, Mittelwert, ± Standardabweichung; Entwicklungsdauer: Tage, Mittelwert, ± Standardabweichung)

Feuchtestufe	0	0,5	1	3	6
Prozentuale Schlupfrate	46 (± 16)	63 (± 24)	60 (± 24)	73 (± 24)	85 (± 12)
Puppenentwicklungsdauer	3,7 (± 0,2)	3,6 (± 0,1)	3,8 (± 0,2)	3,7 (± 0,2)	3,8 (± 0,2)

Tab. 6 Tow-way ANOVA für die Entwicklungsdauer der Puppen von O. detritus bis zum Schlupf bei fünf unterschiedlichen Feuchtestufen

Faktor	DF	F	p
Feuchtestufe	4	1,045	0,396
Geschlecht	1	10,577	0,002
Feuchtestufe x Geschlecht	4	1,886	0,132

Diskussion

Die Zeit bis zur Emergenz von O. detritus wurde signifikant vom Wasserregime und der Larvendichte beeinflusst (Tab. 3, 4). Die schnellste Entwicklung trat bei Austrocknung auf (Tab. 3, 4). Einige Individuen schlüpften noch lange nach der Wasserentfernung (5 bis 14 Tage) (Lühken, unveröffentlichte Daten). Die Entwicklungszeit zwischen konstantem und abnehmenden Wasserregime unterschied sich nicht signifikant (Tab. 3, 4). Möglicherweise passt O. detritus die Entwicklungszeit nicht an, weil die sie auch in der Lage ist in feuchtem Boden zu schlüpfen (Tab. 1, 2).

Nicht überraschend war die geringere Überlebensrate bei austrocknenden Bedingungen (Tab. 1, 2). Die Gesamtüberlebensrate von 8 % in dem austrocknenden Wasserregime war jedoch relativ hoch. Schäfer & Lundström (2006) bestimmten Gesamtüberlebensraten von 3 % für die Arten Aedes vexans (Meigen, 1830) und O. sticticus (Meigen, 1838). Die Puppen zeigten ebenfalls eine hohe Austrocknungsresistenz (Tab. 5, 6), die unter natürlichen Bedingungen wahrscheinlich höher wäre, da die Puppen sich eine ideale Position ausrichten könnten. Da die Körpergröße bei Culicidae in der Regel positiv mit der Fitness der Weibchen korreliert ist (z.B. Bradshaw & Holzapfel 1992), vermuteten Schäfer & Lundström (2006) einen höheren Fitnessvorteil darin, eine Gewässeraustrocknung lange zu tolerieren und länger wachsen zu können. Eine langsamere Entwicklungs- und niedrigerer Überlebensrate bei hohen Larvendichten (Tab. 1, 2, 3, 4) wurden auch in anderen Untersuchungen beobachtet (Bradshaw & Holzapfel 1992; Renshaw et al. 1993). Gegenteiliges fanden jedoch z.B. Siddiqui et al. (1976).

Die von uns beobachteten Effekte wurden nicht durch die Verfügbarkeit von Futter beeinflusst. Auch das Wasservolumen hatte keinen Einfluss, da der Unterschied für alle drei Wasserregime beobachtet werden konnte (Tab. 1, 2, 3, 4). Reisen (1975) erklärte diesen Effekt mit der Akkumula-

tion von Stoffwechselprodukten der Larven, die als Schlüsselreize dienen. Von einer steigenden Mortalität bei steigender Larvendichte (Tab. 1, 2) berichten auch Renshaw et al. (1993). Sie führten dies auf negative Effekte der erhöhten Larveninteraktionen zurück, die eine verringerte Nahrungsaufnahme bedingen. Die Larvalentwicklung des austrocknenden Wasserregime war, unabhängig von der Larvendichte, immer schneller (Tab. 4, 5). Im Gegensatz zu Renshaw et al. (1993) war aber auch die Mortalität im austrocknenden Wasserregime dichteabhängig (Tab. 1, 2), was zu dem bereits beschriebenen Effekt der Larvendichte passt. Die Fähigkeit in feuchten Boden zu überleben und die Fähigkeit einer plastischen Reaktion bei Habitataustrocknungen charakterisieren O. detritus als sehr gut angepassten Besiedler temporärer Habitate.

Abstract

Larvae (L1) and pupae of *Ochlerotatus detritus* (Haliday, 1833) were randomly assigned to one of three water level experiments (larvae) and one of five soil moisture experiments (pupae). The water level and the larval density proofed to have significant affects on the adult emergence: Survival rates were high at constant or decreasing water regime and at low densities, and, on the other hand, survival was low at drying water regime and at high larval densities. These results match the findings of other desiccation treatments, where. 8 % of the mosquitoes survived and emerged 5 to 14 days after total removal of water. The time until emergence was significantly shorter in the drying water regime and significantly faster development at higher larval densities. Pupae of *O. detritus* also appear to resist drying to a great extent, but, survival rate increased with increasing soil moisture. However, desiccation had no effect on the time of development in our experiments. Our results showed that *O. detritus* is a well adapted colonizer of temporary habitats with an ability to adjust development time in response to different larval densities and water regime.

Danksagungen

Wir danken Herrmann Wietjes für die Unterstützung bei der Datenerhebung und Achim Kaiser für die Identifikation einiger Stechmückenindividuen. Weiterhin danken wir der Nationalparkverwaltung des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer für konstruktive Zusammenarbeit sowie der Niedersächsische Wattenmeer-Stiftung für die anteilige finanzielle Unterstützung. Diese Untersuchung war Teil der Bachelorarbeit des Erstautors.

Literatur

Becker, N., Petric, D., Zgomba, M., Boase, C., Dahl, C., Lane, J., Kaiser, A., 2003. Mosquitoes and their control. Kluwer Academi/Plenum, New York.

Bradshaw, W.E., Holzapfel, C.M., 1988. Drought and the organization of tree-hole mosquito communities. Oecologia 74, 507-514.

Bradshaw, W.E., Holzapfel, C.M., 1992. Reproductive consequences of density-dependent size variation in the pitcherplant mosquito, Wyeomyia smithii (Diptera, Culicidae). Annals of the Entomological Society of America 85, 274-281.

Lechthaler, W., 2005. Culicidae - Key to Larvae, Pupae and Males from Central and Western Europe, Vienna.

Reisen, W.K., 1975. Intraspecific competition in Anopheles stephensi Liston. Mosquito News 35, 473-482.

Remmert, H., 1955. Ökologische Untersuchungen über die Dipteren der Nord- und Ostsee. Arch. Hydrobiol. 15, 1-53.

Renshaw, M., Service, M.W., Birley, M.H., 1993. Density-dependent regulation of Aedes cantans (Diptera, Culicidae) in natural and artificial populations. Ecological Entomology 18, 223-233.

Schäfer, M.L., Lundström, J.O., 2006. Different responses of two floodwater mosquito species, Aedes vexans and Ochlerotatus sticticus (Diptera : Culicidae), to larval habitat drying. Journal of Vector Ecology 31, 123-128.

Siddiqui, T.F., Aslam, Y., Reisen, W.K., 1976. The effect of larval density on selected immature and adult attributes of Culex tritaeniorhynchus. Trop. Med. (Nagasaki) 18, 195-200.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Ochlerotatus detritus: Anpassung an hohe Salinitäten?

Renke Lühken1, Rolf Niedringhaus 2 & Ellen Kiel

1Arbeitsgruppe Gewässerökologie und Naturschutz, 2Arbeitsgruppe Landschaftsökologie, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg,, renke.luehken@uni-oldenburg.de, rolf.niedringhaus@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: temporary habitats, mosquito, Culicidae, Ochlerotatus detritus, salinity

Einleitung

Spätestens seit dem Sommer 2004 treten im nordwestdeutschen Küstenraum und den Ostfriesischen Inseln Stechmückenplagen auf. Aus diesem Anlass erfolgten im Sommer 2008 erste Untersuchungen auf der Insel Baltrum. Die mit Abstand häufigste Art, Ochlerotatus detritus (HALIDAY, 1833), wurde daraufhin als wahrscheinlicher Verursacher der Ereignisse in Betracht gezogen. O. detritus ist z.B. für England seit langem als Plageart bekannt (z.B. Service 1968). Das Auftreten von O. detritus in tidebeeinflussten Biotopen war Anlass die Salztoleranz der Larven zu testen. Stechmücken besiedeln zahlreiche Habitate, jedoch sind nur wenige salztolerant (z.B. Silberbush et al. 2005). O. detritus gehört zu diesen Arten (z.B. Service 1968). Ihre Fähigkeit hohe Salinitäten zu überleben sind gut untersucht (Ramsay 1950). Effekte hoher Salzgehalte wurden bisher jedoch nur für die Überlebensrate von Larven bei Expositionszeiten bis 24 Stunden untersucht (z.B. Service 1972). Im Gegensatz zu anderen Arten (z.B. Mullenbach et al. 2005) wurden für O. detritus weder Langzeitstudien, noch der Ermergenzerfolg für die Entwicklung in Medien mit hoher Salinität durchgeführt. Diese Informationen sind insbesondere für die Entwicklung von Kontrollmaßnahmen oder der Voraussage potenzieller Stechmücken-Gewässer wichtig (z.B. Huang & Brattsten 2007).

Material und Methoden

Experiment

Das Experiment wurde mit Stechmückenlarven (L4) von der Ostfriesischen Insel Baltrum (Niedersachsen, Deutschland) durchgeführt. Diese wurden am 3. Mai 2008 in einem von *O. detritus* dominierten Gewässer mit einer Salinität von 8 ‰ gefangen und in 3-Liter Zipploc-Tüten (Toppits®, Minden) in das Labor transportiert. Das Experiment begann am selben Tag. Es kam ein einfaktorielles Design zum Einsatz: Fünf Salzlösung wurden mit kommerziellem Aquariumsalz (Aqua Medic©, Bissendorf, Deutschland) angesetzt: 0 ‰, 2,5 ‰, 11 ‰, 21 ‰ und 34 ‰. Die Larven wurden mit Plastikpipetten (VWR©, Pasteur Pipette, 7 mL, nicht steril) in Plastikbecher (unterer Durchmesser: 5 cm; oberer Durchmesser: 8 cm) überführt. Jeder enthielt 300 mL Leitungswasser entsprechender Salinität. Das Experimentaldesign umfasste fünf Replikate (insgesamt 625 Larven in 25 Bechern). Die Stechmücken wurden zufällig einer Salinität zugewiesen und alle zwei Tage mit 0,75 mg zermörsertem Fischfutter (TetraMin® Wafer Mix, Tetra, Melle, Deutschland) pro

Larve gefüttert. Die mittlere Raumtemperatur betrug 20,4 °C (± 2,4 °C) und die mittlere Luftfeuchtigkeit 72,1 % (± 11,5 %). Das eingesetzte Leitungswasser stand vor der Verwendung zunächst für 24 Stunden offen, um flüchtige Chemikalien zu reduzieren. Die Erfassung der Mortalität und Verpuppung erfolgte jeden Tag zu ungefähr derselben Zeit. Dabei entfernten wir alle Kadaver und konservierten sie in Ethanol (70 %). Puppen kamen in 100 mL Leitungswasser derselben Salinität, in der die entsprechenden Larven aufgezogen wurden. Geschlüpften Imagines wurden pro Becher in je einer Fangdose gefangen und getötet. Sie enthielt eine gesättigte Salzlösung mit wenigen Tropfen Spülmittel. Diese wurde jeden Tag geleert und die Stechmücken in Ethanol (70 %) konserviert. Die relative Verpuppungs-, Mortalitäts- und Überlebensrate bis zum Schlupf wurden als relative Rate pro Becher bestimmt. Da unsere Daten nicht die Bedingungen für parametrische Tests erfüllten, prüften wir die Differenzen zwischen den Salinitäten zunächst mit dem Kruskal-Wallis ANOVA Test, wobei wir jeden Becher als ein Replikat betrachteten. Wenn signifikante Unterschiede bestanden, folgte ein Mann-Whitney U-Test, der zum paarweisen Vergleich genutzt wurde. Für alle Tests kam das Statistikprogramm XLSTAT© Version 7.5.2. zur Anwendung.

Geländearbeit

Zwischen April und Juli 2008 wurden 48 Kleingewässer und Gräben auf der Insel Baltrum untersucht. Die Gewässer wurden ungefähr alle zwei Wochen (alle 13-19 Tage) beprobt. Wenn Wasser vorhanden war, wurde die Salinität gemessen (WTW Cond© 330i mit der WTW TetraCon© 325 Sonde) und präimaginale Stechmücken gefangen. Wir beprobten jeweils die gesamt Gewässerfläche mit einem Kescherzug bis zu einer maximalen Tiefe von 125 mm (Kescher: Maschenweite 350 µm, Höhe und Breite: 250 mm). Der Kescherinhalt wurde in einer weißen Schale (30 cm x 24 cm x 5 cm) mit 1 L Wasser ausgespült. Potenzielle Prädatoren wurden entfernt. Der Transport jedes Replikats erfolgte getrennt in 3 L Zipplock-Tüten (Toppits®, Minden). Alle Gewässer wurden Salinitätsklassen zugeordnet; die aus den Mittelwerten der im Experiment verwendeten Salinitäten resultierten.

Alle Stechmücken wurden bestimmt: Imagines und Larven mit dem Schlüssel von Becker et al. (2003), Puppen und Exuvien mit dem Schlüssel von Lechthaler (2005).

Ergebnisse

Experiment

Alle im Experiment eingesetzten Stechmücken konnten als *O. detritus* bestimmt werden. Daher wurden alle Daten in die Auswertung miteinbezogen. Die Larvenentwicklungsdauer bis zum Puppenstadium wurde signifikant von der Salinität beeinflusst ($p < 0,05$; Kruskal-Wallis ANOVA) (Abb. 1, Tab. 1). Sie war bei 0 ‰ signifikant ($p < 0,05$; U-Tests) länger als bei 11 ‰. Es war kein signifikanter ($p > 0,05$; U-Tests) Unterschied zwischen den anderen Konzentrationen nachweisbar. Die relative prozentuale Verpuppungsrate war nicht signifikant ($p > 0,05$; Kruskal–Wallis ANOVA) vom Faktor Salinität beeinflusst (Tab. 1). Allerdings zeigte sich ein signifikanter ($p < 0,05$; Kruskal–Wallis ANOVA) Einfluss auf die Mortalitätsrate der Puppen: Sie war in 11 ‰ und 34 ‰ signifikant ($p < 0,05$; U-Tests) niedriger als bei 0 ‰ und 2,5 ‰. Weitere Unterschiede traten nicht auf ($p > 0,05$; U-Tests). Salinität hatte einen deutlichen Einfluss auf die Schlupfrate ($p < 0,05$; Kruskal–Wallis ANOVA) (Tab. 1, Abb. 2). Sie war bei 11 ‰ signifikant am höchsten ($p < 0,05$; U-Tests), allerdings ohne einen signifikanten Unterschied zur Rate bei 21 ‰ ($p > 0,05$; U-Test). Die mittlere Dauer bis zur Emergenz wurde nicht signifikant ($p > 0,05$; Kruskal–Wallis ANOVA) durch die Salinität beeinflusst (Tab. 1).

Tab. 1: Entwicklungs- und Mortalitätsraten von Stechmückenlarven (L4) der Art O. detritus bei fünf unterschiedlichen Salinitäten (Mittelwert, ± Standardabweichung)

Salinität (‰)	0	2,5	11	21	34
Verpuppungsrate (%)	58,4 (± 4,2)	68,0 (± 13,2)	72,0 (± 5,6)	67,2 (± 8,4)	59,2 (± 8,8)
Mortalitätsrate der Puppen (%)	5,2 (± 1,7)	2,6 (± 1,2)	0,4 (± 0,6)	1,8 (± 2,2)	0,2 (± 0,3)
Schlupfrate (%)	40,0 (± 4,0)	51,2 (± 9,1)	70,4 (± 12,2)	59,2 (± 16,3)	53,6 (± 0,6)
Tage bis zur Verpuppung	3,5 (± 0,2)	3,3 (± 0,3)	2,9 (± 0,4)	2,9 (± 0,4)	3,5 (± 0,6)
Tage bis zum Schlupf	7,2 (± 0,4)	7,5 (± 0,4)	6,9 (± 0,4)	6,8 (± 0,4)	7,5 (± 0,7)

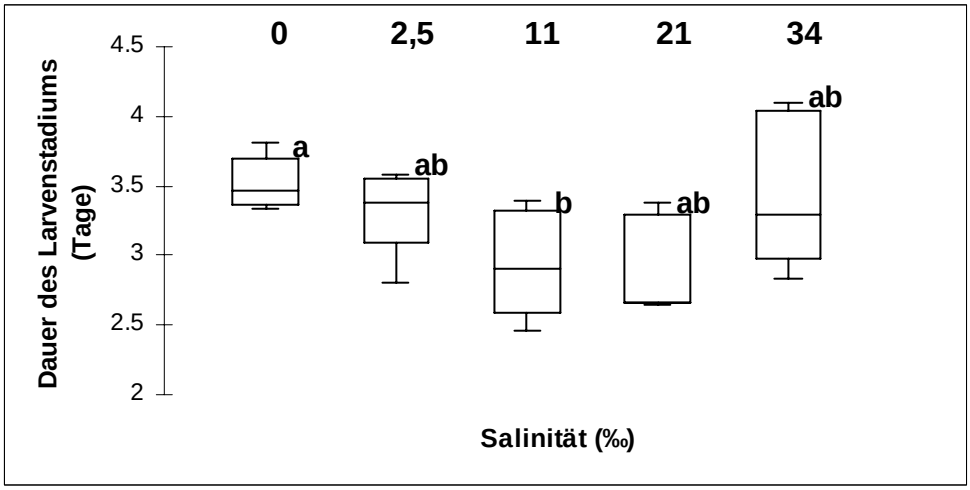


Abb. 1: Mittlere Entwicklungsdauer von O. detritus vom Larvenstadium (L4) zur Puppe bei fünf unterschiedlichen Salinitäten (unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an; U-Tests: p < 0, 05)

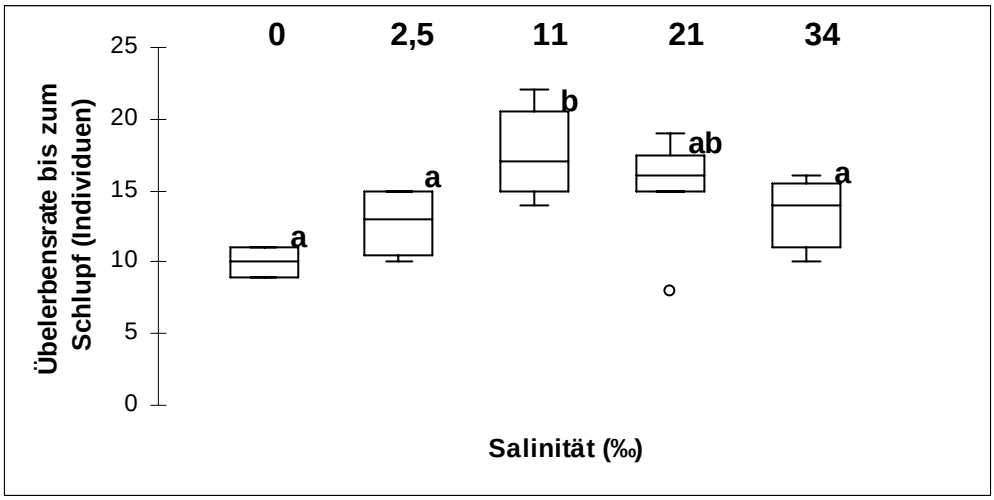


Abb. 2: Mittlere Überlebensrate von O. detritus vom Larvenstadium (L4) bis zur Emergenz bei fünf unterschiedlichen Salinitäten (unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an; U-Tests: p < 0,05)

Geländearbeit

Insgesamt konnten 29 durch *O. detritus* besiedelte Gewässer erfasst werden (Tab. 2). Die Salinitäten an 8 Erfassungsterminen waren zwischen 2,9 ‰ und 17,7 ‰. Die meisten Gewässer (60 %) konnten einer Salinitätsklasse zwischen 6,75 ‰ und 17,7 ‰ zugerechnet werden, gefolgt von der Salinitätsklasse zwischen 1,25 ‰ und 6,74 ‰ mit 32 % und der Salinitätsklasse zwischen 16 ‰ und 27,4 ‰ mit 8 %. Es wurden weder Gewässer mit Süßwasser noch euhaline Gewässer an einer Begehung durch *O. detritus* besiedelt.

Tab. 2: Salinitätsklassen der durch O. detritus beisiedelten Gewässer bei insgesamt 8 Begehungen zwischen April und Juli 2008 auf der Ostfriesischen Insel Baltrum (es gab keine besiedelten Gewässer am 17.05., 03.06. und 22.06., nicht gezeigt)

Salinitätsklassen (nach dem *venice system* (Caspers 1959))	Erfassungsdatum Salinitätsklasse	18.04.	03.05.	17.05.	12.07.	31.07.	Gesamt	%
freshwater-oligohaline	**[0,00-1,24]**	0	0	0	0	0	0	0
oligohaline-mesohaline	**[1,25-6,74]**	7	3	1	5	4	19	32
mesohaline-polihaline	**[6,75-15,99]**	16	9	0	6	5	36	60
mesohaline-polyhaline	**[16,00-27,40]**	2	2	0	0	1	5	8
polyhaline-euhaline	**[27,50-34,00]**	0	0	0	0	0	0	0
	Summe	**25**	**14**	**1**	**11**	**10**	**60**	**100**

Diskussion

Das Experiment zeigte einen starken Einfluss der Salinität auf die Larven- und Puppenentwicklung. Allerdings war die Überlebensrate bis zur Verpuppung nicht signifikant durch die Salinität beeinflusst (Tab. 1), dagegen jedoch die Mortalität der Puppen (Tab. 1). Dieses Ergebnis deckt sich nicht mit anderen Untersuchungen (z.B. Mullenbach et al. 2005). Dort hatten nahezu hundert Prozent der Stechmücken-Puppen unterschiedlicher Arten auch in extrem hohen Salzkonzentrationen überlebt. Die Undurchlässigkeit der Cuticula und der Maplphigischen Gefäße (Bradley 1987) und der fehlenden Aufnahme von Flüssigkeiten oder Nahrung wurden als Ursache angenommen. Wir denken, dass die Sterblichkeiten der Larven und Puppen auf unterschiedliche energetische Kosten für die Osmoregulation im Larvenstadium zurückzuführen sind. Salinitäten oberhalb oder unterhalb des Optimalbereichs, in diesem Experiment um 11 ‰, erhöhen den Energieverbrauch bei der Osmoregulation. Dies scheint sich darin zu bestätigen, dass die schnellste Entwicklung zur Puppe bei einer Salinität von 11 ‰ stattfand (Abb. 1, Tab. 1). Der Verpuppungsprozess bei Stechmücken wird in der Regel eingeleitet, wenn eine bestimmte minimale Größe oder ein kritisches Level der eingelagerter Ressourcen erreicht ist (Clements 2000). Aus der langsamen Entwicklung außerhalb des Optimums kann auf einen höheren Energieverbrauch geschlossen werden. Die Ergebnisse des Experiments passen zu den Beobachtungen in der Natur (Tab. 2). Gewässer, die durch O. detritus besiedelt wurden, zeigten im Jahresverlauf ein weites Salinitätsspektrum von 2,9 ‰ bis 17,7 ‰, das unter anderem durch Meerwasserüberflutungen, Verdunstung, Austrocknung oder Regen beeinflusst wird. Der Großteil der besiedelten Gewässer lag während des Untersuchungszeitraums jedoch in einem Mittelfeld, in dem auch experimentell die höchsten Überlebensraten bis zum Schlupf und die schnellsten Entwicklungen zur Puppe nachgewiesen werden konnte (Abb. 1, Abb. 2, Tab. 1, Tab. 2). Die hier dargestellten Ergebnisse müssen unter Berücksichtigung des Hysterese-Effekts betrachtet werden. Über den Einfluss des Ursprungsgewässers auf die Larven, welches eine Salini-

tät von 8 ‰ hatte, kann nur spekuliert werden. Die hohen Überlebensraten auch bei stark abweichenden Salinitäten von 0 ‰ (40 %) und 34 ‰ (57 %) zeigen jedoch, dass O. detritus gut an extreme Salinitätsveränderungen angepasst scheint (Tab. 1). Diese Schwankungen sind für die natürlichen Habitate wie Salzwiesen durch Überflutung mit Nordsee- oder Regenwasser ebenfalls so zu erwarten.

Danksagungen

Wir danken Herrmann Wietjes für die Unterstützung bei der Datenerhebung und Achim Kaiser für die Identifikation einiger Stechmückenindividuen. Weiterhin danken wir der Nationalparkverwaltung des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer für konstruktive Zusammenarbeit sowie der Niedersächsische Wattenmeer-Stiftung für die anteilige finanzielle Unterstützung. Diese Untersuchung war Teil der Bachelorarbeit des Erstautors.

Abstract

The effect of salinity on survival and development time of the salt marsh mosquito *Ocherotatus detritus* (Haliday, 1833) was studied in the laboratory. Experiments revealed a strong effect of salinity to culicid development. Pupal mortality was highest at salinities below 11 ‰. Larval development was accelerated and survival rate was highest at a salinity of 11 ‰. The experimentally determined highest survival rate and fastest development occurred in the salinity class between 7 ‰ and 16 ‰. The experimental results matched our field observations between April and July 2008 in a salt marsh and dune complex on the East Frisian Island Baltrum (Lower Saxony, Northern Germany). At eight sampling dates a total of 60 % by *O. detritus* colonized pools belonged to this class.

Literatur

Becker, N., Petric, D., Zgomba, M., Boase, C., Dahl, C., Lane, J., Kaiser, A., 2003. Mosquitoes and their control. Kluwer Academi/Plenum, New York.

Bradley, T.J., 1987. Physiology of Osmoregulation in Mosquitos. Annual Review of Entomology 32, 439-462.

Caspers, H., 1959 Die Einteilung der Brackwasser-Regionen in einem Aesturar. Symposium on the classification of brackish waters Venice, 8-14 April 1958. Societas Internationalis Limnologicae Suppl. XI, 153-169.

Clements, A.N., 2000. The Biology of Mosquitoes CABI Publishing, Wallingford.

Huang, S.M., Brattsten, L.B., 2007. Effect of salinity on temephos toxicity to larvae of Aedes sollicitans (Diptera : Culicidae). Journal of Medical Entomology 44, 705-708.

Lechthaler, W., 2005. Culicidae - Key to Larvae, Pupae and Males from Central and Western Europe, Vienna.

Mullenbach, E., Turell, D.M., Turell, M.J., 2005. Effect of salt concentration in larval rearing water on mosquito development and survival. Journal of Vector Ecology 30, 165-167.

Ramsay, J.A., 1950. Osmotic Regulation in Mosquito Larvae. Journal of Experimental Biology 27, 145-157.

Service, M.W., 1968. The ecology of the immature stages of Aedes detritus (Diptera - Culicidae). Journal of Applied Ecology 5, 613-629.

Service, M.W., 1972. Inland Freshwater Population of Salt Marsh Mosquito, Aedes detritus (Haliday). Journal of Entomology Series a-General Entomology 46, 117-121.

Silberbush, A., Blaustein, L., Margalith, Y., 2005. Influence of salinity concentration on aquatic insect community structure: a mesocosm experiment in the Dead Sea Basin Region. Hydrobiologia 548, 1-10.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Vegetationsökologische Untersuchungen von Maßnahmen zur Renaturierung von Hochmooren

C. Maasland[1] *& H. Brux*[2]

[1, 2] IBL Umweltplanung GmbH, Bahnhofstr. 14a, 26122 Oldenburg, maasland@ibl-umweltplanung.de, brux@ibl-umweltplanung.de

Keywords: Hochmoor, Regeneration, Renaturierung, Pflege- und Entwicklungsplanung, Beweidung

Einleitung

Anlass und Aufgabenstellung

Die Beweidung von Hochmoor- und Heideflächen unterschiedlicher Vegetationszusammensetzung bzw. Degenerationsstadien durch Schafe wird kontrovers diskutiert. Vor- und Nachteile hängen im Wesentlichen von den im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen (PEPL) aufgezeigten Leitbildern bzw. konkretisierenden Umweltqualitätszielen (UQZ). Aufbauend auf die im Rahmen des Entwicklungsprogrammes „Zentrale Ostfriesische Hochmoore“ angelegten Dauerflächen (DF) sowie den seit 1978 vorliegenden vegetationsökologischen Zeitreihen beschäftigte sich diese Untersuchung mit der Effizienz der Pflegemaßnahmen sowie der Entwicklung der hochmoortypischen Vegetation nach Nutzungsaufgabe. Folgende Fragen lagen der Untersuchung zugrunde:

1. Wie ist die Vegetationsausprägung nach Nutzungsaufgabe bzw. nach Einleitung von renaturierenden Maßnahmen zu beurteilen? Lassen sich unterschiedliche Zielerfüllungsgrade (in Ableitung aus der PEPL) durch abiotische Faktoren sowie durch andere (erkennbare) die Vegetation beeinflussende Standortfaktoren erklären?
2. Gibt es einen (nachweisbaren) Einfluss der Pflege-Nutzung durch die Beweidung und Verläuft die Entwicklung im Sinne der durch den Naturschutz dargestellten Zielvorstellungen. Lassen sich positive bzw. negative Trends erkennen?

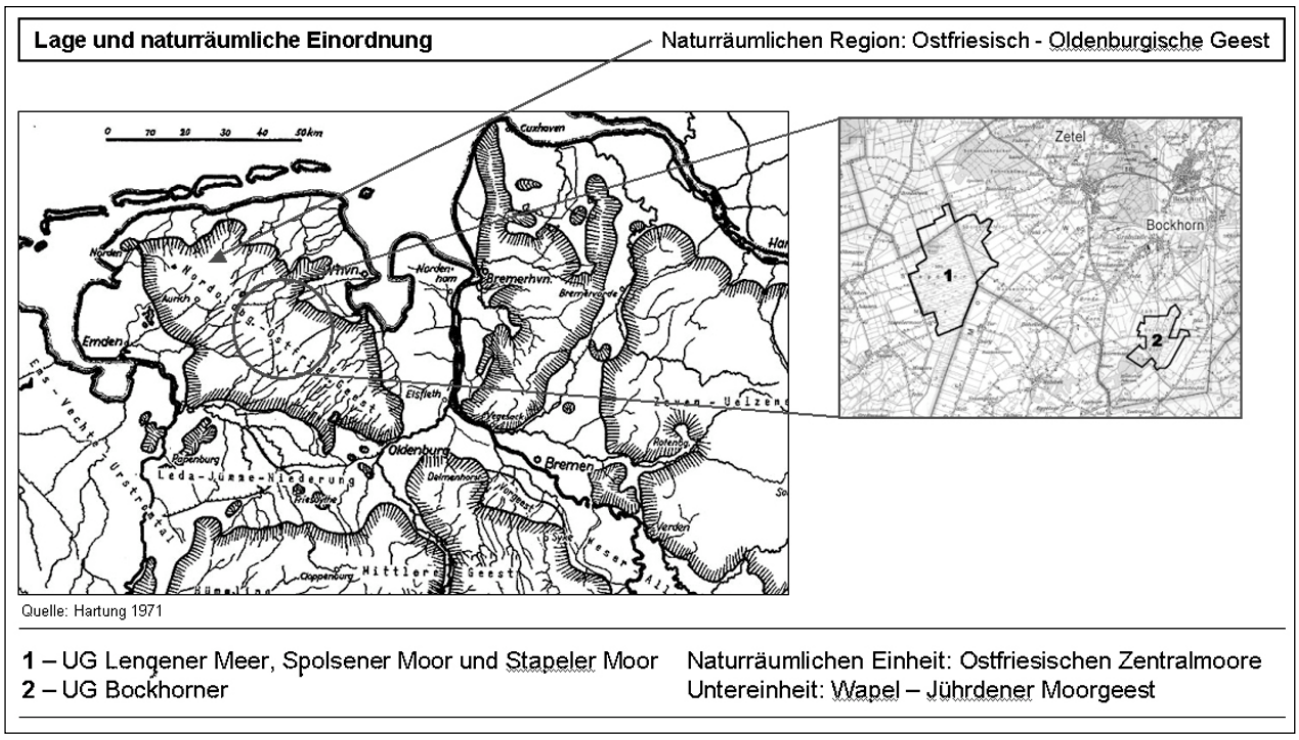
Material und Methoden

Untersuchungsgebiete und weiterführende Hinweise

Untersucht wurden vier Hochmoorstandorte (Abb. 1) mit unterschiedlicher Nutzungsgeschichte (industrielle Abtorfung, bäuerlicher Handtorfstich, Moorbrandkultur) in der naturräumlichen Region der Ostfriesisch–Oldenburgischen Geest (Niedersachsen). In allen Untersuchungsgebieten (UG) sind Grundmaßnahmen zur Einleitung renaturierender Prozesse (ökotechnische Maßnahmen mit dem Ziel der Wiedervernässung) durchgeführt worden. Eine aktuelle Pflege-Nutzung durch Beweidung mit der weißen hornlosen Moorschnucke findet auf Teilflächen im Spolsener und Stapeler Moor statt. Die Pflege-Nutzung wird durch einen Beweidungsplan gesteuert (IBL 1993), welcher im Rahmen des Entwicklungsprogrammes Ostfriesische Hochmoore (EOH) aufgestellt wurde. Das EOH wurde im Jahr 1987 durch die damalige Bezirksregierung Weser-Ems initiiert und bis 1998

fortgeführt. Durch die Befassung mit der Zielausrichtung einer möglichen Hochmoorentwicklung wurden u.a. die Idealbilder (Leitbild Regeneration mit dem Ziel eines naturnahen wachsenden Hochmoores) der Pflege- und Entwicklungspläne (PEPL) der 1980iger Jahre durch eine angepasste, das jeweilige Standortpotenzial berücksichtigende Strategie ersetzt. Unter Potenzial wird der Zustand der Flächen in Bezug auf das zu erreichende Ziel verstanden. Als Leitlinie wurde im Rahmen des EOH die großflächige Hochmoorrenaturierung durch Wiedervernässung und weitgehende Offenhaltung aufgestellt, welche durch Umweltqualitätsziele (UQZ) weiter konkretisiert wurde.

Abb. 1: Lage und Abgrenzung der Untersuchungsgebiete



Grundlagen (Eingangsdaten) und Auswertungsablauf

Im Untersuchungsjahr 2004 wurden auf 73 DF eine Vegetationskartierung (Deckungsschätzung nach Londo 1975) und eine Beprobung des Bodens durchgeführt. Weiter wurden die in der PEPL angesprochenen standortkundlichen Parameter erfasst und auf den aktuell gepflegten Flächen ein Monitoring des Beweidungseinflusses (Verbissintensitäten, Tritteinfluss und Nährstoffeinträge) durchgeführt. Die zu einer Erfolgskontrolle notwendigen Entwicklungsziele wurden aus der PEPL abgeleitet. Dabei wurde die erfasste Vegetation auf Grundlage eines wertstufenbasierten Systems eingeordnet. Die Klassifikation erfolgte anhand vorab definierter charakteristischer Hochmoorarten sowie deren Ausprägung in Form von Artenzahlen und Deckungsgraden. Durch die Ermittlung von sog. Regenerationswertstufen konnte anhand der Motive Renaturierung und Regeneration eine Entwicklung der UG dargestellt werden. Um eine Einordnung zu den aus der Literatur bekannten Degenerationsstadien durchführen zu können, wurden die DF nach der jeweils dominierenden Art klassifiziert.

Die erfassten Umweltparameter wurden durch univariate Methoden (Darstellung als Boxplot Diagramm) ausgewertet. Weiter erfolgte die Verknüpfung der klassifizierten Vegetationsaufnahmen mit den gemessenen Umweltparametern anhand einer multivariaten Analyse (Gradientenanalyse, Ordination, Canoco 4.5). Im Anschluss wurde für eine Auswahl an DF ein Ergebnisvergleich mit

historischen Aufnahmen durchgeführt, um so Entwicklungstendenzen aufzuzeigen. Hierzu lagen Zeitreihen vor, welche z.T. bis in das Jahr 1978 zurückreichen (Herr et al. 1978). Zur Verdeutlichung vorhandener Entwicklungstrends wurden Ähnlichkeitsmaße (Sørensen-Koeffizient, Bray–Curtis-Koeffizient) und die Evenness herangezogen. Zum Abschluss wurden die Ergebnisse in Bezug zu dem jeweiligen historischen Nutzungstyp gesetzt und im Hinblick auf die naturschutzfachlichen Ziele bewertet.

Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden wird exemplarisch auf eine Darstellung und die daraus abzuleitenden Ergebnisse der multivariaten Analyse ausgewählter Parameter eingegangen (Abb. 2). Dargestellt sind die beweideten (Vierecke) bzw. unbeweideten (Raute) Dauerflächen und die Regenerationswertstufen 0-4 (= kein Regenerationswert bis höchster Regenerationswert).

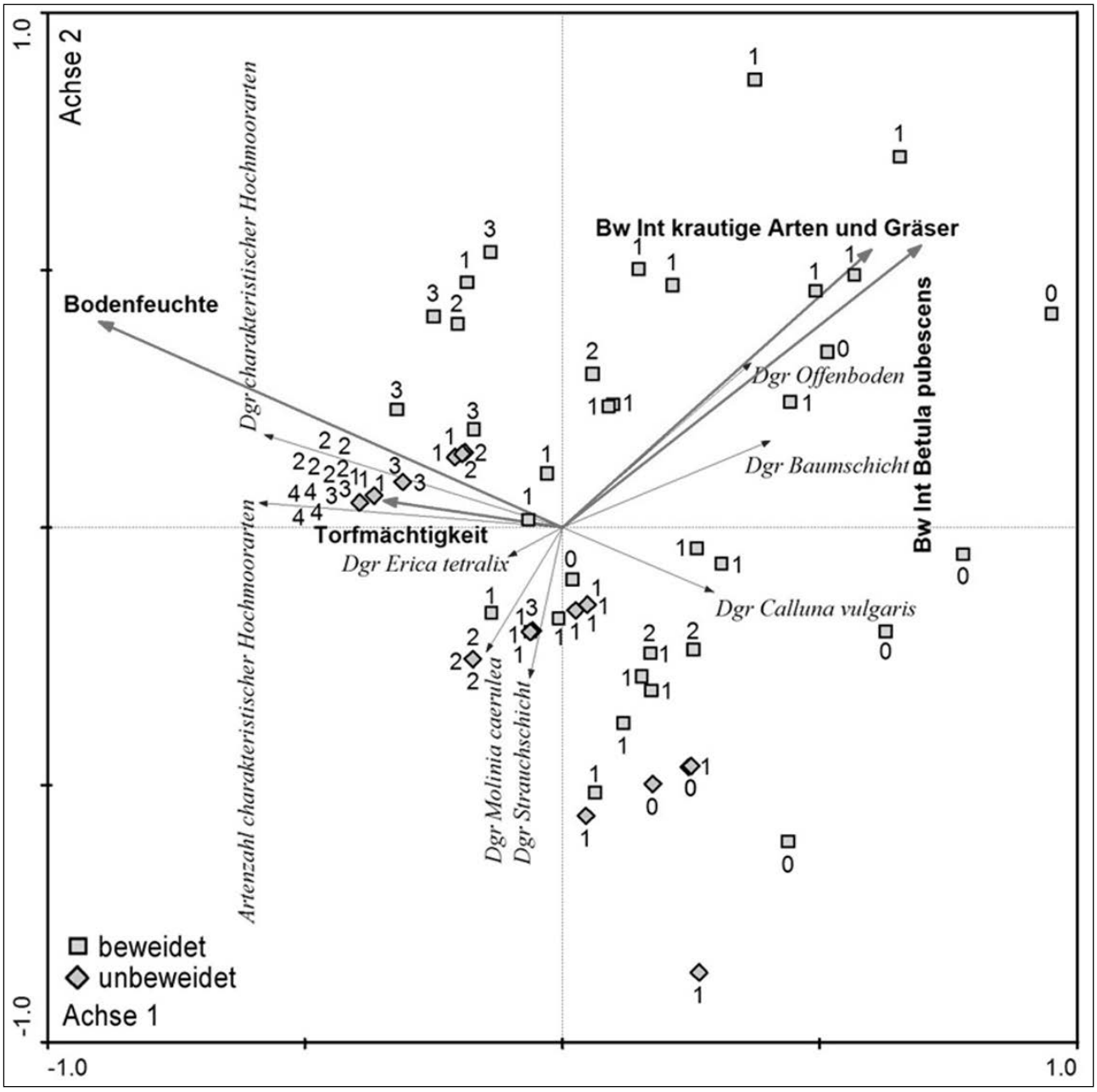


Abb. 2: RDA – Diagramm; Darstellung der Regenerationswertstufen 2004 (Achse 1 und 2)

Ergebnisdarstellung des in Abb. 2 dargestellten Ordinationsdiagrammes

Deutlich wird die Trennung zwischen Flächen ohne Anteile charakteristischer Hochmoorarten und höher bewerteten Flächen. DF ohne Anteile charakteristischer Hochmoorarten liegen hauptsächlich rechts bzw. rechts unten im Diagramm und stehen damit am weitesten entfernt von der höheren Wertstufe 3 bzw. der höchsten Wertstufe 4, welche ihren Schwerpunkt auf der linken Seite haben. Interpretiert man die erste Achse als Gradient im Hinblick auf die Wasserversorgung, dann ist das Vorkommen von charakteristischen Hochmoorarten (bez. auf Artenzahl / Deckungsgrad) deutlich mit einer ansteigenden Bodenfeuchte korreliert. Aus Abb. 2 lässt sich mit steigender Bodenfeuchte eine Erhöhung der Regenerationswertstufe von der rechten zur linken Seite des Diagramms ablesen.

Der Einfluss der Torfmächtigkeit wird bei Betrachtung der 1. und 3. Achse (in Abb. 2 nicht dargestellt) deutlich. Der Deckungsgrad charakteristischer Hochmoorarten orientiert sich demnach eher an der Bodenfeuchte, während eine hohe Artenzahl durch die Torfmächtigkeit sowie eine ausreichende Bodenfeuchte bestimmt wird. Die trockensten Flächen weisen keinen Anteil charakteristischer Hochmoorarten auf. Die Betrachtung der Deckungsgrade der weiteren Artvariablen zeigt, dass die eher trockene Standorte vorziehende Art *Calluna vulgaris* (Besenheide) von der feuchtepräferierenden Heideart *Erica tetralix* (Glockenheide) getrennt wird. Flächen mit *Cal vul* Dominanz sind im Diagramm auf der rechten Seite vorzufinden und stehen damit den im Sinne der Zielerfüllung wertvollen Bereichen (= hohe Regenerationswertstufe) gegenüber. Flächen mit einem hohen Deckungsanteil von *Cal vul* zählen zu den trockensten Flächen. *Eri tet* steht dem Zentrum des Diagramms näher. Durch die Darstellung von Achse 1 und Achse 3 (in Abb. 2 nicht dargestellt) ist *Eri tet* mit der Torfmächtigkeit korreliert, während *Cal vul* durch den Beweidungseinfluss gefördert wird. *Molinia caerulea* (Pfeifengras) dominierte Bereiche und Flächen mit einer höheren Strauchschicht zählen noch nicht zu den trockensten Bereichen und liegen näher am Zentrum des Diagramms.

Durch die Darstellung der Ordinationsdiagramme wird deutlich, dass die im Sinne der aufgestellten Leitlinien wertvollen Bereiche nicht beweidet werden. Die beweideten Flächen sind zumeist auf der rechten Seite des Diagramms vorzufinden. Dabei sind höhere Regenerationswertstufen nur in Kombination mit einer höheren Bodenfeuchte erreichbar. Dementsprechend sind solche Flächen im linken oberen Bereich vorzufinden. Der Offenbodenanteil ist mit der Beweidungsintensität verbunden. Höhere Deckungsgrade in der Baumschicht sind auf der rechten Diagrammseite festzustellen. *Mol cae* und höhere Deckungsgrade in der Strauchschicht stehen dem gegenüber.

Aus Abb. 2 wird deutlich, dass sich die aus der Literatur (Eigner & Schmatzler 1980, Müller 1977 u. a.) bekannten Hochmoordegenerationsstadien entlang des Feuchtegradienten ausrichten (Bulten und Schlenken → Glockenheide → Besenheide → Gehölzaufkommen, ab dem Glockenheidestadium mit zunehmender Einwanderung und Etablierung von *Mol cae*). Die Bodenfeuchte stellt den wichtigsten Faktor zur Ansiedlung hochmoortypischer Arten dar. Hierbei sind insbesondere über einen langen Zeitraum stabile hydrologische Bedingungen von hoher Bedeutung. Diese werden u. a. durch eine ausreichend mächtige Resttorfschicht begünstigt. Die Beweidung hat einen signifikanten Einfluss, die nutzungsbedingte Veränderung der Vegetation lässt sich gut beschreiben.

Ergebnisdarstellung des Beweidungsmonitorings

<u>Förderung von *Calluna vulgaris* mit ansteigender Beweidungsintensität</u>

Durch die multivariate Auswertung konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad von *Cal vul* und der Beweidungsintensität krautiger Arten und Gräser festgestellt werden. Als Wirkfaktoren, welche zu einer Förderung führen, werden Verjüngung durch Verbiss sowie die Entnahme von Gehölzen („Offenhalten“) genannt.

Verringerung der *Mol cae* Deckung mit ansteigender Beweidungsintensität

Der Deckungsanteil von *Mol cae* ist auf den gering beweideten Flächen höher als auf den intensiver beweideten Flächen. Zusätzlich wird die Streuauflage durch den Tritteinfluss reduziert.

Reduziertes Gehölzaufkommen auf intensiv beweideten Flächen

Die maximale Verbisshöhe durch die Moorschnucken beträgt ca. 1 m, dabei wird die Vitalität höherer Sträucher durch diese Beweidung nicht eingeschränkt. Eine Beweidung ist nur auf Flächen mit geringem Verbuschungsgrad effektiv. Wenn sich Gehölze mit einer gewissen Höhe etabliert haben, sind zur Herstellung der Beweidungsfähigkeit technische Maßnahmen („Entkusseln“) erforderlich.

Erhöhter Offenbodenanteil auf intensiv beweideten Flächen

Insbesondere die Wirkfaktoren Tritt, *Mol cae*- und Streureduktion führen zu erhöhten Offenbodenanteilen und Verbesserung der Ansiedlungsmöglichkeiten hochmoortypischer Vegetation.

Höhere Beweidungsintensität auf trockenen Flächen

Auf trockeneren Flächen wurde eine höhere Verbissintensität festgestellt. Die Effektivität der Beweidung der Flächen ist von Flächenstruktur (geprägt durch die historische Nutzung), Weideführung und Witterungsablauf abhängig. Die Beweidung lässt sich zwar grundlegend planen, in der Praxis muss bei der Weideführung jedoch immer wieder vor Ort entschieden werden. Hierbei muss der Schäfer auch Aspekte der Tiergesundheit und Sicherheit beachten.

Zusammenfassung / Schlussfolgerung

Die gewünschte Entwicklung degenerierter Hochmoorstandorte ist von einer sinnvollen Berücksichtigung der drei Variablen Wasserstand, Torfmächtigkeit und einem hier signifikanten Beweidungseinfluss abhängig. In vielen Fällen ist aufgrund von kaum reversiblen standortbedingten Defiziten eine Regeneration jedoch nicht zu erwarten. Unter Berücksichtigung einer dem Standortpotenzial angepassten Zielausrichtung sind jedoch positive Trends gut erkennbar.

Danksagung

Diese Arbeit basiert auf einer Diplomarbeit im Diplomstudiengang Landschaftsökologie an der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Für die fachliche Betreuung ist dem Betreuer Prof. Dr. Michael Kleyer zu danken. Ein besonderer Dank gilt Herrn Uwe Kapusta für die interessanten Gespräche und Informationen über die Beweidung und über seine Arbeit in der Moorschäferei Spolsener Moor. Weitere Daten und Informationen wurden von Herrn Wendeburg und Frau Wille (Niedersächs. Landesbetrieb f. Wasserwirtschaft, Küsten- u. Naturschutz, Betriebsstelle Brake-Oldenburg) sowie Herrn Tuinmann (Landkreis Friesland, untere Naturschutzbehörde) bereitgestellt.

Literatur

Eigner, J. & Schmatzler, E. 1980. Bedeutung, Schutz und Regeneration von Hochmooren. Kilda, Greven.

Herr, W., Todeskino, D. und Wiegleb, G. 1978. Untersuchungen über die Schutzwürdigkeit und Regenerierbarkeit des Neudorfer und Stapelermoores (Landkreis Leer, Reg. Bez. Weser-Ems).

IBL Umweltplanung 1993. Entwicklungsprogramm Ostfriesische Hochmoore 1993 (Teil VIII). Im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems.

Londo, G. 1975. Dezimalskala für die Vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadratuntersuchungen. In: W. Schmidt (Hrsg.). Sukzessionsforschung: 622-636. Cramer. Lehre.

Müller, K. 1977. Biotopsicherung von Moorpflanzen durch Regeneration von Hochmooren (Gutachten).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Biodiversität von Kleingewässern im Einflussbereich der Ostseeküste

Kristin Mindemann[1] & Peter Martin[2]

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, [1]kristin.mindemann@gmx.de, [2]pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Gewässertypologie, Biodiversität, Gewässer- und Naturschutz, Makrozoobenthos, Makroinvertebraten

Einleitung

Perennierende und temporäre Kleingewässer gibt es in unterschiedlichen Ausprägungen weltweit (WILLIAMS 1997). In Schleswig-Holstein sind und waren sie ein wesentlicher Bestandteil der Landschaft.

Im Einflussbereich der Küste weisen Kleingewässer einige besondere Eigenschaften auf. Am bedeutendsten für die tierische Besiedlung ist vermutlich der oftmals vorhandene Anteil von Salzwasser im Gewässer. Hinzu kommt der Einfluss des Windes sowie die eingeschränkten Besiedlungsmöglichkeiten von benachbarten Gewässern, da diese Gewässer durch die Lage auf einer Insel oder Landzunge isoliert sein können. Durch seinen langen Küstenverlauf hat Schleswig-Holstein für Deutschland eine besondere Verantwortung für diese einzigartigen Gewässer.

Kleingewässer sind sehr vielfältige Lebensräume, in denen sich entsprechend der Gegebenheiten vor Ort, eine individuelle Biozönose ausbildet (MOORE 1970, THIESSEN 2002). Eine wesentliche Rolle spielen bei einem Teil dieser Gewässer temporäre Bedingungen der Wasserführung, die eine Besiedlung durch entsprechend angepasste Organismen bedingen (WIGGINS et al. 1980, HEITKAMP 2006, WILLIAMS 2006). Kleingewässer und damit die auf diese Habitate spezialisierten Tierarten sind insgesamt als Lebensraum sehr stark gefährdet. Nicht nur in Deutschland hat in den letzten Jahren ihre Anzahl drastisch abgenommen (ANT & BELLINGHOFF 1980, KING et al. 1996, CHRISTMANN & PARDEY 2000, BLAUSTEIN & SCHWARTZ 2001, GLANDT 2006).

Es sei an dieser Stelle kurz darauf hingewiesen, dass im Folgenden unter dem Begriff Tümpel all solche Kleingewässer zusammengefasst werden, deren Wasserführung temporär ist. Der Begriff Kleingewässer hingegen umfasst sowohl perennierende als auch temporäre Gewässer (vgl. HEINZ 2008).

Kleingewässer sind in der Forschung leider bisher stark vernachlässigt worden (BLACK 1976, HEITKAMP 1982, BAZZANTI et al. 1996, WILLIAMS et al. 2001, SCHÖNBORN 2003). Speziell für Schleswig-Holstein gibt es erst einige wenige Untersuchungen (KREUZER 1940, ROLL 1940, HEINZ 2008). Daneben gibt es einige kleinere Studien und unveröffentlichte Gutachten. Die vorliegende Untersuchung sollte dieses bisher nur mangelnde Wissen um die Besiedlung küstennaher Kleingewässer erweitern.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Die 41 untersuchten Gewässer verteilen sich auf drei verschiedene Standorte entlang der Ostseeküste von Schleswig-Holstein (Geltinger Birk: 19, Hohwachter Bucht: 10, Insel Fehmarn: 12 beprobte Gewässer).

In allen Untersuchungsgebieten wurden sowohl Kleingewässer untersucht, die sich auf stark lehmigem Oberboden befanden, als auch solche, die direkt im Sandboden lagen. Die Wasserführung der Kleingewässer wird im Wesentlichen durch die Niederschlagsmenge und die Lufttemperatur beeinflusst. In einigen der untersuchten Gewässer (im Bereich Geltinger Birk und Hohwachter Bucht) war der Wasserstand aber auch stark von Windereignissen abhängig. Dabei handelt es sich um solche Kleingewässer, in die je nach vorherrschender Windrichtung Ostseewasser gedrückt wird. Dieses fließt je nach lokalen Gegebenheiten oberirdisch in die Kleingewässer oder drückt unterirdisch in diese hinein.

Gewässerbeprobung

Die ausgewählten Gewässer wurden abhängig von der Wasserführungsdauer zweimal faunistisch und abiotisch (Leitfähigkeit, pH-Wert, Salinität, Wassertemperatur) untersucht. Diese Beprobungen erfolgten im Mai und Juni/Juli 2008.

Von der Fauna wurden die 14 Taxa Plathelminthes, Mollusca, Hirudinea, Hydrachnidia, ausgewählte Crustacea, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera, Diptera, Amphibia untersucht. Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden pro Probennahme jeweils zehn Kescherzüge (Kescher: ø 20 cm, Maschenweite 1 mm) durchgeführt. Die Probenentnahme erfolgte dabei angepasst an die vorgefundenen Substrate. Die Tiere wurden lebend aussortiert. Zusätzlich wurden stets Exuvien merolimnischer Tiere abgesammelt sowie eine gezielte Beprobung der amphibischen Randbereiche durchgeführt. Die Bestimmung der gesammelten Individuen erfolgte mit der entsprechenden Fachliteratur. Die verwendete Literatur kann bei Interesse bei der Erstautorin erfragt werden.

Auswertung

Für die deskriptive Statistik wurde Microsoft Office Excel 2003 (Microsoft Corporation, Redmond, USA) angewendet. Des Weiteren wurden für die statistischen Analysen verschiedene Verfahren aus dem Bereich der Multivariaten Statistik verwendet: Clusteranalyse, MDS (nichtmetrische Multidimensionale Skalierung) und PCA (Hauptkomponentenanalyse). Zur Berechnung und Darstellung dieser statistischen Verfahren wurde das Programm Primer 6.0 verwendet.

Für alle ermittelten Arten wurden ihre bisher bekannten ökologischen Ansprüche anhand der Literatur ausgewertet (Literaturliste bei der Autorin verfügbar, aus Platzgründen kann sie an dieser Stelle nicht gelistet werden). Entsprechend der Besonderheiten der untersuchten Küstengewässer wurden dabei den Anpassungen der Tiere an Salzwassereinfluss sowie an ein Austrocknen der Gewässer ein besonderes Augenmerk gewidmet.

Ergebnisse und Diskussion

In den 41 Kleingewässern wurden (unter Einbeziehung höherer Taxa) mindestens 129 Arten nachgewiesen, auf Artniveau bestimmt werden konnten davon 111 Arten. In den Kleingewässern der

Geltinger Birk und auf Fehmarn kamen jeweils etwa zwei Drittel dieser Arten vor (92 bzw. 85), in den Gewässern der Hohwachter Bucht mindestens 54.

Bei der Literaturauswertung ergab sich das Problem, dass bezüglich der Arten ein ausschließliches Vorkommen in brackig bzw. temporär geprägten Gewässern angegeben wurde, diese aber auch in anderen Gewässerausprägungen vorkommen können. In 17 Gewässern konnte aus den abiotischen Befunden ein Brackwassereinfluss nachgewiesen werden. Insgesamt kamen dort 49 Arten vor, aus den Literaturbefunden zur Ökologie dieser Arten konnte für 14 dieser Arten ein Vorkommen in solchen Gewässern ermittelt werden. In den 21 untersuchten periodischen Kleingewässern kamen insgesamt 69 Arten vor. Anhand der Literaturangaben wiesen 37 dieser Arten eine Anpassung an diesen temporären Lebensraum auf. 11 Arten kamen laut Literaturdaten in Gewässern mit Brackwassereinfluss und temporärer Wasserführung vor. Sieben dieser Arten wurden in den entsprechenden Gewässern der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen.

Unter den 92 Arten, deren Status anhand Roter Listen überprüft werden konnte, befanden sich etwa ein Drittel (31%, 30 Arten) als gefährdete Arten unterschiedlicher Kategorie in den Roten Listen von Schleswig-Holstein beziehungsweise Deutschland. Zu diesen so als gefährdet ausgewiesenen Arten kommen noch seltene und damit gefährdete Arten aus Gruppen hinzu, für die keine Roten Listen existieren. Von den 30 Rote-Liste-Arten der Untersuchung kommt knapp die Hälfte (12 Arten) ausschließlich oder in höherer Abundanz in den temporären Kleingewässern vor. Dieser hohe Anteil an Rote-Liste-Arten, der Befund, dass mehr als 15% der insgesamt nachgewiesenen Arten ausschließlich in temporären Gewässern gefunden werden konnten, und die Tatsache, dass zusätzlich 18 Arten in den Tümpeln in einer höheren Abundanz vorkamen, unterstreichen die wichtige Rolle der Tümpel im Arten- und Naturschutz.

Die deskriptive und statistische Auswertung der Zusammenhänge zwischen der Artenzusammensetzung und der sie beeinflussenden strukturellen und Umfeldparameter ergab einige interessante Befunde. Demnach haben die Wasserführung, der Wasserstand, die Vegetation (unbewachsen vs. bewachsen), der Salzgehalt (Brackwasser sowie schwach brackiges Wasser vs. Süßwasser) und die dominierende Bodenbeschaffenheit einen deutlichen Einfluss auf die Artenzahlen sowie auf die Zusammensetzung der Fauna. Exemplarisch soll im Folgenden auf die Wasserführung und den Salzgehalt eingegangen werden. Die MDS, die die Besiedlung zum Faktor Wasserführung (Abb. 1) in Beziehung setzt, deutet an, dass sich die Fauna der Tümpel (im rechten Bereich der MDS) von der der perennierenden Kleingewässer (im linken oberen Bereich) unterscheidet, der Übergang ist allerdings fließend.

Für den Faktor Salzgehalt lässt sich anhand der MDS ebenfalls ein gewisser Trend in der Besiedlung feststellen. Im linken Bereich der MDS (Abb. 2) gruppieren sich die Kleingewässer, die sich nicht durch brackiges Wasser auszeichneten. Hingegen befinden sich die Gewässer mit schwach brackigem oder brackigem Wasser im rechten Bereich.

Zusammenfassung und Ausblick

Auch die vorliegende Untersuchung der Kleingewässer im Küstenbereich Schleswig-Holsteins zeigte, dass Kleingewässer ein wichtiger Lebensraum für viele, besonders auch für seltene Tierarten sind. Ihnen wird leider in der Forschung und dem angewandten Naturschutz oft nicht die ihm gebührende Aufmerksamkeit zuteil.

Auch wenn zu weiter gehenden Aussagen noch weitere Untersuchungen zusätzlicher Gewässer notwendig sind, so ist durch die Betrachtung der Küstengewässer auch das Fernziel der Kleingewässeruntersuchungen in Schleswig-Holstein einen großen Schritt vorangebracht worden. Nur

durch die Erarbeitung von Leitbildern unterschiedlicher Kleingewässerkategorien mit jeweils charakteristischen Tiergesellschaften, wie sie erarbeitet werden sollen, können zielgerichtete Maßnahmen im Naturschutz umgesetzt werden.

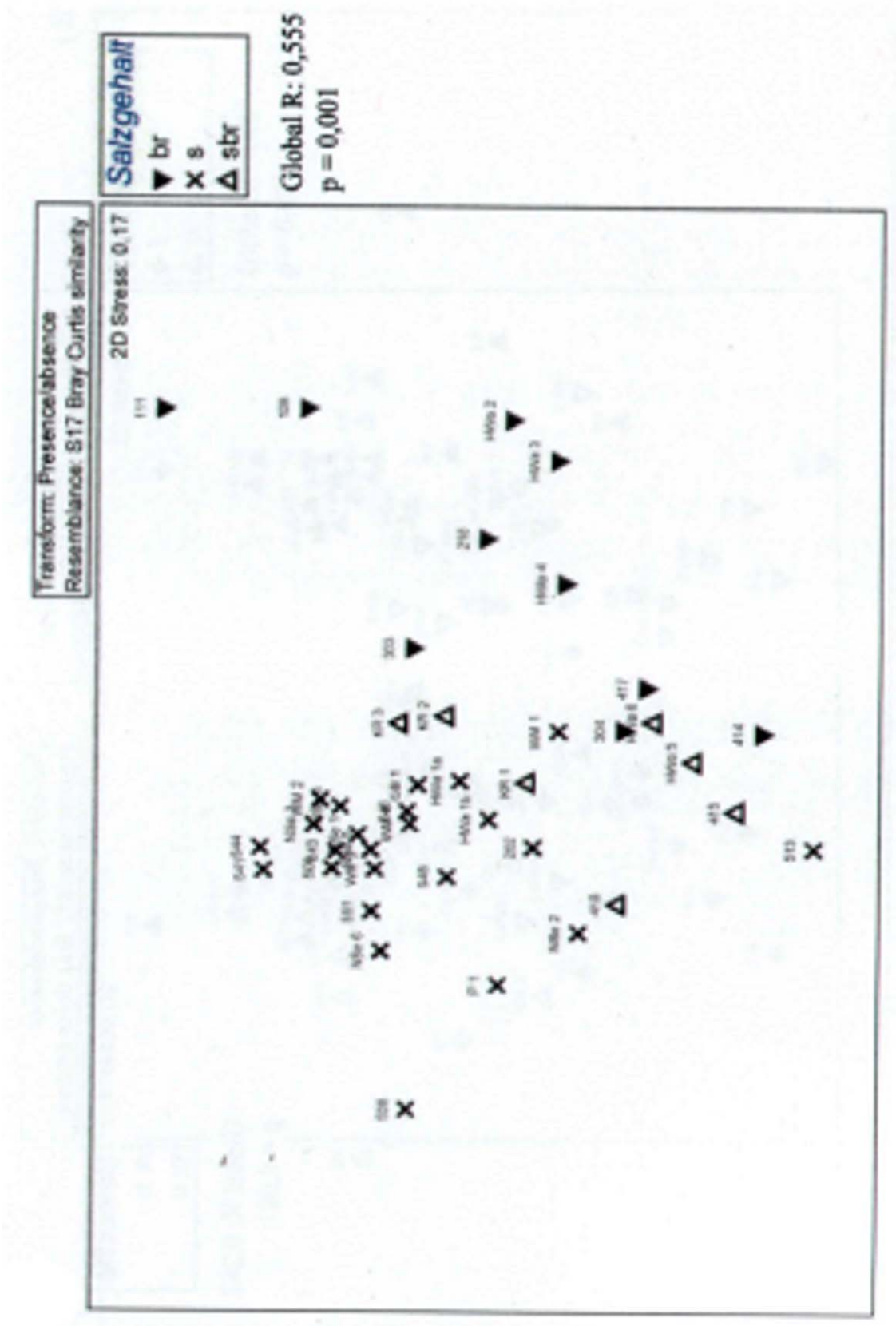


Abb. 1: MDS der Fauna aller beprobten Gewässer bezogen auf die Wasserführung (t(emporär), p(erennierend)). Angegeben sind der Stresswert, der Globale R-Wert und die statistische Signifikanz (p). Datengrundlage: An- bzw. Abwesenheit der Arten im Gewässer.

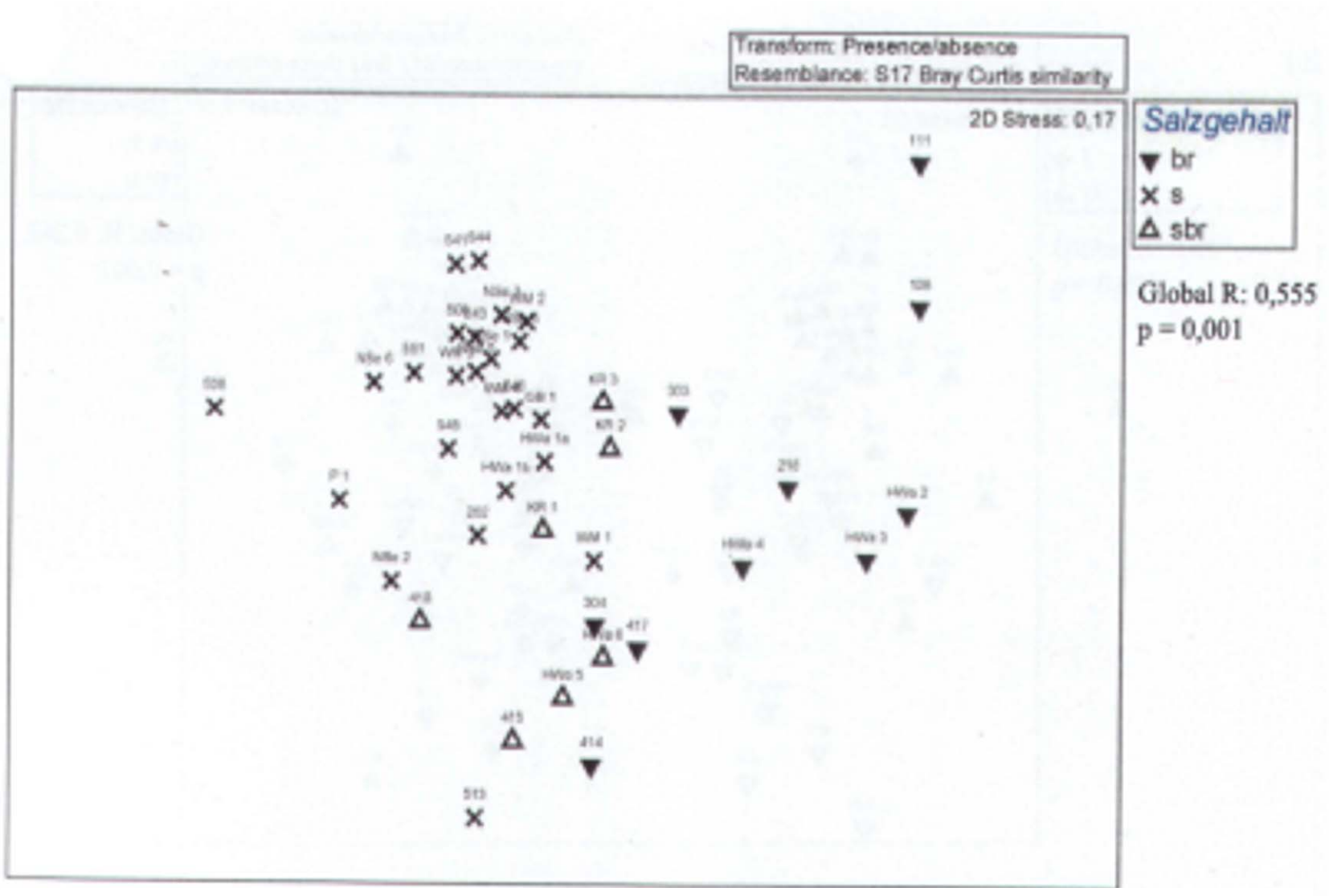


Abb. 2: MDS der Fauna aller beprobten Gewässer bezogen auf den Salzgehalt im Wasser (br(ackwasser), s(üßwasser), sbr (schwach brackig)). Angegeben sind der Stresswert, der globale R-Wert und die statistische Signifikanz (p). Datengrundlage: An- bzw. Abwesenheit der Art im Gewässer.

Danksagung

Bedanken möchten wir uns bei allen, die uns im Rahmen dieses Projektes tatkräftig zur Seite standen. Unser besonderer Dank gilt der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, die durch ihre finanzielle Zuwendung dieses Projekt unterstützte. Danken möchten wir auch den Mitarbeitern der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, insbesondere Herrn Hauke Drews und Herrn Tobias Meier, die uns mit entsprechenden Informationen versorgt haben und uns auch bei inhaltlichen Fragen halfen.

Literatur

Ant, H. & Bellinghoff, P. (1980): Der Rückgang der Kleingewässer, dargestellt am Beispiel der Stadt Hamm. Natur- und Landschaftskunde in Westfalen 16 (1): 9–12.

Bazzanti, M., Baldoni, S. & Seminara, M. (1996): Invertebrate macrofauna of a temporary pond in Central Italy: composition, community parameters and temporal succession. Arch. Hydrobiol. 137 (1): 77–94.

Black, J. H. (1976): Environmental fluctuations in Central Oklahoma Temporary Ponds. Proceedings of the Oklahoma Academy of Science 56: 1–8.

Blaustein, L. & Schwartz, S. S. (2001): Why study ecology in temporary pools? Israel Journal of Zoology 47: 303–312.

Christmann, K.-H. & Pardey, A. (2000): Ökologische Entwicklung von Kleingewässern der Westfälischen Tieflandsbucht. Gewässergütebericht 2000, Sonderbericht 30 Jahre biologische Gewässerüberwachung in NRW 267–282.

Glandt, D. (2006): Praktische Kleingewässerkunde. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 200 pp.

Heinz, K. (2008): Limnofaunistische Untersuchungen zur Typologie von Kleingewässern des Östlichen Hügellandes Schleswig-Holsteins. Diplomarbeit im Zoologischen Institut Abteilung, für Tierökologie der Christian-Albrechts Universität zu Kiel, (unpubliziert), 165 pp.

Heitkamp, U. (1982): Untersuchungen zur Biologie, Ökologie und Systematik limnischer Turbellarien periodischer und perennierender Kleingewässer Südniedersachsens. Archiv für Hydrobiologie, Supplementband 64 (1): 65–188.

Heitkamp, U. (2006): Stagnierende Kleingewässer in Südniedersachsen - Typologie, Umweltbedingungen und Fauna. NVN/BSH Merkblatt 70 (3): 1–8.

King, J. L., Simovich, M. A. & Brusca, R. C. (1996): Species richness, endemism and ecology of crustacean assemblages in northern California vernal pools. Hydrobiologia 328: 85–116.

Kreuzer, R. (1940): Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. Archiv für Hydrobiologie, Supplement-Band 10: 359–572.

Moore, W. G. (1970): Limnological studies of temporary ponds in Southeastern Lousiana. The Southwestern Naturalist 15 (1): 83–110.

Roll, H. (1940): Holsteinische Tümpel und ihre Pflanzengesellschaften. Limnologisch-soziologische Studien. Archiv für Hydrobiologie 10: 573–630.

Schönborn, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 588 pp.

Thiessen, H. (2002): Kleingewässer erhalten und gestalten. Informationsblatt der Akademie für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 15: 1–4.

Wiggins, G. W., Mackay, R. J. & Smith, I. M. (1980): Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary ponds. Archiv für Hydrobiologie, Supplement 58 (1/2): 97–206.

Williams, D. D. (1997): Temporary ponds and their invertebrate communities. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 7: 105–117.

Williams, D. D. (2006): The Biology of Temporary Waters. Oxford Universitiy Press, Oxford, 337 pp.

Williams, P., Biggs, J., Fox, G., Nicolet, P. & Whitfield, M. (2001): History, origins and importance of temporary ponds. Freshwater Forum: Including the Annual Report and Accounts of the Freshwater 17: 7–15.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Entwicklung der Makrophyten-Verbreitung im Niedermoor-Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene) von 1970 bis 2005

Uwe Veit[1], Alexander Kohler[1], Peter Poschlod[2], Oliver Wiesmann[2] & Georg-Heinrich Zeltner[1]

[1] Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), D-70593 Stuttgart, uweveit@uni-hohenheim.de, kohleral@uni-hohenheim.de, [2] Universität Regensburg, Institut für Botanik, Universitätsstr. 31, D-93053 Regensburg, peter.poschlod@biologie.uni-regensburg.de

Keywords: macrophytes, running waters, long-term study, evaluation, linear regression

Einleitung

Langzeitmonitoring-Studien zur Verbreitung von Makrophyten-Arten in bayerischen Fließgewässern werden von unserer Arbeitsgruppe seit 1970 durchgeführt. Das hydrogenkarbonatreiche Niedermoor-Fließgewässer Moosach (Münchener Ebene) war aufgrund seiner üppigen Vegetation und seiner starken Trophie-Unterschiede für Untersuchungen von Zusammenhängen zwischen Pflanzenverbreitung und Nährstoff-Belastung unter dem Aspekt langfristiger Veränderungen besonders geeignet.

Die erstmalige Kartierung wurde im Jahre 1970 durchgeführt und in Abständen von einigen Jahren bis 2005 nach derselben Methode sechsmal wiederholt (Kohler et al. 1971, Würzbach et al. 1997).

Ziel der nach wie vor andauernden Untersuchungen ist es, die Makrophyten-Verbreitung im Längsverlauf auf Artniveau zu erfassen, diese ökologisch zu kennzeichnen, ihre zeitliche Entwicklung unter dem Aspekt sich verändernder Umweltbedingungen wie beispielsweise der Nährstoff-Situation qualitativ und quantitativ zu dokumentieren und daraus Maßnahmen zum Gewässer-Management abzuleiten.

Methodik

Der Hauptlauf sowie einige größere 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 wie beispielsweise in Hinblick auf die Trophie oder Gewässerstruktur-Merkmale. War bei einer Wiederholungskartierung die Homogenität innerhalb der Abschnitte nicht mehr gegen, wurde diese bei Bedarf weiter unterteilt. In jedem Abschnitt wurde die Pflanzenmenge aller limnischen Makrophyten (Hydrophyten, Amphiphyten und Helophyten) nach einer fünfteiligen Skala geschätzt (1=sehr selten, 2=selten, 3=verbreitet,4=häufig,5=massenhaft; Kohler 1978). Diese bilden die Grundlage für alle weiteren Auswertungen.

Die Auswertung umfasst zunächst die einfache Darstellung der Kartierergebnisse in Form eines Balkendiagramms, wobei die fünfteilige Schätzskala auf drei Balkenstärken reduziert wird. Für die Ermittlung der Langzeitdynamik wurde der Entwicklungstrend mittels linearer Regression aus den für einen Zeitraum von 35 Jahren vorliegenden Kartierungsdaten ermittelt. Um ein Maß dafür zu erhalten, wie gut die Dynamik durch den linearen Trend repräsentiert wird, wurde der Korrelationskoeffizient berechnet. Je größer dieser ist, umso dunkler werden die Säulen in der Graphik dargestellt.

Ergebnisse

Die Auswertung der Erstkartierung 1970 zeigte unterschiedliche Verbreitungsmuster von Makrophyten-Arten im Flussverlauf. Auf der Basis wasserchemischer Daten wurden die Makrophyten der Moosach anhand einer ökologische Reihe auf die mittleren Ammonium- und ortho-Phosphat Konzentrationen des Wassers „kalibriert“ (Kohler et al 1973).

I Die *Potamogeton coloratus*-Gruppe beschränkte sich auf völlig unbelastete Quellgräben.

II Die *Groenlandia densa*-Gruppe besiedelte leicht eutrophierte Strecken des Moosach-Oberlaufes vor Eintritt in das Stadtgebiet von Freising und den größten Nebenfluss der Moosach, die Mauke.

III Die *Ranunculus fluitans*-*Callitriche obtusangula*-Gruppe besiedelte leicht bis stärker eutrophierte Flussabschnitte des Moosach-Systems, fehlte aber in den weitgehend unbelasteten quellnahen Bereichen.

IV Die hinsichtlich der Trophie „indifferente“ *Berula erecta* Gruppe besiedelte alle Bereiche des Moosach-Systems.

Mit Hilfe dieser vier Artengruppen wurden vier floristisch-ökologische Flusszonen (A, B, C, D) ausgewiesen, die als Ausdruck zunehmender Trophie anzusehen sind.

Seit der Erstkartierung im Jahr 1970 haben sich die Verbreitungsmuster dieser Leitarten teilweise erheblich verändert (Abb. 1). Am deutlichsten werden die Veränderungen, wenn in Ergänzung des Verbreitungsdiagramms die Entwicklungstendenzen für die wichtigsten Leitarten für jeden Abschnitt getrennt ausgewertet werden (Abb. 2).

Im oligotrophen Pullinger Graben konnte sich die stark gefährdete Leitart der Zone A, *Potamogeton coloratus* im 35jährigen Zeitraum gut entwickeln. Demgegenüber ging die Pflanzenmenge von *Juncus subnodulosus* aus der selben Artengruppe leicht zurück.

Für den Hauptfluss der Moosach ist bemerkenswert, dass die für die Zone C charakteristische Artengruppe II mit *Goenlandia densa* während des Untersuchungszeitraums mit einigen zeitlichen Schwankungen entweder ganz verschwunden ist oder sehr stark reduziert wurde. Dieses Phänomen dürfte mit einer langsam zunehmenden Eutrophierung durch Siedlungen, Landwirtschaft und Fischzuchtanlagen im Oberlauf der Moosach zu erklären sein (vgl. Kohler & Zeltner 1981) Somit ist festzustellen, dass im Hauptlauf der Moosach eine Nivellierung der Trophieverhältnisse hin zur eutrophen Zone D stattgefunden hat. Bei der letzten Kartierung im Jahr 2005 waren nur noch Indikatorarten der eutraphenten *Ranunculus fluitans*- und der „indifferenten“ *Berula erecta*-Gruppe vertreten.

Für die Mauke, die über einen langen Zeitraum der Zone C zugeordnet werden konnte, ist festzustellen, dass *Groenlandia densa* seit Beginn der Kartierungen unterschiedliche Entwicklungstendenzen aufzeigte, im Jahr 2005 jedoch nur noch in einem Abschnitt nachgewiesen wurde. Dies könnte darauf hindeuten, dass auch in diesem Seitengewässer der Moosach der Übergang von Zone C zu Zone D derzeit stattfindet und somit eine schleichende Zunahme der Trophie erfolgt.

Der Trend der Vegetationsdynamik im Gesamtsystem der Moosach zeigt, dass insbesondere die Pflanzenmenge von *Callitriche obtusangula* auf weiten Strecken stetig zunahm, wohingegen sich bei *Ranunculus fluitans* die Bereiche mit zunehmenden und abnehmenden Vorkommen die Waage hielten. Diese Art hat ihren Verbreitungsschwerpunkt inzwischen leicht flussabwärts verlagert. Bei *Elodea canadensis* ragt vor allem die deutliche Zunahme im Unterlauf heraus.

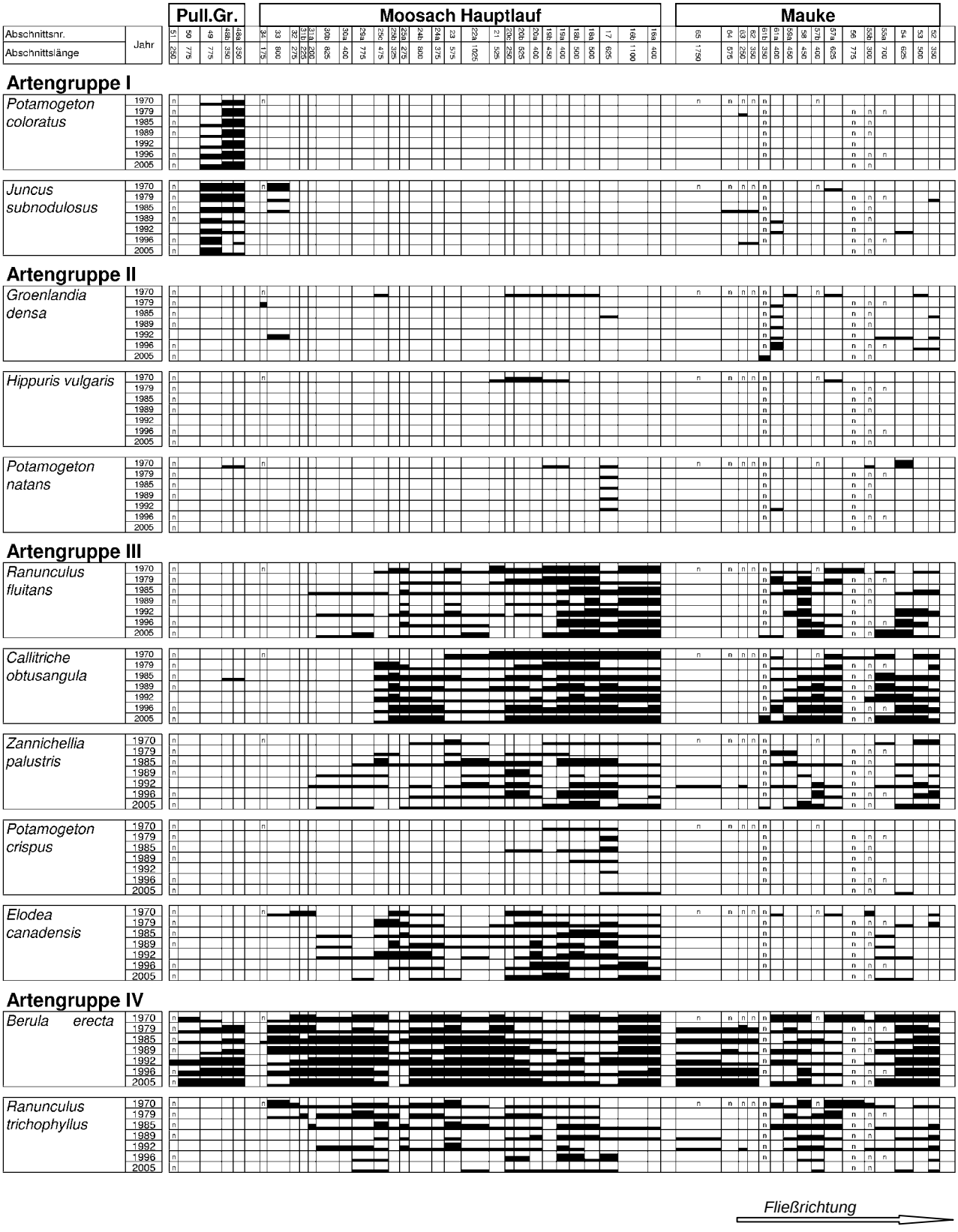


Abb. 1a: Die Entwicklung ausgewählter Makrophyten im Hauptlauf der Moosach, der Mauke und dem oligotrophen Pullinger Graben während des 35jährigen Untersuchungszeitraums.

selten **verbreitet** **häufig** n **nicht kartiert**

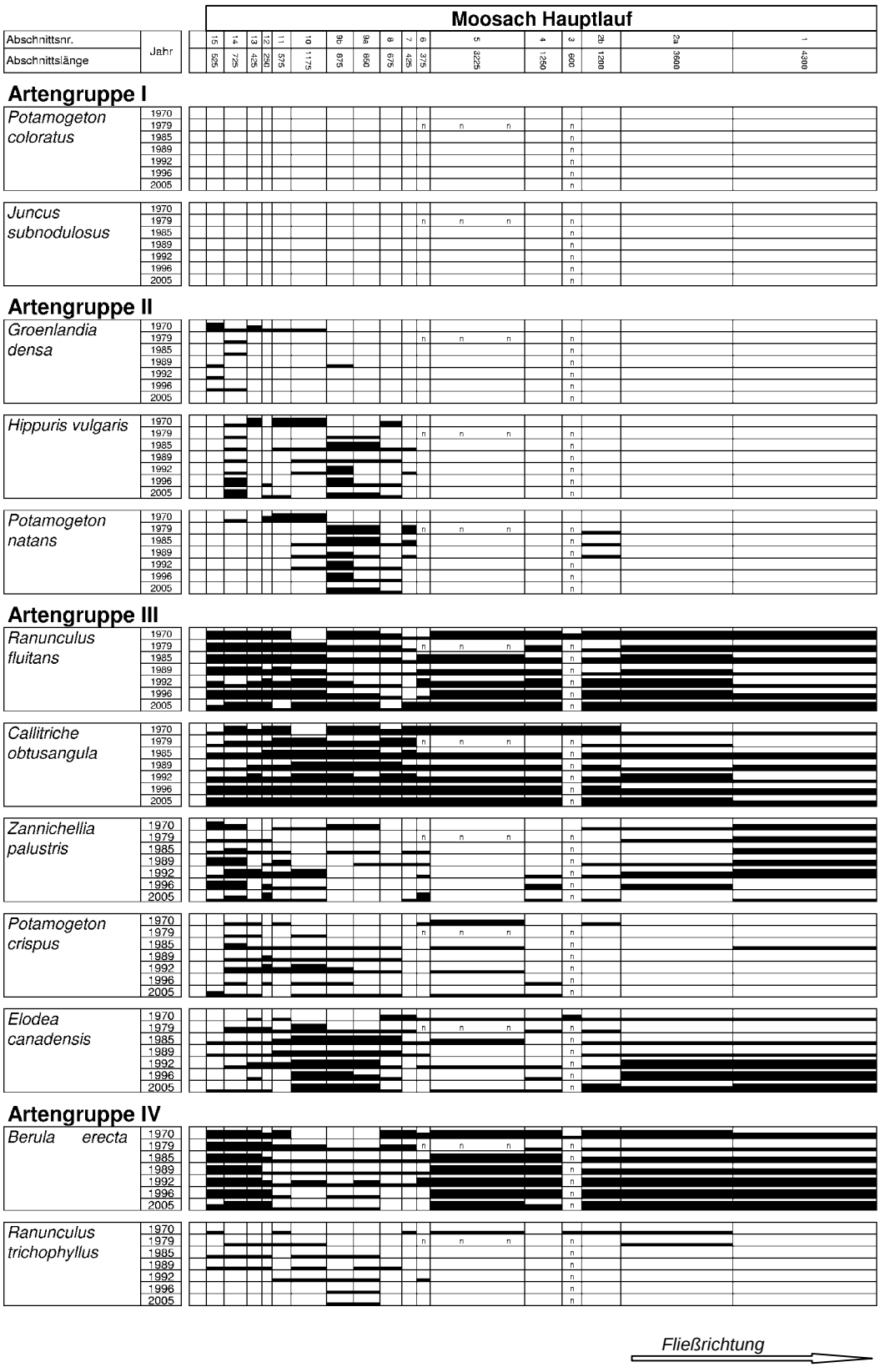


Abb. 1b: Die Entwicklung ausgewählter Makrophyten im Hauptlauf der Moosach, der Mauke und dem oligotrophen Pullinger Graben während des 35jährigen Untersuchungszeitraums.

selten **verbreitet** **häufig** n **nicht kartiert**

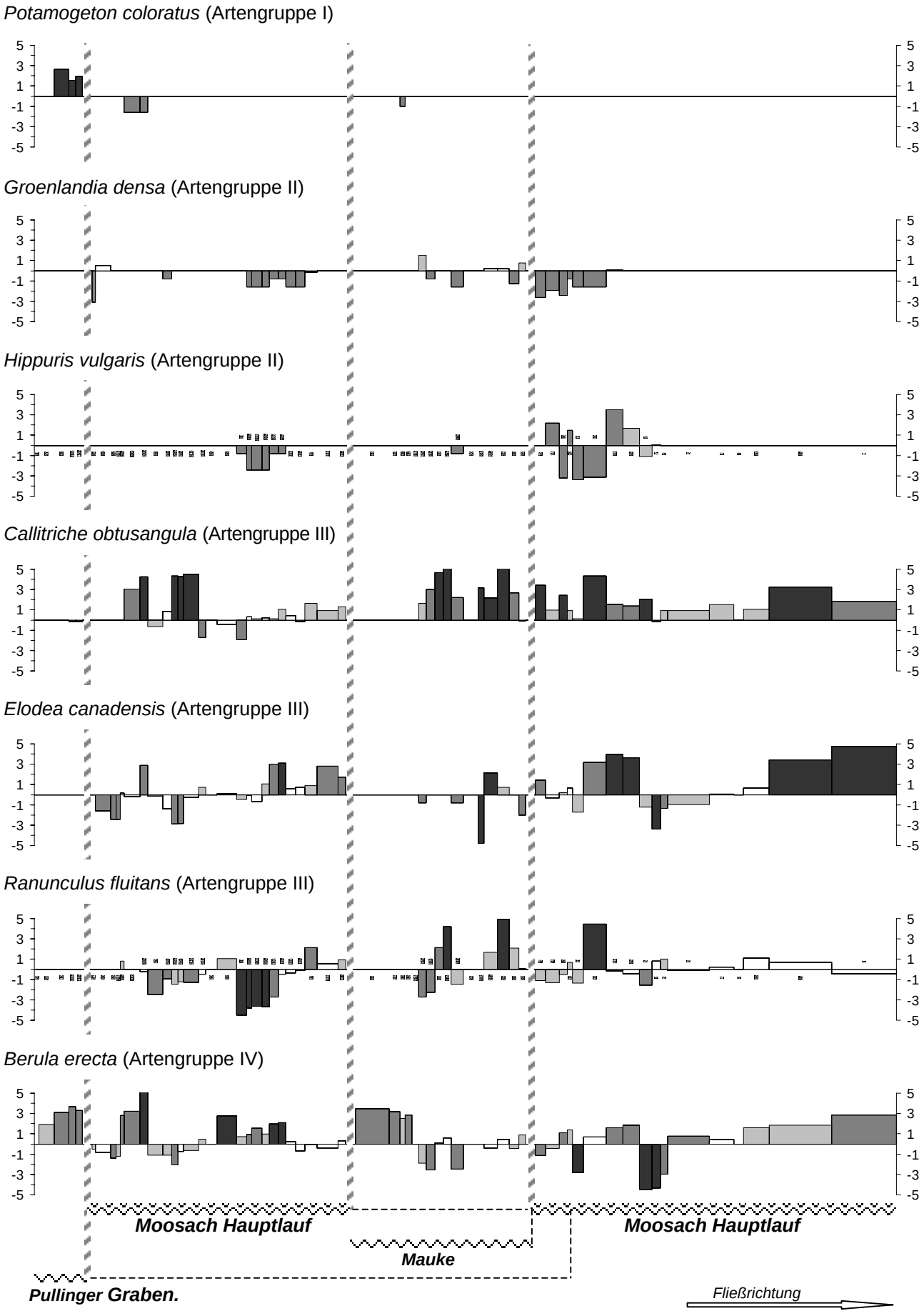


Abb. 2 Entwicklungstrend ausgewählter Makrophyten der vier Artengruppen innerhalb des 35jährigen Untersuchungszeitraums.

Diskussion

Wie am Beispiel der Langzeitstudie zur Makrophyten-Vegetation der Moosach zu sehen ist, entwickelt sich die Makrophyten-Vegetation über längere Zeiträume in einigen Abschnitten teilweise sehr dynamisch. Obwohl Verbreitungsdiagramme die kartographisch ermittelten Erhebungsdaten sehr detailliert wiedergeben, lassen sich langfristige Trends erst mit Hilfe integrierender Auswertungsverfahren besser erkennen. Aus diesem Grund wurde eine einfache, lineare Regressionsberechnung über die vorliegenden sieben Kartierungen durchgeführt. Um zufällige Ergebnisse weitgehend auszuschließen, wurden die Ergebnisse mit dem für jeden Abschnitt separat berechneten Korrelationskoeffizient gewichtet.

Die vorliegende Arbeit macht deutlich, dass nur die Kartierung gesamter Gewässersysteme eine zuverlässige Bewertung der Makrophyten-Entwicklung über längere Zeiträume ermöglicht, da einzelne Abschnitte teilweise nicht dem allgemeinen Trend folgen. Eine Langzeitbeobachtung weniger, kurzer Gewässerabschnitte muss nicht repräsentativ für das Gesamtgewässer sein. Außerdem bieten ausschließlich wiederholte Kartierungen unter Verwendung ein und derselben Aufnahmemethode die Möglichkeit, langfristige, schleichende Veränderungen erkennen zu können und diese von vorübergehenden Fluktuationen in der Vegetationsdynamik unterscheiden zu können.

Dass die Makrophyten-Arten, die die floristischen Zonen kennzeichnen, nicht zufällig verbreitet sind, konnte durch Umpflanzversuche innerhalb des Moosach-Systems nachgewiesen werden (Glänzer et al. 1977). Diese belegen, dass die ausgewiesenen Indikatorarten nur in den Flusszonen ohne Schädigung gedeihen können, in denen sie verbreitet sind und in denen die trophischen Bedingungen ihren Standortansprüchen entsprechen. Durch den Vergleich der Entwicklungstendenzen wird erkennbar, ob ein bestimmter Vertreter einer Artengruppe durch eine andere Art der selben Artengruppe mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen oder durch eine Art einer anderen Artengruppe ersetzt wird. Diese Kenntnis ist unentbehrlich für das Gewässer-Management, um nachhaltige Konzepte entwickeln zu können.

Je nach Fragestellung können anschließend weitere quantitative und qualitative Auswertungsverfahren angewandt werden, u. a. die Berechnung verschiedener Kenngrößen (Kohler & Janauer 1995), Indices (z. B. Schneider 2000) oder multivariate Verfahren (Wiesmann 2007) die detaillierte Hinweise auf die Gründe für die beobachteten, langfristigen Veränderungen der Makrophyten-Verbreitung geben können.

Literatur

Glänzer, U., Haber, W., Kohler, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässermakrophyten. Arch. Hydrobiol. 79: 193-232.

Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 1: 23-85.

Kohler, A., Janauer, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Ch. Steinberg, H. Bernhardt & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie, Ecomed-Verlag.

Kohler, A., Vollrath, H., Beisl, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Archiv für Hydrobiologie 69: 333-365.

Kohler, A., Zeltner, G.-H. (1981): Der Einfluß von Be- und Entlastung auf die Vegetation von Fließgewässern. Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Universität Hohenheim, Sonderreihe Umwelttagung, Heft 31, 127-139.

Schneider, S. (2000):Entwicklung eines Makrophytenindex zu Trophieindikation in Fließgewässern, Dissertation TU München, Shaker Verlag 182 S.

Wiesmann, O. S. (2007): Veränderung der Makrophyten- Vegetation im Fließgewässersystem Moosach von 1970 bis 2005, Staatsexamensarbeit für das Lehramt am Gymnasium in Bayern. Universität Regensburg, Prof. Dr. Peter Poschlod, 104 S.

Würzbach, R., Zeltner, G.-H., Kohler, A. (1997): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung und Veränderung von 1970 bis 1996, Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, Beiheft 4: 243-312.

LIMNOLOGIE VON SEEN UND TALSPERREN

KASPRZAK, P., R. KOSCHEL & A. PARPAROV: Sauerstoffmangel im Tiefenwasser des oligotrophen Stechlinsees: Kann die Klimaerwärmung eine Rolle spielen?

MÄHRLEIN, M. & M. BRAUNS: Die Bedeutung des Eulitorals für die benthische Sekundärproduktion in einem Flachsee

PAUL, L. & N. SCHEIFHACKEN: Einfluss der Wassermengenbewirtschaftung auf die vertikale Verteilung allochthoner Trübstoffe in Trinkwassertalsperren nach Hochwässern

RÖSEL, ST., CH. WURZBACHER & H.-P. GROSSART: Diatomeen-Frühjahrsblüte und Pollenflug: strukturierende Elemente für die Bakteriengemeinschaft im Stechlinsee?

SALKA, I., CH. WURZBACHER & H. P. GROSSART: Effekte von UV-Strahlung auf bakterielles Wachstum und Genexpression im huminstoffreichen See Große Fuchskuhle

SCHARF, B. W.: Vergleich paläolimnologischer und archäologischer Untersuchungen zur Entstehung und Entwicklung des Arendsees, Sachsen-Anhalt, mit einem Modellversuch

STENGERT, M.: Erstbesiedelung eines künstlichen Flachwassersees

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Sauerstoffmangel im Tiefenwasser des oligotrophen Stechlinsees: Kann die Klimaerwärmung eine Rolle spielen?

Peter Kasprzak[1], Rainer Koschel[1] & Arkadi Parparov[2]

[1] Leibniz-Insitut für Gewässerökologie & Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, 16775 Neuglobsow, e-mail daphnia@igb-berlin.de, [2] Yigal Allon Kinneret Limnological Laboratory, PO Box 345, Tiberias, 14102, Israel, e-mail parpar@ocean.org.il

Keywords: Oligotrophe Seen, Klimawechsel, thermische Schichtung, Sauerstoffkonzentration, Eutrophierung, Stechlinsee

Einleitung

Der Stechlinsee (Fläche 4,23 km^2, Volumen 98,7 10^6 m^3, mittl. Tiefe 23,3 m, max. Tiefe 69,5 m) gehört zu den wenigen tiefen Seen des eiszeitlich geprägten nordostdeutschen Tieflandes, deren kalk-oligotropher Zustand bis in die Gegenwart hinein erhalten geblieben ist. Wegen seines außergewöhnlichen Charakters wurde er bereits 1938 unter Schutz gestellt, und ist heute zentrales Element eines Naturschutzgebietes von 8.670 ha Größe. Im Laufe der letzten 300 Jahre wurde zwei Mal nachhaltig in seinen Wasserhaushalt eingriffen; zuletzt durch den Bau des Atomkraftwerkes Rheinsberg (AKW) zwischen dem Nehmitz- und dem Stechlinsee. Beide Seen dienten von 1966 – 1990 als Kühlwasserreservoir. Die enormen Abwärmemengen verbunden mit Nährstoffeinträgen veränderten zahlreiche physikalische, chemische und biologische Merkmale des Stechlinsees. Insgesamt jedoch hat das Gewässer die Periode seiner industriellen Nutzung relativ schadlos überstanden. Detaillierte Darstellungen finden sich in Casper (1985) und Koschel & Adams (2003a). Seit Mitte der 1990er Jahre zeigen sich nun besorgniserregende Veränderungen, welche den oligotrophen Charakter des Sees bedrohen. Dazu zählen vor allem kontinuierlich sinkende Sauerstoff- und zunehmende Phosphorkonzentrationen im Tiefenwasser (Koschel & Adams 2003b). Die Biomasse und Artenzusammensetzung des Phytoplanktons haben sich geändert (Padisák et al. 2009, IGB unveröffentlicht). Die Jahresmittelwerte und Maxima der Chlorophyll *a*-Konzentration sind angestiegen (IGB, unveröffentlicht). Große Teile der ehemals weite Flächen bedeckenden Chareceenwiesen sind verschwunden (van de Weyer et al. 2008). Schließlich bildet der Ciliat *Stentor amethystinus* seit etwa Mitte der 1990er Jahre Massenentwicklungen im Freiwasser, wie sie früher nicht beobachtet wurden (Casper 1985, IGB, unveröffentlicht). Diese Veränderungen sind komplexer Natur und können im Rahmen unseres Betrags nicht erschöpfend behandelt werden. Wir wollen uns deswegen ausschließlich der Frage zuwenden, ob der Klimawandel eine Ursache für die sinkenden Sauerstoffwerte im Tiefenwasser des Stechlinsees sein kann. In der Literatur gibt es inzwischen zahlreiche Hinweise über Einflüsse der Klimaerwärmung auf die Wasserqualität von Seen (z. B. Schindler et al. 1990, Magnuson et al. 2006). Sie können sowohl direkt über den Wasserkörper (Gerten & Adrian 2001) als auch indirekt über das Einzugsgebiet (Baines et al. 2000) wirksam werden. Dabei ist der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser thermisch geschichteter, oligotropher Seen eines besonders indikatives Kriterium (Livingstone 1997).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Stechlinsee (Breite 53°10’ N, Länge 13°02’ E) befindet sich am südlichen Rand der Mecklenburger Seenplatte, etwa 100 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). Er wird ausschließlich durch Grund- und Regenwasser gespeist. Die mittlere Verweildauer des Wassers beträgt etwa 61 Jahre (Holzbecher et al. 1999). Das Einzugsgebiet ist nahezu vollständig waldbedeckt. Lediglich die Siedlung Neuglobsow-Dagow und das Gelände des AKW Rheinsberg bilden eine Ausnahme. Eine Seespiegelabsenkung 1960 sowie ansteigende externe Nährstoffeinträge durch kommunale Abwässer, aus benachbarten eutrophen Seen, durch den Kühlwasserkreislauf und als atmosphärische Deposition waren die bedeutsamsten anthropogenen Einflüsse in der zweiten Hälfte des 20. Jh. (Koschel 1995, Holzbecher 2003). Von 1966 bis 1990 diente der Stechlinsee gemeinsam mit dem benachbarten Nehmitzsee als Kühlwasserreservoir des AKW 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 Mai 1990 wurden der Betrieb des KKW und damit auch der Kühlwasserkreislauf eingestellt. Neben dieser Nutzung für industrielle Zwecke ist der Stechlinsee ein Ort vielfältiger Erholungsformen, wichtiges Naturschutzgebiet (FFH-Gebiet, europäisches Vogelschutzgebiet SPA) und seit 1959 Schwerpunkt gewässerökologischer Forschung (Koschel & Adams 2003b, Lütkepohl & Flade 2004, Tab. 1).

Tab. 1: Topographische, morphometrische, hydrologische und chemische Merkmale des Sechlinsees (aus Koschel & Adams 2003b).

Oberfläche	km^2	4,23
Volumen	10^6 m^3	98,7
maximale Tiefe	m	69,5
Mittlere Tiefe	m	23,3
Uferlänge	km	16,1
Einzugsgebiet	km^2	12,6
Waldanteil im Einzuggebiet	%	95
Verweildauer d. Wassers	Jahre	>40
SRP-Konzentration	µg L^{-1}	2,5
TP-Konzentration	µg L^{-1}	13,8
NO_3-N-Konzentration	µg L^{-1}	21,3
NH_4-N-Konzentration	µg L^{-1}	39,9
planktische Primärproduktion	g C m^{-2} a^{-1}	121
externe Phosphorlast (SRP)	g P m^{-2} a^{-1}	0,04 – 0,06

Methoden

Regelmäßige Temperaturmessungen begannen 1958. Zunächst wurden Thermometer benutzt, später kamen elektrische Messsonden zum Einsatz (Richter 1997, Deutscher Wetterdienst u. IGB, unveröffentlicht). Sauerstoffmessungen reichen bis in die 1950er Jahre zurück. In diesem Beitrag werden jedoch nur Werte ab 1972 benutzt. Bis 1990 wurde sowohl mit der Winkler-Methode als auch mit Elektroden gearbeitet (Mothes et al. 1985). Seit 1990/91 wurden nur noch Elektroden verwendet (IGB, unveröffentlicht). In Anlehnung an Wetzel (2001) wurden die jährlichen Sauerstoffzehrungsraten für die Tiefe von 60 m durch lineare Regression der verfügbaren Jahresreihen berechnet. Ausgewählt wurden Messwerte des Zeitraums März/April bis November/Dezember; also aus der Periode unmittelbar vor dem Beginn der thermischen Schichtung bis zu ihrer nahezu vollständigen Auflösung.

Ergebnisse

Abb. 1 (oben) zeigt die Zeitreihe der mittleren Jahrestemperaturen des Stechlinsees für die Tiefen von 0/10 m. Drei charakteristische Merkmale sind erkennbar. An der Oberfläche stiegen die Werte über den Beobachtungszeitraum von 50 Jahren um etwa 1,4 °C an. In 10 m Tiefe ist dieser Trend nicht mehr nachweisbar. Im Gegensatz dazu lässt sich der Abwärmeeinfluss des AKW in beiden Wasserschichten deutlich ablesen. Während also die Wirkung des solaren Klimasignals auf die oberflächennahen Horizonte des Gewässers beschränkt bleibt, reichten die Auswirkungen des Kühlwasserkreislaufs bis in tiefere Schichten hinab.

Abb. 1 (unten) bringt die langfristige Entwicklung der Sauerstoffkonzentration gegen Ende der thermischen Schichtung (November/Dezember) in 60 m Tiefe. Die Werte sind generell durch eine starke Streuung gekennzeichnet, aber bis in die erste Hälfte der 1990er Jahre ist kein Trend erkennbar. Erst danach nahm das Sauerstoffangebot deutlich ab und liegt seit dem Jahr 2002 immer unter 6 mg O_2 L^{-1}. 2003 wurde die bisher niedrigste Konzentration von <4 mg O_2 L^{-1} festgestellt.

Abb. 2 (oben) zeigt die Sauerstoffzehrungsraten in 60 m Tiefe in der Periode von 1972 – 2007. Zwar deuten die Ergebnisse nach 1990 auf einen geringfügig zunehmenden Trend, aber der Anstieg der Regressionsgeraden ist nicht signifikant.

Wenn man nun mit Hilfe der mittleren Sauerstoffzehrungsrate (0,0326 mg O_2 L^{-1} d^{-1}) aus 60 m Tiefe den Zeitraum berechnet, der verstreichen müsste, um bei einer Ausgangskonzentration von 12,8 mg O_2 L^{-1} die jeweils festgestellte Minimumkonzentration vor Auflösung der thermischen Schichtung zu erreichen, dann lassen sich zwei Phasen unterscheiden (Abb. 2, Mitte, unten). Von 1972 – 1992 variiert die Länge der kalkulierten Perioden sehr stark, aber ein Trend ist nicht nachweisbar. Seit 1992 jedoch nehmen die Werte signifikant zu. Um die fortschreitenden Sauerstoffminima durch die konstante Zehrungsraten erklären zu können, müsste also (bei sonst unveränderten Bedingungen) ein beständig ansteigender Zeitraum der thermischen Schichtung des Stechlinsees angenommen werden. Im Vergleich der beiden Regressionsgeraden (1972 – 92/1992 – 2007) ergäbe sich eine rechnerische Zunahme der thermischen Schichtung von etwa 220 auf 280 Tage.

Diskussion

Die Entwicklung der Wasserqualität des Stechlinsees in den letzten 15-20 Jahren ist u. a. durch den beständigen Rückgang der Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser (>60 m) gekennzeichnet. Steigende Defizite können durch mikrobiellen Abbau vermehrt sedimentierenden, organischen

Materials entstehen, aber auch durch Verlängerung der thermischen Schichtung (Livingstone & Imboden 1996). Für den Stechlinsee werden seit Mitte der 1990er Jahre zunehmende Chla-Konzentrationen und Phytoplanktonbestände festgestellt (IGB, unveröffentlicht). Angaben zur

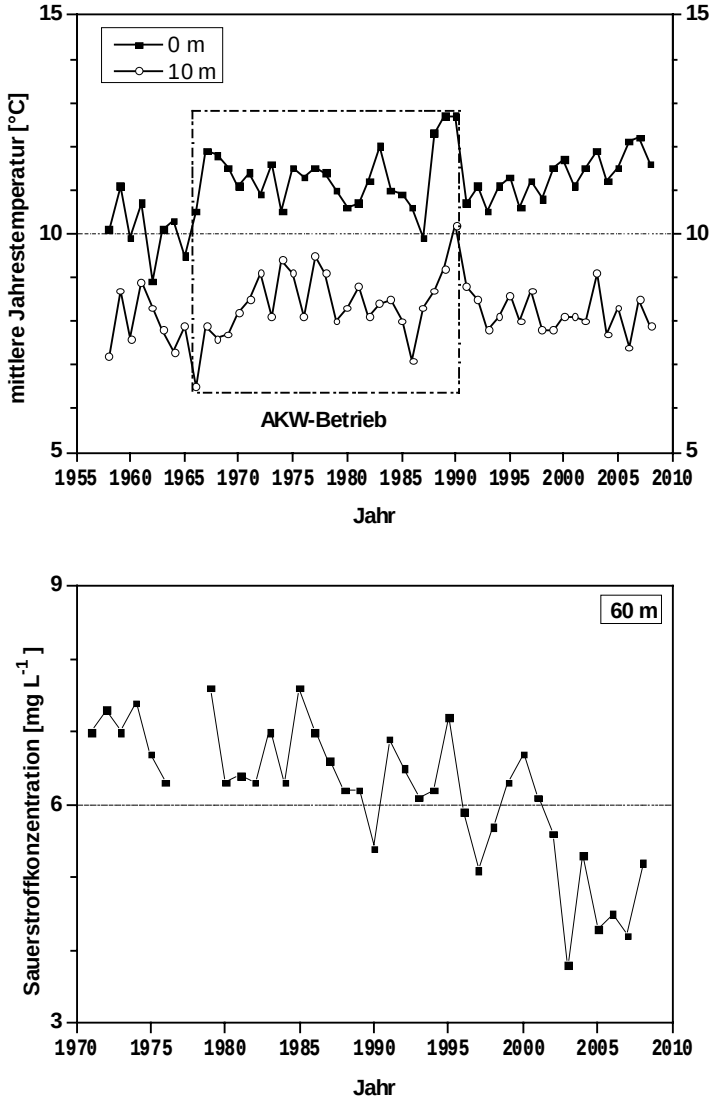


Abb. 1: Stechlinsee, Zeitreihen der mittleren Jahrestemperatur(1958 – 2008) in 0/10 m Tiefe und der Sauerstoffkonzentration (1972 – 2008) in 60 m Tiefe gegen Ende der thermischen Schichtung (November/Dezember).

Sedimentation existieren (Mothes & Proft 1985, IGB unveröffentlicht) jedoch nicht für den kritischen Zeitraum seit Mitte der 1990er Jahre, so dass die Bedeutung dieser Einflussgröße nicht quantifiziert werden kann. Die zeitlich invarianten Sauerstoffzehrungsraten sprechen jedoch nicht für eine signifikante Zunahme der Sedimentation (Gonsiorczyk et al. 2002).

Unzweifelhaft jedoch ist der lang anhaltende Anstieg der mittleren Jahrestemperaturen in den oberflächennahen Wasserschichten (0 - <10 m) um etwa 1,4 °C bei gleichzeitiger Konstanz in tieferen Bereichen (≥ 10 m). Verursacht werden solche Veränderungen über lange Zeiträume durch die Klimaerwärmung (Magnuson et. al. 2006), wobei im Fall des Stechlinsees die Abwärme des AKW Rheinsberg als modifizierender Faktor hinzu kommt (Richter 1997). Anwachsende Temperaturunterschiede zwischen benachbarten Wasserschichten erlauben aus physikalischen Gründen zwei

Schlussfolgerungen: (1) Die Stabilität der thermischen Schichtung nimmt zu (Straile et al. 2003), und (2) die Dauer der Schichtung kann sich verlängern (Gerten & Adrian 2001).

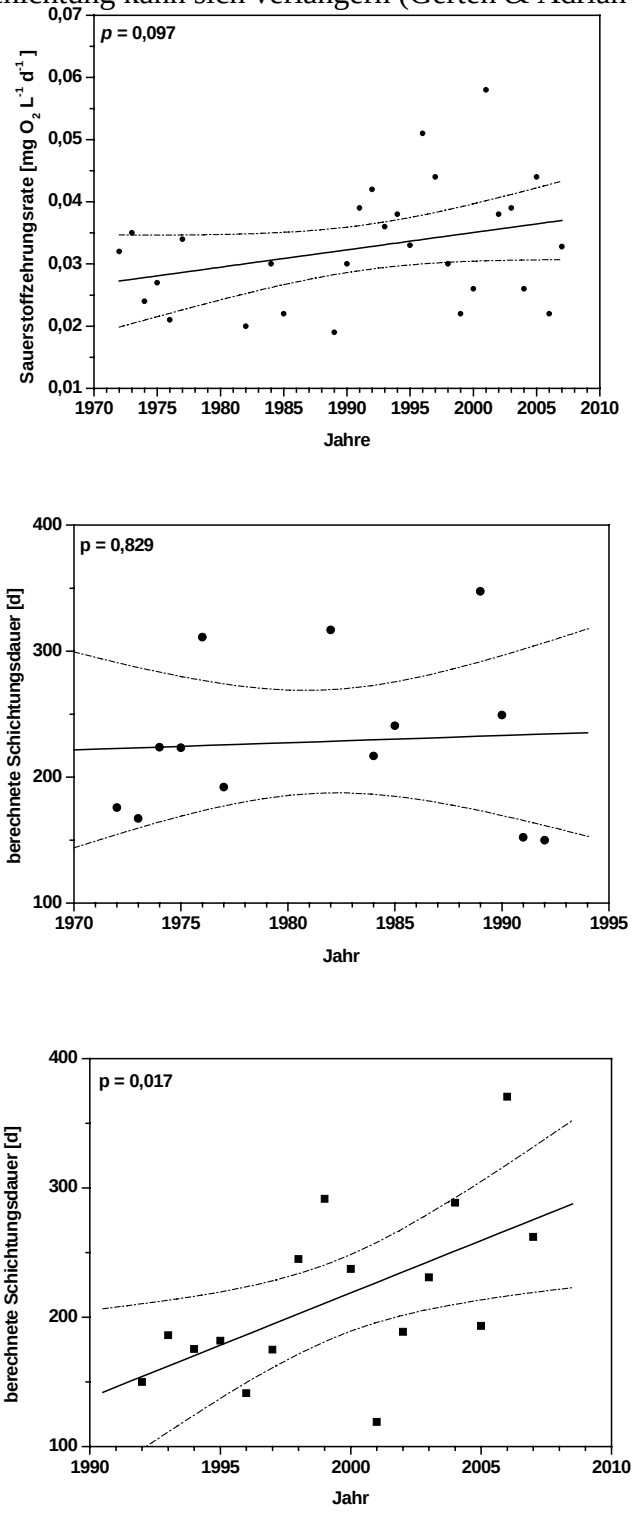


Abb. 2: Stechlinsee, Zeitreihe der Sauerstoffzehrungsrate in 60 m Tiefe (oben) und die daraus berechneten, notwendigen Perioden, um die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen am Ende der thermischen Schichtung des jeweiligen Jahres zu erreichen, getrennt nach den Zeiträumen von 1972 – 1992 (Mitte) und 1992 – 2007 (unten). Die jährlichen Zehrungsraten wurden durch lineare Regression der Sauerstoffmesswerte aus 60 m Tiefe von März/Apil bis November/Dezember berechnet. Die mittlere Sauerstoffzehrungsrate im Beobachtungszeitraum betrug 0,0326 mg O_2 L^{-1} d^{-1}.

Für das Klima Mitteleuropas, und damit auch für die Seen, ist die Nordatlantische Oszillation (NAO) dass bestimmende, großräumige Klimaphänomen (Hurrel 1995, Bleckner et al. 2007). Gerstengarbe und Werner (2007) haben gezeigt, dass parallel zu ansteigenden NAO-Indizes die Jahresmittel der Lufttemperaturen in Deutschland von 1971-2000 um 1,2 °C angestiegen sind. In Stechlinseegebiet beträgt die Zunahme seit 1951 ca. 1,6 °C, und wird in den kommenden 50 Jahren vermutlich nochmals um den gleichen Betrag steigen (Postdam-Insitut f. Klimafolgenforschung). Veränderliche Lufttemperaturen, so schließen Maher et al. (2005) aus detaillierten Untersuchungen an einem karelischen See, sind vermutlich die wichtigste Einflussgröße des Wärmehaushalts.

Hondzo und Stefan (1993) haben in einer ausführlichen Modellstudie den Einfluss des Klimawandels auf die Temperatureigenschaften von drei Seenklassen verschiedener Größe, Tiefe und trophischem Status untersucht. Nach dieser Klassifikation gehört der Stechlinsee zur Gruppe mittelgroßer (0,4 – 5,0 km^2), tiefer (Zmax >24 m), mesotropher Seen (Carlsons TSI 1,8 – 4,5), deren Temperaturregime in einer spezifischen Weise vom Klimawandel betroffen ist (und zukünftig sein wird), die signifikante Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt des Tiefwassers haben kann. Hauptgrund ist die kurze effektive Streichlänge des Windes im Verhältnis zur relativ großen Tiefe.

Der Wärmetransport von der Oberfläche in die Tiefe von Seen erfolgt vor allem durch windinduzierte, turbulente Durchmischung. Kleinere Angriffsflächen des Windes führen zu minderem Energieeintrag und damit zu geringerer vertikaler Durchmischung. Während sich die Temperaturen dieser Seen in der durchmischten Zone um ca. 2 °C erhöhen, bleiben sie im Tiefenwasser nahezu unverändert oder können sogar geringfügig zurück gehen. Auf diese Weise führt der Klimawandel zu einer stabileren Schichtung, die früher im Jahr beginnt und erst später endet. Im Stechlinsee lässt sich dieses Phänomen bereits aus dem zeitlichen Verlauf der Temperatursprungschicht vor und während des AKW-Betriebs erkennen (Richter 1985). Dadurch kann der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser dieser Seen ohne Anstieg ihrer Produktivität weiter zurückgehen.

Die Autoren haben in ihrer Studie für den genannten Seentyp mögliche Verlängerungen der thermischen Schichtung von bis zu 40 (!) Tagen berechnet. Dieses Ergebnis liegt in der Nähe des Wertes (50 Tage), der für den Stechlinsee geschätzt wurde, um die ansteigenden Sauerstoffdefizite der Periode von 1992-2007 bei gleichbleibenden Sauerstoffzehrungsraten erklären zu können. Beim gegenwärtigen Auswertungsstand der Temperaturbeobachtungen ist jedoch keine empirische Verifizierung dieses Befundes möglich. Andere Autoren (Robertson & Ragotzkie 1990) haben deutlich geringere Zunahmen der Schichtungszeit berechnet (ca. 5-10 Tage). Allerdings gehörte der von ihnen untersuchte Lake Mendota zu den großen jedoch relativ flachen, thermisch geschichteten Seen, bei denen geringere Zuwächse der Schichtungsdauer erwartet werden dürfen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der oligotrophe Stechlinsee zeigt seit Mitte der 1990er Jahre eine fortschreitende Verschlechterung seiner Wasserqualität. Die Veränderungen betreffen u. a. die Sauerstoffgehlalt des Tiefewassers (>60 m), der in den vergangenen 15-20 Jahren deutlich zurückgegangen ist. Neben der ansteigenden Phytoplanktonbiomasse, deren Auswirkung auf den Sauerstoffgehalt empirisch nicht belegt werden kann, sind vor allem die Einflüsse des Klimawandels ins Blickfeld gerückt. Ansteigende Wassertemperaturen in oberflächennahen Schichten bei gleichzeitig konstanten Werten in der Tiefe lassen auf eine Erhöhung der Schichtungsstabilität und Schichtungsdauer schließen. Beide Faktoren können bei sonst unveränderten Bedingungen zum Rückgang der Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion durch Verlängerung des Zehrungszeitraums 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 auch dem Deutschen Wetterdienst für die Bereitstellung unveröffentlichter Daten.

Literatur

Baines, S. B., Webster, K. E., Kratz, T. K., Carpenter, S. R., Magnuson, J. J., 2000: Synchronous behavior of temperature, calcium, and chlorophyll in lakes of northern Wisconsin. Ecology 81, 815-825.

Bleckner, T., Adrian, R., Livingstone, D. M., Jennings, E., Weyhenmeyer, G. A., George, D. G., Jankowski, T., Järvinen, M., Aonghusa, C. N., Nõges, T., Straile, D., Teubner, K., 2007: Large-scale climatic signatures in lakes across Europe – a meta-analysis. Global Change Biol. 13, 1314-1326.

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.

Gerten, D., Adrian, R., 2001: Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. Limnol. Oceanogr. 46, 448-455.

Gonsiorczyk, T., Casper, P., Koschel, R., 2003: Long-term development of the phosphorus accumulation and oxygen consumption in the hypolimnion of oligotrophic Lake Stechlin and seasonal variations in the pore water chemistry of the profundal sediments. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 58, 73-86.

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.

Holzbecher, E., 2003: Effects on subsurface watersheds from the construction of the Polzow Canal. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 58, 25-36.

Hondzo, M., Stefan, H. G., 1993: Regional water temperature chracteristics of lakes subjected to climate change. Climatic Change 24, 187-211.

Hurrell, J., 1995: Decadal trends in the North Atlantic Oscillation – regional temperatures and precipitation. Science 268, 676-679.

Koschel, R., 1995: Manipulation of whole-lake ecosystems and long-term limnological observations in the Brandenburg-Mecklenburg Lake Distict. Int. Revue ges. Hydrobiol. 80, 507-518.

Koschel, R., Adams, D. D., (2003a): Lake Stechlin – an approach to understanding an oligotrophic lowland lake. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 58, 311 pp.

Koschel, R., Adams, D. D., (2003b): Preface – An approach to understanding a temperate oligotrophic lowland lake (Lake Stechlin, Germany) Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 58, 1-9.

Livingstone, D. M., 1997: An example of the simultaneous occurrence of climate-driven “sawtooth” deep-water warming/cooling episodes in several Swiss lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26, 822-828.

Livingstone, D. M., Imboden, D. M., 1996: The prediction of hypolimnetic oxygen profiles – a plea for a deductive approach. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53, 924-932.

Lütkepohl, M., Flade, M. (Hrsg.), 2004: Das Naturschutzgebiet Stechlin. Natur & Text, Rangsdorf, 267 S.

Magnuson, J. J., Benson, B. J., Lenters, J. D., Robertson, D. M., 2006: Climate-driven variability and change. In: Magnuson, J. J., Kratz, T. K., Benson, B. J., (eds.), Long-term dynamics of lakes in the landscape. Oxford University Press, pp. 123-150.

Maher, O. A., Bertacchi, C., Bengtsson, L., 2005: Comparison between two extreme NAO winters on the thermal regime of Lake Vendyurskoe, Kareila. J. Hydrometeorol. 6, 775-783.

Mothes, G., Koschel, R., Proft, G., 1985: The chemical environment. In: Casper, S. J. (ed.): Lake Stechlin – A temperate oligotrophic lake. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 87-128.

Mothes, G., Proft, G., 1985: Sediments and sedimentation. In: Casper, S. J. (ed.): Lake Stechlin – A temperate oligotrophic lake. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 375-399.

Padisák, J., Hajnal, É., Krienitz, L., Koschel, R., 2009: The importance of winter phytoplankton composition in two contrasting lakes – a deep statifying and a shallow polymictic. Verh. Internat. Verien. Limnol. 30, 757-760.

Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Klimadaten und Szenarien für die Schutzgebiete der Bundesländer, http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/popups/l3/sgd_t3_1280.html

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 Auswirkung auf den Wasserhaushalt des Stechlinsees. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, Nr. 201, Offenbach, 126 S.

Robertson, D. M., Ragotzkie, R. A., 1990: Changes in the thermal structure of moderate to large sized lakes in response to changes in air temperature. Aquatic Sciences 52, 360-380.

Schindler, D. W., Beaty, K. G., Fee, E. J., Cruikshank, D. R., DeBryn, E. R., Findlay, D. L., Linsey, G. A., Shearer, J. A., Stainton, M. P., Turner, M. A., 1990: Effects of climatic warming on lakes of the central boreal forest. Science, 250, 967-970.

Van de Weyer, K., Tigges, P., Raape, C., Becker, E., 2008: Investigatives Monitoring der submersen Makrophytenn zur Vorbereitung von Maßnahmen zur Einhaltung des Verschlechterungsverbots am Großen Stechlinsee. Landesumweltamt Brandenburg, Projektleiter J. Päzolt, unveröff. Bericht, 25 S.

Wetzel, R. G., 2001: Limnology – Lake and River Ecosystems. Academic Press, pp. 164-168.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Die Bedeutung des Eulitorals für die benthische Sekundärproduktion in einem Flachsee

Marlen Mährlein[1] & Mario Brauns[2]

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin,
marlen.maehrlein@igb-berlin.de[1], brauns@igb-berlin.de[2]

Keywords: Makrozoobenthos, Sekundärproduktion, Eulitoral

Einleitung

Die Sekundärproduktion ist der Biomassezuwachs heterotropher Organismen pro Flächeinheit in einer bestimmten Zeit und vereint verschiedene Parameter einer Population, wie Biomasse, Individuendichte, Wachstumsrate, Reproduktionserfolg und Mortalität. Daher geben Produktionsanalysen einen Einblick in die Wechselwirkungen von Populationen und Ökosystemen und helfen somit, die komplexen Ökosystemfunktionen von Arten zu verstehen. An der benthischen Sekundärproduktion leistet das Makrozoobenthos, neben dem Meiobenthos einen hohen Beitrag. Das Makrozoobenthos übernimmt damit eine wichtige Ökosystemfunktion in Seen und ist durch seine Vielfalt an Ernährungstypen direkt in die in Seen stattfindenden Stoffkreisläufe eingebunden. Durch seinen hohen Anteil an der gesamten Sekundärproduktion stellt das Makrozoobenthos eine wichtige Nahrungsquellen für Fische dar (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). Eine Untersuchung nordamerikanischer Seen ergab, dass das Makrozoobenthos bis zu 90% der Nahrung von Fischen ausmachen kann (Hecky & Hesslein 1995).

Zur Sekundärproduktion des Makrozoobenthos gibt es eine Vielzahl von Untersuchungen in Fließgewässern (z.B. Smock et al. 1985; Entrekin et al. 2007), wogegen sich nur wenige Studien mit der Sekundärproduktion des Makrozoobenthos in Seen beschäftigten (z.B. Johannsson et. al. 2000; Babler et. al. 2008). Insbesondere die Verteilung der Sekundärproduktion in verschiedenen Tiefenzonen eines Sees, vor allem aber in den verschiedenen Habitaten des Litorals wurden bisher kaum untersucht. Da jedoch festgestellt wurde, dass Unterschiede in der Artzusammensetzung verschiedener Habitate des Litorals bestehen (Brauns et al. 2008), gibt es Grund zu der Annahme, dass sich die Sekundärproduktion des Makrozoobenthos sowohl in verschiedenen Habitaten des Litorals als auch in verschiedenen Tiefenzonen unterscheidet.

Ziel dieser Untersuchung war es daher, die räumliche Verteilung der Sekundärproduktion des Makrozoobenthos eines mesotrophen Flachsees zu untersuchen. Dabei wurden sowohl verschiedene Tiefenzonen, als auch verschiedene Habitate einer Tiefenzone berücksichtigt, um folgende Fragestellungen zu beantworten:

1) Unterscheidet sich die Sekundärproduktion des Makrozoobenthos in verschiedenen Habitaten innerhalb des Eulitorals?

2) Welche Bedeutung haben die verschiedenen Tiefenzonen an der benthalen Sekundärproduktion des Gesamtsees?

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an einem mesotrophen Flachsee (Schulzensee, Brandenburg) durchgeführt. Der Schulzensee befindet sich in der Nähe der Stadt Lychen (53°14′49,50″ N; 13°16′28,60″ O) und ist von einem forstwirtschaftlich genutzten Mischwald umgeben. Der See besitzt eine Wasserfläche von 3,5 ha und ist maximal 4,3 m tief, bei einer mittleren Tiefe von 2,0 m.

Von März bis Juni 2008 wurden vierzehntäglich Proben zur Erfassung des Makrozoobenthos genommen. In den Tiefenzonen Eulitoral (< 1,2 m Wassertiefe), Sublitoral und Profundal wurden jeweils 0,2 m² der vorkommenden Habitate beprobt. Im Eulitoral wurden die Habitate Totholz, Schilf und „Sand“ untersucht. Das Habitat „Sand“ war durch eine mächtige Auflage von grobpartikulärem Detritus (v.a. Falllaub und Zweige der Ufervegetation) gekennzeichnet. In Sublitoral und Profundal wurden Proben aus dem einzig vorkommenden Habitat Schlamm mit einem Ekman-Birge Greifer entnommen. Anschließend wurden die Proben mit 96 %-igem Ethanol konserviert. Im Labor wurden die Proben aufbereitet und die Individuen des Makrozoobenthos bis zum kleinstmöglichen taxonomischen Niveau determiniert. Anschließend wurde jedes Individuum vermessen (Körperlänge, Kopfkapselbreite oder Gehäusegröße) und das individuelle Trockengewicht mit Hilfe von selbsterstellten Längen-Massen-Beziehungen bestimmt. Mit den Parametern Körpergröße und Gewicht wurde unter Verwendung der Size-Frequency Methode die Sekundärproduktion für jedes Taxon berechnet. Als kohortenunabhängige Methode beruht die Size-Frequency Methode auf der Annahme, dass sich die Körpergrößen-Individuendichten-Verteilung einer Art, ermittelt durch Probenahmen in regelmäßigen Abständen über einen längeren Zeitraum, der durchschnittlichen Mortalitätskurve einer Kohorte annähert (Benke 1996).

Ergebnisse

Die Sekundärproduktion ließ sich für 50-64% der Arten in den einzelnen Habitaten mit der Size-Frequency Methode berechnen, diese Arten repräsentieren jedoch 83-92 % aller Individuen für die eine Produktionsberechnung möglich war (Tabelle 1). Dementsprechend kann davon ausgegangen werden, dass die hier vorliegenden Ergebnisse für das untersuchte Gewässer repräsentativ sind.

Tab. 1: Übersicht über die Artenzahl und mittlere Individuendichte des Makrozoobenthos in den verschiedenen Habitaten und Tiefenzonen, sowie der Anteil der Arten und Individuen für die die Sekundärproduktion berechnet werden konnte.

Tiefenzonen	Eulitoral			Sublitoral	Profundal
Habitat	„Sand“	Schilf	Totholz	Schlamm	Schlamm
Artenzahl					
Gesamt	30	25	16	6	2
Produktion wurde berechnet für	57 %	64 %	63 %	50 %	50 %
Individuendichte					
Mittelwert [Anz./m²]	6.800	5.000	3.800	513	45
Produktion wurde berechnet für	89 %	92 %	92 %	83 %	20 %

Die Artenzahl sowie die Individuendichte waren in den eulitoralen Habitaten deutlich höher als in Sublitoral und Profundal (Tabelle 1).

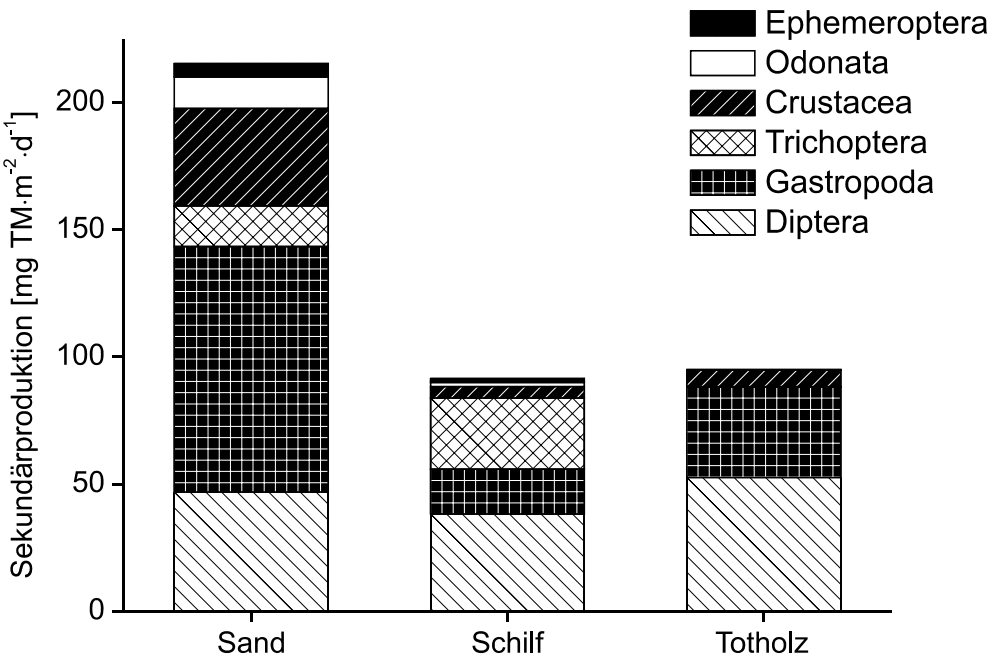


Abb. 1: Sekundärproduktion der Großgruppen in den verschiedenen Habitaten des Eulitorals.

Innerhalb des Eulitorals war die Sekundärproduktion des Makrozoobenthos im Habitat „Sand“ mit 216 mg TM·m^{-2}·d^{-1} mehr als doppelt so hoch wie in den Habitaten Schilf und Totholz, für die eine Sekundärproduktion von 91 bzw. 94 mg TM·m^{-2}·d^{-1} errechnet wurde (Abbildung 1). Dabei war die Sekundärproduktion der Diptera (Chironomidae) in etwa in allen Habitaten gleich hoch, wogegen die Produktion der Gastropoda und Crustacea auf „Sand“ deutlich höher war als in den anderen beiden eulitoralen Habitaten.

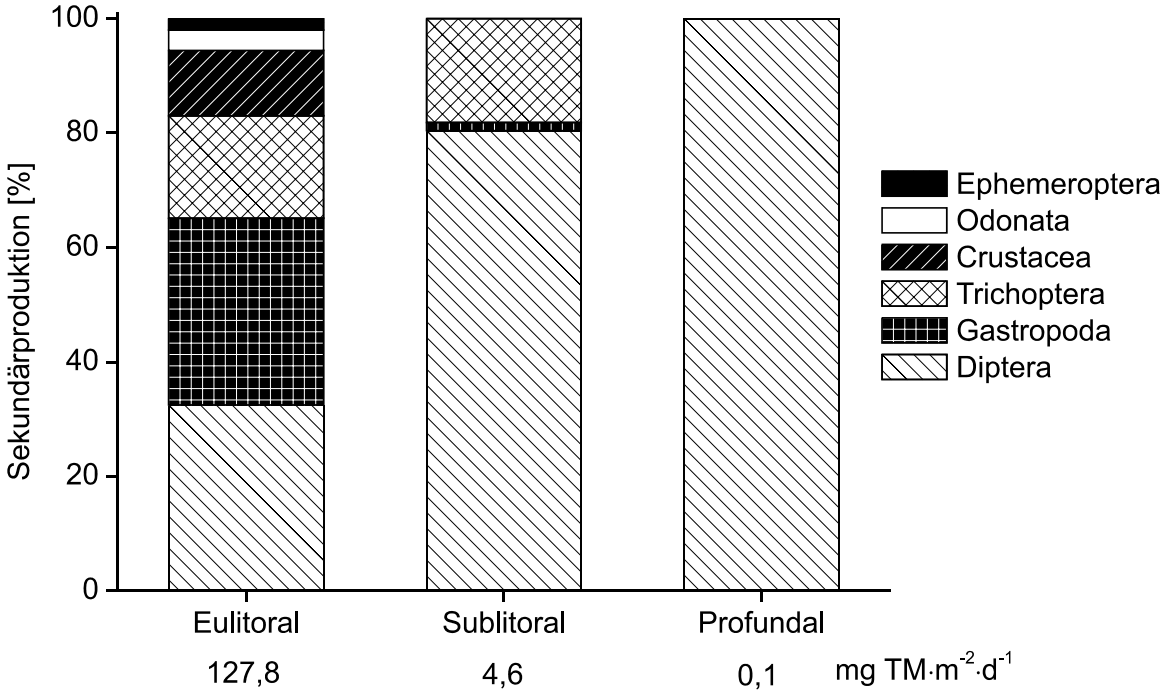


Abb. 2: Prozentualer Anteil der Großgruppen an der Sekundärproduktion in den verschiedenen Tiefenzonen.

Mit zunehmender Tiefe nahm die Anzahl der für die Sekundärproduktion relevanten Großgruppen ab. Gleichzeitig nahm der Anteil der Diptera an der Sekundärproduktion zu (Abbildung 2) und

erreichte im Profundal 100 %. Jedoch nahm die Sekundärproduktion mit zunehmender Tiefe deutlich ab und betrug im Profundal nur noch weniger als ein Tausendstel der Produktion des Eulitorals. Dementsprechend hatte an der Sekundärproduktion des gesamten Benthals das Eulitoral einen Anteil von 96 % (Abbildung 3). Dagegen trug das Sublitoral zu 4 % und das Profundal zu weniger als 1 % zu der gesamten benthischen Sekundärproduktion bei.

Dieses Verteilungsmuster war nicht auf die Ausmaße der Tiefenzonen zurückzuführen, da die Flächenanteile aller Tiefenzonen am Gesamtsee annähernd gleich waren.

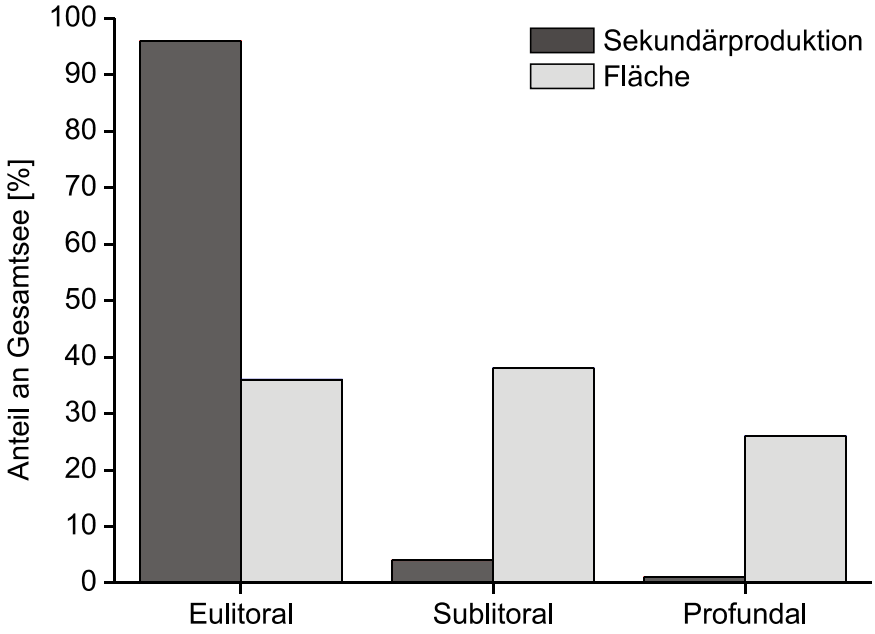


Abb. 3: Prozentualer Anteil der Tiefenzonen an der Gesamtsee-Sekundärproduktion und an der Seefläche.

Diskussion

Die Sekundärproduktion des Makrozoobenthos in den verschiedenen Habitaten des Eulitorals unterschied sich deutlich. Die höchste Sekundärproduktion wurde im Habitat „Sand“ erreicht und war mehr als doppelt so hoch wie in den Habitaten Schilf und Totholz. Dies war wahrscheinlich auf das besonders hohe Vorkommen von grobpartikulärem organischem Material im Habitat „Sand“ zurückzuführen, das kleinräumig zu einer hohen strukturellen Komplexität führt. Diese Strukturvielfalt bietet eine Vielzahl von besiedelbaren Oberflächen und Versteckmöglichkeiten vor Prädatoren sowie ein breites Spektrum an Nahrungsquellen. Die Unterschiede zwischen den Habitaten des Eulitorals weisen daraufhin, dass bei Untersuchungen der Sekundärproduktion der Habitatansatz nicht außer Acht gelassen werden darf und die Produktion einer Tiefenzone anteilig aus den verschiedenen Habitaten berechnet werden sollte.

Die Bedeutung der verschiedenen Tiefenzonen an der Gesamtseeproduktion unterschied sich gravierend. Die Gesamtsee-Sekundärproduktion wurde fast ausschließlich durch das Eulitoral gestellt, wogegen der Anteil des Sublitorals und Profundals mit zusammen 4% sehr gering war. Dies lag weniger an Unterschieden der Flächenanteile der Tiefenzonen am gesamten See, sondern vielmehr an der mit zunehmender Tiefe abnehmenden räumlichen Habitatheterogenität. Eine erhöhte räumliche Heterogenität ist mit einer größeren Anzahl von Mikrohabitaten sowie besseren Versteckmög-

lichkeiten verbunden und ermöglicht daher eine größere Artenvielfalt (Townsend et al. 2003). Die Abnahme der Habitatheterogenität vom Eulitoral über den - von submersen Makrophyten dominierten - Schlamm des Sublitorals bis zum strukturell homogenen Schlamm des Profundals könnte auch mit einer Abnahme der Nahrungsquellenvielfalt verbunden sein, so dass nicht nur die Artenzahl, sondern auch die Individuendichte abnahm.

Aufgrund der vergleichsweise geringen Sekundärproduktion des Makrozoobenthos im Sublitoral und Profundal ist anzunehmen, dass sich benthivore Fische im Schulzensee hauptsächlich im produktiveren Eulitoral ernähren. Vorausgesetzt Fische nutzen das eulitorale Makrozoobenthos als Nahrungsquelle, bedeutet dies, dass vor allem in kleinen Seen das eulitorale Makrozoobenthos eine zentrale Stellung in den Nahrungsnetzen einnimmt, indem es eine Verbindung zwischen benthischen und pelagischen Nahrungsnetzen darstellt.

Zusammenfassung

Mit dieser Untersuchung konnte gezeigt werden, dass sich die Sekundärproduktion des Makrozoobenthos zwischen den Habitaten einer Tiefenzone deutlich unterscheidet. Daher sollte bei zukünftigen Untersuchungen der benthischen Sekundärproduktion eine habitatspezifische Analyse zur Anwendung kommen. Das Eulitoral ist die Tiefenzone mit der höchsten Sekundärproduktion des Makrozoobenthos, wogegen die Sekundärproduktion im Sublitoral und Profundal vernachlässigbar gering war. Somit konnte gezeigt werden, dass das Eulitoral für die Stoff- und Energiekreisläufe und somit für die Ökosystemfunktion von Flachseen eine herausragende Bedeutung hat.

Danksagung

Diese Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Diplomarbeit im TERRALAC-Projekt am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin. Dank gilt allen Mitarbeitern der Abteilung 2 des IGB, insbesondere Prof. Dr. Norbert Walz, Dr. Martin Pusch, M. Sc. Daniel Graeber sowie allen fleißigen Probenahme-Helfern. Wir möchten uns ebenfalls bei Rüdiger Mauersberger vom Förderverein "Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V." für die Sammelerlaubnis sowie die Hintergrundinformationen bedanken.

Literatur

Babler, A.L., Solomon, C.T., Schilke, P.R. (2008): Depth-specific patterns of benthic secondary production in an oligotrophic lake. Journal of the North American Benthological Society 27: 108-119.

Benke, A.C. (1996): Secondary Production of Macroinvertebrates. In: Hauer, F.R. & Lamberti, G.A., Eds. Methods in Stream Ecology, Academic Press, San Diego, S. 557-578.

Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch, M. (2008): Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. Hydrobiologia 613: 5-12.

Entrekin, S.A., Rosi-Marshall, E.J., Tank, J.L., Hoellein, T.J., Lamberti, G.A. (2007): Macroinvertebrate secondary production in 3 forested streams of the upper Midwest, USA. Journal of the North American Benthological Society 26: 472-490.

Hecky, R.E., Hesslein, R.H. (1995): Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. Journal of North American Benthological Society 14: 631-653.

Johannsson, O.E., Dermott, R., Graham, D.M., Dahl, J.A., Millard, E.S., Myles, D.D., LeBlanc, J. (2000): Benthic and pelagic secondary production in Lake Erie after the invasion of Dreissena spp. with implications for fish production. Journal of Great Lakes Research 26: 31-54.

Smock, L.A., Gilinsky, E., Stoneburner, D.L. (1985): Macroinvertebrate Production in a Southeastern United-States Blackwater Stream. Ecology 66: 1491-1503.

Townsend, C.R., Harper J.L. & Begon M.E. (2003): Ökologie, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Vander Zanden, M.J, Vadeboncoeur, Y. (2002): Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. Ecology 83: 2152-2161.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardegsen 2010

Einfluss der Wassermengenbewirtschaftung auf die vertikale Verteilung allochthoner Trübstoffe in Trinkwassertalsperren nach Hochwässern

Lothar Paul & Nicole Scheifhacken

Technische Universität Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, 09514 Lengefeld, lothar.paul@tu-dresden.de, nicole.scheifhacken@tu-dresden.de

Keywords: Hochwasser, partikuläre Trübstoffe, Sedimentation, Wassergüte, Talsperrenbewirtschaftung

Einleitung

Im Falle von Hochwässern während der Sommerstagnation schichtet sich stark getrübtes Zuflusswasser in der Regel metalimnisch ein. Die vertikale Mächtigkeit der Trübungslamelle hängt von Intensität und Dauer des Hochwasserereignisses ab. Vorrangiges Ziel der Talsperrenbewirtschaftung ist es, die Trübung im Hypolimnion, aus dem das Rohwasser (RW) abgegeben wird, gering zu halten und den hypolimnischen Wasservorrat insgesamt zu schonen. In Konkurrenz hierzu steht der Hochwasserschutzzweck der Talsperren, der die Freihaltung von möglichst großen Rückhalteräumen erfordert, die nur im Falle von Starkdurchflüssen in Anspruch genommen werden sollen. Am Beispiel der Talsperre Eibenstock (TSE), die vom Augusthochwasser 2002 maßgelblich betroffen war, wird dieser Konflikt durch Vergleich der Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsszenarien auf die Entwicklung der Trübungsverteilung veranschaulicht.

Mit Hilfe eines stark vereinfachten Partikelsedimentationsmodells (PaSMo) wurde das Sedimentationsverhalten unterschiedlicher Größenfraktionen mineralischer Partikel und der Einfluss der TS-Bewirtschaftung auf die RW-Beschaffenheit analysiert. Weiterhin wird untersucht, wie die in der TSE im August 2002 realisierte Variante der Bewirtschaftung im Vergleich zur schnellen (regelkonformen) Entleerung des gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraumes (HWR) zu bewerten ist.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

Die TSE wird überwiegend von der Zwickauer Mulde gespeist und ist die größte Trinkwassertalsperre Sachsens (V = 76 Mio m^3, Ao = 370 ha, z_{max} = 54 m, Verweilzeit = 0,65 a) und dient gleichzeitig dem Hochwasserschutz. Die RW-Abgabe erfolgt wahlweise über sechs in unterschiedlicher Wassertiefe angeordnete Betriebsauslässe mit einer maximalen Kapazität von jeweils 4 $m^3 s^{-1}$. Alternativ kann über die Betriebsauslässe Wasser an den unterliegenden Fluss abgegeben werden. Es sind vier Grundablässe (GA) a 12 $m^3 s^{-1}$ vorhanden, über die jedoch nur maximal 36 $m^3 s^{-1}$ abgeschlagen werden dürfen (maximale schadlose Wildbettabgabe). Das Einzugsgebiet (200 km^2) der TSE ist überwiegend bewaldet (80%, Landwirtschaft: 5 %), gleichzeitig aber auch durch eine hohe Besiedlungsdichte von 150 Einw. / km^2 gekennzeichnet (Sieber 1992).

Die Entwicklung von Trübung und Temperatur während des Hochwassers wurde gut dokumentiert (tägliche Messung von Vertikalprofilen vor der Staumauer vom 12.08. bis zum 04.09.2002, stündliche Trübungs- und Durchflusswerte für den Ablauf der Vorsperre Schönheiderhammer, Tagessummen der Wasserabgaben bezogen auf die einzelnen Betriebsauslässe bzw. GA).

Partikelsedimentationsmodell

PaSMo liegen folgende vereinfachende Annahmen zugrunde, die sich auf Ergebnisse von Partikelmessungen an anderen Talsperren stützen:

1. Die Trübung wird ausschließlich durch mineralische, kugelförmige Partikel (ρ_P = 2 g cm^{-3}) verursacht, die im Größenspektrum von 1 µm bis 20 µm vorliegen und sich in ihrem Sinkverhalten gemäß dem Stokes'schen Gesetz verhalten:

$$v_S = \frac{g}{18\eta}(\rho_P - \rho_W)D^2 \approx 118{,}6(T + 25{,}3)(\rho_P - 1)D^2$$

$\boldsymbol{v_S}$: Sinkgeschwindigkeit [cm s^{-1}], $\boldsymbol{g}$: Fallbeschleunigung [cm s^{-2}], $\boldsymbol{\eta}$: dynamische Viskosität [g cm^{-1} s^{-1}], $\boldsymbol{\rho_P}$: Dichte der Partikel [g cm^{-3}], $\boldsymbol{\rho_W}$: Dichte des Wassers [g cm^{-3}], $\boldsymbol{D}$: Partikeldurchmesser [cm], $\boldsymbol{T}$: Wassertemperatur [°C]

2. Die Gesamtzahl n (ml^{-1}) der Partikel im betrachteten Größenspektrum korreliert annähernd linear mit der Wassertrübung Tr (NTU). Es wird mit folgendem Ansatz gerechnet: $n \approx 7200\,Tr$.

3. Die Anzahl n_D (ml^{-1}) der Partikel mit dem Durchmesser D (µm) ist eine Exponentialfunktion von D: $n_D \approx a\exp(bD)$, wobei a und b gewässerspezifische Konstanten sind.

4. Es wird ein gewässerspezifisches Verhältnis r_n zwischen den kleinsten ($D_{\min}$ = 1 µm) und größten ($D_{\max}$ = 20 µm) Partikeln angenommen: $r_n = \frac{n_{D\min}}{n_{D\max}} = 500$.

Aus 3. und 4. folgt $\ln(n_D) = -\frac{D-1}{D_{\max} - D_{\min}}\ln(r_n) + \ln(n_{D\min})$ und schließlich $n_D = n_{D\min} r_n^{\left(\frac{1-D}{D_{\max} - D_{\min}}\right)}$.

Für 50 Wasserschichten von 1 m Dicke wird die Volumen- und Partikelbilanz in Abhängigkeit von Zu- und Abflüssen sowie der Partikelsedimentation in zeitlichen Inkrementen von fünf Minuten berechnet. Die Berechnungen beginnen stets am 13.08.2002 0 Uhr (Tag 225), wobei immer eine homogene Trübung von 2 NTU in der Wassersäule und die am 12.08.2002 gemessene Temperaturverteilung (s. Abb. 2) als Startwerte vorgegeben werden. Als Einschichtungshorizont des Zuflusses wird durchgängig die Lamelle zwischen 11 und 15 m Wassertiefe betrachtet. Nicht berücksichtigt werden Flockulation, Koagulation, turbulenter Austausch und Resuspension.

Ergebnisse und Diskussion

Beobachtungen

Das Maximum des Zuflusses während des Augusthochwassers 2002 wurde zwischen 12.08. 23 Uhr und 13.08. 4 Uhr beobachtet (Abb. 1A). Etwa 24 Stunden später sprang die Hochwasserentlastung der TSE an. Die GA waren während der Zeit des Überlaufens geschlossen und wurden erst am 21.08. geöffnet, nachdem der Stauspiegel auf das Niveau des Überlaufs abgesunken war (Abb. 1B). Aufgrund der moderaten Abgaben über die GA (maximal 10 m³ s^{-1}) dauerte es bis zum 30.08., bis der HWR wieder frei war und das Stauziel erreicht wurde.

Während der Durchfluss in der Nacht zum 14.08. wieder auf Werte unter 30 m³ s^{-1} zurück gegangen war, überstieg die Trübung im Ablauf der Vorsperre Schönheiderhammer im Zeitraum zwischen

dem 13.08. 2 Uhr und dem 14.08. 13 Uhr die obere Messbereichsgrenze des Trübungsmessers von 200 NTU (Abb. 1A) und erreichte wahrscheinlich in den Mittagsstunden des 13.08. ein Maximum von deutlich über 350 NTU. Bereits am Nachmittag des 13.08. war in der TSE bis zur Tiefe von 20 m ein deutlicher Anstieg der Trübung ersichtlich (Abb. 1C). In den folgenden Tagen nahm sie vor allem zwischen 10 und 20 m Tiefe weiter zu und erreichte am 16.08. in 14 m Tiefe ein Maximum von 42 NTU. Danach ging die Trübung im Meta- und Epilimnion sukzessive zurück, ohne aber im Hypolimnion unterhalb von 25 m Wassertiefe deutlich zuzunehmen. Am 03.09. war sie in der gesamten Wassersäule wieder auf unter 3 NTU abgesunken.

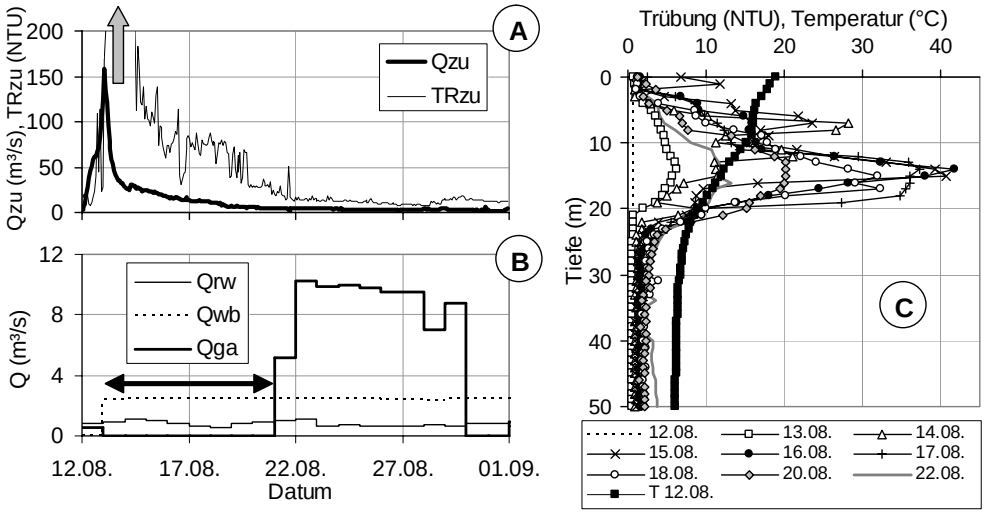


Abb. 1: A - Zuflussmenge Qzu und –trübung TRzu (Pfeil: die maximale Trübung hat die Messbereichsgrenze des Messgerätes von 200 NTU weit überschritten). B - Abflüsse (Qrw – Rohwasser über EH2, Qwb – Wildbett über EH5, Qga – Grundablass). Pfeil: Zeitraum des Überlaufens der TSE (in der Spitze mit mehr als 50 m³/s). C - Entwicklung der vertikalen Trübungsverteilung im Zeitraum vom 12.08. bis 22.08.02 und Temperaturvertikalverteilung am 12.08.02 in der TSE.

Die RW-Abgabe schwankte zwischen 0,5 und 1 $m^3 s^{-1}$ und erfolgte durchgängig über die Entnahmehöhe EH2 ca. 34 m unter der Oberfläche (Abb. 1B). Mit der Absicht, stark getrübtes Wasser aus der Talsperre abzuleiten, wurden ab dem 13.08. kontinuierlich 2,5 $m^3 s^{-1}$ über EH5 (ca. 15 m unter der Oberfläche) an den Unterlauf abgegeben.

Szenario 1: Einfluss der Sedimentation auf die vertikale Trübungsverteilung

PaSMo wurde auf den Fall angewendet, dass die Partikelsedimentation (wie in einem See) nicht durch Abgaben von Wasser aus tieferen Horizonten der TSE beeinflusst ist. Die Ergebnisse zeigen, dass die mittlere Gesamtpartikelzahl in der ganzen Wassersäule bis zum Tage 240 zunimmt (Abb. 2A), die mittlere Partikelmasse (im Sinne von Sestontrockenmasse) aber bereits am Tage 228 ihr Maximum erreicht und anschließend schnell absinkt (Abb. 2B). Letzteres geht darauf zurück, dass die wenigen, schnell sedimentierenden, großen und schweren Partikel weitaus stärker zur mittleren Partikelmasse beitragen als die sehr vielen kleinen, sehr langsam sinkenden leichten Partikel.

In der Tiefe der RW-Entnahme steigt die Partikelzahl permanent an (Abb. 2C), das Maximum der Partikelmasse wird jedoch bereits am Tage 232 erreicht und fällt anschließend schnell ab (Abb. 2D). Daraus folgt, dass die Hauptmasse der im Epi- und Metalimnion suspendierten mineralischen Partikel größenselektiv und daher zeitlich gestaffelt innerhalb weniger Tage nach einem Hochwasser aussedimentiert. Mit Hilfe der auf Lichtstreuung basierenden Trübungsmessung wird in der

Regel kein Anstieg der Trübung im Hypolimnion nachgewiesen (Abb. 1C), da die kleinsten, am stärksten Licht streuenden Partikel nicht als solche in der Tiefe „ankommen“.

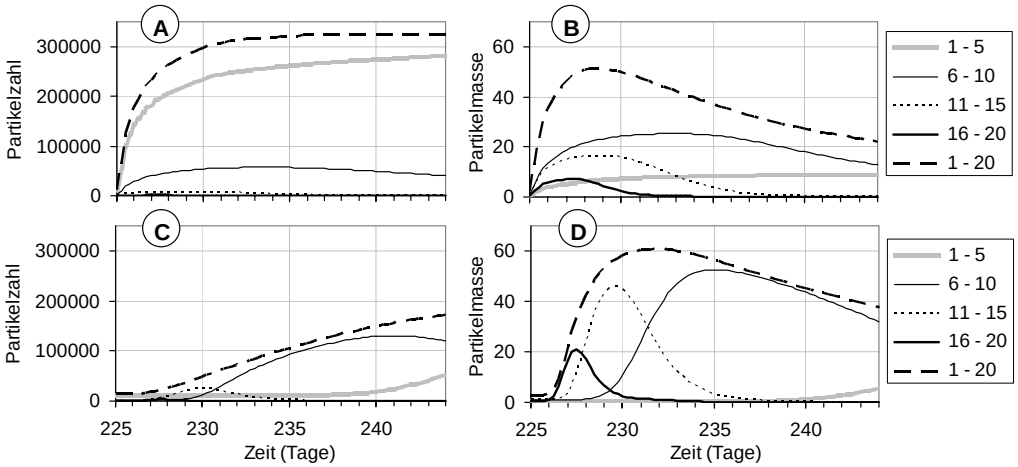


Abb. 2: Entwicklung von Partikelzahl und –masse im Mittel der Wassersäule (A, B) und in der Tiefe der Rohwasserentnahme EH2 (C, D), aufgeschlüsselt auf vier Größenklassen sowie für das gesamte betrachtete Größenspektrum (1-20 µm), als Folge reiner Sedimentation (Szenario 1).

Szenario 2: Einfluss der TS-Bewirtschaftung auf den vertikalen Partikeltransport

Mit PaSMo wurde untersucht, wie sich Wasserableitungen aus unterschiedlichen Tiefen der TSE auf die Sedimentation von Partikeln verschiedener Größe auswirken. Die Berechnungen erfolgten für die Fälle, dass von Beginn an und permanent jeweils 10 m^3 s^{-1} entweder über die GA oder aus 15 m Wassertiefe (entspricht der Tiefe von EH5) abgegeben werden.

Im Vergleich mit Szenario 1 zeigt sich, dass durch Tiefenwasserabgaben vor allem der vertikale Transport der kleinen Partikelfraktionen (und damit die Trübung im Tiefenwasser) beeinflusst wird (Abb. 3). Demgegenüber wird das Sinkverhalten der größeren (mineralischen) Partikel kaum verändert, da sie sehr schnell sedimentieren. In der Tiefe der Rohwasserentnahme EH2 nimmt daher die Zahl der kleineren Partikel (und deshalb die Trübung) zu, wenn über die GA abgegeben wird (Abb. 3B). Im Gegensatz dazu verringert sich Zahl der kleineren Partikel in EH2, wenn aus EH5, dem Bereich des Trübungsmaximums, Wasser abgeschlagen wird (Abb. 3C).

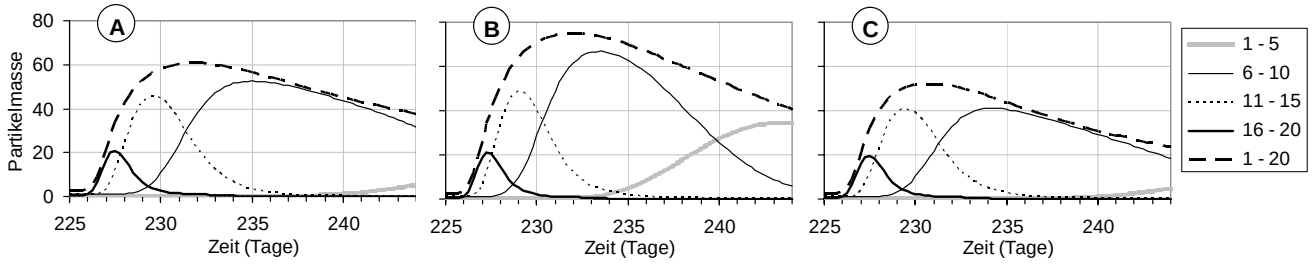


Abb. 3: Entwicklung der Partikelmasse in der RW-Entnahmetiefe EH2 bei Wildbettabgaben über den Grundablass (B) bzw. über EH5 (C) im Vergleich zu Szenario 1 (A; Legende wie Abb. 2).

Szenario 3: Schnelle Entleerung des gewöhnlichen Hochwasserschutzraumes

In der Regel sollte nach einem Hochwasser der HWR durch starke Wasserabgaben gewöhnlich über die GA schnell wieder entleert und die Hochwasserschutzfunktion der Talsperre wiederhergestellt werden. Von diesem Grundsatz wurde im August 2002 an der TSE aus wassergütewirtschaftlichen

Gründen abgewichen. Das Entleeren des HWR begann erst am Tage 233 durch moderate Abgaben (bis 10 $m^3 s^{-1}$) über die GA (Abb. 1). Wäre ein schnelles Entleeren des HWR notwendig geworden, hätten bereits ab dem 15.08. (Tag 227) und bis zum Erreichen des Stauzieles 36 $m^3 s^{-1}$ an den Unterlauf abgegeben werden müssen. Mittels PaSMo wurde geprüft, welche Auswirkungen eine regelkonforme TS-Bewirtschaftung auf die RW-Güte gehabt hätte. Es wurden drei Szenarien gerechnet: 3a) „Reales Szenario" – kontinuierliche Abgabe von 3 $m^3 s^{-1}$ über EH5 und ab Tag 233 10 $m^3 s^{-1}$ über die GA; 3b) Abgabe von 35 $m^3 s^{-1}$ ab Tag 227 ausschließlich über die GA; 3c) Abgabe der maximal möglichen Wassermenge von je 4 $m^3 s^{-1}$ über EH5 und EH3 (ca. 25 m unter der Oberfläche) und 27 $m^3 s^{-1}$ über die GA ab Tag 227.

Im Falle der Szenarien 3b und 3c wäre das Stauziel innerhalb von nur etwa vier Tagen nach Beginn der Entlastung erreicht worden, allerdings zum Preis einer im Vergleich zum „realen Szenario" deutlich höheren Trübstoffbelastung des Rohwassers (Abb. 4), insbesondere dann wenn nur über die GA entlastet wird. Aus der Sicht der Rohwassergüte ist daher die praktizierte allmähliche Wiederherstellung des HWR am günstigsten, wie Szenario 3a zeigt.

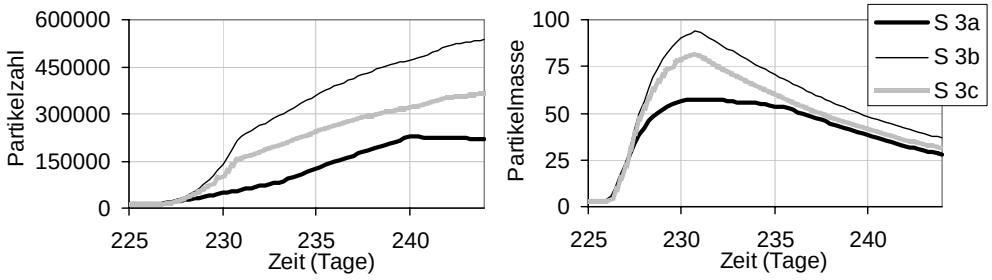


Abb. 4: Entwicklung von Partikelzahl (links) und –masse (rechts) im Rohwasser bei verschiedenen Strategien der Entleerung des gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraumes (s. Text).

Zusammenfassung

Mit Hilfe eines einfachen Partikelsedimentationsmodells konnte gezeigt werden, dass Tiefenwasserabgaben den Seston-Vertikaltransport in den Schichten oberhalb der Ableitung beschleunigen. Große und/oder schwere, den Sestonmasse-Flux maßgeblich bestimmende Partikel sedimentieren innerhalb weniger Tage nach einem Hochwasser größenselektiv und daher zeitlich gestaffelt aus, ohne nennenswerte Trübung im Tiefenwasser zu erzeugen. Ihr Sedimentationsverhalten lässt sich durch die TS-Bewirtschaftung kaum beeinflussen. Jedoch kann der Anteil kleiner und/oder leichter, langsam sinkender Partikel im RW-Horizont durch Wildbettabgaben aus metalimnischen, stark getrübten Schichten verringert werden. Es ist daher grundsätzlich zu empfehlen, Wasserabgaben aus Schichten unterhalb der RW-Entnahme (insbesondere solche über die GA) zu reduzieren und sie aus Schichten oberhalb, vor allem aus dem Bereich maximaler Trübung, zu erhöhen. Das hat aber nur dann signifikanten Einfluss auf den vertikalen Massetransport, wenn innerhalb kurzer Zeit große Wassermengen abgeschlagen werden können. Dies ist in der Regel nicht über herkömmliche Betriebsauslässe möglich.

Danksagung

Der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsens gilt unser Dank für die Bereitstellung der Daten und für die jederzeit kooperative Unterstützung.

Literatur

Sieber, H.-U. (1992): Talsperren in Sachsen, Landestalsperrenverwaltung Sachsen (Hrsg.), 252 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Diatomeen-Frühjahrsblüte und Pollenflug: strukturierende Elemente für die Bakteriengemeinschaft im Stechlinsee?

Stefan Rösel[1], Christian Wurzbacher[2] & Hans-Peter Grossart[3]

[1,2,3] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland
[1] sroesel@igb-berlin.de; [2] cwurzbacher@igb-berlin.de; [3] hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Diatomeenblüte, Pollen, Nährstoffeintrag, Stoffumsetzung, mikrobielle Ökologie

Einleitung

Algenblüten, insbesondere von Diatomeen, haben einen stark strukturierenden Einfluss auf das pelagische Nahrungsnetz von Seen. So werden beispielsweise durch die photosynthetische Festlegung von atmosphärischem Kohlenstoff in die Algenbiomasse und durch die Exsudation von Photosyntheseprodukten große Mengen an gelöstem und partikulärem organischen Material in den Wasserkörper von Seen eingetragen. Diese Nährstoffe werden über den *microbial loop* (Azam & Malfatti, 2007) den aquatischen Mikroorganismen zum Metabolismus zur Verfügung gestellt. Zudem trägt der Pollenflug im Frühjahr erheblich zum Kohlenstoff- und Nährstoffeintrag in limnische Systeme bei, besonders wenn diese von Wald umgeben sind. Nach Literaturangaben kann der Polleneintrag in aquatische Ökosysteme im Durchschnitt etwa 6,5 g m^{-2} betragen (Doskey & Ugoagwu, 1989).

Inwieweit sich dieser gepulste Substrateintrag auf die Produktivität und die Sukzession der Gemeinschaft sowohl der freilebenden als auch der angehefteten Bakterien auswirkt, wurde meist nur mit geringer zeitlicher Auflösung studiert. Daher haben wir die Diatomeen-Frühjahrsblüte und den Polleneintrag im oligotrophen Stechlinsee zeitlich hoch aufgelöst in Bezug auf limnisch-physikalische und biologische Parameter untersucht und in einem Laborversuch den Abbau von Kiefernpollen sowie dessen Besiedelung durch Mikroorganismen verfolgt. In dieser Studie wollen wir zeigen, in wiefern Pollen als Nährstoffgrundlage für aquatische Mikroorganismen dient und wie schnell die Makronährstoffe aus dem Pollen herausgelöst und ins umgebende Wasser freigesetzt werden.

Material und Methoden

Der Stechlinsee liegt am Südrand der Mecklenburg-Brandenburger Seenplatte, welche nach der letzten Eiszeit (Weichseleiszeit) geformt wurde, etwa 80 km nördlich von Berlin. Die wichtigsten limnologischen Kenngrößen des Stechlinsees sind in Tabelle 1 dargestellt.

Der Stechlinsee ist einer der tiefsten Hartwasserseen Norddeutschlands. Seine große Sichttiefe und die Klarheit des Wassers sind charakteristisch für ihn, ebenso wie die ganzjährig hohe Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion des Sees. Er ist als oligotroph einzustufen.

Tab. 1: Limnologische Parameter des Stechlinsees. (aus Allgaier & Grossart, 2006)

	Stechlinsee
Geographische Position	53°10´ N, 13°02´ E (WGS)
Höhenlage	59,7 m NN
max. Tiefe	69,5 m
Fläche	4,25 km²
Volumen	97 Mio. m³
Uferlinie	16,1 km
Sichttiefe	8 m (±2)
trophischer Status	oligotroph
pH-Wert	8,2
PO_4^{3-}	2 µg l^{-1}
Primärproduktion	31 mg C l^{-1} d^{-1}
bakterielle Protein-produktion	22 mg C l^{-1} d^{-1}
Bakterienzellzahl	1,3 x 10^6 ml^{-1}

Die Diatomeenblüte wurde von uns im Stechlinsee zeitlich hoch aufgelöst (2-3 Mal pro Woche) von März 2008 bis Juni 2008 beprobt. Als physikalische Parameter wurden neben der Temperatur und dem Sauerstoffgehalt auch der pH-Wert und die Secchi-Tiefe gemessen. Chlorophyll a wurde mittels einer Fluoreszenzsonde im Tiefenprofil ermittelt. Es wurden Wasserproben aus den Tiefen der maximalen Chlorophyllkonzentration genommen. Messungen für die phytoplanktische Primärproduktion ($H^{14}CO_3^-$-Aufnahme, siehe Wetzel & Likens, 1991), bakterielle Proteinproduktion ([^{14}C]-Leucin-Inkorporation, siehe Simon & Azam, 1989) und ^{14}C-Glucoseaufnahme wurden unter *in situ*-Bedingungen durchgeführt. Die bakterielle Gemeinschaft wurde anhand des 16S rRNA Gens mit einer molekularen Fingerprint-Methode (Denaturierende Gradienten-Gelelektrophorese, DGGE) untersucht. Hierbei wurde zwischen partikelassoziierten (> 5,0 µm) und freilebenden Bakterien unterschieden. Die DGGE diente als Trennmethode für die PCR-Amplifikate, welche mit den Primer für Eubakterien (GC-341f und 907r, Muyzer *et al.*, 1998) erzeugt wurden.

Parallel hierzu wurde ein Laborexperiment durchgeführt, in dem 2 l vorfiltriertes Stechlinseewasser mit 100 mg Pollen von *Pinus sylvestris* 16 Tage lang inkubiert und in regelmäßigen Abständen Proben zur weiteren Untersuchung entnommen wurden. Wir haben die TOC und DOC-Konzentrationen des Wassers bestimmt, Phosphor- und Stickstoff-Gehalte gemessen, die Bakterienzellzahl mit einem Epifluoreszenz-Mikroskop nach DAPI-Färbung gezählt und ebenso das Wachstum von aquatischen Pilzen verfolgt.

Ergebnisse und Diskussion

Der Chlorophyllgehalt stieg im Verlauf der Frühjahrsblüte bis ca. 6 µg l^{-1} an (Abbildung 1) und nahm in der anschließenden Klarwasserphase auf ca. 2 µg l^{-1} ab. Während der Blüte zeigte das Phytoplankton keine ausgeprägte vertikale Verteilung, jedoch entwickelte sich in der späteren Beprobungsphase (Anfang Mai 2008) ein Chlorophyll-Tiefenmaximum in ca. 12 m bis 14 m.

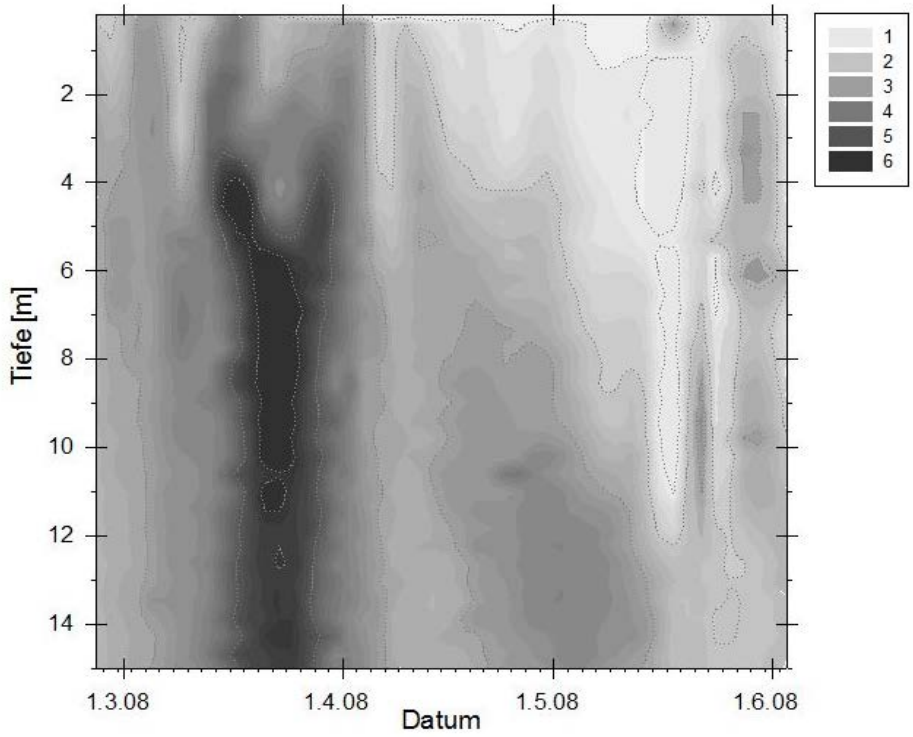


Abb. 1: Chlorophyll-Konzentration zur Frühjahrsblüte im Stechlinsee. Tiefenprofil über den zeitlichen Verlauf. Chl *a* in Grauabstufungen s/w-codiert [µg l^{-1}].

Anhand der Messung der Primärproduktion konnten wir einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Konzentration an Chlorophyll und der Kohlenstofffixierung von Diatomeen feststellen. Jedoch konnte keine eindeutige Korrelation von Chlorophyll und bakterieller Proteinproduktion (BPP) ermittelt werden. Die BPP stieg mit Beginn der Frühjahrblüte an und folgte dem Verlauf des Chl *a* (Abb. 2), was hauptsächlich auf die Freiwasser-Mikroorganismen zurückzuführen war. Maximalwerte wurden im April erreicht. Nach einem Abfall der BPP stieg diese wieder deutlich an, was sowohl auf partikelassoziierte als auch pelagische Bakterien zurückzuführen war. Zeitlich fällt dieser erneute Anstieg der Stoffwechselaktivität mit dem Maximums des Polleneintrages in den Stechlinsee überein.

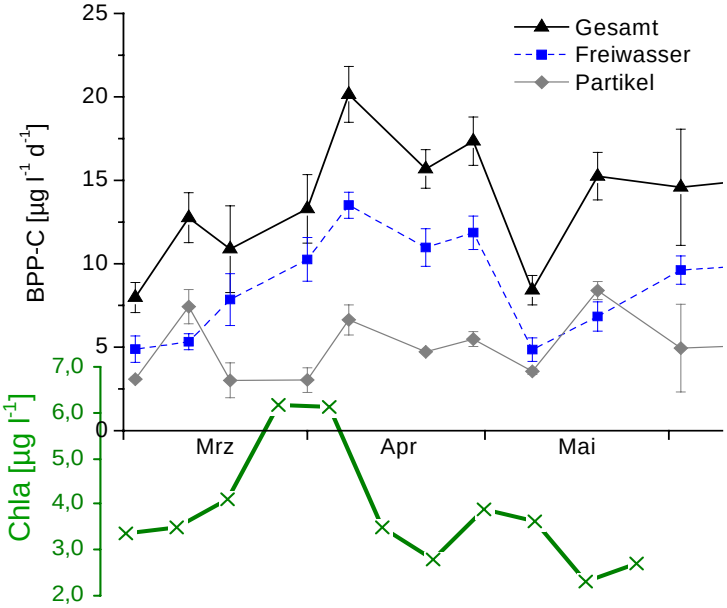


Abb. 2: Bakterielle Proteinproduktion (BPP, [^{14}C]Leucin-Inkorporation). Zeitlicher Verlauf von freilebenden Bakterien (Freiwasser), partikelassoziierten Bakterien (Partikel) und Gesamt [µg C l^{-1} d^{-1}].

Die Analyse der Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaft (Abb. 3) zeigte trotz der ausgeprägten Phytoplanktondynamik während des gesamten Beprobungszeitraumes nur geringe Änderungen. Ersichtlich wird dies beim Vergleich der Bandenmuster der DGGE. Besonders für die Fraktion der freien Bakterien waren wenige Veränderungen in ihrer Zusammensetzung erkennbar, demgegenüber zeigte die Fraktion der an Partikel assoziierten Bakterien (> 5,0 µm) eine stärkere Dynamik.

Zeitlich ist die stärkere Variation des DGGE-Bandenmusters in der partikelassoziierten Fraktion im Mai an den Polleneintrag in den Stechlinsee gekoppelt. Der Kiefernpollen (*Pinus sylvestris*) wird mikrobiell besiedelt und die Nährstoffe herausgelöst. Unsere Ergebnisse zeigen, dass der Pollen ein sehr gutes Habitat und geeignetes Substrat für bakterielles Wachstum ist. Weiterführende Studien basierend auf der cDNA sollen genauere Aufschlüsse über die aktive Bakteriengemeinschaft geben.

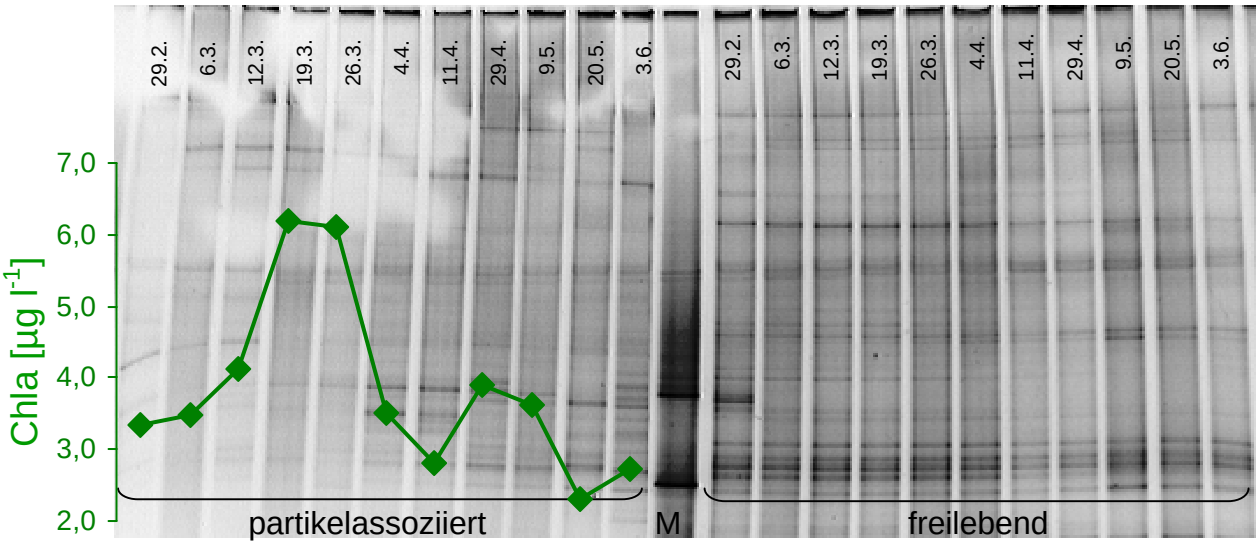


Abb. 3: Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft während der Frühjahrsblüte (Stechlinsee). DGGE-Profil über den zeitlichen Verlauf, jeweils partikelassoziierte (> 5,0 µm) und freilebende Bakterien. M Marker. Chl *a* als Indikator für Entwicklung der Frühjahrs-Diatomeen-Blüte [µg l^{-1}].

Im Laborversuch konnten wir zeigen, dass der Pollen von *P. sylvestris* sehr schnell von Mikroorganismen (Bakterien und aquatische Pilze) besiedelt wird. Der Pollen ist ein sehr gutes Habitat für diese Mikroben, da er u.a. wichtige Nährstoffe enthält. Diese können durch chemisches *leaching* und mikrobiellen Abbau herausgelöst und in das Umgebungswasser abgegeben werden und werden hierauf von den Mikroorganismen aufgenommen. Gelöster Stickstoff und die reaktive Form des Phosphors (SRP) stiegen im Zeitverlauf deutlich an (Abb. 4).

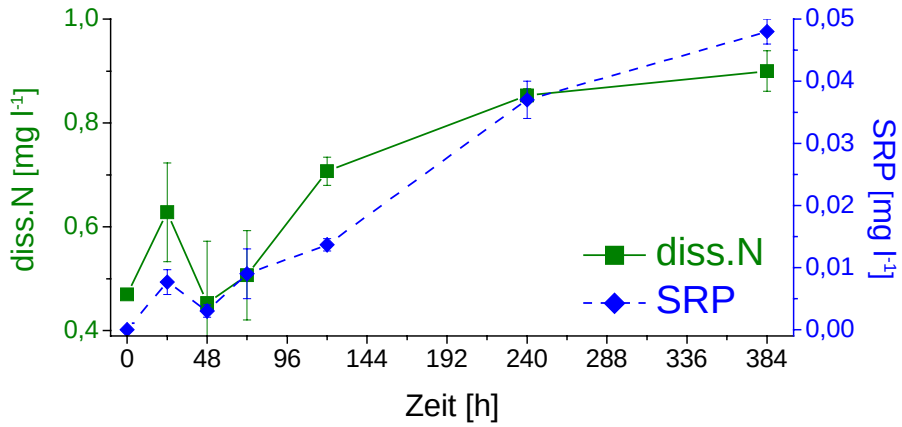


Abb. 4: Zunahme der gelösten Nährstoffe (Experiment Pollenabbau). Stickstoff (diss.N) und gelöster reaktiver Phosphor (SRP), Konzentrationen im Wasser [mg l^{-1}].

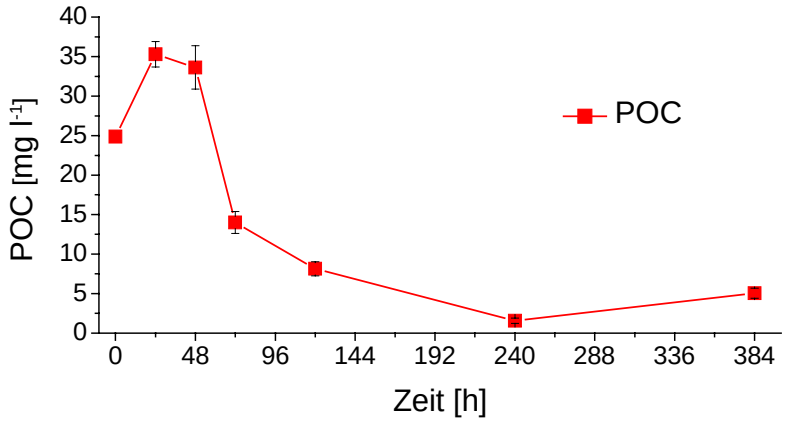


Abb. 5: Partikulärer organischer Kohlenstoffs (POC) im zeitlichen Verlauf (Experiment Pollenabbau). POC errechnet aus TOC und DOC [mg l^{-1}].

Das partikuläre Material des Pollens wurde weitgehend mikrobiell abgebaut, wobei die stärkste POC-Abnahme (errechnet aus TOC und DOC, Abb. 5) mit dem Zeitpunkt (48-72 h) des größten Bakterienwachstums und der Pilzbesiedlung übereinstimmte. So stieg die bakterielle Zellzahl in den ersten Tagen des Versuches deutlich an und stagnierte nach 72 h bei ca. 1 x 10^7 Zellen ml^{-1}.

Daher schlussfolgern wir, dass sowohl die Diatomeen-Frühjahrsblüte als auch der Pollenflug im Frühling einen erheblichen Einfluss auf die Nährstoffbilanz des Stechlinsees hat. Zudem bietet der Eintrag von Pollen den Mikroorganismen eine geeignete Nährstoffquelle und er ist ein wichtiges Habitat speziell für angepasste Mikroben.

Zusammenfassung

Unsere zeitlich hoch aufgelöste Studie zur Diatomeen-Frühjahrsblüte im Stechlinsee zeigt, dass die Gemeinschaft der freilebenden Bakterien im Zeitverlauf relativ konstant ist, wohingegen die partikelassoziierten Bakterien eine deutlich höhere Dynamik aufweisen. Zeitliche Veränderung in der Dynamik der Chl *a* Konzentration werden jedoch von Veränderungen in der bakteriellen Proteinproduktion sowohl der freilebenden als auch der partikelassoziierten Bakterien gefolgt. Am Ende unserer Studie - nach dem Zusammenbruch der Algenblüte - stieg die BPP jedoch erneut an. Dieser Anstieg erfolgte zeitgleich mit dem Eintrag von Kiefernpollen in den Stechlinsee. Der mikrobielle Abbau von Pollen konnte in einem Laborexperiment gezeigt werden. Werden lösliche Makronährstoffe während des gesamten Versuchsverlaufs ins Umgebungswasser kontinuierlich abgegeben, so liegt das Maximum der POC-Abnahme bei 48-72 h. Unsere Ergebnisse zeigen, dass Pollen ein wichtiges Habitat und gute Nährstoffquelle für partikelassoziierte Bakterien und aquatische Pilze darstellen, besonders in Abwesenheit hoher Algenabundanzen.

Danksagung

Wir danken Elke Mach für ihre Hilfestellung und Mitarbeit bei den Probennahmen und Uta Mallok für die Messungen der chemischen Parameter. Beim Pollenversuch hat Anna Rychla sowohl am Experiment als auch bei der Datenauswertung helfend mitgearbeitet. Für die finanzielle Unterstützung danken wir der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG, GR 1540 /12-1). Die Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Doktorarbeit am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Abteilung Limnologie Geschichteter Seen in Stechlin, OT Neuglobsow.

Literatur

Allgaier, M., Grossart, H.-P. (2006): Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria populations in four lakes in Northeastern Germany. Appl. Environ. Microbiol. 72:3489–3497.

Azam, F., Malfatti, F. (2007): Microbial structuring of marine ecosystems. Nature Reviews Microbiology. 5:782–791.

Doskey, P.V., Ugoagwu, B.U. (1989): Atmospheric deposition of macronutrients by pollen at a semi-remote site in northern Wisconsin. Atmospheric Environment 23:2761-2766

Muyzer, G., Brinkhoff T., Nübel, U., Santegoeds, C., Schäfer, H., Wawer, C. (1998): Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) in Microbial Ecology. pp. 1–23. In A. D. L. Akkermans, J. D. van Elsas, and F. J. Bruijn (ed.), Molecular microbial ecology manual. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Simon, M., Azam, F. (1989): Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. Mar. Ecol. Prog. Ser. 51:201–213.

Wetzel, R.G., Likens, G.E. (1991): Limnological analyses. 2nd ed. Springer-Verlag, Inc., New York.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Effekte von UV-Strahlung auf bakterielles Wachstum und Genexpression im huminstoffreichen See Große Fuchskuhle

Ivette Salka[1], Christian Wurzbacher[2] & Hans Peter Grossart[3]

Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland

[1]salka@igb-berlin.de, [2]cwurzbacher@igb-berlin.de, [3]hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Huminstoffe, Photooxidation, Stresstoleranz

Einleitung

Gelöstes organisches Material, besonders Huminstoffe, bilden ein erhebliches Kohlenstoffreservoir in der Biosphäre. Die Mineralisierung dieses meist terrigenen Materials in aquatischen Systemen trägt entscheidend zum Fluss zwischen organischem Material im Wasser und CO_2 in der Atmosphäre bei. Gegenüber mikrobiellen Abbauprozessen sind Huminstoffe weitgehend beständig. Aufgrund der zahlreichen Ringstrukturen und ihrer dadurch resultierenden chromophoren Eigenschaften werden sie durch UV-Strahlung und PAR verändert. Über photooxidative Prozesse kommt es zur Freisetzung von leicht verwertbaren Substanzen, z.B. kleinen organischen Säuren, Aminosäuren, oder Zuckern. Diese können gut von Mikroorganismen aufgenommen und im Nahrungsnetz umgesetzt werden. Auf der anderen Seite werden über photoxidative Prozesse reaktive Sauerstoffradikale (ROS), wie Wasserstoffperoxid (H_2O_2), Singuletsauerstoff ($^1O_2$) oder Hydroxylradikale ($OH^{\cdot}$) frei gesetzt (Paul et al. 2004). Diese induzieren neben direkten UV-Schäden physiologischen Stress in vielen Mikroorganismen. Die Auswirkungen dieses Stresses auf die Zusammensetzung der Bakterioplanktongemeinschaft sind Gegenstand einiger Untersuchungen (Winter et al. 2001, Maranger et al. 2002). Jedoch ist bis jetzt wenig über die Dynamik der bakteriellen Gemeinschaft in huminstoffreichen Seen hinsichtlich der tageszeitlichen Veränderungen im Lichtklima bekannt. Folgende Hypothese soll demzufolge getestet werden: Eine Resistenz gegenüber UV-Strahlung und ROS stellt einen entscheidenden Konkurrenzvorteil bei der Verwertung von Photolyseprodukten dar. Daher haben wir die Veränderungen der bakteriellen Gemeinschaft innerhalb eines Tageszyklus in einem sauren Moorsee, der Großen Fuchskuhle untersucht. Zusätzlich haben wir ein Laborexperiment durchgeführt, um isolatspezifische Reaktionen auf UV-Stress und Huminstoffe zu testen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Einfluss von Licht und Huminstoffen auf die bakterielle Gemeinschaft wurde in der Großen Fuchskuhle untersucht. Die Große Fuchskuhle ist ein saurer Moorsee, der im Norden Brandenburgs liegt und eine durchschnittliche Tiefe von 3,5 m hat. Für Biomanipulationsexperimente wurde der See Ende der 1980iger Jahre durch Plastikplanen in vier Kompartimente geteilt. Im Südwesten (SW) grenzt der See an einen Moorkörper, von dem Huminstoffe in das SW-Becken eingetragen werden. Ein Austausch der Wassermassen wird durch die Plastikplanen verhindert und führt dazu, dass Huminstoffe im SW-Becken akkumulieren. Sie können hier bis zu 90% des gesamten organischen Kohlenstoffs (DOC) ausmachen. Dies äußert sich in einem sauren pH-Wert (durchschnittlich 4,5) und eutrophen-dystrophen Charakter des Beckens.

Tagesgangexperiment

Im Zeitraum vom 18.08.2009 18:00 Uhr bis zum 19.9.2009 20:00 Uhr wurde ein Tagesgangsexperiment an der Großen Fuchskuhle durchgeführt. Die Probenahme erfolgte im zwei Stunden Rhythmus. Es wurden Daten zur Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit erhoben, sowie die atmosphärische Lichteinstrahlung gemessen. Die Aktivität der bakteriellen Gemeinschaft wurde mit Hilfe der bakteriellen Proteinproduktion über ^{14}C Leucin bestimmt. Hierfür wurde Wasser aus 0-5 cm Tiefe verwendet. Die Probenahme wurde in Triplikaten durchgeführt. Für Molekularbiologische Untersuchungen wurde aus derselben Tiefe je 2 L Wasser über 0,22 µm Sterivexfilter (Millipore) filtriert und sofort auf Trockeneis eingefroren. Diese sollen zur Transkriptomanalyse verwendet werden.

UV-Inkubationsexperiment

Isolatspezifische Reaktionen auf UV-Stress und Huminstoffverwertung wurden in einem Inkubtionsexperiment in UV durchlässigen Whirl-Pak® bags (Nasco) untersucht. Für das Medium wurde Wasser aus der Großen Fuchskuhle über 0,2 µm Polycarbonat Filter (Whatmann) vorfiltriert und Huminstoffe größer 30 kDA selektiv über eine Tangentialflussfiltration angereichert. Die aufkonzentrierten Huminstoffe wurden in einem anorganischen Basalmedium (IBM nach Hahn et al. 2004) auf einen DOC Gehalt von 30 mg/L verdünnt. Dies entspricht der natürlichen DOC-Konzentration des SW-Beckens. Isolate aus der Großen Fuchskuhle AH74 *Sphingomonas* sp. und AH62 *Burkholderia* sp. wurden in einer Endkonzentration von $3x10^8$ Zellen angeimpft. Die Inkubation der Ansätze erfolgte im Dunkeln bei 20°C. Für das UV-Treatment wurde die Hälfte der Ansätze im Rhythmus von 3 Tagen, in einem Zeitraum von 3 Wochen, für 30 min mit UVA/B Licht bestrahlt. Jeweils am zweiten Tag nach der Bestrahlung wurde 1 mL Kultur der Dunkelkontrollen und der UV-Treatmentansätze entnommen und mit 35% iger Glutaraldehyd-Lösung für Zellzahlbestimmungen fixiert. Alle Ansätze erfolgten in Triplikaten. Die Messung der Zellzahlveränderung erfolgte mit Hilfe des Flowcytometers FACS ARIA II (BD).

Ergebnisse und Diskussion

Tagesgangexperiment

Im Tagesverlauf konnten wir zeigen, dass die Lichtintensität maßgeblich die Bakterielle Proteinproduktion beeinflusst. Direkt nach Sonnenuntergang erreichte die BPP ihr Maximum am 18.8.2009 als auch am 19.08.2009 mit 1,8 µg C L^{-1} h^{-1}. Die BPP war zwischen 02:00 Uhr nachts

und 18:00 Uhr abends (19.8.2009) sehr gering, was durch eine durchschnittliche Kohlenstoffinkorporation von 0,5 µg C L^{-1} h^{-1} (Abb.1) charakterisiert ist.

Dies deutet einerseits darauf hin, dass Licht Stress in Bakterien induziert und die BPP einschränkt. Andererseits kann die geringe BPP auch darauf zurückzuführen sein, dass extrazelluläre Enzyme durch UV-Licht gespalten (Herndl et al. 1993) und eine Substrataufnahme damit gehemmt wird. Durch UV-Strahlung und PAR werden über Photooxidationsprozesse und photosynthetische Aktivität des Phytoplanktons niedermolekulare Substanzen freigesetzt. Der Anstieg der BPP ab 18:00 Uhr kann damit erklärt werden, dass nach Abnahme der Strahlungsintensität und des damit verbundennen Lichtstresses gut verwertbare Substanzen durch Mikroorganismen sofort umgesetzt werden. Die Abnahme der BPP von 20:00 Uhr bis 02:00 deutet darauf hin, dass alle niedermolekularen Substrate, die durch Photolyse und Primärproduktion freigesetzt wurden, aufgebraucht waren.

Der Einfluss von Licht auf die Aktivität der gesamten bakteriellen Gemeinschaft konnte somit über die BPP charakterisiert werden. Die Reaktion bestimmter Bakterienphylotypen auf Licht induzierten Stress muss nachfolgend über die Analyse der 16S rRNA geprüft werden. Weiterhin soll die Analyse funktioneller Stressgene Aussagen über die Toleranz bestimmter Phylotypen ergeben.

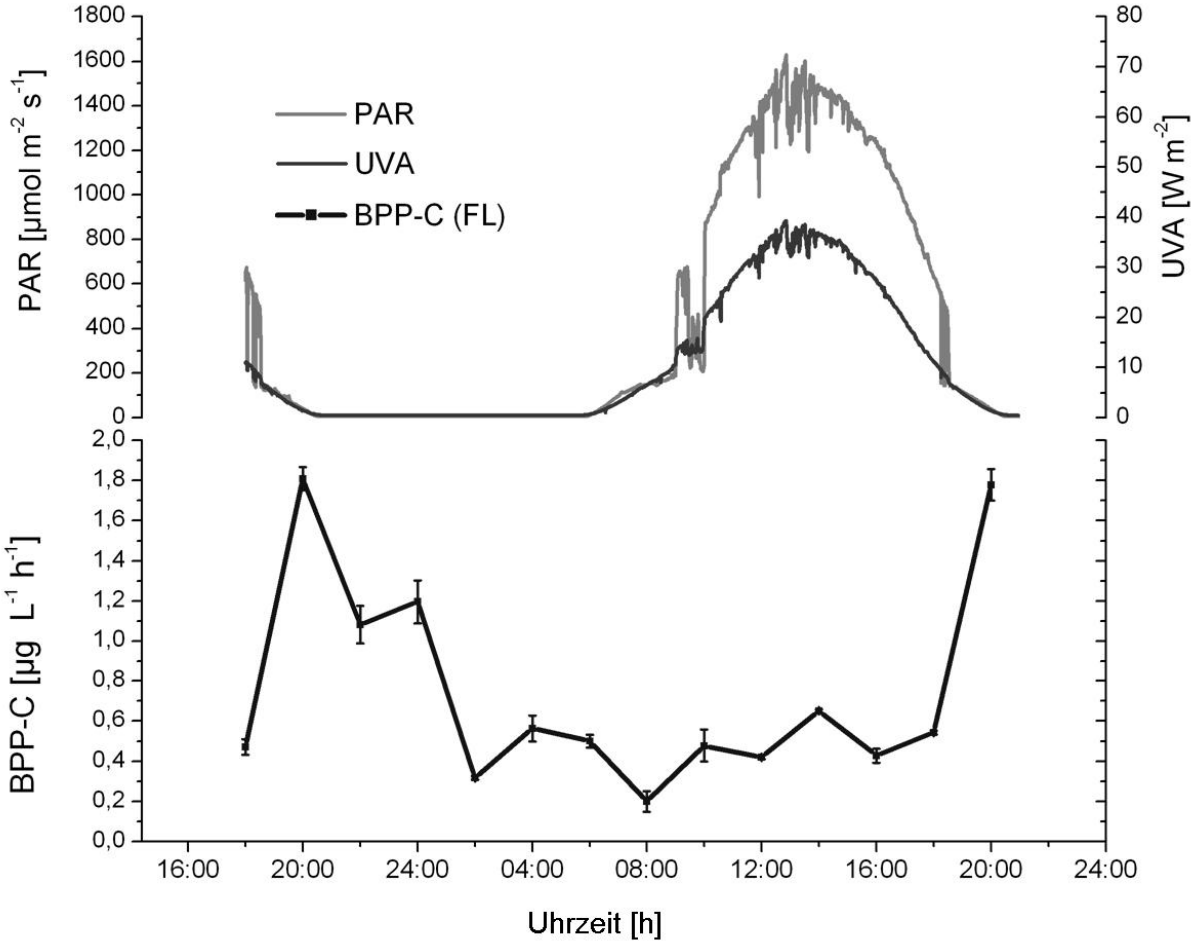


Abb.1. Zeitliche Veränderung der bakteriellen Proteinproduktion der frei lebenden Bakterien (FL) in der Großen Fuchskuhle innerhalb eines Zeitraumes von 26 h. Gezeigt ist ebenfallalls der Tagesverlauf der Lichtkurve (PAR photosytnthic active radiation, UVA).

UV-Inkubationsexperiment

Das Inkubationsexperiment zeigt, dass UVA/B-Licht einen entscheidenden Einfluss auf die verwendeten Isolate ausübt. Dabei hatten die UV exponierten Kulturen ein signifikant stärkeres Wachstum als die entsprechenden Dunkelkontrollen (Abb.2). Das geringe Wachstum in den Dunkelkontrollen lässt vermuten, dass Huminstoffe zur Erhaltung des Stoffwechsels umgesetzt werden können. Das erhöhte Wachstum im UV-Treatment deutet darauf hin, dass die durch Photooxidation freigesetzten Nährstoffe umgesetzt werden können und die Isolate Mechanismen besitzen, die den Umgang mit UV induzierten Stress ermöglichen. Eine weiterführende Analyse der expremierten Gene soll eine Aussage über die Art der Mechanismen treffen, die zur Stressbewältigung genutzt werden.

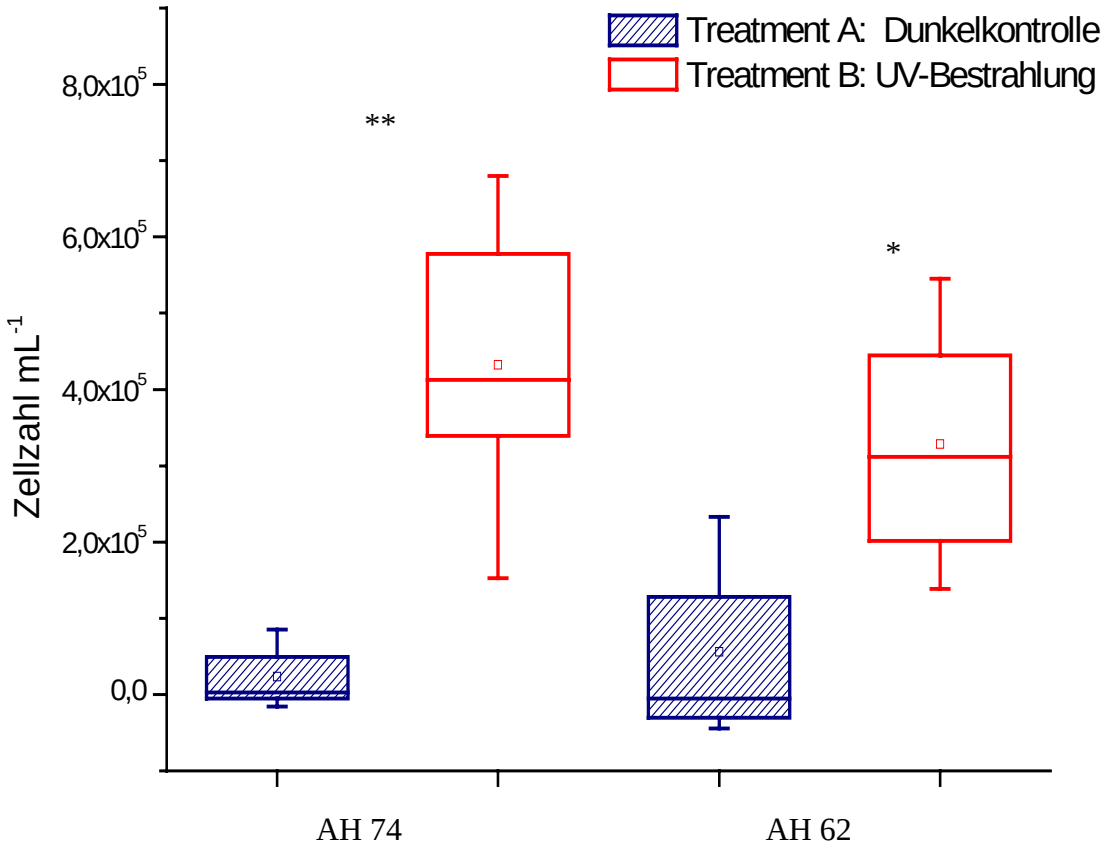


Abb.2. Zellzahlvergleich der Isolate AH74 (*Sphingomonas* sp.) und AH62 (*Burkholderia* sp.) in zwei Treatments. Treatment A: Dunkelkontrolle und Treatment B: UV-Bestrahlung. Zur statistischen Auswertung wurde der Man-Whitney-U-Test genutzt. Box-Plots zeigen Median und Quartile.

Zusammenfassung & Schlussfolgerung

UV und PAR Strahlung verursachen Zellstress in Mikroorganismen und führen zu einer erhöhten Verfügbarkeit von Huminstoffen als mikrobielle Substrate. Unsere Studien an ausgewählten Bakterienisolaten aus der Großen Fuchskuhle deuten darauf hin, dass spezifische Phylotypen Resistenzmechanismen gegen UV-induzuierten Stress entwickelt und daher einen Konkurrenzvorteil bei der Nutzung photolytisch frei gesetzter niedermolekularer mikrobieller Substrate haben. Daher ist die Umsetzung der Huminstoffe und der Beitrag am globalen Kohlenstoff und Nährstoffkreislauf eng mit der zeitlichen und räumlichen Dynamik von UV und PAR-Licht verbunden.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt der Arbeitsgruppe Mikrobielle Ökologie am IGB sowie Thomas Petzold und seinen Studenten von der TU Dresden für die Unterstützung beim Tagesgang, sowie Jens & Stefanie Gläser (Universität Gießen). Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Doktorarbeit, die von der Gottfried Wilhelm Leibniz Gemeinschaft (WGL) finanziert wird.

Literatur

Hahn, M.W., Stadler, P. Wu, Q.L. Pöckl, M. 2004: The filtration-acclimatization method for isolation of an improtant fraction of the not readily cultivable bacteria, Journal of Microbiological Methods: Vol 57; 379-390

Herndl, G.H., Müller-Niklas, G., Frick, J. 1993: Major role of ultraviolet-B in controlling bacterioplankton growth in the surface layer of the ocean, Letters to Nature: Vol 361; 717-719

Maranger R., Giorgio del, P.A., Bird, D.F. 2002: Accumulation of damaged bacteria and viruses in lake water exposed to solar radiation, Aquatic Microbial Ecology: Vol. 28; 213-227

Paul, A. Hackbarth, S. Vogt, R.D., Röder, B. Burnison B.K., Steinberg, C.E.W. 2004: Photogeneration of singlet oxygen by humic substances: comparison of humic substances of aquatic and terrestrial origin, Photochemical & Photobiological Science: Vol 3; 273-280

Winter, C., Moeseneder, M.M., Herndl, G.H, 2001: Impact of UV Radiation on Bacterioplankton Community Composition, Applied and Environmental Microbiology: Vol. 67; 665-672

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Vergleich paläolimnologischer und archäologischer Untersuchungen zur Entstehung und Entwicklung des Arendsees, Sachsen-Anhalt, mit einem Modellversuch

Burkhard W. Scharf [1]

[1] Ellhornstr. 21, D- 28195 Bremen, e-mail: burkhard.w.scharf@t-online.de

Keywords: Arendsee, Paläolimnologie, Archäologie, Modellversuch, Salzstock

Einleitung

Im Gebiet der Moränen der vorletzten Vereisung gibt es normalerweise keine natürlichen Seen. Der Arendsee im Norden von Sachsen-Anhalt ist hier eine Ausnahme. Dieser See liegt über einem Salzstock und ist durch dessen Ablaugung durch das Grundwasser entstanden, indem die Deckschichten eingebrochen sind (Stottmeister 1998, Gabriel & Rappsilber 1999). Dieser Einbruch war kein einmaliges Ereignis, vielmehr gab es mehrere Erdfälle, wodurch sich der See jedes Mal vergrößerte (Röhrig & Scharf 2002). Seit 2002 wurde eine weitere Bohrung niedergebracht. Zusätzlich wurden bei der hier vorliegenden Veröffentlichung archäologische Befunde und Beobachtungen von Tauchern mit ausgewertet.

Es wurde eine Hypothese zur Entstehung der Erdfälle aufgestellt. Diese Hypothese wurde in einem Modellversuch im Labor überprüft. Die Ergebnisse dieser Experimente werden anschließend mit den Erkenntnissen aus dem paläolimnologischen und archäologischen Untersuchungen sowie den Beobachtungen der Taucher verglichen. Die hier wiedergegebene Arbeit ist eine erweiterte Zusammenfassung der Arbeit von Scharf et al. (2009).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Arendsee (A_0=5,14 km^2, Z_{max}= 48,7 m, Z_m=28,6 m, V=146,9 Mio m^3, TW=114 a (Rönicke 1986) liegt ca. 20 km östlich von Salzwedel in der Altmark (N 52° 53,5’ E 11° 28.6’, Abb. 1). Mittlerweile ist eine größte Tiefe von 50,1 m nachgewiesen (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Tiefenaufnahme Sept. 2003). Der See befindet sich ziemlich genau über einem Salzstock. In den letzten Jahrzehnten ist der See eutrophiert und muss jetzt als polytroph klassifiziert werden (Klapper 1992, Scharf 1998).

Entnahme und Auswerten von Bohrkernen

Die Bohrungen erfolgten von einer Plattform aus mit einem Kolbenlot der Fa. UWITEC, Mondsee, Österreich, mit 6 bzw. 9 cm Durchmesser an verschiedenen Punkten im Arendsee. Im nördlichen flachen Bereich (Bohrpunkt ARS 4 in Abb. 1) wurde auch erfolgreich ein etwa 2 m langer Gefrierkern gewonnen. Ergänzend wurden Kurzkerne bis zu 60 cm Länge mit dem Mondsee-Corer, einem Gravitationslot der Fa. UWITEC, gewonnen.

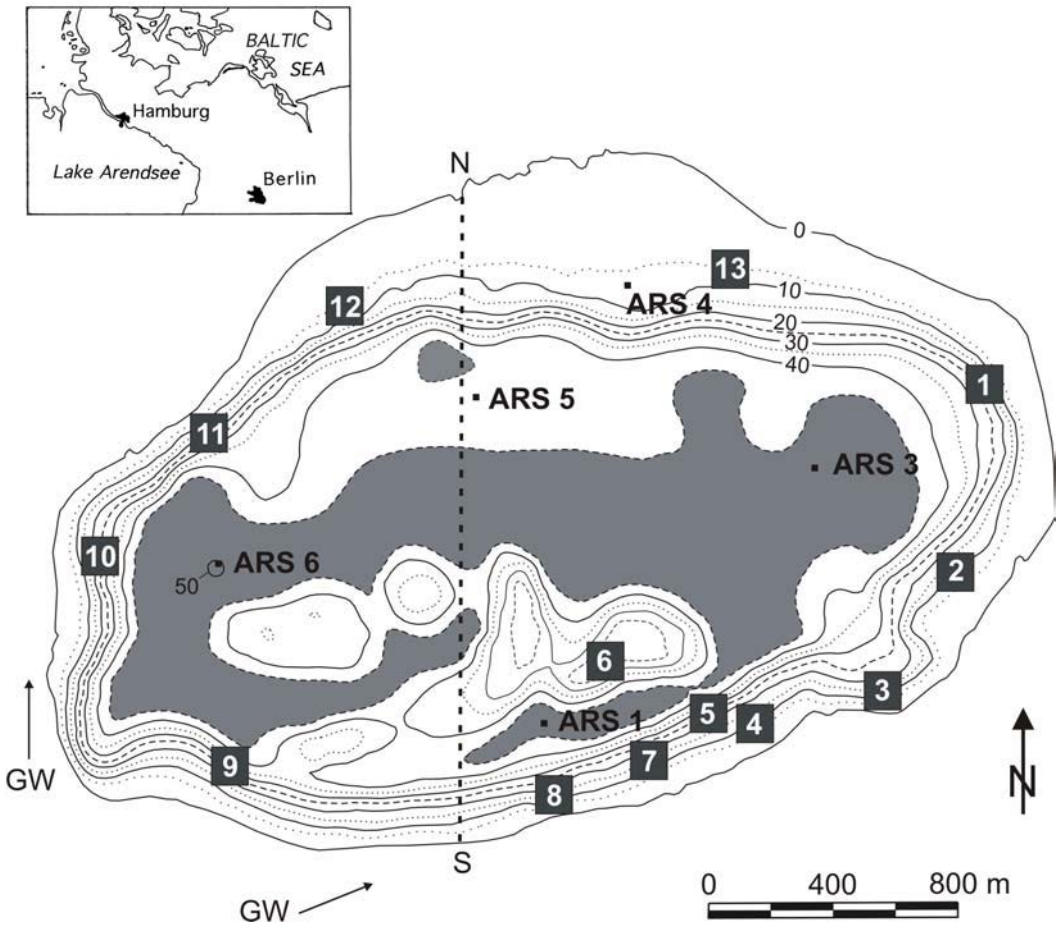


Abb. 1: Tiefenkarte und Lage der Bohrungen ARS 1 bis ARS 6 im Arendsee. Die gestrichelte Linie zeigt die Lage des N-S-Echolotprofils aus Abb. 3. GW = Fliessrichtung des Grundwassers. Die weißen Ziffern auf schwarzem Grund kennzeichnen die Stellen, an denen die Taucher etwas gefunden haben, was mit der Entstehung des Arendsees in Zusammenhang steht (aus Scharf et al. 2009)

Chironomiden

Die Präparation der Chironomidenkopfkaspeln, deren Bestimmung und die statistische Auswertung der Ergebnisse sind im Detail bei Scharf et al. (2009) beschrieben. Diese Untersuchung diente vor allem der Feststellung, ob die Sedimente im Litoral oder im Profundal abgelagert worden sind.

Tauchen

Taucher vom Tauchclub Arendsee, insbesondere die Brüder Hartmut und Hans-Henning Schindler, haben seit Jahrzehnten eine Reihe von Beobachtungen gemacht, die auf jüngste Absenkungsereignisse im Arendsee hinweisen. Die auffälligen Stellen wurden in ihrer Wassertiefe erfasst, mit Bojen markiert und die Bojen wurden vom Boot aus mit einem GPS-Gerät eingemessen.

Modellversuch

Um die Entstehung und die zukünftige Entwicklung des Arendsees zu simulieren, wurde in einem Versuchsbecken mit einer Länge von 47 cm, einer Breite von 45 cm und einer Höhe von 30 cm ein runder Salit® Vieh-Salzleckstein, der in der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt wird, durch durchströmendes Wasser zum Teil aufgelöst (Abb. 2). Der Vieh-Salzleckstein, im Folgenden als ‚Salz-

stein' bezeichnet, hatte einen Durchmesser von 15,5 cm und eine Höhe von 15,5 cm mit einem Loch in der Mitte. Um eine ungewollte Auflösung in dem Loch in der Mitte des Salzsteins zu verhindern, wurde das Loch mit Bauschaum ausgeschäumt. Der Raum zwischen dem Salzstein und der Beckenwand wurde mit ‚Sediment' gefüllt. Hierzu wurden in verschiedenen Versuchen Grobkies, Feinkies und Sand verwendet. Das Versuchsbecken wurde bis zur Oberkante des Salzsteins mit Sediment gefüllt, bzw. der Salzstein wurde mit 1 bzw. 5 cm Sediment überschichtet. Durch die Kombination von Grobkies, Feinkies und Sand mit den Überschichtungshöhen von 0, 1 und 5 cm ergab sich eine Gesamtzahl von 9 Versuchen. Das Wasser floss mit 2 ml/s durch das Becken. Durch die Auflösung des Salzsteins sackte das ‚Sediment', bzw. es rutschte von den Seiten her nach. Die Absenkung der Oberfläche des Sedimentes wurde nach 4, 24 und 48 Stunden gemessen. Zu Details siehe Scharf et al. (2009).

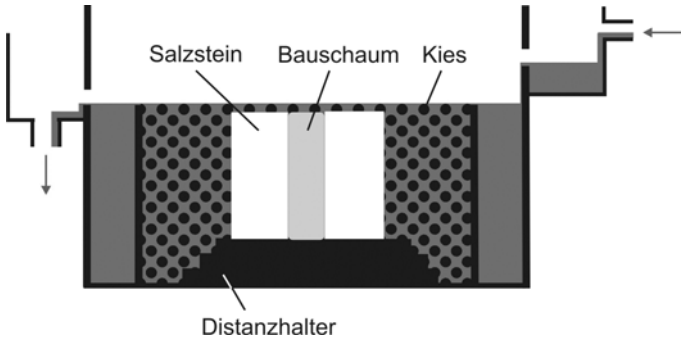


Abb. 2: Schematischer Querschnitt durch das Versuchsbecken. Erklärung im Text (aus Scharf et al. 2009)

Ergebnisse und Diskussion

Das Echolotprofil (Abb. 3) zeigt Erhöhungen in der Mitte des Sees und am Nord- und Südufer jeweils einen tiefen Graben. Am Nordufer deuten sich zwei Störungen an.

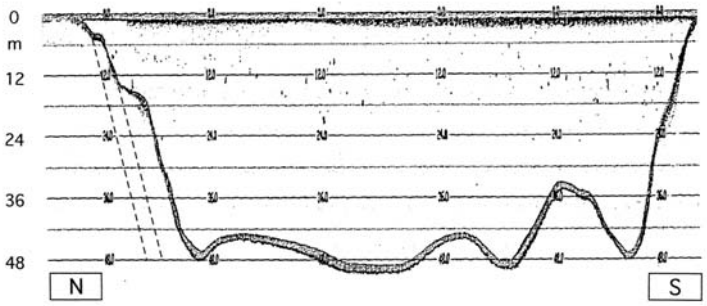


Abb. 3: Echolotprofil durch den Arendsee. Zur Lage des Profils siehe Abb. 1. Länge des Profils: 2,1 km (aus Scharf et al. 2009)

Der Modellversuch, der natürlich eine Reihe von Vereinfachungen enthielt (siehe Scharf et al. 2009) erbrachte folgende Ergebnisse: 1) Der Salzstein ist für das fließende Wasser undurchdringlich. Das Wasser um- oder überfließt den Salzleckstein. 2) Das Wasser löst zuerst den Salzleckstein auf der Seite an, auf der das Wasser auf den Salzstein trifft (Abb. 4). Die Auflösung des Salzsteins hängt von der Art des Gesteins der Deckschichten und deren Mächtigkeit ab. Grobkies lässt das Wasser am besten durchfließen, und deshalb war bei diesen Versuchen die Auflösung stärker als bei Feinkies oder Sand. Je mächtiger der Salzstein mit ‚Sediment' überschichtet wurde (Versuche mit 1 und 5 cm Überschichtung), desto schwächer war die Auflösung (Abb. 5). Auf weitere Ergebnisse kann hier nicht eingegangen werden, Einzelheiten siehe Scharf et al. (2009).

Die ältesten Sedimente wurden in den Bohrungen ARS 5, ARS 6 und ARS 1 gefunden. Sie wurden auf rd. 15.000 a BP datiert. Nach den Untersuchungen an den Chironomidenkopfkapseln verfügte

der See damals bereits über ein Profundal. Der See hat sich auf der Seite des Salzstockes gebildet, auf der das Grundwasser auf den Salzstock trifft. Der See hatte die Form eines Hufeisens (Abb. 6).

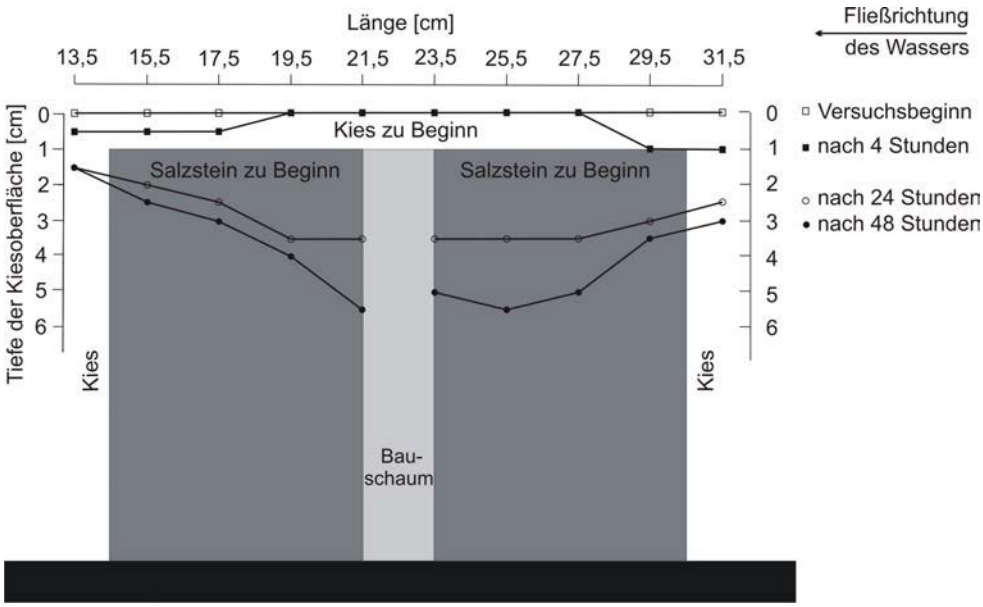


Abb. 4: Absenkung der Kiesoberfläche in der Versuchsapparatur im Laufe der ersten 48 Stunden während eines Versuches. Die Überschichtung des Salzsteins mit Grobkies betrug zu Beginn des Versuches 1 cm (aus Scharf et al. 2009).

Die paläolimnologischen Untersuchungen haben die Ergebnisse des Modellversuches bestätigt. Am Anfang war der See hufeisenförmig, später brach auch die Mitte ein, was durch archäologische Untersuchungen bestätigt wird. Bis 822 nach Chr. stand eine Festung in der Mitte des Sees (Nr. 6 in Abb. 1). Das Versinken ist historisch belegt. Nr. 5 in Abb. 1 zeigt die Lage eines Dammes zwischen der Festung und dem Südufer. Nr. 2 und 4 in Abb. 1 weisen auf eine mit Steinen befestigte Strasse hin, die zu einer Mühle (Nr. 3 in Abb. 1) führte. Diese Mühle ist 1685 nach Chr. im See versunken. Bei Nr. 12 und 13 wurden Fischzäune, die zum Teil 5000 Jahre alt sind, gefunden. Sie liegen teilweise in mehreren Metern Tiefe, obwohl sie selber nur rd. 1,5 m hoch sind, d.h. das Gebiet ist seit der Errichtung der Fischzäune abgesunken (Leineweber & Lübke 2007, 2009).

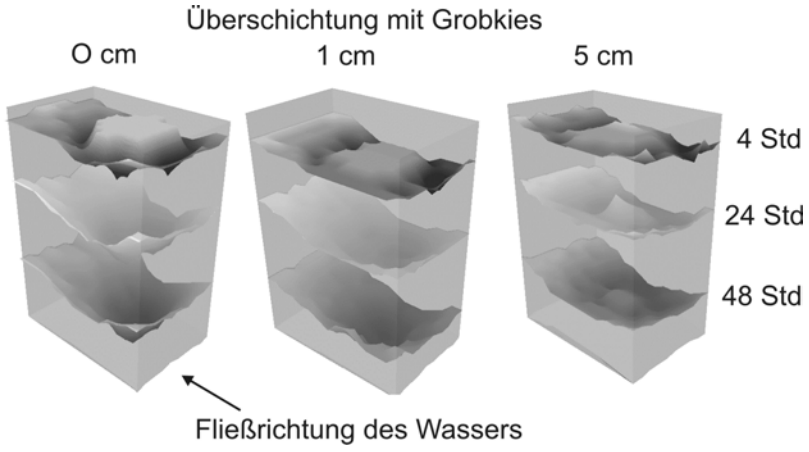


Abb. 5: Dreidimensionales Bild von der Absenkung der Oberfläche in den Versuchen nach 4, 24 und 48 Stunden bei unterschiedlicher Überschichtung mit Grobkies. Der Bauschaum ist nicht dargestellt. Erklärung im Text (aus Scharf et al. 2009)

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Arendsee liegt über einem Salzstock und ist durch dessen Ablaugung entstanden, indem die Deckschichten eingebrochen sind. Die ältesten limnologischen Sedimente stammen aus dem Spätglazial. Der Einbruch der Deckschichten erfolgte zuerst auf der Seite, auf der das Grundwasser auf

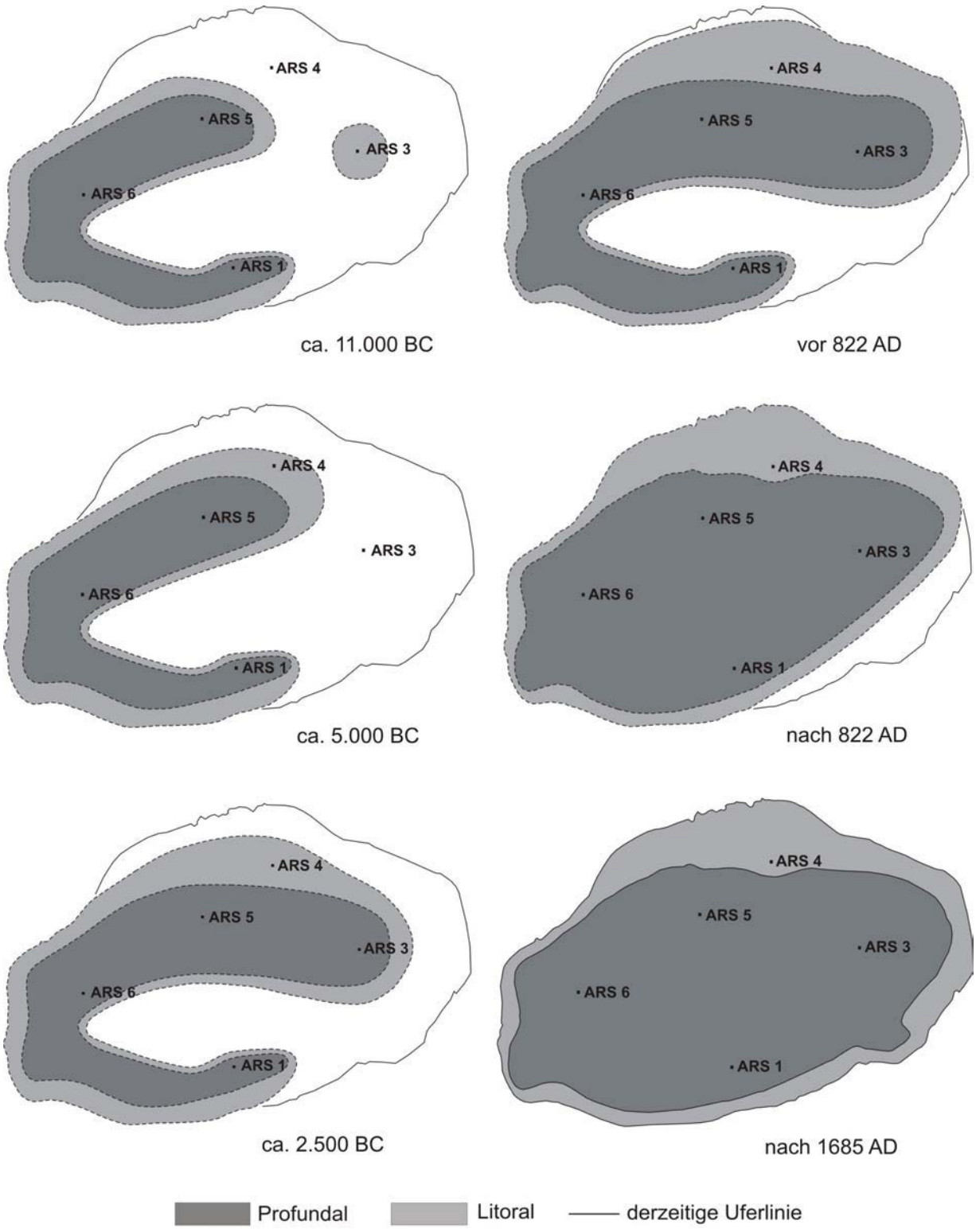


Abb. 6: Entwicklung des Arendsees aufgrund paläolimnologischer und archäologischer Befunde (aus Scharf et al. 2009)

den Salzstock trifft. Der See entwickelte sich hufeisenförmig über dem Rande des Salzstockes. Das Einbruchgeschehen schritt mit der Grundwasserfließrichtung voran. Die anfangs noch in der Mitte des Sees vorhandenen Deckschichten über dem Salzstock sind 822 nach Chr. im See versunken, wodurch sich die Seeoberfläche beträchtlich vergrößerte. In einem Modellversuch konnte die Entstehung des Arendsees simuliert werden.

Danksagung

Mein Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Finanzierung eines Forschungsvorhaben (Scha 533/2-1 und Scha 533/2-2). Ich danke dem Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle GmbH für die Möglichkeit der Durchführung des Forschungsvorhabens und des Modellversuches. An den Untersuchungen waren eine Reihe von Kolleginnen und Kollegen beteiligt, siehe Scharf et al. (2009). Auch ihnen danke ich. Ich danke Herrn Dr. J. Köninger vom Janus-Verlag für die Erlaubnis, die hier wiedergegebenen Abbildungen erneut zu publizieren. Ein besonderer Dank geht an Frau Dr. R. Leineweber, Landesamt für Denkmalpflege und Archäologie Sachsen-Anhalt, für vielfache Unterstützung.

Literatur

Gabriel, G. Rappsilber, I. (1999): Der Salzstock Arendsee bei Salzwedel – Ein gravimetrischer Beitrag zur Klärung geologischer Fragestellungen. Mitteilungen zur Geologie von Sachsen-Anhalt 5: 5-17.

Klapper, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. 1. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 277 S.

Leineweber, R., Lübke, H. (2007): Unterwasserarchäologie in der Altmark. Archäologie in Sachsen-Anhalt NF 4/1: 127-139.

Leineweber, R., Lübke, H. (2009): Unterwasserarchäologie im Arendsee. Nachrichtenblatt Arbeitskreis Unterwasserarchäologie (NAU) 15: 13-24.

Röhrig, R., Scharf, B.W. (2002): Paläolimnologische Untersuchungen zur Entwicklung des Arendsees (Sachsen-Anhalt). Greifswalder Geographische Arbeiten 26: 123-126.

Rönicke, H. (1986): Beitrag zur Fixation des molekularen Stickstoffs durch planktische Cyanophyceen in einem dimiktischen, schwach durchflossenen Standgewässer. Diss. A, Humboldt-Univ., Berlin.

Scharf, B.W. (1998): Eutrophication history of Lake Arendsee (Germany). Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 140: 85-96.

Scharf, B.W., Röhrig, R., Kanzler, S., Beug, H.-J., Büttner, O., Christiansen, J., Fieker, J., Schindler, H.-H., Schindler, H. (2009): Zur Entstehung des Arendsees. Ein Vergleich paläolimnologischer Untersuchungen mit den Ergebnissen eines Modellversuches. Nachrichtenblatt Arbeitskreis Unterwasserarchäologie (NAU) 15: 37-50.

Stottmeister, L. (ed.) (1998): Erläuterungen zur Geologischen Karte 1 : 25000 von Sachsen-Anhalt, Blatt Arendsee 3134. 1. Aufl., 190 S., Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt. Halle/Saale.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Erstbesiedelung eines künstlichen Flachwassersees

Martina Stengert

Björnsen Beratende Ingenieure GmbH, m.stengert@bjoernsen.de

Keywords: Flachwassersee, künstliches Gewässer, Makrophyten, Fische, Erstbesiedelung

Einleitung

In Dortmund, auf einem ehemaligen Stahlwerksgelände im Dortmunder Stadtteil Hörde (östliches Ruhrgebiet, NRW) wird zurzeit der PHOENIX See gebaut. Dieser 24 ha große Flachwassersee hat eine Wassertiefe von ca. 3 m und ein Volumen von ungefähr 600.000 m³. Der See wird für den Oberlauf der Emscher die Funktion eines Hochwasserrückhaltebeckens (HRB) haben und wasserwirtschaftlich im Nebenschluss betrieben. Freizeitnutzung und optische sowie ökologische Aufwertung für den dicht besiedelten urbanen Raum sind weitere wichtige Funktionen. Die neu entstehenden Lebensräume im Wasser und der angrenzenden Uferzone sind nicht nur für Anwohner und Besucher ein Zugewinn, der See bietet u.a auch Platz für eine Vielzahl aquatischer Lebewesen.

Natürlicherweise werden neu entstehende Lebensräume relativ schnell von Lebewesen besiedelt. Warum wird also beim PHOENIX See über eine künstliche Besiedlung mit Gewässerorganismen nachgedacht?

Stillgewässer entwickeln natürlicherweise stabile, alljährlich wiederkehrende Vegetationsgemeinschaften. Störungen und Veränderungen sind durch Strömung, Sedimentumlagerung, Schattenwurf sowie Konkurrenz bedingt [1]. In einem neu geschaffenen Lebensraum sind jedoch alle Lebensräume erst einmal unbesetzt.

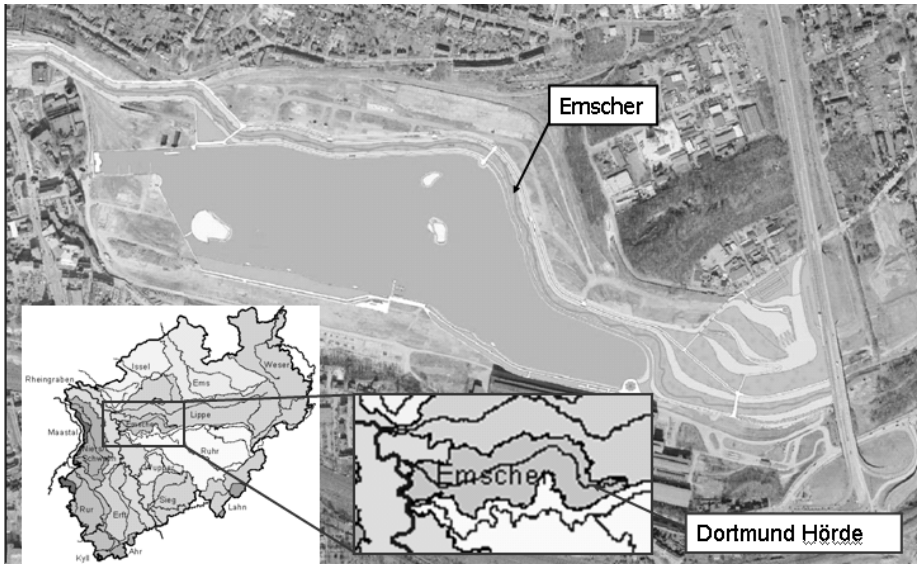


Abb. 1: geographische Lage des PHOENIX Sees

Welche Arten ein Gewässer besiedeln, ist bei einer Erstbesiedelung letztendlich dem Zufall überlassen. In der Regel werden die Arten aus Gewässern der Umgebung eingetragen, Vektoren sind meist Wasservögel. Vor allem in dicht besiedelten innerstädtischen Bereichen ist jedoch auch die Gefahr des anthropogenen Eintrags von Neobiota relativ hoch. Viele dieser Arten sind in Aquarien oder Gartenteichen weit verbreitet und gelangen von dort in die heimischen Gewässer [2]. Neobiota können vor allem durch Fehlen natürlicher Feinde in Gewässersystemen extrem dominant werden und so zu massiven Nutzungskonflikten führen. Beispiele hierfür sind bei Fischen der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) oder unter den Wasserpflanzen Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*).

Um für den PHOENIX See möglichst schnell einen stabilen Zustand zu erreichen – der auch im Falle eines Eintrags von Neobiota diesen möglichst keinen Lebensraum bietet – ist eine künstliche Erstbesiedlung angedacht. Diese soll möglichst dem potentiell natürlichen Zustand des Gewässertyps entsprechen, zudem aber auch den verschiedenen Nutzungsansprüchen gerecht werden.

Künstliche Besiedlung mit Fischen

Ein fischereilicher Hegeplan ist für ein künstliches Gewässer wie den PHOENIX See in NRW nach § 3 und 30a Abs. 1 des Landesfischereigesetzes (LFischG) gesetzlich festgeschrieben. In der Regel wird hierbei, nach einer Datenerhebung zur Gewässerstruktur und zum Fischbestand, der Gewässerzustand bewertet, die Hegeziele für die nächsten 3 Jahre beschrieben und notwenige Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele aufgeführt. Nach einer gegebenenfalls notwendigen Abstimmung der Maßnahmen mit den Ober- und Unterliegern wird der vollständige Hegeplan der unteren Fischereibehörde zur Abstimmung vorgelegt.

Für den ersten Hegeplan liegen für den PHOENIX See natürlich keine Aussagen zum Fischbestand vor, so dass abweichend zur Regel der zu erwartende Seetyp mit der gewünschten / erwarteten Fischbiozönose nach Expertenwissen ausgearbeitet werden muss. Bei der Erstellung eines ersten Besatzplanes sollte mit berücksichtigt werden, dass die meisten Fische Sekundärkonsumenten sind. Innerhalb einer sich gerade erst etablierenden Lebensgemeinschaft ist hier also die Betrachtung der Räuber-Beute Beziehungen wichtig. Denkbar wäre in einer frühen Entwicklungsphase des Gewässers ein Besatz mit Kleinfischen wie z.B. den Moderlieschen um einem übermäßigen Mückenaufkommen entgegen zu wirken. Arten wie z.B. Rotfedern, die einen Großteil ihres Nahrungsspektrums über Wasserpflanzen abdecken, sollten auf jeden Fall erst nach einer stabilen Entwicklung der Makrophytenbestände eingesetzt werden um deren Bestände nicht zu gefährden. Ein ausgewogenes Verhältnis von Raub- zu Friedfischen innerhalb des Nahrungsnetzes hat den Effekt, dass bei einem genügend starken Aufkommen von Raubfischen über die Top-Down Kaskade die Phytoplankter im Gewässer dezimiert werden [3]. So kann einem nicht erwünschten algendominierten Zustand entgegengesteuert werden, der u.a. aufgrund eines zu hohen Anteils von Weißfischen (Friedfischen) auftreten kann.

Künstliche Besiedlung mit Makrophyten

Im meso- bis eutrophen Zustand können Flachwasserseen entweder von Makrophyten oder von Phytoplankton dominiert werden [4]. Massenentwicklungen von Phytoplankton gehen einher mit einer starken Eintrübung des Gewässers. In Extremfällen kann dies zum vollständigen Ausfall von submersen (untergetauchten) Makrophyten und den mit ihnen assoziierten Lebensgemeinschaften führen. Es entsteht ein von Phytoplankton dominierter trüber See.

Submerse Makrophyten hingegen haben für Gewässer vielfältige positive Eigenschaften. Neben der Bindung der Nährstoffe bieten sie Schutz für Zooplankton und Jungfische. Durch die Stabilisierung der Sedimente wird eine Resuspension verhindert, da durch Wind und Wellen induzierte Strömungen deutlich reduziert werden. So verbessern sich auch Bedingungen für Makrofiltrierer wie Großmuscheln. Zudem werden von Makrophyten allelopathische Substanzen abgegeben, die das Wachstum von Phytoplankton vermindern. Es entsteht ein klarer von Makrophyten dominierter See [5].



Funktionen von Makrophyten (Jeppesen et al., 1998, verändert)
(1) Entfernen von Nährstoffen für die Primärproduktion, (2) Schutz für Zooplankton, (3) verbesserte Bedingungen für Makrofiltrierer, (4) Rückzugsmöglichkeit für kleine Fische, (5) Stabilisierung des Sedimentes, Reduzierung der Rücklösung, (6) Erhöhung der Denitrifikation, (7) allelopathische Eigenschaften

Abb. 2: Funktionen von Makrophyten im Gewässer, Quelle [6]

Die jeweils verhältnismäßig stabilen Ausprägungen dieser beiden Extremzustände basiert auf einer Hysterese-Beziehung. Diese führt zu einem verzögerten Verhalten beim Übergang vom Makrophytendominierten zum Phytoplanktondominierten Zustand und umgekehrt [7]. Aufgrund der positiven, stabilisierenden Effekte auf eine Vielzahl von Funktionen im Gewässer und das äußere Erscheinungsbild wird für den PHOENIX See ein Makrophytendominierter Zustand als Zielzustand angestrebt.

Wie oben schon erwähnt, gibt es jedoch auch etliche submerse Makrophyten die Konflikte mit den angestrebten Freizeitnutzungen am Gewässer hervorrufen könnten. Dies ist Anlass der Überlegung gezielt gewünschte Arten in das System einzubringen die möglichst geringe Konflikte mit den Nutzungen aufweisen. Am Beispiel des Duisburger Innenhafens kann deutlich gemacht werden, dass ein neu geschaffenes System auch im dicht besiedelten urbanen Raum innerhalb weniger Jahre einen stabilen Makrophytendominierten Zustand erreichen kann.

Der Duisburger Innenhafen

In dem Gewässer wurden im Juni 2008 bei einer Untersuchung der Fa. Lanaplan die Dominanz von Armleuchterlagen (Characeen), festgestellt. Vereinzelt waren u.a. auch die hoch wachsende Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*) und das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) vertreten. Alle Arten wurden jedoch nicht gezielt eingesetzt sondern sind spontan aufgetreten. Eine Mas-

senentwicklung der beiden hochwüchsigen Arten ist jedoch laut Expertenmeinung nicht zu erwarten, solange keine größere Störung auftritt.

Die niedrigwüchsigen Arten der Characeen rufen keine Nutzungskonflikte hervor, bieten aber alle oben genannten Vorteile der Wasserpflanzen. Die ausgewählten Bilder der Untersuchung zeigen die Klarheit des Wassers mit dem rasenartigen Bewuchs der bis zu einem Meter hohen Bestände an Characeen (Abb. 3, links) und die großen Bestände an Jungfischen die in ihrem Schutz ihren Lebensraum finden (Abb. 3, rechts).

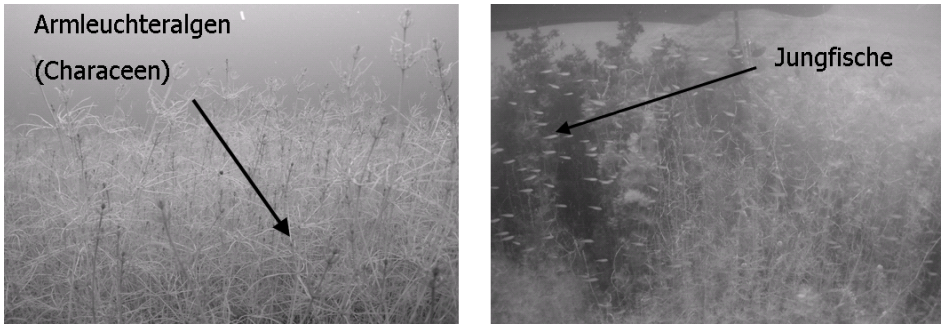


Abb. 3: Unterwasseraufnahmen im Duisburger Innenhafen (Fotos: Dr. v.d.Weyer, 2008)

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In Dortmund entsteht zurzeit ein 24 ha großer und ca. 3 m tiefer Flachwassersee, der neben der Funktion als HRB auch für Freizeitnutzungen in dem dicht besiedelten Umfeld dienen soll. Überlegungen einer gezielten Erstbesiedlung dieses PHOENIX Sees sind aus dem Gedanken heraus entstanden, dass ein so großes und völlig neu geschaffenes Gewässersystem möglicherweise ungehindert Lebensraum für Neobiota darstellt. Diese Arten rufen häufig vielfältige Nutzungskonflikte hervor. Von daher wird ein gezielter Besatz mit den gewünschten Arten angedacht. Für diese Art der Besiedelung gibt es bisher jedoch in der Größenordnung keine Vorbilder. In der Literatur werden bisher lediglich einige Versuche in Form von Wiederbesiedelungen mit Makrophyten als Restaurierungsmaßnahme von algendominierten Gewässern durchgeführt. Ziel war es hier im Gewässer auf Dauer wieder einen Makrophytendominierten Zustand zu etablieren.

Der im Duisburger Innenhafen nachgewiesene Spontanbesatz mit Characeen würde dem Zielzustand des PHOENIX Sees als Makrophytendominierter See entsprechen. Durch ihre geringen Wuchshöhen rufen Characeen keine Nutzungseinschränkungen hervor. Welche Möglichkeiten eines künstlichen Besatzes zur Verfügung stehen wird in nächster Zeit konkretisiert. Ob eine gezielte Besiedlung eines neu entstehenden Gewässers gelingt, wird sich letztendlich erst einige Jahre nach Umsetzung der Maßnahme zeigen lassen.

Literatur

[1] Pott, R. & Remy, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart
[2] http://www.aquatischeneophyten.de/Allgemeines.htm.
[3] Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie. 8. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
[4] Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapmann & Hall, London
[5] HILT, S. ET AL. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – guideline and state of the art in Germany. Limnologica, 36, 155-171.
[6] Bittner, R. (2007): Ingenieurbiologische Sanierungsstrategien eutrophierter Flachseen – Modellstudie am Beispiel des Chaosees in China
[7] DWA MERKBLATT 606 (2006): Maßnahmen der Seentherapie, Dezember 2006

Abstract

Currently a man-made shallow lake is being built at Dortmund (Germany). This lake "Phoenix" will have a size of about 24 hectares. Its depth will be more or less 3 metres filled with about 600 000m³ of water. It will function as a retention (high-water) reservoir for the upper zone of the stream "Emscher". Because of the very urban surroundings it will also be used as a recreation area for residents and visitors. In this newly created area there is a lot of space for aquatic organisms. To stabilize the ecological system as soon as possible an artificial settlement is going to be established. The selected organisms are supposed to be equivalent to the natural state of a similar body of water. At the same time this settlement will have to meet the demands of the different users of lake "Phoenix". The following text will present the concept of lake "Phoenix" and the measures at the planning stage.

SANIERUNG STEHENDER GEWÄSSER

BIELE ST., H. GALLASCH & M. KRECH: Wiederherstellung des Richtenberger Sees (Mecklenburg-Vorpommern) – Ergebnisse zur Wassergüteentwicklung und faunistischen Besiedlung (Insecta: Odonata) in der Anstauphase

GÜDE, H., H. HETZENAUER, R. KÜMMERLIN & H. ROSSKNECHT: Der Federsee – ein Flachgewässer auf dem Rückweg zum Makrophytensee

MATHES, J.: Was bringen sogenannte „alternative Restaurierungsmethoden“ für unsere Seen?

MICHELE, J.: Destratifikation: Warum war diese Methode nicht erfolgreich in vielen Fällen in der Vergangenheit?

WAUER, G., J. MATHES & R. KOSCHEL: Zum Einsatz von Aluminiumverbindungen bei der Seenrestaurierung

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009(Oldenburg), Hardegsen 2010

Wiederherstellung des Richtenberger Sees (Mecklenburg-Vorpommern) – Ergebnisse zur Wassergüteentwicklung und faunistischen Besiedlung (*Insecta: Odonata*) in der Anstauphase

Steffen Biele[1], *Hubert Gallasch*[1] *& Mathias Krech*[2]

[1] UmweltPlan GmbH Stralsund, Tribseer Damm 2, 18437 Stralsund, sb@umweltplan.de, hg@umweltplan.de [2] Dr. Mathias Krech, Auf der Großen Mühle 7, 99198 Linderbach, libellula@arcor.de

Keywords: Flachsee, Trophie, Monitoring, Odonata, Naturschutz

Einleitung

Durch den Bau der Ostsee-Autobahn A 20 in Mecklenburg-Vorpommern kam es zu einer Vielzahl erheblicher und nachhaltiger Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes, die eine ressourcenübergreifende multifunktionale Kompensation erforderlich machten. Für die Streckenabschnitte Tribsees-Grimmen/West und Grimmen/West-Grimmen/Ost wurde als multifunktionale Kompensationsmaßnahme die Wiederherstellung des Richtenberger Sees (vgl. Abb. 1) im Landkreis Nordvorpommern planfestgestellt. Ziel der von der DEGES – Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH Berlin getragenen Ausgleichsmaßnahme ist die Schaffung eines Flachwassersees als Lebensraum bestandsgefährdeter Pflanzen und Tiere sowie die Verbesserung des Landschaftsbildes.

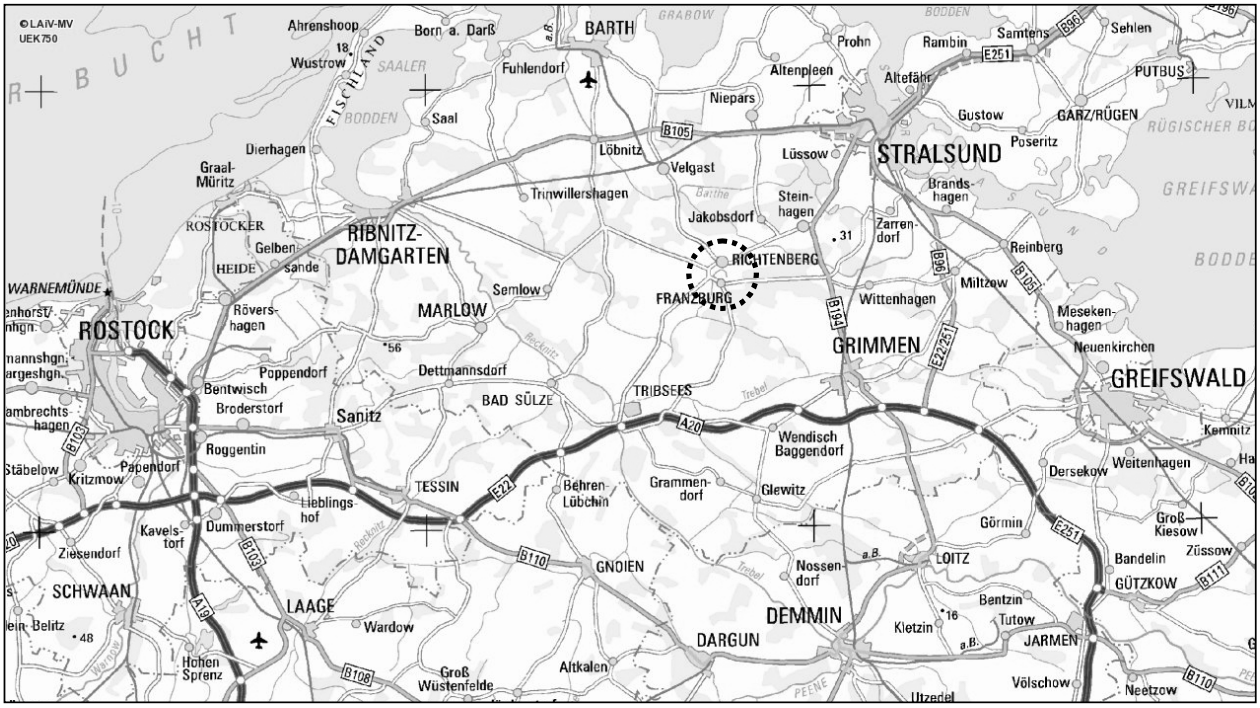


Abb. 1: Plangebiet Richtenberger See (gestrichelt) nördlich der Ostsee-Autobahn A 20 in Mecklenburg-Vorpommern (Geo-Informationen: GAIA M-V)

Der ursprüngliche Richtenberger See ist eiszeitlich vor etwa 12.000 Jahren entstanden und wurde bis vor ca. 7.000 Jahren durch starke Versumpfungs- und Verlandungsprozesse geprägt. Im 13. Jahrhundert wurde durch Zisterziensermönche in diesen Prozess eingegriffen, der See wurde aufgestaut und Bestandteil eines Fischteichsystems. Mit der Absenkung des Seewasserspiegels kam es dann ab Anfang des 19. Jahrhunderts wieder zu deutlichen Verlandungsprozessen und in den Jahren 1936/37 dann zu einer vollständigen Trockenlegung des Sees und landwirtschaftlichen Nutzung der ehemaligen Seefläche.

Mit der Umsetzung der Maßnahme ist zwischen Richtenberg und Franzburg wieder ein See von 128 ha Fläche und einem Volumen von 1,8 Mio. m³ entstanden. Die mittlere Wassertiefe beträgt 1,4 m, maximal werden 2,5 m erreicht und die Uferlänge erstreckt sich über 7,5 km. Aus den morphometrischen Daten lässt sich nach der LAWA-Richtlinie (LAWA 1999) ein potenziell stark eutropher Zustand ableiten, wobei die Referenzsichttiefe im Grenzbereich zur Polytrophie liegt.

Prozess der Wiederbefüllung des Sees

Mit den Planungen zur Wiederherstellung des Sees wurde etwa ab 1993 begonnen, die bauliche Umsetzung des Vorhabens erfolgte im Zeitraum 2003 bis 2007. Im Herbst 2005 wurde die künftige Seefläche gründlich beräumt und das organische Material abgefahren. Geplant war der Anstaubeginn im Februar 2006, was allerdings aufgrund witterungsbedingter Verzögerungen im Bauablauf nicht eingehalten werden konnte. Mit der Wiederbefüllung des Sees wurde daher erst im Mai 2006 begonnen. Das Stauziel von 9,50 m HN wurde am 19.01.2007 erreicht.

Abbildung 2 zeigt den zeitlichen Verlauf des Füllprozesses über die Entwicklung von Wasserstand und Seefläche. Nachdem in den ersten drei Wochen der Wasserstand um gut 1 Meter angestiegen ist, kam der Füllprozess Anfang Juni aufgrund fehlender Niederschläge praktisch zum Erliegen. Erst nach Starkniederschlägen Ende August setzte wieder ein Anstieg des Wasserstandes ein.

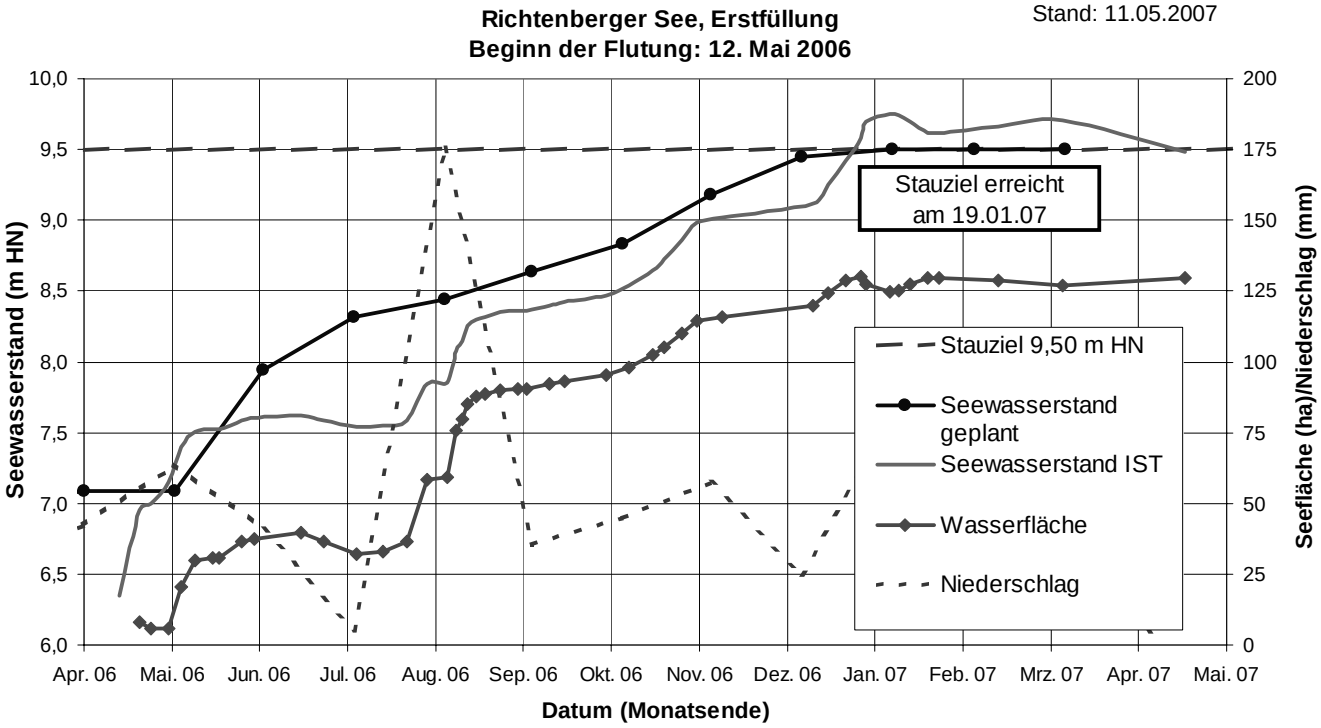


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Wiederbefüllung des Sees

In der Zwischenzeit hatte sich in der flach überstauten Seefläche und insbesondere in den noch trockenen Randbereichen wieder eine üppige Vegetation entwickelt. Im Wasserkörper hatte sich vor allem Schilf ausgebreitet, während die Ränder von Ruderalfluren bedeckt waren, die mit dem weiteren Seespiegelanstieg großflächig abzusterben begannen. Aufgrund dieser Situation wurden entsprechende Maßnahmen notwendig und im November/Dezember 2006 ein Großteil der pflanzlichen Biomasse durch vorwiegend wasserseitige Mahd aus dem System entfernt, was bei den gestiegenen Wasserständen nur noch mit speziellen Mähraupen und Räumschiffen realisiert werden konnte.

Wassergüteentwicklung

Sowohl der Füllprozess als auch die Entwicklung nach Erreichen des Stauzieles im Jahr 2007 wurden von einem insgesamt 19-monatigen Wassergütemonitoring begleitet, das folgende Untersuchungen umfasste:

- 14-tägige Beprobung des Sees an zwei Messstellen (MST 1: Seemitte, MST 3: Ablaufnähe)
- 14-tägige Beprobung von Zu- (Zandershäger Graben) und Ablauf (Blinde Trebel)
- Ermittlung der Parameter Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Chlorid, Sulfat, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Sauerstoffzehrung, DOC/TOC, Ortho-Phosphat-P, Gesamt-P, Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N, Gesamt-N
- im See zusätzliche Bestimmung von Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan, Chlorophyll-a und Sichttiefe

Die Ergebnisse des Monitorings werden nachfolgend am Beispiel des Sauerstoffhaushalts sowie der trophieanzeigenden Parameter vorgestellt. Eine Gesamtübersicht gibt UmweltPlan (2008).

Abbildung 3 zeigt die Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes anhand der Sättigungswerte. Eine hohe Belastung des Sauerstoffhaushaltes ergab sich insbesondere im Spätsommer 2006, als es mit steigenden Wasserständen zum Absterben der Ruderalvegetation kam. Mit der Umsetzung der Mäharbeiten im Spätherbst und der günstigeren Zuflusssituation erholte sich der Sauerstoffhaushalt wieder und zeigte dann im Folgejahr eine typische Abfolge von Übersättigung infolge hoher Bioproduktion und einem zwischengelagerten Klarwasserstadium.

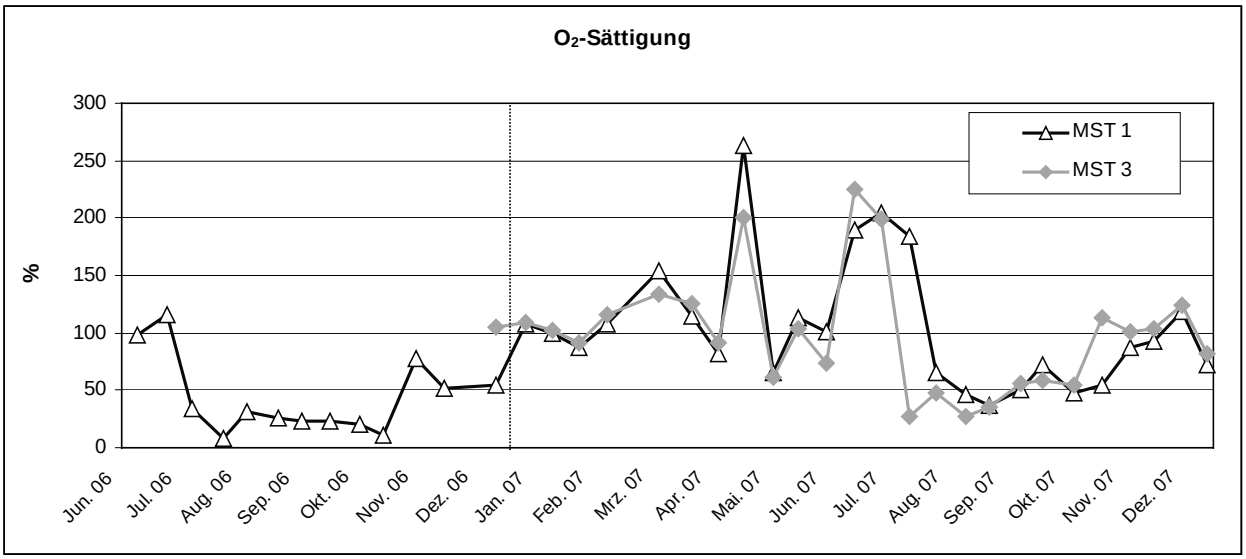


Abb. 3: Entwicklung der Sauerstoffsättigung im Seewasserkörper

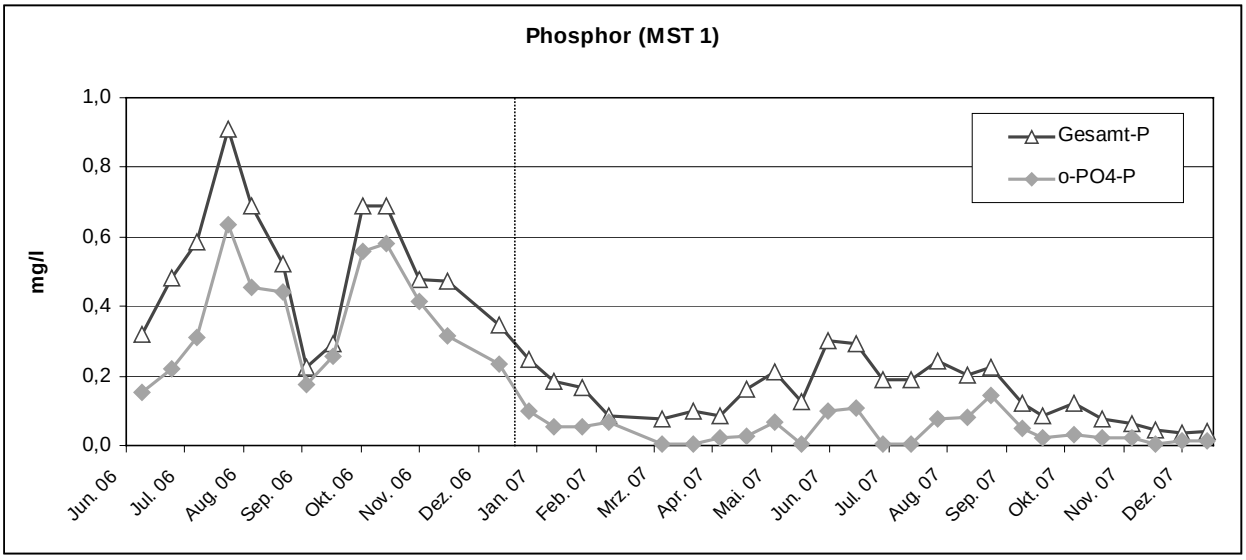


Abb. 4: Entwicklung von ortho-Phosphat und Gesamt-P

Die in Abbildung 4 dargestellte Entwicklung der Phosphor-Gehalte zeigte in der Anstauphase sehr starke Schwankungen mit Maxima bis zu 0,9 mg/l. Die Differenz zwischen Gesamt-Phosphor und dem löslichen ortho-Phosphat-P blieb dabei überwiegend gering, ein deutlicher Hinweis auf intensive Abbau- und Rücklösungsprozesse aus dem degradierten Moorstandort der ehemaligen Seeniederung. Im Vergleich dazu blieben die Zulaufkonzentrationen an Gesamt-P im Mittel unter 50 µg/l. Im Folgejahr war ein deutlicher Rückgang der Phosphor-Gehalte zu verzeichnen, insbesondere beim bioverfügbaren ortho-Phosphat in Phasen hoher Phytoplanktonentwicklung.

Als Parameter für die Algenentwicklung sind in Abbildung 5 Sichttiefe und Chlorophyll dargestellt. Während in der Anstauphase nur kurzzeitig ein erhöhter Chlorophyll-Gehalt gemessen wurde, zeigten sich im Folgejahr bereits eine typische saisonale Entwicklung und ein deutlicher Zusammenhang beider Parameter, was z. B. an den Klarwasserstadien im April und Mai deutlich wird.

Insgesamt charakterisieren die Beschaffenheitsparameter den See im ersten Jahr nach seiner Entstehung als schwach polytroph. Inwieweit sich dieser Zustand künftig stabilisieren wird, kann aufgrund des derzeitig noch sehr dynamischen Stoffhaushaltes im See nicht abgeschätzt werden.

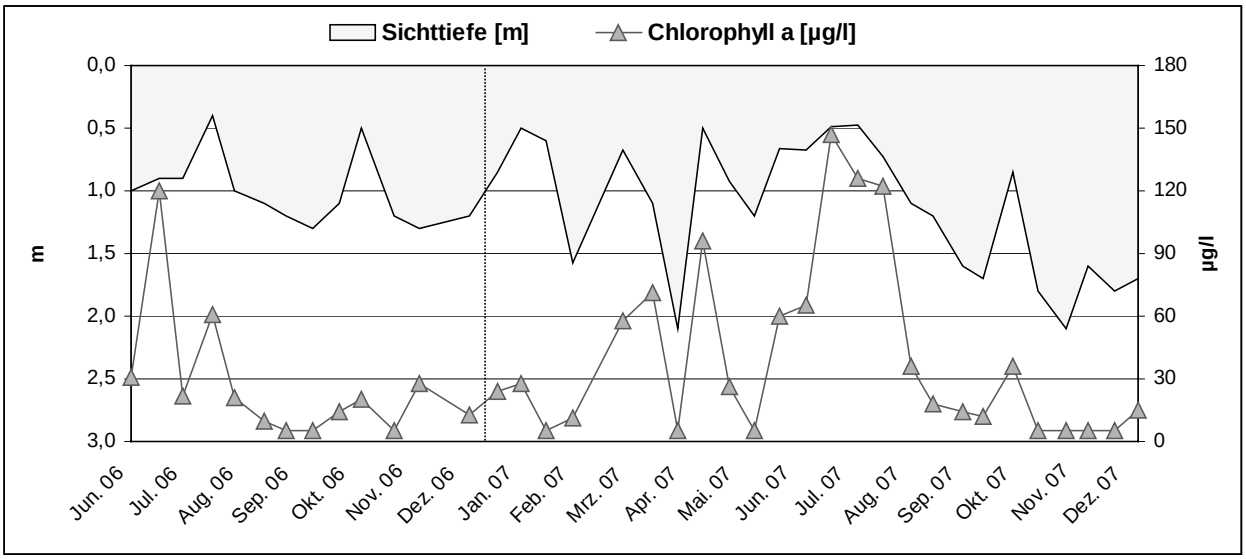


Abb. 5: Entwicklung von Chlorophyll-a und Sichttiefe

Odonatologische Untersuchungen

Vor dem Hintergrund der naturschutzfachlichen Zielstellungen bei der Wiederherstellung des Richtenberger Sees wurde auch eine Ersterfassung und Bewertung der Libellenfauna des neu entstandenen Gewässers vorgenommen. Die Analyse und Bewertung von Libellenartengemeinschaften und ihrer Lebensräume gehört zu einem aussagekräftigen und etablierten Instrument in der naturschutzfachlichen Planung und Entwicklung von Landschafts- und Naturräumen. Aufgrund der merolimnischen Lebensweise dieser Tiergruppe mit einer aquatischen Larval- und einer terrestrischen Imaginalphase eignen sich Libellen sowohl für die Bewertung des Wasserkörpers als auch für die Einschätzung der Strukturvielfalt angrenzender Ufer- und Saumbiotope. Zudem weist diese Artengruppe gegenüber anderen merolimnischen Insektentaxa überdurchschnittlich viele ökologisch spezialisierte und gefährdete Arten mit einer hohen Zeiger- bzw. Indikatorfunktion für definierte Gewässerlebensräume bzw. Entwicklungszustände auf (Habitatstenotopie). Dabei spielen für den Reproduktionserfolg von Libellen in einem Gewässer Parameter wie Strömung, Wasserführung, Temperatur- und Lichtklima im Jahresgang, pH-Wert, Sauerstoffhaushalt, Substratverhältnisse, organische Belastung, submerse Vegetationsstruktur und Fischbesatz eine Rolle. Libellen reagieren besonders empfindlich auf veränderte Lebensraumbedingungen, unabhängig davon, ob diese auf natürliche oder anthropogene Faktoren zurückzuführen sind.

Der Richtenberger See wies bereits ein Jahr nach Beendigung der Anstauphase strukturreiche submerse (vor allem *Elodea canadensis*) und semiaquatische Vegetationsverhältnisse und damit potenziell sehr gute Lebensraumbedingungen für eine Besiedlung mit Libellen auf. Darüber hinaus besitzt diese Artengruppe aufgrund der Flugtüchtigkeit der Imagines ein hohes Dispersionspotenzial, welches die rasche Besiedlung geeigneter Fortpflanzungsgewässer begünstigt. Im Jahr 2008 erfolgten auf vier Untersuchungsflächen (UF) des Richtenberger Sees und auf jeweils einer UF der beiden

Zuflüsse odonatologische Untersuchungen (Krech 2008). Anhand quantitativer Exuvienaufsammlungen wurde die Funktion des Flachsees als Fortpflanzungsgewässer für Libellen dokumentiert.

Die Nachweise von 27 bodenständigen Libellenarten (Exuvienfunde, Beobachtungen von Kopulae, Eiablagen, frischgeschlüpfter Imagines) zeigen, dass der Richtenberger See innerhalb kürzester Zeit von zahlreichen Libellenarten besiedelt wurde, von denen einige bereits große Schlupfpopulationen aufbauen konnten. Das odonatologische Lebensraumpotenzial des jungen Gewässers war mit 13-23 (Mittel 17) reproduzierenden Libellenarten auf den UF RS1, RS2, RS4 und RS6 hoch bis sehr hoch (Abb. 6). Die Libellenartengemeinschaften der Untersuchungsflächen des Sees werden gegenwärtig von thermophilen Pionierarten (*Anax imperator, Erythromma viridulum*), eurytopen Ubiquisten (*Ischnura elegans, Orthetrum cancellatum, Sympetrum sanguineum*) sowie uni- und bivoltinen Libellenarten astatischer Gewässer (u. a. *Lestes dryas, Ischnura pumilio, Sympetrum flaveolum, Libellula depressa*) geprägt. Astatische Gewässer sind als Fortpflanzungsgewässer für solche Libellenarten nutzbar, deren Eier- oder Larvalstadien temporäre Austrocknung, Sauerstoffmangel und hohe thermische Belastungen ertragen. Die Anpassung an den Lebensraum wird durch einen uni- oder bivoltinen Entwicklungszyklus mit einer kurzen Larvalphase und einer Diapause der Eier während der Trockenperioden ermöglicht. Pionierarten und die meisten eurytopen Ubiquisten gehören aufgrund ihrer hohen Dispersionsfähigkeit und kurzer Entwicklungszyklen zu den Erstbesiedlern neu entstandener Gewässer und können dort aufgrund günstiger Nahrungsverhältnisse und fehlender Prädation durch andere Wasserinsekten und Fische kurzzeitig individuenstarke Larvenpopulationen aufbauen.

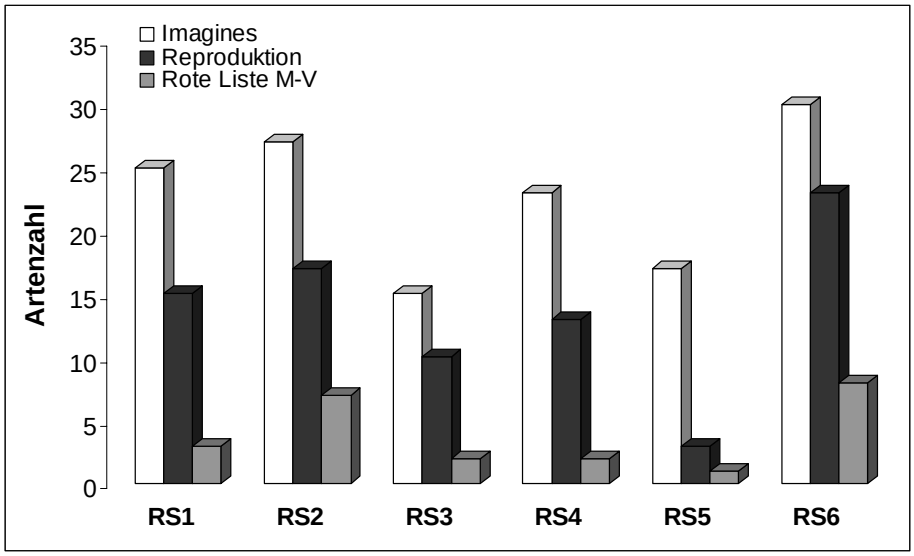


Abb. 6: Libellennachweise auf den sechs UF am Richtenberger See

Die Artenzusammensetzung der auf den UF des Richtenberger Sees festgestellten Libellenzönosen unterliegt einer hohen Dynamik und ist daher als instabile Übergangssituation zu betrachten. Die gegenwärtig günstige Habitatsituation für Pionierarten bzw. für Arten astatischer, vegetationsarmer Gewässer (*Lestes barbarus, Ischnura pumilio, Libellula depressa, Sympetrum flaveolum*) wird sich mit der fortschreitenden, natürlichen Vegetationssukzession und Verlandung großer Gewässerbereiche verschlechtern. Mittel- bis langfristig ist mit einem deutlichen Rückgang dieser Arten zu rechnen. Zusätzlich kann das Einwandern von konkurrenzstarken, semivoltinen Libellenarten zur Verdrängung von konkurrenzschwachen Pionierarten führen. Im Jahr 2008 waren semivoltine Arten mit mehrjähriger Larvalphase auf den UF des noch jungen Gewässers unterrepräsentiert. Hinsichtlich der Abundanz dieser Arten sind in den kommenden fünf Jahren Zunahmen zu erwarten.

Um die faunistischen und naturschutzfachlich bedeutenden Veränderungen der Libellenartengemeinschaft des Richtenberger Sees kontinuierlich über einen längeren Zeitraum zu dokumentieren, soll für wertvolle Teilflächen des Richtenberger Sees und naturschutzfachliche Zielarten eine odonatologisches Überwachungsprogramm (Libellenmonitoring) etabliert werden.

Danksagung

Das Gütemonitoring wurde in Zusammenarbeit mit der Industrie- und Umweltlaboratorium Vorpommern GmbH (IUL) durchgeführt. Der DEGES Berlin und dem Landkreis Nordvorpommern wird für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen gedankt.

Literatur

Krech, M. (2008): Untersuchungen zur Libellenfauna des Richtenberger Sees (Landkreis Nordvorpommern). Ergebnisbericht im Auftrag des Landkreises Nordvorpommern, SG Naturschutz. 15 S., Anlagen

LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag Berlin. 74 S.

UmweltPlan GmbH Stralsund (2008): Wiederherstellung Richtenberger See – Wassergüteentwicklung 2006/2007. Ergebnisbericht im Auftrag der DEGES, Berlin. 15 S., Anlagen.

Zessin, W. & D. Königstedt (1992): Rote Liste der gefährdeten Libellen in Mecklenburg-Vorpommerns. Der Umweltminister des Landes M-V.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Der Federsee – ein Flachgewässer auf dem Rückweg zum Makrophytensee

Hans Güde, Harald Hetzenauer, Reiner Kümmerlin & Henno Rossknecht

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

Keywords: Flachseen, Eutrophierung, Sedimente, Ringleitung

Einleitung

Der Federsee ist der größte süddeutsche Flachsee und eines der bedeutendsten Naturschutzgebiete Baden-Württembergs (Günzl 1989). Durch mehrere Absenkungen des Seespiegels, Einleitung häuslicher Abwässer und intensive landwirtschaftliche Nutzung seines Einzugsgebietes wurden die natürlichen Verlandungsprozesse in den letzten 200 Jahren erheblich beschleunigt. Der hohe Eintrag von Pflanzennährstoffen führte zu einschneidenden Veränderungen in der Biozönose dieses artenreichen Moorsees. So wandelte er sich Anfang der sechziger Jahre von einem See mit ursprünglich reichem Makrophytenwachstum und vergleichsweise klarem Wasser zu einem durch übermäßiges Algenwachstum getrübten Gewässer mit nur noch spärlicher Besiedlung durch krautige Wasserpflanzen.

Tab. 1: Übersicht über wichtigste Eingriffe und Maßnahmen am Federsee seit 1800

Zeitpunkt	Eingriff	Folgen
1787 - 1808	Seespiegel-Absenkungen	Flächenabnahme von 11 km^2 auf 2,5 km^2, zunehmende Verlandung
Ab 1950	Einführung Kanalisation in Gemeinden des Einzugsgebiets und Einleitung von nur mechanisch gereinigtem Abwasser	Rasche Trophie-Zunahme, Umschwung vom Makrophyten- zum Blaualgensee
1982	Bau einer Ringleitung mit Fernhaltung aller Siedlungs-Abwässer	Halbierung des P-Gehalts, zunächst ohne Änderung des Trophiezustands

Der See wurde vom Institut für Seenforschung bis 1986 im Rahmen der Gewässerüberwachung jährlich auf chemische Parameter und Chlorophyll untersucht. Danach wurden im Jahr 1992 (Rossknecht 1994) und in den Jahren 2004 bis 2006 umfangreiche limnologische Untersuchungen durchgeführt. Anhand dieser Datengrundlage und der Ergebnisse weiterer Untersuchungen (Günzl 2002, Tessenow 1989) wird hier die jüngere Trophieentwicklung des Sees dargestellt. Ein umfassender

Bericht über die aktuelle Seeentwicklung kann aus dem Internet herunter geladen werden (Güde et al. 2009).

Hydrographische Kenndaten

Der Federsee (geographische Lage: 48°04' n. Br. und 09°37' ö. L.) besitzt heute eine Seefläche von 1,4 km², die Uferlänge umfasst 6.850 m. Mit einer Maximaltiefe von knapp 3 m und einer durchschnittlichen Tiefe von nur einem Meter zählt der Federsee zu den ungeschichteten polymiktischen Flachseen. Das Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von 35,4 km². Die rechnerische Wasseraustauschzeit ist mit rund 2 Monaten vergleichsweise kurz.

Phosphor

Hinsichtlich der P-Konzentrationen konnte gezeigt werden, dass diese sich im größten Zufluss Seekircher Ach nach Bau der Ringleitung nachhaltig von zuvor im Mittel 200 µg/l auf ein Niveau von 60 - 80 µg/l verringerten. Demgegenüber haben sich die durchschnittlichen P-Konzentrationen im See zwar ebenfalls verringert, wobei sogar rund eine Halbierung erreicht wurde. Sie lagen aber – trotz der relativ kurzen rechnerischen Austauschzeit des Sees von zwei Monaten – bis 2004 mit rund 200 µg/l immer noch deutlich über dem Niveau der Zuflüsse. Ab 2004 wurde allerdings eine weitere deutliche Abnahme der P-Gehalte bis auf 60 µg in 2008 beobachtet.

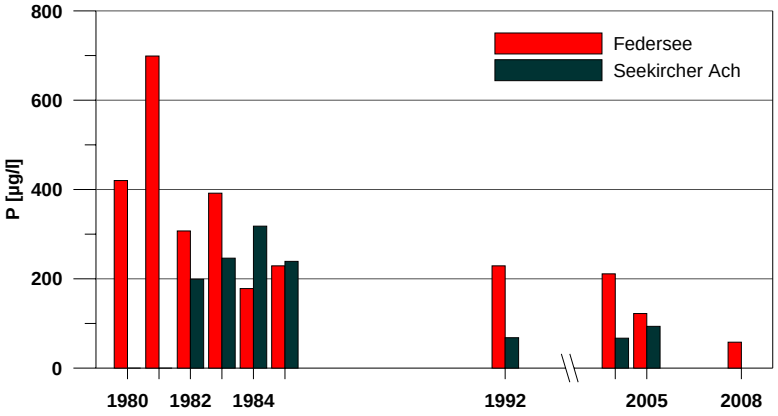
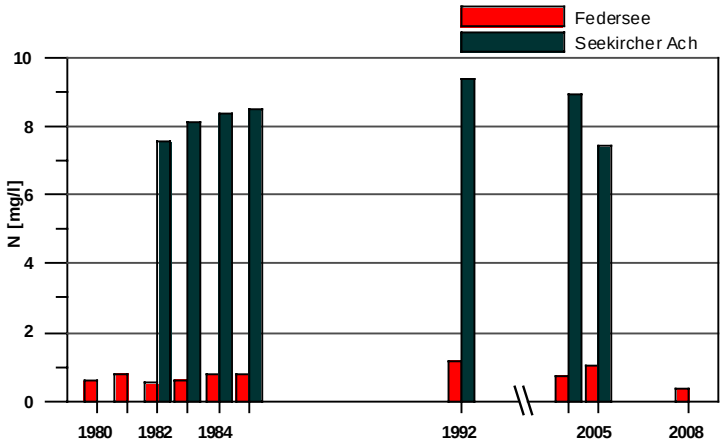


Abb. 1: Gesamtphosphorgehalte (Jahresmittelwerte) im Federsee und in seinem Hauptzufluss Seekircher Ach in verschiedenen Untersuchungsjahren

Die Ursache für die zumindest bis 2004 beobachtete hohe Diskrepanz zwischen gemessenen P-Inhalten im See und den durchschnittlichen Konzentrationen in den Zuflüssen ist ohne jeden Zweifel Freisetzung von P aus den Sedimenten zu sehen. Die Betrachtung der Jahre 2005 und 2008 veranschaulicht aber darüber hinaus auch, dass die Phosphor-Freisetzung in den letzten Jahren rapide abgenommen hat und 2008 praktisch überhaupt nicht mehr stattfand.

Stickstoff

Die Mittelwerte der gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen zeigen in den ausgewählten Beobachtungsjahren seit 1980 von Jahr zu Jahr merkliche Schwankungen, aber keinen eindeutigen Trend. Ebenso blieben die N-Konzentrationen in den Zuläufen nahezu konstant. Ihr absolutes Niveau ist mit rund 8 mg/l N (das fast ausschließlich als Nitrat-N eingetragen wird) jedoch vergleichsweise hoch. (Abb. 2). Allerdings beträgt der absolute N-Gehalt des Sees (also auch unter Berücksichtigung des in der Biomasse gebundenen organischen N) auch bei maximalen Konzentrationen höchstens die Hälfte der Zulaufkonzentrationen. Das bedeutet, dass im See bedeutende N-Verluste durch Denitrikation stattfinden müssen.

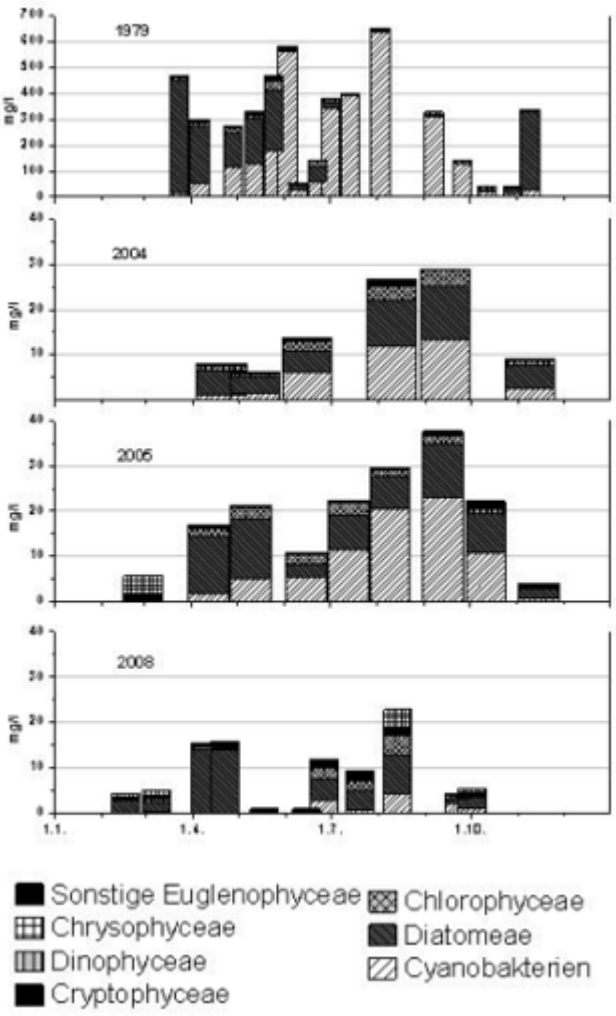


Auch im See liegen die gelösten N-Verbindungen überwiegend als Nitrat vor. Sie erreichen im Sommer aber so niedrige Konzentrationen, dass trotz der hohen N-Zufuhr über die Zuflüsse während des Sommers eine N-Limitierung des Algenwachstums im See wahrscheinlich ist, was bekanntlich das Wachstum von Blaualgen fördert.

Abb.2: Gelöster anorganischer Stickstoff (Jahresmittelwerte) im Federsee und in seinem Hauptzufluss Seekircher Ach in verschiedenen Untersuchungsjahren

Bemerkenswerterweise wurden 2008 erstmals seit Jahrzehnten keine Blaualgenblüten beobachtet. In diesem Jahr erfolgte praktisch kein sommerlicher Anstieg der P-Konzentrationen, weil die P-Freisetzung aus dem Sediment weitgehend entfiel. Damit war das Algenwachstum auch während des Sommers P-limitiert und dementsprechend wurde auch eine Massenentfaltung von Blaualgen weniger wahrscheinlich.

Phytoplankton



Die Wirkung der Sanierungsbemühungen im Federsee, insbesondere durch den Bau einer Ringleitung für die Abwässer, wurde zwar schon vor 2004 auch in den Planktonentwicklungen deutlich, dennoch wurde immer noch ein hohes trophisches Niveau erreicht. Dabei dominieren (bis 2006) Blaualgen und durchgängig Diatomeen des Phytoplankton mit *Microcystis aeruginosa* und der zentrischen Kieselalge *Aulacoseira ambigua* als Hauptarten. Gut erkennbar ist auch, dass bis 2006 Diatomeen im Frühjahr und Blaualgen im Sommer vorherrschen. Im Jahr 2005 war ebenfalls eine Dominanz von Blaualgen in der zweiten Jahreshälfte erkennbar, bei jedoch beträchtlich höheren Anteilen von Diatomeen als 2004.

Abb. 3: Entwicklung der Biomassen der dominanten Algenklassen im Federsee

Makrophyten

Im Federsee, als einem natürlicherweise makrophytendominierten Flachsee, haben die Bestände der submersen Wasserpflanzen – wie schon erwähnt - im Zuge der Eutrophierung sehr stark abgenommen, während die emersen Röhrichtbestände und Schwimmblattarten tendenziell eher zugenommen haben. Schon 2006 war jedoch die Entwicklung der submersen Makrophyten stärker als in den Vorjahren. In den zwei folgenden Jahren setzte sich der Trend zu verstärktem Makrophytenwachstum überraschend deutlich fort. Im Jahr 2008 war der See während der ganzen Vegetationsperiode dicht mit dem Krausen Laichkraut *(Potamogeton crispus)* besiedelt. Zusätzlich siedelten sich lange verschwundene Arten wieder neu an, darunter der Verkannte Wasserschlauch *(Utricularia australis)*, das Hornblatt *(Ceratophylllum demersum),* das Tausendblatt *(Myriophyllum)* und die Wasserpest (*Elodea*) (Einstein 2009)

Bewertung der jüngeren Trophie-Entwicklung des Federsees

Im Seentypensystem der LAWA wird der Federsee als ungeschichteter See des Voralpenlands (Typ 2) klassifiziert. Für diese Flachseen wird angenommen, dass sie schon natürlicherweise zum eutrophen Zustand tendieren. So wird nach LAWA für den Federsee ein Trophieindex von 3,45 als Referenzzustand errechnet, das entspricht der Trophiestufe e2, (stark eutroph). Doch gegenüber diesem Referenzzustand hatte sich der See im Zuge der geschilderten Abwassereinleitungen um drei Trophiestufen auf einen hypertrophen Zustand (Index > 4,5) verschlechtert. Der nach dem Bau der Ringleitung noch unerwartet lang anhaltende schlechte Trophiezustand des Sees besserte sich jedoch in bemerkenswerter Weise fortschreitend ab dem Jahr 2005. Zunächst änderte er sich 2005 um eine Stufe auf polytroph 2 (p2), 2006 auf polytroph 1. Bei den Untersuchungen im Jahr 2008 wurde dann erstmals die nach LAWA dem Sollzustand des Federsees entsprechende Trophiestufe eutroph 2 (e2) knapp erreicht.

Zusammenfassung

Der Federsee hat nach 1950 eine starke Eutrophierung bis hin zum hypertrophen Zustand erfahren. Im Zuge dieser Entwicklung wurden die zuvor dominanten Wasserpflanzen durch mächtige Blaualgenblüten (v.a. *Microcystis* spp.) verdrängt. Mit dem Bau einer Ringleitung 1982 wurden zwar die externen Phosphoreinträge erheblich reduziert, jedoch hielten die Blaualgenblüten noch mehr als zwei Jahrzehnte an, da der See im Sommer stets intern durch Phosphor–Freisetzung aus dem Sediment gedüngt wurde. Ab 2005, und in den Folgejahren sich verstärkend, wurde eine bis jetzt anhaltende Abnahme der Algenbiomasse mit besonders starkem Rückgang der Blaualgen bei gleichzeitiger starker Zunahme der Wasserpflanzenbestände beobachtet. Diese Entwicklung war auch von einer Abnahme der sommerlichen Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment begleitet, die 2008 nahezu bedeutungslos wurde. Das Fallbeispiel bestätigt einerseits die bekannt langen Reaktionszeiten auf externe Sanierungsmaßnahmen in Flachgewässern. Der sich nun abzeichnende Erfolg belegt andererseits aber eindrucksvoll, dass langfristig auch in solchen Gewässern ursachenbezogene Maßnahmen zum externen Stoffrückhalt wirksam sind.

Literatur

Einstein, J. 2009: Jahresbericht Federsee 2008 NABU Bad Buchau

Güde, H., Hetzenauer H., Kümmerlin R., Löffler H., Roßknecht H., Stich H.B., Wessels T., Wolf T., 2009: Ökologischer Zustand des Federsees 2004 – 2008. Bericht der LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Institut für Seenforschung, Langenarg, Download unter: http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/11158

Günzl, H. 1989: Das Naturschutzgebiet Federsee-Geschichte und Ökologie eines oberschwäbischen Verlandungsmoores, 2. Auflage; Führer durch Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württemberg; Landesanstalt für Umweltschutz

Günzl, H. 2002: Beobachtungen zum Erfolg der Sanierung des Federsees (Baden-Württemberg) Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 74, 161 – 165

Rossknecht, H. 1992: Chemische Untersuchungen des Wassers und der Sedimente von 44 Seen in Baden-Württemberg; Umweltministerium Baden-Württemberg

Tessenow, U. 1989: Die Rolle der Sedimente im Stoffhaushalt des Federsees nach Inbetriebnahme der Abwasserringleitung Abschlussbericht DFG Vorhaben II, C8 Te 93/2-1,
40 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Was bringen sogenannte „alternative Restaurierungsmethoden“ für unsere Seen?

Jürgen Mathes

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Paulshöher Weg 1, 19061 Schwerin (j.mathes@lu.mv-regierung.de)

Keywords: Seenrestaurierung, Plocher, Power-Djeds, Effektive Mikroorganismen

Einleitung

Zur Restaurierung von Seen werden seeinterne Maßnahmen meist angewendet, um die Verbesserung der Trophiesituation zu beschleunigen, wenn diese zu Nutzungsbeeinträchtigungen geführt hat. Logischerweise werden Restaurierungsmaßnahmen geplant, vorbereitet und durchgeführt, sobald die Sanierung des jeweiligen Einzugsgebiets nach Stand der Technik abgeschlossen ist bzw. Restbelastungen diffuser Art mit ökonomisch vertretbarem Aufwand nicht beseitigt werden können.

Als Restaurierungsmethoden eignen sich zum einen Verfahren, die einen Export des in Standgewässern meist produktionslimitierenden Phosphors bezwecken, zum anderen Verfahren, die eine möglichst irreversible Bindung des Phosphors im Sediment zum Ziel haben und schließlich biomanipulatorische Verfahren zur Beeinflussung der Organismenstruktur. In Tab. 1 wurde eine Auswahl von (zumindest in Mecklenburg-Vorpommern) praxisbewährten Restaurierungsverfahren zusammengestellt. All diese Verfahren beruhen auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen, bewirken die Reduzierung der insbesondere planktischen Primärproduktion und sind hinsichtlich dieser Wirkung reproduzierbar. Mittlerweile gibt es weltweit eine Vielzahl von Fallbeispielen erfolgreicher und nachhaltiger Seenrestaurierungen.

Tab. 1: Zusammenstellung von praxisbewährten Restaurieungsmaßnahmen in Standgewässern

- Verfahren, die einen **Phosphorexport** bezwecken (Ursachenbeseitigung)
  - Sedimententnahme
  - Tiefenwasserableitung
  - P-Eliminationsanlagen
- Verfahren, die eine **Phosphorbindung** bezwecken (Wirkungsausschluss)
  - Tiefenwasserbelüftung
  - Fällmittelapplikation
  - Sedimentabdeckung
- Verfahren zur Beeinflussung der **Organismenstruktur** (Biomanipulation)
  - Dezimierung der Friedfischbestände
  - Gezielter Raubfischbesatz
  - Ansiedlung submerser Makrophyten

Da Restaurierungsmaßnahmen in Seen in der Regel relativ kostspielig sind und gerade von den kostengünstigeren (Anwendung von Fällmitteln) gelegentlich behauptet wird, sie wären schädlich für die Umwelt und gar für den Menschen selbst, häufen sich in letzter Zeit Angebote sogenannter „alternativer Methoden“ zur Gewässerbehandlung. Es handelt sich einerseits um den Einsatz von „effektiven Mikroorganismen“ (EM), die man bestenfalls den biomanipulatorischen Maßnahmen zuordnen könnte und andererseits um Methoden zur „bioenergetischen Informationsübertragung“ auf Gewässer, von denen im vorliegenden Beitrag auf das Verfahren nach Plocher und das nach dem Graviton-Patent eingegangen werden soll.

Methoden zur „bioenergetischen Informationsübertragung“

Verfahren nach Plocher

Das Plocher-Verfahren beruht nach seinen eigenen Angaben auf der „Übertragung von bioenergetischer Wirkung durch das sogenannte Penergetic-System“. Zur Seenbehandlung sind Röhren mit (oder ohne) einer Beschichtung aus Aluminiumfolie (die sogenannten „Organoakkumulatoren“) zu benutzen, die als „transmateriale Katalysatoren“ der Übertragung von „Informationen“ (z.B. Sauerstoff!) durch „eine Energie, die im Äther oder im Kosmos ihren Ursprung hat“ in das Gewässer dienen. Darüber hinaus kann auch noch sogenanntes „Penac-Mehl“ verwendet werden, das als „Informationsträger“ in den See verrieselt wird.

Über Prinzip, Anwendung und (von ihm definierte) Erfolge hat Herr Plocher vielfach auf Veranstaltungen, in Presse, Funk und Fernsehen informiert. Beispielsweise erschien im Lech-Kurier am 13.05.2006 ein Beitrag unter dem Titel „Homöopathie für den Bayersoier See“ mit folgendem Aufmacher: „Nach letztjährigem Gemeinderatsbeschluss begann man im Frühjahr 2005 dem Beyersoier See Penergetic zuzuführen. Das spezielle Quarzmehl regt die Mikroorganismen am Grund an, damit sie den Schlamm abbauen. Wenn das geschieht, geht auch das Algenwachstum zurück.“.

Da das inzwischen populär gemachte Verfahren bundesweit bei Wasserwirtschaftsverwaltungen hinterfragt wurde, aus naturwissenschaftlicher Sicht aber erhebliche Zweifel an dessen Wirksamkeit bestanden, wurde durch die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Würtemberg bereits 1994 am gut untersuchten und damals stark eutrophierten Muttelsee (8,2 ha; 6,5 m maximale Wassertiefe; Sauerstoffprobleme im Tiefenbereich) ein Praxistest mit wertfreiem Ausgang veranlasst.

Herr Plocher gab in diesem Zusammenhang, nachdem er am 12.07.1994 persönlich 16 „informierte“ Röhren im See deponiert hatte, folgende Prognosen ab:

- Die Sichttiefe wird sich nach anfänglich kurzer Besserung zunächst verschlechtern, dann aber nach wenigen Wochen nachhaltig ansteigen!
- Der Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers wird innerhalb weniger Wochen ansteigen!
- Die Schlammschicht wird abgebaut und deutlich abnehmen!

Nach den von März bis Ende 1994 im 14-tägigen Rhythmus durchgeführten Untersuchungen ergaben sich gleichbleibende Sichttiefen (ähnlich denen des Untersuchungsjahres 1990), bis zur Herbstvollzirkulation anerobe Tiefenbereiche sowie unveränderte Schlammmächtigkeiten.

Im Untersuchungsbericht vom 17.07.1995 (Güde 1995) heißt es wörtlich: „Zusammenfassend bleibt also festzuhalten, dass nach Einbringung der Röhren eine Verbesserung des Seezustandes bis Ende 1994 nicht beobachtet wurde und der Praxistest somit keinen Beleg für eine Wirksamkeit des Einsatzes der Röhren nach Plocher erbracht hat.“ (Zitat Ergebnisvermerk der Abschlussbesprechung am 26.07.1995: „Herr Plocher anerkennt dieses Ergebnis.“).

Verfahren nach Patent Graviton („Power-Djeds“)

Ein ähnliches alternatives Verfahren beruht auf einem Patent der Firma Graviton GmbH, Berlin. Nach Aussage von Vertretern der Hanse-Handelskontor Stralsund – GmbH (HHK), einer Firma, die sich um Markteinführung „innovativer Techniken“ bemüht, „ ... hat Graviton das Plocher-Verfahren auf eine wissenschaftlich höhere Stufe gestellt“. HHK umreißt das Wirkprinzip des Verfahrens wie folgt (Zitat): „Dieses beinhaltet ein steuerbares elektromagnetisches Verfahren und eine entsprechende Vorrichtung, die berührungsfrei, umweltschonend und ökonomisch sowohl eine Kristallwachstumsgenetik als auch die Genetik der Mikroorganismenentwicklung in weiten Grenzen beeinflussen kann.“ Die technische Umsetzung dafür sind die sogenannten „Power-Djeds“ (neuerdings „Yets“) – futuristisch anmutende Gebilde, die an Schwimmkörper befestigt auf der Wasseroberfläche umhertreiben (die Bezeichnung „Power-Djed“ wird wegen der äußeren Form auf das altägyptische Hieroglyphensymbol „Djed“ zurückgeführt).

Im Folgenden eine (unkommentierte) Auswahl von Aussagen zu Auswirkungen auf Gewässer, die diversen Prospektmaterialien bzw. Presseartikeln entnommen wurden: „Power-Djeds“ aktivieren sogenannte „Bio Energie Mineralien“ und entfalten eine „Feldschwebungsresonanzwirkung“ auf Zellen. Dadurch wird eine „schlammbeseitigende Kettenreaktion“ verursacht. Es käme zur „Verstoffwechselung der Schlammschichten, bei der Sauerstoff erzeugt (!) wird“. Die Schlammschichten sollen im Übrigen restfrei (!) abgebaut werden, selbst Schwermetalle verschwänden bzw. würden „unschädlich gemacht“. „Selbstverständlich“ gäbe es auch Auswirkungen auf Organismen – beim Einsatz des Verfahrens sollen beispielsweise Karpfen schon bei Wassertemperaturen von 2°C statt ab 8°C Nahrung zu sich nehmen, „ ... die Flora und Fauna wird nicht beeinträchtigt, Neophyten (aber) werden ... im Wachstum gehemmt“.

Restaurierung durch „Effektive Mikroorganismen“

Das Animpfen bzw. Einbringen von Mikroorganismen in der Einarbeitungsphase von Belebungsbecken biologischer Kläranlagen ist eine seit langem bekannte und anerkannte Technik der biologischen Abwasserbehandlung (u.a. Kalbskopf 1985). Diese Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Protozoen) sind in ihrer Artenzusammensetzung und Kondition an das Milieu angepasst und forcieren die Erneuerung und damit die Reinigungsleistung des Belebtschlamms in der Anlage. In Anlehnung daran versuchen seit einigen Jahren verschiedene Firmen unter Bezeichnungen wie „Biofixationsverfahren“ oder „Pond-Verfahren“ sogenannte „Hochleistungsbakterien“ oder auch „Immobilisierte Mikroorganismen“ zu vertreiben, die bei der Anwendung auf unterschiedlichsten Gebieten (z.B. Kompostierung, Fäkalienaufbereitung, Fischzucht, Gartenteichsanierung) wahre Wunderleistungen vollbringen sollen (u.a. Martens 1993). So wurde in der Tagespresse vielfach von sogenannten „Japanischen Bakterien“ (angeblich über 500 Stämme) berichtet, die sich gut eignen sollen, den Fußschweiß japanischer Soldaten geruchsfrei zu halten, wenn sie denn in die Stiefel appliziert werden und darüber hinaus „ ... fast jedem Schadstoff, der in der Natur vorkommt, den Garaus machen (können)“ (Zitat Lübecker Nachrichten vom 05.01.1995). Die (angebliche) Tätigkeit der Wunderorganismen wurde durch Tagespresse und Firmenmaterial mit Schlagzeilen wie „Geballte Bakterienstämme sorgen für Unterwasserkompostierung“, „Im Dorfteich kämpfen Bakterien gegen den Schlamm“ oder „Milliarden `Japaner´ säubern deutsche Dorfteiche“ kundgetan.

Etwa seit Mitte der 90-er Jahre hat sich im europäischen Raum für das Phänomen die Bezeichnung „Effektive Mikroorganismen“ (EM) festgesetzt. Es handelt sich nach Auskunft von inzwischen gut organisierten „EM-Beratern“ – es existiert für den deutschsprachigen Raum auch ein eigenes Publi-

kationsorgan, das „EM-Journal“ – um einen Mix aus Milchsäurebakterien, Hefen und „Photosynthesebakterien“ bzw. „Purpurnichtschwefelbakterien“. Diese werden als Suspension, in „Bakteriensäckchen“ oder eingebettet in sogenannte „Dangos“ – das sind „von Hand geformte Klöße ... aus Steinsand, Lehmpulver, Seeschlamm, EM, EM-Keramikpulver und Reisschleifmehl“ – in das zu behandelnde Gewässer appliziert. Trotz einer Erbrütung bei 35°C wird erwartet, dass die EM im (sicherlich kälteren) Gewässer Stoffwechselleistungen in wesentlich höherer Qualität und Quantität vollbringen, als es den schon vorhandenen und an die Standortbedingungen adaptierten Organismen möglich wäre. Im einschlägigen Informationsmaterial wird die Wirkungsweise der EM u.a. wie folgt umrissen:

- EM ersetzen Fäulnis durch Fermentation nach dem „Sauerkrautprinzip“
- EM fördern „Antioxidation“ und „Deionisation“ (z.B. wird Pb^{2+} zu Pb!)
- EM bauen organische Materie ab, wobei der Sauerstoffgehalt steigt (!)
- EM kehren den „Prozess der schleichenden Schlammbildung“ um, „ ... die darüber stehende Wassersäule wird mit Sicherheit dauerhaft klarer.“
- „EM beschleunigen die Seebiologie und erzeugen dadurch ein klares, aber `lebendiges´ Wasser“ (Zitat in Leistungsangeboten) usw.

Ein neueres Beispiel einer angestrebten Seenrestaurierung mit EM stammt aus Mecklenburg-Vorpommern und betrifft den stark polytrophen Crivitzer See, der bei einer Wasserfläche von 38 ha und einer durchschnittlichen Wassertiefe von etwa 1 m Sedimentmächtigkeiten von bis zu 16 m aufweist. Da die aus einer Machbarkeitsstudie abgeleiteten, speziell auf das Gewässer abgestimmten Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zwar förderfähig aber kostenaufwendig sind, hat sich die Gemeinde (mit vielen Gegenstimmen) den „Argumenten“ des ansässigen EM-Vereins gebeugt. Für die – nun nicht mehr förderfähige – Therapie des Sees sollen exakt 23.000 „Dangos“ „von einer schwimmenden Plattform“ in den See geworfen und 16.000 Liter eines Gemisches aus „vorgebrüteten EM“, Seewasser und Zuckerrohrmelasse („ als Nahrung für die Bakterien“) in den Zulauf geleitet werden. Im entsprechenden Leistungsangebot wird eine Verbesserung der Wasserqualität (Sichttiefe, Sauerstoffgehalt, Wasserchemie) und vor allem ein langfristiger Schlammabbau (Anmerkung: es handelt sich um ca. 3 Mill. m^3!) prognostiziert.

Diskussion

Für jeden Menschen, der einigermaßen mit naturwissenschaftlichem Sachverstand ausgestattet ist, wären Angebote zur Nutzung der dargestellten „alternativen“ Verfahren zur Seenrestaurierung nicht ernst zu nehmen und die Beschäftigung damit Zeitverschwendung. Trotzdem schaffen es Vertreter dieser Ideen vielfach, ihre Ware an einzelne Personen, aber auch an Entscheidungsträger mit mangelnder Fachkompetenz in Unternehmen, Gemeinden und sogar Wasserbehörden anzubringen.

Die Argumentation bei allen genannten Verfahren läuft darauf hinaus, dass diese im Vergleich zu anderen Methoden (z.B. der „trockenen Baggerung“) „umweltfreundlicher“ und in jedem Fall kostengünstiger sind. Allerdings existiert bei Anwendungen auf dem Gebiet der Seentherapie bisher kein belastbares Beispiel für die Reproduzierbarkeit der vorgestellten „alternativen“ Methoden. Es werden lediglich die ohnehin unter natürlichen Bedingungen ablaufenden Prozesse wie das Selbstreinigungspotential oder natürliche Schwankungsbreiten des Gewässerzustandes und Effekte paralleler Wirkmechanismen (Beispiel: das frühsommerliche Klarwasserstadium) als „Erfolge“ interpretiert und dargestellt. Als Antwort auf die Frage, wie einzelne Verfahren funktionieren, erhält man neben pseudowissenschaftlichen Argumenten oft auch Aussagen, dass die Funktionsweise nicht bekannt oder gar geheim sei. Das geht in einigen Fällen sogar soweit, dass das Massenwirkungsge-

setz einfach negiert wird („Schlamm verschwindet ohne Rückstände“, „Schwermetalle werden abgebaut“ usw.).

In keinem Fall wird mit den genannten Verfahren Phosphor aus dem See entfernt bzw. festgelegt. Würde der vielfach prognostizierte Sedimentabbau tatsächlich eintreten, wäre genau das Gegenteil der Fall, nämlich eine durch P-Freisetzung induzierte zusätzliche Eutrophierung.

Interessenten, die Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen an Seen planen und umsetzen wollen, werden auf das DWA-Merkblatt zu Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie (DWA-M 606, 2006) verwiesen, in dem auch auf den Stellenwert der „alternativen Verfahren“ eingegangen wird.

Schlussfolgerungen

Die Beantwortung der eingangs gestellten Frage – Was bringen sogenannte „alternative Restaurierungsmethoden“ für unsere Seen (im Vergleich zu naturwissenschaftlich fundierten Verfahren)? – kann schlussfolgernd somit nur lauten: Nichts! Die Beschäftigung mit den immer wiederkehrenden (und nicht selten enthusiastisch und fordernd vorgetragenen) Anträgen zur Förderung und Umsetzung der bedenklichen „alternativen Techniken“ (häufig auch in Kombination: Plocher-Artikel plus EM!) bedeutet verlorene Zeit. Grundsätzlich sollte mit Mitteln für den Gewässerschutz gewissenhaft umgegangen werden und nur in Sanierungs- und Restaurierungsvorhaben investiert werden, die auf naturwissenschaftlicher Basis beruhen und nachhaltige Erfolge erwarten lassen.

Literatur

DWA-M 606 (2006): Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie, 114 S.

Diverse Presseartikel.

Güde, H. (1995): Untersuchungsbericht über den Praxistest Muttelsee. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Würtemberg, Institut für Seenforschung, Langenargen: 8 S., unveröffentlicht.

Kalbskopf, K. H. in: Autorenkollektiv (1985): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. 3. überarb. Aufl., Verlag für Architektur und technische Wissenschaften, Berlin: 877 S.

Martens, F. (1993): Einsatz von immobilisierten Mikroorganismen zur biologischen Restaurierung natürlicher Gewässer, Wasser, Luft und Boden 4: 48-49.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Destratification: Why has this method not been successful in many cases in the past? Destratifikation: Warum war diese Methode nicht erfolgreich in vielen Fällen in der Vergangenheit?

Juergen Michele

Prof. Dr.-Ing. Juergen Michele, Jade Hochschule, Standort Wilhelmshaven, Friedrich-Paffrath-Straße 101, D-26389 Wilhelmshaven, Tel.: 0446183043, E-Mail: juergen.michele@fh-oow.de, Homepage: http://www.fh-wilhelmshaven.de/~michele

Keywords: Deastratification, Cyanobacteria, aeration, mechanical mixing, propeller, oxygen

Abstract:

Destratification has been used as a means of lake restoration, especially for fighting cyanobacteria. Often it is called aeration and is done by injecting air to create a bubble plume. The “Garton Pump” – a large diameter propeller pump - brings saturated surface water down to the hypolimnion. This method is very energy effective. But too often both methods had only limited success. A number of reasons are given and solutions are proposed to overcome the problems. Even with the power of 1kW a larger lake can be successfully destratified. The system can be driven by wind and / or solar power.

Inhalt:

Destratifikation ist eine häufig angewandte Methode zur Bekämpfung von Cyanobakterien. Sie wird oft „Belüftung“ genannt und das meist angewandte Verfahren ist der „Blasenvorhang“. Bei dem Verfahren der „Garton-Pump“ – ein Propeller großen Durchmessers – wird schon gesättigtes Oberflächenwasser in das Hypolimnion gefördert. Diese Methode ist – entgegen der Expertenmeinung - sehr effektiv. Aber in der Vergangenheit waren beide Methoden oft nicht erfolgreich. Gründe werden genannt und Lösungen vorgeschlagen, um die Probleme zu beseitigen. Schon mit der Leistung von 1kW kann ein größerer See destratifiziert werden. Diese geringe Leistung kann durch Windkraft und / oder Sonnenenergie aufgebracht werden.

1. Einleitung

Künstliche Destratifikation ist eine häufig angewandte Strategie, einem Gewässer etwas Gutes zu tun: Bekämpfung von Cyanobakterien und Sauerstoffzufuhr.

Die empfohlene Methode ist der Blasenvorhang. Das mechanische Mischen mittels eines Freistrahls wird in der limnologischen Literatur als wenig Erfolg versprechend eingestuft.

Diese Bewertung ist falsch. Der richtig angewandte schräg abwärts gerichtete Freistrahl kann bei gleichem Energieeinsatz mehr als die zehnfache Menge an Sauerstoff in die Tiefe bringen.

Die senkrechte Einströmung ist grundverkehrt.

2. Bisher angewandte Methoden der Destratifikation

Kommt es bei steigenden Temperaturen zu einer Schichtung, kann diese u.U. selbst von einem starken Wind nicht mehr aufgebrochen werden. Eine kurze Warmperiode im Frühjahr kann eine solche Schichtung bewirken. Selbst starke Winde erzeugen nur eine Oberflächengeschwindigkeit von ca. 20cm/s. Diese kann nur eine relativ kleine „Eindringtiefe“ ergeben.

In der limnologischen Literatur stellt die Destratifikation eines Gewässers eine von vielen Methoden dar. Wenn die Nutzung durch den Menschen es zulässt, kann sie angewandt werden, um Probleme zu lösen. Cyanobakterien und Sauerstoffmangel sind häufiger auftretende Ereignisse, die immer öfter zu Badeverboten oder auch geruchlichen Beeinträchtigungen führen.

Der Blasenvorhang ist die meist angewandte Methode, weil sie in der limnologischen Literatur fälschlicherweise favorisiert wird. Wegen des niedrigen Energiebedarfs wurde der nach unten gerichtete Freistrahl, durch einen Propeller erzeugt, aber auch nur mit wechselndem Erfolg eingesetzt.

Auch mit einem Wasserfall, einer Fontäne, einem eintauchenden Strahl, mit Wellenerzeugung, einem „Paddle Wheel“ wurde versucht, Sauerstoff einzutragen und ein Durchmischen zu erreichen. Diese Methoden sind wenig effektiv!

Der Eintrag von reinem Sauerstoff kann ebenfalls genutzt werden.

Beim Blasenvorhang (Abb. 1) wird Druckluft am Seeboden in die Wassersäule eingebracht. Die „Mammutpumpenwirkung“ bewirkt durch einen lokalen Dichteunterschied Förderwirkung. Diese ist am Eintritt primär erst einmal Null. Der auch hier einsetzende Freistrahl zieht aus der Umgebung Wasser ein. In der Mitte wird die Strömung beschleunigt und entfaltet die stärkste Wirkung an der Oberfläche - wo sie nicht benötigt wird! Auch kommt es zu einem seitlichen Ausfließen. Die primäre Strömung ist immer aufwärts.

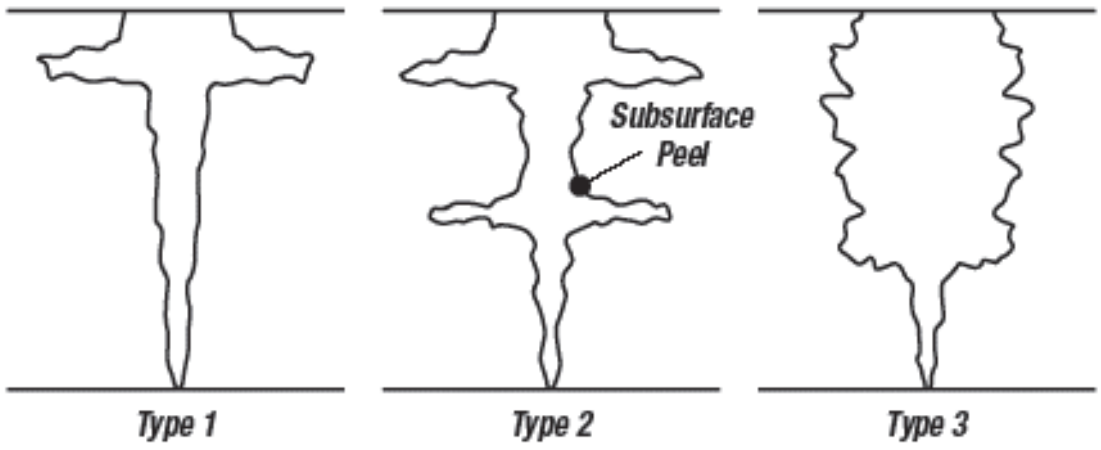


Abb. 1 Blasenvorhang (Typen schematisch :Asaeda and Imberger (1993)).

Die Blasen wandern zur Strahlmitte. Der Energiebedarf und die Installationskosten sind hoch.

In Abb. 2 wird deutlich, dass die Einschichtung auf der rechten Seite vergleichsweise gering ist und die Wirksamkeit dieses Verfahrens auch hier (siehe unten) entscheidend von der Querströmung im Gewässer abhängt.

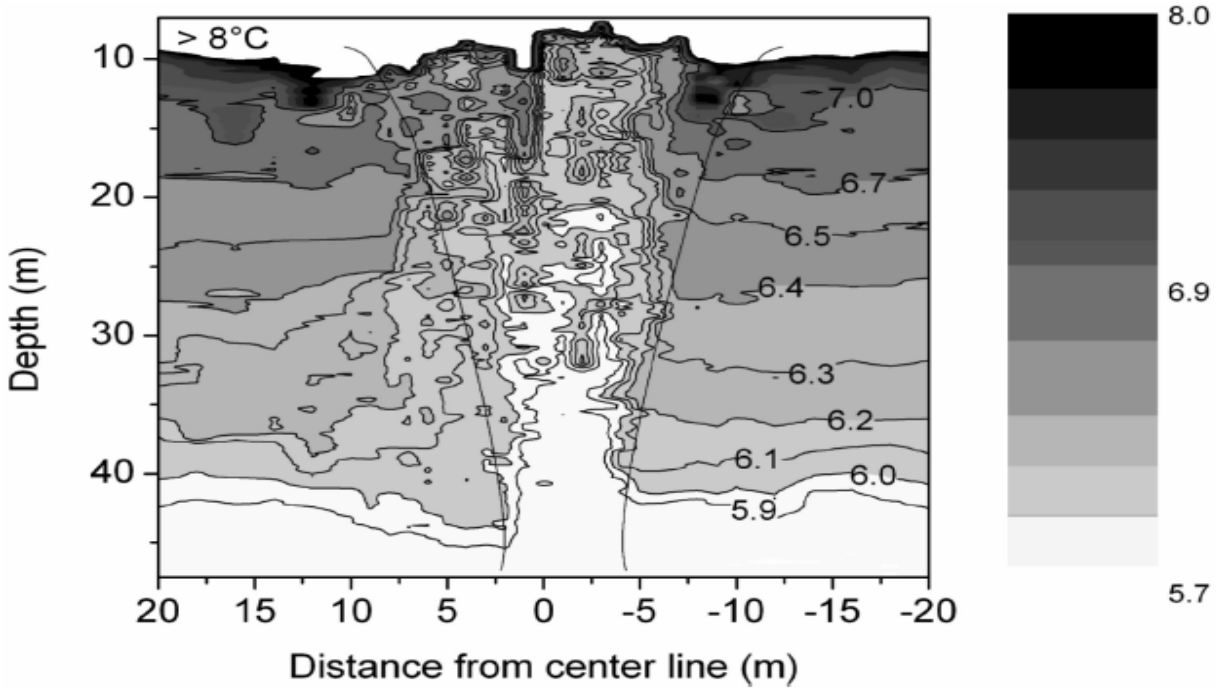


Figure 2. 18 July 2002 near-field temperature (°C) contours with predicted plume diameter overlaid. For clarity, the contours are scaled to show only values in the range of 5.7–8°C.

Abb. 2 Zeigt die Modellierung eines Blasenvorhangs (siehe Internetseite) McGinnis et al. (2005)http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/surf/publikationen/2005_interaction

Abb. 3 zeigt das von Garton beschriebene Verfahren. Mit einem Propeller großen Durchmessers wird ein Freistrahl auf den Weg gebracht. Hier sogar mir einem Venturirohr ausgestattet zur Druckrückgewinnung. Diese Methode ist jedoch nicht effektiv. Wenn wie bei der gezeigten Installation die Austrittsgeschwindigkeit nur 5cm/s beträgt, kehrt der Strahl bei dem im Hochsommer vorhandenen Dichteunterschiede des Wassers von 2kg/m^3 nach rechnerisch nur 6cm Laufstrecke um und steigt sofort wieder bis ins Epilimnion - Michele(2002).

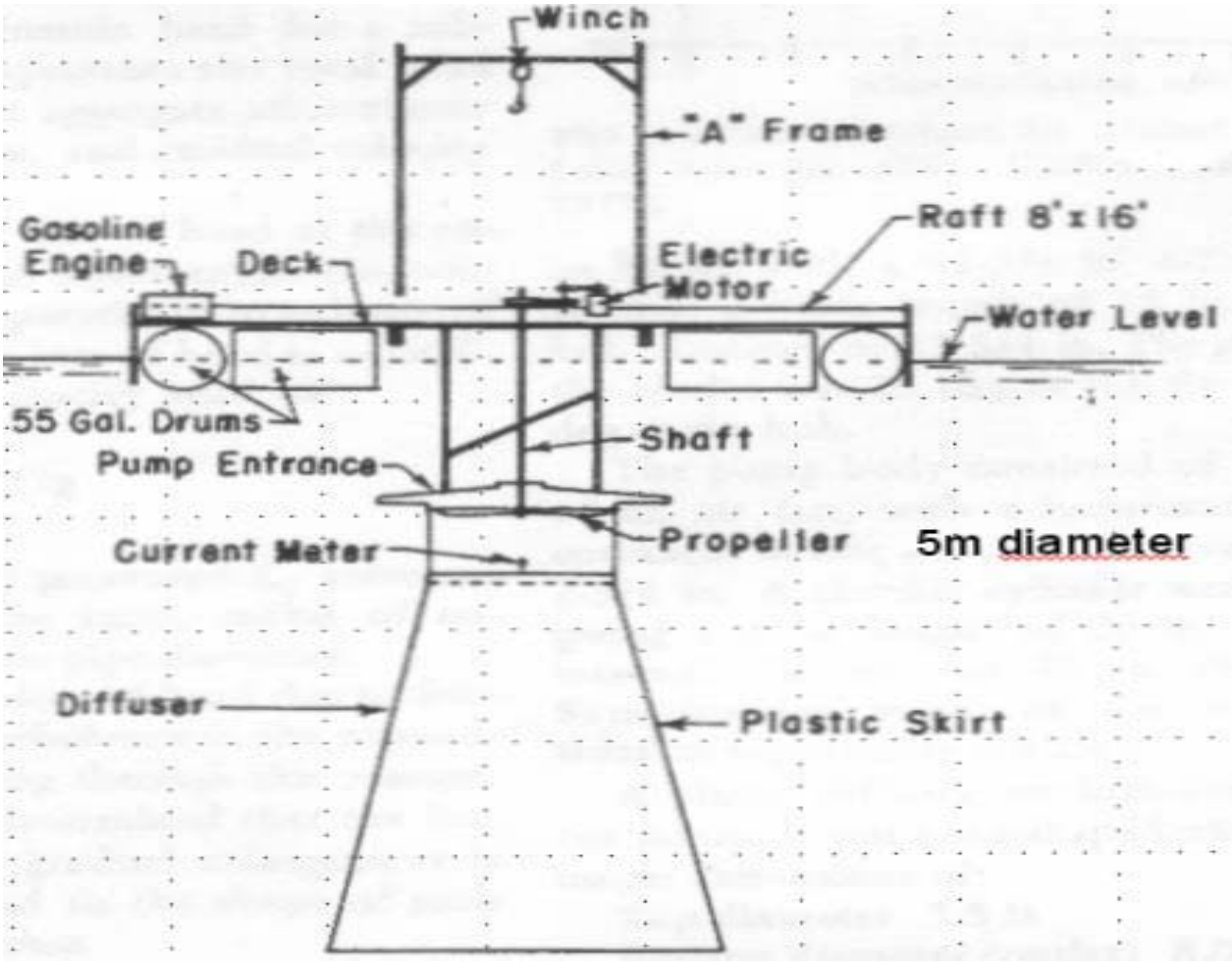


Abb. 3 Garton Pump (Durchmesser 5m)

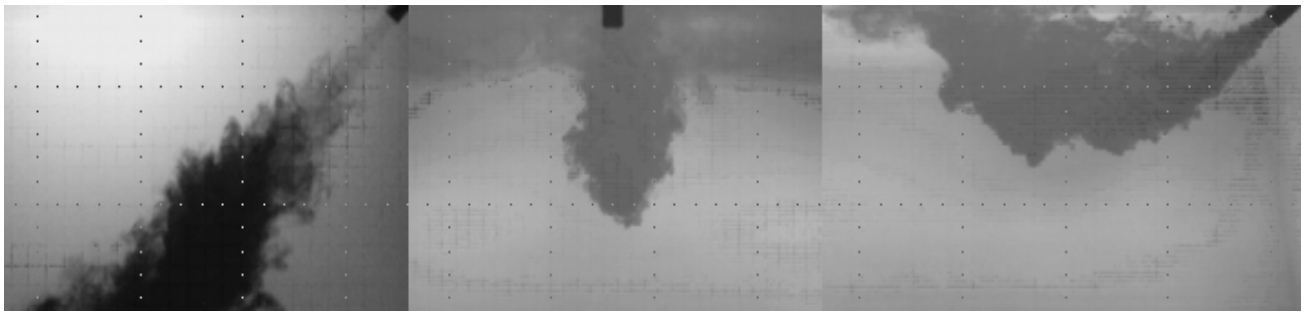
J. E. QUINTERO and J. E. GARTON, Trans. Am. Soc. Agric. Eng. 16: 973-978 (1973).

Von Punnet (1991) wurde die Auslegung der „Garton Pump“ neu bearbeitet. Sie stellt eine Zusammenfassung der Erfahrungen bis 1991 dar.

3. Freistrahleigenschaften

In der Arbeit von Michele (2002) werden die Freistrahleigenschaften zusammenfassend dargestellt. Auslegungsvorschläge werden gegeben.

Es zeigt sich, dass zur Überwindung der Schichtung Freistrahlgeschwindigkeiten in der Größenordnung von weniger als 1m/s gewählt werden sollten. Dies entspricht einer Fallhöhe von nur 5cm – entsprechend wenig Energie ist erforderlich. Der Durchmesser des Propellers sollte der Größe des Gewässers entsprechend gewählt werden. Ein Freistrahl hat die gleiche Masse nach sieben Durchmessern Laufweg noch einmal mitgerissen. Bei Laufweg durch das Epilimnion kann so viel Wasser ins Hypolimnion gefördert werden.



a gleiche Dichte b warmes Wasser senkrecht c warmes Wasser schräg

Abb. 4 Freistrahlen im Modellversuch mit Tintenmarkierung (Michele (2002))

Selbst kleine Freistrahlen bei relativ niedriger Geschwindigkeit sind turbulent (Abb. 4a). Wenn man warmes Wasser vertikal einströmen lässt, stellt sich ebenfalls ein expandierender Freistrahl ein, der sich konisch ausbreitet – Abb. 4b. Es handelt sich um einen sich spiralig aufweitenden Wirbel (helikaler Wirbelzopf) – Lehmann (1986). Bei diesem Experiment läuft schon über längere Zeit warmes Wasser zu. Der Freistrahl zieht das warme aufsteigende Wasser ein. Er kommt nach kurzer Wegstecke zum stehen. Es ist ein perfekter Kurzschluss gegeben. Austausch mit dem umgebenden kalten Wasser findet praktisch nur noch durch Diffusion und Wärmeleitung statt. Erfolg in der Anwendung lässt sich nur dadurch erklären, dass im realen Fall immer eine Querströmung vorhanden ist: durch Wind verursachte Oberflächenströmung, zugehörige Rückströmung und dann auftretende Schaukelwellen (Seiches).

In Abb. 4b läuft ein warmer Wasserstrahl schräg zu. Bei sehr stark ausgeprägter Schichtung ist die Reichweite nicht sehr groß. Aber nach entsprechender Betriebszeit nimmt sie immer mehr zu. Es ist hier gewährleistet, dass der untere Teil des Freistrahls Kontakt zum kälteren Hypolimnion behält und eine Einschichtung dann im Metalimnion erfolgt. Wenn der Sauerstoffgehalt im Hypolimnion klein ist, kann die Sauerstoffeffizienz im Vergleich zum Blasenvorhang um das mehr als 10-fache größer sein.

Ein weiterer Grund für mangelnden Erfolg von Blasenvorhang und mechanischem Mischen mag darin bestehen, dass man – um Kosten zu sparen – die Anlagen nur bei „Bedarf“ betreibt und erst bei Schichtung einschaltet. Bei dem hier vorgestellten Verfahren ist wenig Energie erforderlich. Aus diesem Grunde sollten die Anlagen vor dem Entstehen einer Schichtung in Betrieb genommen werden und ständig durchlaufen, um auch den Bodenbereich mit Sauerstoff zu versorgen. Auch würde bei nicht vorhandener Schichtung selbst geringer Wind die Durchmischung unterstützen.

4. Welche Ergebnisse sind bei erfolgreicher Destratifikation zu erwarten?

Mit dem Freistrahlvrfahren ist bei vergleichsweise niedrigen Kosten ein Gewässer zu entschichten. Es wird wenig Energie verbraucht und es stellt damit auch nur einen „kleinen Eingriff“ in das ökologische System dar. Die lokal hervorgerufene Durchmischung gleicht Dichteunterschiede über weite Entfernungen aus. Cyanobakterien werden ihrer Vorteile beraubt. Grünalgen werden ebenfalls wieder in die euphotische Zone transportiert. Der erhöhte Sauerstoffgehalt vergrößert den Lebensraum für das Zooplankton und die Fische.

Auch der Boden wird mit Sauerstoff versorgt – die Bodenfauna wird gestärkt. Bei hohen Sauerstoffgehalten werden die organischen Bestandteile von Detritus abgebaut. Der Bodensauerstoffbedarf (SOD) wird reduziert. Insbesondere die Rücklösung von Phosphor sollte vermindert sein.

Bei erfolgreichen Destratifizierungen nimmt die Artenvielfalt zu. Die Stratifizierungsanlage bewirkt nur einen kleinen Teil der Durchmischung. Selbst geringe Windstärken sind bei Dichtegleichheit in der Lage, das gesamte Gewässer umzuwälzen.

Der Fischmassezuwachs ist deutlich erhöht. Höherer Sauerstoffgehalt am Boden ermöglicht eine verbesserte Selbstreproduktion von Fischen.

Ganzer et al. (2009) zeigen, dass der Eintrag von Sauerstoff den Sediment-Sauerstoffbedarf in den Folgejahren deutlich reduzieren kann. Limnologen definieren Eutrophikation auch über den Sauerstoffbedarf. Dies bedeutet, dass durch Sauerstoffeintrag die Eutophierung eines Gewässers verzögert, gestoppt oder vielleicht sogar reduziert werden kann. Der Phosphorgehalt, der sich über Jahre angesammelt hat, muss aber durch geeignete Maßnahmen entfernt werden.

Auf das originale Poster kann zugegriffen werden. Es enthält einige zusätzliche Informationen und ist farbig gestaltet. (Sprache: Englisch): http://www.fh-oow.de/kontakt/index.php?id=54, http://staff.fh-oow.de/michele/

Literatur:

Asaeda, T and Jörg Imberger (1993). Structure of bubble plumes in linearly stratified environments. Journal of Fluid Mechanics, 249:35-57, 1993.

Ganzer, P.A., L.D. Bryant, J.C. Little (2009): Effect of hypolimnetic oxygenation on oxygen depletion rates in two water-supply reservoirs, Waterresearch 43 (2009) 1700 – 1710

Lehmann, B. (1986): Laser-Doppler-Messungen in einem turbulenten Freistrahl
Deutsche Forschungs- und Versuchsanstalt für Luft- und Raumfahrt (DLR), Report:DFVLR-FB 86-55.

Michele, J., Michele, V. (2002): The Free Jet as a Means to Improve Water Quality: Destratification and Oxygen Enrichment, Limnologica 32, 329-337

Punnet (1991): Design and Operation of Axial Flow Pumps for Reservoir Destratification
http://www.dtic.mil/cgi-in/GetTRDoc?AD=ADA239679&Location=U2&doc=GetTRDoc.pdf

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Zum Einsatz von Aluminiumverbindungen bei der Seenrestaurierung

Gerlinde Wauer[1], Jürgen Mathes[2] & Rainer Koschel[3]

[1, 3] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin-Neuglobsow, gerlinde@igb-berlin.de, rko@igb-berlin.de, [2] Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Abteilung 7 – Wasser und Boden, Referat 720, Paulshöher Weg 1, D-19061 Schwerin, j.mathes@lu.mv-regierung.de

Keywords: Aluminium, chemische Fällmittel, Seenrestaurierung

Einleitung

Angesichts der Zielformulierung der EU-WRRL, den „guten ökologischen Zustand“ der Gewässer bis zum Jahr 2015 zu erreichen, sind gegenwärtig europaweit besonders viele Seenrestaurierungen, vor allem mit chemischen Fällmitteln, geplant. Aluminiumhaltige Fällmittel erwiesen sich aufgrund ihres sehr hohen P-Bindevermögens sowie ihrer Redoxstabilität als besonders effizient und werden seit langem erfolgreich zur Restaurierung eutrophierter Seen eingesetzt (Cooke et al. 2005).

Ein Fällmitteleinsatz ist allerdings ein strenger Eingriff ins Ökosystem See, die Veränderungen aufgrund des drastischen Nährstoffentzuges betreffen alle trophischen Ebenen von Mikrobiota bis zu den Fischen und sind Ziel der Maßnahme. Da Aluminium als Fischgift bekannt ist (Gensemer & Playle 1999), treten jedoch immer wieder Fragen nach einer möglichen toxischen Wirkung des Aluminiums auf. Im Folgenden soll daher anhand von Ergebnissen

- eines Al-Monitorings in behandelten wie unbehandelten Seen,
- aus Untersuchungen zur Al-Anlagerung an Fischkiemen während der Al-Zugabe, sowie
- zur Stabilität der Al-P-Bindung

ein eventuelles Risiko eingeschätzt und praktische Hinweise zu dessen Vermeidung gegeben werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer und Probenahmen

Der Tiefwarensee (53°32’N und 12°41’O) ist ein 141 ha großer dimiktischer See in der Mecklenburgischen Seenplatte, der zwischen 2001 und 2005 durch die hypolimnische Zugabe von Aluminium- und kalkhaltigen Fällmitteln restauriert wurde (Koschel et al. 2006, Wauer et al. 2009a).

Der polymiktische Sildemower See (54°2’N und 12°8’O) hat eine Größe von 14 ha und wurde im März 2009 durch die Zugabe von Aluminiumsulfat auf die Eisfläche behandelt.

Die Wasser- und Sedimentbeprobung am Tiefwarensee erfolgte nach Standardmethoden wie in Wauer et al. 2009a beschrieben. Die Fische wurden mit Netzfang (Tiefwarensee) bzw. Elektrofischerei (Sildemower See) entnommen.

Analytische Methoden

Die Al-Konzentrationen im Wasser wurden photometrisch nach Komplexierung mit Pyrocatecholviolett in einem Fließinjektionssystem analysiert (Wauer et al. 2003). Diese Methode erfasst selektiv die monomeren Al-Ionen, die als hauptsächlich bioverfügbar gelten.

Zur Ermittlung des Al-Gehaltes in den Fischkiemen wurde die Aufschluss-Methode von Teien et al. (2006) angewandt, während die getrockneten (105 °C) Sedimente mit Königswasser in der Mikrowelle (µPREP-A, MLS) aufgeschlossen wurden. Die Al-Konzentration wurde mittels GF-AAS (AAS 3300, HGA 600, Perkin Elmer) bestimmt.

In einem Resuspensionsexperiment wurde die Sedimentoberfläche intakter Sedimentkerne definierten Scherkräften und zusätzlich pH-Änderungen ausgesetzt, um die Windexposition der Sedimente in einem Flachsee zu simulieren (Egemose et al. 2009). Der Vergleich zwischen unbehandelten und Sedimentkernen mit einer Al-Auflage liefert Aussagen zur Stabilität der Al-P-Bindung.

Ergebnisse und Diskussion

Aluminium-Monitoring im Freiwasser

In den Jahren 2007 und 2008 wurden im Oberflächenwasser von 11 kalkreichen Seen in Mecklenburg-Vorpommern Al-Konzentrationen zwischen 0,015 und 0,039 mg L^{-1} gemessen (Wauer et al. 2009b). Solch niedrige Konzentrationen sind für pH-neutrale Binnengewässer typisch. Bemerkenswert ist, dass 5 der beobachteten Seen zwischen 2002 und 2006 mit Al-haltigen Fällmitteln behandelt worden waren. Deren Al-Konzentrationen unterschieden sich nicht von denen der unbehandelten Seen. Deshalb wird angenommen, dass das zugegebene Aluminium vollständig aus dem Freiwasser ins Sediment übergegangen, in gelöster Form nicht mehr nachweisbar und folglich auch nicht mehr bioverfügbar ist.

Während der 5 Jahre andauernden Fällmittel-Zugabe-Zyklen am Tiefwarensee und weitere 3 Jahre danach wurden kontinuierlich die Al-Konzentrationen verfolgt (Abbildung 1).

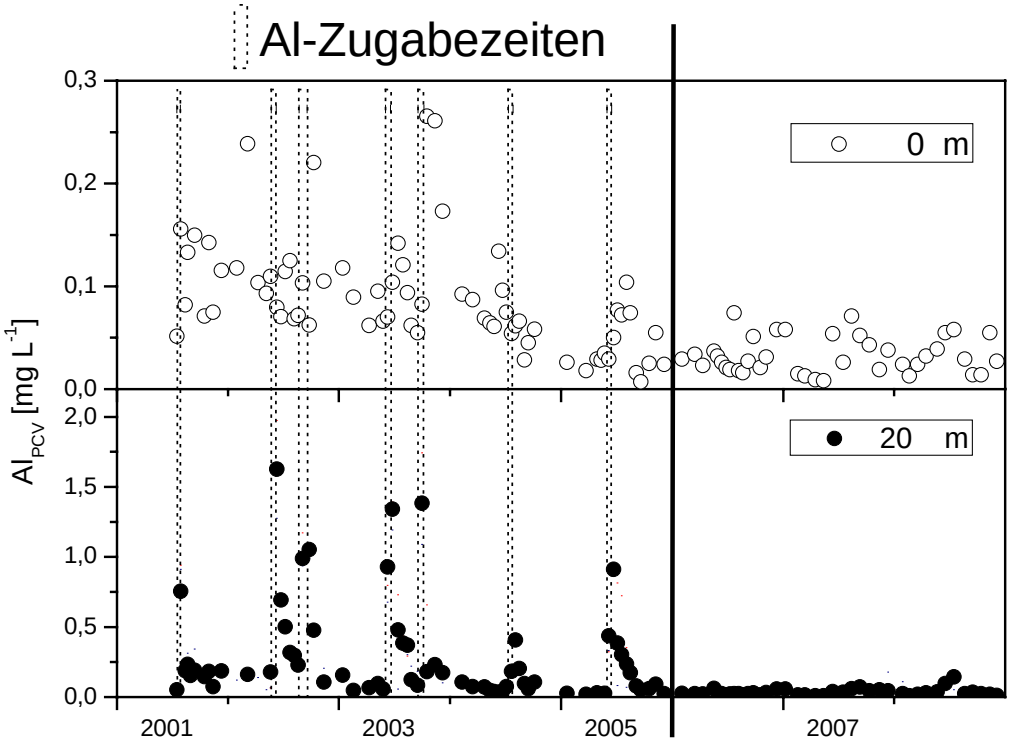


Abb. 1: Al-Konzentrationen im Epilimnion (0 m) und Hypolimnion (20 m) des Tiefwarensees während (2001-2005) und nach der hypolimnischen Al-Zugabe. Beachte die Unterschiede in der Skalierung der Konzentrationen im Epi- bzw. Hypolimnion.

Es zeigte sich, dass die Konzentrationen an gelöstem Aluminium im Hypolimnion unmittelbar während der Zugabe Maximalwerte deutlich größer als 1 mg L^{-1} erreichten. Die Austrittsöffnung für die Fällmittellösung befand sich unterhalb der Thermokline, in 10 m Tiefe. Die höchsten Al-Konzentrationen wurden in 15 m Tiefe gemessen, während sie in tieferen Schichten aufgrund der einsetzenden Flockung bereits wieder sanken. Unter Ausschluss der während der Zugabezyklen gemessenen Daten wurde für die hypolimnischen (20 m) Al-Konzentrationen während der Restaurierung (2001-2005) ein Jahres-Mittelwert von 0,174±0,176 mg L^{-1} (n=52) errechnet.

Da die thermische Schichtung des Tiefwarensees während der Fällmittelzugaben erhalten blieb, wurde davon ausgegangen, dass die Al-Konzentrationen im Epilimnion unbeeinflusst bleiben. Durch die Einmischung Al-haltigen Tiefenwassers während der Vollzirkulation war das Jahresmittel der Al-Konzentrationen im Epilimnion während der Al-Zugaben (2001-2005) mit 0,085±0,05 mg L^{-1} (n=54) zwar signifikant niedriger als im Hypolimnion, jedoch erhöht gegenüber den Jahren 2006-2008 nach Beendigung der Behandlung.

Nach Beendigung der Al-Zugaben sanken die Al-Konzentrationen im Epilimnion auf 0,033±0,017 mg L^{-1} (n=40) und im Hypolimnion auf 0,035±0,026 mg L^{-1} (n=40). Beide Mittelwerte sind statistisch nicht unterscheidbar und stimmen mit den oben erwähnten Monitoringdaten anderer mecklenburgischer Seen überein.

Aluminium-Akkumulation an Fischkiemen

Al-Ablagerungen in Fischkiemen können als Stressoren wirken, indem sie die Atmung sowie Osmoseprozesse beeinträchtigen (Gensemer & Playle 1999). In versauerten Fließgewässern in Norwegen stieg in Abhängigkeit von der Konzentration monomerer Al-Kationen im Wasser der Al-Gehalt im Kiemengewebe von Lachsen von <15 µg g^{-1} Trockenmasse (TM) bis auf 1 mg g^{-1} TM, wobei ab 300 µg g^{-1} TM Mortalität auftrat (Kroglund et al. 2007).

Im Tiefwarensee stiegen die Al-Konzentrationen im Kiemengewebe von Flussbarschen während der Al-Zugabe von 11±11 µg g^{-1} Trockenmasse (TM) (n=28) auf 99±76 µg g^{-1} TM (n=26) (Wauer et al. 2009b). Andere Fischarten wie Plötze und Blei zeigten keine Al-Akkumulation im Kiemengewebe, da sie aufgrund der hypolimnischen Zugabe offensichtlich nicht mit den gelösten Fällmitteln in Berührung kamen.

Die Bestimmung der Al-Gehalte im Kiemengewebe von Fischen aus dem Sildemower See vor und unmittelbar nach der Al-Zugabe erbrachte ähnliche Ergebnisse wie am Tiefwarensee. Da der Sildemower See ein Flachsee ist, hatten die Fische generell keine Rückzugsmöglichkeit wie am Tiefwarensee, deshalb traten erhöhte Al-Konzentrationen auch im Kiemengewebe von Fischen auf, deren Lebensraum das Oberflächenwasser ist: Bei Plötzen stieg der Al-Gehalt im Kiemengewebe signifikant von 22±18 µg g^{-1} TM (n=31) auf 110±47 µg g^{-1} TM (n=20). De Al-Gehalt in Kiemen von Rotfedern betrug direkt nach der Fällmittelzugabe 84±29 µg g^{-1} TM (n=19) und bei Flussbarschen 195±76 µg g^{-1} TM (n=19).

Die Al-Anreicherungen im Kiemengewebe von Fischen infolge der Al-Zugabe lagen im sublethalen Bereich, daher sind sie mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit reversibel, wenn die Al-Konzentrationen im Wasser sinken. Untersuchungsergebnisse zur Dauer des Abklingens stehen noch aus.

Stabilität der Aluminium-Bindung

Beim Tiefwarensee wurde eine Gesamtmenge von 137 g Al je m² Profundalsediment zugegeben, die Fällmittel bildeten eine ca. 8 cm dicke Sedimentauflage aus (Wauer et al. 2009a). Im Jahr 2007 wurde durch Beprobung von 6 horizontal gleichmäßig verteilten Sedimentpunkten ein Al-Gehalt von 148 g m^{-2} Profundalsediment in den oberen 10 cm Sediment gefunden. Dieser steht in guter Übereinstimmung mit der zugegebenen Al-Menge und ist neben der oben beschriebenen Entwicklung der Al-Konzentrationen im Freiwasser ein weiterer Beleg für die vollständige Einlagerung der Fällmittel im Sediment.

Das Resuspensionsexperiment zeigte, dass die mechanische Stabilität einer Al-behandelten Sedimentoberfläche hinsichtlich Partikelaustrag zunächst geringer ist, dann in einem Alterungsprozess zunimmt und schließlich nach 2 bis 4 Monaten wieder vergleichbar mit der unbehandelten Sedimentoberfläche ist. Die Einwirkung erhöhter Scherkräfte verursachte demnach keine Rücklösung von P bzw. Al. Beim Anstieg des pH-Wertes von pH 8 auf pH 10-11 wurde jedoch bei den behandelten Sedimentkernen eine starke Al-Rücklösung mit Maximalkonzentrationen von 0,6 mg Al L^{-1} beobachtet (Egemose et al. 2009). Da durch die Al-Zugabe die Primärproduktion im See unmittelbar verringert wird, ist das Auftreten von solch hohen pH-Werten unwahrscheinlich.

Schlussfolgerungen

Zur Risikoabschätzung und Bewertung des Einsatzes Al-haltiger Fällmittel zur Seenrestaurierung ist ein interdisziplinäres Vorgehen erforderlich. Die Notwendigkeit eines solchen Eingriffs muss mit Hilfe limnologischer Voruntersuchungen vor allem zum Zusammenhang zwischen Einzugsgebiet und trophischem Zustand eines Sees im Einzelfall begründet werden.

Die Beeinträchtigung von Fischen durch die Behandlung eines Sees mit Al-haltigen Fällmitteln kann gering gehalten werden durch

- Vermeidung von starken pH-Schwankungen während der Al-Zugabe. Eine langsame Zugabe unter pH-Kontrolle oder auch eine Pufferung der Fällmittellösung verhindern das Auftreten sehr hoher Konzentrationen an bioverfügbarem Al oder begrenzen es lokal und auf einen kurzen Zeitraum.
- Erhalt einer Rückzugsmöglichkeit für Fische in Bereiche ohne erhöhte Al-Konzentrationen. Bei geschichteten Seen bietet sich die gezielte Zugabe ins Tiefenwasser an, bei Flachseen sollten möglichst Teilbereiche in zeitlichem Abstand voneinander behandelt werden.
- geeignete Wahl des Behandlungszeitraumes. Hoch produktive und windexponierte Flachseen sollten möglichst während stabiler Wetterlagen (z.B. Ausbringung über Eis) behandelt werden.

Nach den gegenwärtigen Kenntnissen sollte die fischereiliche Nutzung eines Gewässers während und zumindest für 3 Monate nach Beendigung der Fällmittelzugabe ausgesetzt werden.

Literatur

Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., Nichols, S.A. (Hrsg.) (2005): Restoration and management of lakes and reservoirs. Taylor & Francis, Boca Raton.

Egemose, S., Wauer, G., Kleeberg, A. (2009): Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. Hydrobiologia, DOI 10.1007/s10750-009-9949-8.

Gensemer, R.W., Playle, R.C. (1999): The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. Crit. Rev. Env. Sci. Tec. 29(4): 315-450.

Koschel, R., Casper, P., Gonsiorczyk, T., Rossberg, R., Wauer, G. (2006): Hypolimnetic Al- and $CaCO_3$-treatments and aeration for restoration of a stratified eutrophic hardwater lake in Germany. Verh. Internat. Verein. Limnol., 29: 2165-2171.

Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T., Finstad, B. (2008): Water quality limits for Atlantic salmon *(Salmo salar L.)* exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. Hydrol. Earth Syst. Sci. 12(2): 491-507.

Teien, H.-C., Kroglund, F., Salbu, B., Rosseland, B.O. (2006): Gill reactivity of aluminium-species following liming. Sci. Total Environ. 358(1-3): 206-220.

Wauer, G., Heckemann, H.-J., Lippert, G., Koschel, R. (2003): Bestimmung von Gesamt-Phosphor und Aluminium. GIT Labor-Fachzeitschrift 6: 798-801.

Wauer, G., Gonsiorczyk, T., Hupfer, M., Koschel, R. (2009a): Phosphorus balance of Lake Tiefwarensee during and after restoration by hypolimnetic treatment with aluminium and calcium salts. Lake and Reserv. Manage. 25(4): 377-388.

Wauer, G., Mathes, J., Koschel, R. (2009b): Seenrestaurierung mit Aluminium-haltigen Fällmitteln. WasserWirtschaft 6: 38-42.

PLANKTON

BAPTISTA, M., J. RÜCKER, R. BRÜGGEMANN & BRIGITTE NIXDORF: Seasonal succession and productivity determine phytoplankton diversity in lakes

KNIE, M., J. RÜCKER & A. KLEEBERG: Trägt die Resuspension von Sediment zur Besiedlung des Pelagials durch nostocale Cyanobakterien bei?

RIEDMÜLLER, U., E. HOEHN, U. MISCHKE, B. NIXDORF & D. LEßMANN: Biologische Trophieindikation mit Phytoplankton – Stärken und Schwächen von Indikatortaxa

NORF, H., T. REINHARDT, H. ARNDT & A. SCHÖL: Verteilung planktischer Metazoen entlang von Salinitäts- und Trübungsgradienten im Ems-Ästuar

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Seasonal succession and productivity determine phytoplankton diversity in lakes

Melissa Baptista[1], Jacqueline Rücker[1], Rainer Brüggemann[2] & Brigitte Nixdorf[1]

[1]Brandenburg University of Technology Cottbus, Department of Freshwater Conservation, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, Germany. melissa_baptista@hotmail.com; b.nixdorf@tu-cottbus.de [2]Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department of Ecohydrology, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin. brg_home@web.de

Keywords: Steady-state, diversity, phytoplankton succession, eutrophic polymictic lake

Introduction

The relationship between species diversity and ecosystem functioning is a central issue in ecology. Indeed biological phenomena are often discussed in the context of the "ecological triangle" developed through three concepts "Diversity-Complexity-Stability" (Brüggemann et al. 2000). However, diversity is not a well defined concept (Solomon, 1979, Brüggemann & Fromm, 2001), even if it is only thought of as a numerical measure.

Within the discussions around sustainability the concept "diversity" got increased attention and is one of the main ideas of the following investigation: The diversity of phytoplankton in a eutrophic shallow lake was calculated at different seasonal states of phytoplankton succession using a short-term (3 - 4 days sampling) and long-term approach (monthly - biweekly sampling over 7 years). Furthermore, we distinguished between two ecologically different states in this lake:

a) Steady state represents the late summer period in eutrophic lakes characterized by self-induced habitats where phototrophic competitors fail because of low-light conditions combined with effective exploitation of nutrient resources (high resource use efficiency) by the dominant Cyanoprokaryota resulting in a decrease of species richness and biodiversity (Reynolds, 1991) and

b) Transition state is defined as the period in spring/early summer with changing abiotic conditions and increasing number of species without dominance of cyanobacteria. The species dynamic during the spring seems to support the non-equilibrium concept at transition state. The rapid succession in this period suggests that no one organism has an advantage to cause the extinction of the others. The incapacity of phytoplankton to reproduce indefinitely together with the presence of opportunistic species capable to colonize just for restricted periods, make possible the coexistence of many species (Richerson et al. 1970).

Parallel to experimental investigations we started to perform Monte Carlo Simulations to analyze the relation Evenness versus Richness across a nutrient gradient.

We hypothesize:

1. Phytoplankton diversity is determined by seasonal succession and is highest in transition states and lowest under steady state conditions and

2. Dominance of cyanobacteria decreases species richness as a consequence of successful competition and it occurs mainly in high productive environments and under steady state conditions.

Study site, material and methods

The samples were taken at Lake Melangsee, a small shallow, polymictic and eutrophic lake in the Scharmützelsee region (70 km south-east of Berlin; mean depth: 1.6 m; maximum depth: 2.2 m; volume: $0.17*10^6$ m^3; area: 0.11 km^2).

Short-term sampling was carried out from 5th of May to 6th of June and 5th of August to 5th of September 2008, respectively at intervals of 3 - 4 days. Samples for the long-term study were taken biweekly or monthly at the deepest point of the lake as mixed samples over the water column. Aliquots for phytoplankton analyses were fixed with Lugol's solution and investigated according to Utermöhl (1958). Total phosphorus (TP) was determined according to standard methods (DEV 1976 - 1998). Shannon-Index ($H'= -\Sigma (P_i \log_2 P_i)$ P_i = biovolume of the ith of S species/total biovolume), Evenness ($H/\log_2 (S)$ S = Number of species), Richness (number of species) as diversity measures, and RUE as Resource Use Efficiency (a measure of converting unit (µg) Chl a per unit (µg) TP, indicating productivity (Ptacnik et al. 2008, Nixdorf et al. 2009)) were calculated. Since the seasonal development of phytoplankton in Melangsee showed a similar, recurrently pattern, for the long-term study all phytoplankton and diversity data of the years 1999, 2000, and 2004 - 2008 were interpolated and averaged on the basis of Julian days.

The aim of Monte Carlo simulations (MCS) is to obtain distributions in phytoplankton biomass and diversity parameters across a nutrient gradient. The heart of the software program (programming language: Python 2.6) is a randomly generated nutrient vector, (n(1),n(2),...,n(jmax)). n(i) is randomly taken from a closed interval $[10^{nut(i)},10^{nut(i)+3}]$. A population of the ith component of the discrete algae distribution, P_i is randomly generated and considered as a trial. The trial is checked whether or not there are enough nutrients, depending on physiological algal parameters (a(i,j)). If yes, then the simulated population is maintained, if not a new random trial is obtained. There are several trials possible and if the maximum number of trials is exceeded, the discrete algae distribution is completely determined and biodiversity parameters (like Shannon-index, or Richness, etc) are derived. The nutrient vector will be MCsim times generated. Any single MC-simulation leads primarily to a phytoplankton distribution from which total biomass and diversity parameters can be derived. A crucial point is to guarantee that the random generation of P_i obeys a certain distribution.

Results and discussion

Long-term dynamics of phytoplankton and seasonality of diversity

We observed a regular annual pattern of phytoplankton development in Melangsee (Fig. 1a): Starting with a diverse phytoplankton composition at a relatively high biomass level in winter a typical clear water phase followed in spring (Schmitt & Nixdorf 1999, Deneke & Nixdorf 1999). In May, the growth of cyanobacteria starts and reaches its maximum in July (up to 40 mm^3 L^{-1}) with dominance of fine filamentous Oscillatoriales (up to 32 mm^3 L^{-1}), mainly of the genera *Pseudanabaena* and *Limnothrix*. Other important cyanobacteria are *Aphanizomenon gracile* and *Cylindrospermopsis raciborskii* (up to 11 and 10 mm^3 L^{-1}, respectively). Cyanobacteria dominate total phytoplankton biovolume until autumn. From August to winter a continuous decrease in phytoplankton biomass

was measured (see also Wiedner et al. 2007). During transition state in May, green algae exhibit highest species richness (mean 16; max. 36 species) whereas maximum richness of cyanobacteria occurred in late summer during steady state (mean 12; max. 20 species) (Fig. 1b). In general, we observed a highly dynamic pattern of diversity in this lake: Annual maximum of Shannon index and Evenness was calculated in May (transition state) and minimum in August - September due to

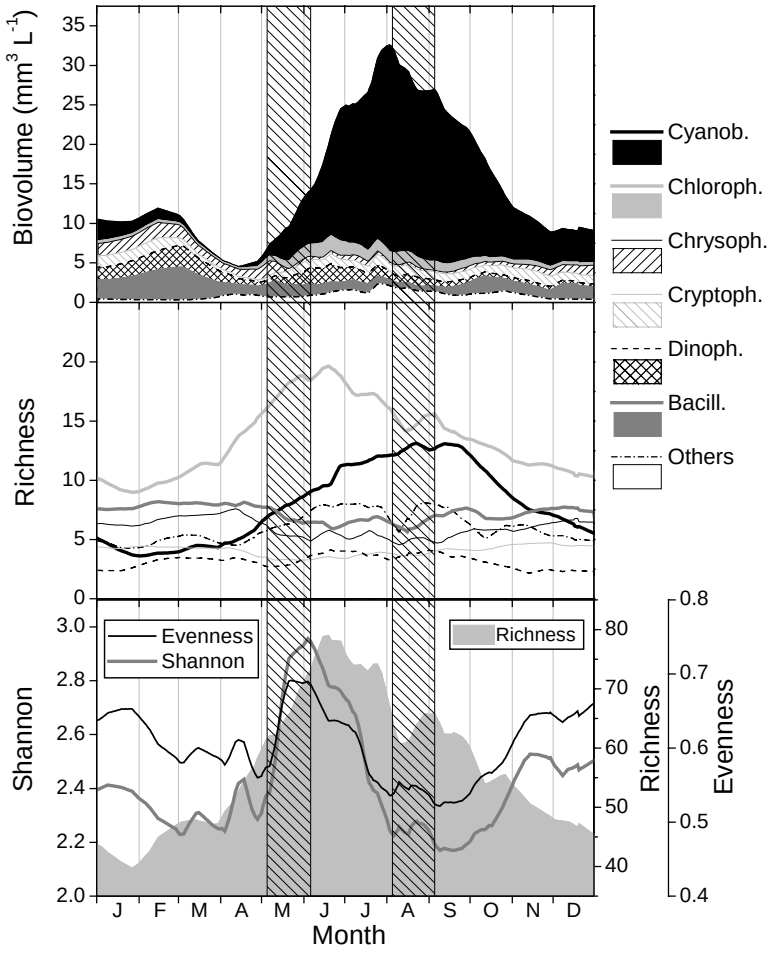


Fig. 1.
Mean annual course (years 1999, 2000, 2004-08 were averaged) of biovolume (a) and species Richness (b) of important phytoplankton classes, Shannon and Evenness (c) in Lake Melangsee. Periods of short-term study (see below) are hatched.

cyanobacterial dominance (Fig. 1c).

Resource use efficiency and diversity during short-term study

In contrast to the trophic assessment of water bodies by trophic indices on annual or vegetation average the Resource Use Efficiency (RUE) indicates how efficient phosphorous will be converted into phytoplankton biomass also at single occurrence. This parameter allows the assessment of short - term changes in productivity and is therefore consistent with the diversity – productivity approach of the MCS. During the short-term study RUE was lowest at the beginning of May (0.2; (Fig. 2a), increased and achieved the peak (1.0) at the beginning of June. During the studied late summer period characterized by strong presence of cyanobacteria, RUE values continued to increase whereas Richness and Evenness decreased. The richness during the summer (in total 106 different species) was only slightly lower than during the spring (in total 122 different species). That means, if we consider just this value as a measure of diversity, the concept of biodiversity, measured by richness alone seems to be questionable. Only the different trends of Evenness versus Richness during the spring and summer study period indicates that the dominance of cyanobacteria is related with reduced diversity.

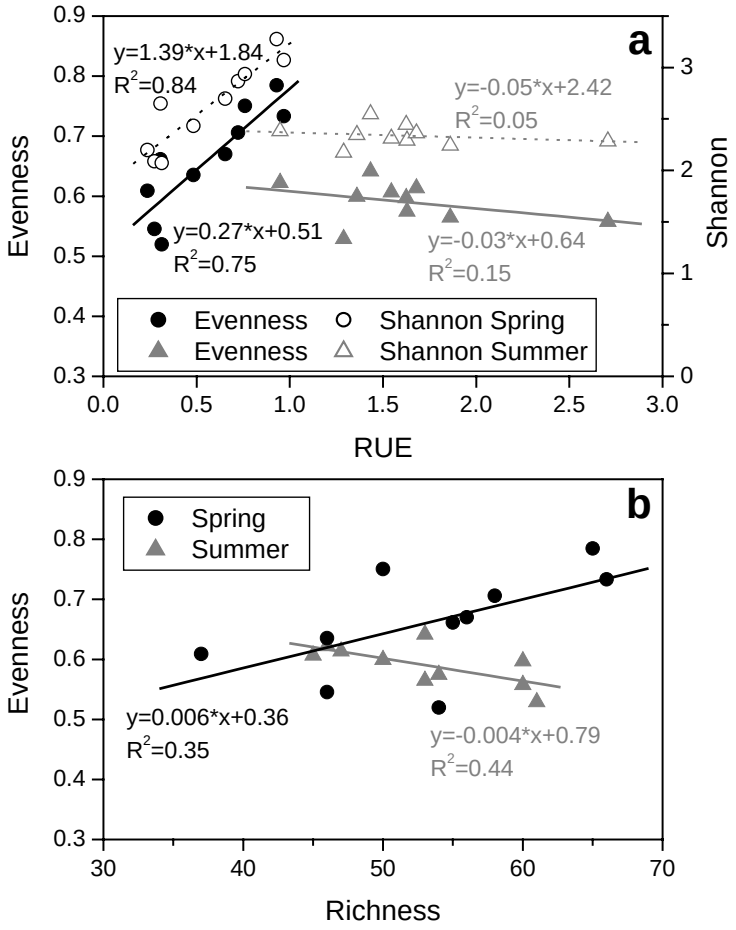


Fig. 2. Short-term study at Lake Melangsee in May and August 2008. Resource use efficiency (RUE) versus Shannon and Evenness (a) and Richness versus Evenness (b).

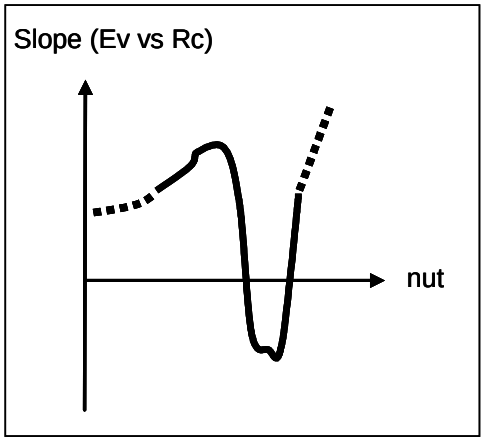


Fig. 3. Preliminary result of MCS, showing the slopes of the relation Evenness (Ev) vs Richness (Rc) across a nutrient (nut) gradient. Dashed parts of the graph represent statistical not robust slopes.

Monte Carlo Simulation

The MCS seems to indicate that for Evenness (based on Shannon index) and Richness a linear dependency can be found. By suitable selection of the physiological parameters a(i,j) both negative and positive slopes between Evenness and Richness along a nutrient gradient may be possible (Fig. 3 with first preliminary results).

Conclusion

We conclude that the seasonal succession of phytoplankton under eutrophic conditions controls diversity (described by the parameters Richness, Shannon, and Evenness), which is low under steady state and high in transition states. Steady state in shallow polymictic lakes of high trophic state like Lake Melangsee is characterized by a maximum of primary production during summer and the dominance of cyanobacteria which decreases species richness as a consequence of successful competition. Consequently this occurs mainly in situations when trophic potential will be used very efficiently as it can be demonstrated by the seasonal maximum of RUE.

We intend to show by means of a Monte Carlo Simulation model that independent of almost all factors influencing the phytoplankton distribution, the diversity parameters can respond in opposite way on trophic changes: The physiological parameters a(i,j) determine the efficiency of nutrient uptake and consumption. When these parameters are varied, phases of dominances can be simu-

lated. It seems as if loss processes like grazing and others must not explicitly be modeled to obtain those different slopes.

Therefore, we suggest that the productivity drives diversity and not the opposite. This is in contrast to the findings of Ptacnik et al. (2008), who appoint that diversity predicts resource use efficiency in phytoplankton communities. These authors consider the “diversity” as a driving force, regulating the phytoplankton development and thereby the productivity.

Acknowledgements

We thank the program CAPES-DAAD supporting the PhD study of Melissa Baptista. The data of the long-term study were partly collected in the research projects NI 347/5-1 funded by DFG, CYLIN funded by Kompetenz Zentrum Wasser Berlin (KWB) and NOSTOTOX (FKZ 0330792 A,B) funded by BMBF and KWB with financial support of Veolia Waters and Berliner Wasserbetriebe. Anette Tworek (LBH Hoehn, Freiburg) and Ute Mischke are thanked for phytoplankton analyses of the long-term study. We are grateful to Ingo Henschke, Gudrun Lippert and all the staff of BTU for reliable work in the field and in the laboratory.

References

Brüggemann, R., Fromm, O., Steinberg, C. (2000): Biodiversitätsmaße - kritische Überlegungen aus naturwissenschaftlicher und ökonomischer Sicht. Wasser & Boden 52: 31-35.

Brüggemann, R., Fromm, O. (2001): Partielle Ordnungen: Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der Biodiversität. In: Meyerhoff, J., Hampicke, U., Marggraf, R. (Hrsg.) Jahrbuch Ökologische Ökonomik 2: Ökonomische Naturbewertung. Metropolis-Verlag, Marburg: S:181-200.

Deneke, R., Nixdorf, B. (1999): On the occurrence of clear-water phases in relation to shallowness and trophic state: a comparative study. Hydrobiologia 408/409: 251-262.

DEV (1976–1998): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, DIN EN ISO 6878 (D11).

Nixdorf, B., Vedder, F., Poltz, J., Mietz, O. (2009): Ressourceneffizienz (Chla/TP) des Phytoplanktons und Lichtregime in Flachseen. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2008 in Konstanz. Eigenverlag der DGL: 236-241.

Ptacnik, R., Solimini, A.G., Andersen, T., Tamminen, T., Brettum, P., Lepisto, L., Willén, E., Rekolainen, S. (2008): Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities, PNAS 105: 5134-5138.

Reynolds, C.S. (1991): Toxic blue-green algae: the problem in perspective. Freshwat. 1: 29–38.

Richerson, P. Armstrong, R., Goldman, C.R. (1970): Contemporaneous Disequilibrium, a New Hypothesis to Explain the "Paradox of the Plankton". Proc. Natl. Acad. Sci. USA 67: 1710-1714.

Solomon, D.L. (1979): A Comparative Approach to Species Diversity. In: Grassie, J.F., Patil, G.P., Smith, W., Taillie, C. (Hrsg.) Ecological Diversity in Theory and Practice. International Co-operative Publishing House, Fairland, Maryland: S. 29-35.

Schmitt, M., Nixdorf, B. (1999): Spring phytoplankton dynamics in a shallow eutrophic lake. Hydrobiologia 408/409: 269–276.

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-38.

Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R., Nixdorf, B. (2007): ClimateL change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. Oecologia 152: 473-484.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Trägt die Resuspension von Sediment zur Besiedlung des Pelagials durch nostocale Cyanobakterien bei?

Matthias Knie[1], Jacqueline Rücker[1] & Andreas Kleeberg[2]

1 Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, knie@tu-cottbus.de, [2] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

Keywords: Flachsee, Phytoplanktonsukzession, Sediment, Nostocales, Akineten

Einleitung

Nostocales sind fädige Cyanobakterien, die Akineten (Endosporen) zur Überdauerung ungünstiger Umweltbedingungen bilden. In den gemäßigten Breiten dienen die Akineten zur Überwinterung und stellen das Inokulum für die Population des Folgejahres dar. Im Gegensatz zu den vegetativen Zellen der Nostocales bilden Akineten keine Gasvesikel zur Regulierung ihrer Position in der Wassersäule und sedimentieren. Für die Wiederbesiedlung des Pelagials durch Nostocales aus dem Sediment werden zwei Mechanismen angenommen: I.) Akineten keimen an der Sedimentoberfläche und die Keimlinge bilden Gasvesikel, wodurch sich der Auftrieb der jungen Filamente erhöht und sie ins Pelagial aufsteigen können, II.) Akineten gelangen durch Resuspension von Sediment ins Freiwasser und keimen dort. Dieser Vorgang erfordert relativ große Schergeschwindigkeiten (u^*) am Sediment und ist zudem von der Resuspendierbarkeit des Sediments abhängig.

In dem untersuchten Flachsee sind große Teile der Sedimentoberfläche bis in den Frühsommer hinein durch einen Biofilm aus benthischen Cyanobakterien bedeckt. Erst im Verlauf des Sommers, wenn die Phytoplanktonbiomasse und damit die Trübung des Pelagials zunimmt, bildet sich der Biofilm aufgrund des abnehmenden Lichtangebots am Gewässergrund zurück. Dieser Vorgang vollzieht sich zu Beginn der Akinetenkeimungsphase, vor dem ersten Auftreten von Nostocales im Pelagial. Zwischen diesen beiden Zeitpunkten können mehrere Wochen vergehen (Rücker et al. 2009).

Der Einfluss des Biofilms auf die Resuspension von Akineten wurde mit Hilfe von Sedimentkernen in einer hydrodynamisch kalibrierten Erosionskammer (sog. Mikrokosmos; Gust 1990, Egemose et al. 2009) untersucht.

Material und Methoden

Im eutrophen Melangsee (Ostbrandenburg, Scharmützelseegebiet, A = 0,11 km^2, z_{max} = 2,2 m) wurden im April 2009 drei ungestörte Sedimentkerne mit einem Sedimentstecher (Ø 10 cm, Fa. UWITEC) entnommen. Alle Sedimentkerne wiesen einen von Cyanobakteriendominierten Biofilm an der Sedimentoberfläche auf. Im Labor wurden den Sedimentkernen der Mikrokosmos aufgesetzt (Abb. 1). Dann wurden acht Stufen der Schergeschwindigkeit u^*(0 - 1,8 cm s^{-1}) für jeweils 20 min

nacheinander auf die Sedimentoberfläche appliziert. Während des Versuchs wurde kontinuierlich Seewasser durch die Erosionskammer gepumpt (68 ml min^{-1}). Am Auslauf der Kammer wurde die Trübung gemessen und das Wasser beprobt. In diesen Proben wurden die Sestonkonzentration und die Akinetenabundanz bestimmt. Gleichfalls im Mikrokosmos wurde die Resuspension von isolierten Akineten aus Kulturen von *Aphanizomenon* spec., *Anabaena* spec. und *Cylindrospermopsis raciborskii* von einer ebenen Kunststoffläche untersucht. Die sedimentierten Akineten wurden sieben Sstufen von u^*(0 - 1,4 cm s^{-1}) ausgesetzt. Nach jeweils 20 min pro Stufe wurden 50 ml Probe entnommen, durch Wasser ersetzt und u^* erhöht. Das resuspendierte Material wurde auf Glasfaserfilter filtriert, bei 105 °C getrocknet und gewogen. Die Abundanz der Akineten wurde mikroskopisch nach Utermöhl (1958) bestimmt.

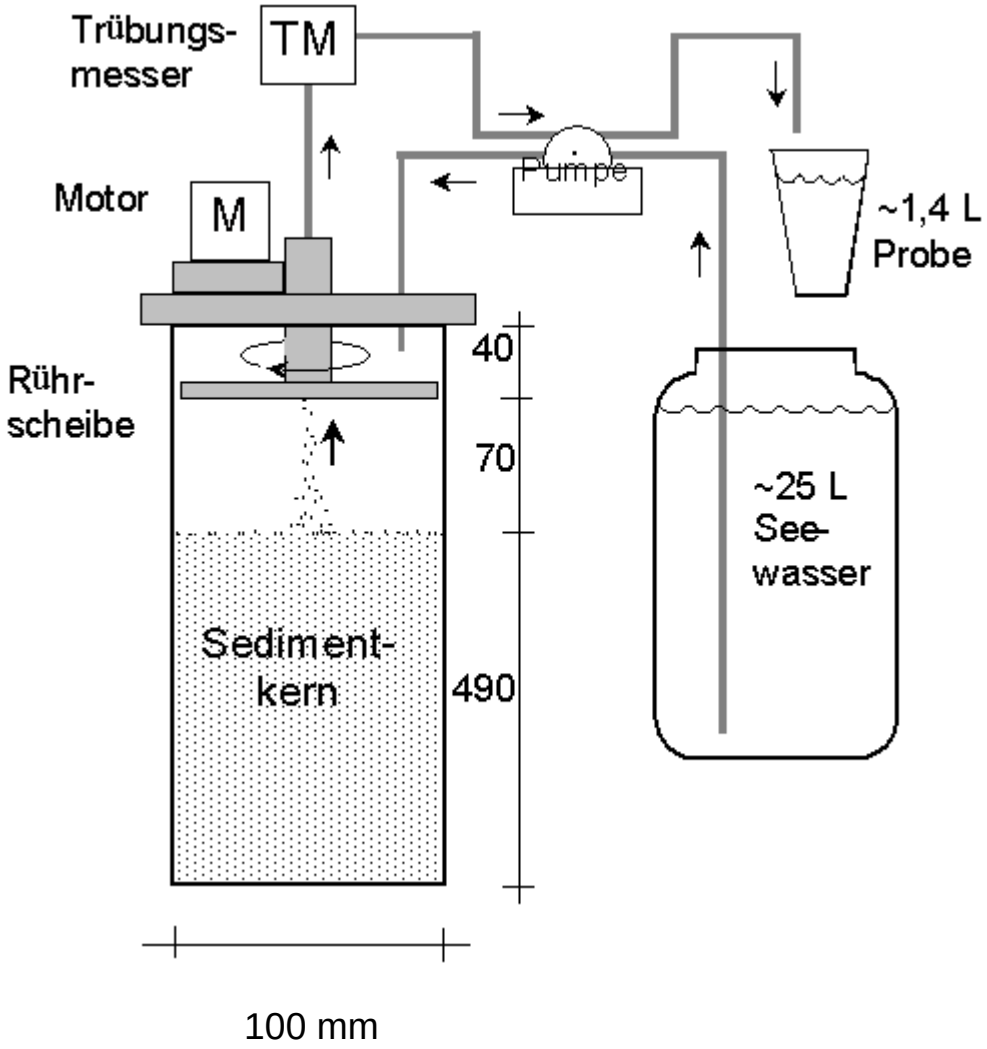


Abb. 1: Schematischer Aufbau der Erosionskammer (Mikrokosmos, Gust 1990). Die definierte und gleichmäßige Verteilung der Bodenschubspannung bzw. Schergeschwindigkeit wird durch die Drehung der Rührscheibe und das gleichzeitige Abziehen des Wassers durch ihre hohle Achse sichergestellt.

Ergebnisse

Die bei Versuchsbeginn vorhandene probenahme- und aufbaubedingte Trübung wurde während der ersten Phase des Experiments ausgewaschen. Ab u^* >1,3 cm s^{-1} löste sich der Biofilm vom Sub-

strat, was mit einem Anstieg der Partikeldichte verbunden war (Abb. 2). Bis zum Versuchsende stieg der Eintrag partikulären Materials um mehr als das 10-fache der Ausgangskonzentration, gleichzeitig erhöhte sich die Anzahl eingetragener Akineten (Abb. 3 und 4). Bei maximaler *u** stieg der Eintrag auf bis zu $1{,}6*10^6$ Akineten m^{-2} min^{-1}.

Die aus Kulturmaterial gewonnenen, sedimentierten Akineten wurden bereits bei $u^* = 1$ cm s^{-1} aufgewirbelt und bei u^*=1,3 cm s^{-1} waren sie komplett ausgewaschen (Abb. 5).

Als kritische Schergeschwindigkeit u^*_{krit} für den Versuch mit Sediment und Biofilm wurde 1,44 cm s^{-1}ermittelt. Für Akineten ohne Sediment betrug u^*_{krit} = 0,81 cm s^{-1}.

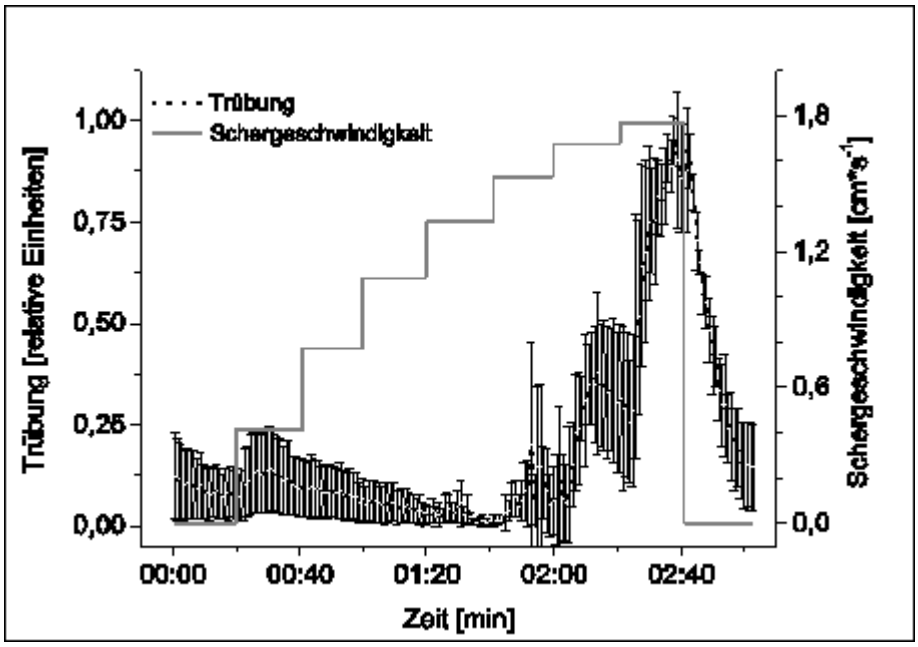


Abb. 2: Verlauf der applizierten Schergeschwindigkeiten und der Trübung im Versuchsverlauf. Dargestellt ist die aus drei versuchen gemittelte relative Trübung und der Standardfehler.

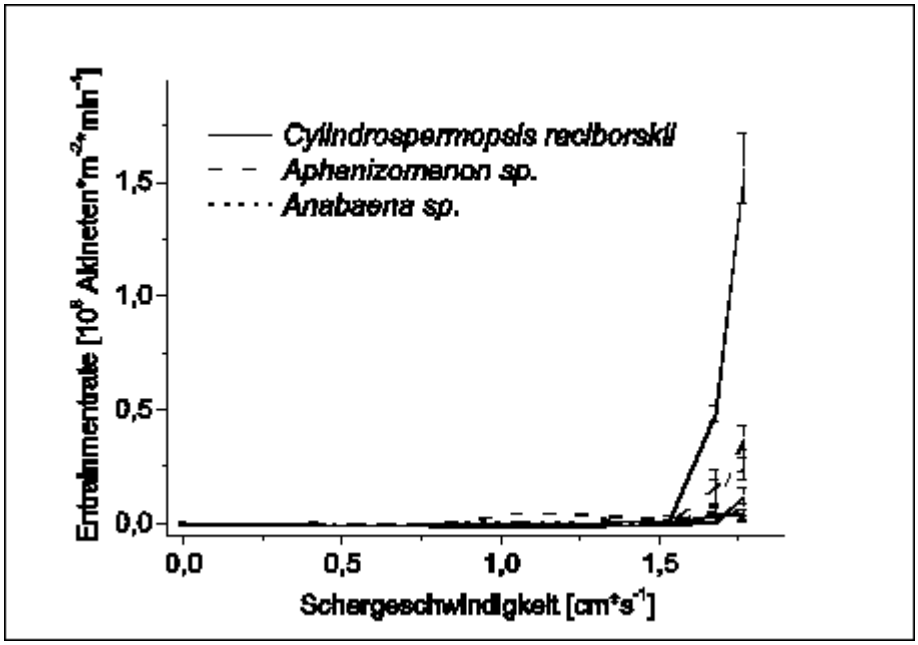


Abb. 3: Materialeintrag in Abhängigkeit von der Schergeschwindigkeit

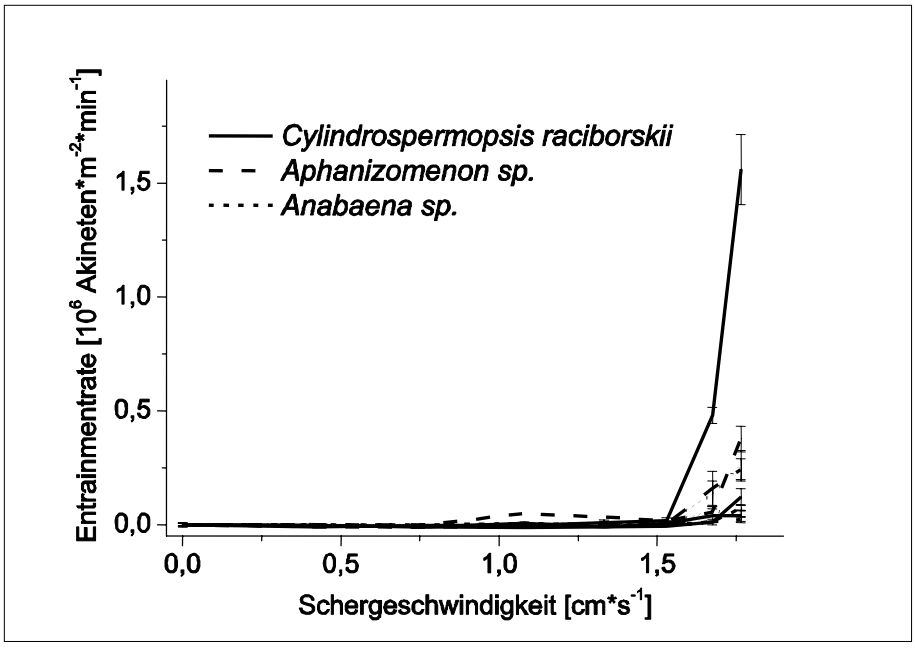


Abb. 4: Eintrag an Akineten in Abhängigkeit von der Schergeschwindigkeit. Fehlerbalken zeigen den Standardfehler.

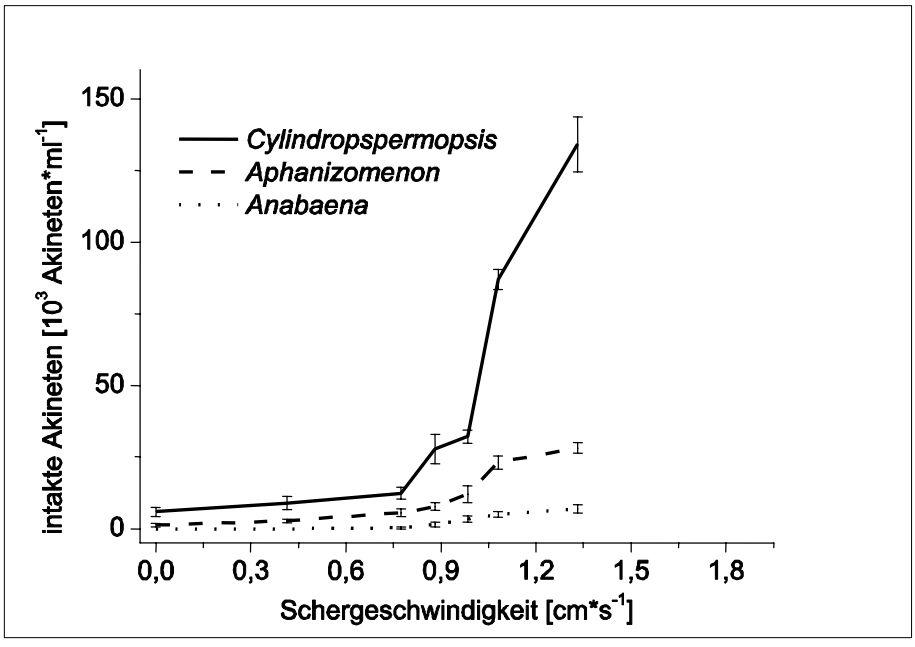


Abb. 5: Abundanz der resuspendierten Akineten, im Versuch ohne Sediment, in Abhängigkeit von der Schergeschwindigkeit. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler.

Diskussion

Der Biofilm trägt zur Konsolidierung des Sedimentes bei, so dass eine Resuspension von Sedimentpartikeln erst nach dessen Entfernung bzw. Zerstörung möglich ist. Die Resuspension von Akineten ist an die des Sediments gebunden. Der Versuch mit isolierten Akineten aus Kulturen zeigt, dass Sediment und vor allem ein intakter Biofilm die Resuspension von Akineten verzögert bzw. erschwert. Im Zeitraum der Biofilmbedeckung des Sedimentes ist die Resuspension von Akineten folglich nur im Uferbereich und bei punktuellen Störungen (Bioturbation) von Bedeutung. Da sich der Biofilm im Verlauf des Sommers mit abnehmendem Lichtangebot zurückbildet, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass vermehrt Akineten durch windbedingte Resuspension von Sediment in das Pelagial eingetragen werden. Zur Übertragung der Laborergebnisse auf den Melangsee wird die räumliche und zeitliche Ausdehnung des Biofilms sowie seine Beschaffenheit untersucht. Darüber hinaus wird geprüft, welche u^* tatsächlich an der Sediment-Wasser Kontaktzone zu finden sind.

Danksagung

Der Beitrag entstand im Rahmen einer Dissertation im Nostotox-Projekt, BMBF-FKZ: 0330792 B.

Literatur

Egemose,S., Wauer,G., Kleeberg,A. (2009): Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. Hydrobiologia, 636, 203-217.

Gust, G. (1990): Method of generating precisely-defined wall shear stresses. US Patent Number: 4,973,1651990.

Rücker,J., Tingwey,E.I., Wiedner,C., Anu,C.M., Nixdorf, B. (2009): Impact of the inoculum size on the population of Nostocales cyanobacteria in a temperate lake. Journal of Plankton Research, 31, 1151-1159.

Utermöhl,H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie, 9, 1-38.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Biologische Trophieindikation mit Phytoplankton – Stärken und Schwächen von Indikatortaxa

Ursula Riedmüller[1], Eberhard Hoehn[2], Ute Mischke[3], Brigitte Nixdorf[4] & Dieter Leßmann[4]

1 BNÖ Titisee, Erlenweg 13, 79822 Titisee-Neustadt, BNOE@gewaesserfragen.de, 2 LBH Freiburg, Glümerstr. 2a, 79102 Freiburg, LBH@gewaesserfragen.de 3 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, mischke@igb-berlin.de, 4 BTU-Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, PF 101344, 03013 Cottbus, e-mail: lessmann@tu-cottbus.de, b.nixdorf@t-online.de.

Keywords: Phytoplankton, EU-Wasserrahmenrichtlinie, biologische Indikation, Trophieklassifikation und –bewertung von Seen

Einleitung

In von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser getragenen (Länderfinanzierungsprogramm Wasser und Boden) und fachlich unterstützten Projekten konnte in den letzten Jahren zur nationalen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ein Verfahren entwickelt werden, mit welchem in den Ökoregionen Norddeutsches Tiefland und Alpen natürliche Seen mit Phytoplankton bewertet werden können. Aus dem Verfahrensentwurf von Nixdorf et al. (2006) wurde die wasserwirtschaftliche Praxistauglichkeit in einem Praxistest weiter erhöht (Mischke et al. 2008). Eine Erweiterung auf die Ökoregion Mittelgebirge sowie künstliche und erheblich veränderte Seen sowie Sondertypen natürlicher Seen erfuhr das Verfahren mit Anpassungen und Weiterentwicklungen durch Hoehn et al. (2009). Somit stehen für alle deutschen Seentypen nach der Seentypologie von Mathes et al. (2002) bereits mehrfach modifizierte Module zur ökologischen Zustandsbewertung mit Phytoplankton zur Verfügung.

Der Beitrag befasst sich mit einem Teilmetric des Verfahrens, dem **P**hytoplankton-**T**axa-**S**een-**I**ndex (PTSI), welcher sowohl zur Trophieklassifizierung als auch in Bezug zur Referenzsituation zur Trophiebewertung von Seen herangezogen werden kann. Diesem auf der Artenzusammensetzung der Phytoplanktonbiozönose basierende Index liegen typspezifische bzw. für die Ökoregionen und Gewässerarten angepasste Indikatorlisten zugrunde (Tab. 2).

Datengrundlage und Stand des Verfahrens

Mit dem neuen Auswertetool zur EU-WRRL-konformen Seenbewertung mit Phytoplankton in der Version 4.0 können alle natürlichen Seentypen sowie künstliche (Baggerseen, Tagebauseen und Teiche) oder erheblich veränderte Seen (Talsperren, u.a. nachträglich eingetiefte Altwasser) und Sondertypen natürlicher Seen – z.B. Altarme und Altwasser – bewertet werden. (Download von www.gewässerfragen.de oder von http://www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke möglich). Als Datenbasis stehen derzeit zur Auswertung und Verfahrensvalidierung qualifizierte Phytoplanktondaten von rund 950 Seen – mit über 20.000 Probenahmen und insgesamt fast 410.000 Taxonbefun-

den - zur Verfügung. In einem Steckbrief des Verfahrens (Tab. 1) werden die Einzelmetrics und die weiteren "Submetrics" sowie deren Verschneidung im Gesamtindex PSI (Phyto-See-Index) beschrieben.

Tab. 1: Steckbrief des deutschen Bewertungsverfahrens für Seen mit Phytoplankton.

Member State	**Germany**			
multimetrischer Index (ja /nein)	ja			
Metric	**Metric für**	**"Submetrics"**	**Mittelwert-bildung**	**Kurzbeschreibung**
1	Biomasse	- Chl a Saisonmittel - BV Saisonmittel - Chl a Maximum	arithmetischer Mittelwert	verschiedene Kenngrößen desselben Aspekts
2	Artenzusammensetzung niedriges taxonomisches Niveau (Klasse/Ordnung)	- Cyanobakterien - Dinophyceae - Chloro- und Cryptophyceae	arithmetischer Mittelwert	verschiedene Kenngrößen desselben Aspekts
3	Artenzusammensetzung hohes taxonomisches Niveau (Art/Gattung) **Bewertung PTSI**	- spezifisches Biovolumen: in "Abundanzklassen" von 1-7 transformiert - Stenökie/Habitattreue: Werte 1-4 - Trophieankerwert: Werte von 0-5.	gewichteter Mittelwert auf Basis eines Probenbefundes, Jahreswert durch arithmetische Mittelung	Biovolumen und "Indikatorqualität"-gewichtung
Aggregierung der Metrics	**Gesamtindex**		gewichteter Mittelwert	seetypspezifische Wichtungsfaktoren*
		*sind auf Basis von Korrelationsanalysen mit Kalibrationskenngrößen (Gesamtphosphor, LAWA-Index) abgeleitet		

Mit dem PTSI kann im ersten Schritt der Berechnung eine Trophieklassifikation auf Basis einer Phytoplanktonprobe erfolgen. Der Index wurde auf den Wertebereich des deutschen LAWA-Index (Indexwerte von 0,5 bis etwa 5, LAWA 1999) kalibriert bzw. transformiert. Die genaue Berechnung kann u.a. Mischke et al. (2008) entnommen werden.

Tab. 2: Indikatorlisten zur Errechnung des PTSI – einem auf Phytoplanktontaxa basierenden Trophieindex für Seen.

See(sub-)typen (u.a. nach Mathes et al. 2002)	**Indikatorliste für**	**Abkürzung**	**Anzahl Indikatortaxa**	**Anzahl taxonomische Einheiten**	**Anzahl der Doppel- oder Mehrfachtaxa/ Gattungen**
1, 2, 3 und 4	natürliche Seen, AWB und HMWB der Ökoregion Alpen	AVA	132	213	25
10 und 13	geschichtete natürliche Seen des norddeutschen Tieflands	Tgesch	115	173	21
11, 12 und 14	polymiktische natürliche Seen des norddt. Tieflands	Tpoly	111	193	27
5, 6, 7, 8, 9	natürliche Seen, AWB und HMWB im Mittelgebirge, in der Regel über 200 m ü NN.	MG	121	190	19
10.1k, 10.2k und 13k*	geschichtete AWB, HMWB und Sondertypen des norddt. und oberreinischen Tieflands	TgeschAWB	137	195	21
11.1k, 11.2k, 12k und 14k*	polymiktische AWB, HMWB u. Sondertypen des norddeutschen und oberrh. Tieflands	TpolyAWB	113	162	14

Im Folgenden soll anhand von Anwendungsbeispielen von Seen des Alpenraumes und der norddeutschen Tiefebene die Trophieklassifikation mit dem PTSI veranschaulicht und die Stärken und Schwächen dieses Index gezeigt und diskutiert werden. Für die Trophieklassifikation mit dem PTSI stehen derzeit insgesamt sechs Indikatorlisten zur Verfügung. Deren Umfang und Anwendungsbereiche sind in Tab. 2 kurz beschrieben. Die Notwendigkeit der "doppelten" Listen im Tiefland – natürliche versus vorwiegend künstliche Seen (k-AWB-Typen) - ergibt sich aus der unterschiedlichen Struktur (AWB-Datensatz enthält mit Bagger- und Tagebauseen viel mehr oligotrophe Gewässer) und Datenqualität (in AWB-Datensatz bessere taxonomische Auflösung) in den Seengruppen.

Fallbeispiele der Trophieklassifikation mit dem PTSI

Zur Beschreibung der Funktionsweise des PTSI wurden aus dem Datensatz der alpinen geschichteten Seen drei Beispiele ausgewählt: 1. Der Königssee im Jahr 2008, der mit einer mittleren Tiefe von 100 m und einem ultra-oligotrophen Trophiestatus eine Besonderheit im deutschen Seendatensatz darstellt. 2. Der schwach mesotrophe Ammersee 2008 und 3. der Abtsdorfer See 2005, der bei nahezu gleicher LAWA-Trophie (s. Tab. 3) eine deutlich andere Artenzusammensetzung als der Ammersee aufweist. Ein weiteres Fallbeispiel kommt aus dem Tieflanddatensatz: 4. Der polymiktische, polytrophe Mözener See in Schleswig-Holstein im Jahr 2007.

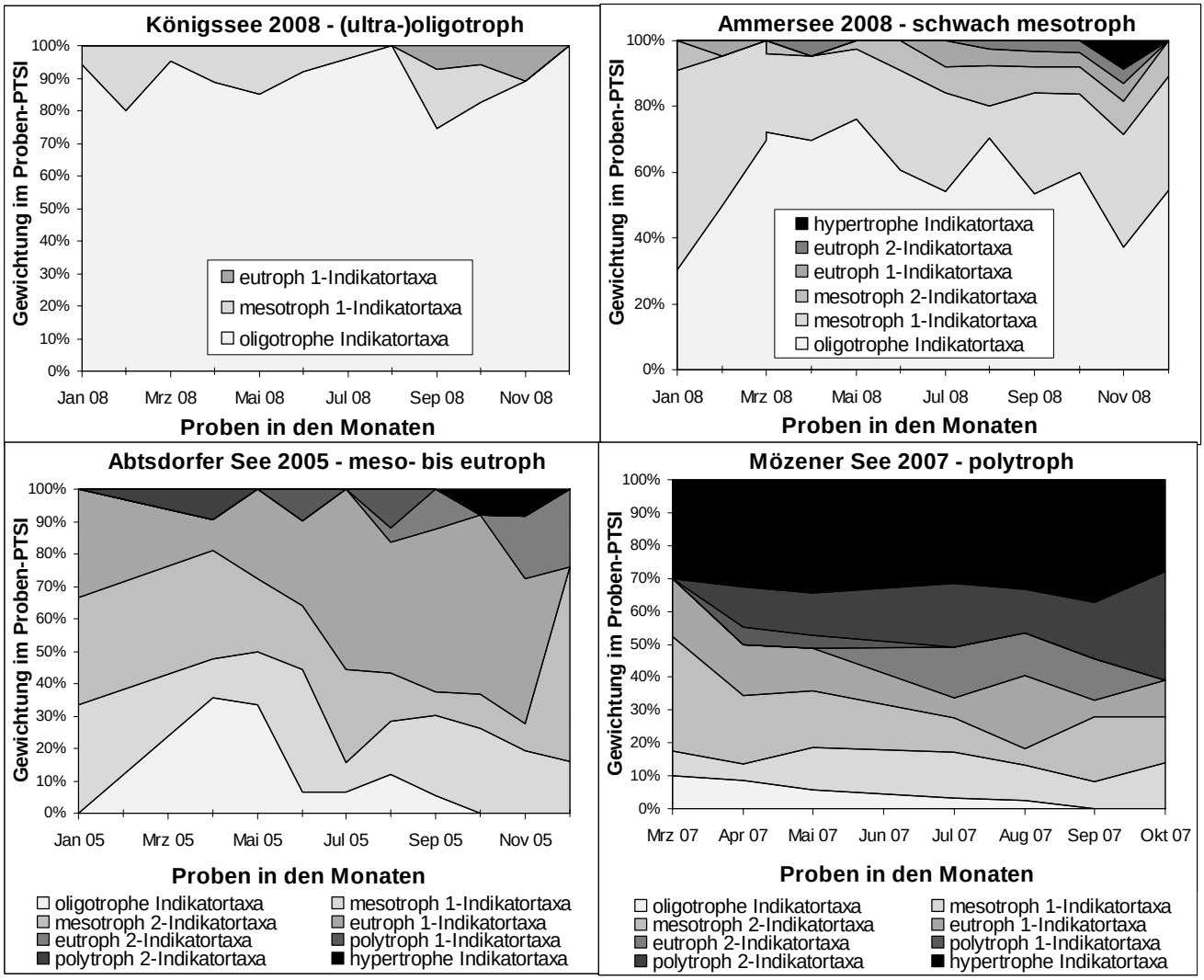


Abb. 1: Trophieklassifizierung mit dem PTSI – Fallbeispiele Ökoregion Alpen: Königssee 2008, Ammersee 2008 und Abtsdorfer See 2005 sowie Norddeutsches Tiefland: Mözener See 2007.

Ergebnisse und Fazit der Trophieklassifikation mit dem PTSI

Oligotrophe Trophiesituationen werden meist eindeutig durch typische Taxa angezeigt (s. Beispiel Königssee in Abb. 1). Es können wenige meso- bis eutroph eingestufte Indikatortaxa vorkommen, dies jedoch meist nur zeitweise oder in geringer Häufigkeit. Bereits im schwach mesotrophen Ammersee (LAWA-Index von 1,8 im Jahr 2008) treten neben den dominanten oligo- und mesotraphenten Indikatorarten eu- bis hypertraphente Taxa auf. Deren Biomasse ist jedoch gering und sie erhalten deshalb im PTSI nur eine geringe Gewichtung, was zu plausiblen Ergebnissen führt (s. Tab. 3).

Tab. 3: Trophische Kenngrößen, Gesamtphosphorgehalt und Trophieindices der vier Beispielseen.

Gewässerjahr	Gewässertyp	Chl a-Saison-mittel (µg/l)	Chl a-Maximum (µg/l)	BV-Saison-mittel (mm^3/L)	TP-Saison-mittel (µg/l)	LAWA-Index	PTSI-Klassifikation
Königssee 2008	Alpensee, mittl. Tiefe 100 m	2,0	3,0	0,4	5,2	1,1	1,0
Ammersee 2008	Alpensee, mittl. Tiefe 38 m	3,9	5,0	1,0	9,9	1,8	1,5
Abtsdorfer See 2005	Voralpensee, mittl. Tiefe 11 m	2,3	4,6	4,4	34,0	1,8	2,5
Mözener See 2007	polymiktischer norddt. Tieflandsee, mittl. Tiefe 3,7 m	96	164	17	173	4,0	3,5

Im Abtsdorfer See, dessen LAWA-Index von 1,8 (s. Tab. 3) identisch mit dem des Ammersees ist, tritt eine grundlegend andere Artenzusammensetzung auf (vergl. in Abb. 1). Bedingt durch den höheren Nährstoffstatus, welcher sich in der Gesamtphosphorkonzentrationen (s. Tab. 3) zeigt, werden die oligo- und mesotraphenten Arten zurückgedrängt und es wurde ein Mosaik von oligo- bis hypertroph eingestuften Taxa gefunden. Während der LAWA-Index aufgrund von geringen Chlorophyll a-Konzentrationen noch den schwach mesotrophen Trophiezustand anzeigt (s. Tab. 3), reagiert der PTSI sehr eindeutig auf die erhöhten TP-Gehalte und klassifiziert den Abtsdorfer See plausibel in den Übergangsbereich von der meso- zur eutrophen Trophieklasse.

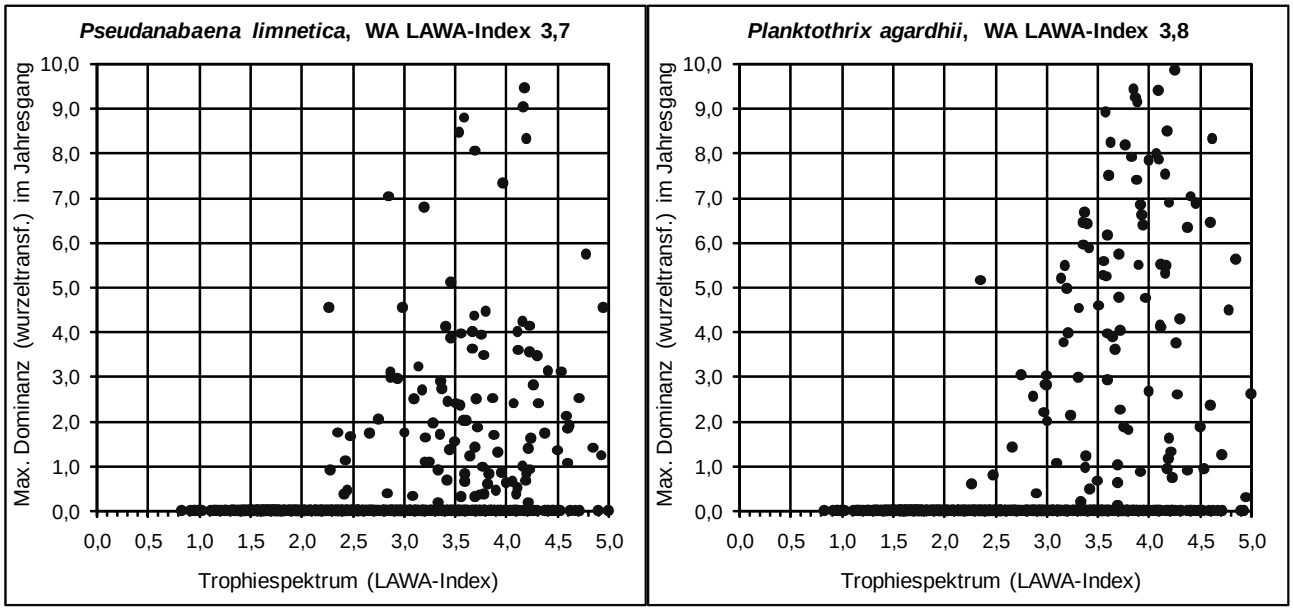


Abb. 2: Vorkommen von Beispieltaxa im Trophiespektrum des LAWA-Index in polymiktischen Seen des norddeutschen Tieflands. (WA = weighted average des LAWA-Index des Taxons).

Im polytrophen Mözener See treten neben den erwarteten poly-bis hypertraphenten Taxa auch oligotroph- bis eutroph eingestufte Taxa auf. In der Summe bewirken die letztgenannten Taxa einen zu optimistisch ausfallenden PTSI. Der PTSI indiziert hier eine Trophiestufe besser als der LAWA-Index. Diese Beobachtung konnte bei der Validierung des Verfahrens insbesondere bei eutrophen Flachseen im Tiefland häufiger gemacht werden. Für die tendenziell etwas zu niedrige Einstufung sind folgende Ursachen gefunden worden: 1. Einige lediglich meso- bis eutroph eingestufte Taxa (Trophiewerte 2,5 bis 3,5, s. Mischke et al. 2008) streuen stark im Trophiespektrum und weisen ggf. eine zu geringe Spezifität genau für diesen Trophiestatus auf. Typisches Beispiel ist *Asterionella formosa*. 2. Indikatortaxa, die zwischen stark eutrophem und poly- oder hypertrophem Trophiestatus differenzieren, gibt es nicht, d.h. die Indikation kann in diesem Trophiebereich nicht so treffsicher sein. Taxa mit starker Streuung im "eutrophen" Block sind z.B. *Planktothrix agardhii* und *Pseudanabaena limnetica* (s. Abb. 2).

Zusammenfassung

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons indiziert in den meisten Fällen zuverlässig Nährstoffbelastungszustände. Der PTSI stellt eine sinnvolle Ergänzung zum LAWA-Index dar. Oligotrophe Zustände werden sehr eindeutig von typischen Indikatortaxa angezeigt. In schwach mesotrophen Seen treten vereinzelt aber meist mit geringer Biomasse eutraphente Taxa auf. Bereits in stark mesotrophen Seen findet sich eine Mischung von oligo- bis eutraphenten Indikatortaxa. In stark eutrophen bis hypertrophen Seen kann die Trophieindikation ungenauer ausfallen, da es keine Taxa gibt, die spezifisch nur in eutrophen oder nur in poly- bis hypertrophen Situationen vorkommen. Im Bewertungsverfahren werden die beschriebenen Stärken und Schwächen der Indikatortaxa seetypspezifisch in Gewichtungsfaktoren zur Errechnung des Gesamtindex PSI berücksichtigt.

Danksagung

Die Projekte wurde mit Mitteln des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2006-2009 gefördert. Dank gilt allen Daten gebenden Stellen in den Bundesländern, den Talsperrenverbänden und Gemeinden. Wir danken für die gute Zusammenarbeit mit dem LAWA-Expertenkreis „Seen“ mit den Obleuten Gudrun Plambeck & Jochen Schaumburg.

Literatur

Hoehn, E., Riedmüller, U., Leßmann, D. & Nixdorf, B. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen Seen (Baggerseen und pH-neutrale Tagebauseen) sowie erheblich veränderten Gewässern (Talsperren) anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht LAWA-Projekt-Nr: O 3.06, 98 S..

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. 74 S..

Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.): Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02: 15-24.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA–Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow, Februar, 2008. Gewässerreport 10, BTU Cottbus Aktuelle Reihe 2/08: 7-146.

Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E., Riedmüller, U. (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarb. Endbericht zum LAWA – Projekt OK 5.90. Stand März 2006. 152 S. zzgl. Anhang.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Verteilung planktischer Metazoen entlang von Salinitäts- und Trübungsgradienten im Ems-Ästuar

Helge Norf[1], Timm Reinhardt[2], Hartmut Arndt[2] & Andreas Schöl[1]

[1] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz. [2] Universität zu Köln, Biowissenschaftliches Zentrum, Zülpicher Str. 47b, 50674 Köln.

Keywords: Ems-Ästuar, Fluid mud, Gemeinschaftsstruktur, Seston, Salinität, Zooplankton

Einleitung

Seit Anfang der 1980er Jahre wurde die Unterems durch Begradigungen und Vertiefungen stetig den Bedürfnissen der Schifffahrt angepasst. Neben dem für Ästuare charakteristischen Salinitätsgradienten ist das innere Ems-Ästuar durch das heute stark veränderte Tideregime zeitweise von sehr hohen Sestongehalten geprägt, die sich stellenweise in sohlennahen „fluid mud"-Schichten (>50 g l^{-1} Seston), Schlammwolken sowie Schlammbänken an den Emsufern niederschlagen. Regelmäßig im Sommer treten in der Unterems kritische Sauerstoffkonzentrationen auf. Salinität, Seston- und Sauerstoffgehalte sind wichtige Faktoren für die Verteilung planktischer Metazoen. Trotz seiner Sonderstellung als Lebensraum, gibt es nur wenige aktuelle Untersuchungen zu der Verteilung planktischer Metazoen im Ems-Ästuar.

Material und Methoden

Am 15. Mai und 10. September 2008 wurden mit Unterstützung der „Friesland" (Abb. 1a) vom Wasser- und Schifffahrtsamt Emden zwei Längsbereisungen des Ems-Ästuars durchgeführt. Die Routen der Bereisungen führten von der Insel Borkum (Ems-km 90) über Papenburg (Ems-km 0) bis zum Wehr Herbrum (Ems-km -12). Zusätzlich wurde ein von der Tide unbeeinflusster Standort in der Mittelems (Ems-km -15) beprobt. Die Messfahrten wurden jeweils gegen das ablaufende Wasser, d.h. bei Ebbe, durchgeführt.

Die Beprobungen erfolgten unter Verwendung eines Durchflusssystems an Bord des Messschiffs, in das aus etwa 1,5 m Tiefe Wasser gepumpt wurde (Abb. 1b). Die Parameter Sauerstoff (mg l^{-1}) und Salinität (PSU) wurden mittels Multisonden (YSI 6920) in 20 Sekunden Intervallen gemessen. Für die Bestimmung des Sestongehalts (mg l^{-1}) wurden alle 20 Minuten Wasserproben entnommen, die anschließend über gravimetrische Messverfahren im Labor analysiert wurden. Für die Untersuchung des Zooplanktons wurden 8–30 l Emswasser mittels Planktonnetz (55 µm) beprobt, wobei das Gesamtprobevolumen von der Trübung am Messort abhing. Das aufkonzentrierte Zooplankton wurde zur späteren Bestimmung mit 2% Formol fixiert.



Abb. 1: (a) Die „Friesland“ vom WSA Emden. (b) Probenahmeeinheit mit kontinuierlichem Ems-Wasserdurchfluss. i: YSI-Multisonden, ii: LANGE Trübungsmessgerät, iii: bbe-Moldaenke Chlorophyll-*a*-Messsonde, iv: Zapfhahn für manuelle Probenahme.

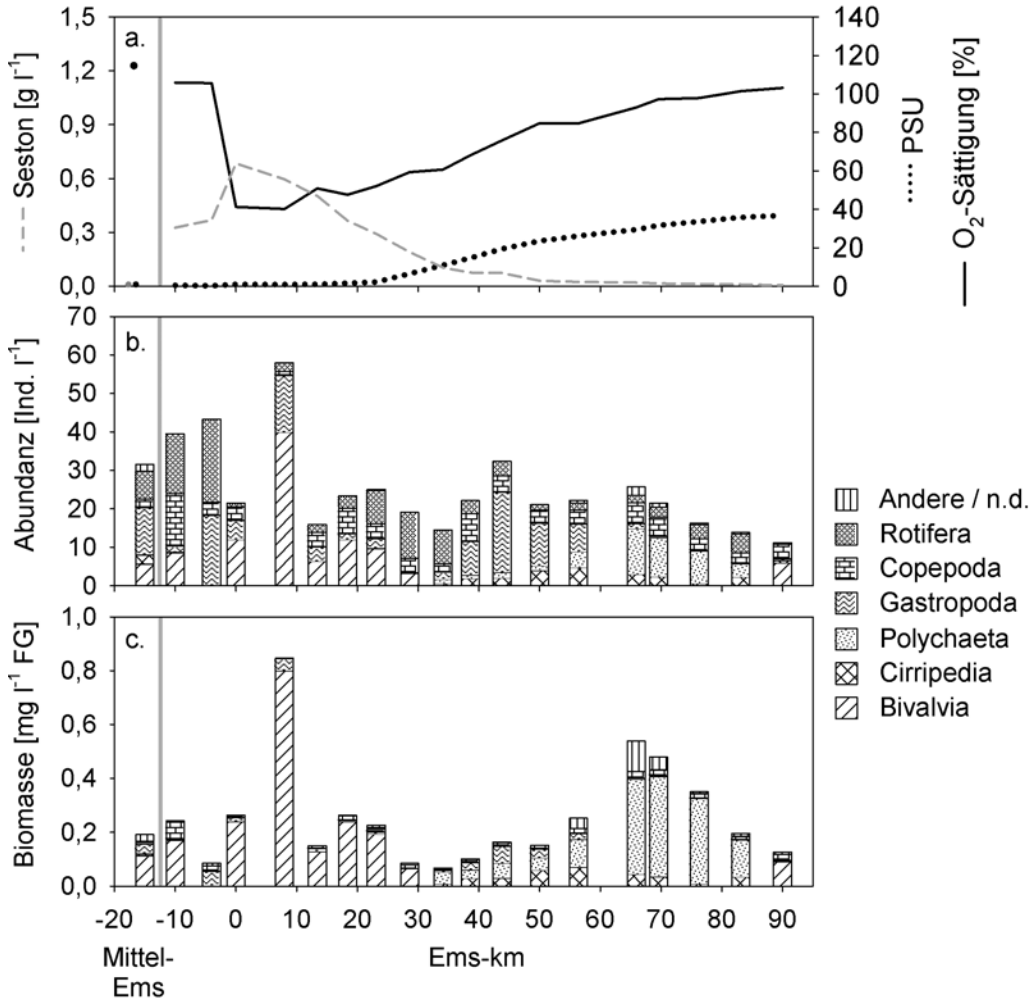


Abb. 2: Ergebnisse der BfG-Bereisungen des Ems-Ästuars im Mai 2008. (a) Sestongehalt, PSU, O2-Sättigung, (b) Abundanz und (c) Biomasse planktischer Metazoen entlang des Ems-Ästuars. Die vertikale graue Linie in den Tafeln symbolisiert das Wehr Herbrum und damit den Übergang zur Mittelems.

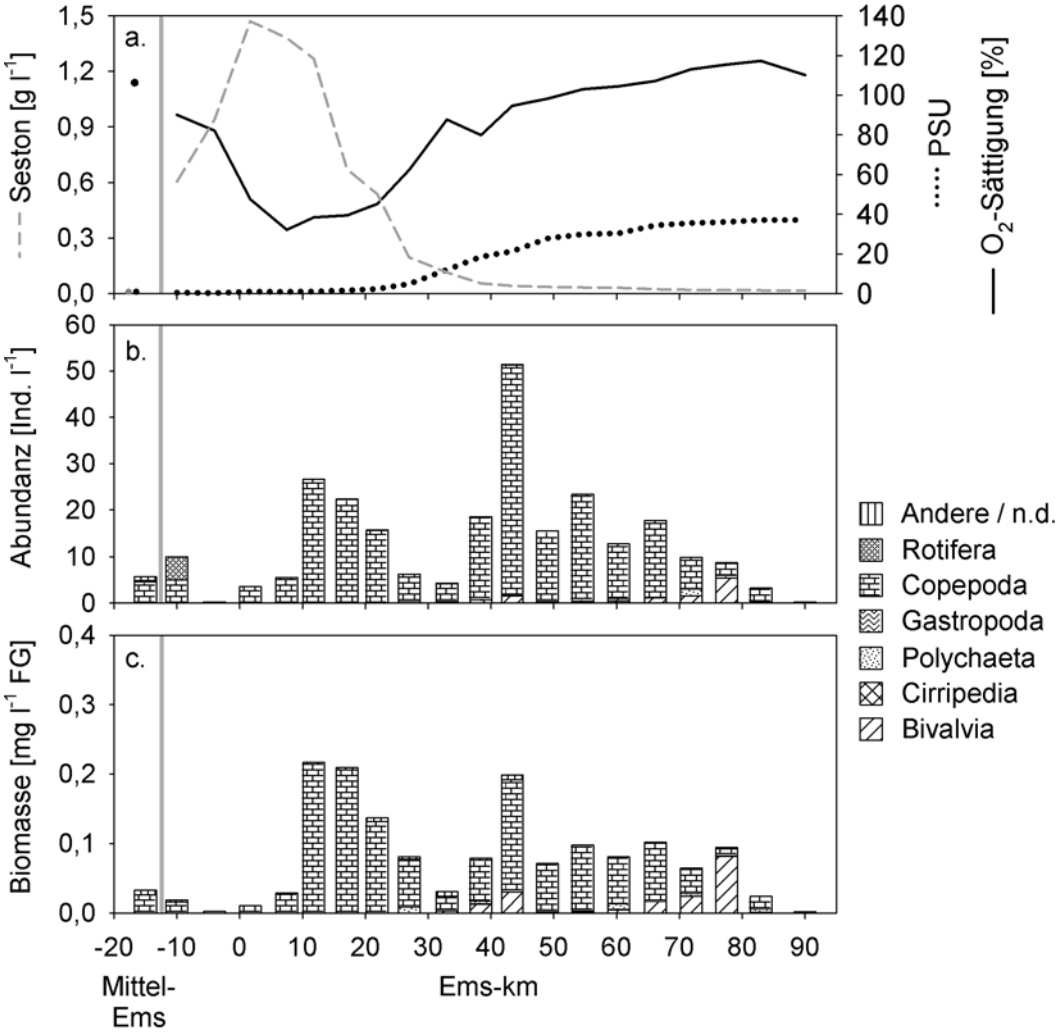


Abb. 3: Ergebnisse der BfG-Bereisungen des Ems-Ästuars im September 2008. (a) Sestongehalt, PSU, O2-Sättigung, (b) Abundanz und (c) Biomasse planktischer Metazoen entlang des Ems-Ästuars. Die vertikale graue Linie in den Tafeln symbolisiert das Wehr Herbrum und damit den Übergang zur Mittelems.

Ergebnisse

Abiotische Parameter

Bei beiden Bereisungen zeigten sich deutliche Gradienten von Leitfähigkeit, Seston- und Sauerstoffgehalt entlang des Ems-Ästuars (Abb. 2a+3a). Seston- und Sauerstoffgehalte waren dabei signifikant negativ korreliert (Pearson Korrelation. Mai 2008: r=-0,7; p<0,05. Sep 2008: r=-0,8; p<0,001). Stromaufwärts von Papenburg (Ems-km 0) traten in Folge der Einmischung von Wasser aus der Mittelems deutlich niedrigere Seston- und höhere Sauerstoffgehalte auf.

Zooplankton

Im Mai 2008 war das Zooplankton im Ems-Ästuar stark von meroplanktischen Larven geprägt, wobei Muschellarven hauptsächlich auf den inneren und Cirripedia- sowie Polychaetenlarven auf den äußeren Ästuarbereich beschränkt waren (Abb. 2b, c). Unter den Holoplanktern dominierten Rotatorien und Larvenstadien (75%) von Copepoden. Bemerkenswert war insbesondere das Auftre-

ten der aus dem Süß- und Brackwasser bekannten, Bakterien fressenden *Filinia terminalis* (Rotifera, Monogononta) entlang des gesamten Ems-Ästuars. Demgegenüber wurde die vorwiegend marine *Acartia* spp. (Copepoda, Calanoida) auch nur im marin beeinflussten Abschnitt bis zum Dollart (Ems-km 36–48) gefunden.

Im September 2008 dominierten Copepoden (*Acartia* spp., *Eurytremora* spp.), die ihr Maximum im mittleren Ästuarbereich (Ems-km 42) erreichten (Abb. 3b, c). Meroplanktische Metazoen wie Muschellarven traten nur vereinzelt und nur im äußeren Ästuar auf. Dies führte zu einer deutlich verminderten Zooplanktonbiomasse gegenüber Mai 2008. Insbesondere im oberen Flussverlauf war die Copepodenpopulation stark reduziert, möglicherweise verursacht durch die massive Trübung in diesem Flussabschnitt, in deren Folge sich auch die Sauerstoffsättigung stark verminderte.

Schlussfolgerungen

Insgesamt waren die Zooplanktondichten trotz unterschiedlicher Methodiken (Netzmaschenweite, Probevolumen) vergleichbar mit früheren Untersuchungen (vgl. Baretta & Malschaert 1988; Satour & Castel 1995). Allerdings zeigten sich Unterschiede bei der Zusammensetzung insbesondere des Frühjahrszooplanktons: Während meroplanktische Larven in früheren Arbeiten ausschließlich im äußeren Ästuar gefunden wurden (v.a. Polychaeta), traten aktuell hohe Meroplanktonabundanzen im gesamten Ästuar auf. Dieser Unterschied könnte auf dem veränderten Strömungsregime nach dem Ausbau der Unterems, mit einem heute stromaufwärts gerichteten Transportstrom, beruhen.

Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei dem Wasser- und Schifffahrtsamt Emden, insbesondere der Besatzung der „Friesland“, und bei Walter Krings für die technische Unterstützung während der Messfahrten.

Literatur

Baretta JW, Malschaert JFP (1988) Distribution and abundance of the zooplankton of the Ems Estuary (North Sea). Neth J Sea Res 22: 69–91.

Sautour B, Castel J (1995) Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. Hydrobiologia 311: 139–151.

BENTHOS/BENTHISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN

DITSCHE-KURU, P., J.H.E. KOOP & ST. GORB: Haftung in der Strömung: Die Rolle der Kiemenblättchen von Epeorus assimilis (Ephemeroptera) bei der Anhaftung auf Substraten verschiedener Rauheit

DOMISCH, S., S. C. JÄHNIG & P. HAASE: Modellierung klimabedingter Arealverschiebungen ausgewählter Makrozoobenthosarten

GELLERT, G. & ST. BEHRENS: Biozönotische Maßzahlen am Beispiel der Makrozoobenthosbesiedlung zur Bestimmung der ökologischen Qualität von Fließgewässern aus hydromorphologischer Sicht

GERHARDT, M., A. SUNDERMANN & P. HAASE: Welche Parameter bieten den größten Erklärungsgrad für das Vorkommen benthischer Invertebraten?

HENSEL, S. & E. KIEL: Ansiedelung und räumliche Verteilung von Makrozoobenthos in Fließgewässer-Mesokosmen

MARTEN, M.: Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs

MARTIN, P.: Erste Befunde zum Parasitismus der Wassermilben zweier Bäche Luxemburgs unter besonderer Berücksichtigung des Parasitismus von Arten des hyporheischen Interstitials

MEWES, D., ST. GORB, J. KOOP & P. DITSCHE-KURU: Antifouling im Süßwasser: Möglichkeiten der Reduktion des Bewuchses mit Dreissena polymorpha durch Einsatz strukturierter Oberflächen

RADEMACHER, U. & E. KIEL: Vergleichende faunistische Untersuchungen an makrophytenreichen Gräben mit und ohne Brackwassereinfluss in der Unterwesermarsch

SCHNEIDER, A.-K.: Größenstrukturierte Populationsdynamik von Gammarus pulex unter verschiedenen Temperaturregimen

SCHREIBER, J., M. PUSCH & M. BRAUNS: Mindestbeprobungsflächen vom litoralen Makrozoobenthos für eine repräsentative Bestimmung des ökologischen Zustandes von Seen

TITTIZER, TH.: Neue Heimat für die „Theißblüte“ Palingenia longicauda

ZEIDLER, M. & E. I. MEYER: Mikrosatelliten als molekulargenetische Marker zur Aufklärung der Metapopulationsstruktur dreier Amphipodenarten in einem durch Karst beeinflussten Gewässersystem

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Haftung in der Strömung: Die Rolle der Kiemenblättchen von *Epeorus assimilis* (Ephemeroptera) bei der Anhaftung auf Substraten verschiedener Rauheit

Petra Ditsche-Kuru[1], Jochen H.E. Koop[2] & Stanislav Gorb[3,4]

[1] Nees-Institut für Diversität der Pflanzen, Biological Interfaces Group, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Meckenheimer Alle 170, 53115 Bonn, ditsche-kuru@bafg.de, [2]Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat für Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56002 Koblenz; koop@bafg.de , [3]Evolutionary Biomaterials Group, Max Planck Institut für Metallforschung, Stuttgart, [4]Abteilung für Funktionelle Morphologie und Biomechanik, Universität Kiel

Keywords: Makrozoobenthos, Heptageniiden, Oberflächenstruktur, Strömungsanpassungen, Haftung

Einleitung

Die Larven der Heptageniidae *Epeorus assimilis* leben in schnell strömenden Gewässerbereichen. Dort halten sie sich, zumindest zeitweise, auf den strömungsexponierten Steinoberflächen auf, um den Algenbewuchs abzuweiden. Statzner & Holm (1982) zeigten für die verwandten *Ecdyonurus*-Larven, dass diese deutlich durch die Strömung beeinflusst werden und nicht, wie früher angenommen, relativ geschützt in der Grenzschicht leben (Ambühl 1959). Darüber hinaus unterliegt die Höhe der Grenzschicht im Fließgewässer starken Schwankungen, da sie von der Position auf dem Substrat, der Fließgeschwindigkeit und der dynamische Viskosität abhängig ist. In der Strömung sind die Tiere sowohl Schub- als auch Auftriebskräften ausgesetzt (Vogel 1996).

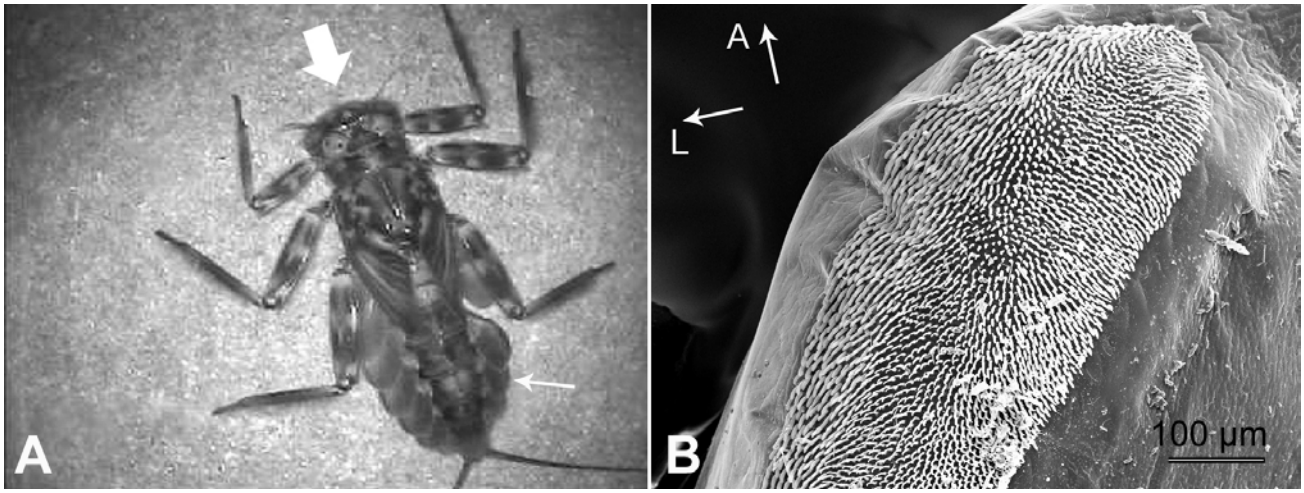


Abb. 1: (A) Larve von *Epeorus assimilis* auf einem Stein sitzend. Der breite Pfeil zeigt die Strömungsrichtung, der schmale Pfeil auf die Kiemenblättchen, (B) Setae auf der Unterseite der Kiemenblättchen; Abkürzungen: A - anterior (vorne), L - lateral (seitlich).

Die Larven von *Epeorus assimilis* fallen durch ihre verbreiterten Kiemenblättchen auf, deren Anordnung optisch an einen Saugnapf erinnert (Abb. 1A). Entgegen früherer Annahmen wirken die Kiemenblättchen jedoch nicht wie ein hydraulischer Saugnapf und bleiben in der Strömung schräg angestellt (Ditsche-Kuru & Koop 2007, 2009). Auf dem Teil des Kiemenblättchens, welcher mit dem Untergrund in Kontakt bleibt, befinden sich dicht mit Setae bestandene Bereiche (Abb. 1B). Diese Strukturen wurden bereits 1930 von Hora bemerkt, jedoch für eine *Epeorus*-Larve aus dem Himalaya unter Nutzung von Lichtmikroskopie als Dornen mit scharfen Spitzen beschrieben, welche als enorme Reibkissen funktionieren sollten. Ditsche-Kuru & Koop (2009) zeigen für *Epeorus assimilis* dagegen Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Setae mit stumpfen Spitzen.

Interessanterweise erinnern die Setae in ihrem Erscheinungsbild stark an die „haarigen" Haftkissen terrestrischer Insekten (Ditsche-Kuru & Koop 2009). Letztere weisen außerordentliche mechanischen Eigenschaften auf, wie hohe Haftkraft, schnelle Ablösung und Richtungsbezogenheit (Gorb 2001, Gorb et al. 2002). Experimente mit terrestrischen Insekten (Fliegen, Käfern) zeigen einen entscheidenden Einfluss der Rauheit auf die Haftung (Gorb 2001, Dai et al. 2002). Derartige Untersuchungen wurden für *Epeorus*-Larven bisher nicht durchgeführt. Interessant erscheint in diesem Zusammenhang auch, dass *E. assimilis* auf glatten Oberflächen beobachtet wurde (Ambühl 1959, Ditsche-Kuru pers. Beobachtung). Die folgende Arbeit befasst sich vor allem mit den Fragen: (1) Welche Rolle spielen die Setae auf der Unterseite der Kiemenblättchen bei der Anhaftung? (2) Wie beeinflusst die Oberflächenrauheit die Reibungskraft?

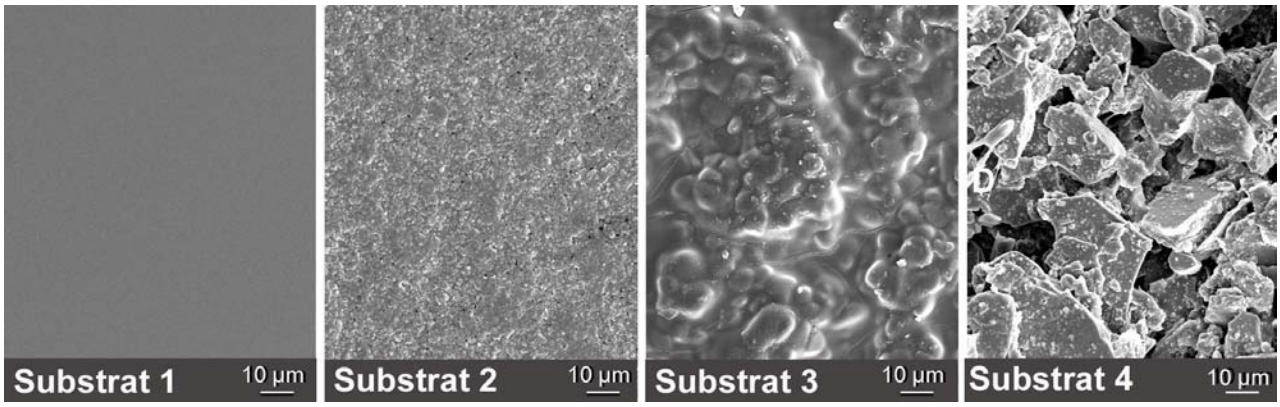


Abb. 2: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der vier untersuchten Substrate unterschiedlicher Rauheit.

Material und Methoden

Die Reibungskraft der Kiemenblättchen der *E. assimilis*-Larven wurde auf vier Substraten unterschiedlicher Rauheit bestimmt (Abb. 2). Dabei handelte es sich um Glas sowie Schleif- und Polierpapier definierter Rauheit. Für die Experimente wurden toten Larven die Beine entfernt und die Tiere so in Wachs präpariert, dass die Ausrichtung der Kiemenblättchen der Ausrichtung in der Strömung entsprach. Diese Tierpräparate wurden mittels eines Mikromanipulators mit definierter Geschwindigkeit (100 µm/s) in horizontaler Richtung in Strömungsrichtung über das Substrat gezogen, wobei die Reibungskraft von einem Sensor aufgenommen und digital aufgezeichnet wurde. Dies wurde zunächst an den Tierpräparaten mit Kiemenblättchen durchgeführt und dann nach Entfernung der Kiemenblättchen nochmals mit den gleichen Präparaten wiederholt. Untersucht wurden 5 Parallelen, wobei die Normalkraft der untersuchten Präparate 11,9 bis 12,6 mN betrug.

Für rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen wurden gut erhaltene Exemplare des letzten Larvenstadiums in einer Alkoholreihe mit aufsteigender Konzentration entwässert, Kritisch Punkt getrocknet, auf einen Halter montiert und mit Gold-Paladium besputtert (6 nm). Die Präparate wurden in dem Rasterelektronenmikroskop Hitachi S-4800 SEM (Tokyo, Japan) mit 3 kV untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen zeigen, dass sich auf der Unterseite der Kiemenblättchen vier unterschiedliche Setae-Typen befinden. Setae-Typ 2 ist an der Spitze gebogen und stumpf. Dieser Setae-Typ bedeckt mit Abstand die meiste Fläche der Haftkissen (Abb. 3A, B). Setae-Typ 1 kommt nur im vorderen Randbereich der Haftkissen vor. Auch diese Setae sind stumpf, sie sind jedoch bereits an der Basis stark abgebogen (Abb. 3A, C). Im Gegensatz zu den ersten beiden ist der Setae-Typ 3 sichelartig gebogen und spitz zulaufend. Setae-Typ 3 befindet sich im lateralen Randbereich der Haftkissen (Abb. 3A, D). Lange stumpfe Setae (Seate-Typ 4) schließen den lateralen Randbereich der Haftkissen nach außen hin ab.

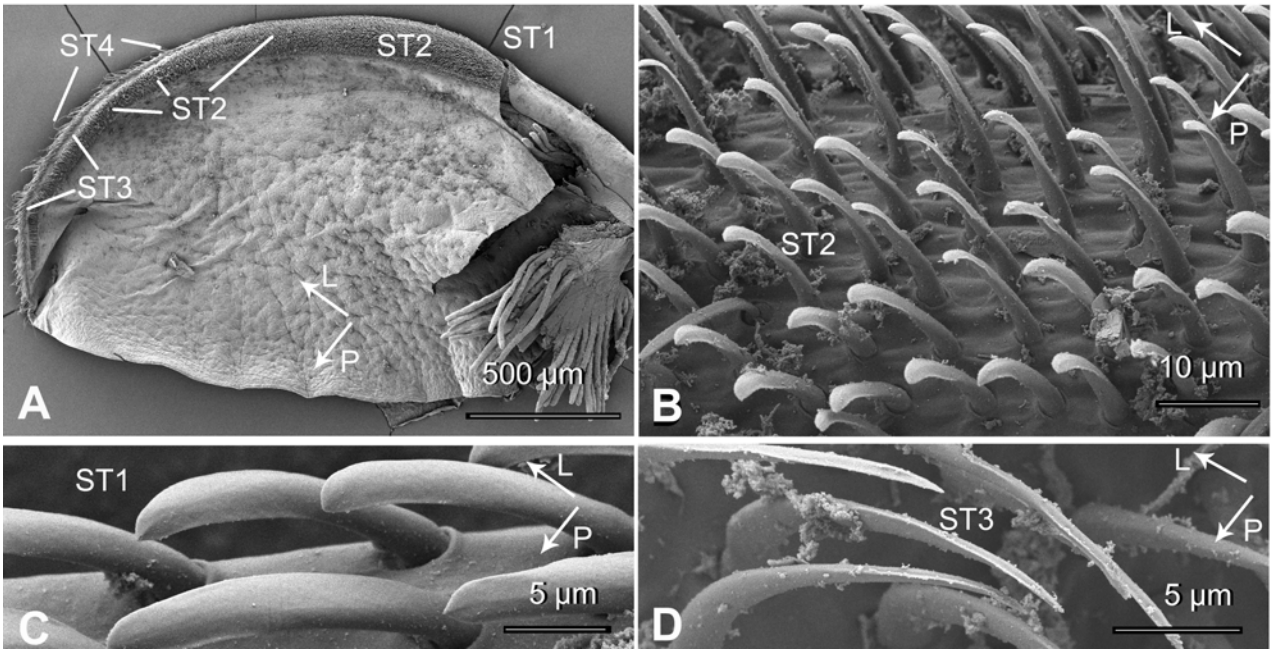


Abb. 3: Auf der Unterseite der Kiemenblättchen befinden sich vier verschiedenen Setae-Typen, (A) Übersichtsbild, (B) Setae-Typ 2, (C) Setae-Typ 1, (D) Setae-Typ 3; Abkürzungen: L - lateral (seitlich), P-posterior (hinten), ST-Setae-Typ.

Die Messungen der Reibungskraft zeigten auf drei von vier untersuchten Substraten eine signifikante Erhöhung der Reibungskraft durch die Kiemenblättchen. Der Beitrag der Kiemenblättchen zur Reibungskraft war dabei von der Rauheit der Oberfläche abhängig. Ein signifikanter Beitrag wurde auf Substraten mit geringer (Substrat 2) und mit grober Rauheit (Substrat 4) gemessen. Auf diesen rauen Substraten wird die Reibung vermutlich vor allem durch Verklammerungseffekte zwischen den Setae und den Unebenheiten des Substrates erhöht. Dabei könnte der Setae-Typ 3 mit seinen scharfen Spitzen eine wichtige Rolle übernehmen. Auf einem Substrat mittlerer Rauheit (Substrat 3) verursachten die Kiemenblättchen dagegen überraschenderweise keinen signifikanten Beitrag zur Reibung. Dieses Substrat weist eine deutliche Höhenstrukturierung auf und hat im Gegensatz zu

den anderen Rauheiten abgerundete Oberflächenstrukturen (Abb. 2). Interessanterweise war die Reibungskraft der Kiemenblättchen auch auf der glatten Oberfläche (Substrat 1) signifikant erhöht. Dies zeigt, dass die erhöhte Reibung nicht nur durch Verklammerungseffekte zustande kommen kann. Die abgebogenen stumpfen Spitzen des dominierenden Setae-Typs (Setae-Typ 2) können durch eine Anpassung an den Untergrund zu einer Vergrößerung der Kontaktfläche führen. Die Erhöhung der Reibungskraft erscheint im Zusammenhang mit der Fähigkeit der *Epeorus*-Larven sich auf glatten Oberflächen festzuhalten besonders bemerkenswert. In dem natürlichen Lebensraum der *Epeorus*-Larven kommen solch glatte Oberflächen natürlicherweise eher nicht vor, vielmehr stellen mit Biofilm bedeckte Steine den typischen Untergrund dar. Wir nehmen daher an, dass die Erhöhung der Reibung auf glatten Oberflächen ein Seiteneffekt ist und die Strukturen möglicherweise eigentlich der Haftung auf Biofilmen dienen.

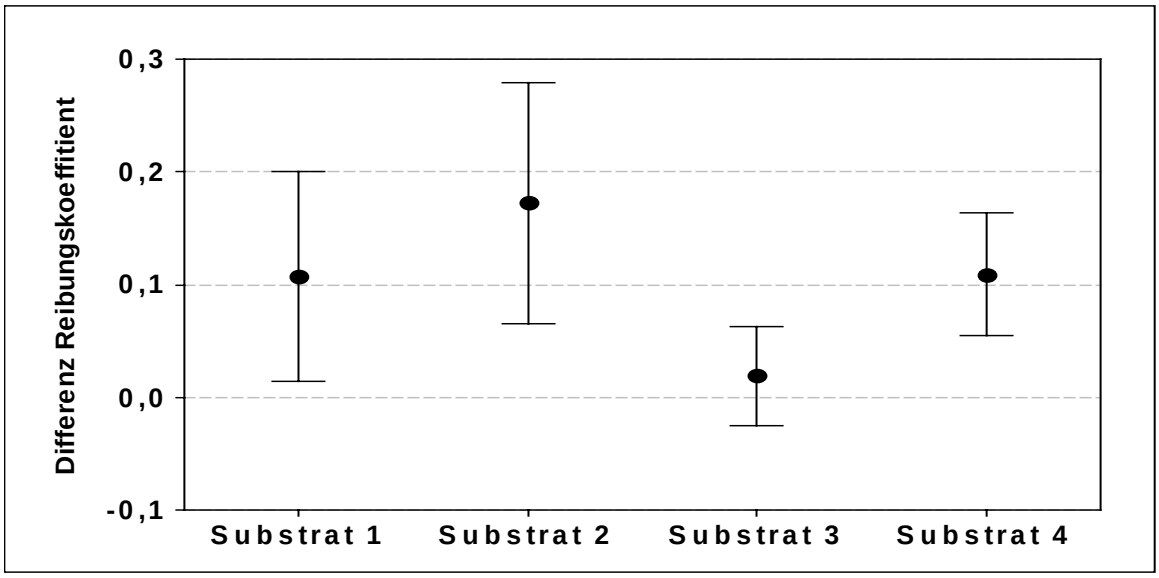


Abb. 4: Differenz des Reibungskoeffizienten (Δ μ) zwischen Reibungskoeffizienten gemessen an Larven mit und ohne Kiemenblättchen auf Substraten verschiedener Rauheit

Der Reibungskoeffizient μ ist der Quotient aus der Reibungskraft und der Normalkraft. Er erlaubt den Vergleich der Reibung bei verschiedenen Normalkräften. Die Differenz des Reibungskoeffizienten mit/ohne Kiemenblättchen (Δ μ) war für die Substrate 2 und 4 am höchsten. Auf dem glatten Substrat (Substrat 1) war Δ μ etwas geringer und auf Substrat 3 nicht signifikant (Abb. 4). Das gleiche Verhältnis des Reibungskoeffizienten der Kiemenblättchen auf den unterschiedlichen Rauheiten wurde auch bei höheren Normalkräften ermittelt (Ditsche-Kuru et al. 2008).

Insgesamt war der Beitrag der Kiemenblättchen zur Reibung jedoch geringer als erwartet. Dies könnte in einer im Vergleich zu den natürlichen Bedingungen schlechteren Anpassung der Kiemenblättchen an den Untergrund begründet sein (schwierige Präparation, mögliche Effekte durch die Rehydrierung der Larven). Insbesondere konnte mit Hilfe von Videountersuchungen gezeigt werden, dass die Kiemenblättchen nicht, wie bisher angenommen, unbeweglich sind (Ambühl 1959, Baeumer et al. 2000) sondern in geringer Auslenkung aktiv bewegt werden können (Ditsche-Kuru, pers. Beobachtung).

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Setae-Haftkissen auf der Unterseite der Kiemenblättchen auf glatten und auf einigen rauen Oberflächen signifikant die Reibung erhöhen. Auf bestimmten Oberflächenstrukturen mittlerer Rauheiten wurde dagegen kein Beitrag zur Reibungskraft gemessen. Der Reibungskoeffizient der Kiemenblättchen war abhängig von der Rauheit des Substrates. Die Ergebnisse legen nahe, dass sowohl Verklammerungseffekte als auch molekulare Wechselwirkung eine Rolle bei der Anhaftung spielen. Der Beitrag der Kiemenblättchen war jedoch geringer als erwartet, was an einer im Vergleich zu den natürlichen Verhältnissen geringeren Kontaktfläche zwischen Haftkissen und Substrat liegen kann (mögliche Veränderungen in den Materialeigenschaften, Verlust der aktiven Kontrolle der Körperpositionierung).

Danksagung

Roland Bellstedt (Naturkundemuseum Gotha) stellte freundlicherweise *Epeorus assimilis* – Larven zur Verfügung. Diese Arbeit wurde finanziell unterstützt von der Bundesanstalt für Gewässerkunde und dem Bundesministerium für Bau, Verkehr und Straßenwesen (PDK) sowie als Teil der European Science Foundation EUROCORES Programm FANAS von der DFG und dem sechsten Rahmenprogramm EC (SNG).

Literatur

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

Baeumer, C., Pirow, R. and 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.

Dai, Z., Gorb, S. N. & Schwarz, U. (2002). Roughness dependent friction force of the tarsal claw system in the beetle Pachnoda marginata (Coleoptera, Scarabaedae). J. Exp. Biol. 205, 2479-2488.

Ditsche-Kuru, P. & Koop, J. (2007). Strömungsanpassungen torrenticoler Eintagsfliegenlarven - Bilden die Kiemen der Epeorus-Larven wirklich einen Saugnapf? In: Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung 2007, Münster.

Ditsche-Kuru, P., Koop, J.H.E. and Gorb (2008): Unterwasserhaftung in der Strömung – Die Haftorgane ausgewählter Eintagsfliegenlarven als mögliches Vorbild für bionische Anwendungen. Tagungsband des 9. Bionik-Kongress, Bremen.

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.

Dodds, G. S. & Hisaw, F. (1924). Ecological studies of aquatic insects. 1. Adaptations of mayfly nymphs to swift streams. Ecology 5, 137-148.

Gorb, S. N., Beutel, R., Gorb, E. V., Jiao, Y., Kastner, V. Niederegger, S., Popov, V.L., Scherge, M. Schwarz, U. & Vötsch, W. (2002). Structural design and biomechanics of friction-based releasable attachment devices in insects. Integr. Comp. Biol. 42, 1127-1139.

Gorb, S.N. (2001). Attachment devices of aquatic insect cuticle. Kluwer Academic Publishers. Dortrecht, Boston, London.

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.

Statzner, B. & Holm, T. F. (1982). Morphological adaptations of benthic invertebrates to stream flow – An old question studied by means of a new technique (Laser Doppler Anemometry). Oecologia 53, 290-292.

Vogel, S. (1996). Life in Moving Fluids – The physcal biology of flow. Princeton Press Chister, West Sussex.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Modellierung klimabedingter Arealverschiebungen ausgewählter Makrozoobenthosarten

Sami Domisch, Sonja C. Jähnig & Peter Haase

Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, D-63571 Gelnhausen

e-mail: sami.domisch@senckenberg, sonja.jaehnig@senckenberg.de, peter.haase@senckenberg.de

Keywords: Makrozoobenthos, Temperatur, Fließgewässer, Nischenmodell

Einleitung

Durch klimabedingte Veränderungen abiotischer Parameter werden Arealverschiebungen von Organismen in Richtung höherer geographischer Breiten als auch größerer Höhen ü. NN vorhergesagt (Parmesan & Yohe 2003). Inwieweit Makrozoobenthosarten in Fließgewässern vom Klimawandel beeinflusst werden, soll anhand von GIS-gestützten ökologischen Nischenmodellen untersucht werden. Hierbei soll ein Vergleich zwischen den zukünftigen Verbreitungsarealen von kalt-stenothermen und eurythermen Makrozoobenthosarten durchgeführt werden.

Zur Etablierung der Methoden wurde exemplarisch ein Nischenmodell für die kalt-stenotherme Ephemeropterenart *Baetis alpinus* (Pictet, 1843) in hessischen Mittelgebirgsbächen der Typen 5 und 5.1 (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008) erstellt.

Material und Methoden

Ein GIS-gestütztes ökologisches Nischenmodell basiert auf den Umweltvariablen an den Fundpunkten einer Art, die die Nische der jeweiligen Art bestimmen. Anhand der vom Modell gelieferten sog. response curves lässt sich der Einfluss einzelner Parameter auf die aktuellen Fundpunkte bestimmen. Schließlich können Vorkommenswahrscheinlichkeiten einer Art zum jetzigen Zeitpunkt erstellt werden, die sich anschließend mittels Szenarien in die Zukunft projizieren lassen. In dieser Studie erfolgt die Modellierung nach der Maximum-Entropie–Methode (Maxent v. 3.3.1, Phillips et al. 2004, 2006).

Da flächendeckende Fließgewässertemperaturen fehlen, wurden diese basierend auf Lufttemperaturen mittels linearer Regressionen abgeleitet. Hierzu dienten über einen Zeitraum von einem Jahr halbstündlich gemessene Temperaturen von zehn Fließgewässern (Haidekker 2004) sowie täglich gemittelte Lufttemperaturen der jeweils nächstgelegenen Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes.

Zum Aufbau des Nischenmodelles von *Baetis alpinus* wurden aktuelle Fundpunkte dieser Art (presence-absence) verwendet sowie flächendeckende Umweltvariablen mit einer räumlichen Auflösung von 100 m, die auf die Fließgewässer zugeschnitten wurden. Im Modell berücksichtigte Umweltvariablen waren die errechneten Mittelwerte der monatlichen maximalen/minimalen

Fließgewässertemperaturen und die Mittelwerte des monatlichen Niederschlags (Hijmans et al. 2005; Ramirez & Jarvis 2008). Zudem wurde die Höhe ü. NN (USGS 2006) sowie Landnutzung (Corine Landcover 2000) im Modell implementiert. Das für die aktuelle Verbreitung errechnete Nischenmodell wurde anschließend in das Jahr 2050 anhand des IPCC A2a- Szenarios projiziert (IPCC 2007).

Ergebnisse und Diskussion

Die Berechnung der minimalen (1) und maximalen (2) Fließgewässertemperaturen erfolgte anhand der Regressionskoeffizienten

(1) $T_{Wasser} = 3{,}5368 + (0{,}7644 * T_{Luft})$

(2) $T_{Wasser} = 1{,}5157 + (0{,}6198 * T_{Luft})$

wobei T_{Wasser} und T_{Luft} jeweils für die Mittelwerte der monatlichen minimalen/maximalen Fließgewässer- bzw. Lufttemperaturen stehen. Die Lufttemperatur bot dabei einen Erklärungsgrad von jeweils $R^2 = 0{,}92$ ($p < 0{,}001$) für die gemessene Fließgewässertemperatur. Die mittleren Standardabweichungen zwischen gemessenen und berechneten Fließgewässertemperaturen betrugen jeweils 0,2°C.

Das Nischenmodell von *Baetis alpinus* zeigt, dass ihre Nische hauptsächlich von der Landnutzung (Wiesen und Weiden, Mischwald), der minimalen Frühjahrstemperatur (April) sowie der Höhe ü. NN bestimmt wird (response curves, nicht gezeigt). Eine Verschiebung der Artareale in größere Höhen wird prognostiziert (AUC = 0,82, Abb.1).

Diese Ergebnisse stimmen zunächst mit den Prognosen überein, dass Organismen als Anpassung an den Klimawandel in größere Höhen ü. NN abwandern (Parmesan & Yohe 2003). Jedoch sind zukünftige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von Arten im Hinblick ihres Nischenkonservatismus‘ und ihrer Ausbreitungslimitierung kritisch zu betrachten (Pulliam 2000; Wiens & Graham 2005). Insbesondere sind für die Interpretation der in die Zukunft projizierten Modelle die Autökologie der jeweiligen Art als auch biotische Interaktionen zu berücksichtigen (Davis et al. 1998).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Da der Einfluss einzelner Parameter auf das Makrozoobenthos skalenabhängig ist (Poff 1997; Vinson & Hawkins 1998) können auf einer kleinen Skala lokale (z.B. Landnutzung), auf einer großen Skala globale Parameter (z.B. Temperatur) das Verbreitungsareal einer Art bestimmen. Dies soll basierend auf dem „hierarchical modeling framework“ (Pearson & Dawson 2003) für Fließgewässer auf einer kleinen (Mittelgebirge) und einer großen Skala (Europa) untersucht werden. Im Zuge des Klimawandels können Nischenmodelle daher hilfreich sein, um mögliche Arealverschiebungen von Makrozoobenthosarten in Fließgewässern auf verschiedenen räumlichen Skalen vorherzusagen.

In weiteren Modell-Ansätzen werden zusätzlich chemische Parameter, die Strukturgüte der Fließgewässer sowie Abundanzen von Arten implementiert. Um die Unsicherheit eines Modells abschätzen zu können, sollen auch unterschiedliche Algorithmen (BIOMOD, openModeller) verwendet werden (Muñoz et al. 2009; Thuiller et al. 2009).

Da Nischenmodelle Aufschluss darüber geben können, inwieweit sich Artenzusammensetzungen ändern werden, soll zusätzlich ein angewandter Modellierungsansatz im Hinblick auf die Bewertung deutscher Fließgewässer nach EU-WRRL erarbeitet werden. Prognostizierte Veränderungen von Makrozoobenthos-Gemeinschaften können so genutzt werden, um Auswirkungen des Klimawandels auf Bewertungsergebnisse abschätzen zu können.

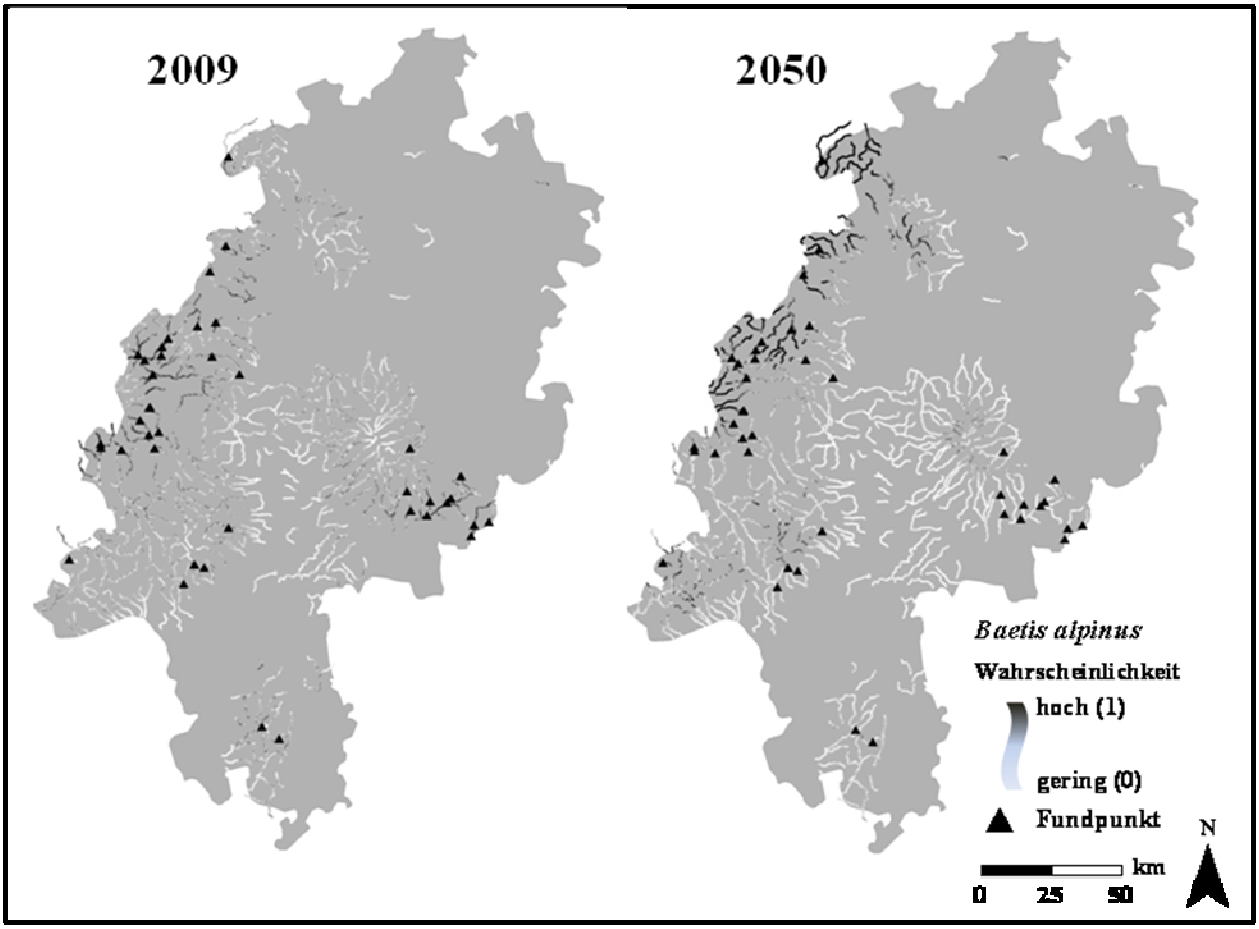


Abb. 1: Presence-absence Nischenmodell von Baetis alpinus für Mittelgebirgsbäche Typ 5 in Hessen mit Vorkommenswahrscheinlichkeiten (0 = gering, 1 = hoch) für 2009 und 2050 (IPCC A2a-Szenario). Dreiecke kennzeichnen Fundpunkte der Art. Das Modell wurde mit Maxent und einer räumlichen Auflösung von 100 m erstellt (AUC = 0,82).

Danksagung

Vielen Dank an Alexandra Haidekker, das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie sowie an den Deutschen Wetterdienst für die Bereitstellung der Daten. Die vorliegende Studie wurde am Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Frankfurt a.M., durchgeführt und durch das Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst gefördert.

Literatur

Davis, A.J., Jenkinson, L.S., Lawton, J.H., Shorrocks, B. & Wood, S. (1998) Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. Nature, **391**(6669), 783-86.

Haidekker, A. (2004) The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates - A contribution to the ecological assessment of rivers. Dissertation, Universität Duisburg-Essen.

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**(15), 1965-78.

IPCC. (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin,

M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
Muñoz, M.E.S., Giovanni, R., Siqueira, M.F., Sutton, T., Brewer, P., Pereira, R.S., Canhos, D.A.L. & Canhos, V.P. (2009) openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling". GeoInformatica. DOI: 10.1007/s10707-009-0090-7.
Parmesan, C. & Yohe, G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature, **421**(6918), 37-42.
Pearson, R.G. & Dawson, T.P. (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology and Biogeography, **12**(5), 361-71.
Poff, N.L. (1997) Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. Journal of the North American Benthological Society, **16**(2), 391-409.
Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2008) Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang. *www.fliessgewaesserbewertung.de* (10.11.09).
Pulliam, H.R. (2000) On the relationship between niche and distribution. Ecology Letters, **3**(4), 349-61.
Ramirez, J. & Jarvis, A. (2008) High Resolution Statistically Downscaled Future Climate Surfaces. International Centre for Tropical Agriculture, CIAT. Available at: http://gisweb.ciat.cgiar.org/GCMPage (10.11.2009).
Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araújo, M.B. (2009) BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography, **32**, 369-73.
USGS. (2006) Shuttle Radar Topography Mission, 3 Arc Second Global Coverage, Finished, Global Land Cover Facility, University of Maryland, College Park, Maryland, February 2000.
Vinson, M.R. & Hawkins, C.P. (1998) Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales. Annual Review of Entomology, **43**, 271-93.
Wiens, J.J. & Graham, C.H. (2005) Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, **36**, 519-39.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Biozönotische Maßzahlen am Beispiel der Makrozoobenthos-besiedlung zur Bestimmung der ökologischen Qualität von Fließgewässern aus hydromorphologischer Sicht

Georg Gellert[1] *& Stefan Behrens*[1]

1 Landesamt für Natur, Umwelt & Verbraucherschutz des Landes NRW, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen; georg.gellert@lanuv.nrw.de

Keywords: Makrozoobenthos, Bioindizes, Hydromorphologie

Einleitung

Als Folge der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist es ein wesentliches Ziel der Wasserwirtschaft geworden, in den Fließgewässern eine hohe Artenvielfalt wiederherzustellen oder zu erhalten, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen oder zu stabilisieren. Wie Tab. 1 zeigt, befinden sich in Nordrhein-Westfalen die Fließgewässer auf der Grundlage des Makrozoobenthos, angezeigt durch das Modul „Allgemeine Degradation“ des Bewertungssystems -PERLODES-, zu über 50 % der addierten Gewässerstrecken in keinem guten ökologischen Zustand (MUNLV 2008).

Tab. 1: Überwachungsergebnisse für die Komponente Makrozoobenthos, Modul Allgemeine Degradation (Angaben in Prozent der Gewässerlänge)

Klasse	Rhein	Weser	Ems	Maas	NRW
Sehr gut	3,8	2,3	8,6	5,4	4,4
Gut	23,1	21,9	14,7	17,3	21,1
Summe	26,9	24,2	23,3	22,7	25,5
Mäßig	27,5	13,4	20,6	22,0	23,9
Unbefriedigend	15,7	18,9	19,6	24,9	17,7
Schlecht	12,3	18,8	16,8	9,7	13,5
Summe	55,5	51,1	57,0	56,6	55,1

Wie Tab. 2 zeigt, weisen die Verteilungen der Strukturgüteklassen daraufhin, dass gewässerstrukturelle Defizite hoch wahrscheinlich dabei eine besondere Rolle spielen. Im Einzugsgebiet des Niederrheins befinden sich weit über 50 % des Fließgewässernetzes in den Strukturgüteklassen 5 bis 7. In der Hydromorphologie nimmt die Beschaffenheit der Gewässersohle hier eine bedeutende Stellung ein.

Tab. 2: Verteilung der Gewässerstrukturgüteklassen im Gebiet Niederrhein als Längenanteile in % (MUNLV 2004)

Arbeitsgebiet	Strukturgüteklasse						
	1	2	3	4	5	6	7
Sieg	0,9	3,6	13,4	22,4	26,9	23,7	9,1
Wupper	1,3	5,6	16,4	20,5	21,0	15,6	19,8
Ruhr	2,3	6,8	16,8	19,8	21,4	19,0	13,8
Emscher	0,3	0,8	2,4	2,6	4,4	8,0	81,5
Lippe	1,0	3,2	9,3	16,6	23,8	32,7	13,5
Erft	0,7	2,1	5,0	11,0	22,0	48,9	10,2

Gute Kenntnisse zur Auswirkung der Sohlenbeschaffenheit auf die Zusammensetzung der Biozönose sind besonders wichtig, um bei Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung den Ansprüchen der Organismen gerecht zu werden.

Da es zu diesem Thema in der Literatur bisher nur wenige Hinweise gibt, wurde eine statistische Untersuchung mit dem vorhandenen Datenbestand des Landes Nordrhein-Westfalen von Bächen im Einzugsgebiet der Eifel-Rur durchgeführt. In diesem Gebiet befanden sich 128 Messstellen, davon gehören 49 Messstellen dem Typ 5 (grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) an. Der Gewässertyp 5 hat in Nordrhein-Westfalen, mit einem Anteil an der Lauflänge am Gesamtfließgewässernetz von 31,8 %, eine größere Bedeutung.

Statistische Auswertungen

Zunächst wurde der Frage nachgegangen, inwieweit können Bioindizes als zusammengefasste Zahlenwerte, die komplexe Zusammenhänge innerhalb der aquatischen Zönose auf einfache Weise darstellen sollen (Davis et al. 1995), tatsächlich die Wirkung von Umwelt- und Belastungsfaktoren reflektieren (Böhmer et al. 1996).

Dazu wurde beispielhaft aus dem Modul „Allgemeine Degradation“ der Metric „Fauna-Index“ ins Visier genommen, der dort zu 50 % gewichtet ist. Der Fauna-Index basiert auf den Bindungsgrad von Makrozoobenthosarten an ihr hydromorphologisch ausgestaltetes gewässertypisches Habitat (Lorenz et. al. 2004).

Für die Hydromorphologie gilt es insbesondere für Organismen mit einem eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in gewässermorphologisch naturnahen bis gering beeinträchtigten Abschnitten, die abiotischen Voraussetzungen zu schaffen, um für die Ziele der EG-WRRL den geforderten guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Wie Abb. 1 zeigt, gibt es nach dem Korrelationskoeffizienten von Spearman (r_s = 0,766) über alle Gewässertypen hinweg eine hohe Korrelation zwischen der Taxazahl mit einer engen Bindung an die Habitate, die für naturnahe Bedingungen in einem Gewässertyp charakteristisch sind, und des ökologischen Zustands, angezeigt vom Modul „Allgemeine Degradation“. Je schlechter die ökologische Einstufung ist, desto kleiner ist die Zahl anspruchsvoller Taxa.

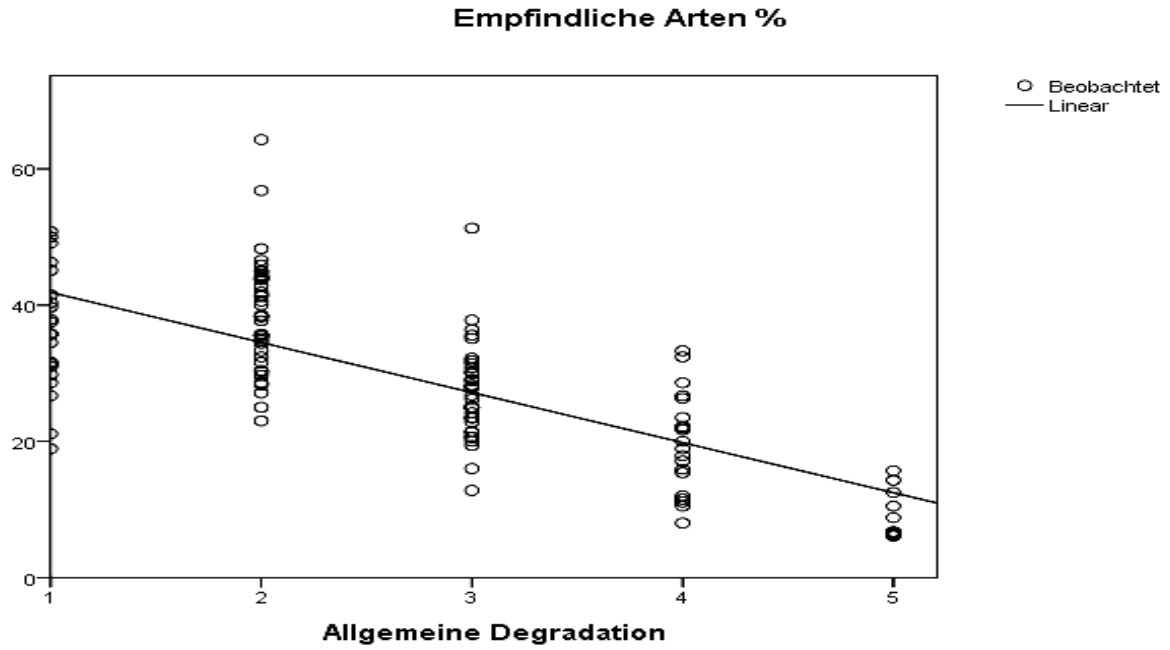


Abb. 1: Korrelation zwischen „Allgemeiner Degradation“ und „empfindlichen Arten in % “ im EZG Eifel-Rur (alle Gewässertypen) nach Spearman (einseitig) r_s= -0,766; **. Signifikant ist auf dem 0,01 Niveau**

Eine statistisch signifikante Korrelation zwischen dem ökologischen dem hydromorphologisch ausgerichteten ökologischen Zustand (nach dem Modul „Allgemeine Degradation“) für die grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbäche und der Strukturgüte nach der Strukturgütekartierungsanleitung (LUA 1998) konnte dagegen nicht festgestellt werden (Tab. 3). Dabei wurden der ökologische Zustand der Messstellen und die 100 m–Kartierabschnitte, in denen die Messstellen lagen, zu Grunde gelegt.

Tab. 3: Korrelation zwischen „Strukturgüte“ und „Allgemeine Degradation“ im Gewässertyp 5 des Einzugsgebiets „Eifel-Rur“ (Spearman; zweiseitig). Zeichenerklärung: AD=Allgemeine Degradation; HP 1=Laufentwicklung; HP 2=Längsprofil; HP 3=Sohlenstruktur; HP 4=Querprofil; HP 5=Uferstruktur; HP 6=Gewässerumfeld; GSG=Gesamtstrukturgüte

Typ 5	HP 1	HP 2	HP 3	HP 4	HP 5	HP 6	GSG
AD	0,070	0,049	0,075	0,112	0,125	0,105	0,098

Diese Feststellung galt für alle sechs Hauptparameter und der Gesamtstrukturgüte. Demnach ist auf der Basis der erhobenen Daten nicht sichergestellt, dass strukturell als „gut“ eingestufte Gewässerabschnitte in der Regel auch in einem guten ökologischen Zustand sind. Für die Maßnahmenplanung ist dies ein äußerst wichtiger Hinweis, den es zu berücksichtigen gilt.

Des Weiteren wurde geprüft, ob für den Hauptparameter „Sohlenstruktur“ und der Anzahl der Taxa, die für naturnahe Bedingungen charakteristisch sind, ein Zusammenhang erkennbar ist. Auch hier zeigte sich keine signifikante Korrelation. Die Taxazahl nimmt mit zunehmender Entfernung der Sohlenstruktur vom natürlichen Zustand eher zufällig ab (Abb. 2).

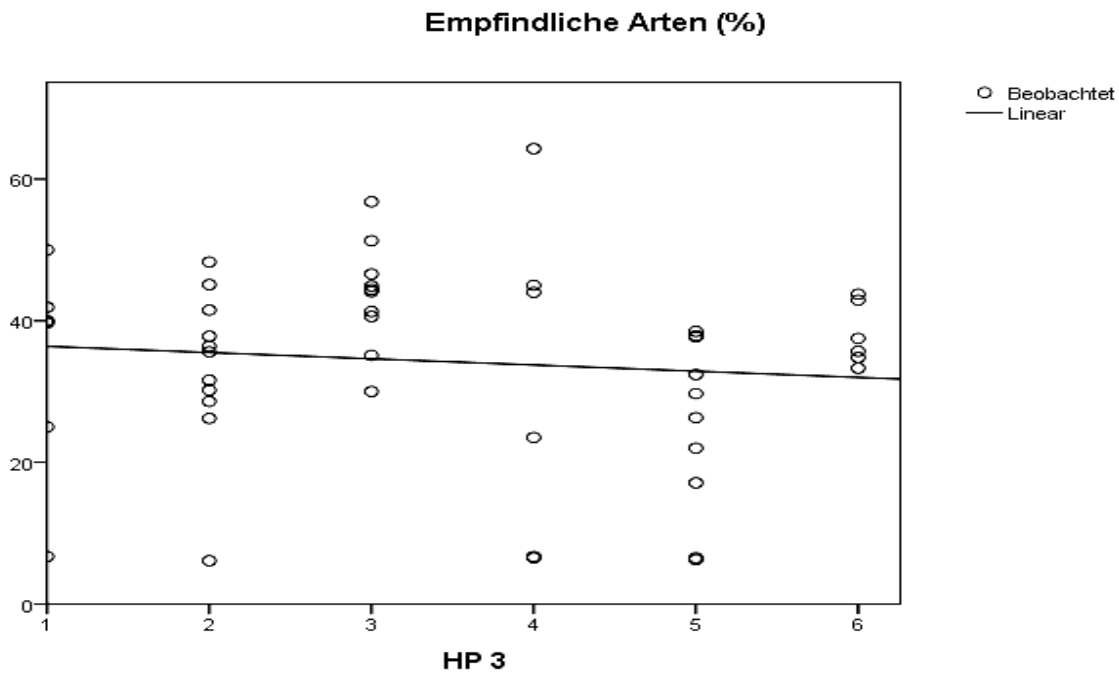


Abb. 2: Korrelation zwischen „Sohlenstruktur“ und „Empfindliche Arten in %“ im EZG Eifel-Rur (Gewässertyp 5) nach Spearman (einseitig) r_s = -0,139

Die vorliegenden Daten zum Zustand der Gewässersohle, nach den Ergebnissen der Strukturgütekartierung, zeigten demnach keine Beziehung zum ökologischen Zustand, bewertet nach der Makrozoobenthosbesiedlung.

Tab. 4: Korrelation zwischen einzelnen Substrattypen und „Allgemeiner Degradation“ im Typ 5 des Einzugsgebiets „Eifel-Rur“ (Spearman; einseitig). **. Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant

Substrattyp (Typ 5)	Allgemeine Degradation
Große Steine > 40 cm	**-0,421****
Steine von Kopfgröße > 20 bis 40 cm	**-0,465****
Steine von Faustgröße > 6 bis 20 cm	0,074
Grobkies	**0,357****
Mittel- und Feinkies	**0,346****
Sand / Schlamm	0,056
Lehm / Ton	0,030
Totholz	-0,214
Falllaub	0,195
Org. Schlamm	**0,338****

Einen Einfluss der Gewässersohle auf die Zusammensetzung der Fauna wurde erst sichtbar, wenn Merkmale der Gewässersohle herangezogen worden sind, die weniger grobskalig beschrieben waren, wie sie in den Feldprotokollen zur Festlegung der Teilproben nach dem Perlodes-Verfahren zu finden sind.

Nun konnte mit dem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman für den Gewässertyp 5 (Tab. 4) aufgezeigt werden, dass eine Verbesserung des ökologischen Zustandes mit einer signifikanten Zunahme von Substrattypen einhergeht wie Steinblöcke und große Steine, die eine gewässertypische Besiedlung unterstützen. Gleichzeitig nimmt der Anteil an besiedlungsunfreundlichen Substraten wie Grobkies, Feinkies und feinpartikuläres org. Material signifikant ab.

Zusammenfassung

Die gezeigten biologischen Maßzahlen geben den ökologischen Zustand zuverlässig wieder. Zusammenhänge zwischen der morphologischen Degradation (erfasst auf der Basis der Strukturgütekartierung) und des ökologischen Zustandes (bestimmt mit dem Modul „Allgemeine Degradation“) konnten nicht aufgezeigt werden. Daraus folgt, dass Fließgewässerabschnitte mit guter Strukturgüte sich nicht per se in einem guten ökologischen Zustand befinden. Ebenso gilt der umgekehrte Fall. Nur auf der Basis der Untersuchungen nach dem Perlodes-Verfahren konnte eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes der Mittelgebirgsbäche mit einer signifikanten Abnahme von gewässertypischen Substraten (Steine in unterschiedlicher Größe) festgestellt werden, die eine gewässertypische Besiedlung unterstützen. Gleichzeit stieg in diesem Gewässertyp der Anteil an Substraten wie Kiese und Schlamm, die als besiedlungsunfreundlich anzusehen sind. Dieser statistische Nachweis kann auf die detaillierte Beschreibung der Gewässersohle zurückgeführt werden.

Literatur

Böhmer, J., Jansen, W., Kappus, B., Tham, J. (1996): Möglichkeiten der Bioindikation mit limnischen Makroinvertebraten. In: Arndt, U., Fomin, A., Lorenz S. (Hrsg.): Bioindikation -Neue Entwicklungen, Nomenklatur, Synökologische Aspekte: Verlag G. Heimbach, Ostfildern: 195-206.

Davis, W., S., & Simon, T., P. (Hrsg.) (1995): Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton (FL). 415 S.

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

LUA (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung. LUA Merkblatt Nr. 14.

MUNLV (2004): Bestandsaufnahme Niederrhein. Umsetzung der WRRL in der FGE Rhein. Herausgeber: Ministerium für Umwelt & Naturschutz, Landwirtschaft & Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

MUNLV (2008): Bewirtschaftungsplan Nordrhein-Westfalen –Entwurf. Herausgeber: Ministerium für Umwelt & Naturschutz, Landwirtschaft & Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Welche Parameter bieten den größten Erklärungsgrad für das Vorkommen benthischer Invertebraten?

Miriam Gerhardt, Andrea Sundermann & Peter Haase

Biodiversität und Klima - Forschungszentrum (BiK-F) c/o Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen, e-mail: Miriam.Gerhardt@senckenberg.de

Keywords: Fließgewässer, Makrozoobenthos, physikalisch-chemische Parameter, Gewässerstruktur

Einleitung

Biozönosen in Fließgewässern werden durch physikalisch-chemische und hydromorphologische Parameter beeinflusst. So wird die Wasserqualität und damit auch die Fließgewässer-Biozönosen durch den Eintrag von Abwässern verschiedenster Herkunft beeinträchtigt (Alonso & Camargo 2006). Vor allem in der Vergangenheit, mit Höhepunkt in den 70ern des letzten Jahrhunderts, war die Belastung durch Schadstoffe und die organische Belastung sehr hoch (Brenner et al. 2004). Doch auf Grund vieler Maßnahmen, wie der Einführung von Grenzwerten und dem Bau von Kläranlagen, hat sich der chemische Zustand der Gewässer deutlich verbessert (Lampert & Sommer 1999). Jedoch sind viele Fließgewässer heutzutage begradigt (Brenner et al. 2004) und mehr als 60% aller Fließgewässer in Deutschland erreichen nicht den, von der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten, guten ökologischen Zustand. Als Hauptbelastungsquelle wird derzeit meist die unzureichende Gewässerstruktur genannt (Lorenz et al. 2004). Da angenommen wird, dass eine intakte Gewässerstruktur die Ausbildung naturnaher Biozönosen fördert, werden Fließgewässer seit den 90er Jahren vermehrt renaturiert. Obwohl eine deutliche Verbesserung der Gewässerstruktur in renaturierten Abschnitten gezeigt werden konnte, war es bisher schwierig, den Erfolg von Renaturierungen hinsichtlich des Makrozoobenthos zu messen (Palmer et al. in Druck).

Die Gründe für das Nicht-Erfolgen der Wiederbesiedlung durch benthische Invertebraten sind vielfältig. Unter anderem wird angenommen, dass stoffliche Beeinträchtigungen der Gewässer einer Wiederbesiedlung entgegen wirken können. Die Wechselwirkungen von Gewässerstruktur und stofflicher Belastung auf die Besiedlung der benthischen Invertebraten ist allerdings bislang unverstanden. In der vorliegenden Studie wurde daher anhand eines großen Datensatzes untersucht, welche abiotischen Parameter hohe Erklärungsgrade für das Vorkommen benthischer Invertebraten liefern.

Material und Methoden

Eine Datenanalyse wurde für einen umfangreichen Datensatz (Makrozoobenthos-, physikalisch-chemische- und Gewässerstruktur-Daten) aus Hessen durchgeführt, wobei 83 Probestellen in Mittelgebirgsbächen der Fließgewässertypen 5 und 5.1 (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) analysiert wurden. Auf Basis der Makrozoobenthos-Aufnahmen wurden zwei, in der Gewässerbewertung

häufig verwendete, ökologische Indices berechnet: Der prozentuale Anteil der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen-Larven (EPT) und der Multimetrische Index (MMI). Die ökologischen Indices wurden mit der STAR/AQEM Bewertungssoftware Asterics 3.1.1 berechnet (Wageningen Software, Wageningen, Niederlande). Die EPT-Taxa spiegeln die Wasserqualität und die Gewässerstruktur wider, da diese Arten sensitiv auf Belastung reagieren (Hering et al. 2004). Der Multimetrische Index aus dem deutschen Bewertungssystem, wird aus mehreren Metrics berechnet (z.B. EPT-Taxa, Fauna Index). Er ist ein Maß für die allgemeine Degradation von Fließgewässern (Böhmer et al. 2004) und kann im Falle der analysierten Probestellen direkt in die ökologische Zustandsklasse der Gewässer überführt werden. Der Einfluss der physikalisch-chemischen Parameter Ammonium, Chlorid, Leitfähigkeit, Nitrat, pH, Phosphat, Sauerstoff, gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) und Temperatur wurden untersucht. Aus monatlichen Messwerten mehrerer Jahre wurden für die Analysen Mittelwerte berechnet. Die Gewässerstruktur nach „GESIS“ (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2009) wurde anhand von sechs Hauptparametern (Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlenstruktur, Uferstruktur und Gewässerumfeld) beschrieben, deren Bewertung auf einer 7-Klassen-Skala erfolgt (von 1 = unveränderte bis 7 = vollständig veränderte Gewässer).

Eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurde auf Grundlage der abiotischen Parameter berechnet, um die Probestellen anhand der Gewässerstruktur und stofflichen Belastung zu charakterisieren. In der PCA wurde zusätzlich der ökologische Zustand jeder Probestelle dargestellt. Außerdem wurden Einzel-Regressionen und Multiple Regressionen zwischen den abiotischen Parametern und den Indices MMI und EPT berechnet. Parameter wurden in unterschiedlichen Kombinationen getestet und ergaben sich dann, wenn ein zusätzlicher Parameter ergänzende Information über die Variabilität im Datensatz bot. Die statistischen Analysen wurden mit den Software Paketen PC-ORD 5 (mjm software, Oregon, USA) und R 2.8 (R Foundation, Wien, Österreich) durchgeführt.

Ergebnisse

Das Ergebnis der PCA zeigt, basierend auf den analysierten abiotischen Parametern, einen Gradienten im Datensatz. Der Gradient verläuft entlang der ersten Achse der PCA: Probestellen, die einen sehr guten (1) oder guten (2) ökologischen Zustand aufwiesen, gruppierten sich ausschließlich in der rechten Hälfte, Stellen mit einem schlechten (5) ökologischen Zustand hauptsächlich in der linken Hälfte der faktoriellen Ebene (Abb. 1). Struktur- und Chemie-Parameter lagen in unterschiedlichen Bereichen der PCA und zeigten nur eine geringe Korrelation mit der ersten Achse. Den stärksten Zusammenhang zum ökologischen Zustand konnte für die Leitfähigkeit festgestellt werden (stärkste Korrelation mit der ersten Achse der PCA, Abb. 1). Die Ergebnisse der Regressionen zwischen Einzel-Parametern und ökologischen Indices sind in Tab. 1 dargestellt. Leitfähigkeit und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) wiesen die höchsten Erklärungsgrade auf ($R^2 > 0,3$).

Der ökologische Zustand konnte nicht durch einen einzelnen Parameter erklärt werden, daher wurden Regressionsmodelle mit mehreren Parametern berechnet. Einige dieser Parameter-Kombinationen, die den MMI bzw. EPT erklären, sind in Tab. 2 dargestellt. Die Erklärungsgrade (R^2) stiegen mit der Anzahl der Parameter, z.B. erklärte elektrische Leitfähigkeit in Kombination mit TOC 46% gegenüber 31 bzw. 38% der Einzel-Parameter (Tab. 2, MMI). Leitfähigkeit, TOC und Phosphat traten häufig in Kombination mit anderen Parametern auf. Die höchsten Erklärungsgrade mit drei Parametern boten die Kombinationen mit Leitfähigkeit, TOC und Längsprofil (R^2 = 0,49). Den maximalen Erklärungsgrad für den Datensatz bot die Kombination Phosphat, TOC, Temperatur und Längsprofil mit 51% (Tab. 2).

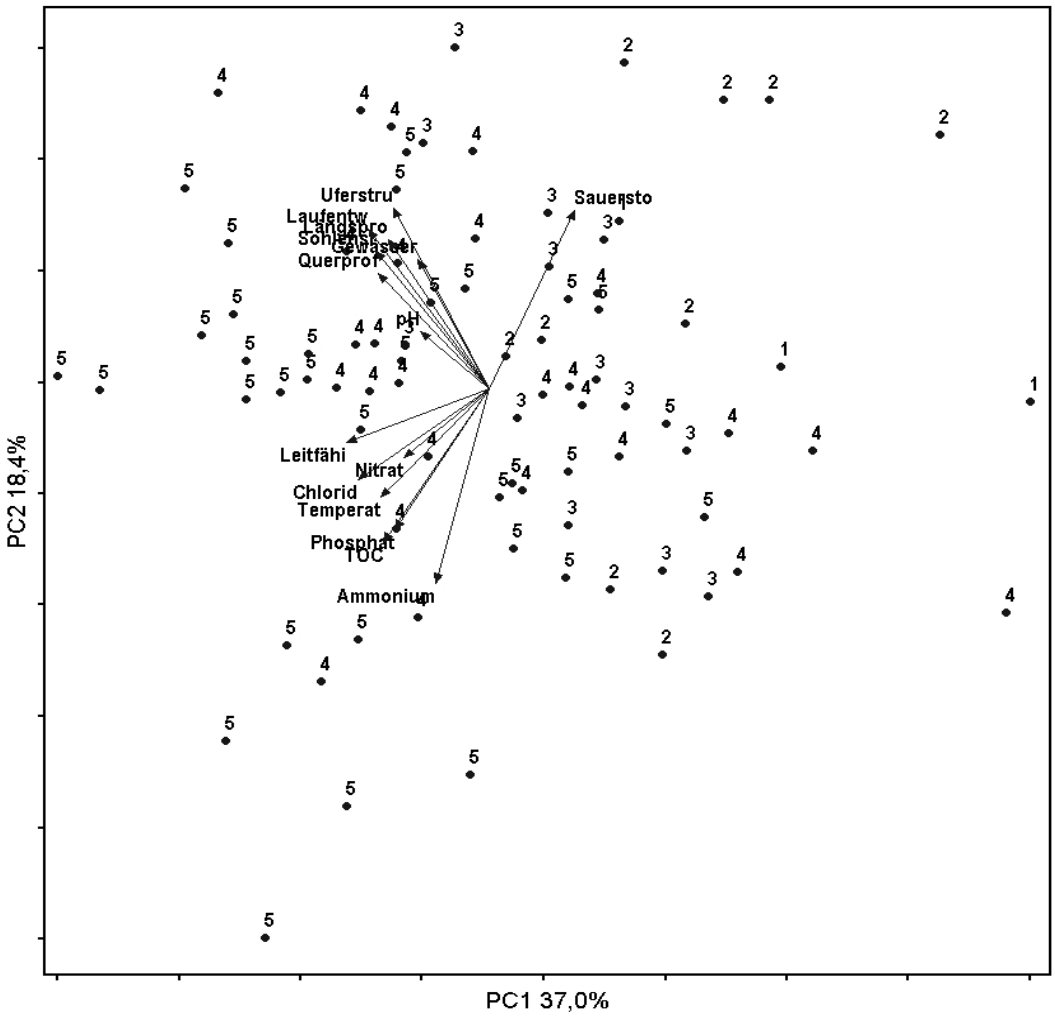


Abb. 1: PCA basierend auf physikalisch-chemischen und strukturellen Parametern der Probestellen. Die Probestellen sind mit Zahlen, welche den ökologischen Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie zeigen, dargestellt: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend und 5 = schlecht.

Tab. 1: Ergebnis der Regressionen (R^2) zwischen physikalisch-chemischen / strukturellen Parametern und den Indices MMI und EPT. Signifikanzen werden dargestellt mit *: p < 0,05; **: p < 0,01; ***: p < 0,001. Für eine bessere Übersicht sind R^2-Werte über 0,3 fett markiert.

		MMI	p	EPT	p
physikalisch-chemische	Ammonium	0,1	**	0,15	***
	Chlorid	**0,3**	***	0,27	***
	Leitfähigkeit	**0,31**	***	**0,31**	***
	Nitrat	0,08	**	0,06	*
	Phosphat	**0,3**	***	**0,3**	***
	pH	0,07	*	0,09	**
	Sauerstoff	0,25	***	0,27	***
	TOC	**0,38**	***	**0,31**	***
	Temperatur	0,29	***	0,21	***
strukturelle	Laufentwicklung	0,11	**	0,06	*
	Längsprofil	0,13	***	0,07	*
	Querprofil	0,08	*	0,05	*
	Sohlenstruktur	0,12	**	0,11	**
	Uferstruktur	0,04		0,03	
	Gewässerumfeld	0,02		0,02	

Tab. 2: Ergebnis der Regressionen (R^2) zwischen (2, 3 und 4) Parametern in Kombination und den Indices MMI und EPT. Kombinationen werden gezeigt, wenn sie signifikant auf dem 5%-Level sind und über einem bestimmten Grenzwert liegen: Bei 2 Parametern: $R^2 > 0,4$, bei 3 Parametern: $R^2 > 0,45$ und bei 4 Parametern: $R^2 > 0,47$. Die höchsten Werte innerhalb der Gruppen sind fett markiert.

	MMI	EPT
Chlorid + TOC	0,45	
Leitfähigkeit + Phosphat	0,43	**0,43**
Leitfähigkeit + TOC	**0,46**	0,42
Sauerstoff + TOC	0,41	
pH + TOC	0,41	
Phosphat + Temperatur	0,42	
Phosphat + TOC	0,43	
TOC + Temperatur	0,43	
TOC + Sohlenstruktur	0,41	
TOC + Querprofil	0,41	
TOC + Längsprofil	0,44	
TOC + Laufentwicklung	0,41	
Chlorid + Phosphat + Sauerstoff	0,46	0,45
Chlorid + TOC + Längsprofil	**0,49**	
Leitfähigkeit + Nitrat + Phosphat		0,46
Leitfähigkeit + Phosphat + Sauerstoff	0,46	**0,47**
Leitfähigkeit + Phosphat + Temperatur	0,47	
Leitfähigkeit + Phosphat + TOC	**0,49**	0,46
Leitfähigkeit + TOC + Längsprofil	**0,49**	
Sauerstoff + TOC + Längsprofil	0,47	
pH + Sauerstoff + TOC	0,46	
Phosphat + pH + Sauerstoff		0,46
Phosphat + TOC + Temperatur	0,47	
Phosphat + TOC + Querprofil	0,46	
Phosphat + TOC + Längsprofil	0,47	
Phosphat + TOC + Laufentwicklung	0,46	
TOC + Temperatur + Längsprofil	0,47	
Chlorid + Phosphat + pH + Sauerstoff		**0,49**
Chlorid + Phosphat + Sauerstoff + Längsprofil	0,50	
Leitfähigkeit + Nitrat + Phosphat + TOC		**0,49**
Leitfähigkeit + Phosphat + Sauerstoff + Längsprofil	0,49	
Phosphat + pH + Sauerstoff + TOC	0,49	
Phosphat + Sauerstoff + Temperatur + Längsprofil	0,48	
Phosphat + Sauerstoff + TOC + Längsprofil	0,50	
Phosphat + Sauerstoff + TOC + Laufentwicklung	0,49	
Phosphat + Sauerstoff + TOC + Sohlenstruktur	0,48	
Phosphat + TOC + Temperatur + Längsprofil	**0,51**	

Diskussion und Schlussfolgerungen

Den höchsten Einfluss auf die Biozönosen zeigen Leitfähigkeit und der Summenparameter TOC, als indirekte Zeiger für Gewässerbelastung. In Kombinationen tauchen andere Parameter (z.B. Phosphat) auf. Strukturparameter sind einzeln wenig aussagekräftig, kommen aber in Kombination mit physikalisch-chemischen Parametern häufig hinzu. Stoffliche Parameter einzeln betrachtet, spiegeln den ökologischen Zustand zwar besser wider als Strukturparameter, eine Kombination beider erhöht aber die erklärte Varianz im Datensatz. Jedoch erklären die untersuchten Parameter auch in Kombination nicht die gesamte Variabilität im Datensatz. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass Parameter, die nicht gemessen bzw. erkannt wurden, wie z.B. Abflussregime oder historische Ereignisse, die zuvor zu einer Verarmung der Biozönosen geführt haben, für den ökologischen Zustand verantwortlich sind.

Vor dem Hintergrund des Klimawandels ist der Einfluss der Temperatur auf Biozönosen von stärker werdender Bedeutung. Studien (z.B. Daufresne et al. 2007) konnten bereits zeigen, dass steigende Temperaturen die Artzusammensetzung benthischer Invertebraten verändern. In dieser Datenanalyse ist die Temperatur einer der Parameter mit hohen Erklärungsgraden, wobei keine Langzeitdaten zur Verfügung standen, so dass dieser Effekt nur einen ersten Hinweis bieten kann. Weiterhin sind Effekte einzelner Parameter, wie z.B. der Temperatur, auf benthische Invertebraten schwer vorhersagbar, da es zahlreiche Interaktionen und Überlagerungseffekte gibt. Langzeitstudien hinsichtlich der Überlagerungseffekte (Daufresne et al. 2007, Durance & Ormerod 2009) zeigen, dass Makrozoobenthos-Taxa verspätet auf Temperaturveränderungen reagieren. So konnte erst nach einer Verbesserung der Wasserqualität ein Einfluss der Temperatur gezeigt werden.

Die Datenanalyse konnte zeigen, dass der ökologische Zustand von einer Kombination aus physikalisch-chemischen und strukturellen Parametern abhängt. In der Gewässerökologie sollten daher möglichst viele Faktoren, welche Fließgewässerbiozönosen beeinflussen, berücksichtigt werden. Weitere Langzeitstudien sind notwendig, um Effekte der Temperatur und anderer Parameter auf benthische Invertebraten zu untersuchen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit (im Rahmen einer Promotion) wurde durch das Forschungsprogramm „LOEWE–Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz“ des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst gefördert. Dem HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) danken wir für die Bereitstellung der Daten.

Literatur

Alonso, A., Camargo, J. (2006): Ammonia toxicity to the freshwater invertebrates *Polycelis felina* (Planariidae, Turbellaria) and *Echinogammarus echinosetosus* (Gammaridae, Crustacea). Fresenius Environmental Bulletin, 15: 1578-1583.

Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, CK., Biss, R., Hering, D. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. Limnologica, 34: 416-432.

Brenner, T., Buijse, AD., Lauff, M., Luquet, JF., Staub, E. (2004): The present status of the river rhine with special emphasis on fisheries development. In: Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries.

Daufresne, M., Bady, P., Fruget, JF. (2007): Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhone River. Oecologia, 151: 544-559.

Durance, I., Ormerod, J. (2009): Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. Freshwater Biology, 54: 388-405.

Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, CK., Biss, R., Zenker, A., Sundermann, A., Lohse, S., Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica, 34: 398-415.

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2009): Gewässerstrukturgüte-Informationssystem (GESIS). www.hmuelv.hessen.de (10.11.09).

Lampert, W., Sommer, U. (1999): Limnoökologie. 2. Aufl., G. Thieme Verlag Stuttgart, New York: 58-59.

Lorenz, A., Hering, D., Feld, CK., 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.

Palmer, MA., Menninger, HL., Bernhardt, E. (in Druck): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? Freshwater Biology.

Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2008): Bewertung und Beschreibung der deutschen Fließgewässertypen – Steckbriefe und Anhang.

www.HLUG.de (10.11.09)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Ansiedelung und räumliche Verteilung von Makrozoobenthos in Fließgewässer-Mesokosmen

Sonja Hensel & Ellen Kiel

AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg, sonja.c.hensel@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Mesokosmen, Besiedlungsangebote, Makrozoobenthos, Effektstudien

Einleitung

In der Fließ- und Stillgewässersimulationsanlage des Umweltbundesamtes (FSA, Mohr et al. 2005) werden ökotoxikologische Effektstudien zur Wirkung unterschiedlicher Stoffe wie z.B. Pflanzenschutzmittel durchgeführt. In Vorbereitung auf derartige Wirkversuche in den Hallenfließgewässermesokosmen führte die AG Gewässerökologie und Naturschutz der Universität Oldenburg Untersuchungen zur Etablierung naturnaher Grundbedingungen durch. Hierzu gehörten u. a. die Untersuchung der abiotischen Bedingungen in den Mesokosmen im Vergleich zu Referenzgewässern (Hensel & Kiel 2006) und das Monitoring der parallelen Entwicklung der abiotischen und biotischen Komponenten in den 8 Mesokosmen über einen Zeitraum von 2 Jahren (Hensel, Kiel & Berghahn 2008). Ein Schwerpunkt des Projektes lag auf der Entwicklung einer Methodik zur Ansiedelung der Fauna in den Fließgewässermesokosmen innerhalb der geschlossenen Halle. Die Substratbindung der meisten Makrozoobenthostaxa bildete den gedanklichen Ansatz für die Methodenentwicklung. Mit Hilfe natürlicher Substratexponate sollten tieflandbachtypische Faunenelemente in die Systeme übertragen werden (vgl. Hensel & Kiel 2007).

Die in diesem Beitrag vorgestellten Daten ermöglichen eine Einschätzung der Effizienz der Methodik zur Etablierung der Fauna. Bemessungsgrundlage der Methodeneffizienz waren a) die Ähnlichkeit der Fauna (qualitativ) auf Substratexponaten mit der Besiedlung natürlicher Substrate in einem Referenzbach, und b) die Möglichkeit, die Verteilung und Ansiedelung der Fauna innerhalb der Mesokosmen störungsfrei zu kontrollieren.

Methoden

Vergleich der Zusammensatzung der angesiedelten Fauna

Die substratgebundene Ansiedelung (Hensel & Kiel 2007) erfolgte mit Hilfe natürlicher Substrate, d.h. Laub (*Alnus glutinosa*), Makrophyten (*Elodea canadensis*) und Sand. Diese wurden unbesiedelt in definierten Mengen als standardisierte Besiedlungsangebote (BA) an definierten Positionen in ein Referenzgewässer eingesetzt. Nach einer Besiedlungszeit von 21-28 Tagen wurden diese Exponate zusammen mit der Fauna in die Mesokosmen überführt.

Zur Überprüfung der Zusammensetzung der Besiedlung der BA wurde ein Teil davon als Unterproben in Ethanol fixiert und ausgewertet. Wie naturnah war nun die Zusammensetzung der Fauna auf den BA im Vergleich zu der auf natürlichen Substraten im Bach? In der jeweiligen Saison der Exposition von Laub (Herbst), Makrophyten (Sommer) und Sand (Frühjahr) wurden diese Substrate auch im Referenzbach beprobt. Dies sollte einen saisonalen substratbezogenen Vergleich der Fauna ermöglichen.

Diese Direktbeprobungen waren angelehnt an das multi-habitat-sampling (AQEM Consortium 2002). Nach entsprechender Substratkartierung wurden in einem Transekt des Referenzgewässers Proben mit einem modifizierten Surber-Sampler (Grundfläche: 15 x 15 cm, Netz-Maschenweite 500 µm) genommen. Bei der Beprobung wurde das Substrat jeweils ca. 20 s lang aufgewühlt, sodass die dort lebenden Benthosbesiedler mit der Strömung in das Netz getrieben wurden. Das Probenmaterial wurde anschließend in 80%igem Ethanol fixiert. Bei der Beprobung von Laub und submersen Makrophytenpolstern wurden die in der Grundfläche befindlichen Pflanzenteile mit in das Netz überführt, um für die Auswertung den Mengenbezug der Substrate herstellen zu können.

Beprobung der Fauna in den Mesokosmen

Die Versuche zur Erfassung der Verteilung und Ansiedlung der Fauna in den Mesokosmen erfolgten nach dem gleichen Prinzip. Wie bei der Ansiedlung der Bachfauna wurden nach sechswöchiger Etablierungszeit der Fauna in allen Mesokosmen unbesiedelte BA (hier: MBA) entsprechender Substrate exponiert.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Versuche mit Laubexponaten. Sie wurden auf die in Tab. 1 dargestellten Positionen in den Mesokosmen verteilt, um strömungs- und substratbedingte Unterschiede im Längsverlauf der Mesokosmen repräsentativ zu beproben. Nach einer Expositionsdauer von 21 Tagen wurden diese MBA entnommen und in 80%igem Ethanol fixiert. Die Fauna wurde bei 6,5 bis 10facher Vergrößerung unter dem Binokular ausgewertet.

Tab. 1: Positionen der Laub-MBA in den Mesokosmen

Positionskürzel	Bedeutung
VT	Vor Totholz, fängige Struktur
HT	Hinter Totholz, strömungsberuhigt
U	Ufer, strömungsberuhigt
VM	Vor Makrophyten, fängige Struktur
AM	Auf Makrophyten, fängige Struktur

Ergebnisse

Zusammensatzung der Fauna – Ähnlichkeit zwischen BA und natürlichen Substraten

Der ausschließlich auf Präsenz-Absenz-Daten bezogene Vergleich von BA und natürlichen Substraten bestätigt eine relativ hohe Ähnlichkeit der Besiedlung von BA und entsprechenden Substraten des Referenzgewässers. Sowohl die Daten der BA- und „direkt“-Proben für Laub als auch für Sand-Substrate bilden in der Clusteranalyse nach Bray-Curtis gemeinsame Gruppen mit hoher Ähnlichkeit zueinander, aber relativ großen Unterschieden zu den anderen Substraten (Abb. 1). Lediglich die Besiedlung auf *Elodea* weicht davon ab. Während die *Elodea*-BA eine geringe Ähnlichkeit zu

den Laubsubstraten aufweisen, steht die Besiedlung der *Elodea*-Polster im Bach der Besiedlung von Sandsubstraten näher.

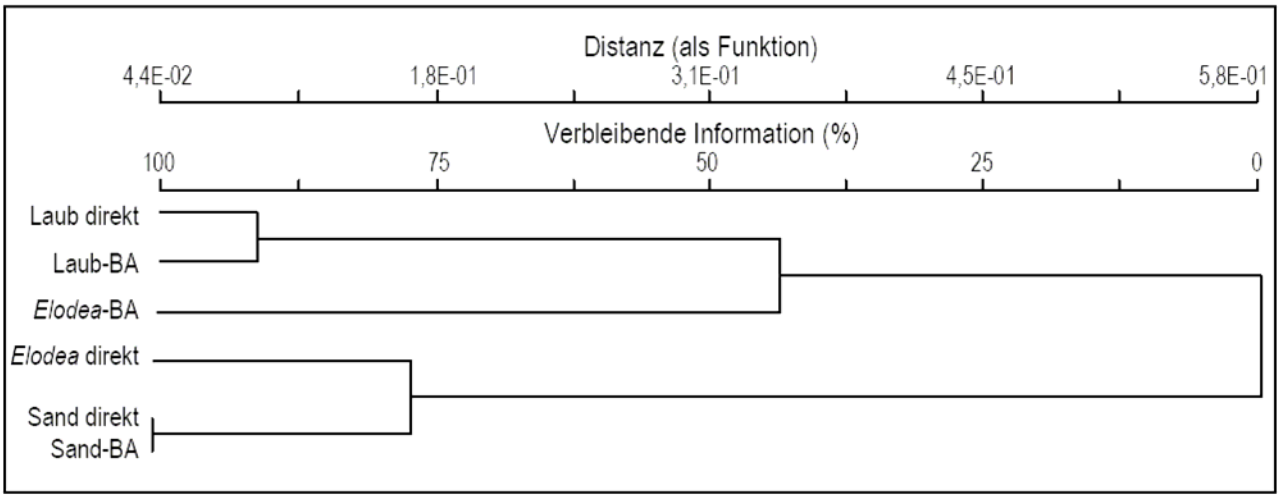


Abb. 1: Vergleich der Besiedlung auf natürlichen Substraten und BA: Clusteranalyse (Bray-Curtis: Präsenz-Absenz)

Auch bei Berücksichtigung der Individuendichten (Wainstein-Index) wird deutlich, dass die im Referenzgewässer auf Laub und Sand siedelnde Fauna zu 47 % (Laub) bzw. 40 % (Sand) mit der Besiedlung entsprechender BA übereinstimmt. Hingegen erwies sich die Besiedlung der *Elodea*-BA als nahezu vollständig verschieden von der Besiedlung von *Elodea*-Polstern im Bach.

Überprüfung der Ansiedlung und Verteilung der Fauna in den Mesokosmen mit Hilfe von MBA

Abb. 2 stellt die Besiedlung der in Tab. 1 charakterisierten Positionen der Laub-MBA im Längsverlauf der Mesokosmen dar. Die Positionen sind in dieser Darstellung nach durchströmt/strömungsarm gruppiert. Die Individuendichten an vergleichbaren Positionen wurden über die 8 Mesokosmen (N=8) gemittelt.

Deutlich erkennbar sind höhere Individuendichten von *Gammarus roeseli* an den strömungsberuhigten Positionen. Die Konzentrationen an diesen Positionen ist in allen Mesokosmen gleich und hochsignifikant (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}007$).

In Abb. 3 sind beispielhaft die Konzentrationsbereiche von *Oxyethira* sp. dargestellt. Die höchsten Individuendichten traten in allen Mesokosmen an Position 7 auf. Diese signifikante Konzentration (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}005$) dürfte mit der Ausbildung je eines großen, über den gesamten Querschnitt jedes Mesokosmos ausgebreiteten Makrophytenpolsters zusammenhängen, in dem sich die *Oxyethira*-Larven konzentrierten.

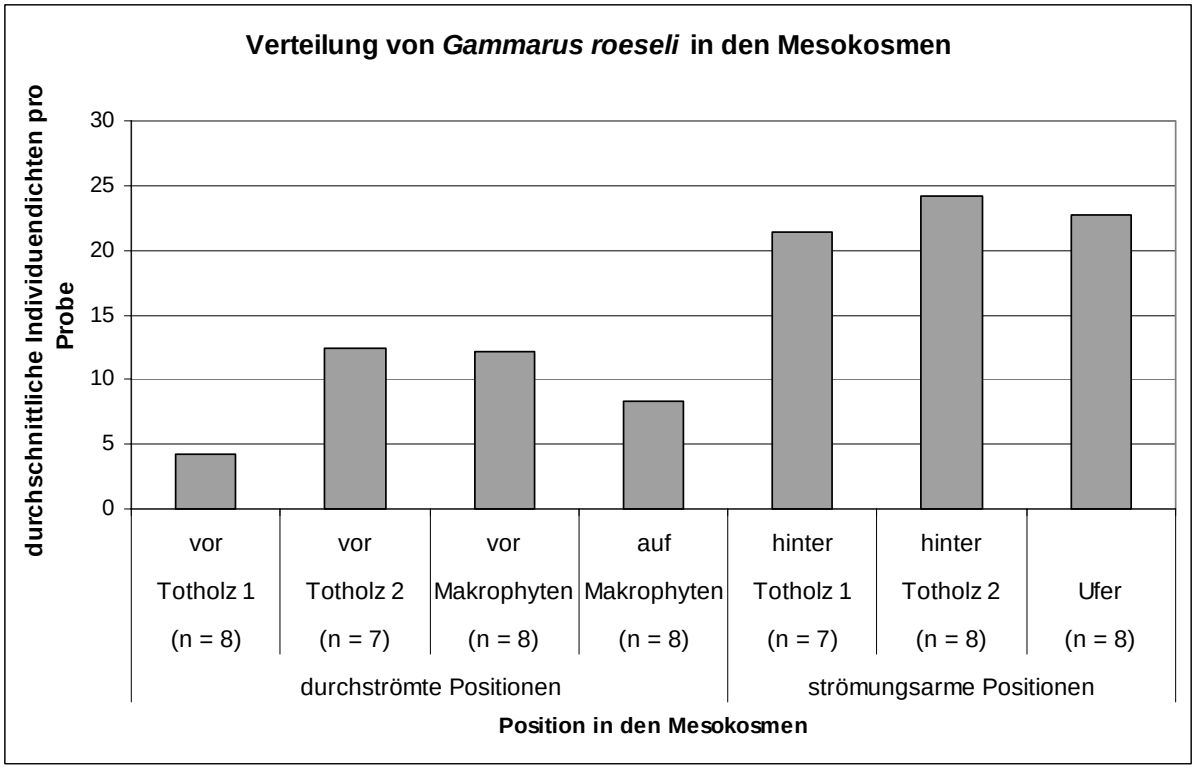


Abb. 2: Besiedlung einzelner Positionen und Substrattypen im Längsverlauf der 8 Mesokosmen. Beispiel: *G. roeseli*. Angabe: mittlere Individuendichten auf Laub-MBA (20 g Frischgewicht)

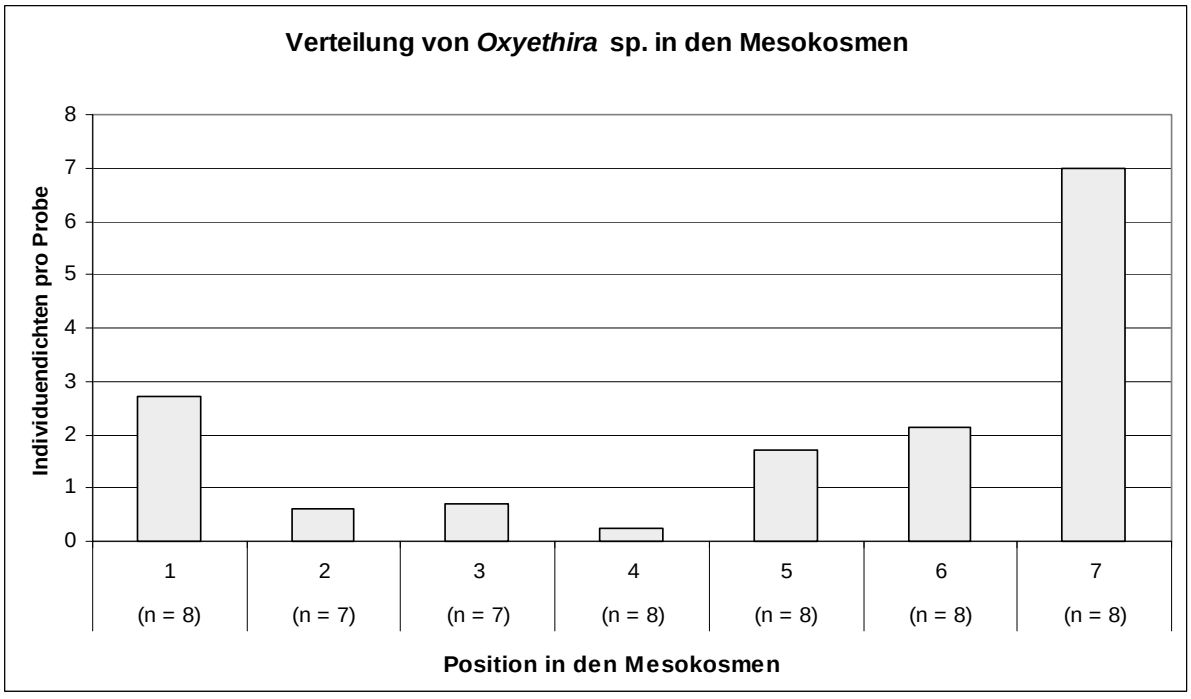


Abb. 3: Besiedlung einzelner Positionen im Längsverlauf der 8 Mesokosmen. Beispiel *Oxyethira* sp. Angabe: Mittelwerte der Individuendichten auf Laub-MBA (20 g Frischgewicht).

Schlussfolgerungen

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die substratgebundene Ansiedlung gut dazu geeignet ist, eine dem Referenzgewässer ähnelnde Fauna in den Mesokosmen anzusiedeln. Im Vergleich der einzelnen Substrate zeigte insbesondere die Besiedlung der Laub-Exponate eine hohe Übereinstimmung mit der auf natürlichen Laubansammlungen.

Die signifikanten Aussagen zur Verteilung der Invertebraten auf Laub-Exponaten in den Mesokosmen (MBA) zeigte, dass so eine störungsfreie qualitative und quantitativ Überprüfung des Besiedlungserfolges in den Mesokosmen bei laufenden Effektversuchen möglich wäre.

Literatur

AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM system, A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive, Version 1.0

Hensel, S. & Kiel, E. (2006): Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder: 450-454.

Hensel, S. & Kiel, E. (2007): Substratgebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässer-Mesokosmen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder: 543-547.

Hensel, S., Kiel, E. & Berghahn, R. (2008): Die Entwicklung abiotischer und biotischer Bedingungen in acht Fließgewässer-Mesokosmen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007 (Münster), Werder: 141-145.

Mohr, S., Feibicke, M., Ottenströer, T., Meinecke, S., Berghahn, R. & Schmidt, R. (2005): Enhanced experimental flexibility and control in ecotoxicological mesocosm experiments – A new outdoor and indoor pond and stream systems. Environ. Sci. & Pollut. Res. 12 (1), 5-7.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs

Michael Marten

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW), Baden-Württemberg, Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: Makrozoobenthos, Langzeituntersuchung, Biodiversität, Neozoa, Klimawandel, ASTERICS

Einleitung

In Baden-Württemberg wurde seit 1995 das Makrozoobenthos an insgesamt 100 Gewässerabschnitten im Rahmen des landesweiten Messnetzes 'Trendbiomonitoring' untersucht (Marten 2001, 2005a). Die Erhebungen dienen der Überwachung der Biodiversität der Fließgewässer im Zuge des Wandels punktueller und diffuser Belastungen sowie morphologischer Ausprägungen. Im Focus dieser ökologischen Beweissicherung stehen derzeit biozönotische Veränderungen durch Einschleppung und Einwanderung von Neozoa und Auswirkungen von Klimaveränderungen und deren Auswirkungen auf die wasserwirtschaftliche Bewertung.

Methode und Untersuchungsgebiet

Die Erfassung des Artenspektrums erfolgte halbquantitativ durch Kicksampling und Absammeln aquatischer Substrate und des Uferbereichs auf Imagines (Zeitsammelmethode, 2 Std./Stelle, 90 Min. aquatischer Bereich, 30 Min. terrestrisch, näheres siehe Marten et al. 1999). Die Methode folgt den Empfehlungen der LAWA zur Erfassung von Langzeitwirkungen in Gewässern (LAWA 2000) und wurde im Rahmen des in 2004 bundesweit durchgeführten LAWA-Praxistests zur Erprobung des AQEM/ASTERICS Verfahrens zur Fließgewässerbewertung evaluiert (Marten 2005b). 30 Dauermessstellen, vor allem an den wasserwirtschaftlich bedeutenderen Flüssen Rhein, Neckar und Donau sowie an einigen größeren Nebengewässern, werden seit Beginn der Untersuchungen durchgehend beprobt (Probestellen-Code und -Name vgl. Abb. 2). Deren Ergebnisse sind am besten geeignet Trends aufzuzeigen und werden nachfolgend dargestellt. Ein detaillierter Bericht zu dem Thema wir voraussichtlich 2010 erscheinen (LUBW in Vorb.).

Ergebnisse

An den 30 Dauerbeobachtungsstellen wurden im Beobachtungszeitraum 1995-2008 insgesamt 619 Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen. Die höchste an den untersuchten Probestellen über den Untersuchungszeitraum nachgewiesene Artenzahl weist mit 197 Arten eine Probestelle an der unteren Jagst (bei Heuchlingen) auf, die geringste mit 88 Arten der Rhein unterhalb Mannheim. Der

mittlere Trend in der Artenzahlentwicklung (30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelt) zeigt eine positive Tendenz; die Gewässerabschnitte werden im Verlauf der Untersuchungsperiode bis zum Jahr 2005 artenreicher, ab 2005 kehrt sich der Trend um (Abb. 1).

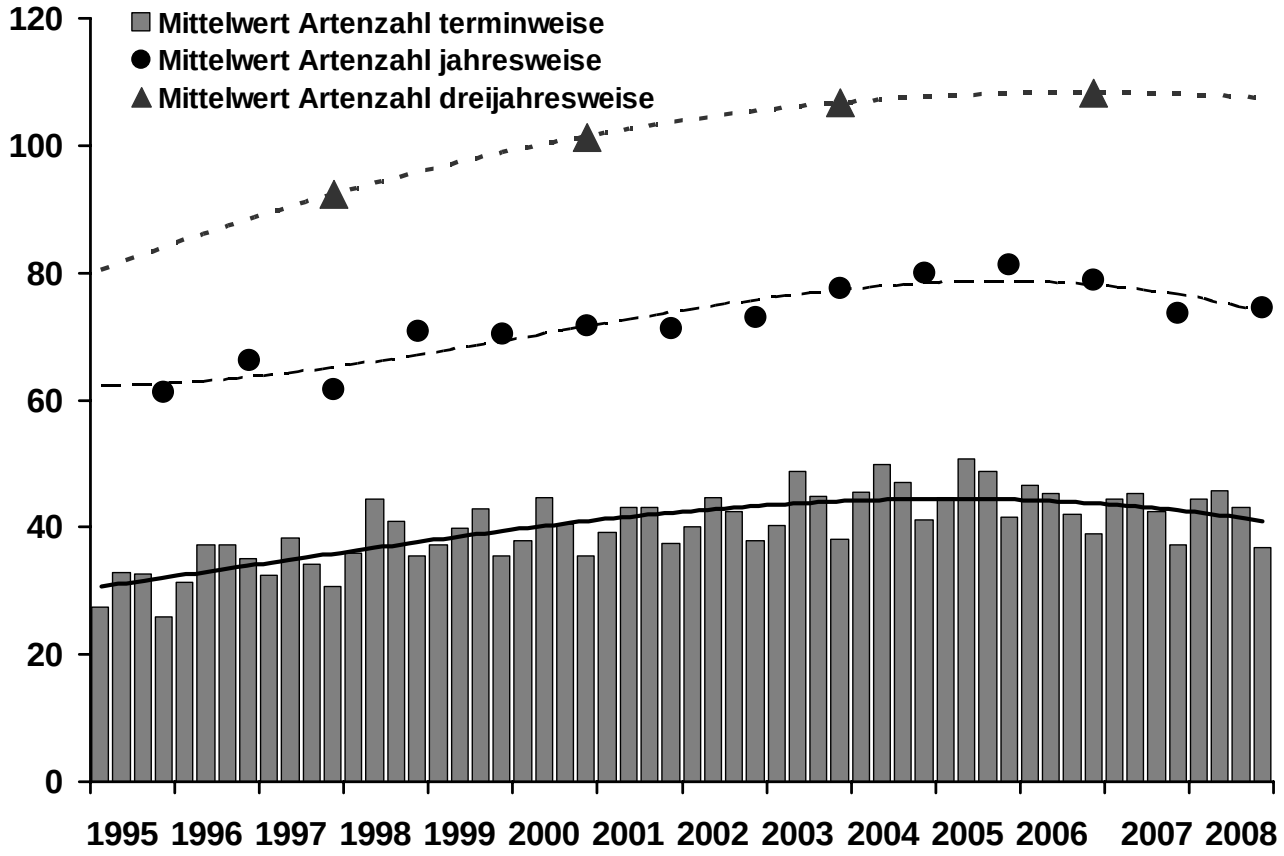


Abbildung 1: Mittlere Artenzahlentwicklung an 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg 1995 – 2008, terminweise sowie jahresweise und dreijahresweise zusammengefasst.

Veränderungen der Lebensgemeinschaft

Mit Hilfe des häufigkeitsgewichteten Jaccard-Index (Marten 1998) wurde die Entwicklung der biozönotischen Ähnlichkeit an den 30 Dauerbeobachtungsstellen ausgewertet und auf die mittlere Änderung der Biozönose pro Jahr und Probestelle umgerechnet. Die Werte liegen zwischen 0,43 % und 2,56 % / Jahr(Abb. 2). Drei Probestellen, Restrhein bei Neuenburg, die im Fließverlauf unterste Neckar-Probestelle und der Rhein bei Grauelsbaum, weisen die stärkste Dynamik in den zurückliegenden Jahren auf. Werte über 2,5 % / Jahr bedeuten, dass in 10 Jahren die Fauna zu 25 % ausgetauscht ist. Dauerte diese Entwicklung 20 Jahre, wären 50 % der ursprünglichen Fauna durch andere Arten ersetzt.

Änderungen der biozönotischen Ähnlichkeit in Rhein und Neckar gehen einher mit dem steten Zuzug von Neozoa-Arten. Insgesamt sind aus den vorliegenden Untersuchungen landesweit 36 neozoische Makrozoobenthos-Arten bekannt (LUBW in Vorb.), die an den einzelnen Probestellen recht unterschiedlich dominant sein können (Abb. 3). Diese invasiven Arten haben nicht nur ein enormes Ausbreitungspotential, sie erreichen auch schnell hohe Populationsdichten (Abb. 4).

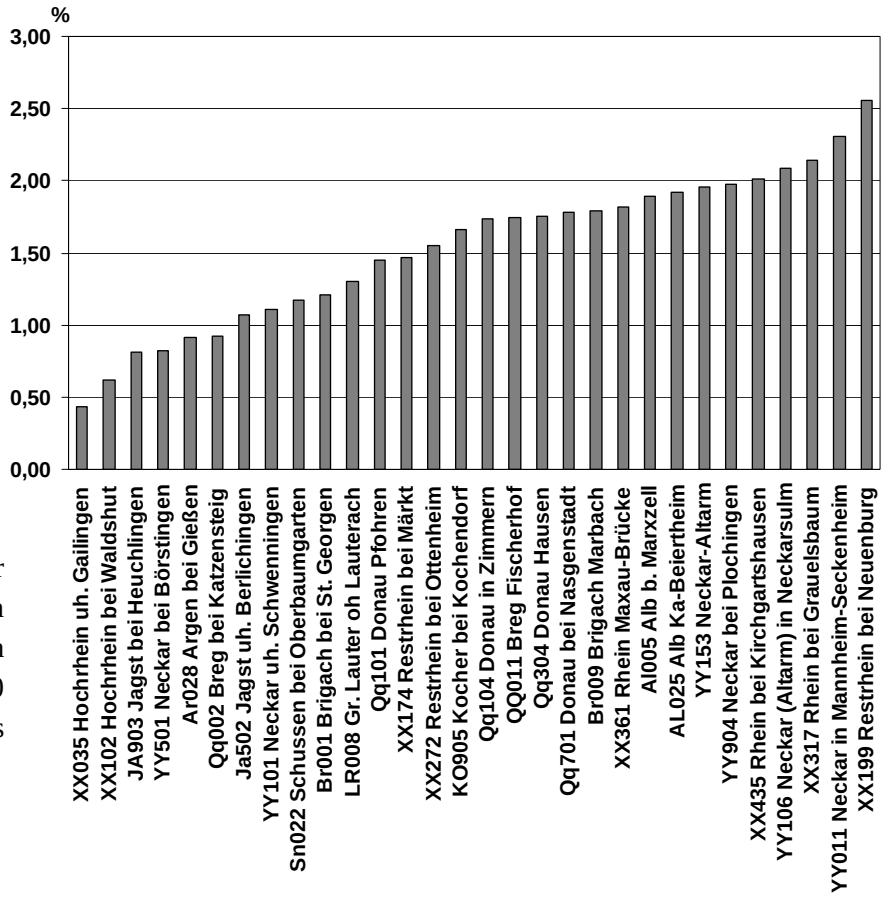


Abbildung 2: Jahreswerte der Änderung der biozönotischen Ähnlichkeit (in Prozent) von 1995 bis 2008 an 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitoring.

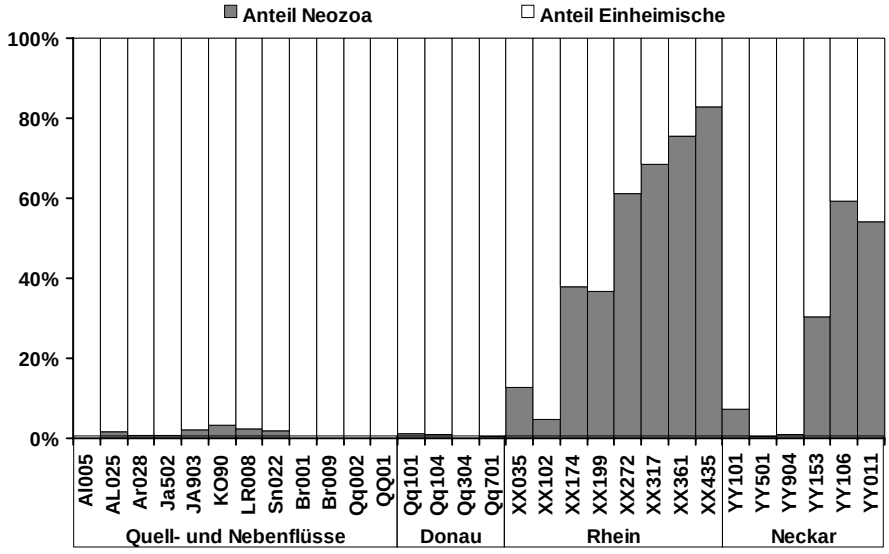


Abbildung 3: Prozentanteil der Neozoa (dunkel) an der Gesamtindividuenzahl jeder Probestelle der 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg 1995 – 2008.

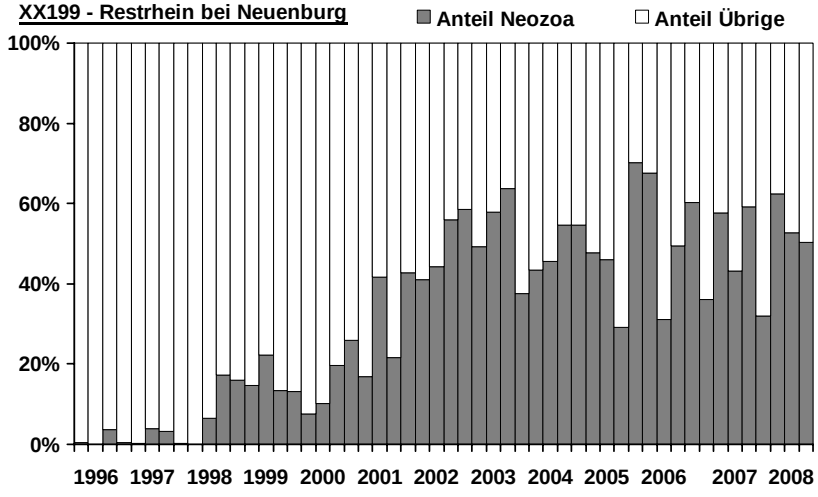


Abbildung 4: Individuenanteile Neozoa (dunkel) und einheimische Arten (hell) am Restrhein bei Neuenburg 1996 – 2008.

Auswirkungen von Klimaveränderungen

Veränderungen des Temperaturregimes der Fließgewässer infolge der Klimaerwärmung in Mitteleuropa können Auswirkungen auf die Longitudinalausbreitung der Gewässerorganismen in den Fließgewässersystemen haben. Kaltstenotherme Arten des Rhithrals können ersetzt werden durch wärmetolerante Arten des Potamals. Tatsächlich nimmt an den 10 ausgewählten Dauer-Messstellen mit weitestgehend rhithralem Charakter der Anteil der Rhithral-Arten im Beobachtungszeitraum leicht ab und der Anteil der Potamal-Arten zu. Dies lässt sich am Anteil der Rhithral- und Potamalarten oder am Rhithron- und Potamon-Typieindex über die Zeitachse erkennen. Die Zonierungseigenschaften sämtlicher Arten in der Gesamtschau werden beschrieben durch den Zonierungsindex $Z = \sum Z_i \times A_i \times G_i / \sum A_i \times G_i$ mit Z_i, dem Zonierungsindex der i-ten Art = 1-8 (Eukrenal – Hypopotamal) und $G_{i,}$,dem Gewichtungsfaktor der i-ten Art = 8 – 1 (z. B. in einer Teilzone vertreten G = 8 oder in 8 Teilzonen vertreten G = 1). Abb. 5 zeigt einen Anstieg des Zonierungsindex über den Beobachtungszeitraum der als ein Indiz für einen klimabedingten Shift der Biozönose infolge höherer Temperaturen auch in Gewässern interpretiert werden kann. Offenbar breiten sich wärmetolerantere Arten aus den Unterläufen in die kühleren Oberläufe aus.

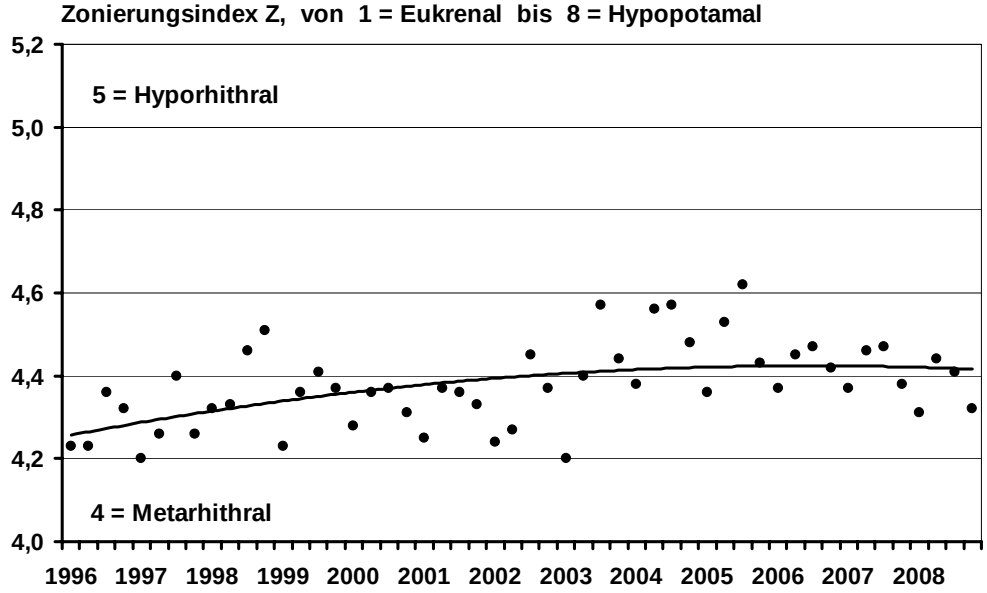


Abbildung 5: Zonierungsindex Z über 10 Dauerbeobachtungsstellen mit rhithralem (Bach)-Charakter gemittelt.

Bewertung der ökologischen Qualität gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)

Die Auswertung und Bewertung der Befunde aus dem Trendbiomonitoring erfolgte auch nach den Methodenhandreichungen der LAWA, speziell mit Hilfe des Auswerteprogrammes ASTERICS 3.1.1, einschließlich PERLODES. Die Gesamtbeurteilung „Ökologische Zustandsklasse“ wird wegen der pessimalen Einzelbewertung der drei Module im Wesentlichen durch die Bewertung der Allgemeinen Degradation geprägt (Tab. 1). Letztlich bestimmen hier die Neozoa die schlechte Einstufung vor allem der unteren Probestellen in Rhein und Neckar, da die Verschlechterung der Bewertungseinstufung synchron mit dem zeitlichen und räumlichen Auftreten der Neozoa einhergeht und Neozoa im zugrunde liegenden Deutschen Fauna Index schlecht bewertet sind.

Tabelle 1: Einstufung der Untersuchungsbefunde der 30 Dauerbeobachtungsstellen Trendbiomonitoring in die Ökologische Zustandsklasse (1 - 5) gemäß EG-WRRL ermittelt mit ASTERICS 3.11. Schraffierte Felder: Berechnungen erfüllen die von ASTERICS gesetzten Signifikanzanforderungen nicht.

	Jahr/ PS	1995				1996				1997				1998				1999				2000				2001				2002				2003				2004				2005				2006				2007				2008			
Quell- und Nebenflüsse	AL005	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2
	AL025					4	4	4	4	3	3	4	3	3	3	4	4	3	3	4	4	3	4	4	4	3	4	3	3	2	3	3	3	2	3	4	4	3	3	4	4	3	3	4	4	2	3	4	4	3	4	4	4	2	3	4	3
	AR028					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	JA502	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	JA903					2	2	3	3	2	2	2	3	2	2	3	3	2	2	3	2	2	2	3	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	3	3	3	2	2	2	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	KO905					5	3	4	4	3	4	3	3	2	3	4	3	2	2	3	3	3	2	3	3	2	2	3	3	2	2	3	3	3	2	2	2	2	3	4	4	3	3	4	4	3	3	3	3	2	2	3	3	2	3	3	2
	LR008					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1
	SN022					2	3	3	3	2	3	2	3	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	BR001	2	2	2	2	1	1	2	2	2	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	1	1	2	2	2	1	1	1	2
	BR009	3	3	5	4	3	2	4	4	3	3	4	4	3	3	4	4	3	3	4	5	3	3	4	4	3	3	4	4	2	2	4	3	4	3	5	5	5	3	5	5	4	4	4	4	2	4	5	4	4	4	4	4	3	3	5
	QQ002	2	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	1	2	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	2	1	1	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	2	2
	QQ011	1	1	1	2	1	1	2	2	1	2	2	2	1	1	2	2	1	2	1	2	1	1	2	1	1	2	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	2	1	2	2	2	1	2	2	1
Donau	QQ101	2	2	3	3	2	2	2	3	2	2	3	4	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	3	3	3	2	3	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2
	QQ104	3	2	3	3	3	2	3	3	2	3	3	3	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2	3	3	3	3	4	3	2	3	3	3	3	2	2	3	3	2	2	3	2	2	4	3
	QQ304	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	QQ701	2	2	2	3	1	1	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2
Rhein	XX035					4	3	3	4	4	3	2	4	4	3	4	4	3	3	4	2	2	3	2	3	3	2	3	2	2	3	4	3	3	3	3	4	4	3	4	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3
	XX102					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2	2	3	2	3	3	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2
	XX174					2	2	3	3	3	3	3	4	3	3	4	4	2	3	3	3	3	3	4	4	3	3	4	4	3	4	4	3	3	3	4	4	3	3	4	4	4	4	4	4	3	4	4	5	4	4	4	4	3	4	4	4
	XX198					2	2	3	3	3	3	3	3	2	2	4	4	2	3	3	3	3	2	3	3	2	3	3	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	5	4	4	5	5	4	5	4	3	5	5	5	5
	XX272					4	4	4	4	5	5	5	5	4	4	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5
	XX318					5	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	XX361					5	4	4	5	4	4	4	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	XX435					5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Neckar	YY101					3	2	3	3	2	2	3	2	2	2	3	3	2	3	3	3	2	3	2	3	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	3	3	3	4	4	4	4	3	3	3	3
	YY501					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2
	YY904					4	3	4	4	4	3	4	4	2	2	3	3	2	2	2	4	2	2	3	2	2	2	3	3	2	2	3	2	2	2	3	3	2	2	3	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	
	YY153					5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	3	4	5	4	4	4	4	4	3	4	5	3	4	4	5	4	4	5	5	4	4	4	5	3	4	5	5	4	4	5	5	3	3	4	4
	YY106					5	4	4	5	5	4	5	5	5	5	5	5	4	4	4	5	5	4	4	5	4	4	5	5	5	4	4	5	4	4	5	4	4	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	4	5	4	5
	YY011					4	4	4	4	3	4	4	5	4	4	4	5	4	4	4	5	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	5

Auffällig in der Betrachtung der Bewertungsergebnisse ist die Veränderung der Bewertungsklasse von Probenahmetermin zu Probenahmetermin. Bei 4 saisonalen Proben pro Jahr liegt eine andere Bewertungsklasse der Gesamtbewertung im Schnitt bei mehr als einem Drittel aller verglichenen Fälle vor, wobei auch hier wieder die Allgemeine Degradation wesentlich durchschlägt (Wechsel in Prozent Ökologische Zustandsklasse: 33,4 %, Allgemeine Degradation: 37,4 %, Saprobie: 13,4 %). In einigen Fällen springt die Bewertung in 2 Klassen von Probenahmetermin zu Probenahmetermin. Eine gewisse Saisonalität der Bewertungen ist schon aufgrund der Saisonalität der zugrunde liegenden Indikatoren zu erwarten. Saisonale Bewertungsunterschiede sind auch aus den Befunden des Trendbiomonitoring ableitbar. Im Durchschnitt fallen die Bewertungen der Untersuchungen im Sommer und Herbst bei allen Einzelmodulen und der Gesamtbewertung „Ökologische Zustandsklasse“ um 0,2 bis 0,4 Klasseneinheiten schlechter aus. Die saprobielle Indikation (Modul Saprobie) ist noch am wenigsten von der Saisonalität betroffen.

Werden nur die Bewertungen von Untersuchungen entsprechender Jahreszeiten in der Zeitreihe einzelner Probestellen miteinander verglichen, so sind die Werte des auf diese Art und Weise saisonbereinigten Bewertungswechsels nur um wenige Prozentpunkte geringer (Ökologische Zustandsklasse: 28,4 %, Allgemeine Degradation: 32,2 %, Saprobie: 10,3%). Der saisonale Aspekt wirkt sich also letztlich nicht allzu stark auf das Bewertungsergebnis aus. D. h. unbehelligt des Einflusses der Jahreszeit findet saisonbereinigt, d. h. von Jahr zu Jahr in gut einem Viertel der Fälle ein Bewertungswechsel statt, der nur mit dem zufälligen Stichprobenfehler bei der Probenahme und oder der zeitlichen Heterogenität des Makrozoobenthos, unabhängig von der Jahreszeit erklärt werden kann. In jedem Falle sind die Schwankungen in der Zeitachse von Untersuchungstermin zu Untersuchungstermin, ob nun saisonbereinigt oder nicht, deutlich größer als die Auswirkungen methodischer Unterschiede bei Probenahme und Abundanzberücksichtigung. Wird z. B. nur die

Präsenz der Arten bei der Berechnung mit ASTERICS berücksichtigt, ergibt sich ein Unterschied in der Bewertung im Mittel bei 17,3 % der Proben.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Erst im Verlauf dichter Untersuchungsreihen und längerer Untersuchungsperioden können vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität Trends der Entwicklung der Biodiversität, der Einwanderung von Neozoa als auch der Aufwanderung von Potamalarten infolge Klimaerwärmung erkannt werden.

Von der natürlichen Variabilität sind auch die Bewertungen der Ökologischen Qualität nach EG-WRRL betroffen. Die Bewertungen des Moduls Allgemeine Degradation und damit auch die der Ökologische Zustandsklasse insgesamt streuen erheblich von Probenahmtermin zu Probenahmetermin, weitgehend unabhängig von der Jahresperiodik. In etwa einem Drittel der Fälle, d. h. in weitaus mehr Fällen, als durch Variation von Häufigkeitsangaben des Ergebnisbefundes erreichbar, tritt ein Wechsel der Bewertung von Termin zu Termin ein, mitunter um 2 Klassen innerhalb der 5 stufigen Bewertungsskala. Das Ergebnis ist stark Stichprobenfehler behaftet, wie es bei biologischen Befunden dieser Art üblich ist. Abhilfe kann bei Beibehaltung des Probenahmeverfahrens eine Abkehr von einmaligen Stichproben schaffen, wie beispielsweise beim Messnetz Trendbiomonitoring verwirklicht.

Die Trendentwicklung der Ökologischen Zustandsklasse ist dominiert durch die Negativ-Bewertung der Neozoa. Neozoa dominierte Probestellen erreichen am Rhein und Neckar die schlechteste mögliche Qualitätsklasse, obgleich das Auftreten von Neozoa keineswegs zwangsläufig die ökologische Funktionsfähigkeit der betroffenen Standorte beeinträchtigt. Das Bewertungssystem ASTERICS einschließlich PERLODES erscheint damit noch entwicklungsbedürftig.

Literatur

LUBW (in Vorb.): Trendbiomonitoring – Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Gewässern Baden-Württembergs. - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe (in Vorbereitung, erscheint voraussichtlich 2010).

Marten, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Beschreibung und Bewertung der Abweichung des aktuellen Zustandes vom gewässerökologischen Leitbild am Beispiel des Makrozoobenthos. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 1997, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 695-699.

Marten, M. (2001): Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trendmonitoring of Macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. - Aquatic Ecology 35: 159-171.

Marten, M. (2005a): Trendbiomonitoring des Makrozoobenthos in Fließgewässern. – In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU, Hrsg.), Signale aus der Natur – 20 Jahre biologische Umweltbeobachtung: 15-18.

Marten, M. (2005b): Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammelverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (2006), Tagungsbericht 2005: 420-424.

Marten, M., W. Hackbarth & C. - J. Otto (1999): Neue Eintags- und Steinfliegenfunde aus Baden-Württemberg und Stand der derzeitigen Erfassung im Rahmen der biologischen Umweltbeobachtung an Fließgewässern. – Lauterbornia, H. 37: 63-86.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Erste Befunde zum Parasitismus der Wassermilben zweier Bäche Luxemburgs unter besonderer Berücksichtigung des Parasitismus von Arten des hyporheischen Interstitials

Peter Martin

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abt. Limnologie, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Hydrachnidia – Acari – Mesofauna – larvaler Parasitismus - Chironomidae

Einleitung

Die Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) sind mit mehr als 1.000 Arten eine der artenreichsten Tiergruppen der Süßgewässer Europas. Neben räuberischen Adulti und Nymphen weist ihr Lebenszyklus eine parasitische Larve auf, die an unterschiedlichsten Wirtsinsekten (meist Imagines) parasitiert (Di Sabatino et al. 2002). Vermutlich durch ihren komplexen Lebenszyklus bedingt sind Wassermilben oft sehr stark an bestimmte Lebensräume gebunden, d.h. viele Arten sind stenök.

In naturnahen Fließgewässern, die ein intaktes hyporheisches Interstitial aufweisen, findet man neben rheobionten und rheophilen benthischen Fließgewässerarten oftmals eine ganze Reihe von Arten, die vorwiegend oder ausschließlich im hyporheischen Interstitial zu finden sind (z.B. Gerecke 2002). Diese Arten sind manchmal weichhäutig und wurmartig verlängert, oft stark gepanzert, teils blind und sehr stark an diesen Lückenraum angepasst (Martin et al. 2007). Während die Wassermilben wohl aufgrund ihres Parasitismus nicht im tiefen Grundwasser vorkommen, gibt es im hyporheischen Interstitial neben einer Vielzahl von speziell angepassten Arten sogar einige Gattungen, die ausschließlich hier vorkommen (Martin et al. 2007). Der Lebenszyklus dieser Interstitialformen ist noch weitgehend unbekannt. Obwohl v. a. in Nordamerika ein Parasitismus auch für Arten des Interstitials nachgewiesen werden konnte (vgl. Smith et al. 2001), liegen für Europa bisher kaum Befunde zu diesem Thema vor.

Da die Morphologie und Taxonomie der parasitischen Wassermilbenlarven insgesamt nur schlecht bekannt ist (Martin 2009), ist die Aufklärung der der Parasit-Wirt-Beziehungen der Wassermilben auf Artniveau derzeit nur an Untersuchungsstellen möglich, an denen das Arteninventar bekannt ist und für die ein an das jeweilige Gewässer angepasster Bestimmungsschlüssel für die Larven erstellt wird (Martin 2008). Das Nebeneinander von benthischen und Interstitialarten in bestimmten Bächen bedingt hier oft hohe Artenzahlen und diese relativ hohe Diversität erschwert eine gezielte Untersuchung der Parasit-Wirt-Beziehungen der Interstitilarten.

Im vorliegenden Beitrag werden erste Befunde eines noch andauernden Projektes vorgestellt, das die Aufklärung der Parasit-Wirt-Beziehungen der Wassermilben zweier Luxemburger Bäche zum Ziel hat. Besonderes Augenmerk sollte dabei auf den Interstitialformen liegen, da für diese früher angenommen wurde, dass sie wohl mehrheitlich ihren Parasitismus aufgegeben hätten.

Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Die Freilanduntersuchungen wurden an der Lurenzgriecht (LUX INT 28, Gutland, E 5°55‘4“/ N 49°35‘2“) und der Schlënnerbaach (LUX INT 4, Ösling, E 6°3‘44“/ N 49°57‘7“) durchgeführt (in Klammern Bezeichnungen in Gerecke et al. 2005; dort auch Details zu den Probestellen).

Um ein möglichst komplettes Arteninventar der Bäche zu ermitteln, wurden sie zu unterschiedlichen Terminen der Jahre 1998-2000, 2002, 2003 sowie 2009 beprobt. 1998-2000 wurden Interstitialpumpungen und -grabungen durchgeführt (Gerecke et al. 2005), in den übrigen Jahren Benthosaufsammlungen sowie Interstitialgrabungen. Auf dieser Grundlage konnten Beschreibungen von Larven aus der Literatur zusammengestellt werden und es erfolgte eine Larvenzucht solcher Arten im Labor, für die diese bisher unbekannt war. Dadurch konnten für Larven der Wassermilben beider Bäche Bestimmungsschlüssel angefertigt werden, die in vielen Fällen eine Bestimmung auf Artniveau ermöglichten. Zur Ermittlung des Wirtsspektrums erfolgten im Jahr 2002 an beiden Bächen Emergenzuntersuchungen mit 14-tägiger Leerung, an der Lurenzgriecht mit drei Fallen, die 1,14m² bedeckten, und mit zwei Fallen an der Schlënnerbaach (1,28m² Fangfläche). Die Insekten wurden auf ihre Parasitierung hin überprüft, die Milben nach ihrer Entfernung bestimmt und anschließend wurden die Insekten determiniert. Auf diese Weise konnten die Parasit-Wirtbeziehungen zahlreicher Wassermilben aufgeklärt werden. Die Einstufung der Habitatpräferenz erfolgte nach unterschiedlichen Literaturangaben (u. a. Gerecke et al. 2005).

Ergebnisse

In beiden Bächen zusammen konnten bisher 48 Arten nachgewiesen werden (Tab. 1), in der Schlënnerbaach mit 36 deutlich mehr als in der Lurenzgriecht mit 22 Arten. Betrachtet man die Arten hinsichtlich der bevorzugten Habitate, so findet man 23 benthische Arten, sechs, die man sowohl im Benthos als auch im Interstitial findet (Übergangsarten), 18 „echte“ Interstitialarten sowie mit *Atractides fonticolus* eine Art, die Quellzuflüsse indiziert.

Tab. 1: Arten und präferierte Habitate der Wassermilben an Schlënnerbaach (SB) und Lurenzgriecht (LG). 1=benthische Bachart, 2=Übergangsart, 3=Interstitialart, 4=Quellanzeiger.

		SB	LG	Habitat
	Stygothrombiidae			
1	*Stygothrombium chappuisi* Walter, 1947	x		**3**
	Hydryphantidae			
2	*Protzia eximia* (Protz, 1896)	x	x	**1**
3	*Protzia invalvaris* Piersig, 1898	x		**1**
	Sperchontidae			
4	*Sperchonopsis verrucosa* (Protz, 1896)	x	x	**1**
5	*Sperchon clupeifer* Piersig, 1896	x	x	**1**
6	*Sperchon denticulatus*-Gr. Koenike, 1895		x	**1**
7	*Sperchon hispidus* Koenike, 1895	x		**1**
8	*Sperchon thienemanni* Koenike, 1907		x	**1**
	Lebertiidae			
9	*Lebertia fimbriata* Thor, 1899	x		**1**
10	*Lebertia glabra* Thor, 1897		x	**1**
11	*Lebertia porosa* Thor, 1900	x		**1**
12	*Lebertia sparsicapillata* Thor, 1905	x		**1**
	Torrenticolidae			
13	*Pseudotorrenticola rhynchota* Walter, 1906	x		**2**
14	*Monatractides madritensis* (K.Viets, 1930)	x		**2**
15	*Torrenticola anomala* (Koch, 1837)	x		**1**
16	*Torrenticola brevirostris* Halbert, 1911	x		**1**
17	*Torrenticola elliptica* Maglio, 1909	x	x	**2**

18	*Torrenticola thori* (Halbert, 1944)	x		**2**
	Hygrobatidae			
19	*Hygrobates calliger* Piersig, 1896	x		**1**
20	*Atractides chelidion* Gerecke (2003)	x		**3**
21	*Atractides denticulatus* (Walter, 1947)	x		**3**
22	*Atractides distans* (K.Viets, 1914)	x		**1**
23	*Atractides fonticolus* (K.Viets, 1920)	x	x	**4**
24	*Atractides gibberipalpis* Piersig, 1898	x		**1**
25	*Atractides latipalpis* (Motas et Tanasachi, 1946)	x		**3**
26	*Atractides latipes* (Szalay, 1935)	x		**3**
27	*Atractides nodipalpis* (Thor, 1899)	x	x	**1**
28	*Atractides pumilus* (Szalay, 1946)	x	x	**3**
29	*Atractides robustus* (Sokolow, 1940)	x		**1**
	Feltriidae			
30	*Feltria motasi* (Schwoerbel, 1961)	x	x	**3**
31	*Feltria rouxi* Walter, 1907		x	**1**
	Aturidae			
32	*Frontipodopsis reticulatifrons* Szalay, 1954	x		**3**
33	*Lethaxona pygmaea* K.Viets, 1932	x		**3**
34	*Woolastookia rotundifrons* (K.Viets, 1922)	x		**2**
35	*Ljania bipapillata* Thor, 1898	x	x	**1**
36	*Ljania macilenta* Koenike, 1908		x	**2**
37	*Aturus crinitus* Thor, 1902		x	**1**
38	*Aturus scaber* Kramer, 1875	x		**1**
39	*Aturus fontinalis* Lundblad, 1920		x	**1**
40	*Kongsbergia dentata* Walter, 1947	x	x	**3**
41	*Kongsbergia* cf. *pectinigera* Motas et Tanasachi, 1946	x		**3**
42	*Kongsbergia* cf. *walteri* Motas, 1928		x	**3**
43	*Kongsberia* cf. *ruttneri* Walter, 1930		x	**3**
	Momoniidae			
44	*Stygomomonia latipes* Szalay, 1943	x		**3**
	Neoacaridae			
45	*Neoacarus hibernicus* Halbert, 1944		x	**3**
	Chappuisidae			
46	*Chappuisides hungaricus* Szalay, 1943	x		**3**
	Athienemanniidae			
47	*Stygohydracarus subterraneus* Walter, 1947		x	**3**
	Arrenuridae			
48	*Arrenurus haplurus* K.Viets, 1925		x	**3**
	Bisher nachgewiesene Arten	**36**	**22**	

Für zahlreiche Arten konnte das Wirtsspektrum ermittelt werden, besonders umfassend für die Arten der Lurenzgriecht. Für die allermeisten Wassermilben sind die Chironomiden die bevorzugte oder ausschließliche Wirtsgruppe. Neben den Zuckmücken traten vereinzelt noch andere Dipterenfamilien (Limoniidae, Ceratopogonidae) sowie Plecoptera und Trichoptera als Wirte auf. Der Anteil der parasitierten Chironomiden an allen Chironomiden (Prävalenz) lag an der Schlënnerbaach bei 6,64% (347 von 5.227 Ind.), an der Lurenzgriecht bei 5,41% (1.031 von 19.069 Ind.).

Es seien an dieser Stelle exemplarische Befunde zu einzelnen Arten der Lurenzgriecht skizziert, die unterschiedliche Habitate präferieren und deren Wirte ausschließlich Chironomiden waren (Abb. 1). Die benthische Bachart *Ljania bipapillata* weist ein Wirtsspektrum von mindestens 11 Chironomidenarten auf und ihre Larven waren ausschließlich am Abdomen ihrer Wirte angeheftet. Die mittlere Intensität der Parasitierung lag bei 2,28 und das Maximum bei 22 Larven pro Wirt. Die Parasitierung geschah ausschließlich in der ersten Jahreshälfte, wobei die Intensität zu Beginn und am Ende des Auftretens ein Maximum aufwies (Abb. 1a). Die Übergangsart *Torrenticola elliptica* hat mit mindestens neun Wirtsarten ein gleichfalls breites Wirtsspektrum, ist jedoch ein strenger Thorakalparasit mit einer mittleren Intensität von 1,9 und einer maximalen von acht Parasiten pro Wirt. Gegenüber *L. bipapillata* zeigt *T. elliptica* eine Verschiebung ihres Auftretens in den frühen Sommer hinein, wobei das Maximum der Intensität im August liegt (Abb. 1b).

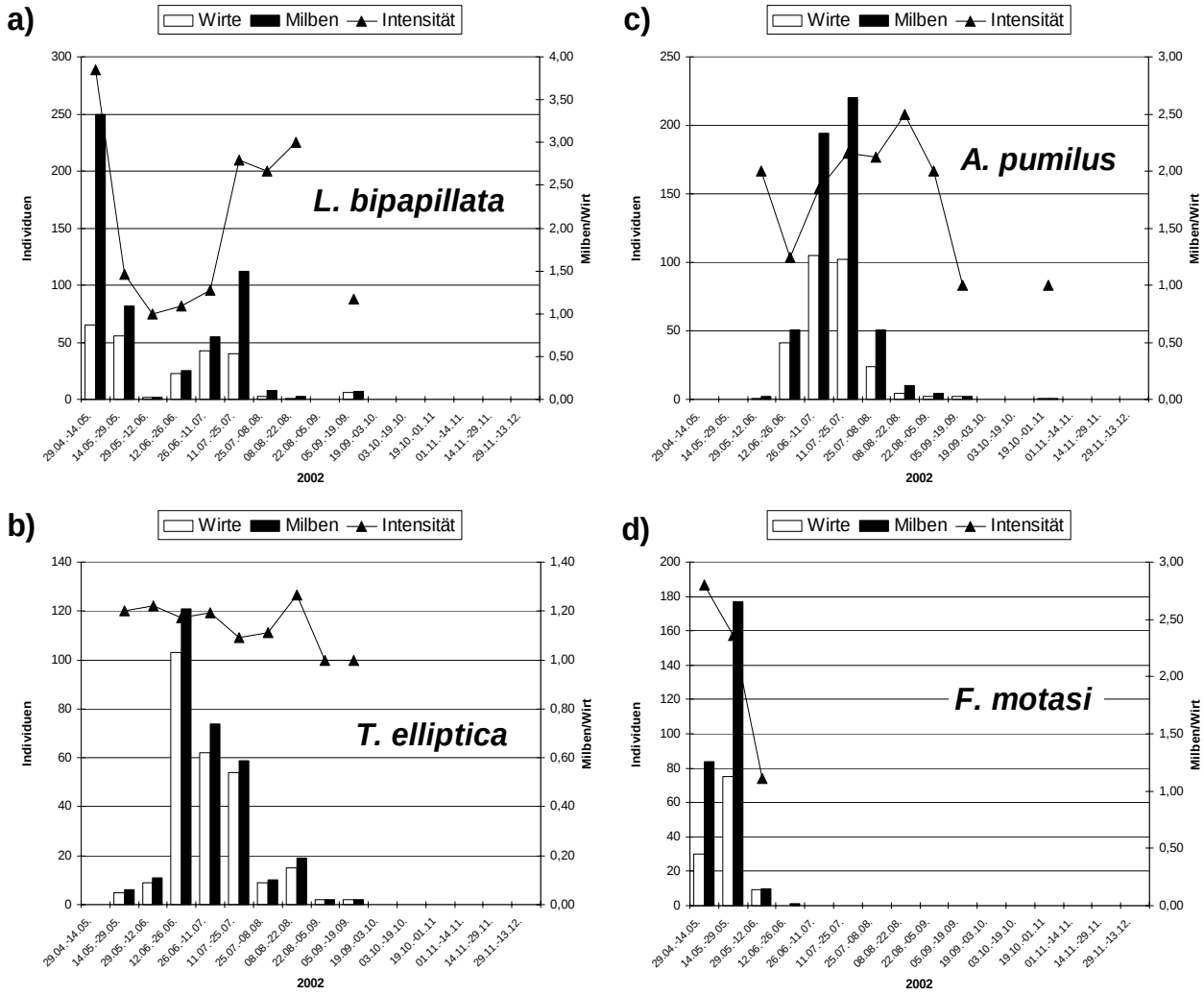


Abb. 1: Phänologie exemplarischer parasitischer Wassermilbenlarven (schwarze Balken) **und ihrer Wirte** (weiße Balken) **sowie Intensität (Milben/Wirt; Linie**). a) benthische Art *Ljania bipapillata*, b) Übergangsart *Torrenticola elliptica*, c+d) Interstitialart *Atractides pumilus* bzw. *Feltria motasi*.

Atractides pumilus ist ebenso wie *Feltria motasi* eine streng an das Interstitial gebundene Art, die Larven beider Arten sind Abdominalparasiten. *Atractides pumilus* trat mit einer maximalen Intensität von zwei Larven pro Wirt auf (Mittelwert 1,16), wohingegen Larven von *F. motasi* mit maximal 21 Larven zu finden waren (Mittel 2,39). Die Breite des Wirtsspektrums ist gleichfalls sehr unterschiedlich. Während *A. pumilus* im Wesentlichen an zwei *Corynoneura*-Arten zu finden war, umfasste das Wirtsspektrum von *F. motasi* mindestens 13 Arten. Die Phänologie *von A. pumilus* ähnelt der von *T. elliptica* (Abb. 1c), während *F. motasi*-Larven nur sehr früh im Jahr als Parasiten in Erscheinung traten (Abb. 1d).

Insgesamt kann somit gesagt werden, dass bei einigen der Interstitialarten der Parasitismus nachgewiesen wurde. Für andere Interstitialarten (Vertreter der Gattung *Kongsbergia*, *Arrenurus hapluru*s), die im Interstitial nicht selten sind, scheinen keine parasitischen Larven ausgebildet zu sein.

Diskussion

Der momentane Stand der Auswertung des Projektes lässt erwarten, dass sämtliche Larven aus der Emergenz der Lurenzgriecht einzelnen Arten aus dem Wassermilben-Arteninventar zugeordnet werden können. Bei der Schlënnerbaach wird dies nur in einzelnen Fällen möglich sein. Hier sind in

einzelnen Gattungen (z.B. *Atractides*) oder Familien (z.B. Aturidae) so viele Arten vorhanden, für die keine Larven bekannt sind, dass nur für einzelne Arten (z.B. *Stygothrombium chappusisi*) das Wirtsspektrum ermittelt werden kann. Auch Zuchten der Interstitialtaxa blieben meist ohne Erfolg.

Insgesamt ist dieses Projekt das erste, in dem ganze Wassermilbenzönosen einzelner Gewässer vergleichend im Hinblick auf den Larvalparasitismus untersucht werden konnten. Für einige benthische Arten wurde das Wirtsspektrum erstmalig ermittelt, für andere dieser Bacharten ermöglichen die jetzigen Befunde einen Vergleich der Wirtsspektren aus anderen Untersuchungen. Für die hier vorgestellte Art *Ljania bipapillata* liegen beispielsweise bereits Befunde aus Quellen und Bächen vor (z.B. Martin 2000; Martin & Stur 2006). Das Wirtsspektrum von *Torrenticola elliptica*, einer Art, die offenbar ein intaktes hyporheisches Interstiatial indiziert (Gerecke 2002), war bisher ebenso unbekannt wie das der Interstitialarten *Atractides pumilus* und *Feltria motasi*. Auch wenn hier nur vorläufige Angaben zur Phänologie und z.B. zur Intensität und den Anheftungsstellen am Wirt gemacht werden konnten, scheint die Parasitierung durch die das Interstitial präferierenden Wassermilben sich nicht auffällig von den benthischen Arten zu unterscheiden. Durch die hier durchgeführten Emergenzuntersuchungen sind erstmalig parasitologische Betrachtungen bei Interstitialarten möglich, die weit über die bisher übliche reine Angabe der Wirtsspektren hinausgehen.

Danksagung

Die hier vorgestellte Studie wird im Auftrag des Nationalmuseums für Naturgeschichte Luxemburg durchgeführt und wurde dankenswerterweise von Marc Meyer (Zoologie des invertébrés) ermöglicht. Herzlich gedankt sei zudem Isabel Schrankel (Medernach) (Emergenzbeprobung, Bestimmung der EPT-Gruppen) sowie Dr. Nicola Reiff (München) und Dr. E. Stur (Trondheim), die die Chironomiden bearbeiten.

Literatur

Di Sabatino, A., Martin, P., Gerecke, R., Cicolani, B. (2002): Water mites (Acari: Hydrachnidia). In: Rundle, S.D., Robertson, A.L., Schmid-Araya, J.M. (eds.): Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology, Backhuys, Leiden: 105-133.

Gerecke, R. (2002): The water mites (Acari, Hydrachnidia) of a little disturbed forest stream in southwest Germany - a study on seasonality and habitat preference, with remarks on diversity patterns in different geographical areas. In: Bernini, F., Nannelli, G., Nuzzaci, G., de Lillo, E. (eds): Acarid Phylogeny and Evolution. Adaptations in mites and ticks. Kluwer, Dordrecht: 69-89.

Gerecke, R., Stoch, F., Meisch, C., Schrankel, I. (2005): Die Fauna der Quellen und des hyporheischen Interstitials in Luxemburg. Ferrantia 41: 1-140.

Martin, P. (2000): Larval morphology and host-parasite associations of some stream living water mites (Hydrachnidia, Acari). Arch. Hydrobiol. Suppl. 121/3-4, Monogr. Stud., 269-320.

Martin, P. (2008): Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) und Insekten: Ein Überblick über eine selten betrachtete Beziehung. Entomologie heute 20: 45-75.

Martin, P. (2009): Wassermilbenlarven als Insektenparasiten - Zum Stand ihrer Bearbeitung in Europa. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardegsen 2009: 586-590.

Martin, P. & Stur, E. (2006): Parasite-host associations and life cycles of spring-living water mites (Hydrachnidia, Acari) from Luxembourg. Hydrobiologia 573, 17-37.

Martin, P., Gerecke, R., Rumm, R., Bartsch, I. (2007): Acari (Milben). In: Schminke, H.K. & Gad G.: Grundwasserfauna Deutschlands, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. DWA-Themen: 295-344.

Smith, I.M., Cook, D.R., Smith, B.P. (2001): Water mites (Hydrachnida) and other arachnids. In: Thorp, J.H. & Covich, A.P. (eds): Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, San Diego: 551-659.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Antifouling im Süßwasser: Möglichkeiten der Reduktion des Bewuchses mit *Dreissena polymorpha* durch Einsatz strukturierter Oberflächen

Daniela Mewes[1], Stanislav Gorb[2,3] , Jochen Koop [4] & Petra Ditsche-Kuru[5]

[1] Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Campus Koblenz, 56072 Koblenz, dmewes@uni-koblenz.de, [2] Max Plank Institut für Metallforschung, Evolutionary Biomaterials Group, Heisenbergstr. 3, 70569 Stuttgart, [3]Universität Kiel, Zoologisches Institut, Am Botanischen Garten 1-9, 24098 Kiel, sgorb@zoologie.uni-kiel.de, [4]Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie, 56002 Koblenz, koop@bafg.de, [5] Universität Bonn, Nees-Institute für Biodiversität der Pflanzen, Biological Interfaces Working Group, Meckenheimer Allee 170, 53115 Bonn, p.ditsche-kuru@uni-bonn.de

Keywords: *Dreissena polymorpha*, Antifouling, Polymere, Oberflächenstruktur, Haftkraft, Besiedlung

Einleitung

Die Zebramuschel (*Dreissena polymorpha)* ist eine Süßwassermuschel, welche sich nach der Industrialisierung von der Pontokaspis über gesamt Westeuropa (Morton 1993) und seit ca. 1986 ebenfalls im Gebiet der Laurentian Great Lakes in den USA ausbreitete (Carlton 1993). Aufgrund ihrer dreieckigen Form sowie ihres Byssusapparates ist sie in der Lage nahezu jedes natürliche oder künstliche Hartsubstrat zu besiedeln (Abb.1).

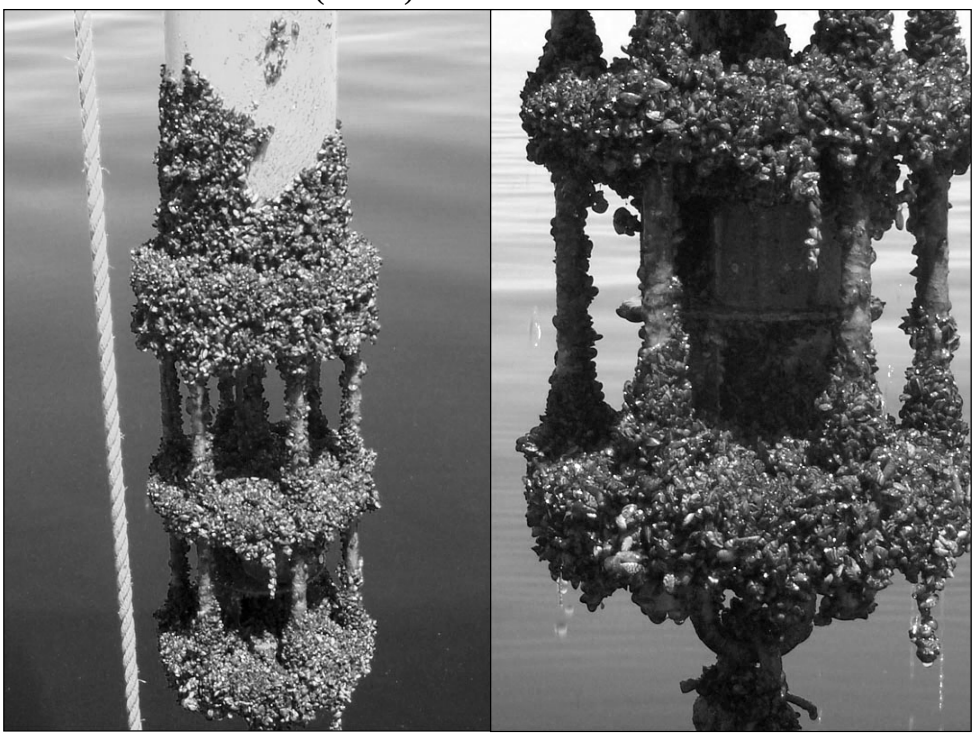


Abb. 1: Mit Dreissena stark verkrustetes Strömungsmessgerät, Lake Michigan, IN, Juni 1999. Foto: links: NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory, rechts: M. McCormick

Daher stellt sie einen bedeutenden Biofoulingorganismus im Süßwasser dar (u.a. Boelman 1997, Rajagopal et al. 1996, MacIsaac 1995), deren Beseitigung enorme Kosten verursacht (O'Neill 1997). Zur Kontrolle der massenhaften Besiedlung von Bauten und technischen Einrichtungen von Industrie und Schifffahrt durch die Zebramuschel sind bereits zahlreiche präventive Antifouling-methoden entwickelt worden. Diese kommen jedoch meist nicht ohne den Einsatz von Bioziden aus. Die negativen Auswirkungen von Bioziden auf die angrenzenden Ökosysteme sowie das Verbot von TBT machen daher die Entwicklung neuer Methoden notwendig. In der Vergangenheit wurden bereits verschiedene Materialien auf ihre Besiedlung durch Zebramuscheln untersucht. Hier zeigten bisher nur Silikonverbindungen eine eindämmende Wirkung (Race & Kelly 1997). Der Einfluss der Oberflächenrauheit wurde bisher nur von Marsden und Lansky (1999) berücksichtigt, wobei in dieser Arbeit unbehandelte Materialien und mit Schleifpapier angeraute verglichen wurden. Im marinen Bereich ist die Antifouling-Wirkung spezieller Oberflächenstrukturen dagegen bereits seit mehreren Jahren Forschungsgegenstand (Kesel &Liedert, 2007). Die Wirkung spezieller Oberflächenstrukturen wurde dabei nicht untersucht. Ziel der vorliegenden Arbeit war es daher ausgewählte Materialien mit unterschiedlicher Oberflächenstruktur auf ihre Besiedelbarkeit mit *Dreissena polymorpha* zu untersuchen. Dabei wurden sowohl der Effekt des Materials als auch der Effekt der Struktur jeweils getrennt betrachtet.

Material und Methoden

Untersuchte Materialien

Es wurden insgesamt drei Luft haltende Textilien (Textil A-C), drei unterschiedlich strukturierte Folien (Folie 1-3) sowie vier verschiedene, definierte Rauheiten untersucht. Dabei wurden die Rauheiten von Glas und genormten Schleifpapieren als Vorlage verwendet. Da Letztere nicht langfristig wassertauglich sind und auch um Einflüsse verschiedener Materialien auszuschließen, wurden sowohl das Glas als auch die Schleifpapiere mit Epoxydharz nach Koch et al. (2008) abgeformt.

Von den Textilien wurden jeweils beide Seiten untersucht. Auch von den Folien wurden, soweit möglich, sowohl die strukturierten als auch die unstrukturierten Seiten berücksichtigt. Da dies nicht in allen Fällen möglich war, wurden zusätzlich Abformungen mit Epoxydharz nach Koch et al. (2008) von den Folien angefertigt. Eine Abformung von Folie 2 war ohne eine Beschädigung der Oberflächenstruktur nicht möglich. Die Erstellung der Abformungen erfolgte, um den Einfluss von Rauheit und Oberflächenstruktur gegenüber dem Materialeffekt abzugrenzen

Zur Charakterisierung der Substrate wurden sie vor den Versuchen mit einem Weißlichtprofilometer (FRT MicroProf, Bergisch-Gladbach, Deutschland) vermessen. Die Auswertung und grafische Darstellung erfolgte mit der dazugehörigen Software Aquire.

Versuchsaufbau und Durchführung

Für die Versuche wurden die einzelnen Substrate in einem extra angefertigten, temperierten (17°C), belüfteten und durchströmten Versuchsbecken auf einer Boden- und drei Wandplatten eingesetzt. Die Bodenplatte war mit jeweils fünf Parallelen der einzelnen Substrate bestückt. Auf jede dieser Parallelen wurden zu Versuchsbeginn acht adulte Muscheln (Schalenlänge > 10 mm, nach Kobak 2000) angeordnet. Während der Versuchsdauer verstorbene Exemplare wurden entfernt. Nach einer Expositionszeit von 21 Tagen wurde die Besiedlung jeder Substratparallele erfasst und die Haftkraft der einzelnen Muscheln gemessen. Die Haftkraftmessungen erfolgten mit einer Federzugwaage

(Pesola®, Schweiz) mit einem Messbereich von 0 bis 100 g. Als Referenz wurde die Haftkraft von Muscheln gemessen, welche sich im natürlichen Habitat an Steinen angeheftet hatten. Alle Versuchstiere wurden der Mosel entnommen.

Da sich nur vereinzelte Muscheln auf den Substratflächen der Wandplatten angeheftet hatten, wurde nur die Bodenplatte bei der statistischen Auswertung berücksichtigt. Bei der Besiedlung und den Haftkraftmessungen wurden nur direkt auf dem Substrat haftende Muscheln erfasst. Lose oder auf Artgenossen haftende Muscheln wurden nicht mit einbezogen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Besiedlungsdichte der strukturierten Originalmaterialien und Rauheiten zeigte deutliche Unterschiede. Die stärkste Reduktion der Besiedlungsdichte wurde auf den strukturierten Oberflächen der Folien 1 und 2 gefunden (Abb. 2), welche durchschnittlich 0,0 Muscheln pro Parallele aufwiesen. Beide Folien waren signifikant geringer besiedelt als die meisten anderen Substrate. Zwischen den untersuchten Rauheiten in Epoxydharz konnten keine signifikanten Unterschiede in der Besiedlungsdichte festgestellt werden.

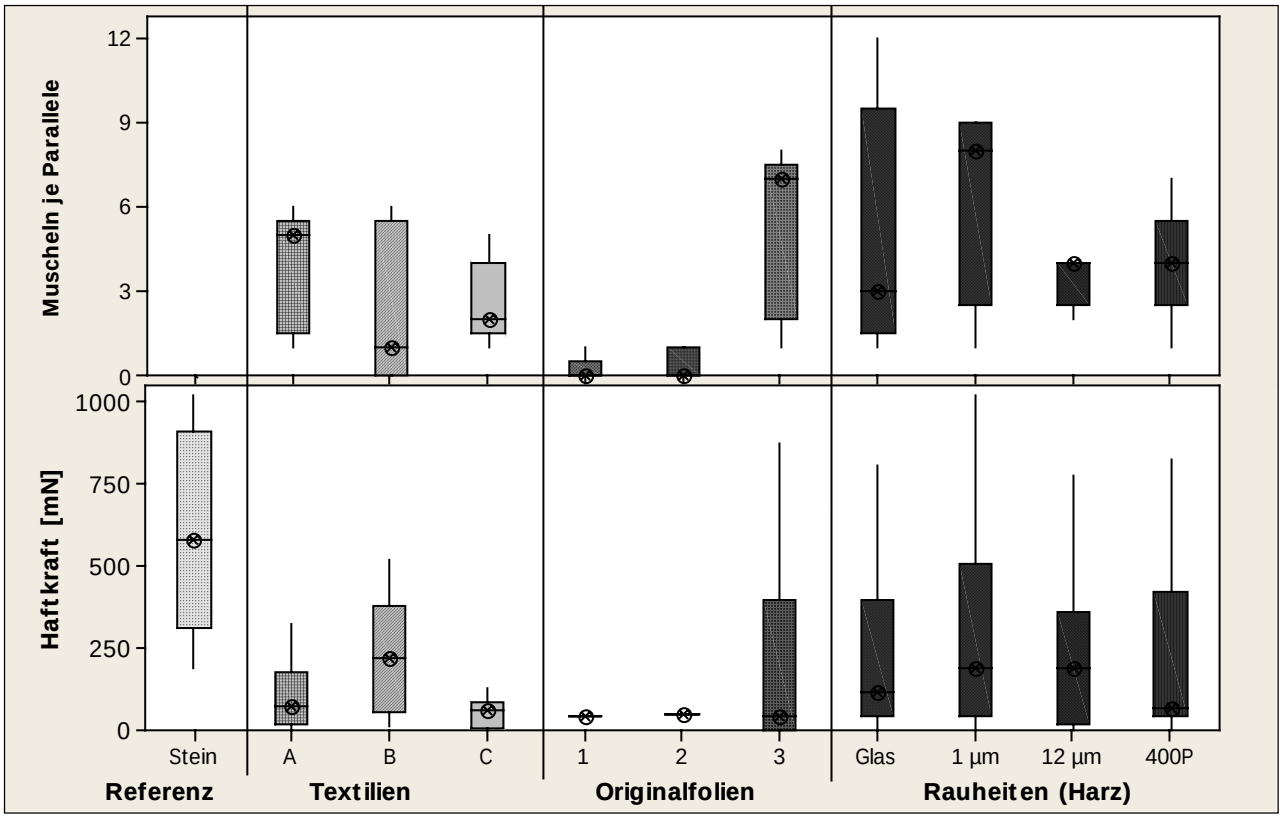


Abb. 2: Besiedlungsdichte und Haftkraft von *D. polymorpha* nach 21 Tagen auf den Referenzsteinen (nur Haftkraft), strukturierten Textilien, strukturierten Folien und Epoxydharzabformungen verschiedener Rauheit

Die Haftkraft der Zebramuscheln war auf allen untersuchten Hartsubstraten geringer als auf den Referenzsteinen (Mittelwert: 705 mN). Die geringsten Werte wurden, wie bei der Besiedlungsdichte, auf den Folien 1 und 2 festgestellt (Abb. 2). Die Werte waren hier mit durchschnittlich 42 bzw. 49 mN vergleichsweise gering. Eine relativ geringe Haftkraft wurde auch auf einigen anderen Substraten gemessen, wie beispielsweise Textil A und C (129 mN und 72 mN). Jedoch war die Besiedlungsdichte der Muscheln auf diesen Substraten deutlich höher. Insgesamt erscheinen somit die

Folien 1 und 2 aufgrund der Kombination aus geringer Besiedlungsdichte und geringer Haftkraft (der wenigen dort vorhandenen Muscheln) hinsichtlich einer Reduktion des *Dreissena*-Bewuchses sehr interessant.

Die bewuchsreduzierende Wirkung von Folie 1 scheint dabei vornehmlich auf der Oberflächenstruktur zu beruhen. So wird sowohl die Originalfolie als auch die Harzabformung bei glatter Oberfläche deutlich stärker von den Zebramuscheln besiedelt als die strukturierte Seite (Abb. 3). Die geringer ausgeprägte Haftkraft auf der Originalfolie im Vergleich zu den Harzabformungen scheint dagegen auch stark durch das Material beeinflusst zu sein.

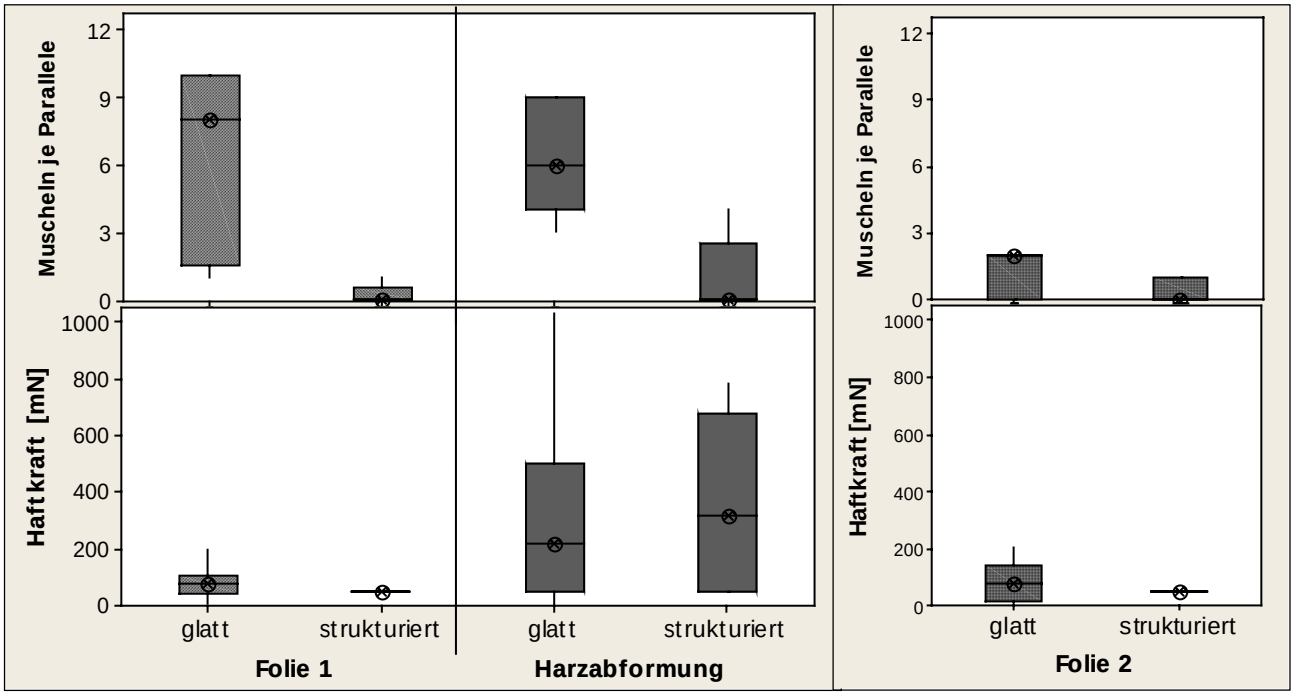


Abb. 3: Besiedlungsdichte und Haftkraft von *D. polymorpha* nach 21 Tagen auf Folie 1 sowie deren Abformungen der strukturierten und unstrukturierten Seite aus Harz

Abb. 4: Besiedlungsdichte und Haftkraft von *D. polymorpha* nach 21 Tagen auf Folie 2

Folie 2 wies, genau wie Folie 1, auf der strukturierten Seite eine niedrigere Besiedlung auf als die glatte Oberfläche (Abb. 4). Eine Abformung von Folie 2 war ohne Zerstörung der Oberflächenstruktur nicht möglich, so dass der Struktureffekt auf anderem Material nicht untersucht werden konnte. Auch die Haftkraft erschien auf der strukturierten Seite geringer. Jedoch waren die Unterschiede zwischen der strukturierten und der glatten Oberfläche von Folie 2 in beiden Fällen nicht sehr deutlich. Im Gegensatz zu Folie 1 zeigte das Material von Folie 2 (Silikonverbindung) bereits unstrukturiert eine stark besiedlungshemmende Wirkung. Dies deckt sich mit den Literaturangaben, wonach Silikonverbindungen als schlecht besiedelbar gelten (Race & Kelly 1997, McMahon et al. 1994, Rayner & Wendlandt 1993).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In dem durchgeführten Screening mit 22 Substraten konnten zwei vielversprechende Substrate (Folie 1 und Folie 2) für eine Antifouling-Anwendung identifiziert werden. Bei beiden Folien wurde eine Kombination aus Material- und Struktureffekt gefunden. Somit kann durch Kombination geeigneter Materialien mit speziellen Oberflächenstrukturen die Antifoulingwirkung gegebenenfalls deutlich verstärkt werden. Basierend auf diesen Ergebnissen laufen weitere Besiedlungstests mit

den Folien 1 und 2 um Aufschluss über die Bewuchs reduzierende Wirkung unter Freilandbedingungen zu erhalten. Erweisen sich eine oder gar beide Folien als geeignet, könnten sie eine biozidfreie und damit umweltverträglichere Alternative zu bisherigen Antifouling-Beschichtungen darstellen.

Danksagung

Besonderer Dank gebührt Bernd Mockenhaupt, welcher an der technischen Durchführung (Entwicklung und Bau des Versuchsbeckens) maßgeblich beteiligt war. Ebenso weiteren Mitarbeitern des Referats U4 (Tierökologie) der Bundesanstalt für Gewässerkunde, die immer gern mit Rat und Tat zur Seite standen. Die vorgestellten Ergebnisse sind Bestandteil der Bachelorarbeit der Erstautorin.

Literatur

Boelman, S. F. (1997): Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) control handbook for facility operators. 1. Aufl., Vicksburg MS (Miscellaneous paper; EL – 97 – 1, June 1997): 6-36 und 43-48.

Carlton, J.T. (1993): Dispersal mechanisms of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). In: T.F. Nalepa and D.W. Schloesser, Hrsg., Zebra mussels: biology, impacts, and control. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida: 677-697.

Kesel, A. & R. Liedert, (2007): Learning from nature: Non-toxic biofouling control by shark skin effect. Comparative Biochemistry and Physiology - Part A: Molecular & Integrative Physiology, 146 (4), Suppl. 1, 170.

Kobak, J. (2000): Light, gravity and conspecifics as cues to site selection and attachment behaviour of juvenile and adult *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771. Journal of Moluscan Studies (2001), 67: 183-189.

Koch, K., Schulte, A.J., Fischer, A., Gorb, S.N. & W. Barthlott (2008): A fast, precise and low-cost replication technique for nano- and high-aspect-ratio structures of biological and artificial surfaces. IOP Publishing, Bioinspiration & Biomimetics 3: 046002:10 S.

MacIsaac, H.J. (1995): Potential abiotic and biotic impacts of zebra mussel on the inland waters of North America. American Zoologist (1996), 36: 287-299.

Marsden, J.E. & Lansky, D.M. (1999): Substrate selection by settling zebra mussels, *Dreissena polymorpha*, relative to material, texture, orientation, and sunlight. Canadian Journal of Zoology, 78: 787-793.

McMahon, R.F., Ussery, T.A. & Clarke, M. (1994): Zebra mussel research – technical notes: Section 2 – control methods, thechnical note ZMR-2-14, Zebra Mussel Research Programm, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Morton, B. (1993): The anatomy of *Dreissena polymorpha* and the evolution and success of the heteromyarian form in the *Dreissenoidea.* In: T.F. Nalepa and D.W. Schloesser, Hrsg., Zebra mussels: biology, impacts, and control. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida: 185-215.

O'Neill, C.R., Jr. (1997): Economic impact of zebra mussels – results of the 1995 National Zebra Mussel Information Clearinghouse Study. Great Lakes Research Review, Vol.3, No. 1

Race, T.D. & Kelly, M.A. (1997): A summary of a three year evaluation effort of anti-zebra mussel coatings and materials. In: F. D'Itri, Hrsg., Zebra mussel and other aquatic nuisance species. Ann Arbor Publishers, Chelsea, Michigan: 359-388.

Rajagopal, S., Van der Velde, G. & Jenner, H.A. (1996): Response of zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, to elevated temperatures in the Netherlands. In: F. D'Itri, Hrsg., Zebra mussel and other aquatic nuisance species. Ann Arbor Publishers, Chelsea, Michigan: 257-273.

Rayner, A. & Wendlandt, T. (1993): Antifouling der Zukunft. In SDN – Kolloquium Antifouling im Meer – Gefahren durch Schiffsanstriche? Hrsg. Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., 26382 Wilhelmshaven. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V. Heft Nr. 2.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Vergleichende faunistische Untersuchungen an makrophytenreichen Gräben mit und ohne Brackwassereinfluss in der Unterwesermarsch

Udo Rademacher[1] & Ellen Kiel[2]

AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Fakultät V, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg, 1 udo.rademacher@uni-oldenburg.de, 2 ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Gräben, Makrozoobenthos/Makroinvertebraten, Biodiversität, Benthal

Einleitung

Gräben sind insbesondere in der ausgeräumten Landschaft norddeutscher Marschen wichtige Strukturelemente. Sie stellen Ersatzlebensräume für viele aquatische Organismen dar, insbesondere Arten der verlorengegangenen Auen scheinen dort ihre Refugien zu finden (Claus et al. 1994; GfL, BioConsult, KÜFOG 2007).

In der Unterwesermarsch, südlich von Bremerhaven, dienen Gräben nicht nur der Entwässerung, sondern auch als Viehkehrung („nasse Zäune“) und Viehtränken. Für diese traditionellen Funktionen der Gräben muss sichergestellt werden, dass sie auch zu niederschlagsarmen Zeiten nicht vollständig austrocknen. Zu diesem Zweck wird von ca. Mai bis Oktober gezielt Wasser aus der in diesem Bereich bei Flut mesohalinen Weser in das Grabensystem geleitet. Dies führt lokal zu großen Schwankungen im Salzgehalt und zu Salinitätsmaxima von bis zu 7 ‰.

Im Zuge der geplanten Weseranpassung (Vertiefung der Fahrrinne) und der damit einhergehenden Erhöhung der maximalen Salinität ist die Umstellung dieses Grabenmanagements geplant (IDN 2008). Die Zuwässerung mit brackigem Weserwasser soll eingestellt und stattdessen ein reines Süßwassermanagement bewerkstelligt werden.

Die vorliegende Studie widmete sich der Frage, ob die Zusammensetzung des Makrozoobenthos in den Gräben mit temporärem Salzeinfluss verschieden von der Fauna rein limnischer Gräben ist. Damit verbunden war auch die Frage, welche Entwicklung der Gräben nach der geplanten Umstellung des Grabenmanagements zu erwarten ist?

Material und Methoden

Gewässerauswahl und Gewässercharakterisierung

Der Auswahl der zu untersuchenden Gräben ging eine Überblickskartierung der Vielzahl an Gräben im Untersuchungsraum (UR) und die Erfassung ihrer Salzgehalte voraus. Je zwei für den UR repräsentative Gräben mit und ohne Salzeinfluss wurden für die faunistischen Untersuchungen ausgewählt. Bei der Auswahl lag das Augenmerk auf Parzellengräben, welche durch reichen Makrophytenwuchs, nur schwache Trübung und äußerst geringe Strömung charakterisiert sind. Diese Gräben kommen im UR mit Abstand am häufigsten vor. Gräben mit einer dichten Decke von *Lemna spp.* wurden aufgrund der zu erwartenden Armut der Makrozoobenthosfauna (Haesloop 1994) nicht berücksichtigt.

Die untersuchten Gräben sollten einander hinsichtlich aller morphologischen (siehe Tab. 1) und physikalisch-chemischen (siehe Tab. 2) Parameter (ausgenommen Salzgehalt) so weit wie möglich ähneln. Der Einfluss externer Faktoren auf die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos (MZB) sollte so gering wie möglich gehalten werden, ihr Umfeld sollte deshalb demselben Biotoptyp (Intensivgrünland der Marschen, nach Drachenfels 2004) angehören. Außerdem musste sichergestellt werden, dass alle Gräben demselben Unterhaltungsmanagement unterliegen. Die Unterhaltung der Parzellengräben erfolgt im UR i. d. R. durch einseitige Räumung im Herbst. Im Folgejahr wird die gegenüberliegende Seite geräumt, im dritten Jahr wird die Räumung ausgesetzt. Als Indikator für vergleichbare Sukzessionszeiträume nach Räumung diente die Schichtdicke des Faulschlamms. Sie betrug am Grund aller untersuchten Gräben ca. 20 cm. Weiterhin konnte durch das Vorhandensein einer dicken Sapropelschicht ausgeschlossen werden, dass die Gräben (zeitweise) starker Strömung ausgesetzt waren.

Tab. 1: Morphologische Parameter der untersuchten Gräben

	limnisch		temporär salzbeeinflusst	
	Graben 1	Graben 2	Graben 3	Graben 4
Profiltyp	Trapez	Trapez	Trapez	Trapez
Profilbreite [m]	ca. 4	ca. 4	ca. 3	ca. 5
Profiltiefe [m]	ca. 2,0	ca. 2,5	ca. 1,5	ca. 2,5
Sohlbreite [m]	1,2	1,5	1,5	2,0
Wassertiefe [cm]	40 – 50	50 – 60	50 – 60	40 – 50
Strömungsgeschwindigkeit [cm/s]	< 1	< 1	< 1	< 1

Tab. 2: Physikalisch-chemische Parameter der untersuchten Gräben

	limnisch		temporär salzbeeinflusst	
	Graben 1	Graben 2	Graben 3	Graben 4
pH	8,4	7,9	8,1	8,4
O_2 rel. [%]	163	109	108	128
elektr. $Lf._{25}$ [µS/cm]	597	746	7030	2440
gesamt-P [mg/L]	0,33	0,23	0,30	0,45
gesamt-N [mg/L]	1,79	1,55	1,78	1,80

Fauna

Die Beprobung der Gräben zur Erfassung des MZBs erfolgte Mitte Mai 2009. Zur standardisierten Erfassung wurde ein aus einem PVC-Kanalgrundrohr gefertigter Stechzylinder (SZ; 85 cm Länge, 30 cm Innendurchmesser) als Fanggerät verwendet. Der untere Rand des SZs wurde scharf angeschrägt, um das Eindringen in den mineralischen Gewässergrund zu erleichtern. Das Gerät wurde vom Ufer aus schnellstmöglich senkrecht in den Graben gestoßen und in den mineralischen Gewässergrund (Kleimarsch) gedrückt. Das obere Ende des SZs ragte noch über die Wasseroberfläche. Somit konnten in einer definierten Beprobungsfläche sämtliche Organismen gefangen werden, die

sich im oder auf dem Bodenschlamm, in der Wassersäule, an den Hydrophyten und auf der Wasseroberfläche aufhielten.

Das Wasser und aufgewirbelter Schlamm sowie Detritus im Inneren des SZs wurde zunächst mit einem passenden Eimer abgeschöpft und über einem Sieb (Maschenweite 500 µm) entleert. Die abdichtenden Eigenschaften des Kleimarschbodens verhinderten das Eindringen von Wasser in den SZ, entsprechend konnten keine weiteren Organismen von außerhalb der beprobten Fläche dorthinein gelangen. Makrophyten wurden anschließend mit der Hand herausgeholt und die restliche Schlammauflage mit einer Suppenkelle aus Edelstahl vom mineralischen Untergrund abgeschabt. Alle Substrate wurden ebenfalls über das Sieb gegeben. Der Siebinhalt wurde anschließend in PE-Flaschen überführt und mit Ethanol konserviert.

Dieses Vorgehen wurde pro Graben fünfmal durchgeführt, wobei die einzelnen Stechvorgänge in lateraler Richtung gleichmäßig über den Graben verteilt fortgesetzt wurden. Hieraus resultierte eine Beprobungsfläche von 0,35 m² pro Graben. In longitudinaler Richtung wurde ein Abstand von ca. drei Metern zwischen den Stichstellen eingehalten, um die Scheuchwirkung der Aktivitäten im Graben auf die Tiere an den noch zu beprobenden Stellen möglichst gering zu halten.

Die weitere Bearbeitung der Proben im Labor umfasste zunächst das Ausspülen mit Leitungswasser über einer Siebkaskade. Die Tiere in der Grobfraktion (> 6,3 mm) wurden in einer Weißschale unter dem Binokular (Leica M55, Vergrößerungsfaktor bis 40), die der Feinfraktion (> 500 µm) portionsweise in Petrischalen unter dem Binokular (s.o.) aussortiert und bestimmt (Leica MZ16, Vergrößerungsfaktor bis 115).

Ergebnisse

Insgesamt konnten 49 mindestens bis zur Gattung bestimmte Taxa nachgewiesen werden. 22 davon traten sowohl in den dauerhaft limnischen als auch in den zeitweise salzbeeinflussten Gräben auf (siehe Abb. 1). 17 Taxa (plus ein Einzelfund) traten nur in den limnischen Gräben auf, lediglich drei Taxa (plus 6 Einzelfunde) wurden ausschließlich in den brackigen Gräben angetroffen.

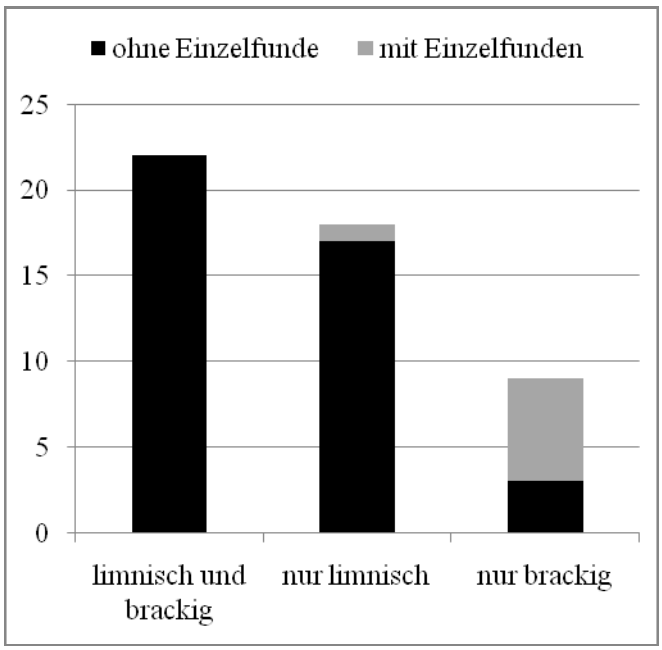


Abb. 1: Anzahl der nachgewiesenen Taxa in den untersuchten Gräben

Abb. 2 stellt die mittleren Individuenzahlen und die mittlere Anzahl der Taxa der Teilproben der untersuchten Gräben dar. Der Kruskal-Wallis-Test belegt signifikante ($p < 0,05$) Unterschiede zwischen den untersuchten Gräben, die sowohl die Individuenzahlen als auch die Anzahl der Taxa betreffen. Daraufhin wurden die Gräben untereinander mit dem Mann-Whitney-U-Test auf signifikante Unterschiede überprüft. Dieser ergab hinsichtlich der Individuenzahl zwei Gruppen: Gruppe A fasst die beiden limnischen Gräben (Gräben 1 und 2) zusammen, in Gruppe B befinden sich die salzbeeinflussten Gräben 3 und 4. Auf Basis der Taxazahl unterscheidet sich der limnische Graben 1 (= a) von den Gräben 2-4.

Die relative Zusammensetzung Großgruppen des MZB ist in Abb. 3 dargestellt. In allen untersuchten Gräben stellten die Gastropoda die meisten Individuen. In Graben 3 betrug ihr Individuenanteil > 90 %. In Graben 2 und 4 kamen zusätzlich relativ viele Chironomidae vor. Der Anteil des sonstigen erfassten MZB betrug in den salzbeeinflussten Gräben weniger als 10 %, in den limnischen 15 bzw. 28 %.

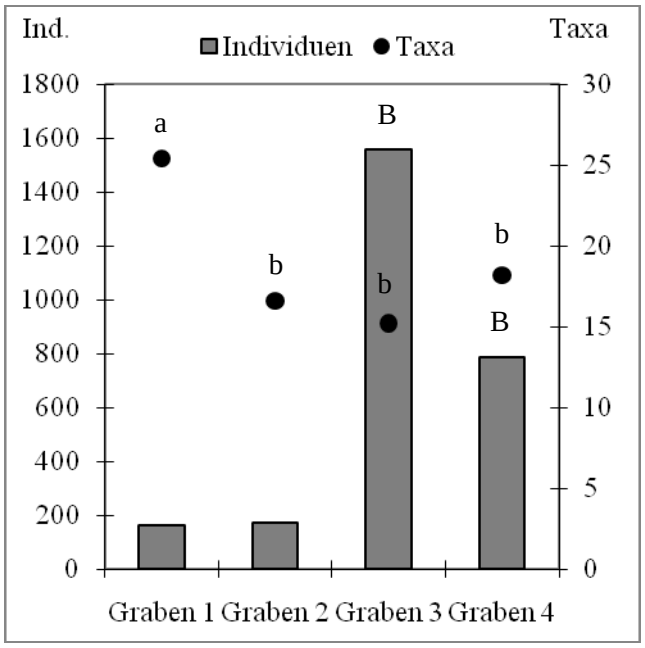


Abb. 2: Mittlere Individuen- und Taxazahlen der einzelnen Teilproben der untersuchten einzelnen Teilproben der untersuchten

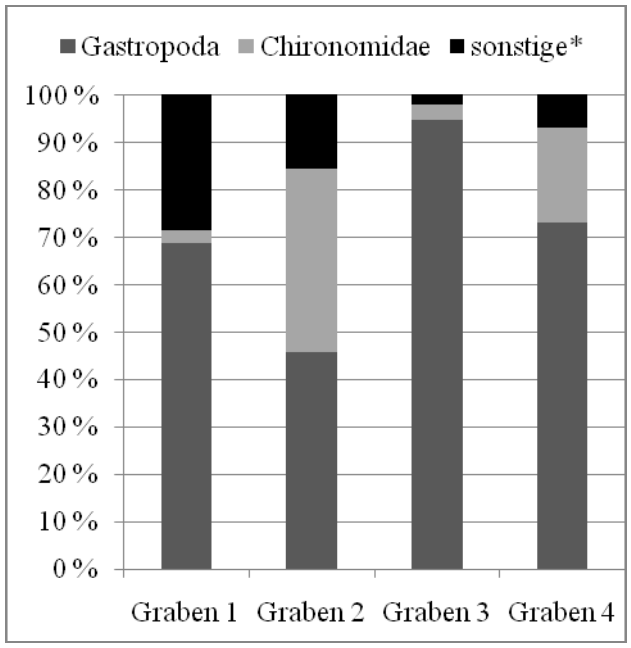


Abb. 3: Relative Zusammensetzung des Makrozoobenthos nach Großgruppen (* sonstige: Acari, Bivalvia, Coleoptera, Ephemeroptera, Heteroptera, Hirudinea, Megaloptera, Odonata, Trichoptera)

Diskussion und Schlussfolgerungen

Auffällig ist, dass in den beiden salzbeeinflussten Gräben deutlich mehr Individuen gefangen werden konnten als in den dauerhaft limnischen (siehe Abb. 2). Dies ist v.a. auf die dortigen Massenvorkommen von Gastropoda zurückzuführen.

Anders als z.B. bei Kraft (1995) traten in dieser Studie in keinem Graben Brackwasserarten auf, obwohl dort ebenfalls ein Grabensystem im gleichen UR bearbeitet worden war. Jedoch lagen die von Kraft (1995) bearbeiteten Gewässer teilweise nahe an einem Fleet, über das Brackwasserzustrom in seinen UR erfolgte. Die in den Fleeten und größeren Gräben vorkommenden Brackwasserarten etablieren sich offenbar nicht in den hier untersuchten Parzellengräben. Möglicherweise führt die winterliche Aussüßung der Gräben dazu, dass im Sommer eingewanderte oder eingespülte Tiere absterben. A A

Somit gibt diese Arbeit Hinweise darauf, dass nicht mit einer Verschlechterung der ökologischen Situation zu rechnen ist, wenn die Zuwässerung mit Brackwasser eingestellt wird. Besondere Biotope mit einer speziell daran angepassten Fauna liegen offenbar auch nach dem über Jahrhunderte hinweg etablierten Management der „nassen Zäune“ mit Zuwässerung von Brackwasser nicht vor. Vielmehr muss der Salzeinfluss als Störfaktor angesehen werden. Es ist damit zu rechnen, dass die Biodiversität der MZB-Fauna von der Umstellung des Grabenmanagements hin zu einer reinen

Süßwasserzuwässerung profitieren wird. Insofern ist die geplante Umstellung des Zuwässerungsmanagements aus ökologischer Sicht zu begrüßen.

Danksagung:

Mein Dank gilt dem Wasser- und Bodenverband Altkreis Wesermünde (WABO-WEM) für die Bereitstellung von Informationen über den Untersuchungsraum.

Literatur

Claus, B., P. Neumann, M. Schirmer (1994): Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Teil 1 und Teil 2. Niedersächsisches Innenministerium Hannover und Senator f. Umweltschutz u. Stadtentwicklung Bremen.

Drachenfels, O. v. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2004. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen, Heft A/4: 1-240.

GfL, BioConsult, KÜFOG (2007): Auswirkungen auf die ökologische Situation des Grabensystems binnendeichs. In: Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr mit Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle. Gutachten im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsämter Bremerhaven und Bremen. http://www.weseranpassung.de/downloads/weitereunterlagen200620072009.htm#jan2007 (10.11.2009).

Haesloop, U. (1994): Untersuchung der aquatischen Wirbellosenfauna in den Grabensystemen des Unterwesergebietes. In: Claus et al. 1994: Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch, 25 – 44.

IDN (2008): Maßnahmen zur Vermeidung nachteiliger Auswirkungen auf die Zuwässerung in den Verbandsgebieten links- und rechtsseitig der Unterweser infolge ausbedingt[1] veränderter Salzgehalte in der Weser. In: Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr mit Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle. Gutachten im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtämter Bremerhaven und Bremen. http://www.weseranpassung.de/downloads/plan-unterweser2008.htm (10.11.2009). [1] [gemeint ist „ausbaubedingt“ (Anm. d. Verf.)]

Kraft, D. (1995): Die Wirkung von Brackwasser auf das Makrozoobenthon eines Grabensystems der Unterwesermarsch. Diplomarbeit, Universität Bremen.

Größenstrukturierte Populationsdynamik von *Gammarus pulex* unter verschiedenen Temperaturregimen

Anne-Kathrin Schneider

Langer Kamp 19 c, 38106 Braunschweig, a-k.schneider@tu-bs.de

Keywords: größenstrukturiertes Modell, Populationsdynamik, *Gammarus pulex*, Temperatur

Einleitung

In der Ökosystemforschung wird *Gammarus pulex* als Stellvertreterorganismus für die funktionelle Gruppe der Zerkleinerer genommen, da er mit bis zu 40% Biomasseanteil (MacNeil et al., 1997) an den Makroinvertebraten in Flussökosystemen eine häufig auftretende Spezies ist. Die Zerkleinerer stellen einen wichtigen Energie-Transport-Link zwischen dem terrestrischen und dem aquatischen Ökosystem dar, indem sie das Falllaub zerkleinern und es den Filtrieren und Sammlern dadurch verfügbar machen (Graça, 2001).

Temperaturabhängiges Wachstum und Mortalität einer Kohorte können in einem größenstrukturierten Modell wiedergegeben werden. Anhand von Daten aus dem Freiland habe ich drei Modellansätze kalibriert. Anschließend simulierte ich auf Basis der drei Modellansätze Temperaturszenarien, um Auswirkungen von Temperaturerhöhungen durch den Globalen Wandel auf *G. pulex* zu untersuchen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet: Von August 2006 bis August 2007 wurden zwei Flüsse – Wabe und Schunter – im Großraum Braunschweig auf die Größenverteilungen ihrer *Gammarus pulex* Populationen untersucht. Dazu wurden fünf Surber Sampler pro Standort monatlich beprobt, die Tiere ausgezählt und einzeln von Kopf bis Schwanzende vermessen. Temperatur-Datenlogger nahmen stündlich die Wassertemperatur auf (Abb. 1).

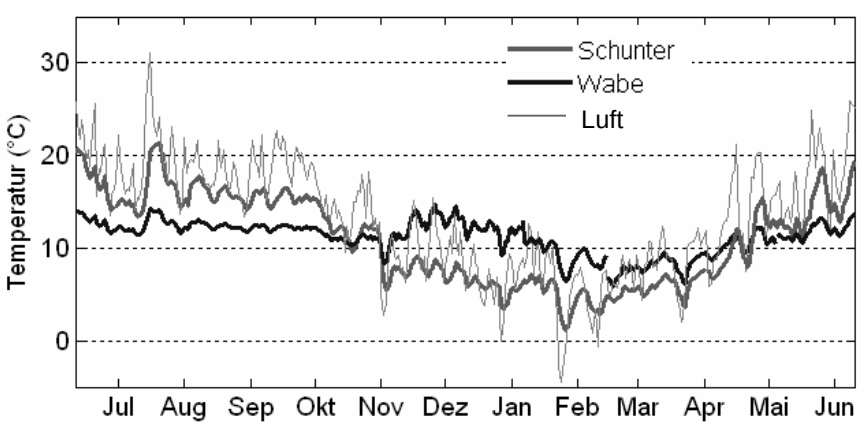


Abbildung 1: Wassertemperaturen in Schunter und Wabe, sowie Lufttemperaturen von Juli 2006 bis Juni 2007.

Parameterschätzung: Die Größendaten wurden statistisch ausgewertet, woraus monatliche Größenverteilungen für die Populationen in der Wabe und der Schunter hervorgingen.

Um die Entwicklung einer einzelnen Kohorte im Modell nachvollziehen zu können wurden aus den Daten pro Fluss Größenverteilungen zu fünf Zeitpunkten ausgewählt. Aus diesen wurde – unter Annahme normalverteilter Größen jeder Generation – die Größenverteilung einer einzelnen Kohorte berechnet.

Die Verteilung des ersten Zeitpunkts stellte dabei die Anfangsverteilung für das Modell dar, während die anderen vier Zeitpunkte mit ihren jeweiligen Verteilungen zur Kalibrierung genutzt wurden.

Das grundlegende Modell basiert auf einer partiellen Differentialgleichung, in die Prozesse der Diffusion (verbreitert den Größenrange mit der Zeit ohne die Gesamtdichte der Kohorte zu beeinflussen), des temperaturabhängigen Wachstums und der Mortalität eingehen (siehe auch Tuljapurkar, 1997). Das Wachstum wird durch eine Temperaturresponse nach O'Neill $\Phi(T)$ beeinflusst:

$$\frac{\partial u(x,t)}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 u(x,t)}{\partial x^2} - \frac{\partial}{\partial x} \cdot \left(\frac{1}{3} \cdot (\gamma - \rho \cdot x) \cdot \Phi(T) \cdot u(x,t) \right) - \mu \cdot u(x,t) \ ,$$

mit der Individuendichte u [m^{-2}], der Länge x [mm], der Zeit t [d], dem Diffusionskoeffizienten D [$mm^2\ d^{-1}$], der Wachstumsrate γ [$mm\ d^{-1}$], der Schrumpfungsrate ρ [d^{-1}] und die Mortalitätsrate μ [d^{-1}].

In drei Modellansätzen habe ich die Prozesse leicht variiert und die Modelle mit den Daten kalibriert:

Annahme 1: Die Optimumtemperatur (T_{opt}) ändert sich während der Entwicklung graduell von einem T_{opt} der Juvenilen (20°C) auf ein T_{opt} der Adulten (15°C). Sie ist damit größenabhängig.

Annahme 2: Die Mortalität ist größenabhängig. Sie ist bei Neugeschlüpften und älteren Individuen am höchsten.

Annahme 3: Ab einer bestimmten Temperatur erhöht sich Mortalität und nähert sich schließlich einem Grenzwert an.

Die partielle Differentialgleichung wurde in der Finite Elemente Software COMSOL gelöst, während zur Kalibrierung variable Parameter ausgewählt wurden, durch die die Modell iterativ mittels Levenberg-Marquardt-Algorithmus in MATLAB an die Daten angepasst wurden. Als Gütekriterium diente dabei zum einen die Nash-Sutcliffe Modelleffizienz, um die Übereinstimmung von Modell und Daten zu quantifizieren. Zum anderen wurde die Parametrisierung über Standardabweichungen der Parameterschätzer und mittels Korrelationsmatrizen bewertet.

Temperaturszenarien: Auf Grundlage der drei kalibrierten Modellansätze wurden Temperaturszenarien über zwei Jahre berechnet. Dabei handelte es sich um Vorwärtssimulationen mit Temperaturen wie sie im Freiland gemessen wurden, sowie mit um +2°C, +4°C und +6°C erhöhten Temperaturen.

Ergebnisse

Parametrisierung: Während die Gammariden in der Wabe in allen drei Annahmen gleichmäßig wuchsen, zeigten die Tiere in der Schunter eine winterliche Reduktion des Wachstums. Es wurden unterschiedliche Wachstumsgeschwindigkeiten im Vergleich der Annahmen geschätzt.

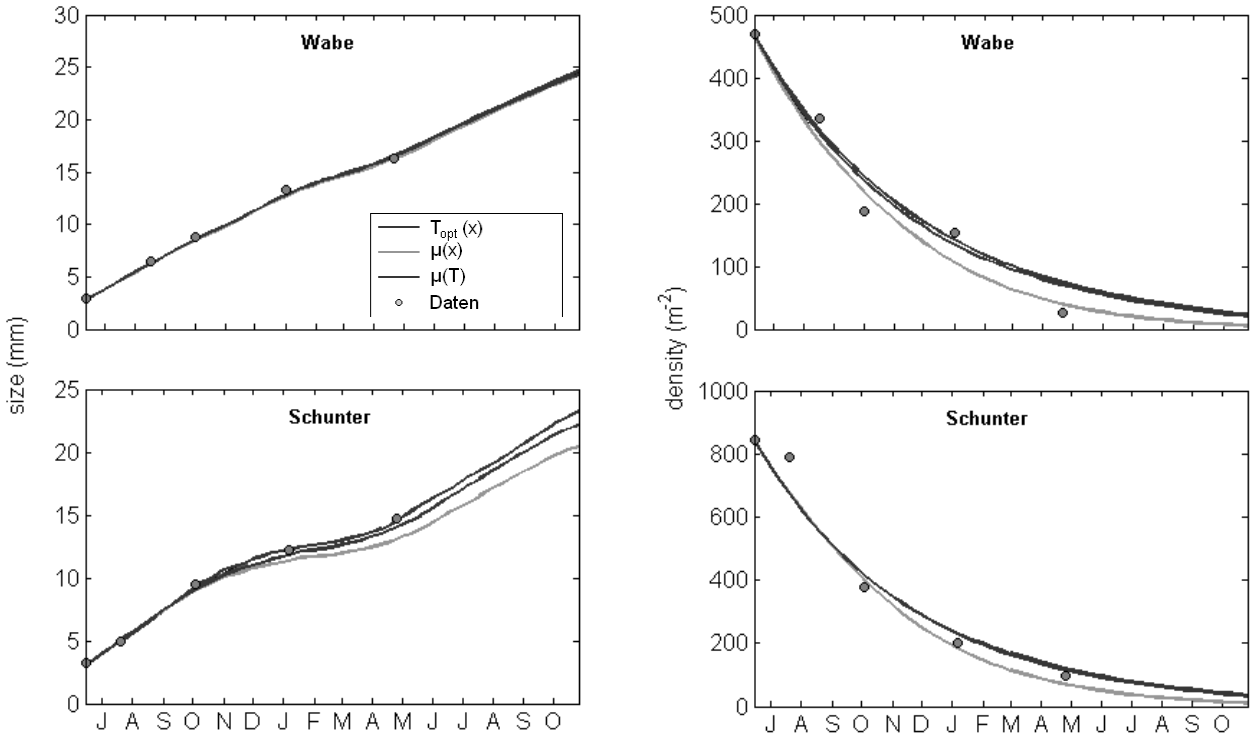


Abbildung 2: Mittleres Wachstum und Mortalität von *Gammarus pulex* in der Wabe und der Schunter nach den drei Annahmen (Linien) über 700 Tage. Die Punkte geben die Messdaten an.

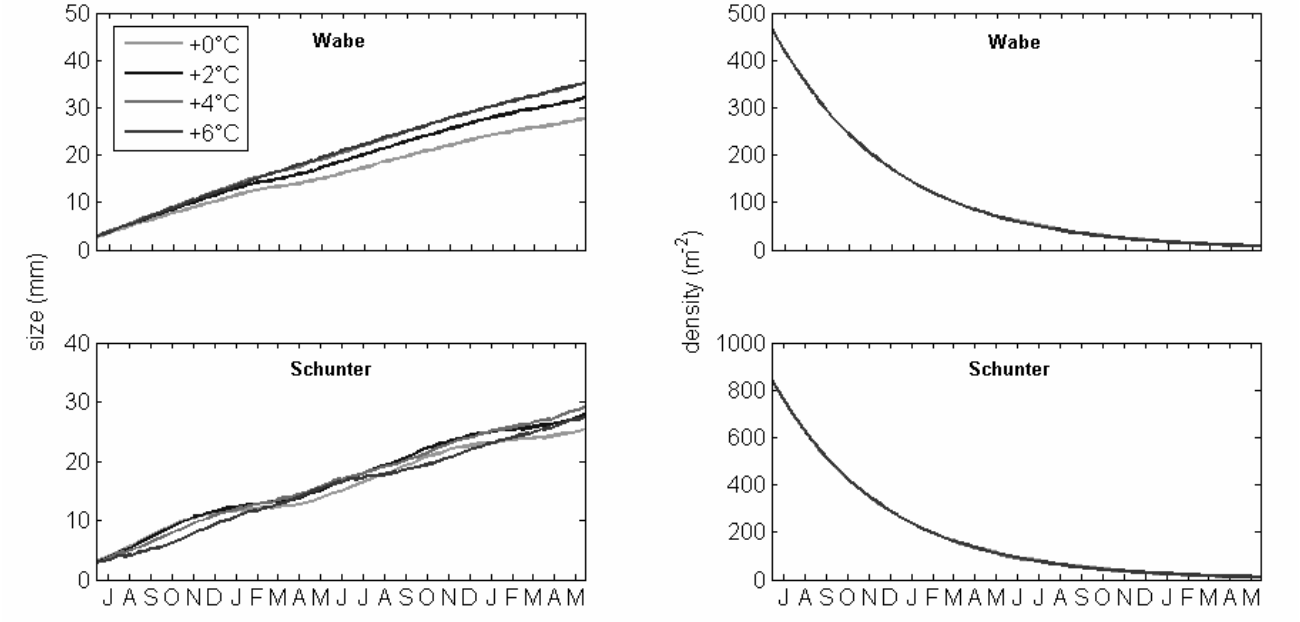


Abbildung 3: Einflüsse der Temperaturerhöhungen auf Wachstum und Mortalität von *Gammarus pulex* in Wabe und Schunter über 700 Tage. Simuliert nach der Annahme, dass die Mortalität größenabhängig sei (Annahme 2).

Das führte dazu, dass die Tiere in der Schunter nach einer Simulationsdauer von 700 Tagen zwischen 20 und 24 mm groß waren, während die Tiere in der Wabe 25 mm erreichten (Abb. 2). Die Modelleffizienz lag für beide Kohorten für die drei Annahmen bei über 96%. Für die Annahmen 2 und 3 wurde die Temperaturresponse in den beiden Gewässern ähnlich bestimmt (q_{10} ± STD = 1.80 ± 0.05), allerdings gingen diese Schätzungen mit einer Verschlechterung der

Schätzung der Schrumpfungsrate ρ einher (für die Schunter-Kohorte: $\rho \pm \text{STD} = 2.0 \cdot 10^{-3} \pm 0.6 \cdot 10^{-3}$). Für Annahme 1 verhielt es sich genau andersherum: Die Temperaturresponse konnte nicht ausreichend genau optimiert werden (für die Schunter-Kohorte: $q_{10} \pm \text{STD} = 1.77 \pm 0.10$), während Wachstums- und Schrumpfungsrate sicherer bestimmt wurden (für die Schunter-Kohorte: $\rho \pm \text{STD} = 2.0 \cdot 10^{-3} \pm 0.02 \cdot 10^{-3}$). Die Parameter für die Temperaturabhängige Mortalität (Annahme 2) konnten zwar sicher bestimmt werden, deuteten allerdings darauf hin, dass sich die Mortalität nicht mit der Temperatur verändert, sondern konstant bei etwa 16°C liegt. Die Schätzung der größenabhängigen Mortalität ging mit großen Unsicherheiten bei der Parameteroptimierung einher.

Temperaturszenarien: Außer in Annahme 2 (Abb. 3) war kein Effekt der Temperaturerhöhung auf das Wachstum zu erkennen. Die Tiere wuchsen zudem unbegrenzt. Die Mortalität war kaum beeinflusst.

Diskussion

Parametrisierung: Die Wachstums- und Mortalitätsdynamik kann in Hinsicht auf die Modelleffizienz sehr gut nachvollzogen werden. Die Wahl eines prozessorientierten, größenstrukturierten Modells war für diese Datensätze richtig.

Ein unbegrenztes Wachstum ist allerdings ebenso fragwürdig wie eine alterskonstante Optimumtemperatur. Probleme bei der Parametrisierung entstanden dadurch, dass die Parameter nicht wie gefordert unabhängig voneinander bestimmt werden konnten, was aus den Korrelationsmatrizen hervorging. Experimente, die bestimmte Parameter sicher festlegen können hier Abhilfe schaffen.

Die Gammariden in der Wabe waren im Durchschnitt größer werden als die der Schunter. Das bestätigt Beobachtungen aus dem Freiland. Es ist unwahrscheinlich, dass es sich um zwei unabhängige Populationen handelt, die sich durch Mikroevolution entsprechend auseinander entwickelt haben, da die Schunter und die Wabe miteinander verbunden sind. Es ist wahrscheinlicher, dass plastische Parameter vorliegen, die durch das Temperaturregime des jeweiligen Flusses angereizt wurden.

Die Modellierungen der drei Annahmen lassen darauf schließen, dass Mortalität konstant ist. Es ist aber durchaus denkbar, dass die Temperaturen, die über das Jahr das Wachstum der Tiere beeinflussen einen zu geringen Range abdecken, um negative Einflüsse auf das Überleben der Tiere wieder zu geben. Die Parameter, welche die Entwicklung der Juvenilen beschreiben, konnten ebenso schwer geschätzt werden. Ich gehe davon aus, dass dies auf fehlende Daten von Juvenilen zurück zu führen ist, da schon die Anfangsverteilung einen geringen Anteileil juveniler Gammariden aufwies.

Temperaturszenarien: Die Szenarien zu Temperaturerhöhungen sind sehr simpel, um erste Abschätzungen einer Temperaturveränderung auf die hier betrachteten Prozesse von Wachstum und Mortalität zu untersuchen. Eine Temperaturerhöhung würde nicht so gleichmäßig verlaufen (Spekat et al., 2007). Komplexe Einflüsse durch Veränderung des Milieus wurden ebenfalls nicht berücksichtigt, z.B. das Aussterben von Arten (M. L. Perry et al., 2007) oder das Einwandern fremder *Gammarus*-Spezies (Felton et al., 2008). Aber dass erhöhte Temperaturen den hier betrachteten Prozess des Wachstums beeinflussen ist besonders für Annahme 2 sehr deutlich zu erkennen (Abb. 3). Mögliche Veränderungen des Lebenszyklus von *Gammarus pulex* sind u.a. beim Erreichen des Adultenstadiums, der Fortpflanzung und der Mortalität durch das beschleunigte Wachstum zu erwarten (Poltermann, 2000; Pöckl et al., 2003).

Schlussfolgerungen

Physiologisch strukturierte Modelle eignen sich gut, um Prozesse des Wachstums und der Mortalität von *Gammarus pulex* darzustellen. Allerdings hat diese Arbeit gezeigt, dass die Bestimmbarkeit der Parameter gewährleistet sein muss, da die Optimierung nicht immer sichere Parameterschätzer ergab.

Darüber hinaus eignen sich prozessorientierte Modelle nicht nur für Prognosen, sondern können helfen zukünftige Experimente in Hinblick auf die Bestimmbarkeit von Parametern einfacher und besser zu planen – sowohl bei der Wahl des zu bestimmenden Prozessparameters, als auch der Gestaltung der Experimente um diesen Parameter zuverlässig bestimmen zu können.

Danksagung

Ich danke Prof. Dr. Otto Richter, PD Dr. Frank Suhling und Dr. Sylvia Moenickes für die Betreuung meiner Diplomarbeit, die ich im Rahmen des Aquashift-Projekts angefertigt habe.

Literatur

Felten, V., Dolédec, S. & Statzner, B. (2008): Coexistence of an invasive and a native gammarid across an experimental flow gradient: flow-refuge use, -mortality, and leaf-litter decay. Fundamental and Applied Limnology, 172/1, 37-48.

Graça, M.A.S. (2001): Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. Freshwater Biology, 46, 947-957.

MacNeil, C., Dick, J.T.A. & Elwood, R.W. (1997): The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. Biological Reviews, 72, 439-364.

M.L. Parry, O.C., Palutikof, J., van der Linden, P. & Hanson, C. (2007): Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, pp. 7-22, Cambridge, UK.

Pöckl, M., Webb, B.W. & Sutcliffe, D.W. (2003): Life history and reproductive capacity of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea: Amphipoda) under naturally fluctuating water temperatures: a simulation study. Freshwater Biology, 48, 53-66.

Poltermann, M. (2000): Growth, production and productivity of the Arctic sympagic amphipod *Gammarus wilkitzkii*. MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES, 193, 109-116.

Spekat, A., Enke, W. & Kreienkamp, F. (2007) Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. *Publikationen des Umweltbundesamtes*.

Tuljapurkar, S. (1997): Structured-Population Models in Marine, Terrestrial, and Freshwater, Vol. 18 von Population and community biology series. Chapman and Hall, New York, 1. Auflage.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Mindestbeprobungsflächen vom litoralen Makrozoobenthos für eine repräsentative Bestimmung des ökologischen Zustandes von Seen

Jürgen Schreiber[1,2], Martin Pusch[1] & Mario Brauns[1]

[1]Leibniz-Institut für Gewässerökologie u. Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, [2]jschreiber@igb-berlin.de

Keywords: WRRL, Seen, Makrozoobenthos, Monitoring, Bewertung und Biodiversität

Einleitung

„Viele Ökologen haben ihre Ausrüstung in einer Art verändert, von der Sie glauben, sie sei am erfolgreichsten. Das Ergebnis ist, dass beinahe soviel Probenahmegeräte und -verfahren existieren wie Artikel über Benthos." (Downing, 1984)

Dies gilt insbesondere für das litorale Makrozoobenthos in Seen, bei dem die Beprobung sehr unterschiedlich durchgeführt wird. So besammelten zum Beispiel Oertli et al. (2005) jedes Habitat mit je 30 s, wobei die Anzahl an Replikaten anhand der Seegröße festgelegt wurden. White & Irvine (2003) besammelte ausgewählte Habitate für den Vergleich des Makrozoobenthos verschiedener irischer Seen, wobei die besammelte Fläche je Habitat 0,25 m^2 betrug. In norddeutschen Tieflandsseen wurden die häufigsten Habitate mit je zwei oder fünf Replikaten mit einem Kescher beprobt und die besammelte Fläche je Habitat betrug 0,2 m^2 (Brauns et al. 2009).

Zusammenfassend ist festzustellen, das sowohl auf europäischer als auch auf deutscher Ebene verlässliche Angaben darüber fehlen, ab welcher besammelten Fläche eine repräsentative Probe des litoralen Makrozoobenthos erreicht wird. Diese Informationen sind insbesondere vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-Wasserrahmerichtlinie (WRRL) notwendig, in der die Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos vorgeschrieben ist. Ziel der vorliegenden Arbeit war es daher, eine Basis für ein standardisiertes Verfahren zu ermitteln, welche Fläche für eine vollständige und damit repräsentative Probe des litoralen Makrozoobenthos beprobt werden muss.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden am Gr. Stechlinsee und am Wittwesee (Brandenburg) durchgeführt. Beide Seen gehören zu den karbonatreichen und geschichteten Seen (Typ 13 gemäß Mathes et al. 2003) und sind aufgrund ihres natürlichen Trophiegrads und des hohen Natürlichkeitsgrades der Hydrologie und der Uferstruktur als Referenzgewässer im Rahmen der Umsetzung der WRRL ausgewiesen.

Für die Festlegung der Probestellen in den Seen war die Windexposition entscheidend, dabei wurden Proben der im norddeutschen Tiefland am häufigsten vorkommenden Habitaten (submerse Wurzeln, Schilf, Sand, Steine und Totholz) innerhalb eines Sees einmal an dem Wind abgewandten und einmal an dem Wind exponierten Ufer genommen. Die Grundlage für diese Vorgehensweise

war, dass die Windexposition einen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos hat und sich die Besiedlung von dem Wind exponierten und dem Wind abgewandten Ufern unterscheidet (Nilsson et al. 1996, Hess et al. 2004, Gabel et al. 2008).

Die Beprobungen der Seen erfolgte im März 2008 und es wurden Makrozoobenthos-Proben von den fünf Habitaten bis zu einer Wassertiefe von 1,2 m genommen. Dabei wurde jedes Habitat je Ufer und See mit 10 Replikaten und mit einer insgesamt besammelten Fläche von 1 m^2 beprobt. Diese Vorgehensweise war für alle Habitate möglich, außer für das Habitat submerse Wurzeln, das am windabgewandten Ufer des Wittwesees natürlicherweise fehlte.

Die habitatspezifische Besammelung folgte der Beschreibung nach Brauns et al. (2007). Submerse Wurzeln und Schilf wurden mit einem Handnetz (Maschenweite 250 µm) besammelt. Sand wurde mit einem modifizierten Surber sampler (Fläche 0,05 m^2, Maschenweite 250 µm) besammelt. Von Steinen und Holz wurden die anhaftenden Individuen abgebürstet.

Zur Ermittlung der Mindestbeprobungsfläche wurden zunächst Artsättigungskurven für jedes Habitat an jedem See und Ufertyp erstellt. Diese Auswertung wurde durch die Berechnung eines Schätzers der theoretisch möglichen Artenzahl (Chao2) ergänzt. Darauf folgend wurde festgelegt, dass die Mindestbeprobungsfläche diejenige Fläche ist, bei der alle häufigen, alle mehrfach vorkommenden und so viel wie möglich der seltenen Arten erfasst werden. Dazu wurden die Arten der Habitate basierend auf ihrer Vorkommenshäufigkeit in die drei Häufigkeitsklassen häufig (Vorkommen in 8 - 10 Replikaten), mehrfach (5 - 7 Replikaten) und selten Arten (1 - 4 Replikaten) eingeteilt. Für jede dieser Häufigkeitsklassen jeden Habitats wurden separate Artsättigungskurven erstellt. Aus jeder Kurve wurde die Mindestfläche ermittelt, die notwendig ist, um 100 % aller Arten zu erfassen. Diese Werte wurden im Anschluss für jedes Habitat gemittelt, um so die Mindestbeprobungsfläche festzulegen. Alle Artsättigungskurven wurden mit dem Programm Primer (Version 6, PRIMER-E Ltd., Plymouth, U.K.) erstellt.

Ergebnisse

Im Rahmen der Probenahme wurden insgesamt 19 Probestellen mit 190 Einzelproben und einer Gesamtfläche von 19 m^2 beprobt. Dabei wurden 33.204 Individuen, die sich auf 109 Taxa verteilten erfasst, gezählt und bestimmt.

Die Artsättigungskurven - gemittelt über alle Habitate - zeigte, dass in keinem der untersuchten Habitate die beprobte Flächen von 1 m^2 ausreichte, um die maximal mögliche Artenzahl zu erfassen (Abbildung 1). Die Differenz zwischen der erfassten und der theoretisch möglichen Artenzahl lag zwischen 40 und 93 % (Tabelle 1).

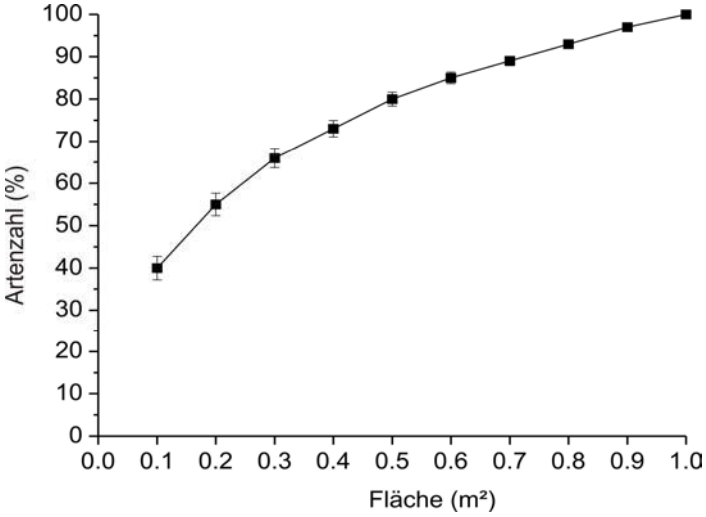


Abb.1: Zusammenhang zwischen mittlerer kumulativer Artenzahl (± 95 % CI, N = 19) und besammelter Fläche der gesamten Makrozoobenthos Gemeinschaft.

Der Hauptgrund für das Nichterreichen der theoretisch möglichen Artenzahl waren seltene Arten, deren Vorkommen durch die Probenahme nicht adäquat erfassbar waren.

Im weitern wurde der Einfluss der seltenen Arten auf die Artsättigungskurve untersucht. Hierbei wurden die vorgefunden Artengemeinschaften in häufig, mehrfach und selten vorkommende Arten eingeteilt und separate Artsättigungskurven für jede Häufigkeitsklasse erstellt. Die Artensättigungskurven der Gruppe der „Häufigen Arten“, erreichte ihr Asymptote im Mittel (± 95 % CI) bei 0,30 ± 0,01 m^2, die der„Mehrfachen Arten“ bei 0,58 ± 0,02 m^2 und die der„Seltenen Arten“ bei 1 m^2 (Abbildung 2).

Der mittlere Wert (± 95 % CI) aus den drei Gruppen und damit die Mindestbeprobungsfläche betrug bei 0.63 ± 0.08 m^2. Hierbei werden im Mittel 86 % (±1) aller Arten erfasst. Bei dieser Fläche werden 100 % der häufigen Arten, 100 % der mehrfachen Arten und 74 % der seltenen Arten erfasst.

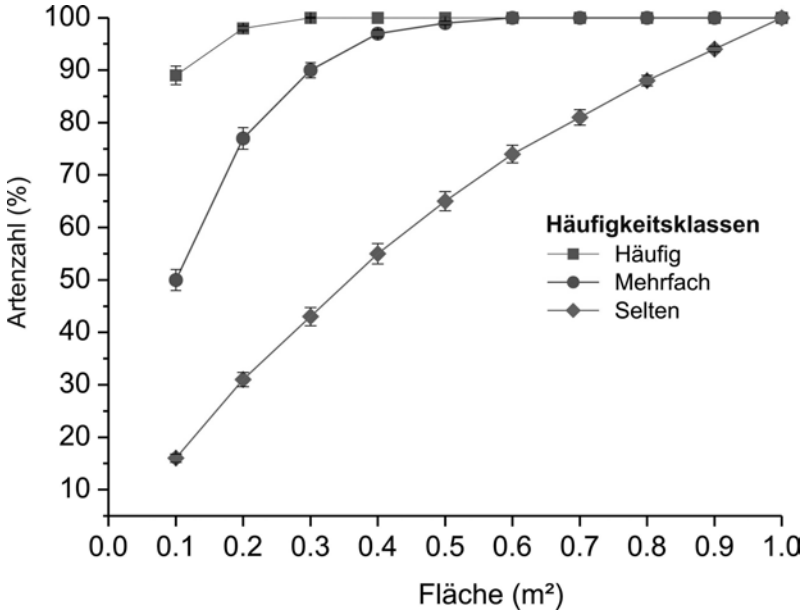


Abb.2: Zusammenhang zwischen mittlerer kumulativer Artenzahl (± 95 % CI) und besammelter Fläche der Makrozoobenthos Gemeinschaft der drei Häufigkeitsklassen

Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass die Artensättigungskurven aller 19 Habitate, unabhängig von Windexposition, Habitat oder See, relativ ähnlich verliefen (Abb. 1). Die Windexposition hat zwar einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung (Nilsson et al. 1996, Hess et al. 2004, Gabel et al. 2008) zeigt aber keinen großen Einfluss auf die Häufigkeitsverteilung des litoralen Makrozoobenthos. Diese war, unabhängig von Habitat oder Windexposition, vergleichsweise ähnlich, wo einige weniger Arten die Artenzusammensetzung dominieren und der Großteil der Arten selten ist. Beauger & Lair (2008) kamen bei ihren Untersuchungen zum Makrozoobenthos von Flüssen zu ähnlichen Ergebnissen, bei denen die Makrozoobenthos Gemeinschaft aus vielen seltenen Arten bestand, so dass die Artensättigungskurven ebenfalls nicht die Asymptote erreichten.

Der Aufwand für die Aufbereitung von Makrozoobenthos-Proben mit einer Fläche von 0,63 m^2 je Habitat, steht für die untersuchten oligo- bis mesotrophen Seen des Typs 13 in guter Relation zur Aussagekraft der Ergebnisse. Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen auch, dass die in der

„Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes Makrozoobenthos im Litoral von Seen“ (Brauns et al. 2009) vorgeschriebene Mindestfläche je Habitat von 0,2 m^2 nicht ausreicht, um das litorale Makrozoobenthos repräsentativ zu erfassen. Mit dieser Fläche würden, anhand der hier aufgestellten Artsättigungskurven, nur 55 % aller möglichen Arten erfasst.

Wie sich die Mindestbeprobungsflächen bei anderen Seentypen bzw. bei Seen mit anderen Trophiestufen verhalten, muss durch weitere Untersuchungen festgestellt werden. Anhand der hier gemachten Ergebnisse kann jedoch vermutet werden, dass sich die Mindestbeprobungsfläche des litoralen Makrozoobenthos für anderen Seetypen nicht wesentlich von der in dieser Untersuchung ermittelten unterscheidet.

Tab.1: Zusammenfassung der statistischen Auswertung der einzelnen Habitate am Gr.Stechlinsee und Wittwesee. Für jedes Habitat sind die Anzahl der Individuen (N), die erfasste Artenzahl (S_{obs}), und die theoretisch mögliche Artenzahl angegeben (S_{est}). Für jede Häufigkeitsklasse ist diejenige besammelte Fläche angegeben, bei der 100 % aller vorkommenden Arten erfasst wurden. (WES: Wind exponierte Seite, WAS: Wind abgewandte Seite, CI: Konfidenzintervall)

		N	S_{obs}	S_{est}	Häufigkeitsklassen Selten	Mehrfach	Häufig	mittlere Fläche
Großer Stechlinsee								
WES	Totholz	1,246	25	29	0.3	0.6	1.0	0.63
	Makrophyten	836	37	47	0.3	0.6	1.0	0.63
	Wurzeln	615	36	41	0.3	0.6	1.0	0.63
	Sand	971	24	38	0.4	0.6	1.0	0.67
	Steine	3,210	23	27	0.3	0.6	1.0	0.63
WAS	Totholz	5,023	34	40	0.3	0.6	1.0	0.63
	Makrophyten	1,274	37	48	0.3	0.6	1.0	0.63
	Wurzeln	893	44	57	0.3	0.6	1.0	0.63
	Sand	675	22	45	0.3	0.6	1.0	0.63
	Steine	8,154	38	60	0.3	0.5	1.0	0.60
Wittwesee								
WES	Totholz	1,065	30	68	0.3	0.6	1.0	0.63
	Makrophyten	747	43	47	0.3	0.5	1.0	0.60
	Wurzeln	760	36	44	0.3	0.6	1.0	0.63
	Sand	362	12	16	0.3	0.5	1.0	0.60
	Steine	1,110	15	19	0.2	0.6	1.0	0.60
WAS	Totholz	373	22	26	0.3	0.6	1.0	0.63
	Makrophyten	876	34	45	0.3	0.6	1.0	0.63
	Sand	1,904	19	48	0.3	0.5	1.0	0.60
	Steine	3,105	25	27	0.3	0.6	1.0	0.63
				Mittel	0.30	0.58	1.0	0.63
				95 % CI	0.01	0.02	-	0.01

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Mit der vorliegenden Untersuchung sollte die Mindestprobenahmefläche für eine repräsentative Beprobung des litoralen Makrozoobenthos in norddeutschen Tieflandsseen ermittelt werden, als Grundlage für ein standardisiertes Probenahmeverfahren. Es konnte gezeigt werden, dass mit einer besammelten Fläche von 0,63 m^2 alle häufigen, alle mehrfachen sowie im Mittel 74 % der seltenen Arten erfasst wurden. Diese Mindestfläche wurde unabhängig von Habitattyp sowie Exposition der Probestelle zur Hauptwindrichtung gefunden. Dies deutet darauf hin, dass sich zwar die Artenzusammensetzung des litoralen Makrozoobenthos zwischen Habitaten und Windexposition unterscheidet, nicht aber die Häufigkeitsverteilung.

Die Übertragbarkeit der Mindestfläche Ergebnisse auf andere Seentypen bzw. Seen mit anderen Trophiestufen ist schwierig. Es kann jedoch vermutet werden, dass sich die Mindestflächen in

anderen Seentypen aufgrund der wahrscheinlich ähnlichen Häufigkeitsverteilung des Makrozoobenthos nicht groß von den hier gemachten Ergebnissen unterscheidet.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass für Bewertungs- und Monitoringprogramme eine Fläche von 0,63 m^2 je Habitat für eine repräsentative Erfassung des litoralen Makrozoobenthos ausreicht. Für Untersuchungen, die eine vollständige Erfassung auch aller seltenen Arten zum Ziel haben, müsste die Mindestfläche entsprechend vergrößert werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Diplomarbeit von J. Schreiber am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin. Unser Dank gilt den Mitarbeitern des IGB – Berlin für die Unterstützung der Diplomarbeit.

Literatur

Beauger, A. & Lair, N. (2008): Keeping it simple: Benefits of targeting riffle-pool macroinvertebrate communities over multi-substratum sampling protocols in the preparation of a new European biotic index, Ecological indicators, Nr. 8, S. 555 – 563

Brauns, M., X.-F. Garcia, M. T. Pusch & N. Walz (2007): Eulittoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states. Freshwater Biology 52: 1022-1032.

Brauns, M. X.-F. Garcia & M. T. Pusch (2009): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Litoral von Seen.- Projektbericht im Auftrag der Senatsentwicklung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, 26 pp.

Downing, J. A. (1984): Sampling the benthos of standing waters, in Downing, J. A., Rigler, F. H. (eds): A Manual on methods fort he assessment of secondaryproductivity, 2. Auflage, Blackwell, Oxford, S. 87 - 130

Gabel, F., Garcia, X. F., Brauns, M., Sukhodolov, A., Leszinski, M., Pusch, M (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats, Freshwater Biology, 12 S.

Hess, M., Heckes, U. (2004): Zur Wasserinsektenfauna der Alpen-Kleinseen im Werdenfelser Land bei Mittenwald/Oberbayern., Lauterbornia, Dinkelscherben, Nr. 50, S. 39 – 57

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

Nilsson, A. N., Söderberg, H. (1996): Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes., Hydrobiologia, Nr. 321, S. 83 – 88

Oertili, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Lehmann, A., Lachawanne, J. B. (2005): Ploch: a standardized method for sampling and assessing the biodiversity in ponds, Marine and Freshwater Ecosystems, Nr.15, S. 665 – 679

White, J., Irvine, K. (2003): The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes, Marine and Freshwater Ecosystems, John Wiley & Sons, Inc., New York, Nr. 13, S. 331 – 351

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Neue Heimat für die „Theißblüte“ *Palingenia longicauda*

Thomas Tittizer

Institut für Zoologie, Poppelsdorfer Schloß. D-53115 Bonn, E-Mail: tittizer@uni.bonn.de

Keywords: Ephemeroptera, Insecta, Theiß, Lippe, Wiederansiedlung

Palingenia longicauda (bekannt auch unter dem Namen "Theißblüte") ist die größte und wahrscheinlich auch eine der am längsten bekannten Eintagsfliegenart in Europa, die bereits im 17. Jh. in der Fachliteratur erwähnt wurde (Swammerdam 1675, Gorové 1819, Francissen et al. 1984) (Abb.1). Bis Anfang des 20. Jh. war sie im Rhein- und Donaueinzugsgebiet verbreitet und besiedelte die Mittel- und Unterläufe großer Fließgewässer mit tonig-schluffiger Gewässersohle. Die in Folge der Gewässerverunreinigung und Schiffbarmachung der Fließgewässer eingetretenen Verschlechterungen der Lebensbedingungen für aquatische Organismen führten in den ersten drei Jahrzehnten des 20. Jh. zum Verschwinden dieser Art aus den Fließgewässern Westeuropas und zugleich zur drastischen Abnahme ihrer Bestände in den Fließgewässern Mitteleuropas. Ende der 70-er Jahre des 20. Jh. konnte die Art noch in der Unteren Donau nachgewiesen werden (Russev 1987). Danach verschwand sie auch aus diesem Lebensraum. Heute kommt sie nur noch in der Theiß und in einigen ihrer Zuflüsse (Szamos, Bodrog, Körös und Maros) sowie in einigen Kanälen der Pannonischen Tiefebene vor.

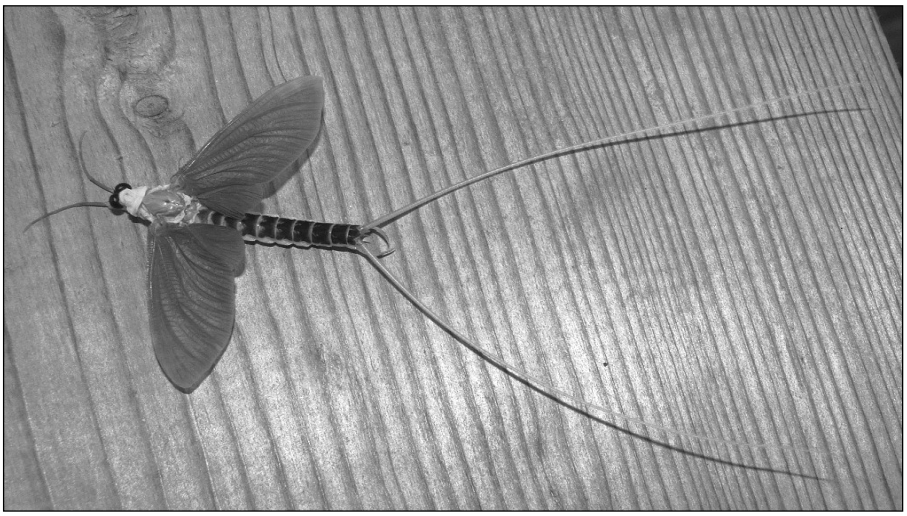


Abb.1: Männchen von *Palingenia longicauda*

Aus der Literatur sind ehemalige Fundorte von *P. longicauda* in deutschen Gewässern bekannt. Eine gut dokumentierte Übersicht über das Vorkommen dieser Eintagsfliegenart in Deutschland gibt Haybach (2007). Sichere Angaben stammen von Triebke (1840) über das Vorkommen von *P. longicauda* in einem Nebenarm der Oder bei Gartz sowie von Cornelius (1848) über Funde in der Lippe bei Hamm und zwischen Lippspringe und Lünen. Die noch in der Literatur dokumentierten Funde aus der Donau, der Elbe und der Mosel beziehen sich höchstwahrscheinlich auf *Ephoron virgo*, eine der *P. longicauda* verwandten Eintagsfliegenarten (Haybach 2007).

Eine natürliche Wiederbesiedlung ehemaliger Wohngewässer findet aus dreierlei Gründen nicht statt: 1. zu schlechte Wasserqualität, 2. zu stark veränderte hydrologische und morphologische Bedingungen, 3. unüberwindbare Entfernung zwischen der Restpopulation in der Theiß und den ehemaligen Wohngewässern (Reinhold & Tittizer 1999, Tittizer 1997, Tittizer 2001).

Für die Lippe durfte lediglich der dritte Grund maßgeblich sein, da sowohl die Wasserqualität als auch die hier vorherrschenden hydrologisch-morphologischen Bedingungen für eine Neubesiedlung günstig sind.

Um eine erfolgreiche Wiederansiedlung von *P. longicauda* in der Lippe zu gewährleisten, musste zuerst die Frage der Eignung dieses Gewässers für diesen Zweck beantwortet werden. Dies setzte einen Vergleich der hydrologisch-morphologischen Verhältnisse, der physikalisch-chemischen Wasser- und Sedimentbeschaffenheit sowie der artenmäßigen Zusammensetzung der Begleitfauna der Theiß und der Lippe voraus (Andrikovics & Turcsányi 2001, Staatliches Umweltamt Lippstadt 2002, Lippeverband 2006).



Abb.2: Uferabbrüche an der Lippe

Die im Rahmen des Lippeauenprogramms durchgeführten Maßnahmen (u. a. Uferentfesselung) bewirkten eine höhere Eigendynamik und damit verbunden eine größere morphologische Vielfalt (Gewässerstruktur) des Flusses. Hierdurch wurden in der Lippe für eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten günstige Lebensbedingungen geschaffen. Durch diese Maßnahmen sollten insbesondere flusstypische Arten gefördert werden, die auf das Vorhandensein flusstypischer Strukturen naturnaher Flussläufe angewiesen sind. Die vom Lippeverband im Bereich Disselmersch durchgeführten Bestandserhebungen der Makroinvertebraten zeigten wenige Jahre nach der Uferentfesselung eine deutliche Zunahme der Anzahl anspruchsvoller, flusstypischer Arten, wie *Taeniopteryx nebulosa, Heptagenia longicauda (H. flavipennis), Lasiocephala basalis, Ephoron virgo und Gomphus vulgatissimus* (Lippeverband 2006). Die Rückkehr in die Lippe dieser zwischenzeitlich als ausgestorben geltenden Arten gilt als eindeutiger Beweis für den Erfolg der in diesem Flussabschnitt durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen. Die Wiederansiedlung und Etablierung von *P. longicauda* in der Lippe würde ein weiterer Beweis für das Erreichen eines guten ökologischen Zustands des Flusses nach der EU-WRRL sein.

Das eigentliche Auswilderungsgebiet für die Larven von *P. longicauda* befindet sich in einem vergleichsweise naturnahen, noch oberhalb industrieller Wassernutzungen oder Einleitungen gelegenen Abschnitts der Lippe. Seit ca. 1990 wird die Lippe wird in diesem Bereich (Abschnitt Lippstadt-Hamm) auf langen Teilstrecken naturnah zurückgebaut. Dazu wurden Verbreiterungen des Flussbettes, in Verbindung mit einer Sohlanhebung, vorgenommen (Klostermersch) oder Uferteile durch Entfernung von technischen Verbauungsmaterialien (v. a. Wasserbausteinen) „entfesselt“ (Disselmersch). Durch eigendynamische Weiterentwicklung haben sich seitdem, besonders bei Hochwässern, zahlreiche Gewässerstrukturen, wie Steilufer, Gleithänge, Inseln und Totholzverklausungen ausgebildet (Abb. 2).

Die Wasserbeschaffenheit ist in diesem Lippeabschnitt weitgehend unbeeinträchtigt, wie regelmäßige Untersuchungen sowie die dauerhaften Messungen einer sich hier befindlichen Kontrollstation des Lippeverbandes zeigen. Die Analyse der Wasserbeschaffenheit weist für die wesentlichen geochemischen Parameter eine große Übereinstimmung zwischen Lippe und Theiß aus. Im Vergleich zur Lippe findet man in der Theiß lediglich etwas höhere Stickstoffgehalte und einen höheren Eisengehalt. Die Lippe hingegen ist kalkreicher und weist tendenziell einen höheren pH-Wert auf.

Hinsichtlich Salzgehalt und Temperatur sind beide Flüsse vergleichbar. Auch der organischer Substanzgehalt der Sohlsubstraten zeigt Ähnlichkeiten zwischen Lippe und Theiß. Wasserführung und Wasserstände weisen die Theiß als einen tieferen und abflussreicheren Fluss aus als die Lippe.

Die Biologie und Ökologie von *Palingenia longicauda* ist relativ gut erforscht (Russev 1987). So ist bekannt, dass sie die meiste Zeit ihres Lebens als Larve im Wasser verbringt. Die Larven graben mit ihren Vorderbeinen im tonig-schluffigen Gewässerbett u-förmige Wohnröhren von bis zu 15 cm Länge, mit einem Durchmesser von 6-8 mm. Diese Wohnröhren erreichen oft beträchtliche Dichten von bis zu 4000/m^2. Die Larven ernähren sich von der dem Ton beigemengten organischen Substanz sowie von Detritus.



Abb.3: Nymphe von *Palingenia longicauda*

Nach ca. 20 Häutungen, in rd. 3 Jahren, ist die Entwicklung der Larven abgeschlossen. Danach findet eine Umwandlung (Metamorphose) der Larven zu Nymphen statt (Abb. 3). Die weiblichen Nymphen verlassen ihre Wohnröhren und schwimmen an die Wasseroberfläche. Nach wenigen Sekunden platzt ihre Nymphenhaut und die Flügel können sich entfalten. Solange die Weibchen ihre vollständige Umwandlung zum geschlechtsreifen, flugfähigen Insekt an der Wasseroberfläche vollziehen, fliegen die Männchen (als Subimago) auf Sträucher und Bäume im Uferbereich und häuten sich dort zum letzten Mal.

Nach Abschluss der Metamorphose fliegen die geschlechtsreifen Männchen zu Hunderttausenden dicht über der Wasseroberfläche auf der Suche nach paarungswilligen Weibchen. Dieser Massenflug, von lediglich sehr kurzer Dauer (60-90 Min.) ist das faszinierendste Naturereignis an der Theiß und findet alljährlich Mitte bis Ende Juni statt. Die Massenemergenz von *Palingenia longicauda* wird durch eine Kombination von hohem Luftdruck, hohen Luft- und Wassertemperaturen sowie einem Wechsel der Mondphasen gefördert.

Die Paarung erfolgt an der Wasseroberfläche. Dabei bilden sich oft regelrechte „Trauben“, die daraus entstehen, dass mehrere Männchen gleichzeitig versuchen, ein Weibchen zu begatten. Nach der Paarung befreien sich die Weibchen aus der Umklammerung der Männchen, fliegen zuerst in Richtung Flussmitte, um von dort aus ihren flussaufwärts gerichteten, mehrere Kilometer langen Kompensationsflug zu beginnen (Russev 1973). Kurz nach dem Paarungsakt sterben die Männchen. Während ihres Kompensationsfluges berühren die Weibchen von Zeit zu Zeit die Wasseroberfläche und legen dabei ihre Eipakete ab. Nach der Eiablage sterben auch die Weibchen, „womit ihr Lebensraum, die Theiß, zu ihrem Grab wird“ (ungarisches Volkslied). Die toten Tierkörper der männlichen und weiblichen Imagines, gemeinsam mit ihren abgestreiften Nymphenhäuten, bilden an der Wasseroberfläche einen weiß-grau-bräunlichen „Teppich“, die so genannte „Theißblüte“.

Die Zahl der abgelegten Eier ist beträchtlich, sie erreicht 7-8000/Weibchen. Die winzigen und sehr leichten Eier (360/150 µm) werden von der Strömung mehrere Kilometer flussabwärts transportiert, fallen langsam zum Gewässergrund und bleiben dort liegen. Nur die Eier, die die für die Entwicklung der Larven erforderlichen Bedingungen vorfinden, können sich embryonal normal weiter entwickeln. Diese Entwicklung dauert i.d.R. 4-6 Wochen; danach schlüpfen die Junglarven aus den

Eiern, graben sich im lockeren Sediment ein, womit sich der Kreis dieser faszinierenden Entwicklung schließt.

Im Rahmen des Forschungsprojektes zur Wiederansiedlung von *P. longicauda* in der Lippe wurden während des Kompensationsfluges, zwischen 22. und 24. Juni 2008, ca. 9000 befruchtete Weibchen, mit Handnetzen von Booten aus gefangen. Die eingefangenen Imagines wurden in zu einem Viertel mit Theißwasser gefüllten, verschließbaren Kunststoffboxen überführt. In diesen Boxen erfolgte auch die (erzwungene) Eiablage (ca. 60-70 Millionen Eier). Makroskopisch waren die Eier als gelbe Masse, die sich am Boden absetzte, zu erkennen,. Die Eier wurden anschließend in Kühlboxen überführt und unter ständiger Luftzufuhr nach Deutschland transportiert. Der Transport der Eier erwies sich als relativ unproblematisch. Eine Schädigung der Eier konnte auch bei höherer Wassertemperatur und niedrigerer Sauerstoffkonzentration nicht festgestellt werden.



Abb.4: Einbringung der Junglarven in die Lippe

Die Erbrütung der Eier erfolgte im Labor des Zoologischen Institutes der Universität Bonn. Die Mehrzahl der Eier wurde auf „Zugergläser“ (eine ähnliche Apparatur, die auch in der Fischzucht verwendet wird) verteilt und bei 21 °C erbrütet. Die „Zugergläser“ sind von der Unterseite her mit Luft beschickt worden, wodurch die Eier mit Sauerstoff versorgt und ständig in der Schwebe gehalten wurden. Die Bildung sauerstoffarmer Bereiche in den Zugergläsern konnte somit verhindert und einer Verpilzung der Eier entgegengewirkt werden. Um den Einfluss der Temperatur auf die Embryonalentwicklung zu testen, wurde ein weiterer Teil der Eier in Aquarien bei 25, 27 und 30°C erbrütet. Die Embryonalentwicklung dauerte in den verschiedenen Erbrütungseinheiten unterschiedlich lang. In Aquarien, bei 30°C Erbrütungstemperatur, schlüpften die Larven bereits nach 18 Tagen, bei 27°C nach 20 Tagen und bei 25°C nach 21 Tagen. In den „Zugergläsern“, bei 21°C, dauerte die Embryonalentwicklung 26 Tage. Demnach ist die Dauer der Embryonalentwicklung von *P. longicauda* deutlich temperaturabhängig (Fey 2008).

Die „Auswilderung“ der Junglarven in die Lippe fand am 5. August 2008 statt. Der Transport der Larven vom Labor bis zur Lippe erfolgte unter ständiger Luftzufuhr in Aquarien, welche zwecks thermischer Isolierung in Styroporboxen verpackt wurden. Unmittelbar vor dem Einsatz der Larven in die Lippe wurde das Transportwasser mit Wasser aus der Lippe vermischt und so die Wassertemperatur in den Aquarien der der Lippe angeglichen. Zugleich wurde die Vitalität der Larven geprüft; dabei konnte eine Schädigung der Larven nicht festgestellt werden. Die Bereiche für die „Auswilderung“ der Larven wurden nach folgenden Kriterien ausgesucht: geringe Strömung, toniglehmige Gewässersohle, Anheftungsmöglichkeiten für die Larven.

Für das Einbringen der Larven wurde eine neue Technik entwickelt und erprobt. Kunststoffrohre, mit einer Länge von 60 cm und einem Durchmesser von 160 mm, wurden in die lehmige Sohle der Lippe gedrückt und anschließend eine definierte Zahl von Junglarven vorsichtig aus den Transportaquarien in die einzelnen Rohre eingebracht (Abb.4). Nach 10 bis 15 Minuten, die Zeit, in der die Junglarven zum Gewässerboden sanken und sich in das lehmige Sediment eingruben (od. fest-

klammern konnten), wurden die Rohre entfernt und flussaufwärts versetzt. Der Vorteil dieser Technik bestand darin, dass die Junglarven nicht von der Strömung abgedriftet werden konnten.

Durch die Wiederansiedlungsexperimente von *P. longicauda* in der Lippe wird der Versuch unternommen, der steten Abnahme der biologischen Vielfalt in Mitteleuropa in bescheidenem Maße entgegenzuwirken.

Neben diesem artenschutzrechtlichen Aspekt ist noch der fischereiliche Nutzen dieser Eintagsfliegenart zu nennen: ihre Larven und Nymphen dienen vielen Fischarten als Hauptnahrung. Besonders zu erwähnen ist das faszinierende Naturerlebnis während des Massenfluges.

Nun ist zu hoffen, dass die Junglarven in der Lippe die für sie erforderlichen Lebensbedingungen vorfinden und in den kommenden Monaten und Jahren einen stabilen Bestand aufbauen können. Diese Entwicklung wird in der Folgezeit durch regelmäßiges Monitoring verfolgt.

Danksagung

Das Forschungsvorhaben wurde mit finanzieller Unterstützung des Lippeverbandes durchgeführt.

Literatur

Andrikovics, S. & I. Turcsányi (2001): Tiszavirág. -Tisza Klub Füzetek 10: 1-69, Debrecen.

Cornelius, C. (1848): Beiträge zur näheren Kenntnis der Palingenia longicauda (Oliv.): 1-37. – Büschler'sche Verlagsbuchhandlung, Elberfeld.

Fey, D. (2008): Laborversuche und Freilandexperimente zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart Palingenia longicauda (Olivier, 1791) in Deutschland. Diplomarbeit an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

Francissen, F. P. M. & A. W. M. Moll (1984): Augerius Clutius and his „de Hemerobio", an early work on Ephemeroptera. -Basiliskenpresse, Marburg.

Gorové, L. (1819): Egy különös tüneménynek, az úgy nevezett Tisza-virágzásának leirása. -Tudományos Gyüjtemény 8: 3-22.

Haybach, A. (2007): Hinweise auf ein historisches Vorkommen von Palingenia longicauda (Olivier, 1791) in Bayern (Insecta: Ephemeroptera). Lauterbornia 59: 77-83, Dinkelscherben.

Lippeverband (Hrsg.) (2006): Fließgewässer im Lippeverbandsgebiet, Biologie-Beschaffenheit-Bachsysteme, Schrörers, Essen.

Reinhold, M. & T. Tittizer (1999): Verschleppung von Makrozoen durch Kühlwasserfilter eines Schiffes. -Wasser und Boden 51/1+2: 61-66.

Russev, B. (1973): Kompensationsflug bei der Ordnung Ephemeroptera. -Proc. Ist. Int. Conf. Ephem.: 132-142, Leiden.

Russev, B. (1987): Ecology, life history and distribution of Palingenia longicauda (Olivier) (Ephemeroptera). -Tijd. Ent. 130: 109-127, Amsterdam.

Swammerdam, J. (1681): Ephemeri vita: or the natural history and anatomy of the Ephemeron. A fly that lives but five hours. Henry Faithorne & John Kersey, London.

Staatliches Umweltamt Lipptadt (Hrsg.) (2002): Die Klostermersch, Ein Fluss erobert seine Aue zurück. Westkämper, Lippetal-Herzfeld.

Tittizer, T. (1997): Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstraßen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals. -Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 4, S. 113-134.

Tittizer, T. (2001): Neozoen in mitteleuropäischen Gewässern. -In: Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd.22 „Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz": 59-74.

Tittizer, T., D. Fey, M. Sommerhäuser, K. Málnás & S. Andrikovics (2008): Versuche zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart Palingenia longicauda (Olivier) in der Lippe. – Lauterbornia 63: 57-75, Dinkelscherben.

Triebke, F. (1840): Einige Bemerkungen über Ephemera flos-aquae Illiger. -Stettiner Entomologische Zeitschrift 1: 54-58.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009(Oldenburg), Hardegsen 2010

Mikrosatelliten als molekulargenetische Marker zur Aufklärung der Metapopulationsstruktur dreier Amphipodenarten in einem durch Karst beeinflussten Gewässersystem

Michael Zeidler & Elisabeth I. Meyer

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

Keywords: Populationsgenetik, Mikrosatelliten, Amphipoden, Neozoa

Abstract

In the karst area of the Paderborn Plateau (Germany, North Rhine-Wesphalia) two native amphipods (*Gammarus pulex* and *Gammarus fossarum*) and one invasive species (*Echinogammarus berilloni*) coexist. Microsatellites are chosen to analyse their regional population structure upstream and downstream of summerdry sites. Here the first results regarding the development of microsatellites for *E. berilloni* are presented.

Eleven loci have been successfully established. No locus was monomorphic, or indicated any null-allele. Only two show signs of linkage. The results reveal a gradient of variability with more different alleles in the downstream sections of the Alme River. More upstream, in the mid-reaches of the Alme and in a tributary, the Altenau River, individuals seem to have fewer alleles concerning all loci. These results indicate reduced migration and hence exchange between these sites and the downstream section of the River Alme.

Einleitung

Seit 2000 ist das Vorkommen des invasiven Amphipoden *Echinogammarus berilloni* im Karstgewässersystem der Paderborner Hochfläche (NRW) bekannt (Meyer et al. 2004). Ziel des hier vorgestellten Projektes ist es, mit Hilfe von Multilocus-Mikrosatelliten-Analysen die genetische Populationsstruktur von drei sympatrisch lebenden Amphipodenarten in einem durch Austrocknungsereignisse temporär fragmentierten Gewässernetz (Obere Lippe, Einzugsgebiet Rhein) zu untersuchen. Metapopulationsanalysen wurden bei Amphipoden bisher nur vereinzelt durchgeführt und auch Mikrosatelliten wurden für diese im ökologischen Gefüge wichtige Gruppe bisher kaum etabliert. Die Kernhypothese der vorliegenden Untersuchung ist, dass Subpopulationen sich in ihrem Genpool umso deutlicher unterscheiden, je mehr sie durch Gewässeraustrocknung räumlich und zeitlich voneinander isoliert sind. Weiterhin wird überprüft, ob die genetische Diversität innerhalb der Subpopulationen bei wachsender Isolation sowie bei größerer Aussterbewahrscheinlichkeit sinkt.

Als Ergebnis werden hier die ersten für *E. berilloni* entwickelten Mikrosatelliten vorgestellt und erste, noch vorläufige, Analysen präsentiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, die etwa 360 km² große Paderborner Hochfläche in Ostwestfalen, umfasst das Einzugsgebiet der Alme, die über die Lippe zum Rhein entwässert. Das Gewässernetz dieses Gebietes ist stark durch die nacheiszeitlichen Kalkauswaschungen geprägt und zeigt ein breites Spektrum an Karsterscheinungen. Die Fließgewässer sind in weiten Bereichen durch ein sommertrockenes Abflussregime gekennzeichnet. Räumlich, im Längsverlauf, sind viele Gewässer durch einen mehrmaligen Wechsel zwischen permanenten und temporären Abschnitten gekennzeichnet (MEYER & MEYER 2000).

Die populationsgenetischen Untersuchungen wurden in den Gewässern des gesamten Einzugsgebietes der Paderborner Hochfläche an 72 Standorten durchgeführt. In 13 Probestellen der Probenahme Anfang Juli 2009 wurde *E. berilloni* in ausreichender Anzahl gefunden, um die genetische Struktur der (Sub-)Populationen zu analysieren (Abb. 1).

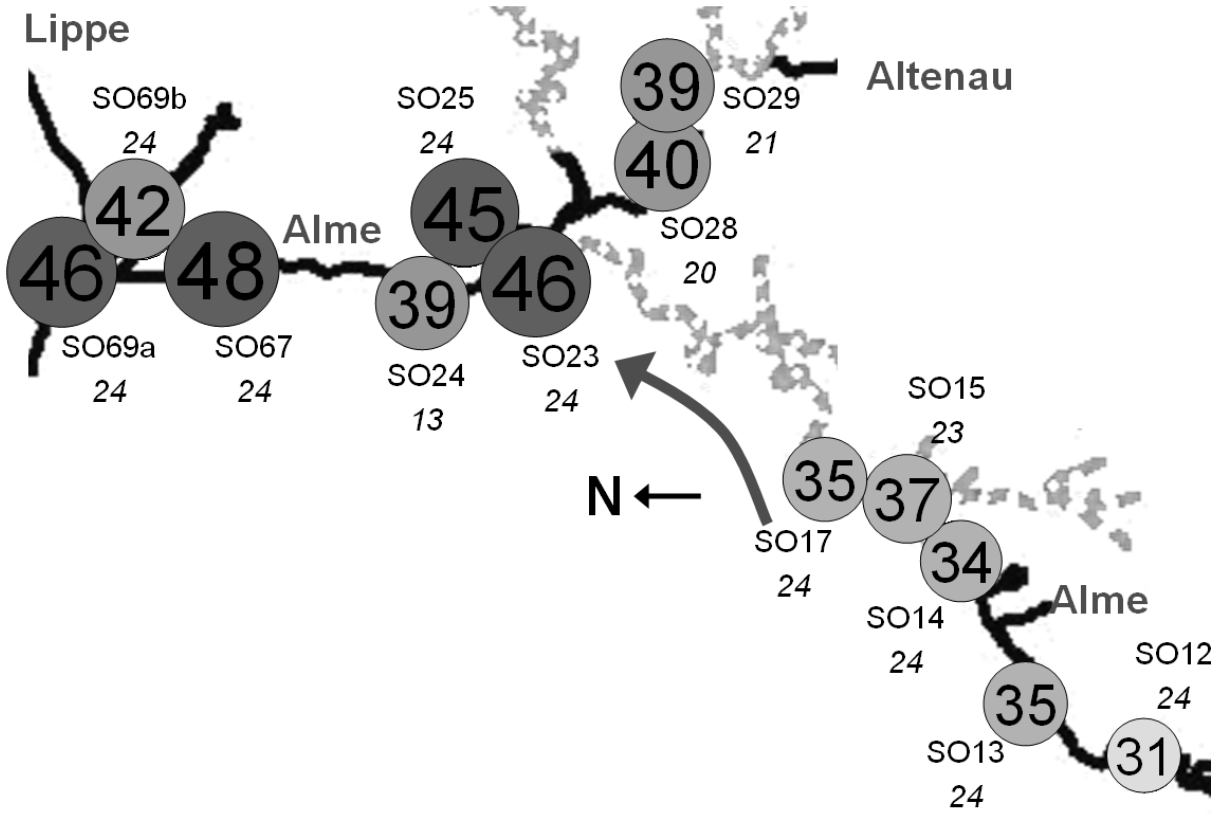


Abb. 1: Anzahl verschiedener Allele der Mikrosatelliten über 12 Loci an den 13 Standorten (SO) des Alme-Einzugsgebietes (Paderborner Hochfläche) für *Echinogammarus berilloni*. Die kursiven Zahlen unter der Standortnummerierung einsprechen der Zahl der bearbeiteten Individuen an diesem Standort. Die helleren Gewässerstrecken von Alme und Altenau kennzeichnen die sommerlichen Austrocknungsbereiche.

Methoden

Es wurden pro Standort wenn möglich 24 Individuen bearbeitet (genaue Anzahl s. Abb. 1). Mit Hilfe des DNA-Isolationskits „DNeasy Blood & Tissue“ der Firma Quiagen wurde die DNA isoliert. Die Erstellung der angereicherten Mikrosatelliten Bank inklusive der Sequenzierung wurde von der Firma GENterprise durchgeführt. Aus diesen Sequenzen wurden 50 Primerpaare für potenzielle Mikrosatelliten, gelabelt mit FAM oder HEX, erstellt. Bei 15 war die Grundlage DNA von *E. berilloni*, bei den übrigen 35 die DNA von *G. pulex* oder *G. fossarum*. Unter Verwendung des Multiplex-PCR-Kits der Firma Quiagen wurden für *E. berilloni* drei Pools zusammengestellt, in denen 11 der 15 Loci erfolgreich amplifiziert werden konnten. Die Fragmentanalysen fanden auf dem Genetischer Analyzer ABI 3730 XL mit Hilfe des Programms Genemapper (beides Applied Biosystems) statt. Die statistische Auswertungen erfolgten im frei verfügbaren Programm-Paket Arlequin 3.11 (Excoffier et al. 2005). Der Test auf Null-Allele wurde mit dem Programm und Microchecker 2.2.3 (Van Oosterhout et al 2004) durchgeführt. Zusätzlich wurden die acht für *G. fossarum* etablierten Loci von Danancher et al. (2009) auf cross-species-Amplifikation bei *E. berilloni* getestet, allerdings ohne positives Ergebnis.

Ergebnisse und Diskussion

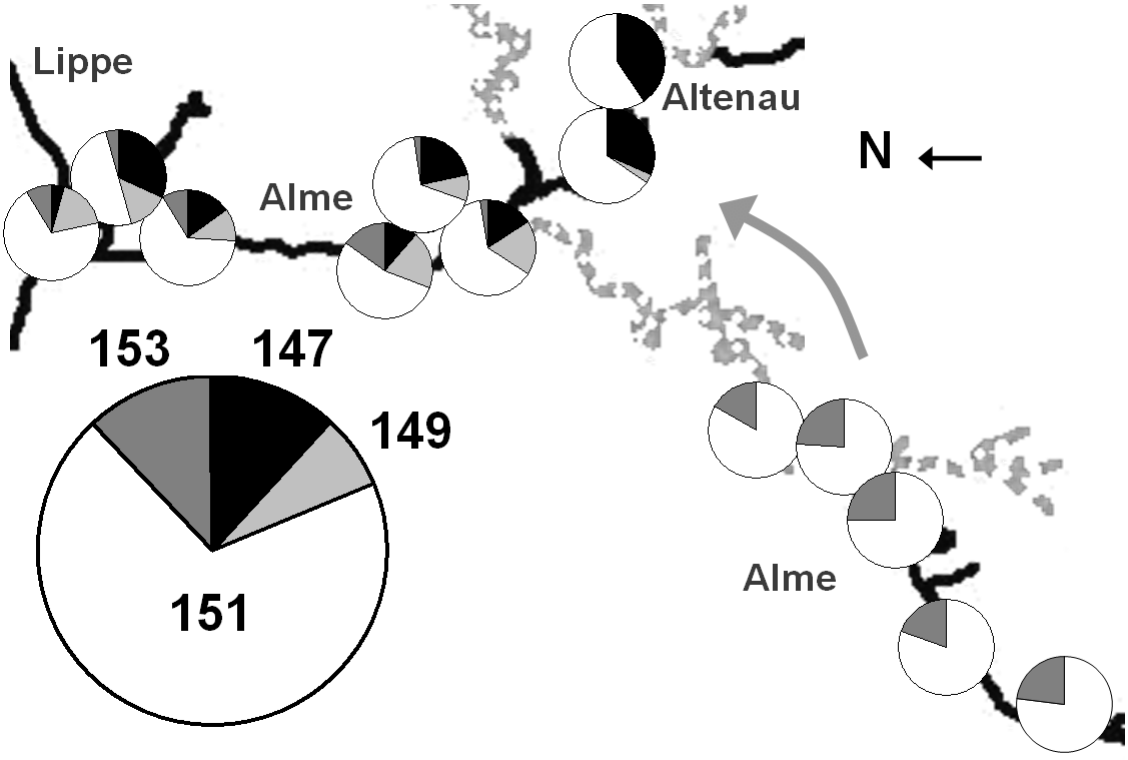


Abb. 2: Anteile der vier Allele von Mikrosatellit 9 an den Probestellen im Untersuchungsgebiet Paderborner Hochfläche (exemplarisch für alle Mikrosatelliten von *Echinogammarus berilloni*). Der große Kreis zeigt die Anteile der Allele für alle bearbeiteten *E. berilloni.* Die Zahlen geben die Fragmentlänge der verschiedenen Allele als Anzahl der Basenpaare wieder. Die helleren Gewässerstrecken von Alme und Altenau kennzeichnen die sommerlichen Austrocknungsbereiche.

Insgesamt wurden 296 Individuen für *E. berilloni* an 13 Standorten bearbeitet, davon an 9 Standorten ein Satz von je 24 Individuen (vgl. Abb. 1). Die Etablierung von elf Mikrosatelliten-Loci für *E. berilloni* ist mittlerweile abgeschlossen (Zeidler et al., submitted). Zu 290 Individuen liegt ein kompletter Satz für alle elf Loci vor. Insgesamt wurden 67 verschiedene Allele bei den elf nutzbaren Loci gefunden, was einem Durchschnitt von 6,1 Allelen pro Locus entspricht. An den einzelnen Standorten wurden zwischen 31 und 48 verschiedene Allele nachgewiesen, wobei ein deutliches Nord-Süd-Gefälle zu beobachten war (Abb. 1). Die Loci zeigen 2 bis 19 Allele und keine Anzeichen von einem größeren Maß an Null-Allelen. Nach den Analysen könnten die Allele 12 und 15 verlinkt sein, für eine Aussage dazu muss aber die Bearbeitung der restlichen Tiere abgewartet werden. Diese beiden Loci weisen auch gehäuft Abweichungen vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht auf (E12 = 6/13, E15 = 5/13; Standorte mit wahrscheinlicher Verlinkung/ untersuchte Standorte).

Es wurde deutlich, dass die Probestellen südlich der großen Austrocknungsstelle in der Alme (12, 13, 14, 15 und 17) sich in der Zusammensetzung der Mikrosatelliten von den restlichen Stellen unterscheiden (Abb. 1 und 2). Da unterhalb von Standort 17 bis zum Zusammenfluss mit der Altenau ein langer Austrockungsabschnitt liegt, entspricht dieses Ergebnis der erwarteten Fraktionierung durch Austrocknung. Je nach Datenlage nach Bearbeitung der Fänge von 2000/01 könnte es möglich sein, eine Aussage darüber zu treffen, ob dieser isolierte Abschnitt einer einzelnen Ausbreitungswelle entspricht, oder ob in mehreren Jahren dieses Migrationshindernis überwunden wurde. Auch die Probestellen in der Altenau (28 und 29) unterscheiden sich deutlich von den restlichen Probestellen der unteren Alme, der Lippe und der Pader und auch von denen der mittleren Alme. Eine Durchmischung durch Aufwanderung findet anscheinend nur in geringem Maße statt. Diese übrigen Probestellen (23, 24, 25, 67 und 69 a und b) unterscheiden sich genetisch nur geringfügig. Die Ergebnisse entsprechen in ihrer Vorläufigkeit den Erwartungen zur Struktur der Metapopulation von *E. berilloni*. Sie sind vergleichbar mit denen von Gooch und Hetrick (1979). Dort waren die Unterschiede zwischen den Subpopulationen allerdings deutlicher ausgeprägt, da die beiden mit *Gammarus minus* arbeiteten, der eher in Höhlen und Quellen vorkommt und dadurch isoliertere Subpopulationen zeigt. Für *E. berilloni* ist deutlich die Ausbreitung zu erkennen, die von der Mündung der Alme in die Lippe aus erfolgte. Eine Vernetzung der Subpopulationen scheint zumindest in einigen Jahren erfolgreich.

Ausblick

Die Ausbreitung von *E. berilloni* im Untersuchungszeitraum 2000 (Meyer et al. 2004) bis 2009 ist sehr deutlich, scheint aber wohl noch nicht abgeschlossen zu sein. Eine weitere Verdrängung von *G. pulex* und *G. fossarum* ist zu erwarten.

Für eine umfassende Analyse der Populationsgenetik und Ausbreitungsgeschichte im Gebiet der Paderborner Hochfläche liegen inzwischen fast alle Daten vor. Eine Ausdehnung auf die gesamte Verbreitung in Deutschland zur Aufklärung von Einwanderungswegen dieses Neozoons wurde begonnen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Um die Metapopulationsstruktur des invasiven Amphipoden *E. berilloni* in den karstbeeinflussten Gewässern der Paderborner Hochfläche zu analysieren, wurden erstmalig Mikrosatelliten für diese Art etabliert. Die ersten Ergebnisse zeigen eine genetische Verarmung der Populationen an der mittleren Alme oberhalb einer längeren Austrocknungstrecke. Auch die Wanderung in die Altenau,

ein Zufluss zur Alme, scheint stark eingeschränkt zu sein. Die Populationen der übrigen Probestellen der unteren Alme, der Pader und der oberen Lippe sind genetisch ähnlich zueinander, was auf einen fortlaufenden Austausch schließen lässt. Der geplante Vergleich mit der Metapopulationsstruktur der beiden koexistierenden einheimischen Arten *G. pulex* und *G. fossarum* wird zeigen, ob für diese Arten die Austrocknungsstrecken im selben Maße ein bottleneck darstellen.

Danksagung

Wir danken dem Fachbereich 61 (Umwelt, Natur und Landschaftspflege) des Kreises Paderborn für die erteilten Genehmigungen zum Fang der Tiere und der DFG für die finanzielle Förderung. Prof. Dr. Thorsten Reusch und Barbara Hasert danken wir für ihre fachliche Unterstützung und der Firma GENterprise für die gute Zusammenarbeit bei der Etablierung der Mikrosatelliten. Den zahlreichen Helferinnen und Helfern bei den Probenahmen sei ebenfalls gedankt.

Literatur

Danancher, D., Cellot, B., Doledec, S., Reynaud, D. (2009): Isolation and characterization of the first eight microsatellite loci in *Gammarus fossarum* (Crustacea, Amphipoda) derived from an enriched genomic library and cross-amplification in *G. pulex* and *G. orinos*. Molecular Ecology Resources 9 (5), 1418-1421

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

Meyer, A. & Meyer, E.I. (2000): Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany) - Aquat. Sci. 62: 216-231.

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

Van Oosterhout C, Hutchinson WF, Wills DPM, Shipley P (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. Molecular Ecology Notes, 4, 535–538.

Zeidler, M., Reusch, T.B.H., Meyer, E.I. (subm.): Isolation and characterization of the first eleven microsatellite loci in *Echinogammarus berilloni* (Crustacea, Amphipoda). – Molecular Ecology Resources.

NEOBIOTA

BECK, B. & A. MELZER: Elodea nuttallii in Tagebauseen

GRABOW, K., ST. MAYER, A. RANDER & A. MARTENS: Binnenfrachtschiffe als Vektoren von Neozoen im Rhein

HUSSNER, A. & S. HILT: Führen ansteigende Wassertemperaturen zu einer Ausbreitung neophytischer auf Kosten einheimischer Arten?

MARTENS, A.: Neozoische Amphipoda als Modellorganismen der mitteleuropäischen Limnologie

SCHOOLMANN, G.: Atyaephyra desmaresti (Millet, 1831): Neues von einem alten Neozoon

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Elodea nuttallii in Tagebauseen

Benedikt Beck[1] & Arnulf Melzer[2]

Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, [1]benedikt.beck@wzw.tum.de, [2]arnulf.melzer@wzw.tum.de

Keywords: Makrophyten, Tagebauseen, *Elodea nuttallii*, Verbreitung, Goitschesee

Einleitung

Im Jahr 2004 erregte eine Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* in dem Tagebausee Goitsche bei Bitterfeld großes Aufsehen (Hilt et al. 2006, Rönicke et al. 2006). Bemerkenswert war vor allem der kurze Zeitraum nach dem vorzeitigen Abschluss der Flutung des Sees durch einen Durchbruch der Mulde während des Augusthochwassers im Jahr 2002 (Schultze & Geller 2004) und dem massenhaften Auftreten der Schmalblättrigen Wasserpest. Diese Tatsache warf in Anbetracht der vielen derzeitig entstehenden Tagebauseen Fragen nach den Ursachen von und der prinzipiellen Anfälligkeit von Tagebauseen für derartige Invasionen durch Neophyten auf.

Verbreitung von *Elodea nuttallii* in Tagebauseen in Deutschland

Untersuchungsgebiet und -umfang

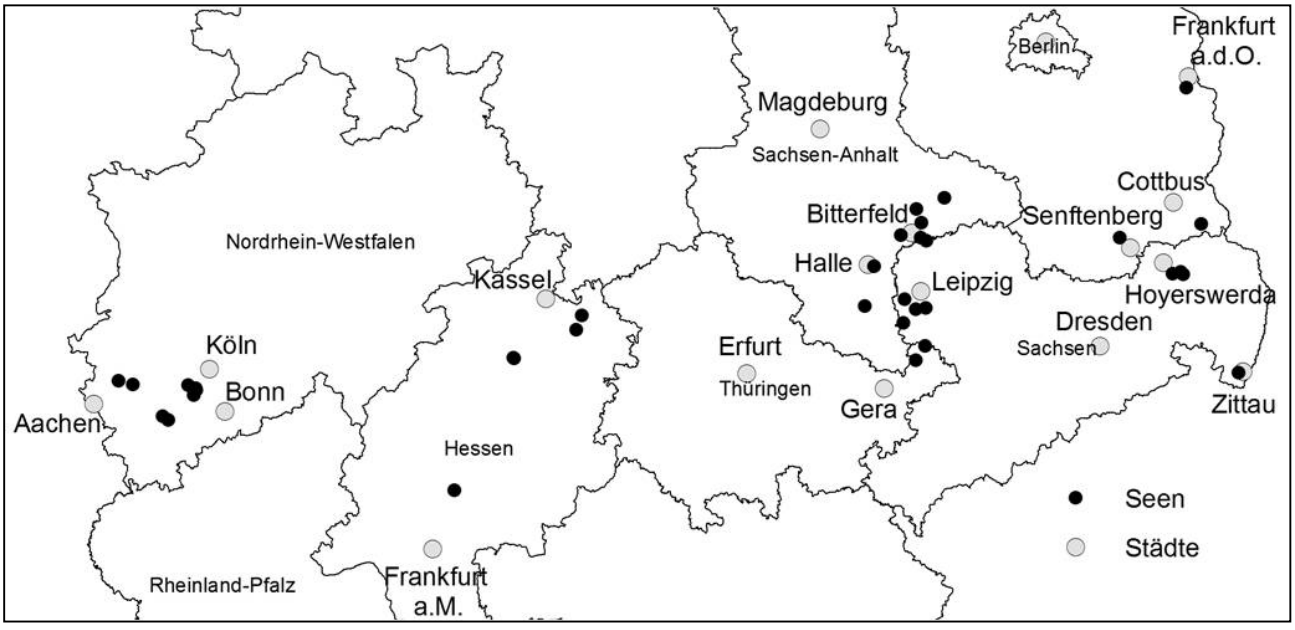
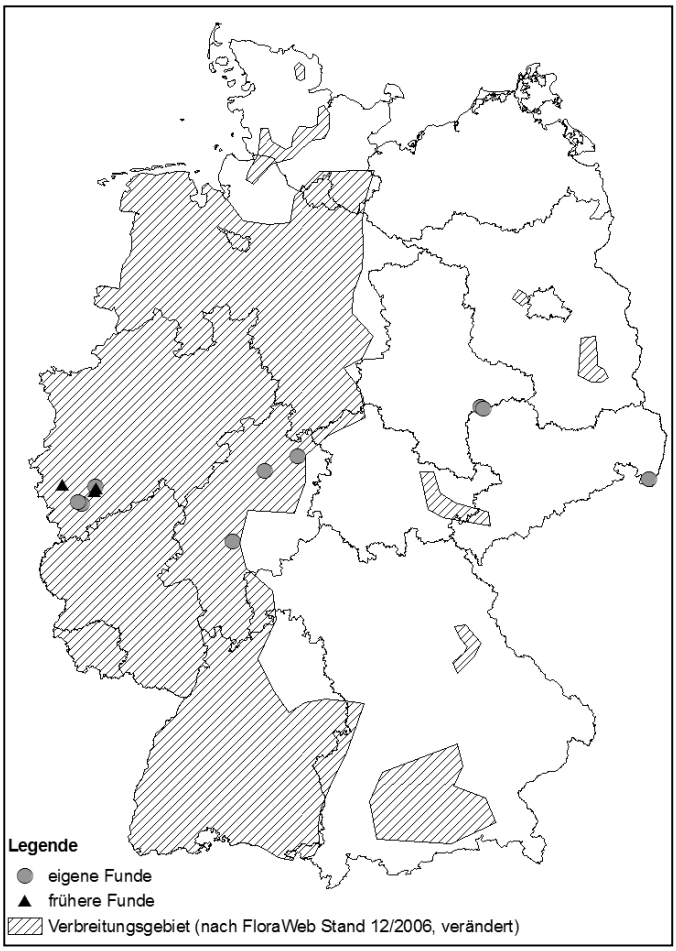


Abb. 1: Lage der untersuchten Seen in Deutschland

Vor diesem Hintergrund wurde in den Jahren 2006 bis 2008 die Makrophytenvegetation in 34 Tagebauseen in den wichtigsten Braunkohlerevieren Deutschlands durch Transektkartierungen aufgenommen. Außerdem wurden Wasser- und Sedimentproben entnommen und hinsichtlich der Nährstoffgehalte und ergänzender Parameter analysiert. Im Goitschesee erfolgte eine jährliche Aufnahme der Transekte und im Jahr 2006 eine umfangreiche Untersuchung der Litoralsedimente.



Verbreitung von Elodea nuttallii

Abb. 2: durch *Elodea nuttallii* besiedelte Tagebauseen; Kreissymbole zeigen eigene Funde, Dreiecke frühere Funde Dritter; Verbreitungsgebiet schematisch nach FloraWeb[1] Stand 12/2006

Insgesamt wurde *Elodea nuttallii* in neun Tagebauseen gefunden. In Nordrheinwestfalen existieren zusätzlich drei frühere Funde, (nach Hussner et al. 2005, Daten des StUA Köln 2005 und Weyer 2006), die bei der aktuellen Untersuchung nicht bestätigt wurden.

Im Hauptverbreitungsgebiet (siehe Abb.2) der schmalblättrigen Wasserpest sind 81,8 % der in Frage kommenden Seen besiedelt bzw. waren vor kurzem besiedelt. Außerhalb des Hauptverbreitungsgebietes wurden hingegen nur 16,7 % der möglichen Seen kolonisiert. In keinem See wurden zum Jahr 2004 im Goitschesee vergleichbare Massenbestände vorgefunden.

Chemische Eigenschaften besiedelter Gewässer

Eine multivariate Analyse ausgewählter chemischer Parameter der untersuchten Tagebauseen ergab eine Aufspaltung der Seen in vier unterschiedliche Gruppen (siehe Abb. 3).

Elodea nuttallii wurde ausschließlich in Seen der Gruppe 1 gefunden, wohingegen die Gruppen 2 - 4 noch unbesiedelt waren. Diese Gruppe unterscheidet sich von den anderen vor allem durch abgemilderte tagebauseetypische Charakteristika aus. So liegen die Kalzium- und Sulfatgehalte im Vergleich zu den anderen Gruppen niedriger und es tritt auch keine Salzbelastung wie in Gruppe 3 auf. Die sauren Seen (Gruppe 4) unterscheiden sich durch die niedrigen pH-Werte und deren Konsequenzen (hier: hohe Ammonium- und niedrige TIC-Konzentrationen) von den restlichen Gruppen.

Diese chemischen Unterschiede resultieren zum Teil aus der unterschiedlichen Entstehungsgeschichte der Seen. So sind in Gruppe 1 bis auf wenige Ausnahmen ältere (vor allem in Hessen und NRW) und/oder durch Flusswasser geflutete Seen vertreten. Beide Faktoren verändern den stark

[1] http://www.floraweb.de/MAP/scripts/esrimap.dll?name=florkart&cmd=mapflor&app=distflor&ly=gw&taxnr=2099

durch die Folgen des Braunkohleabbaus geprägten Chemismus des Wassers in Richtung natürlicher Gewässer. Gruppe 2 besteht hingegen aus jungen (< 10 Jahre nach Ende der Flutung), isolierten Seen ohne Flusswasserflutung oder nennenswerte Anbindung an andere Oberflächengewässer. Gleiches gilt für Gruppe 3, die aber zusätzlich auch ältere Tagebauseen enthält.

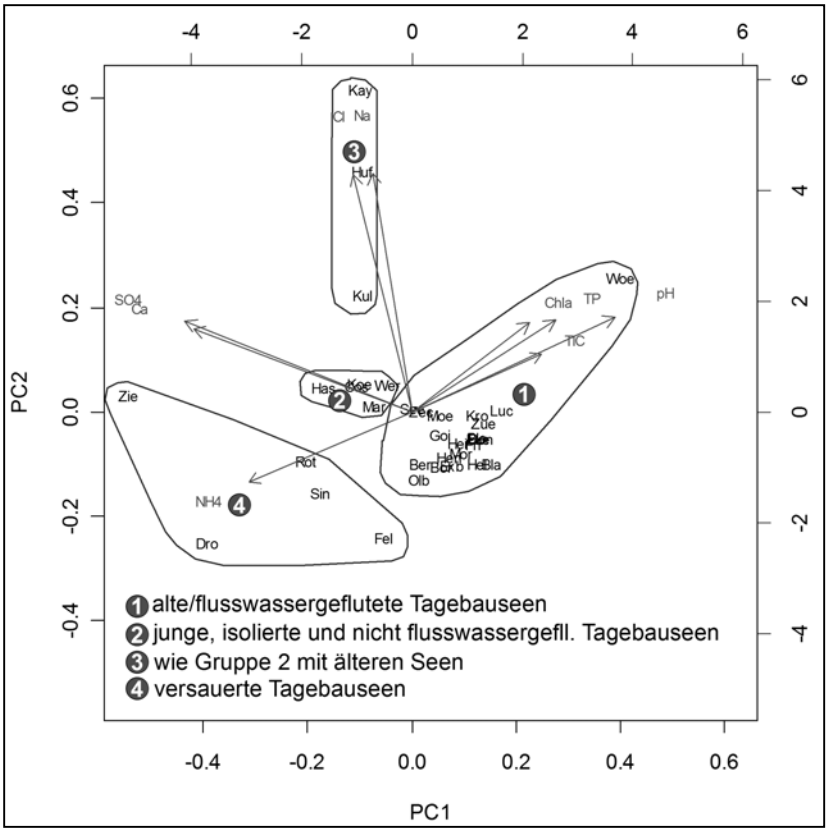
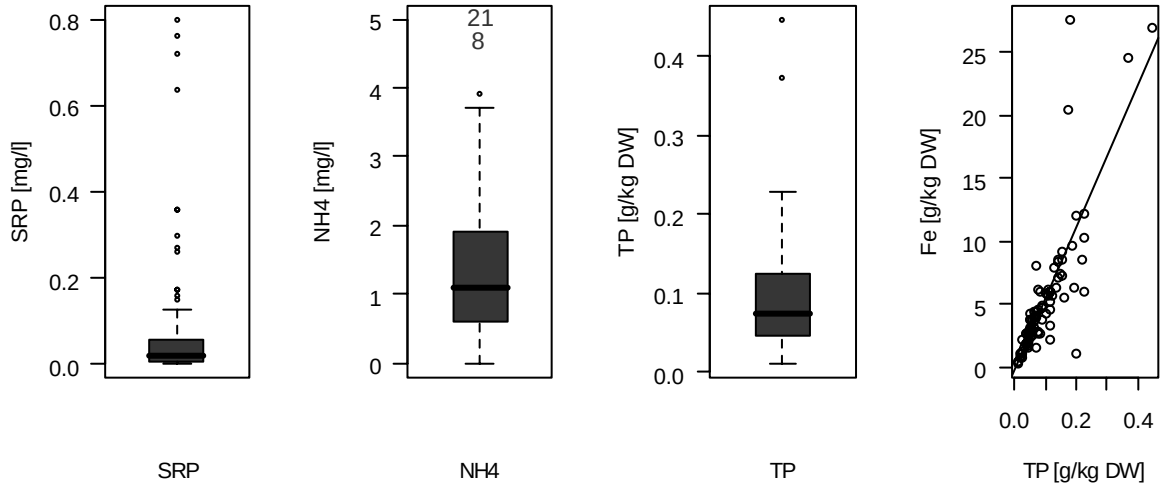


Abb. 3: PCA-biplot verschiedener chemischer Parameter der einzelnen Seen

Nährstoffgehalte besiedelter Sedimente

Die von *Elodea nuttallii* besiedelten Sedimente wiesen insgesamt nur geringe, weit gestreute Konzentrationen an SRP im Porenwasser (81 ± 164 µg/l) sowie TP (0,097 ± 0,074 g/kg DW) im Feststoff auf (siehe Abb.4). Im Feststoff besteht eine hoch signifikante Korrelation zwischen Eisen und TP ($r = 0{,}82$, $p < 0{,}001$). Die Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser liegen im Mittel relativ hoch (1,58 ± 2,41 mg/l), weisen aber ebenfalls eine hohe Streuung auf.

Abb.4: Konzentrationen von SRP-P und NH_4-N im Porenwasser sowie TP-Gehalt der Trockensubstanz von 88 unter Beständen von *Elodea nuttallii* entnommenen Sedimentproben; Scatterplot der Fe und TP Gehalte der Trockensubstanz mit linearer Regression



Beispiel Goitschesee

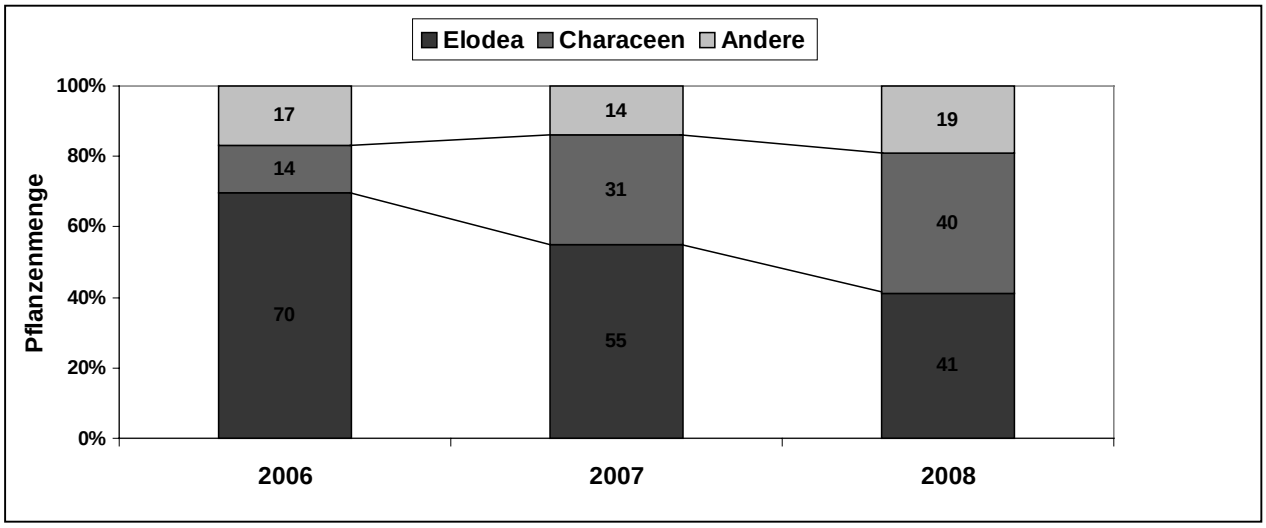
Wie in der Einleitung beschrieben, war die Massenentwicklung der Wasserpest im Jahr 2004 ausschlaggebend für die dargestellten Untersuchungen. Die weitere Entwicklung der Makrophytenvegetation soll deswegen im Folgenden detaillierter betrachtet werden.

Maßgeblicher Hintergrund für die Entwicklung der submersen Makrophyten im Tagebausee Goitsche ist seine Flutungsgeschichte. Durch das Flutungswasser aus der Mulde und den Durchbruch des Flusses im August 2002 erfolgte eine Eutrophierung. Die Gesamtphosphatkonzentrationen senkten sich schon in den darauffolgenden Monaten durch eine Ausfällung mit Eisen und Aluminium von einem eutrophen (> 50 µg/l) auf ein oligo- mesotrophes Niveau (Schultze & Klapper 2002) mit weiter sinkender Tendenz (seit 2005 ≈ 10 µg/l im Jahresdurchschnitt). Die Nitratgehalte lagen nach der Flutung im ebenfalls hoch (> 4mg/l) und zeigten bis 2008 nach Epiliminiondaten des UFZ Magdeburg einen linearen Abfall auf ca. 1 mg/l.

Weiterhin erfolgte durch den Durchbruch der Mulde ein sprunghafter Wasseranstieg um ca. 8 m. Nach einer Absenkung auf den geplanten Endwasserstand blieb noch ein Anstieg um ca. 3,5 m bestehen (Schultze & Geller 2004). Es entstand also eine große noch unbesiedelte Fläche zur Ansiedelung von Makrophyten zur Verfügung.

Nicht überprüfbar, aber sehr wahrscheinlich ist der Eintrag von Sprossstücken von *Elodea nuttallii* durch die Flut und folglich eine umfassende Verbreitung der Art auf den unbesiedelten Flächen im ganzen See.

Abb.5: Prozentuale Verteilung der gemittelten Pflanzenmenge aus 12 Transekten im Goitschesee jeweils im August der Jahre 2006 – 2008; Elodea = *Elodea nuttallii*; Characeeen = *Chara aspera, **C. contraria**, C. delicatula, **C. globularis**, C. hispida, **C. vulgaris**, **Nitella opaca**;* Andere= ***Myriophyllum spicatum**, M. verticillatum, Potamogeton crispus, P. pectinatus, **P. pusillus;*** häufige Arten sind hervorgehoben



Vor dem Hintergrund der zunächst hohen Nährstoffgehalte im Freiwasser, der Verfügbarkeit unbesiedelter Flächen sowie der wahrscheinlich flächendeckenden Verbreitung von Sprossstücken konnte *Elodea nuttallii* innerhalb von knapp 2 Jahren die im Jahr 2004 beobachteten Massenbestände ausbilden.

Im Jahr 2005 wurde ein verringertes Wachstum der Makrophyten festgestellt. Im Zeitraum von 2006 bis 2008 entwickelten sich allerdings wieder hohe Biomassen von *Elodea nuttallii* in Dominanzbeständen (Rönicke et al. 2009). Wie die Transektaufnahmen des entsprechenden Zeitraums zeigen, gehen diese Dominanzbestände insgesamt vor allem zu Gunsten von Characeen zurück (siehe Abb. 5). Insgesamt ist *Elodea nuttallii* bis zum Ende des Untersuchungszeitraums weiterhin die dominante Art im See. Ein zu den im Jahr 2004 beobachteten, flutenden Massenbeständen vergleichbares Ausmaß des Wachstums wurde allerdings nicht mehr erreicht.

Zusammenfassende Schlussfolgerungen

Die Verbreitung von *Elodea nuttallii* in den untersuchten Seen legt nahe, dass eine Besiedlung innerhalb des dokumentierten Hauptverbreitungsgebietes der Art wahrscheinlicher ist als außerhalb.

Die chemischen Eigenschaften des Wasserkörpers der von *Elodea nuttallii* besiedelten Seengruppe zeigt außerdem, dass vor allem ältere, im schon stark besiedelten Hauptverbreitungsgebiet der Art gelegene und/oder durch Flusswasser geflutete Seen besiedelt wurden.

Aus den Sedimentanalysen lässt sich keine allgemeine Förderung von Massenentwicklungen von Makrophyten durch erhöhtes Nährstoffangebot (vor allem Phosphor) im Sediment von Tagebauseen ableiten.

Die Vegetationsentwicklung im Goitschesee zeigt als Folge des stetig geringer werdenden Einflusses der Flutungsgeschichte und der damit verbundenen Konsequenzen (unbesiedeltes Litoral, wahrscheinlich optimale Verbreitung der Art, anfangs hohe Nährstoffkonzentrationen) ein Nachlassen der Konkurrenzkraft von *Elodea nuttallii* vor allem zu Gunsten von Characeen. Ein Zusammenspiel der besagten Faktoren hat folglich wahrscheinlich die Entstehung der Massenentwicklung begünstigt.

Danksagung

An dieser Stelle sei den Mitarbeitern des Helmholtzzentrums für Umweltforschung UFZ Leipzig-Halle GmbH für die vielfältige Unterstützung der Arbeit gedankt. Die Analysen der Wasser- und Sedimentproben erfolgten hierbei durch die Analytikabteilung des UFZ Magdeburg.

Ein Teil der Ergebnisse entstand mit der finanziellen Unterstützung durch die Lausitzer- und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH (LMBV)

Literatur

Hilt, S., Gross, E. M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E. M., Schneider, S. und Weyer, K. v. d. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - a guideline and state of the art in Germany. Limnologica, 36 155-171

Hussner, A., Nienhaus, I. und Krause, T. (2005): Zur Verbreitung von Myriophyllum heterophyllum Michx in Nordrhein-Westfalen. Flor Rundbr, 39 113–120

Rönicke, H., Angelstein, S., Schultze, M. und Geller, W. (2006): Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche. Deutsche Gesellschaft für Limnologie,Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), 139 - 143

Rönicke, H., Büttner, O., Schultze, M. und Herzsprung, P. (2009): Abundanzdynamik und interne Nährstoffversorgung der Litoralbestände submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche. Deutsche Gesellschaft für Limnologie,Tagungsbericht 2008 (Karlsruhe), 193-198

Schultze, M. und Geller, W. (2004): Seewassergüte nach einer Flusswasserflutung - Ergebnisse vom Goitschesee bei Bitterfeld -. in: M. Junkernheinrich (ed.) Nachhaltige Entwicklung von Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Analytica Verlag, 71 - 82

Schultze, M. und Klapper, H. (2002): Flusswassereinleitung als Restaurierungs-und Bewirtschaftungsstrategie für Bergbauseen–Möglichkeiten und Grenzen. Studia Quat, 21 87-99

Weyer, K. v. d. (2006): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. LUA NRW, (Merkblatt 52), 1-108

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Binnenfrachtschiffe als Vektoren von Neozoen im Rhein

Karsten Grabow, Stefanie Mayer, Anke Rander & Andreas Martens

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, grabow@ph-karlsruhe.de, steffi_mayer1@gmx.net, ankerander@gmx.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Neozoen, Rhein, Binnenschifffahrt, Werft, Aufwuchs, Fouling

Einleitung

Der Rhein ist eine viel befahrene Schifffahrtsroute zwischen Nordsee, Mittelmeer und Schwarzem Meer und bietet durch die Vernetzung angrenzender Gewässersysteme mit Kanälen gute Möglichkeiten für die Einschleppung und Einwanderung gebietsfremder Tierarten (Leuven et al. 2009). Die Ausbreitung von Neozoen durch die Schifffahrt ist bislang vor allem für den marinen Bereich belegt (Kühl 1962; Dammer & Gollasch 1995; Drake & Lodge 2007). Im Süßwasser gibt es die Untersuchungen von Reinhold (1999) und Reinhold & Tittizer (1997), in denen das Kühlwasser und die Außenhaut von im Wasser liegenden Schiffen beprobt wurde. Die Methode gedockte Schiffe zu untersuchen, ist bislang mit Binnenschiffen nicht praktiziert worden.

Ziel der hier vorgestellten Studie ist die Untersuchung des Aufwuchses auf der Außenhaut gedockter Binnenfrachtschiffe. Im Vordergrund standen die Fragen: (1) Welche Bedeutung besitzt die Schiffsaußenhaut für die Verschleppung und Ausbreitung von Neozoen? (2) Hängt die Artenzusammensetzung des Aufwuchses von den Fahrtrouten ab? Anlass für diese Studie war das plötzliche Auftreten der Quaggamuschel *Dreissena rostriformis bugensis* am Oberrhein im Jahr 2007. Das punktuelle Vorkommen der Art in Häfen mit hohem Frachtaufkommen legte die Hypothese nahe, das die Art mit Binnenschiffen über große Distanzen verschleppt wurde (Martens et al. 2007).

Material und Methoden

In der Schiffswerft Braun in Speyer wurden 2008 24 Binnenschiffe auf ihren Aufwuchs untersucht. Daneben wurden technische Daten und die Routen der Schiffe erhoben. Die Schiffswerft verfügt über eine Helling, bei der das ganze Schiff trockengelegt wurde und ein Stevendock, auf dem nur Heck oder Bug aus dem Wasser gehoben wurden. Die Hauptuntersuchung (16 Schiffe) fand im Rahmen von zwei Wissenschaftlichen Hausarbeiten (Mayer 2008; Rander 2008) statt.

Die 24 zwischen August und November untersuchten Schiffe wurden direkt nach dem Trockenlegen (5 min – 2 h) untersucht. Stichprobenhaft wurde an 5 Flächen à 15x15 cm der Bewuchs abgekratzt und in Alkohol konserviert und später im Labor bestimmt. Bei Schiffen mit wenig Aufwuchs wurde versucht, möglichst lohnende Stellen zu finden, bei stärker bewachsenen Schiffen war die Auswahl zufällig.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 7272 Individuen gesammelt und 37 Taxa (incl. 9 Chironomiden-Typen) unterschieden. Neozoen stellten die häufigsten Taxa (Abb. 1). Hohe Dichten erreichten neben *Dikero-*

gammarus villosus insbesondere die sessilen oder hemisessilen Arten *Chelicorophium curvispinum*, *C. robustum*, *Dreissena polymorpha* und *D. rostriformis buigensis*. Zwischen 2 und 14 Neozoen-Arten konnten pro Schiff festgestellt werden, rauhe Bereiche der Schiffshaut, wie Roststellen oder bereits bewachsene Bereiche wurden bevorzugt.

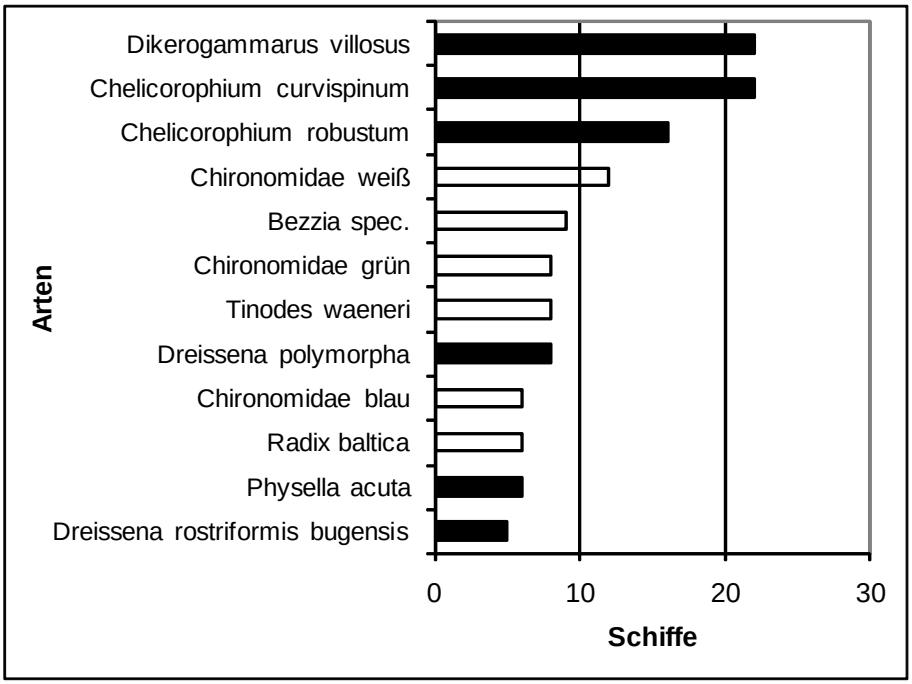


Abb. 1.: Anzahl der Binnenschiffe an denen die Taxa gefunden wurden. Schwarze Balken: Neozoen.

Tab. 1.: Zuordnung der an der Außenhaut von am Oberrhein gedockten Binnenschiffen gefundenen Neozoenarten nach der Häufigkeit im Aufwuchs und der üblichen Fahrtstrecke.

Kategorien	Species
An vielen Schiffen häufig	*Chelicorophium curvispinum* *Chelicorophium robustum* *Dikerogammarus villosus*
An einzelnen Schiffen häufig oder an mehreren Schiffen in Einzeltieren	*Dreissena polymorpha* *Dreissena rostriformis bugensis*
Vorwiegend an Kurzstreckenfahrern	*Physella acuta* *Limnomysis benedeni*
Ausschließlich an Langstreckenfahrern	*Balanus improvisus* *Tanais dulongii*
Einzelfunde an Kurzstreckenfahrern	*Jaera sarsi* *Echinogammarus ischnus/trichiatus*
Einzelfunde an Langstreckenfahrern	*Corbicula fluminea* *Cordylophora caspia* *Hypania invalida* *Hemimysis anomala* *Potamopyrgus antipodarum*

Mit insgesamt 15 Arten waren fast alle häufigen Neozoen im Aufwuchs der Binnenschiffe vertreten. Ihr Vorkommen stand mit den Fahrtrouten der besiedelten Schiffe in einem Zusammenhang (Tab. 1.). Mit der Seepockenart Balanus improvisus und einer Scherenassel (Tanaidaceae) wurden zwei Brackwasserarten lebend nachgewiesen. Der Anteil an Insekten war gering, häufigste einheimische Arten waren die Chironomidae.

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Außenhaut von Binnenschiffen von einer großen Zahl aquatischer Neozoen besiedelt wird. Nahezu alle relevanten Neozoenarten wurden in der vergleichsweise kleinen Stichprobe nachgewiesen. Besonders häufig sind die röhrenbauenden *Chelicorophium*-Arten und *Dikerogammarus villosus.* Auch erst seit kurzem im Rhein bekannte Arten wie die Quagga-Muschel können bereits in hoher Dichte vorkommen.

In dieser Studie wurden Schiffe im Trockendock untersucht. Ein Vergleich mit der Untersuchung von Reinhold (1999), der im Hafen liegende Schiffe unterhalb der Wasseroberfläche mit verschiedenen Methoden untersucht hat, bietet sich an. Reinhold untersuchte fast doppelt so viele Schiffe und beprobte größere Teile der Außenhaut als wir. Er fand die gleiche Größenordnung von Taxa, aber deutlich geringere Dichten (Tab. 2). Dies mag einerseits methodische Gründe haben, gerade Amphipoden können schnell und unbemerkt ins Freiwasser fliehen; gleichzeitig zeigt sich auch bereits eine deutliche historische Dimension. Arten wie *Dreissena rostriformis bugensis* und *Chelicorophium robustum* kamen zu Zeit seiner Untersuchung noch nicht im Rheineinzugsgebiet vor, *Dikerogammarus villosus* hatte erst kurze Zeit vorher den Main erreicht.

Tab. 2: Vergleich der eigenen Untersuchung mit der Arbeit von Reinhold (1998)

	Reinhold (1998)	Diese Studie 2008
Anzahl Taxa	36	37?
Anzahl Neozoa	6	15
Individuen pro Schiff	49	238
Insekten	regelmäßig	kaum
Fläche/Methoden	10 x 1,5 m 13 Schiffe 2 Tauchgänge Pfahlkratzer	5x 15x15cm Kratzer
Anzahl Schiffe	45	24
Zeitraum	04.-09.1996	08.-12.2008

Bemerkenswert ist das Vorkommen von zwei Brackwasserarten, die auch nach 2 Wochen im Süßwasser noch sehr vital waren. Damit kann auch davon ausgegangen werden, dass quer durch Europa auch eine Verschleppung von Brackwasserarten durch die Binnenschifffahrt erfolgen kann. Auch die Leerschalen der Seepocke *Balanus improvisus* können eine Bedeutung bei der Verschleppung anderer Neozoen haben. So konnten mehrfach Exemplare vom *Dikerogammarus villosus* in den kraterartigen Höhlen der Schalenreste beobachtet werden. Der Fund von Scherenasseln (Tanaidaceae) im Binnenland ist neu (Rander et al. 2009). Es ist nicht auszuschließen, dass es sich hier statt der für Europa heimischen Art *Tanais dulongii* auch um ein Neozoon handelt. Die aus Asien stam-

mende Art *Sinelobus stanfordii* wurde erst kürzlich als solche identifiziert, bildet im Brackwasser der Niederlande und Belgiens bereits starke Populationen (van Haaren & Soors 2009).

Mit 24 untersuchten Schiffen ist nur ein Bruchteil der jährlich auf dem Rhein verkehrenden Frachter erfasst wurden. Zusätzlich, verkehren auch eine Vielzahl weiterer Boote auf dem Rhein, die ebenfalls als Vektoren in Frage kommen. Die schnelle und sprunghafte Ausbreitung vieler nicht klimatisch limitierter Neozoen durch die Schifffahrt macht diese Untersuchung sehr gut deutlich.

Zusammenfassung

Bei der Untersuchung von 24 gedockten Binnenschiffen in der Werft von Speyer wurden 2008 fast alle häufigen Neozoen im Aufwuchs der Außenhaut gefunden. Rauhe Stellen/Strukturen begünstigen die Besiedlung. Sessile Arten erreichen oft hohe Dichten. Bemerkenswert war das Vorkommen von lebenden Individuen von Brackwasserarten. Die Verschleppung mit Binnenschiffen ermöglicht Arten die schnelle, sprunghafte Überwindung großer Distanzen

Danksagung

Wir danken der Schiffswerft Braun in Speyer und insbesondere den Herren J. Michaelis, V. Engelhardt, F. Steinbach und P. Trauth, die die Untersuchungen ermöglichten und unterstützten.

Literatur

Dammer, M. & S. Gollasch (1995): Zur Gefährdung unserer Küstengewässer durch über Ballastwasser und Schiffsbewuchs eingeschleppte Organismen: erste Ergebnisse. - Deutsche hydrographische Zeitschrift 2 (Suppl.): 141-148.

Drake, J.M. & D.M. Lodge (2007): Hull fouling is a risk factor for intercontinental species exchange in aquatic ecosystems. - Aquatic Invasions 2: 121-131.

Kühl, H. (1962): Schiffsbewuchs und Hafenbewuchs – Die Untersuchung gedockter Schiffe. - Schiff und Hafen 14: 3-8

Leuven, R.S.E.W., G. van der Velde, I. Baijens, J. Snijders, C. van der Zwart, H.J.R. Lenders & A: bij de Vaate (2009): The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. - Biological Invasions 11: 1989–2008.

Martens, A., K. Grabow & G. Schoolmann (2007): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae). - Lauterbornia 60: 145-152.

Mayer, S. (2008): Der tierische Aufwuchs an Binnenfrachtschiffen – von eigenen Untersuchungen zum Unterrichtsthema. - Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Wissenschaftliche Hausarbeit (unveröffentlicht), Karlsruhe.

Mayer, S., A. Rander., K. Grabow & A. Martens (2009): Binnenfrachtschiffe als Vektoren der Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov) im Rhein (Bivalvia: Dreissenidae). - Lauterbornia 67: 63-67.

Rander, A. (2008): Binnenfrachtschiffe als Vektoren für Neozoen – von eigenen Untersuchungen zum Unterrichtskonzept. - Pädagogische Hochschule Karlsruhe. Wissenschaftliche Hausarbeit (unveröffentlicht), Karlsruhe.

Rander, A., S. Mayer, K. Grabow & A. Martens (2009): Die Scherenassel *Tanais dulongii* (Audouin) an Binnenfrachtschiffen im Oberrhein (Crustacea: Tanaidacea). - Lauterbornia 67: 47-51.

Reinhold, M. (1999): Verschleppung durch Binnenschiffe als Möglichkeit antropochorer Ausbreitung von Makroinverbraten in Zusammenhang mit dem Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau. - Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch Naturwissenschaftlichen Fakultäten der Georg-August-Universität zu Göttingen.

Reinhold, M. & T. Tittizer (1997): Zur Rolle von Schiffen als Vektoren beim Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau. - Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen 41: 199-205.

Van Haaren, T. & J. Soors, (2009): *Sinelobus stanfordi* (Richardson, (1901): A new crustacean invader in Europe. Aquatic Invasions 4: 703-711.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Führen ansteigende Wassertemperaturen zu einer Ausbreitung neophytischer auf Kosten einheimischer Arten?

Andreas Hussner1 & Sabine Hilt2

[1]*Abt. Geobotanik, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Universitätsstraße 1, 40225 Düsseldorf; andreas.hussner@uni-duesseldorf.de,* [2]*Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, hilt@igb-berlin.de*

Keywords: Aquatische Makrophyten, Erft, *Vallisneria spiralis*, Konkurrenz, Verdrängung

Einleitung

Die Ausbreitung von Neobiota wird als ein wesentlicher Bestandteil des globalen Wandels angesehen (Vitousek et al. 1997). Die Ausbreitung von Neophyten kann zu deutlichen Verschiebungen in der Artenzusammensetzung der betroffenen Gewässer und zu einer Verringerung der Häufigkeiten einheimischer Arten führen (Roberts et al. 1999, Edwards et al. 2006). In Deutschland hat die Anzahl nachgewiesener neophytischer Wasserpflanzenarten in den letzten Jahrzehnten stark zugenommen (Hussner et al. 2010). Es wird erwartet, dass mit einem weiteren Temperaturanstieg im Rahmen des Klimawandels die Zahl etablierter neophytischer Sippen in Deutschland weiter stark ansteigen wird.

In dieser Studie wird der Effekt sich ausbreitender neophytischer Wasserpflanzen auf die indigene Wasserpflanzenvegetation eines mittelgroßen Fließgewässers untersucht. Dabei soll insbesondere die Hypothese überprüft werden, ob eine Einführung und Ausbreitung neophytischer Sippen zu einem Rückgang einheimischer Arten führt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Erft (NRW) mündet südlich von Neuss linksseitig in den Rhein. Aufgrund einer großen Menge Sümpfungswassers, welches ganzjährig mit rund 20°C in die Erft eingeleitet wird, weist das Gewässer eine thermische Anomalie auf mit stark erhöhten Wassertemperaturen im Winter, die nur in Ausnahmefällen unter 10°C sinken (Hussner & Lösch 2005). Die Erft ist bereits seit einigen Jahrzehnten für ihren Neophytenreichtum bekannt (Diekjobst & Wolff 1995, Hussner & Lösch 2005) und daher besonders geeignet, um die langfristigen Auswirkungen von neophytischen Wasserpflanzen auf die indigene Wasserpflanzenvegetation zu untersuchen. Es konnten sich jedoch in der Vergangenheit nicht alle der in dem Gewässer nachgewiesenen Neophyten dauerhaft in der Erft etablieren.

Methodik der Wasserpflanzenkartierung

In den Jahren 2003, 2005 und 2007 wurde die Wasserpflanzenvegetation des Gewässers in 52 Abschnitten kartiert und die Abundanz der einzelnen Arten nach der fünfteiligen Skala von Kohler (1978) geschätzt (Tabelle 1). Zur weiteren Auswertung wurden die Mittleren Mengenindizes der Arten in den Abschnitten ihres Vorkommens (MMO) sowie die Relativen Pflanzenmengen (RPM) nach den folgenden Formeln berechnet (Kohler et al. 2000).

Tabelle 1: Schätzskala nach Kohler (1978)

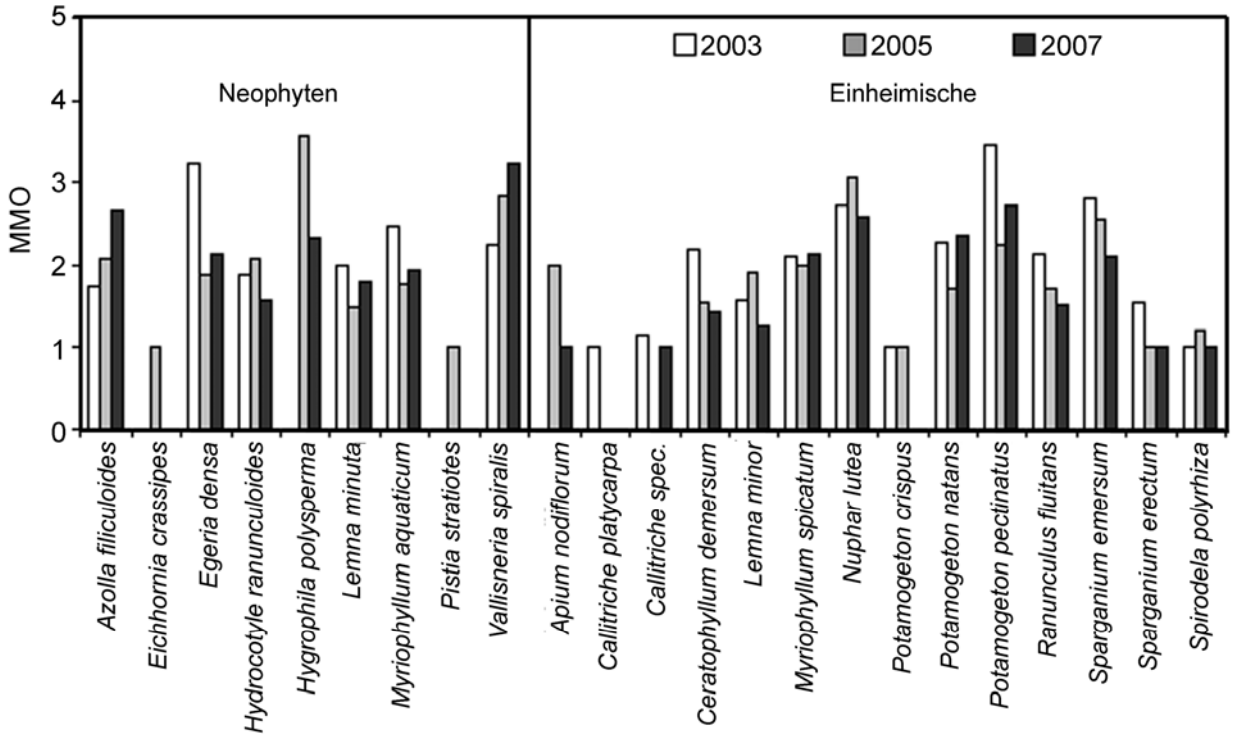
	Skala
1	sehr selten
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

$$MMO = \sqrt[3]{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Mi^3 \bullet Li)}{\sum_{i=i}^{n} Li}} \qquad RPM\,[\%] = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Mi^3 \bullet Li) \bullet 100}{\sum_{j=1}^{n}(\sum_{j=1}^{n}(Mji^3 \bullet Li))}$$

Ergebnisse

In den Untersuchungsjahren konnten insgesamt 9 neophytische und 14 einheimische Wasserpflanzenarten nachgewiesen werden. Sieben der neophytischen Arten sind in der Erft als etabliert anzusehen, die beiden nicht winterharten pleustophytischen Neophyten *Eichhornia crassipes* und *Pistia stratiotes* hingegen konnten nur im Jahr 2005 gefunden werden (Abb. 1, 2).

Abb. 1: Mittlere Mengenindizes (MMO) der Wasserpflanzen der Erft in den Abschnitten ihres Vor-



kommens in den Jahren 2003, 2005 und 2007

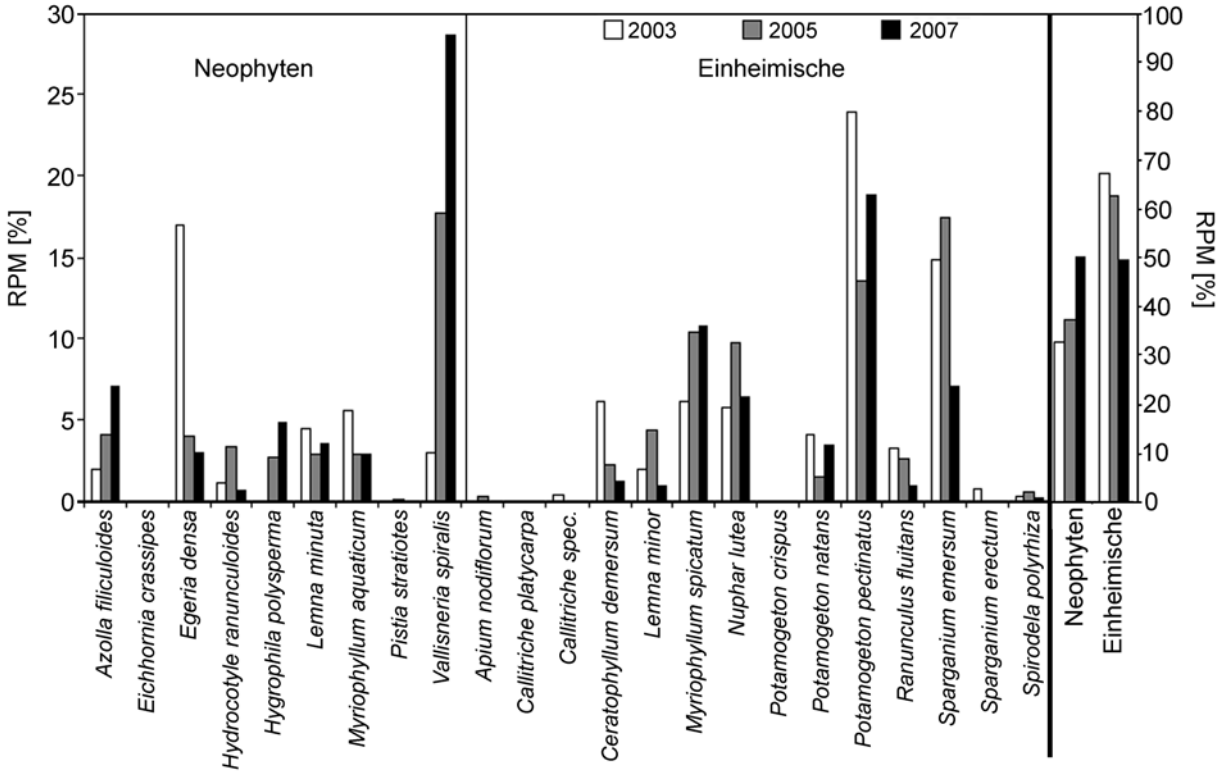


Abb. 2: Relative Pflanzenmengen (RPM) der in der Erft nachgewiesenen Wasserpflanzen in den Jahren 2003, 2005 und 2007

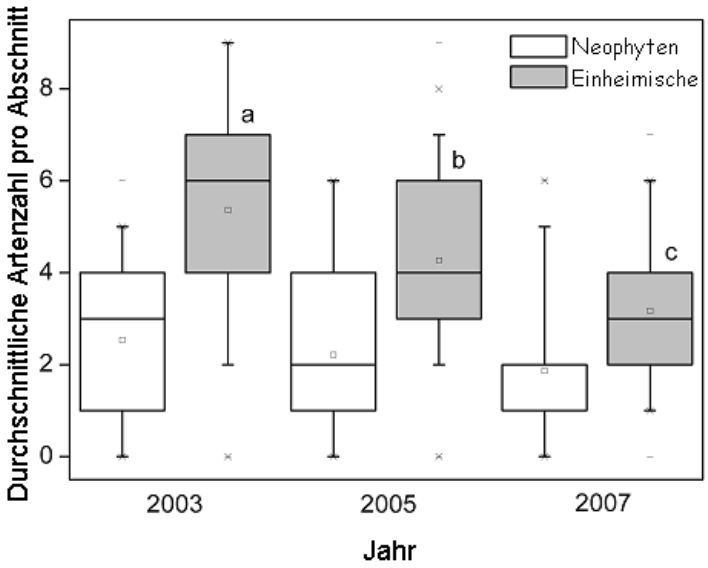


Abb. 3: Durchschnittliche Anzahl einheimischer und neophytischer Arten in den Untersuchungsabschnitten in den Jahren 2003, 2005 und 2007 (Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede (ANOVA, Tukeys posthoc Test, p<0,05)

Die Mehrzahl der neophytischen und auch einheimischen Arten zeigte in den Untersuchungsjahren z.T. starke interannuelle Veränderungen in ihren Häufigkeiten in den Abschnitten ihres Vorkommens (Abb. 1). Hervorzuheben ist dabei vor allem der starke Rückgang der Bestände der Dichten Wasserpest (*Egeria densa*), die nach den großen Beständen im Jahr 2003 in den Folgejahren nur noch selten anzutreffen war. Dennoch konnten insgesamt die neophytischen Arten im Untersuchungszeitraum ihren Anteil an der Gesamtpflanzenmenge im Gewässer von rund 30 % im Jahr 2003 auf 50 % im Jahr 2007 erhöhen. Insbesondere die immergrüne Wasserschraube (*Vallisneria spiralis*) konnte sich in den Untersuchungsjahren stark ausbreiten und nahm im Jahr

2007 rund 30 % der Gesamtpflanzenmenge im Gewässer ein (Abb. 2). Dementsprechend nahm der Anteil einheimischer Arten an der Gesamtpflanzenmenge im Gewässer von rund 70 % auf 50 % ab. Während die durchschnittliche Artenzahl der Neophyten in den Untersuchungsabschnitten im Untersuchungszeitraum konstant blieb, nahm die Zahl einheimischer Wasserpflanzen von 6 im Jahr 2003 signifikant (oneway ANOVA, Tukeys posthoc test, $p < 0,05$) auf 3 im Jahr 2007 ab (Abb. 3). Hervorzuheben ist dabei, dass auch die Abschnitte eine hohe Anzahl neophytischer Arten aufweisen, welche sehr hohe Artenzahlen einheimischer Sippen besitzen. Eine bereits vorhandene Besiedlung mit einheimischen Wasserpflanzen schützt also das Gewässer nicht vor einer Einwanderung und Ausbreitung neophytischer Arten.

Diskussion

Der Anteil der neophytischen Arten, die nachweislich im Untersuchungszeitraum einheimische Arten verdrängt haben, ist insgesamt relativ gering. Von den neun nachgewiesenen Neophyten zeigten nur zwei seit ihrer Einführung eine Ausbreitungstendenz (*Hygrophila polysperma*, *Vallisneria spiralis*). Auch wenn im Zuge der Ausbreitung dieser neophytischen Wasserpflanzenarten in der Erft keine einheimischen submersen Makrophytenarten aus dem Gewässer gänzlich verschwunden sind, konnte lokal ein deutlicher Rückgang einheimischer Sippen festgestellt werden. Aus einigen Gewässerbereichen wurden die heimischen Wasserpflanzen sogar vollständig verdrängt, ähnlich wie dies auch von anderen Gewässern beschrieben ist (Feijoo et al. 1996, Boylen et al. 1999). Insbesondere die immergrüne Wasserschraube (*Vallisneria spiralis*), von der neben ihrem Vorkommen in der Erft in Deutschland bis dato nur wenige weitere Vorkommen in Deutschland beschrieben sind (Ant 1970, Bettinger & Wolff 2002), konnte ihr Verbreitungsareal in der Erft im Zeitraum 2003-2007 deutlich erweitern und ist derzeit in fast allen Abschnitten im Untersuchungsgebiet anzutreffen. Sie verdrängte vor allem in den Flachwasserbereichen die einheimische Art *Sparganium emersum*, die ehemals weit verbreitet in der Erft war (Friedrich 1973). Neben dem guten Wuchs und der enormen Anpassungsfähigkeit an verschiedene Standorte im Gewässer könnte die Wintergrünheit entscheidend für den Erfolg von *Vallisneria spiralis* im Wettbewerb mit der habituell ähnlichen indigenen Art *Sparganium emersum* sein, die einen stark saisonalen Lebenszyklus zeigt. Insgesamt konnte *Vallisneria spiralis* ihren Anteil an der Gesamtpflanzenmenge in der Erft von weniger als 5 % im Jahr 2003 auf mehr als 30 % im Jahr 2007 erhöhen, und hat damit den maßgeblichen Anteil an der Erhöhung der Pflanzenmenge neophytischer Wasserpflanzenarten in der Erft von 30 % im Jahr 2003 auf 50 % im Jahr 2007. Dahingegen konnten die als sehr konkurrenzstark und invasiv eingeschätzten Arten *Egeria densa*, *Myriophyllum aquaticum* und *Hydrocotyle ranunculoides* (Boylen et al. 1999, Feijoo et al. 1996, Pot 2002) nur vereinzelt und mit starken interannuellen Schwankungen dichte Bestände aufbauen. Es konnte somit festgestellt werden, dass es nach der Etablierung neuer neophytischer Arten nicht zwangsläufig zu einer Massenentwicklung kommen muss, sondern die gegebenen Habitatbedingungen entscheidend für den weiteren Verlauf einer eventuellen Invasion sind. Letztendlich kann jedoch eine einzige invasive Art ursächlich für die, meist über mehrere Jahre bzw. Jahrzehnte verlaufende, vollständige Verdrängung heimischer Arten aus den betroffenen Gewässern sein (Edwards et al. 2006). Die hier vorliegenden Ergebnisse weisen darauf hin, dass der Ausbreitungsprozess von *Vallisneria spiralis* in der Erft noch nicht abgeschlossen ist und es daher nicht auszuschließen ist, dass der negative Effekt dieser Ausbreitung auf die einheimische Vegetation sich zukünftig noch deutlich verstärken wird.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die vorliegende Studie belegt erstmalig, dass neophytische Wasserpflanzen in thermisch anomalen Gewässern die einheimische Unterwasserflora in relativ kurzer Zeit verdrängen können. Erhöhte Wassertemperaturen insbesondere im Winter, wie sie auch im Zuge des Klimawandel für Deutschland erwartet werden, könnten also zu einer verstärkten Ausbreitung neophytischer Arten und Verdrängung der einheimischen Arten beitragen. Begünstigt durch die höheren Wassertemperaturen im Winter sind jedoch nicht alle neophytischen Arten, sondern offenbar vor allem immergrüne Arten. Deren starke Ausbreitung führt kann dann zu einer generellen Artenverarmung der Gewässerabschnitte beitragen. Für eine Verallgemeinerung des gefundenen Trends sind weitere experimentelle Studien zur Konkurrenz zwischen einheimischen und neophytischen Unterwasserpflanzen notwendig. Außerdem sollten zukünftig auch die Auswirkungen dieser Veränderungen auf die gesamte Gewässerbiozönose untersucht werden.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen der Dissertation von A.H., die in der Abteilung Geobotanik der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Prof. Dr. R. Lösch angefertigt wurde. Ihm sei an dieser Stelle ganz herzlich gedankt.

Literatur

Ant, H. (1970): Zur Ausbreitung der Sumpfschraube, Vallisneria spiralis (Hydrocharitaceae), im Norden ihres Areals. Decheniana 122: 195-197.

Bettinger, A. & Wolff, P. (2002): Vegetation des Saarlandes und seiner Randgebiete, Teil 1. Ministerium für Umwelt des Saarlandes, 1. Auflage, 377 S.

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

Diekjobst, H. & Wolff, P. (1995): Das Mexikanische Eichenblatt (Shinnersia rivularis) und andere aquatische Neophyten in der unteren Erft. Natur am Niederrhein 10: 41-48.

Edwards, T., Clayton, J. & de Winton, M. (2006): The condition of lakes in the Waikato region using LakeSPI. Environment Waikato tachnical Report, Hamilton, Neuseeland, 38 S.

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

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

Hussner, A. & Lösch, R. (2005): Alien aquatic plants in a thermally abnormal river and their assembly to neophyte-dominated macrophyte stands (River Erft, Northrhine-Westphalia). Limnologica 35: 18-30.

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. Buchkapitel für „Handbuch Angewandte Limnologie“, Blackwell Publishing Group.

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

Kohler, A., Sipos, V., Sonntag, E., Penksza, K., Pozzi, D., Veit, U. & Björk, S. (2000): Macrophyte distribution and habitat quality in the eutrophic Björka-Lävlinge river (Skane, South Sweden). Limnologica 30: 281-298.

Pot, R. (2002): Invasion and management of Floating Pennywort (*Hydrocotyle ranunculoides* L.f.) and some other alien species in the Netherlands. Proceedings of the 11 EWRS International Symposium on Aquatic Weeds: 435-438.

Roberts, D.E., Church, A.G. & Cummins, S.P. (1999): Invasion of *Egeria* into the Hawkesbury-Nepean River, Australia. Journal of Aquatic Plant Management 37: 31-34.

Vitousek, P.M., D`Antonio, C.M.D., Loope, L.L., Rejmanek, M. & Westbrooks, R. (1997)**:** Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21: 1-16.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Neozoische Amphipoda als Modellorganismen der mitteleuropäischen Limnologie

Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Neozoen, Dikerogammarus, Echinogammarus, Funktionsmorphologie, Prädation, Sexualdimorphismus

Einleitung

Die Flohkrebse (Amphipoda) stellen im Makrozoobenthos der mitteleuropäischen Oberflächengewässer derzeit eine besonders hohe Artenzahl an Neozoen (Martens & Eggers 2001, 2004). Auch durch ihr unvermitteltes Auftreten und ihren plötzlichen Erfolg in mitteleuropäischen Gewässern bekommen die neozoischen Amphipoda besonderes Gewicht. Mehrere neue Arten breiteten sich innerhalb kürzester Zeit rapide aus (z.B. Tittitzer 1996), nischten sich erfolgreich ein und veränderten deutlich die Zusammensetzung der Biozönosen (z.B. Haas 2002; van Riel et al. 2006). Die Ursachen für den besonderen Erfolg der neozoischen Amphipoden in Mitteleuropa sind bisher erst zum Teil verstanden.

Flohkrebse treten oftmals dominant im Gewässer auf, sie sind gut zu identifizieren und eignen sich für Laborversuche. Ihre durch Neozoen bestimmte neue Vielfalt liefert neue Fragen. Damit sind sie sowohl für die Limnologie als auch für die Neobiota-Forschung eine Tiergruppe mit Modellcharakter. Die plötzliche Vielfalt ist nicht nur eine Herausforderung. Mit neozoischen Amphipoden kamen deutliche Abwandlungen des wohlbekannten, durch *Gammarus pulex* repräsentierten Standardbauplans nach Mitteleuropa. Diese Vielfalt bietet neue Ansätze in der Erforschung der Anpassungen dieser, in Mitteleuropa nacheiszeitlich bisher natürlicherweise unterrepräsentierten Tiergruppe.

Im Folgenden soll nach neuen Lösungsansätzen für die Suche nach dem spezifischen Erfolg von Vertretern der aquatischen Neozoen gesucht werden. Besonderes Gewicht sollen dabei Konzepte aus der Verhaltensökologie sowie Fragen der Funktionsmorphologie haben. Bei meiner Auswahl beschränke ich mich auf drei Amphipoda-Arten und wähle deren wichtige und auffällige Bestimmungsmerkmale als Ansatz für meine Hypothesen und Konzepte.

Die Höcker von *Dikerogammarus villosus*

Wie die diversen aktuellen Fundmeldungen der letzten Jahre zeigen, hat sich *Dikerogammarus villosus* insbesondere in Schifffahrtsstraßen und Seen erfolgreich etabliert. Für den Erfolg der Art bei uns werden verschiedene Charakteristika diskutiert, so etwa die hohe Salztoleranz (Bruijs et al. 2001), ein starkes passives Ausbreitungspotenzial (Reinhold 1999; Martens & Grabow 2008), die Prädation anderer Amphipoda (Dick & Platvoet 2000; Dick et al. 2002; Kinzler & Maier 2003), opportunistische, vielseitige Nahrungsausnutzung (z.B. Platvoet et al. 2006), die Verdrängung

anderer Amphipoda in suboptimale Habitate (Eggers 2006; Gergs & Rothaupt 2008; Hesselschwerdt et al. 2008; Kley et al. 2009), das hohe Fortpflanzungspotenzial (Kley & Maier 2003; Pöckl 2007) sowie die träge, versteckte Lebensweise und damit verbundene geringere Prädation durch Fische (Kinzler & Maier 2006).

Die Mehrzahl dieser Punkte sind allgemeine Charakteristika einer typischen Art der Flussunterläufe. Das nacheiszeitliche Defizit (Thienemann 1950) an Krebsarten bestand insbesondere bei potamalen Arten. Eine Art, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Flüssen und Strömen hat, sollte gut an die Koexistenz mit den allgegenwärtigen Fischen angepasst sein.

Bisherige Freilanduntersuchungen zeigen, dass *D. villosus* in den gleichen Mengen wie andere Amphipoda-Arten von Fischen erbeutet wird (Eckmann et al. 2008). Für die Verdrängung anderer Arten muss jedoch die vergleichsweise geringere Prädation im präferierten Habitat als Mechanismus angenommen werden. Laborversuche von Kinzler & Maier (2006) haben den entsprechenden Effekt nachgewiesen. In Kombination zu einer Verstecke gut ausnutzenden und sich wenig im offenen Wasser exponierenden Lebensweise (Kinzler & Maier 2006) drängt sich ein morphologisches Charakteristikum der Tiere nahezu auf, das im Zusammenhang mit Fischprädation stehen sollte**.** Ein auffälliges Merkmal von *D. villosus* sind seine spitzen dorsalen Höcker auf den Ursosom-Segmenten I und II, vergleichbar sind sie nur mit denen des ebenfalls neozoischen *D. bispinosus* (Eggers & Martens 2001).

Hypothese 1: Die deutlichen dorsalen Höcker auf dem Urosom von *D. villosus* sind ein wirksamer Prädationsschutz gegenüber Fischen.

Hypothese 2: Die Höcker sind bei stoßweiser Körperstreckung besonders wirkungsvoll.

Hypothese 3: Die Höcker sind besonders wirkungsvoll in engen Spalten, dem bevorzugten Aufenthaltsraum der Art.

Die Rolle vergleichbarer Strukturen ist gut bekannt. Dass die Dornen auf dem Pleosom von *Gammarus roeselii* als Prädationsschutz gegenüber Fischen wirken, können die Experimente von Bollache et al. (2006) eindeutig zeigen. Die Dornen von *G. roeselii* zeigen nach hinten und treten bei der Krümmung des Körpers hervor. Die Höcker von *D. villosus* zeigen nach oben; sie entfalten bei einer Körperkrümmung nicht die volle Wirkung. Deshalb sollte man davon ausgehen, dass ihre Spitzen bei der Körperstreckung zum Einsatz kommen.

Die Körperbehaarung von *Echinogammarus berilloni*

Bei Amphipoden der Gammaroidea besteht in der Regel ein deutlicher Geschlechtsdimorphismus: In der Regel sind die Männchen (1) größer, haben (2) kräftigere Gnathopoden und (3) längere, stärker behaarte Antennen (z.B. Conlan 1991). Auf diese Merkmale der Männchen besteht ein hoher Selektionsdruck, was sich insbesondere aus der Fortpflanzungsbiologie der Arten gut erklären lässt. (z.B. Birkhead & Clarkson 1980; Robinson & Doyle 1985; Ward 1983): (1) Die Begattung ist nur möglich, wenn das Weibchen sich häutet. (2) Das Männchen erkennt ein Weibchen insbesondere olfaktorisch und sichert sich eine Partnerin vor der Begattung und klammert sich mit den Gnathopoden an der Partnerin fest. (3) Große Männchen können kleine verdrängen bzw. besser widerstehen, (4) driften jedoch in Strömung leichter ab. (5) Der Häutungszeitpunkt ist nicht vorher erkennbar und (6) während der Praecopula hungert das Männchen. Die Partnerbewachung im Amplexus ist auch bei den Talitroidea (*Ochestia*) und Corophioidea (*Chelicorophium*) realisiert, sie fehlt bei Vertretern der Crangonycoidea (*Synurella*, *Crangonyx* und *Niphargus*) sowie den Pontoporeioidea (*Monoporeia*) (Conlan 1991).

Echinogammarus berilloni ist die einzige Amphipoda-Art Mitteleuropas, die insbesondere auf dem Urosom flächig behaart ist. Hinzu kommt, dass die Männchen deutlich längere Haare auf dem Körper haben und deutlich dichter behaart sind als die Weibchen. Mit dieser Art wird somit die Palette geschlechtsspezifischer Merkmale bei Amphipoden des Gammariden-Typs um ein weiteres, bisher in seiner Funktion unbekanntes Merkmal erweitert.

Zu Kosten und Nutzen der Behaarung kann man bisher nur spekulieren. Man sollte zum einen davon ausgehen, dass eine glatte Körperoberfläche das Zupacken durch Beutegreifer erschwert; eine Behaarung, insbesondere eine dichte lange Behaarung sollte das Prädationsrisiko erhöhen. Zum anderen sind die Haare of mit Schlamm und Algen bedeckt und könnten somit zur Maskierung bzw. Tarnung dienen. Es können aber auch andere Aspekte eine Rolle für den Besitz der Körperbehaarung spielen, etwa eine verbesserte Sauerstoffaufnahme aus der atmosphärischen Luft oder ein Schutz vor dem Austrocknen außerhalb des Wassers durch die feste Schlammkruste. Diese Kennzeichen wären insbesondere in temporären Fließgewässern von Vorteil, wo zumindest ein Teil der in Deutschland bekannten Populationen der Art vorkommt (Meyer et al. 2004).

Es könnte sich aber, wie bei vielen anderen geschlechtsdimorphen Merkmalen, um ein Kennzeichen handeln, dass die Männchen mit einem Handicap versieht, was als Merkmal bei der Partnerwahl von Vorteil sein kann (z.B. Zahavi 1975).

Hypothese 1: Die Unterschiede in der Behaarung der Geschlechter bei Echinogammarus berilloni stehen mit geschlechtsspezifischen Verhaltensweisen in Zusammenhang.

Hypothese 2: Die Körperbehaarung ist gleichzeitig ein Merkmal, das das ökologische Potenzial der Art beeinflusst.

Die dichte Beborstung der Uropoden von *Echinogammarus trichiatus*

Echinogammarus trichiatus ist jene neozoische Amphipoda-Art, die bisher so gut wie gar nicht untersucht wurde. Es fehlen noch nahezu sämtliche Erkenntnisse zur Biologie und Ökologie. Bisher ist nur bekannt, dass die Art Steinschüttungen besiedelt. Dort scheint sie im Gegensatz zu vielen anderen Amphipoden gut mit *D. villosus* koexistieren zu können. Insbesondere bei den Männchen der Art sind die Uropoden lang und dicht behaart. Hinzu kommt, dass auch die Antenne I dicht behaart ist.

Hypothese 1: Die Art ernährt sich überwiegend als Filtrierer. Sie nutzt dazu ihre Uropoden und ihre Antennen.

Hypothese 2: Damit übernimmt sie z.T. die Nahrungsnische von *Chelicorophium* spp..

Hypothese 3: *E. trichiatus* ist gut an die Koexistenz mit dem ebenfalls aus der Pontokapsis stammenden *D. villosus* angepasst. Die Tiere sind ähnlich massig und groß und damit wehrhaft. Zusätzlich sind sie im Vergleich mit *Chelicorophium* spp. deutlich mobiler, insbesondere, weil sie nicht an Wohnröhren gebunden sind.

Auch der als räuberisch geltende *D. villosus* kann sich filtrierend ernähren, nach bisheriger Kenntnis spielt die regelmäßige Körperpflegen insbesondere das Putzen der behaarten Antennen, Pleopoden und Uropoden dabei eine Rolle (Platvoet et al. 2006).

Zusammenfassung

Mit neozoischen Amphipoden kamen deutliche Abwandlungen des wohlbekannten Standardbauplans (*Gammarus pulex*) nach Mitteleuropa. Besondere Beachtung verdienen: (1) die Höcker auf dem Urosom von *Dikerogammarus villosus*, (2) die dichte Behaarung auf dem Urosom der Männchen von *Echinogammarus berilloni* und (3) die dichte Beborstung der Uropoden von *Echinogammarus trichiatus*. Es werden Hypothesen zur Funktion und ökologischen Konsequenz dieser Merkmale formuliert. Ziel ist die Entwicklung neuer, bisher nicht verfolgter Lösungsansätze bei der Suche nach dem spezifischen Erfolg von limnischen Neozoen.

Literatur

Birkhead, T.R. & K. Clarkson (1980): Mate selection and precopulatory guarding in *Gammarus pulex*. - Zeitschrift für Tierpsychologie 52: 365-380.

Bollache, L., N. Kaldonski, J.-P. Troussard, C. Lagrue & T. Rigaud (2006): Spines and behaviour as defenses against fish predators in an invasive freshwater amphipod. - Animal Behaviour 72: 627-633.

Bruijs, M.C.M., B. Kelleher, G. van der Velde & A. bij de Vaate (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.

Conlan, K.E. (1991): Precopulatory mating behavior and sexual dimorphism in the amphipod Crustacea. - Hydrobiologia 223: 255-282.

Dick, J.T.A. & D. Platvoet (2000): Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. - Proceedings of the Royal Society B 267: 977-983.

Dick, J.T.A., D. Platvoet & D.W. Kelly (2002): Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). - Canadian Journal of Fish and aquatic Sciences 59: 1078-1084.

Eckmann, R, M. Mörtl, D. Baumgärtner, C. Berron, P. Fischer, D. Schleuter & A. Weber (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.

Eggers, T.O. (2006): Auswirkungen anthropogener Strukturen auf die Makrozoobenthoszönose von Schifffahrtsstraßen - Vergleich einer freifließenden Wasserstraße (Mittlere Elbe) mit einem Schifffahrtskanal (Mittellandkanal) und ihre Bedeutung für Neozoen.- Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, 184 S., Braunschweig.

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

Eggers, T.O. & A. Martens (2004): Ergänzungen und Korrekturen zum "Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands". - Lauterbornia 50: 1-13.

Gergs, R. & K.-O. Rothhaupt (2008): Effects of zebra mussels on an native amphipod and the invasive *Dikerogammarus villosus*: the influence of biodeposition and structural complexity. – Journal of the North American benthological Society 27: 541-548.

Haas, G. (2002): Etwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein und Untermainabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999. – Dissertation Johann-Wolfgang-Goethe-Universität Frankfurt am Main & Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 176 S.

Hesselschwerdt, J, J. Necker & K.M. Wantzen (2008): Gammarids in Lake Constance: habitat segregation between the invasive *Dikerogammarus villosus* and the indigenous *Gammarus roeselii*. – Fundamental and applied Limnology 173: 177-186.

Kinzler, W. & G. Maier (2003): Asymmetry in mutual predation: possible reason for the replacement of native gammarids by invasives. - Archiv für Hydrobiologie 157:473-481.

Kinzler, W.& G. Maier (2006) Selective predation by fish: a further reason for the decline of native gammarids in the presence of invasives? – Journal of Limnology 65:27-34.

Kley, A., W. Kinzler, Y. Schank, G. Mayer, D. Waloszek & G. Maier (2009): Influence of substrate preference and complexity on co-existence of two non-native gammarideans (Crustacea: Amphipoda). - Aquatic Ecology 43: 1047-1059.

Kley, A. & G. Maier (2003) Life history characteristics of the invasive, freshwater gammarids *Dikerogammarus villosus* and *Echinogammarus ischnus* in the river Main and the Main-Donau canal. - Archiv für Hydrobiologie 156: 457-469.

Martens, A. & K. Grabow (2008): Das Risiko der Verschleppung neozoischer Amphipoda beim Überlandtransport von Yachten. - Lauterbornia 62: 41-44.

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

Platvoet, D., J.T.A. Dick, N. Konijnendijk1 & G. van der Velde (2006): Feeding on micro-algae in the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894). - Aquatic Ecology 40: 237-245.

Pöckl, M. (2007): Strategies of a successful new invader in European fresh waters: fecundity and reproductive potential of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in the Austrian Danube, compared with the indigenous *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. - Freshwater Biology 52: 50–63.

Reinhold, M. (1999): Verschleppung durch Binnenschiffe als Möglichkeit anthropochorer Ausbreitung von Makroinvertebraten in Zusammenhang mit dem Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau.- Dissertation, Georg-August-Universität, 146 S.+iii, Göttingen.

Robinson, B.W. & R.W. Doyle (1985): Trade-off between male reproduction (amplexus) and growth in the amphipod *Gammarus lawrencianus*. - Biological Bulletin 168: 482-488.

Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. - Die Binnengewässer 18: 1-809 (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung) Stuttgart.

Tittitzer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. - In: Gebhardt, R., R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer (Hrsg.): Gebietsfremde Tierarten. (ecomed) Landsberg: 49-86.

Van Riel, M.C., G. van der Velde, S. Rajagopal, S. Marguillier, F. Dehairs & A. bij de Vaate (2006): Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. - Hydrobiologia 565: 39-58.

Ward, P.I. (1983): Advantages and a disadvantage of large size for male *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda). - Behavioral Ecology and Sociobiology 14: 69-76.

Zahavi, A. 1975): Mate selection-a selection for a handicap. - Journal of theoretical Biology 53: 205-214.

Atyaephyra desmaresti (Millet, 1831): Neues von einem alten Neozoon

Gerhard Schoolmann

Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Allgemeine Ökologie und Limnologie, Arbeitsgruppe Prof. Dr. Arndt, Otto-Fischer-Str. 6, 50674 Köln, Deutschland uschger@online.de

Keywords: Neozoen, Süßwassergarnelen, *Atyaephyra desmaresti*, Ausbreitungstendenz, Fangmethoden, Hälterung, Nahrungspräferenz

Einleitung

Unter den europäischen Süßwassergarnelen hat sich die ursprünglich nur im gesamten Mittelmeerraum beheimatete *Atyaephyra desmaresti* als einzige Art deutlich nach Norden und Osten ausgebreitet, und dies schon seit weit über 100 Jahren, während die Arten *Palaemonetes antennarius, Palaemonetes zariquieyi* und *Dugastella valentina* in Südeuropa nur in relativ eng begrenzten Regionen anzutreffen sind. Eine Sonderrolle spielen die Arten und Unterarten der Gattung *Troglocaris*, die als Höhlenbewohner eine mehr isolierte Verbreitung zeigen (Zakšek et al. 2007). Dies gilt auch für die in Europa seltenen Gattungen *Spelaeocaris* und *Typhlatya* (Karge & Klotz 2007). Das Vorkommen der Art in zahlreichen Mittelmeer-Anrainernstaaten kann sich aus der ursprünglichen Küstenverbreitung im Miozän erklären lassen (Steffen 1939). Eine Anhebung von Erdplatten im Obermiozän soll *A. desmaresti* bei zunehmender Aussüßung der Küstengewässer zu einer Anpassung an das Süßwasser gezwungen haben (Steffen 1939; Thienemann 1950).

Ausbreitung in Europa

Die Ausbreitung von *Atyaephyra desmaresti* in Europa ist nachweislich durch ein zunehmend dichter werdendes Kanalnetz begünstigt worden. Erste Kanalbauten in Frankreich, die größere Flusssysteme miteinander verbinden, datieren bereits aus dem 17. Jahrhundert. Der Anschluss des Kanalsystems an die Benelux-Staaten und Deutschland wird im 19. Jahrhundert intensiv fortgesetzt (Steffen 1939). Vom Erstbeschreiber P.A. Millet 1831 ursprünglich im Einzugsgebiet der Loire gefunden, zeigt die Art eine recht gut dokumentierte Wanderung über das Kanalsystem nach Norden und Osten. Ein Erstfund für Belgien datiert aus dem Jahr 1886 (Lestage 1931; Redeke 1936). Ein erster Nachweis für Holland erfolgt im Jahre 1915 (Redeke 1936). Das Rheinsystem wird erstmals 1929 mit dem Illbecken bei Strasbourg erreicht (Hertzog 1930). Die eigentlichen Rheinfunde beginnen mit dem Nachweis in Rees am Niederrhein 1932 durch U. Steusloff (Steffen 1939). Über das Kanalsystem Dortmund-Ems-Kanal, Ems-Weser-Kanal und Mittellandkanal erfolgt eine Ausbreitung in östlicher Richtung. Schon Steffen und Thienemann vermuten eine fortschreitende Ausbreitung in Elbe, Havel und Spree (Steffen 1939; Thienemann 1950). Ein Fund in der Havel bestätigt 1959 diese Annahme (Borchert & Jung 1960). Inzwischen ist die Elbe besiedelt, das Vorkommen reicht bis in die Tschechische Republik (Straka & Špaček 2009). Auch der Main ist besiedelt. Im Jahre 1983 gelingt ein erster Nachweis (Nesemann 1984). Über den Main-Donau-Kanal (Heuss et al. 1990) gelangt die Art schließlich in die bayrische Donau (Weinzierl et al. 1997). Der erste Nachweis für Österreich 1998 stammt aus der oberösterreichischen Donau (Moog et al. 1999).

Fangmethoden

Da *Atyaephyra desmaresti* überwiegend nachtaktiv ist und sich tagsüber meist geschickt versteckt, ist der Fang relativ schwierig und schlecht voraussagbar. Einzelindividuen konnten am Oberrhein bei Nachtfängen in angebundenen Altwassern vom Ufer aus mit Keschern an Teleskopstangen gesammelt werden. Bei Tagesfängen lohnte es sich, die Wurzelbärte von *Salix alba* abzukeschern, das Absuchen von Wasserpflanzenrasen blieb ohne Erfolg. Im Hauptstrom boten sich bei Niedrigwasser Auskolkungen vor Buhnen an, in denen die Tiere unter Steinen oder zwischen Wasserpflanzen immer wieder in geringer Zahl anzutreffen sind. Ein Fallenfang mit Köderfallen war ebenso wenig erfolgreich wie die Arbeit mit größeren Dredgen. Auch nächtliche Tauchgänge in an den Rhein angebundenen Gewässern blieben ohne Erfolg. In den Monaten Juli und August waren Fangversuche besonders erfolglos. Dagegen scheint es ein Aggregationsverhalten in den Monaten September bis November zu geben. Bessere Fangdaten mit größeren Stückzahlen datieren aus diesen Monaten.

Hälterung

Die Hälterung in Aquarien erwies sich nach kurzer Zeit als unproblematisch. Die Unterbringung erfolgte in 12 l Aquarien mit einem Bodengrund aus Mulm. Als Ausgangswasser wurde Rheinwasser verwendet, das bei Bedarf mit abgestandenem Leitungswasser aufgefüllt wurde. Das Aquarienwasser wurde belüftet aber nicht gefiltert. Einer zu starken Eutrophierung wirkte eine dichte Schicht von *Lemna minor* entgegen. Die Lichtzufuhr erfolgte ausschließlich durch künstliche Beleuchtung (Röhrenleuchte, 11 Watt), die über eine Zeitschaltuhr geregelt war. Gemäß der Tageslänge wurde einmal pro Monat die Leuchtdauer umgestellt. Die Temperatur schwankte zwischen 15 und 21° C. Vergesellschaftet war *Atyaephyra desmaresti* mit *Asellus aquaticus*. Als Verstecke wurden Wasserpflanzen (*Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum*) eingebracht. Da eine häufige Form der Nahrungssuche in einem „Abfegen“ der Biofilme von Oberflächen erfolgt, wurden abgestorbene und in Tümpelwasser konditionierte Blatter von *Nuphar lutea, Phragmites communis, Populus canadensis* und *Populus alba* sowie diverse weitere Blätter angeboten. Zugefüttert wurde mit Kunstfutter der Marken Sera Rex Aquaristik Staubfutter für Jungfische, Tetra Crusta Menu, Spirulina und JBL Nobil Fluid Artemia. Die Nahrungsaufnahme konnte beobachtet und die Füllung des Darmes der sehr durchscheinenden Garnelen gut kontrolliert werden. Tagesaktivitäten dienten im Wesentlichen der Nahrungsaufnahme. Nächtliche Beobachtungen bei Restlicht zeigten heftige Schwimmbewegungen der Tiere. Häutungen, die insgesamt ca. 10 Sekunden dauerten, konnten mehrfach beobachtet werden. Die Lebenserwartung im Aquarium betrug bei Tieren, die im Alter von ca. 5-6 Monaten gefangen wurden (Larvalentwicklung ab April, Fang im Oktober) weitere 12 Monate.

Nahrungspräferenz

Erste Beobachtungen zur Nahrungspräferenz zeigten ein schon recht klares Bild. Als besonders bevorzugt erwiesen sich faulende Blätter von Nuphar lutea, gefolgt von mit Faulschlamm überzogenen Turionen von Ceratophyllum demersum. Fast ebenso zielgerichtet wurden abgestorbene und konditionierte Blatter von Populus canadensis aufgesucht, und auch abgestorbene Blätter von Phragmites communis wurden sehr geschätzt. Praktisch nicht kontaktiert wurden die Blätter von Salix alba. Beim Kunstfutter wurden Sera Rex Aquaristik Staubfutter für Jungfische, das auf Fischmehl basiert, sowie Tetra Crusta Menu präferiert. Wenige Minuten nach Einbringen des Futters in das Aquarium versammelten sich nahezu alle Tiere selbst am Tage an der Futterstelle. Beobachtet werden konnte auch ein gezieltes Abzupfen von faulendem Blattmaterial mit Hilfe der

Scheren. Leider konnten bei Faeces-Untersuchungen keine Reste von Blattepidermiszellen gefunden werden. Zahlreiche Funde von „leeren“ Schalen von Bacillariophyceen weisen aber auf diese als wichtige Hauptnahrungsquelle hin.

Zusammenfassung

Atyaephyra desmaresti ist nachtaktiv und versteckt sich tagsüber. Die Art kann unter Laborbedingungen gut gehalten werden, die Art überlebt längerfristig nur, wenn ausreichend Mulm und Detritus im Hälterungsbecken zur Verfügung stehen. Am Oberrhein erfolgt ein an Jahreszeiten und Waserstände gekoppelter Habitatwechsel , wobei hierzu noch Kenntnislücken vorliegen.

Literatur

Borchert, H.H. & D. Jung (1960): Mitteilungen über den Erstfund einer Süßwassergarnele, *Atyaephyra desmaresti* Millet, in den Berliner Gewässern (Decapoda, Natantia, Atyidae). – Zoologische Beiträge 5: 365-366, Berlin.

Bouvier, E.-L. (1925) : Recherches sur la morphologie, les variations, la distribution géographique des crevettes de la famille des Atyidées. Encyclopédie Entomologique. - Série A IV : 1-370, Paris.

Hertzog, L. (1930): Notes sur quelques Crustacés nouveaux pour la plaine d’Alsace (Bas Rhin). - Bulletin de l’Association Philomatique d’Alsace et de Lorraine 7: 355-364, Strasbourg.

Heus, K., W.-D. Schmidt & H. Schödel (1990): Die Verbreitung von *Atyaephyra desmaresti* (Millet) (Crustacea, Decapoda) in Bayern. - Lauterbornia 6: 85-88, Dinkelscherben.

Karge, A. & W. Klotz (2007): Süßwassergarnelen aus aller Welt.- 1-198 (Dähne Verlag) Ettlingen.

Lestage, J.A. (!931): Note de limnologie. I. L’habitat en Belgique d’ *Atyaephyra desmaresti*. - Annales de la Societé Royale Zoologique de Belgique 12: 53-58, Antwerpen.

Millet, P.A. (1831): Descrption d’une nouvelle espèce de Crustacé, l’Hyppolite de Desmarest.- Mémoires de la Societé d’Agriculture Sciences et Arts d’Angers 1: 55-57. Angers.

Moog, O., H. Nesemann, A. Zitek & A. Melcher (1999): Erstnachweis der Süßwassergarnele *Atyaephyra desmaresti* (Millet 1831) (Decapoda) in Österreich.- Lauterbornia 35: 67-70, Dinkelscherben.

Nesemann, H. (1984): Die Zehnfußkrebse (Crustacea, Decapoda) der Untermainaue im Jahre 1983.- Hessische Faunistische Briefe 4: 63-69, Darmstadt.

Redeke, H.C. (1936): La crevette d’eau douce, *Atyaephyra desmaresti* (Mill.) dans les Pays-Bas.- Mémoires du musée royal d’histoire naturelle de Belgique 2 (3): 227-231, Bruxelles.

Steffen, G.F. (1939): Untersuchungen über Morphologie, Lebensweise und Verbreitung von *Atyaephyra desmaresti* Millet (Dekapoda, Natantia, Atyidae).- Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Friedrich-Wilhelms-Universität zu Berlin (1937): 1-76, Mülheim/Ruhr.

Straka, M. & J. Špaček (2009): First record of alien crustaceans *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) and *Jaera istri* Veuille, 1979 from the Czech Republic.- Aquatic Invasions 4 (2): 397-399, St. Petersburg.

Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. - Die Binnengewässer 18: 1-809 (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung) Stuttgart.

Tittitzer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. - In: Gebhardt, R., R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer (Hrsg.): Gebietsfremde Tierarten. (ecomed) Landsberg: 49-86.

Weinzierl, A., G. Seitz & R. Thannemann (1997): *Echinogammarus trichiatus* (Amphipoda) und *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda) in der bayerischen Donau. - Lauterbornia 31: 31-32, Dinkelscherben.

Zakšek, V., B. Sket & P. Trontelj (2007): Phylogeny of the cave shrimp *Troglocaris*: Evidence of a young connection between Balkans and Caucasus. - Molecular Phylogenetics and Evolution 42: 223-235, Amsterdam.

SEDIMENT-WASSER-INTERAKTIONEN

PAPENMEIER, S., K. SCHROTTKE, A. BARTHOLOMÄ & V. STEEGE: Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen auf subaquatischen Dünenfeldern in der Unterweser auf der Basis von hydroakustischen, optischen und laseroptischen Messungen

SCHMITT, P., A. KRUMWIEDE, H. MÜLLER, F. PIECHOTTA & V. STEEGE: Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen in der Riffelstrecke der Unterweser – Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen der WSV und der Benthos-Untersuchungen

SCHMITT, P., A. KRUMWIEDE, H. MÜLLER, F. PIECHOTTA & V. STEEGE: Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen in der Riffelstrecke der Unterweser – Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen der WSV und der Benthos-Untersuchungen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen auf subaquatischen Dünenfeldern in der Unterweser auf der Basis von hydroakustischen, optischen und laseroptischen Messungen

Svenja Papenmeier[1], Kerstin Schrottke[1], Alexander Bartholomä[2] & Volker Steege[3]

[1] Christian-Albrechts Universität zu Kiel, Institut für Geowissenschaften und Exzellenzcluster „Ozean der Zukunft", Otto-Hahn-Platz 1, 24118 Kiel, sp@gpi.uni-kiel.de, [2]Forschungsinstitut Senckenberg am Meer, Südstrand 40, 26382 Wilhelmshaven, [3]Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Referat WS 14 – „Klima- und Umweltschutz für die Wasserstraßen, Gewässerkunde", Robert-Schuman-Platz 1, 53175 Bonn

Keywords: WI-Baggerung, Tideweser, Schwebstoffdynamik, LISST-100x

Einleitung

Tidedominierte Flussmündungen werden weltweit immer intensiver als Wasserstrassen genutzt. Vielerorts hat das wiederkehrende wasserbauliche Eingriffe in Form von Nassbaggerungen zur nutzungsorientierten Anpassung und Erhaltung der Flussgeometrie zur Folge. Insbesondere Fahrrinnenabschnitte, deren Sohlmorphologie von mobilen, mehreren Metern hohen subaquatischen Dünen geprägt ist, müssen zur Gewährleistung der Schiffbarkeit regelmäßig baggergestützt unterhalten werden. Mit herkömmlichen Baggertechniken wird das Baggergut vom Gewässergrund entnommen, um es andern Orts zu verbringen. Hierbei entstehen hohe Transport- und Verbringkosten. Diese entfallen beim Wasserinjektionsverfahren (WI), da das umzulagernde Sediment am Ort, durch Injektion von Wasser in den Gewässergrund, mobilisiert und unter Ausnutzung der gewässereigenen Transportenergie verlagert wird (Meyer-Nehls et al. 2000, Nasner 1992). Die Effizienz dieses Verfahrens in Gewässerabschnitten mit unterschiedlicher Sohlcharakteristik und Hydrodynamik wurde bereits eingehend untersucht, wie Meyer-Nehls et al. (2000) zusammenfasst. Der Einfluss des Verfahrens auf die natürliche Sedimentdynamik und Gewässerökologie ist hingegen nicht vollständig geklärt. Ziel dieser Studie ist somit, den Grad der Einflussnahme sowohl auf die Gewässersohle als auch auf die Wassersäule mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung zu bestimmen. Mögliche Beeinträchtigungen der Gewässerökologie sollen anhand von Änderungen am Makrozoobenthos abgeleitet werden (vgl. Schmitt et al. dieses Heft).

Untersuchungsgebiet

Der ~120 km lange tidebeeinflusste Weserabschnitt von Bremen bis zur Nordsee gehört zu den wichtigsten und gleichzeitig stark ausgebauten Wasserstrassen Deutschlands (Abb. 1a). Seit 2004 wird hier das WI-Verfahren für Unterhaltungsmaßnahmen eingesetzt und soll auch im Rahmen einer weiteren Fahrrinnenvertiefung genutzt werden (vgl. Schmitt et al. dieses Heft). Das heute meso- bis makrotidale Gewässer ist im Bereich zwischen Bremen und Bremerhaven (Unterweser) derzeit auf mindestens 9 m Springniedrigwasserniveau ausgebaut. Die Gewässersohle ist vorwiegend sandig und hydraulisch rau durch die Präsenz zwei- bis dreidimensional ausgeprägter subaquatischer Dünen. Sie können bis zu 6 m hoch und bis zu 150 m lang sein (Schrottke et al. 2006). Im Zentrum der 15-20 km langen Trübungszone, welches bei mittlerem Oberwasserabfluss

von 327 m³/s stromauf von Bremerhaven liegt, ist die Gewässersohle dagegen von kohäsiven Feinsedimenten überprägt (Schrottke et al. 2005, 2006). Die Schwebstoffkonzentrationen (SSC) können dort 1 g/l übersteigen (Grabemann & Krause 2001), mit bis zu 2-fach höheren Werten zur Nipptide (Grabemann et al. 1997). Im Brackwasserbereich (BB) außerhalb der Trübungszone betragen die SSC ≤ 126 mg/l (Schuchardt et al. 1993). Während die Schwebstofffracht im Tidestrom mit Geschwindigkeiten zwischen 1-2 m/s im Mittel über die gesamte Wassersäule verteilt ist, sinkt diese zum Stauwasser ab. Interpartikuläre Kollision und Turbulenz führt zur Bildung fragiler Schwebstoffaggregate (Winterwerp & van Kesteren 2004). Nach Wellershaus (1981) können diese Durchmesser > 100 µm erreichen. Im limnischen Bereich (LB) erreichen die SSC im Durchschnitt 42 mg/l (Schuchardt et al. 1993) mit gering ausgeprägter tidaler Variabilität.

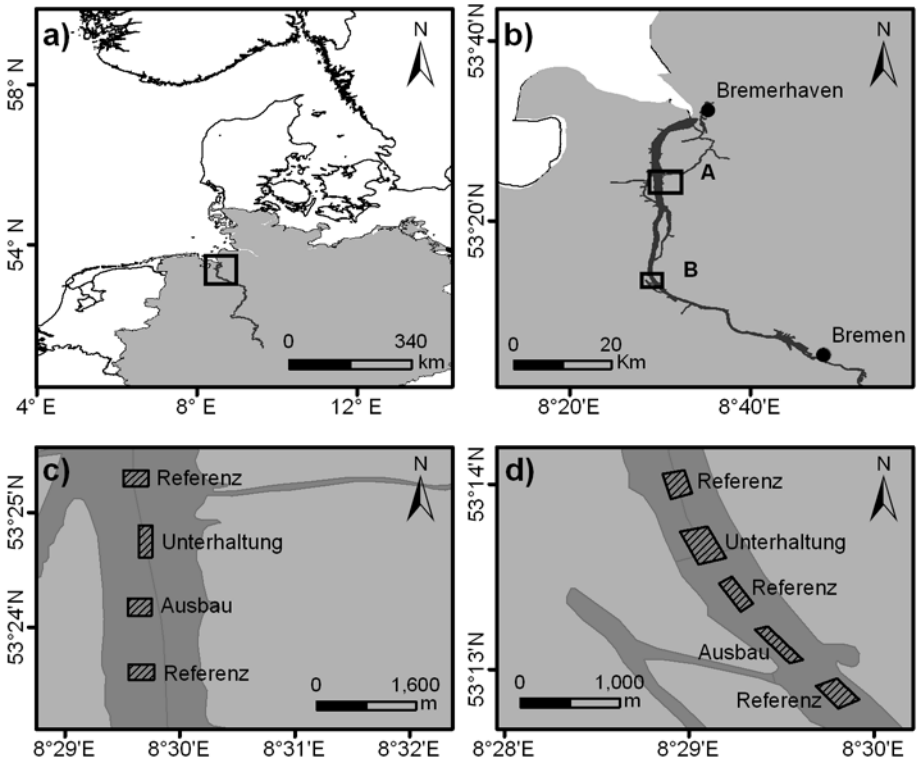


Abb. 1a-c: a) BRD Übersichtskarte, Weserlauf von Bremen – Bremerhaven, Untersuchungsabschnitte: b) brackischer und c) limnischer Bereich mit Lage der Untersuchungsboxen.

Zur Wirkungskontrolle der Wasserinjektionsbaggerungen wurden zwei Gewässerabschnitte mit jeweils 4-5 Untersuchungsboxen ausgewählt, die Hydro- und Sedimentdynamik des brackischen bzw. limnischen Milieus reflektieren (Abb. 1a-c). In den Unterhaltungs- bzw. Ausbauboxen galt es die Dünenkuppen auf die gegenwärtige Soll- bzw. geplante Ausbautiefe (Toleranz ± 50cm) abzutragen. Messungen in den Referenzboxen sollten baggerunbeeinflusste Bedingungen repräsentieren. Baggeraktivitäten fanden im BB und LB am 10.06.2008 bzw. 24.06.2008 bei Nipptide und einem Oberwasserabfluss von 180 m³/s (mündl. Mitt. WSA HB, 2009) statt. Die Baggerarbeiten führte die „Akke“ durch. Diese nutzt einen 10 m breiten Injektionsschlitten, der sohlnah geführt wird und über Düsen große Oberflächenwassermengen mit geringem Wasserdruck in die Sohle verbringt (Stengel 2006).

Material und Methoden

Diese Studie basiert auf einem multimethodischen Ansatz mit dem die Erfassung hydro- und sedimentdynamischer Prozesse auf und in der Sohle sowie in der Wassersäule zeitgleich möglich wird (Schrottke & Bartholomä 2008, Schrottke et al. 2006). Das parametrische Sedimentecholot (SES-2000®, Innomar Technology GmbH) erzeugte, unter Nutzung von Primär- und Sekundärfrequenz (100 kHz, hier 12 kHz) vertikaler Tiefenprofile über die Wassersäule bis zu 5 m in die Sohle hinein, bei vertikale Auflösung ≥ 6 cm. Zur Bestimmung der Sohloberflächencharakteristik wurde die 330 kHz Frequenz des digitalen Zwei-Frequenz Seitensichtsonars (SSS-Sportscan®,

Imagenex) genutzt. Das ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) diente zur profilierenden Strömungsmessung und Abschätzung der SSC durch Auswertung des akustischen Rückstreusignals (Deines 1999). Genutzt wurde das 1.200 kHz Zedhead-ADCP (Zellengröße 25 cm, RDI-Teledyne^{TM}). Rückstreuintensitäten des optischen Feststoffsensors „ViSolid 700IQ“ (OBS, WTW) wurden mittels Wasserproben kalibriert. Die Entnahme erfolgte mit einem horizontalen Wasserschöpfer (2,2 l, HydroBios©) in zwei Wassertiefen. SSC wurden über Vakuumfiltration (Ø 1,2 µm) ermittelt (Schrottke & Abegg 2005). Daten zur Partikelgrößenverteilung und -Volumenkonzentration (VC) wurden mit einem LISST (Laser In-Situ Scattering & Transmissometry) vom Typ 100x-C (Sequoia® Scientific Inc.) profilierend erhoben. Das Gerät nutzt Laserbeugung an 32 Ringdetektoren zur Partikelgrößenbestimmung; hier zwischen 2,5-500 µm (Agrawal & Pottsmith 2000). Die Messungen wurden während der Baggeraktivitäten von zwei, die Vor- und Nachmessungen von einem Schiff durchgeführt. Die hydroakustischen Messungen erfolgten auf Längsprofilen innerhalb der Fahrrinne. Stationäre Profilmessungen erfolgten über einen Tidezyklus auf Positionen in den Untersuchungsboxen.

Ergebnisse

Die SES Aufnahmen vom 24.06.2008 vor der Baggermaßnahme in der Ausbaubox (LB) zeigen bis zu 4 m hohe, ebborientierte, von kleineren Sohlformen überlagerte subaquatische Dünen. Diese zeigen ein typisches Sedimentinterngefüge (Abb. 2a). Die höchsten Dünenkuppen werden sukzessiv abgetragen wie aus den SSS Aufnahmen hervorgeht (Abb. 2b, c, schwarze Pfeile). Der Injektionsschlitten wird dabei präzise über die Dünenkuppen geführt (Abb. 2b, c, weiße Pfeile). Während der Wasserinjektion erhöht sich auf der Leeseite des Schlittens das akustische Rückstreusignal wolkenartig bis in die Wassersäule. Änderungen der akustischen Rückstreuung an der Sohle im unmittelbaren Baggerumfeld deuten auf geänderte Oberflächenrauhigkeiten. Abbildung 2d zeigt den Sohlzustand nach Baggerung. Die ausgewählten Dünenkuppen sind um 2 m in der Höhe reduziert (vgl. Abb. 2a+d). An den Dünenflanken und den direkt angrenzenden -Tälern finden sich neu abgelagerte Sedimente wieder. Kleinere Dünen scheinen überdeckt, jedoch zeichnen sich diese nicht anhand der Internstrukturen ab. Dagegen weisen die angrenzenden Dünenkörper keine derartigen Änderungen auf.

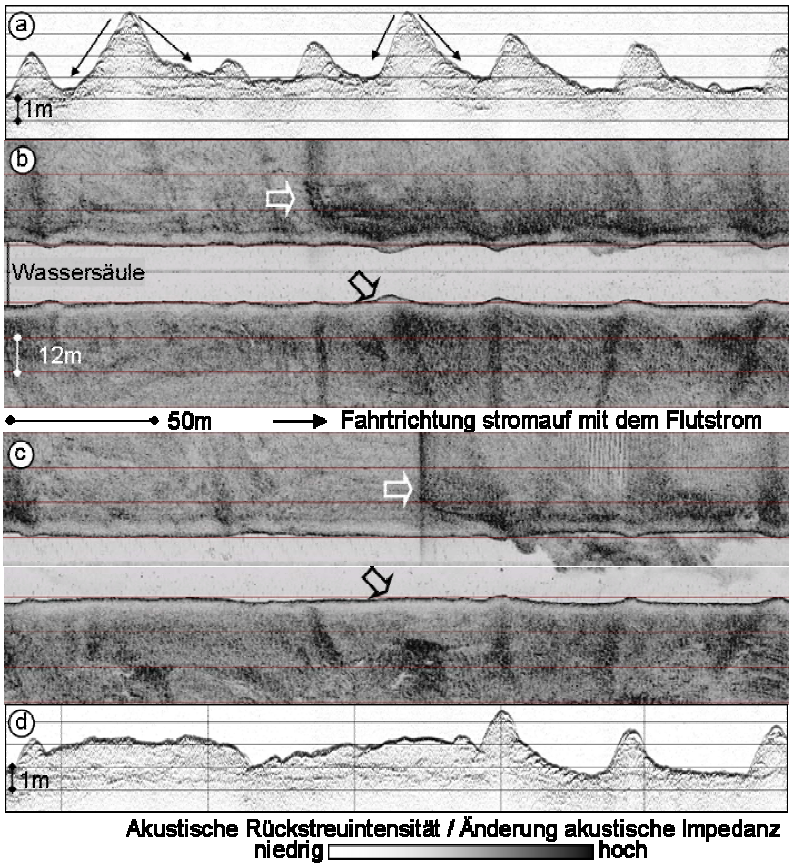


Abb. 2: Gewässersohle in der Ausbaubox im limnischen Bereich am 24.06.2008 zur Flutphase, dargestellt durch a) SES-Längsprofil vor der Baggerung (Pfeile markieren die Richtung der möglichen Sedimentverlagerung, b+c) SSS-Profile während der Baggerung (Pfeile: weiß: unterschiedliche Positionen des WI-Schlittens, schwarz: unterschiedlich weit fortgeschrittene Bearbeitung einer Dünenkuppe d) SES-Längsprofil nach der Baggerung.

Eine ebenso deutliche Erhöhung der akustischen Rückstreuintensität in der Wassersäule, leeseits des WI-Schlittens kann den ADCP Daten entnommen werden, wie exemplarisch für die Baggeraktivitäten in der Unterhaltungsbox (LB) dargestellt ist (Abb. 3, grauer Kasten). Die Änderung der Signalstärke nimmt einen stark exponentiellen Verlauf. Hohe Signalstärken treten direkt hinter dem WI-Schlitten, insbesondere in Sohlnähe auf und sinken mit zunehmender Entfernung in Strömungsrichtung ab, bis diese wie in den SSS Aufnahmen nach max. 250 m und in den gezeigten ADCP Daten nach 500 m nicht mehr vom natürlichen Signal unterscheidbar sind (Abb. 2c, 3). Letzteres ändert sich im Tideverlauf, wie aus exemplarisch aufgeführten SSC Profilen beider Bereiche deutlich wird (Abb. 4a,b). Mit zunehmendem Tidestrom erhöhen sich die Schwebstoffgehalte in der gesamten Wassersäule. Zur Stauwasserphase sinken diese zur Sohle ab.

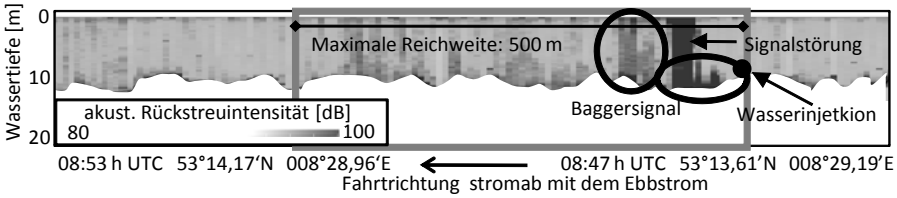


Abb. 3: Längsprofil der akustischen Rückstreuintensität des ADCPs am 10.06.2008 in der Unterhaltungsbox im limnischen Bereich während der Wasserinjektion.

Eine baggerinduzierte Zunahme der SSC bei Entfernungen zum Bagger von > 60 m sind nicht erkennbar (Abb. 4a,b). Die Werte liegen in beiden Bereichen zwischen 22-320 mg/l (BB) bzw. 26-128 mg/l (LB). Ähnliche Verhältnismäßigkeiten ergeben sich für die Partikelvolumenkonzentrationen mit ≤ 1.600 µl/l (BB) bzw. ≤ 470 µl/l (LB).

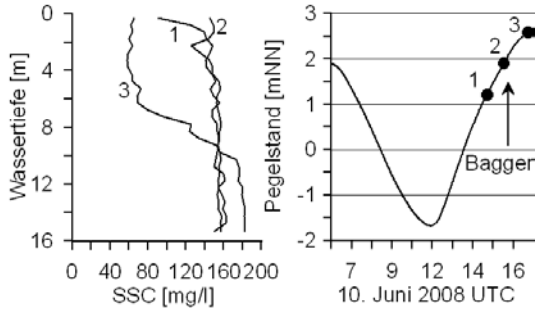


Abb. 4a: Schwebstoffkonzentrationen (SSC) über die Wassertiefe am 10.06.2009 im Brackwasserbereich zu unterschiedlichen Phasen des Flutstroms mit und ohne Wasserinjektion.

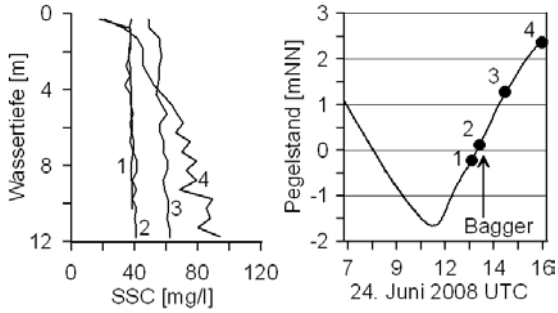


Abb. 3b: Schwebstoffkonzentrationen (SSC) über die Wassertiefe am 24.06.2008 im limnischen Bereich zu unterschiedlichen Phasen des Flutstroms mit und ohne Wasserinjektion.

Die Partikelgrößenverteilungen sind vorwiegend unimodal verteilt. Im BB wird diese Verteilung oft bimodal durch das Auftreten der Fraktionen < 3 Phi. Insgesamt liegen die mittleren Partikelgrößen in beiden Bereichen mit 2,9 Phi (BB) bzw. 2,8 Phi (LB) eng beieinander, wobei eine hohe Varianz (2-4,9 Phi, BB) gegeben ist (1,9-3,4 Phi, LB). Markante Änderungen der Partikelgrößenverteilungen während der Wasserinjektionen sind soweit nicht ersichtlich, allerdings wird im BB der VC Messbereich in Sohlnähe immer überschritten (Abb. 5).

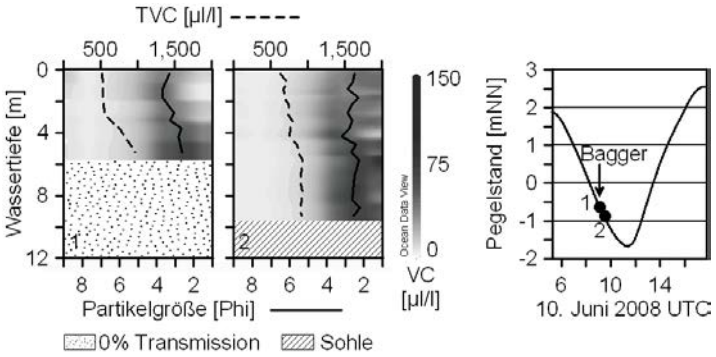


Abb. 4: Partikelvolumenkonzentrationen (VC), mittlere Partikelgrößen und Gesamtpartikelvolumenkonzentration (TVC) über die Wassertiefe am 10.06.2008 im Brackwasserbereich zu unterschiedlichen Phasen des Flutstroms mit und ohne Wasserinjektion.

Interpretation und Diskussion

Die präzise Reduktion der Dünenkuppen konnte nachgewiesen werden, übereinstimmend mit Angaben aus der einschlägigen Literatur (u.a. Meyer-Nehls et al. 2000). Während der Kappung wurden die mobilisierten Sedimente zu den Dünenflanken bzw. den jeweils angrenzenden –Tälern verfrachtet. Ein weiterreichender Transport der vornehmlich mittelsandigen Fraktionen ist nicht augenscheinlich, weder aus vergleichenden Gegenüberstellungen der Tiefenprofile, den flächenhaften Aufnahmen zur Sohlbeschaffenheit noch aus vergleichenden Betrachtungen der Internstrukturen benachbarter Dünenkörper. Auch ADCP, OBS und LISST Messungen lassen nicht darauf hindeuten. Allerdings lässt sich aus der akustischen Signalerhöhung in der Wassersäule leeseits des Baggers eine baggerinduzierte Einflussnahme ableiten. So sind geringfügige Änderungen der Schwebstoffcharakteristik (SSC, Partikelgröße) an Messpositionen in Entfernungen > 60 m vom Bagger, die meist im Tidesignal verrauschen, offenbar gekoppelt an baggerinduzierte Turbulenz und Lufteinbringung. Dieser Sachverhalt wird gestützt durch die Tatsache, das die Gewässersohle in beiden Abschnitten hauptsächlich aus Sanden und nur zu einem vergleichsweise geringen Anteil aus Fraktionen < 63 µm besteht. Partikel, die als Suspensionsfracht weit verdriftet werden könnten, stehen somit auch nicht in einem Maße zur Verfügung, um große Einträge herbeizuführen. Ein baggerinduziertes Zerbrechen von Schwebstoffaggregaten in der Wassersäule, wie bei Mikkelsen & Pejrup (2000) aufgezeigt, wurde nicht beobachtet. Allerdings beschreibt Wellershaus (1981) die Schwebstoffaggregate in der Weser als relativ resistent gegen äußere Einflüsse.

Schlussfolgerungen

Das WI-Verfahren ermöglicht eine präzise Bearbeitung ausgewählter Dünenkuppen. Die sohlnahe Ausbreitung der abgetragenen Sande ist dabei räumlich und zeitlich eng begrenzt. Eine Generierung neuer Schwebstofffracht bzw. ein Austrag von Sedimenten als solche über Transportstrecken von mehreren hundert Metern ist als gering einzustufen bzw. liegt dort im Rahmen der tidegesteuerten Schwebstoffdynamik.

Danksagung

Danken möchten wir der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung dieser Studie, die über das Exzellenzcluster Ozean der Zukunft und dem Senckenberg Institut Wilhelmshaven durchgeführt wurde und angegliedert war in das Untersuchungsprogramm „Wirkungskontrolle Wasserinjektion“. Dieses wurde unter Federführung der Wasser- und Schifffahrtsämter (WSA) Bremerhaven und Bremen, dem WSA Cuxhaven sowie der Bundesanstalt für Wasserbau Hamburg durchgeführt. Unser Dank richtet sich auch an das WSA Wilhelmshaven für die Bereitstellung von Schiff und Besatzung.

Literatur

Agrawal, Y. C. & Pottsmith, H. C. (2000): Instruments for particle size and settling velocity observations in sediment transport. Marine Geology, 168: 89-114.

Deines, M. L. (1999): Backscatter estimation using broadband acoustic doppler profilers. Proceedings of IEEE Sixth Working Conference on Current Measurements: 249-253.

Grabemann, I. & Krause, G. (2001): On different time scales of suspended matter dynamics in the Weser estuary. Estuaries and Coasts, 24: 688-698.

Grabemann, I., Uncles, R. J., Krause, G. & Stephens, J. A. (1997): Behaviour of Turbidity Maxima in the Tamar (U.K.) and Weser (F.R.G.) Estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 45: 235-246.

Meyer-Nehls, R., Gönnert, G., Christiansen, H. & Rahlf, H. (2000): Das Wasserinjektionsverfahren: Ergebnisse einer Literaturstudie sowie von Untersuchungen im Hamburger Hafen und in der Unterelbe. Ergebnisse aus dem Baggeruntersuchungsprogramm Heft 8. Freie und Hansestadt Hamburg Wirtschaftsbehörde Strom- und Hafenbau, 111 S.

Mikkelsen, O. A. & Pejrup, M. (2000): In situ particle size spectra and density of particle aggregates in a dredging plume. Marine Geology, 170: 443-459.

Nasner, H. (1992): Injektionsbaggerung von Tideriffeln. Hansa, 129 (2): 195-196.

Schrottke, K. & Abegg, F. (2005): Measurements of near-bed suspended sediment dynamics in a tidal channel of the German Wadden Sea. Die Küste, 69: 353-344.

Schrottke, K. & Bartholomä, A. (2008): Detaillierte Einblicke in die ästuarine Schwebstoffdynamik mittels hochaufläsender Hydroakustik. Tagungsband zum Seminar „Ultraschall in der Hydrometrie: neue Technik – neuer Nutzen?“ FgHW / DWA, 3-4 Juni, Koblenz: 75-82.

Schrottke, K., Becker, M., Bartholomä, A., Flemming, B. W. & Hebbeln, D. (2006): Fluid mud dynamics in the Weser estuary turbidity zone tracked by high-resolution side-scan sonar and parametric sub-bottom profiler Geo-Marine Letters, 26: 185-198.

Schuchardt, B., Haseloop, U. & Schirmer, M. (1993): The tidal freshwater reach of the Weser estuary: riverine or estuarine? Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 27: 215-226.

Stengel, T. (2006): Wasserinjektionsbaggerung in der Unterweser: Eine ökologische und ökonomische Alternative zu Hopper Baggerung. PIANC Deutschland - Schifffahrt, Häfen, Waserstraßen.: 204-208.

Wellershaus, S. (1981): Turbidity maximum and mud shoaling in the Weser estuary. Archiv für Hydrobiologie, 92: 161-198.

Winterwerp, J. C. & van Kesteren, W. G. M. (2004): Introduction to the physics of cohesive sediment in the marine environment. Developments in Sedimentology, Elsevier: 205 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen in der Riffelstrecke der Unterweser – Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen der WSV und der Benthos-Untersuchungen

Schmitt, Petra[1], Krumwiede, Arnd[2], Müller, Helmut[3], Piechotta,Friederike[4] & Steege, Volker[5]

1,2 KÜFOG, Alte Deichstraße 39, 27612 Loxstedt-Ueterlande; e-mail: petra.schmitt@kuefog.de; 3Müller, Helmut; Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, Am Alten Vorhafen 1, 27568 Bremerhaven, e-mail: helmut.mueller@wsv.bund.de; 4Piechotta, Friederike, Wasser- und Schifffahrtsamt Bremen, Franziuseck 5, 28199 Bremen, e-mail: friederike.piechotta@wsv.bund.de; 5Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Referat WS 14 - "Klima- und Umweltschutz für die Wasserstraßen, Gewässerkunde", Robert-Schuman-Platz 1, 53175 Bonn; e-mail: volker.steege@bmvbs.bund.de

Keywords: Wasserinjektionsbaggerungen, Monitoring, Unterweser, Makrozoobenthos

Einleitung

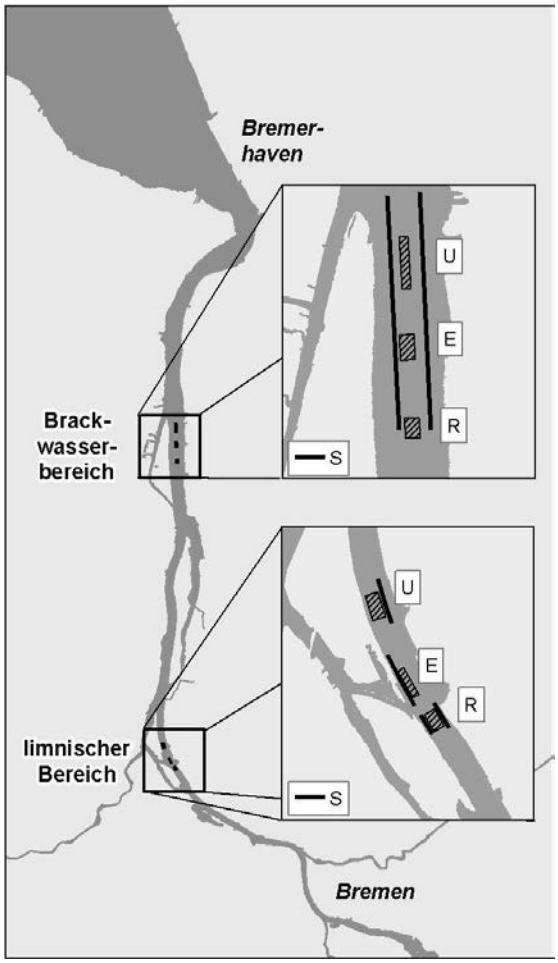
Morphodynamische Prozesse führen in der sogenannten „Riffelstrecke“ der Unterweser zur Bildung von mehreren Meter hohen subaquatischen Dünen (Riffeln), die den Schiffsverkehr durch Verringerung der Sohltiefe einschränken. Die Gewässersohle ist in diesem hochdynamischen Bereich kontinuierlichen, durch Tidezyklus und Oberwasserabfluss bedingten Höhenänderungen unterworfen, die innerhalb kurzer Zeit einige Meter betragen können. In der Unterweser wird zur Unterhaltung der Fahrrinne seit einigen Jahren das Wasserinjektionsbaggerverfahren (WI) mit aktiver Sedimentverlagerung auf Grund höherer Wirtschaftlichkeit herkömmlichen Techniken mit passiver Sedimentverbringung (Hopperbagger) vorgezogen. In der Riffelstrecke bedeutet dies einen gezielten Abtrag der Kuppenbereiche einzelner Riffel durch das WI-Gerät. Dort werden nur sandige Sedimente und kein Schlick mobilisiert.

Ziel eines Untersuchungsprogrammes unter Federführung der Wasser- und Schifffahrtsämter Bremerhaven und Bremen war es, eine mögliche nachhaltige ökologische Auswirkung des WI-Verfahrens im brackischen und limnischen Bereich der Unterweser zu untersuchen. Die Ergebnisse sollen vor dem Hintergrund von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen, Natura 2000-Richtlinien und Wasserrahmenrichtlinie Hinweise für das Sedimentmanagement in der Unterweser geben. Dieser Beitrag stellt Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung und der Makrozoobenthos-Untersuchungen vor.

Untersuchungsprogramm

An Konzeption und Durchführung des Untersuchungsprogrammes waren die Wasser- und Schifffahrtsämter Bremerhaven, Bremen, Cuxhaven und Wilhelmshaven, die Bundesanstalten für Wasserbau und Gewässerkunde, das Senckenberginstitut Wilhelmshaven und die Universität Kiel sowie externe Gutachter (KÜFOG) beteiligt. Die Felduntersuchungen wurden zwischen Mai und Juli 2008

mit Schwerpunkt auf den Einsatztagen des WI-Gerätes durchgeführt. Es wurde parallel ein Set unterschiedlicher Methoden eingesetzt, um alle Facetten möglicher Auswirkungen erfassen zu können (vgl. auch Papenmeier et al. in diesem Band).



Die Untersuchungsflächen decken sowohl den Brackwasserbereich als auch den limnischen Bereich ab, da sich Artenzusammensetzung und Schwebstoffhaushalt in beiden Abschnitten stark unterscheiden. Damit wurden auch die verschiedenen FFH-Gebiete der Unterweser berücksichtigt. In beiden Abschnitten wurden „Untersuchungsboxen" gebildet, die die Auswirkungen einer Unterhaltungs- und einer Ausbaubaggerung im Vergleich zu einer unbeeinflussten Referenzfläche darstellen (s. Abb. 1). Die Unterhaltungsflächen liegen in Bereichen, die regelmäßig mit hoher Intensität unterhalten werden, die Ausbauflächen wurden bislang nicht oder nur gering unterhalten, sollen aber im Zuge der Unterweseranpassung bearbeitet werden. Der Abstand der einzelnen Boxen beträgt mehrere hundert Meter zueinander, so dass sie sich im gleichen hydrodynamischen System befinden, eine gegenseitige Beeinflussung jedoch ausgeschlossen werden kann.

Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit den Untersuchungsboxen Unterhaltung (U), Ausbau (E), Referenz (R) und Seite (S) im limnischen und oligohalinen Abschnitt der Unterweser

Methoden

Aus dem gewässerkundlichen Untersuchungsprogramm werden auszugsweise folgende Methoden dargestellt:

- Zur Beschreibung der Trübungs- und Schwebstofffahne hinter dem Baggergerät wurden ADCP-Messungen (Acoustic Doppler Current Profiler) durchgeführt, die durch Schwebstoffproben kalibriert wurden. Zusätzlich wurden Messungen außerhalb der Baggerzeiten ausgeführt, um die vorhandene natürliche Hintergrundtrübung zu erfassen. Für die Datenaufnahme und –analyse kam das Softwaresystem VISEA/PDT zum Einsatz.
- Zur Erfassung morphologischer Veränderungen wurden vor und nach der Baggerung Längsprofile mit einem Sedimentecholot (SES 2000) durchgeführt.
- Veränderungen der Gewässertopografie wurden mit einem Fächerecholot erfasst.
- Wassertemperatur, Salzgehalt, Trübung und Strömungsverhältnisse wurden mit stationären Messketten in unterschiedlichen Wassertiefen an mehreren repräsentativen Positionen am Rand des Fahrwassers erfasst (Aanderaa-Sonden vom Typ RCM 9).

Zur Erfassung der sublitoralen Benthosfauna wurde die Ausführung der WI-Baggerungen von drei Untersuchungskampagnen begleitet. Eine erste Probenahme erfolgte wenige Tage vor der Bagge-

rung, die zweite unmittelbar nach dem Baggereinsatz und eine weitere Untersuchung vier Wochen nach der Baggerung. Im oligohalinen sowie im limnischen Abschnitt wurden jeweils vier Untersuchungsboxen mit Hilfe eines van-Veen-Greifers beprobt. Neben den Standorten in der Fahrrinne (Unterhaltung, Ausbau, Referenz) wurde zusätzlich der an diese drei Boxen angrenzende Seitenbereich bearbeitet, um mögliche Beeinträchtigungen durch Sedimentablagerungen zu erfassen. In jeder Untersuchungsbox wurden pro Kampagne mindestens 20 Stationen beprobt. Soweit möglich wurde auf eine repräsentative Verteilung der Probestellen auf die unterschiedlichen morphologischen Strukturen (Riffelkuppe, -hang, -tal) bzw. nach der WI-Baggerung auf Flächen mit unterschiedlichem Umlagerungsgeschehen geachtet.

Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen

Die Schwebstoffgehalte und Trübungen in dem vom ADCP-Gerät erfassten Teil der Wassersäule überschritten während der Baggerungen nicht die bei den Vor- und Nachmessungen festgestellten Werte. Die vom Baggergerät ausgelöste Trübung bewegt sich im Rahmen der vorhandenen Variabilität. So wird eine eventuell durch die WI-Baggerung in die Wassersäule eingetragene erhöhte Schwebstoffkonzentration von dem natürlichen, tideinduzierten Hintergrundsignal überprägt. Auf Grundlage der ADCP und der Trübungsmessungen mit den Aanderaa Dauerstrommessgeräten können allerdings keine Aussagen über sohlnahe Sedimentmobilisierungs- und Transportprozesse getroffen werden. Hierzu wurden die begleitend durchgeführten Sedimentecholotuntersuchungen betrachtet. Die Profile mit dem Sedimentecholot wurden unmittelbar vor und nach der WI-Baggerung ausgeführt. Aus dem Vergleich der beiden Sedimentecholotaufnahmen ist der gezielte Abtrag der Riffelkuppen deutlich zu erkennen. Das mobilisierte Material wird je nach Strömungsrichtung und Neigung der Sohle an den angrenzenden Hang und in das nächste Riffeltal verlagert. Die folgenden Riffel sind von den Sedimentverlagerungen nicht mehr betroffen. Die Analyse der Fächerlotpeilungen bestätigt diese Ergebnisse.

Ergebnisse der Benthos-Untersuchungen

Die benthische Besiedlung der Riffelstrecke stellt sich aufgrund der Umweltbedingungen wie hohen Strömungsgeschwindigkeiten und erhöhter Umlagerungsaktivität der sandigen Sedimente als sehr verarmt dar. Vor allem der limnische Untersuchungsabschnitt ist durch eine auffallende Artenarmut und geringe Besiedlungsdichte (ca. 40 Ind. / m²) der Benthosfauna geprägt. Insgesamt wurden in beiden Weser-Abschnitten 23 Taxa nachgewiesen. Das Arteninventar wird sowohl im oligohalinen als auch im limnischen Abschnitt vorwiegend von Brackwasserarten bestimmt. In den Rinnenbereichen dominieren unspezialisierte, opportunistische Arten, dagegen werden sensible Arten wie Seepocken und Hydrozoen sowie Arten mit spezifischeren Habitatansprüchen wie *Boccardiella ligerica* oder *Corophium lacustre* ausschließlich oder in höherer Dichte im Seitenbereich angetroffen. Die Ausbildung stabiler Zönosen ist in der Rinne durch die kontinuierliche Umlagerung der oberflächennahen Sedimente erschwert. Während Arten wie die Schwebegarnele *Neomysis integer* oder der Amphipode *Gammarus zaddachi*, die die Substrate nur temporär besiedeln, diese Bedingungen tolerieren können, ist eine eigentliche endobenthische Fauna in diesen Bereichen nur eingeschränkt ausgebildet. Stetige endobenthische Arten in der Rinne sind allein der Polychaet *Marenzelleria* cf. *viridis* (in beiden Abschnitten) sowie die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (im limnischen Abschnitt). Beide Arten sind ausbreitungsstarke Neozoen, die trotz ihrer vorwiegend endobenthischen Lebensweise über eine gewisse Mobilität verfügen.

In beiden Untersuchungsabschnitten kann unmittelbar nach der WI-Baggerung in allen Rinnenboxen eine deutliche Abnahme der Abundanzen und Biomasse aller häufigen Arten festgestellt werden (s. Abb. 2). Bei der Differenzierung der einzelnen Stationen in Bereiche mit Auftrags- bzw. Abtragsgeschehen zeigt sich, dass Abundanzrückgänge am stärksten in den bearbeiteten Flächen mit Sedimentabtrag auftreten. Insbesondere *Marenzelleria* cf. *viridis* tritt in den Abtragsflächen in reduzierter Zahl auf. In den Unterhaltungs- und Ausbauboxen findet sich aber auch an den Stationen ohne nennenswerte Sedimentumlagerungen ein Rückgang der Individuenzahlen im Vergleich zum Vorzustand, allerdings weniger deutlich ausgeprägt als in den Umlagerungsflächen. Der Einbruch der Besiedlungszahlen betrifft auch die jeweilige Referenzbox, wobei sich aus den gewässerkundlichen Messungen keine Hinweise auf eine Beeinflussung der Referenzboxen durch die Baggerungen ergeben. Dieser Effekt nach WI-Baggerung tritt sowohl im oligohalinen Abschnitt als auch zeitversetzt im limnischen Abschnitt auf, kann jedoch auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungsergebnisse nicht abschließend begründet werden.

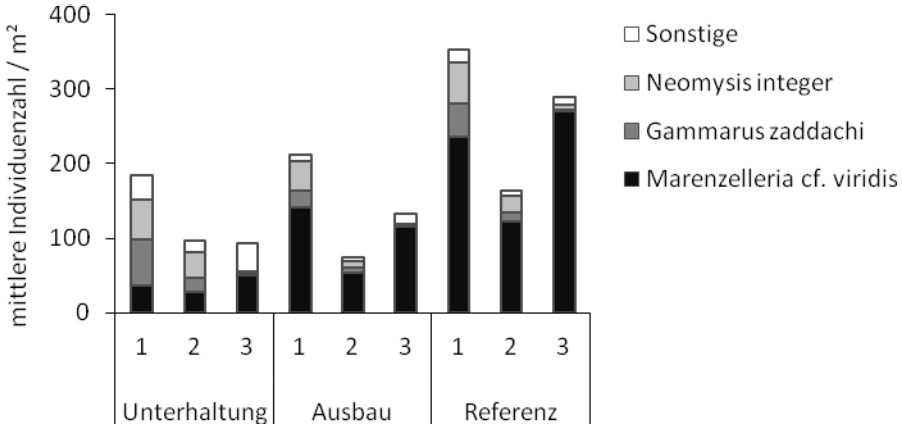


Abb. 2:
Mittlere Abundanzen der häufigen Benthos-Arten in den oligohalinen Rinnenboxen vor (1), unmittelbar nach (2) und vier Wochen nach WI-Baggerung (3)

In der weiteren zeitlichen Entwicklung deutet sich vier Wochen nach der Baggerung in den oligohalinen Rinnenstandorten eine Zunahme der Besiedlungsdichten und Biomassewerte an, die Ausgangswerte der 1. Beprobung werden jedoch nicht erreicht. Dominierendes Element in den Aufnahmen der letzten Probenahme ist *Marenzelleria* cf. *viridis* mit einer großen Anzahl juveniler Individuen, was für eine Wiederansiedlung der Art aus der näheren Umgebung spricht. Bei stärkerer Differenzierung der einzelnen Stationen in die Bereiche mit Auf- bzw. Abtrag nach der Baggerung stellt sich jedoch heraus, dass die umlagerungsneutralen sowie die Auftragsflächen dichter mit *Marenzelleria* cf. *viridis* besiedelt sind. Die Abtragsflächen zeigen sich aufgrund deutlich geringerer Abundanzen der Art weiter beeinträchtigt.

Die Besiedlung des limnischen Abschnitts stellt sich weiterhin sehr stark verarmt dar. Die Individuendichte der endobenthischen Arten *Marenzelleria* cf. *viridis* und *Corbicula fluminea* ist nach wie vor sehr gering, so dass sich konkrete Aussagen über eine Regeneration der Baggerstellen nicht treffen lassen.

Generell ist vier Wochen nach der WI-Baggerung eine deutliche Veränderung der Faunenzusammensetzung festzustellen. In beiden Abschnitten sind die bislang häufigen Arten *Gammarus zaddachi* und *Neomysis integer* nur noch in sehr geringen Abundanzen vorhanden. Da diese Arten jahreszeitliche Wanderungen durchführen und der Rückgang in allen Untersuchungsboxen auftritt, sind für diese Erscheinung populationsbiologische Effekte verantwortlich zu machen. Die Abwanderung

der beiden Arten ist vermutlich durch veränderte abiotische Faktoren wie der Anstieg des Salzgehalts und die höhere Wassertemperatur bedingt.

Die Seitenbereiche unterscheiden sich von den Rinnenstrukturen durch eine in der Regel arten- und individuenreichere Zönose. Hier konnten im Verlauf der Untersuchungen keine Beeinträchtigungen der Benthosfauna festgestellt werden.

Zusammenfassung

Aus der in der Riffelstrecke der Unterweser durchgeführten Messkampagne lassen sich im Hinblick auf die gewässerkundlichen Untersuchungen folgende Ergebnisse ableiten: Durch die WI-Baggerung initiierte Sedimentumlagerungen sind räumlich eng auf das nähere Umfeld der bearbeiteten Riffelkuppe begrenzt. Eine Beeinflussung der Referenzflächen durch baggerbedingte Sedimenteinträge oder Trübungswolken konnte nicht festgestellt werden. Die an die Baggerflächen angrenzenden Seitenbereiche und Strände werden ebenfalls nicht durch Verdriftung mobilisierter Sedimente beeinträchtigt.

Die benthische Besiedlung der Fahrrinne besteht vorwiegend aus Arten, die an die vorherrschende Dynamik angepasst sind. Nach Durchführung der WI-Baggerung tritt ein deutlicher Rückgang der Abundanzen auf, von dem vor allem die Flächen mit Sedimentabtrag betroffen sind. Vier Wochen später sind teilweise Wiederbesiedlungsprozesse erkennbar, gleichzeitig ändert sich jedoch die Zusammensetzung der Zönose durch saisonale Wanderungen einiger Arten.

Literatur

GFL, BioConsult & KÜFOG (2005): Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr - Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU). Gutachten i.A. des WSA Bremerhaven, unveröffentl.

Hansen, R.-D. & KÜFOG (2009): Wirkungskontrolle Wasserinjektionsbaggerungen in der Unterweser – Teilbericht Sedimentecholotuntersuchungen. Gutachten i.A. des WSA Bremerhaven, unveröffentl.

KÜFOG (2009): Wirkungskontrolle Wasserinjektionsbaggerung – Benthosuntersuchungen in der Unterweser. Gutachten i.A. des WSA Bremerhaven, unveröffentl.

Maushake, C. & Wezel, M (2008): Schwebstoffmessungen im Nahfeld einer Wasserinjektionsbaggerung. Bundesanstalt für Wasserbau, unveröffentl.

Steege, V (2009): Wirkungskontrolle Wasserinjektionsbaggerungen in der Unterweser – Teilbericht Baggerei. WSA Bremerhaven, unveröffentl.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009(Oldenburg), Hardegsen 2010

Geochemische Heterogenität im Grundwasserleiter einer Aue an der Grenzfläche zum Fluss

Schwoch, Claudia[1]; Nützmann, Gunnar[2] & Lewandowski, Jörg[3]

1Technische Universität Berlin, FG Hydrogeologie, Ackerstr. 76, D-13355 Berlin, 1,2,3Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin, Deutschland, 1claudia_schwoch@gmx.net; 2nuetzmann@igb-berlin.de; 3lewe@igb-berlin.de

Keywords: Hyporheisches Interstitial, Grundwasser, Quellen, Stoffhaushalt, Stoffumsetzung

Einleitung

Die hohen Nährstoffbelastungen der Gewässer des Nordostdeutschen Tieflandes stellen nach wie vor ein ungelöstes Problem dar, welches angesichts des Klimawandels und der dadurch verringerten Wasserführung weiter an Brisanz gewinnen wird. Bei den Nährstoffbelastungen kam es in der jüngeren Vergangenheit zu einer Verschiebung von leicht erfassbaren Punktquellen zu komplexeren diffusen Quellen. Das Zusammenwirken von Auen, Uferzonen, hyporheischem Interstitial und dem Wasserkörper spielt dabei eine wichtige Rolle für Transport, Transformation, Retention und Elimination von Nährstoffen. Allerdings sind gerade in diesem Übergangsbereich die verschiedenen Prozesse und ihre Präsenz auf verschiedenen Skalen nur sehr lückenhaft bekannt.

Material und Methoden

Zu diesem Zweck wurden Untersuchungen in einer Flussaue der Spree durchgeführt. Die Untersuchungsfläche befindet sich im Nordosten von Deutschland in der Nähe von Freienbrink, südöstlich von Berlin (Abb. 1). Die Sedimente des Grundwasserleiters bestehen im Wesentlichen aus weichselglazialen Sanden und Kiesen, mit zwischengeschalteten Schluffschichten und organischem Material, wie Torf.

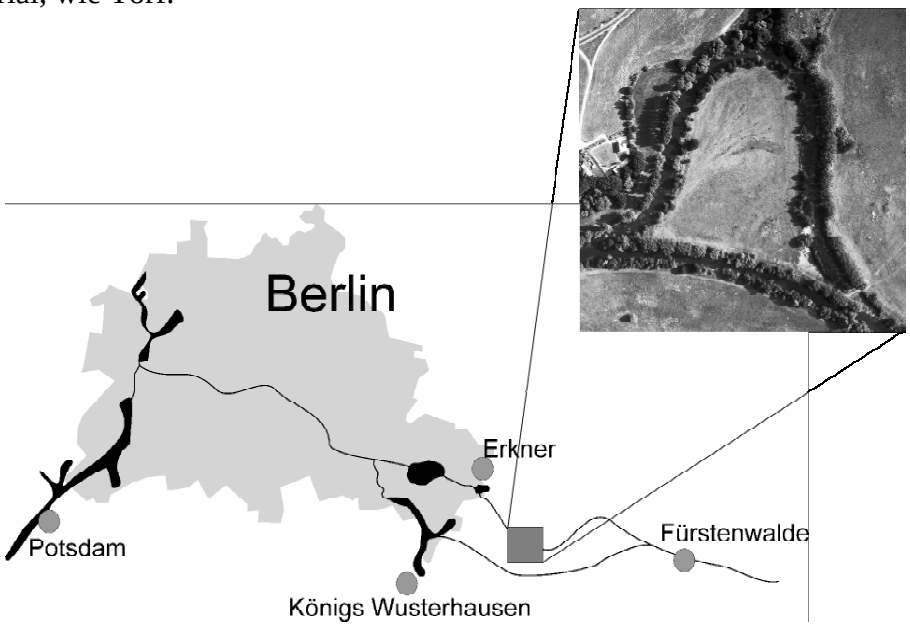


Abb. 1: Darstellung der Untersuchungsfläche

Auf dieser Fläche erfolgte 2 Jahren lang eine zweiwöchentliche Beprobung permanenter Grundwassermessstellen. Diese befinden sich auf einer 300 m langen Transekte zwischen der Spree und dem Altarm der Spree. Analysiert wurden Leitfähigkeit, Chlorid, Sulfat, gelöster Phosphor und gelöstes Eisen.

Zusätzlich wurden engmaschig temporäre Grundwassermessstellen erbohrt und beprobt. Diese Messstellen befinden sich zum einen entlang der permanenten Messstellen im Abstand von 3 m und zum anderen entlang der Spree im Abstand von 10 m (Abb. 2).

Die Beprobung dieser Messstellen erfolgte im Oktober und November 2008, sowie im Juli 2009. Es wurden die gleichen Parameter wie bei den permanenten Messstellen analysiert.



Abb. 2: Lage der permanenten (Punkte rot) und der temporären Grundwassermessstellen (Punkte gelb: Transekte I, Punkte orange: Transekte II)

Ergebnisse

Die Konzentrationen des gelösten Phosphors und des gelösten Eisens der permanenten Grundwassermessstellen waren über einen Zeitraum von zwei Jahren weitgehend konstant (Abb. 3). Die räumliche Betrachtung der Messstellen zeigt aber eine starke Heterogenität der einzelnen Stellen zueinander.

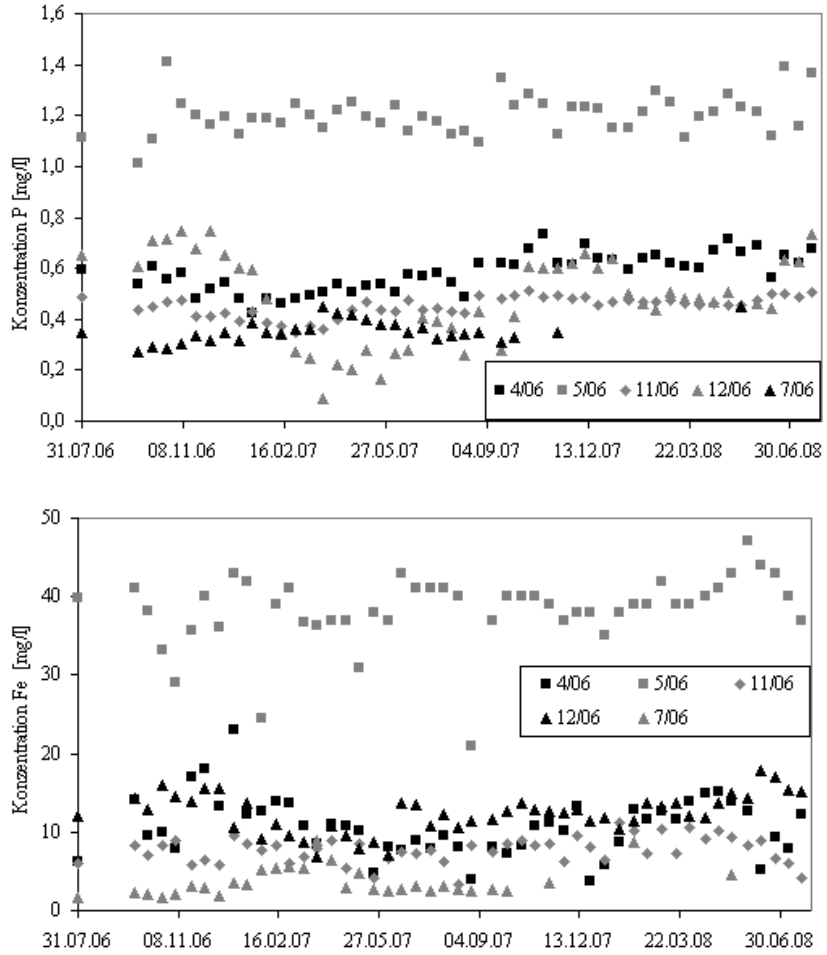


Abb. 3: oben: Konzentration des gelösten Phosphors an ausgewählten permanenten Messstellen, unten: Konzentration des gelösten Eisen an ausgewählten Messstellen

Die gemessenen Konzentrationen der temporären Grundwassermessstellen verdeutlichen die ausgesprochen starke räumliche Variabilität der Konzentrationen an gelöstem Phosphor und an gelöstem Eisen. Die höchsten Variabilitäten treten vor allem im Uferbereich der Spree (0 bis 25 m der Transekte I) und im Bereich des Altarms (140 bis 270 m der Transekte I) auf. Die Konzentrationen an gelöstem Phosphor und an gelöstem Eisen liegen zwischen 50 bis 140 m gleich bleibend auf niedrigem Niveau.

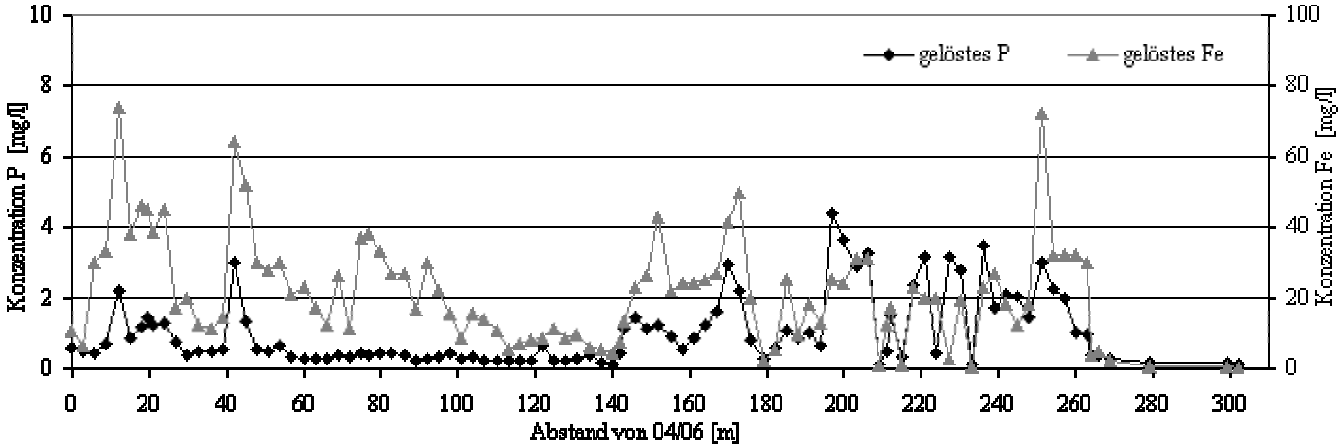


Abb. 4: Vergleich der Konzentrationen des gelösten Phosphors und des gelösten Eisens der Transekte

Einzelne Wiederholungsmessung im Juli 2009 bestätigten im Wesentlichen die alten Messwerte (Daten nicht dargestellt).

Die Messung des gelösten Phosphors und des gelösten Eisens entlang der Spree (Transekte II) zeigen ebenfalls eine starke Variabilität auf kleinem Raum (Daten nicht dargestellt).

Im ufernahen Bereich der Spree (Messstelle 4) wurden außerdem lokal stark erhöhte Leitfähigkeiten registriert. In diesem Zusammenhang sind sehr hohe Chlorid- und Sulfatkonzentrationen aufgetreten (Abb. 5).

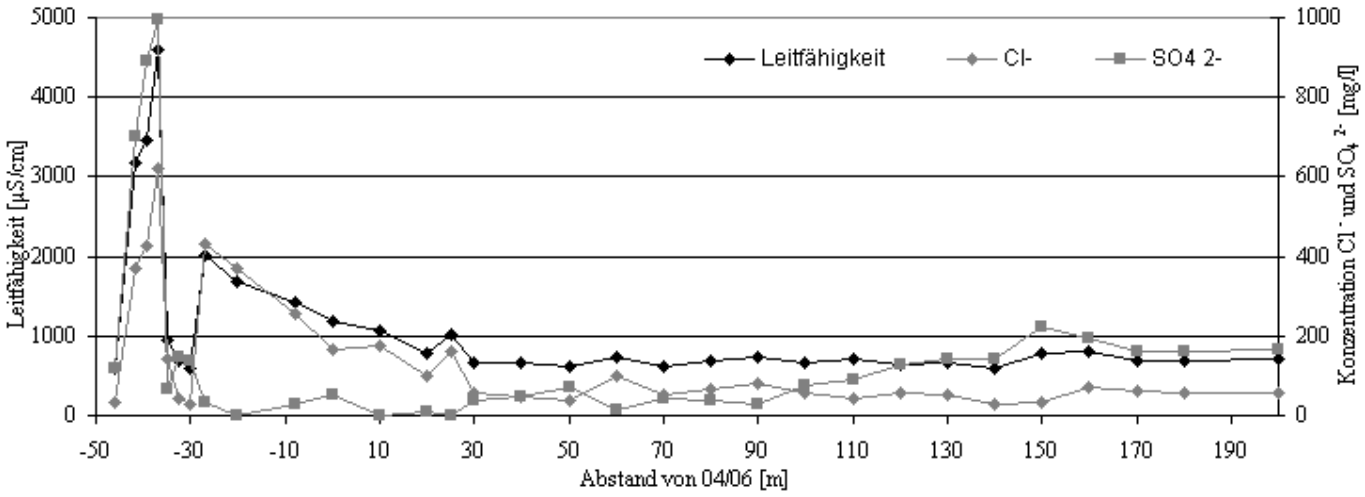


Abb. 5: Vergleich der Leitfähigkeit mit den Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen

Diskussion

Grundsätzlich ist die Phosphatkonzentration im Grundwasser der Aue höher als im Grundwasserleiter der angrenzenden Hochfläche. Daher kann die Aue als Phosphorquelle angesehen werden kann. Phosphat wird bei der Mineralisation von organischer Substanz freigesetzt. Ferner führen die reduzierenden Verhältnisse im Grundwasser zu einer reduktiven Auflösung der Eisenverbindungen und somit zu einer Freisetzung von Phosphat. Die räumliche Variabilität der Konzentrationen an gelöstem Phosphor und an gelöstem Eisen im Bereich der Messstellen 11 bis 7 (140 bis 270 m der Transekte I) kann auf unterschiedliche Aquiferzusammensetzungen zurückgeführt werden. Die heterogene Verteilung der abgelagerten Sedimente, einschließlich dem organischem Material, erfolgte durch das Mäandrieren der Spree bis vor ca. 120 Jahren. Demzufolge führen sowohl die unterschiedlichen Organikgehalte als auch die unterschiedlichen Wasserwegsamkeiten zu den räumlich heterogenen Phosphatkonzentrationen.

Die hohen Leitfähigkeiten und Chloridkonzentrationen am westlichen Ende der Transekte überraschen, weil sie höher sind, als im zuströmenden Grundwasser, im Niederschlag und im Flusswasser. Da Chlorid als konservatives Element betrachtet werden kann, können die hohen Chloridkonzentrationen nur mit einem Salzwasseraufstieg aus einem tieferen Grundwasserstock erklärt werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Diplomarbeit von Claudia Schwoch im Studiengang Geoingenieurwissenschaften an der TU Berlin und wurde am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin durchgeführt. Wir danken Christine Sturm für die Unterstützung bei der Feld- und Laborarbeit.

RENATURIERUNG VON FLIEßGEWÄSSERN - RÄUMLICHE/ZEITLICHE/ORGANISMISCHE ASPEKTE

FELD, CH. K.: Was haben Fließgewässerfunktionen und Biodiversität miteinander zu tun?

JANUSCHKE, K., A. LORENZ & D. HERING: Biodiversität im semiaquatischen Bereich – Indikationsfunktion von Laufkäfern und Vegetation an renaturierten Fließgewässerabschnitten

POTTGIESSER, T.: Frisch renoviert zu vermieten: Abschätzung des Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzials nach Umgestaltung der Panke (Berlin)

POTTGIESSER, T. & A. WOLTER: Öffentlichkeitsbeteiligung in der Hauptstadt der Kultur(en) - Partizipation am Beispiel des Berliner Pilotprojektes Panke

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Was haben Fließgewässerfunktionen und Biodiversität miteinander zu tun?

Christian K. Feld

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie und Geografie, Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, 45117 Essen, christian.feld@uni-due.de

Keywords: ökologische Funktion, Ökosystemprozesse, Artenvielfalt, funktionale Diversität, Indikatoren

Einleitung

Berichte über die Bedrohung und den Verlust von Biodiversität sind allgegenwärtig. Zu den Bedrohungen werden insbesondere die anthropogene Übernutzung und Zerstörung der Lebensräume und ihrer Ressourcen, die Umweltverschmutzung und der steigende Wasser- und Energieverbrauch gezählt (MA 2005). Die Mehrzahl der großen Ströme und Flüsse weltweit ist reguliert und für Fische nicht mehr durchwanderbar. Damit einher geht der Verlust von zahlreichen Fischarten, aber auch von Großmuscheln, Krebstieren und Wasserinsekten.

Warum ist der Verlust der Biodiversität aber so bedrohlich? Ein wesentliches Argument zahlreicher Ökologen und Ökonomen ist, dass die Menschheit zur Sicherung des Wohlstandes auf so genannte Ökosystemdienstleistungen angewiesen ist (MA 2005). Dies wären beispielsweise die Bereitstellung von Trinkwasser in Seen und Flüssen, die Wasserspeicherung in Feuchtgebieten, die Selbstreinigungskraft der Flüsse, oder die Nährstoffaufbereitung durch Bodenorganismen. Da Ökosystemdienstleistungen das Produkt von Ökosystemfunktionen und -prozessen sind, wird angenommen, dass die Dienstleistungen über eben diese Funktionen und Prozesse eng mit der Biodiversität der Ökosysteme verknüpft sind—eine Annahme, die sich mit wissenschaftlichen Studien belegen lässt. Ein Biodiveritätsverlust würde folglich einen Verlust oder eine Abschwächung von Prozessen und letztlich von Dienstleistungen nach sich ziehen und damit unseren Wohlstand gefährden.

Dieser Beitrag widmet sich dem Stand des Wissens aus Sicht der Fließgewässer. Anhand der wissenschaftlichen Fachliteratur wird versucht, den Zusammenhang zwischen Biodiversität und Schlüsselfunktionen in Fließgewässern näher zu beleuchten. Vorhandene Wissenslücken werden abschließend als Forschungsbedarf formuliert.

Zur Beziehung zwischen Artenzahl und Ökosystemfunktion

Die Theorie

In der wissenschaftlichen Fachliteratur findet man zahlreiche Hypothesen zur Beziehung zwischen der Artenzahl und den Funktionen eines Ökosystems. In Abbildung 1 sind exemplarisch vier davon grafisch dargestellt. Im Wesentlichen scheinen sich davon aber nur zwei durchgesetzt zu haben: die Nietenhypothese (Ehrlich & Ehrlich 1981) und die Redundanzhypothese (Walker 1992).

Die Nietenhypothese

Den Namen „Nietenhypothese“ (engl.: rivet-popper hypothesis) prägten Ehrlich & Ehrlich (1981) durch eine Analogie zum Flugzeug. Das „System“ Flugzeug wird durch Nieten zusammengehalten. Entfernt man nun Niete für Niete, so wird es zunächst weiter fliegen, solange man nur wenige und keine besonders wichtigen Nieten entfernt. Das Entfernen einer einzigen kritischen Niete kann dann aber das Flugzeug zum Abstürzen bringen. Analog dazu kann ein Ökosystem auch bei Verlust einiger oder sogar vieler Arten weiter funktionieren, bis ein Schwellenwert erreicht ist, unterhalb dessen das System nicht mehr funktioniert. Der Verlust einer einzigen zusätzlichen Art bringt das System dann aber zum Absturz bzw. eine oder mehrere Funktionen zum Erliegen (Abbildung 1a, ②).

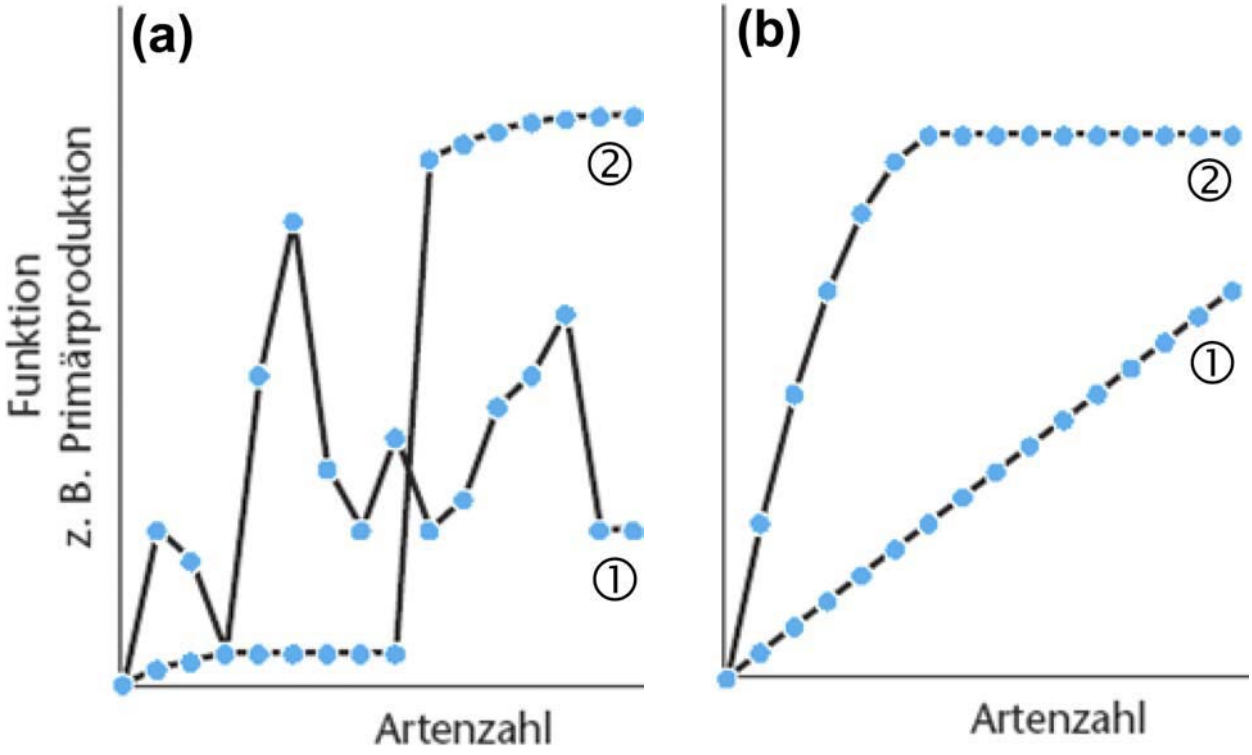


Abbildung 1: Hypothetischer Verlauf der Funktion in Abhängigkeit von der Artenzahl: (a) idiosynkratische (①) und sigmoidale (②) Beziehung; (b) lineare (①) und logarithmische (②) Beziehung.

Die Redundanzhypothese

Die Redundanzhypothese besagt, dass Arten in Bezug auf die Funktionen eines Ökosystems redundant sind. Zwar steigen die Funktionsraten bei geringen Artenzahlen noch linear mit jeder Art an, sie erreichen aber schnell ein Plateau (s. Abbildung 1b ②). Die Grundlage der Redundanzhypothese bildet die Annahme, dass viele Funktionen der Ökosysteme von vergleichsweise wenigen und oft stark spezialisierten Arten in hoher Abundanz erfüllt werden, während die Mehrzahl der Arten eher individuenarm ist und nur unwesenstlich oder gar nicht zum Funktionieren beiträgt.

Die Nietenhypothese kann als Sonderform der Redundanzhypothese gesehen werden. Beiden Hypothesen ist gemeinsam, dass sie in Bezug auf die Ökosystemfunktionen von zahlreichen redundanten Arten ausgehen. Aber was heißt das? Funktionen können im einen Jahr von ganz anderen Arten erfüllt werden als im anderen. Im Frühjahr wird die Primärproduktion oft von anderen Arten übernommen als im Sommer oder Herbst. Äußere Umwelteinflüsse bis hin zu Katastrophen können bestimmte, bislang wichtige Arten auslöschen. Andere Arten springen ein, besetzen die Nische und übernehmen die Funktion unter nun oftmals geänderten Umweltbedingungen. All dies sind Beispie-

le für die mögliche Funktion der vermeintlich redundaten Arten; sie fungieren quasi als Versicherung gegenüber Sörungen, sie gleichen Funktionen über die Jahre und Jahreszeiten aus, sie halten ein System stabil gegenüber Invasionen anderer Arten, und sie gleichen stochastische Ereignisse aus. Soviel zur Theorie.

Die Praxis

Ergebnisse aus der Praxis zum Zusammenhang von Biodiversität und Ökosystemfunktionen sind rar. Eine im September 2009 über *SCOPUS* durchgeführte Recherche (Stichwörter: „biodiversity", „function") ergab 93 Treffer, wobei sich die Mehrzahl der Studien auf terrestrische Ökosysteme bezog. Eine weitere Einschränkung über die Stichwörter „river" oder „stream" reduzierte das Ergebnis auf ganze fünf Studien. Zum Vergleich: zu den Stichwörtern „WFD" oder "Water Framework Directive" und „stream" oder „river" gab es annähernd 1000 Treffer!

Die Ergebnisse aus den wenigen konkreten Studien zeigen dabei kein einheitliches Bild. Chabrerie et al. (2001) fanden im Seine-Ästuar keinen Zusammenhang zwischen der Artenzahl und der Produktionsrate der Pflanzen in den Feuchtgebieten. Die Autoren berichten jedoch, dass die Stabilität der Funktionen mit steigender Artenzahl zunimmt. Boyero et al. (2007) untersuchten die Abbaurate von Laub in Abhängigkeit von der Anzahl der anwesenden laubfressenden Köcherfliegenarten im Labor. Es bestand eine positive Korrelation beider Größen, der Anstieg der Abbaurate war aber nicht stetig und zudem nicht reproduzierbar, wenn zusätzlich eine Eintagsfliegenart im Experiment anwesend war, die—so die Autoren—die Köcherfliegen irritiert haben könnte.

Weitaus aufschlussreicher ist die Meta-Analyse von Cardinale et al. (2006). Die Autoren untersuchten insgesamt 111 Studien, darunter etwa ein Drittel zu aquatischen Ökosystemen. Demnach folgte der Zusammenhang von Artenvielfalt und Ressourcennutzung in einem großen Teil der untersuchten Studien einer Redundanzfunktion (Abbildung 2a). Das galt auch für den Zusammenhang zwischen der Artenzahl und der Abundanz/Biomasse in den jeweiligen trophischen Ebenen, die untersucht wurden (Abbildung 2b). Die Autoren folgerten daraus, dass die Arten unterschiedlich stark zu den Funktionen beitragen. Der Verlust einer produktiven Art wiegt dann deutlich schwerer als der Verlust einer unproduktiven.

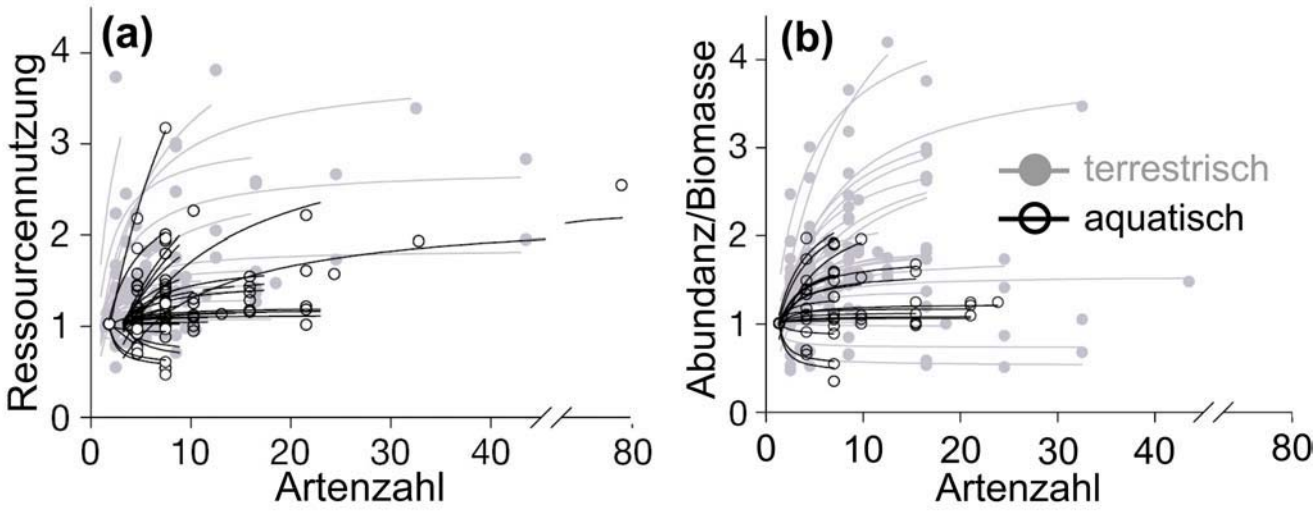


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen (a) Ressourcennutzung, (b) Abundanz/Biomasse und Artenzahl. Nach Cardinale et al. (2006), verändert.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der empirischen Studien ein uneinheitliches Bild. Die Rolle der Biodiversität für das Funktionieren von Ökosystemen ist nicht klar; das gilt in besonderer Weise für die Fließgewässer, zu denen es nur sehr wenige Studien gibt. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse aber auch, dass Biodiversität immer noch mit Artenreichtum gleichgesetzt wird.

Andere Aspekte der Biodiverität, beispielsweise die genetische oder funktionale Diversität, bleiben meistens unberücksichtigt. Und das, obwohl von Ökologen bereits vor über 25 Jahren postuliert wurde, dass Ökosystemprozesse eher von den funktionalen Eigenschaften ihrer Organismen bestimmt werden als von der Anzahl der Arten. (Lepš 1982).

Die funktionalen Eigenschaften der Arten (z.B. *„traits“*) lassen sich häufig bestimmten Funktionen zuordnen, die sie im Ökosystem erfüllen. Der Ernährungstyp gibt beispielsweise Aufschluss über die Stellung und Rolle einer Art im trophischen Gefüge. Die Flügellänge von Wasserinsekten gibt Aufschluss über das Ausbreitungspotenzial einer Art. Die Gelegegröße und Reproduktionsfrequenz läßt auf die Strategie der Ressourcennutzung schließen. Nach Diaz & Cabido (2001) beschreiben die Anzahl, Art und Verteilung der funktionalen Eigenschaften einer Gemeinschaft dann ihre funktionale Diversität.

Mit dem Index nach Rao (1982) lässt sich die funktionale Diversität als mittlere Unähnlichkeit der Arteigenschaften einer Biozönose quantifizieren. Angewendet auf einen Datensatz mit Makrozoobenthosproben aus 75 Tieflandfließgewässern wird deutlich, dass die funktionale Diversität hoch korreliert ist mit der Dominanzstruktur der Artengemeinschaften (berechnet als Shannon-Wiener-Diversität *H'*). Die Korrelationen zur Artenzahl alleine sind hingegen geringer (s. Abbildung 3).

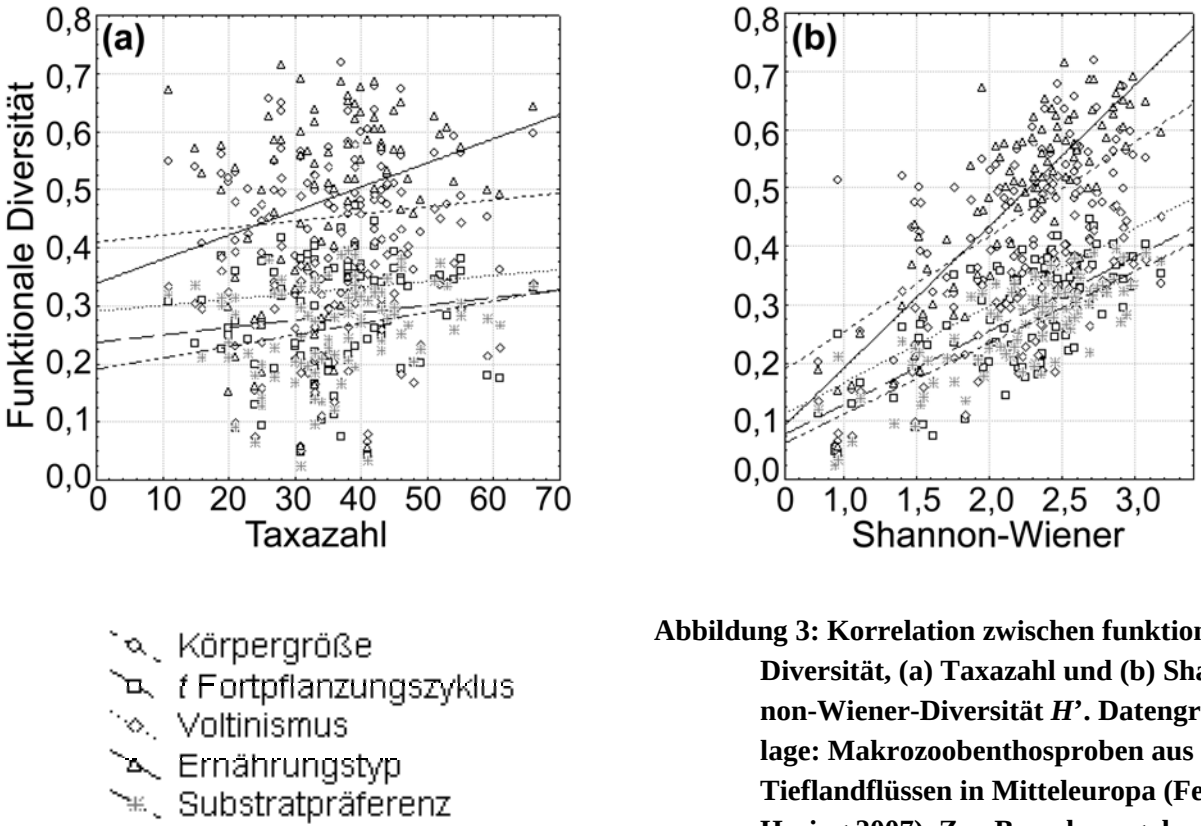


Abbildung 3: Korrelation zwischen funktionaler Diversität, (a) Taxazahl und (b) Shannon-Wiener-Diversität *H'*. Datengrundlage: Makrozoobenthosproben aus 75 Tieflandflüssen in Mitteleuropa (Feld & Hering 2007). Zur Berechnung der funktionalen Diversität siehe Lepš et al. (2006). Die Korrelationskoeffizienten *r* (Spearman) betragen für (a) 0,10–0,30 und für (b) 0,55–0,77.

Schlussfolgerung und Ausblick

Die eingangs gestellte Frage nach dem Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen in Fließgewässern lässt sich nach derzeitigem Forschungsstand nicht beantworten. Die wenigen Ergebnisse empirischer Studien sind weder eindeutig noch sind sie auf die meist um ein Vielfaches komplexeren Verhältnisse im Fließgewässer übertragbar.

Ein Schlüssel zur zukünftigen Erforschung dieser Beziehungen liegt vermutlich im Zusammenhang von Funktionen und funktionalen Eigenschaften (z.B. über die *„traits“*) der Arten und Artengemeinschaften.

Sind diese Zusammenhänge bekannt, dann lassen sich die Arteigenschaften und ihre Diversität zukünftig vielleicht sogar als Indikatoren für den funktionalen Zustand von Fließgewässern nutzen.

Bisherige Bewertungssysteme, so auch die neuen Monitoringsystem zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, greifen mit der Bewertung des Artenreichtums und der meist strukturellen Eigenschaften der Biozönosen zu kurz.

Die Entwicklung geeigneter Indikatoren zur Bewertung der funktionalen Intaktheit von Fließgewässern und ihren Auen obliegt der Wissenschaft. Forschungsbedarf besteht hier insbesondere:

- bei der Entwicklung von Methoden zur Messung, Quantifizierung und Referenzierung der Funktionen und der funktionalen Biodiversität
- bei der Klärung der Rolle der funktionalen Biodiversität für die Sicherstellung der Funktionen in dynamischen Systemen (Redundanz),
- bei der Klärung der Rolle der unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen für die Ökosystemfunktionen und
- bei der Zusammenstellung und Analyse von Arteigenschaften; denkbar wäre eine frei zugängliche Online-Datenbank (z.B. wie freshwaterecology.info)

Die Ergebnisse der wissenschaftlichen Projekte und Studien gilt es dann in einem weiteren Schritt für die Praxis anwendbar zu machen. Dies beinhaltet:

- die Entwicklung und Testung neuer Indikatoren zur Bewertung der Biodiversität, der Funktionen und der Funktionalität von Fließgewässern,
- die Analyse der Einflüsse von Degradation und Renaturierung auf die Funktionalität der Fließgewässer und
- die Entwicklung neuer Konzepte zur Wiederherstellung und zum Schutz der Funktionalität und funktionalen Diversität in den Fließgewässerökosystemen.

Literatur

Boyero, L., Pearson, R.G., Bastian, M. (2007): How biological diversity influences ecosystem function: a test with a tropical stream detritivore guild. Ecol. Res. 22: 551–558.

Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C. (2006): Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. Nature 443: 989–992.

Diaz, S. Cabido, M. (2001): Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes Trends Ecol. Evol. 16: 646–655.

Ehrlich, A.H., Ehrlich, P.R. (1981): Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. Ballantine Books, New York.

Feld, C.K., Hering, D. (2007): Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. Freshw. Biol. 52: 1380–1399.

Leps, J., deBello, F., Lavorel, S., Berman, S. (2006): Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. Preslia, 78: 481–501.
Leps, J., Osbornová-Kosinová, J. Rejmánek, M. (1982): Community stability complexity and species life-history strategies. Vegetatio 50: 53–63.
MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
Rao, C.R. (1982): Diversity and Dissimilarity Coefficients—a Unified Approach. Theor. Populat. Biol. 21: 24–43.
Walker, B.H. (1992): Biodiversity and ecological redundancy. Conserv. Biol. 6: 18–23.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Biodiversität im semiaquatischen Bereich – Indikationsfunktion von Laufkäfern und Vegetation an renaturierten Fließgewässerabschnitten

Kathrin Januschke[1], *Armin Lorenz*[1] *& Daniel Hering*[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie und Geografie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universitätsstr. 5, 45151 Essen, kathrin.januschke@uni-due.de

Keywords: Renaturierung, Auenmorphologie, Laufkäfer, Vegetation, Artenreichtum, Diversität

Einleitung

Eine Vielzahl von Fließgewässern wurde und wird für das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie renaturiert. Um den Erfolg oder Misserfolg der Renaturierungsmaßnahmen zu dokumentieren, existieren für den aquatischen Bereich standardisierte Bewertungsverfahren. Artikel 1a der Wasserrahmenrichtlinie fordert nicht nur den Schutz und die Verbesserung aquatischer Ökosysteme, sondern auch der direkt angrenzenden Landökosysteme. Aus diesem Grund sollten Verfahren für die Bewertung von Aubereichen stärker in den Blickpunkt gerückt werden, als es bis jetzt der Fall ist. Die vorliegende Arbeit hat das Ziel, die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf auenmorphologische Strukturen sowie den Artenreichtum, die Diversität und die Evenness der Auenvegetation und der Laufkäfer zu analysieren. Dies soll als Grundlage für weitere Auswertungen, gerade auch im Hinblick auf die Bewertung von Organismengruppen des semiaquatischen Bereichs von Fließgewässern dienen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

An 24 Renaturierungsmaßnahmen in den Bundesländern Hessen, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Thüringen wurden als Teilprojekt im Rahmen des Projektes „Verbesserung der Biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihrer Auen“ (Deutscher Rat für Landespflege 2009) die Auenmorphologie sowie die Pflanzen- und Laufkäferbesiedlung im Spätsommer 2008 untersucht (Januschke et al. 2009). Eine Bilanzierung des Zustandes vor und nach Durchführung der Renaturierungen war nicht möglich, da zum Zustand vor der Durchführung der Maßnahmen keine Daten vorlagen. Aus diesem Grund wurden zu jeder Renaturierungsmaßnahme Daten an einem jeweils direkt oberhalb gelegenen, nicht renaturierten Abschnitt erhoben, der dem renaturierten Abschnitt vor Durchführung der Maßnahme weitgehend glich („space for time“).

Methoden

Die Untersuchungsabschnitte hatten eine Länge von jeweils 200 Metern und wurden in 10 Transekte mit einem Abstand von je 20 Metern unterteilt. Die Transekte reichten von Böschungsoberkante zu Böschungsoberkante. Im Rahmen der Auenmorphologie-Erfassung wurden auf jedem der 10

Transekte semiaquatische Mesohabitate (Böschung, Ufer, Uferbank, Insel, Inselbank, Aue) sowie deren Längen kartiert. Die Klassifizierung der Mesohabitate erfolgte nach Jähnig et al. (2008). Für die Stichproben-Untersuchungen der Auenvegetation und Laufkäfer wurden jeweils drei für die Probestelle charakteristische Transekte ausgewählt. Bei der Auenvegetation erfolgte eine einmalige Kartierung der Vegetationseinheiten auf Ordnungsniveau nach Oberdorfer (1992) und Ellenberg (1996) sowie deren Längen auf den Transekten. Zusätzlich wurden innerhalb einer Probestelle zwei bis vier Vegetationsaufnahmen pro Vegetationseinheit mit einer Flächengröße von 2x3 m durchgeführt. Die Laufkäfer-Erfassung erfolgte durch eine Kombination von Barberfallen und Handaufsammlungen. Die Barberfallen (Öffnungsdurchmesser 4 cm, Renner-Fanglösung) wurden für jeweils eine Woche in bewachsene Mesohabitate ausgebracht. Die Handaufsammlungen wurden einmalig mit Hilfe eines Exhaustors in unbewachsenen Mesohabitaten durchgeführt. Eine Handaufsammlung deckte eine Fläche von 0,82 m^2 ab. Die Anzahl von Barberfallen und Handaufsammlungen pro Probestelle variierte in Abhängigkeit von dem Vorhandsein bewachsener bzw. unbewachsener Mesohabitate.

Als Indices für die Datenanalyse wurden Reichtum, Diversität und Evenness berechnet. Der **Reichtum** einer Probestelle ist dabei die Gesamtzahl semiaquatischer Mesohabitate, die Gesamtzahl Vegetationseinheiten sowie die Anzahl verschiedener Pflanzen- und Laufkäferarten. Der Shannon-Wiener-Index (Shannon & Weaver 1949) wurde als Maß für die **Diversität** und die Evenness als Maß für die **Gleichverteilung** verwendet. Bei der Auenmorphologie und den Vegetationseinheiten dienten die auf den Transekten gemessenen Längen der jeweiligen Mesohabitate bzw. Vegetationseinheiten als Grundlage für die Berechnung. Aus den Artenlisten der Pflanzen und Laufkäfer, die aus Stichproben-Untersuchungen resultieren, wurden zunächst für jede Probestelle relative Abundanzen und aus diesen die Indices berechnet. Die relative Abundanz einer Pflanzen- bzw. Laufkäferart setzt sich dabei zusammen aus der durchschnittlichen Abundanz einer Art innerhalb einer beprobten Vegetationseinheit bzw. eines Mesohabitats und der relativen Längen aller Vegetationseinheiten bzw. Mesohabitate einer Probestelle. Die Indices aller nicht-renaturierten wurden denen aller renaturierten Abschnitte gegenübergestellt. Darüber hinaus wurde ein paarweiser Vergleich der Indices von nicht-renaturierten und renaturierten Abschnitten durchgeführt, um Aussagen über die Stärke der Renaturierungseffekte machen zu können.

Ergebnisse und Diskussion

Auswertung der Gesamt-Datensätze

Bei der Auswertung der Gesamtdatensätze der jeweiligen Indices (Abb. 1) zeigen sich deutliche Effekte der Renaturierungsmaßnahmen. Der Reichtum aller untersuchten Gruppen ist innerhalb der renaturierten Abschnitte signifikant höher als in den nicht-renaturierten. Die Renaturierungsmaßnahmen haben somit positive Auswirkungen auf auenmorphologische Strukturen und die Pflanzen- und Laufkäferbesiedlung. Auch die Diversität ist in den renaturierten Abschnitten signifikant höher als in den nicht-renaturierten, mit Ausnahme der Laufkäfer. Bei diesen ist die Diversität zwar im Mittel deutlich höher, jedoch nicht signifikant. Ein Vergleich bezüglich der Gleichverteilung ergibt unterschiedliche Ergebnisse. Bei der Auenmorphologie zeigt sich eine signifikante Erhöhung der Gleichverteilung in den renaturierten Abschnitten. Bei den Vegetationseinheiten und den Pflanzenarten sind keine signifikanten Unterschiede festzustellen.

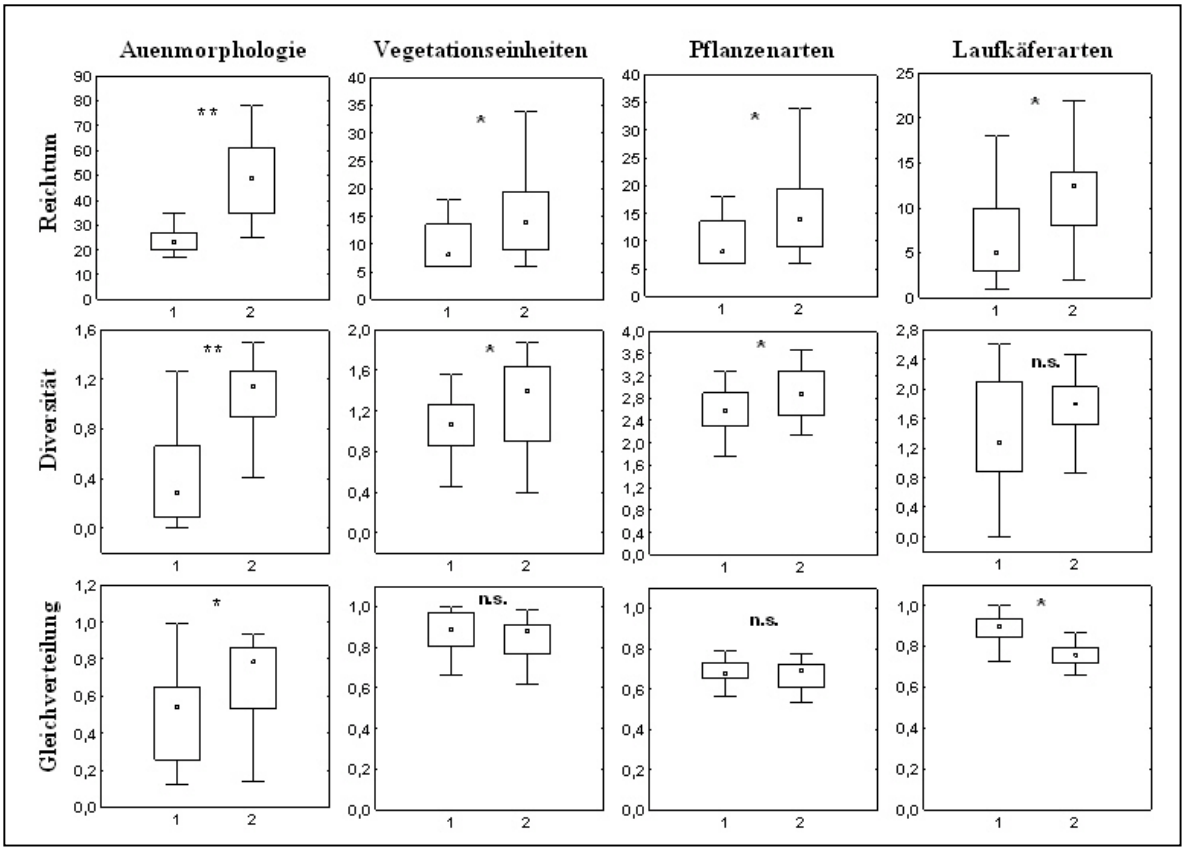


Abb. 1: Ergebnisse der Indices der Gesamtdatensätze (1 = nicht-renaturiert; 2 = renaturiert)

Hervorzuheben ist der signifikante Unterschied der Gleichverteilung bei den Laufkäfern. Die Laufkäferzönosen der nicht-renaturierten Abschnitte weisen mit einem Median von 0,9 eine hohe Gleichverteilung auf, bedingt durch die Tatsache, dass die dort vorkommenden, wenig spezialisierten Arten innerhalb einer Probestelle in ähnlich geringen Abundanzen vorkommen. Durch das Auftreten von uferbewohnenden Laufkäferarten in renaturierten Abschnitten, die im Vergleich zu den wenig spezialisierten Arten hohe Abundanzen aufweisen, nimmt die Gleichverteilung in den renaturierten Abschnitten deutlich ab.

Paarweiser Vergleich der renaturierten und begradigten Fließgewässerabschnitten

Die Auswertung der Probestellenpaare zeigt, dass Reichtum und Diversität im überwiegenden Teil der Renaturierungsmaßnahmen zugenommen haben (Tab. 1). Die Gleichverteilung wird hier nicht weiter betrachtet. Der morphologische Strukturreichtum in den renaturierten Abschnitten ist in allen Maßnahmen deutlich angestiegen. Bezüglich der Vegetationseinheiten und Pflanzenarten hat der Reichtum im Vergleich zu nicht-renaturierten Abschnitten in 19 bzw. 22 von 24 Renaturierungsmaßnahmen zugenommen. Die Laufkäfer reagierten in 17 Maßnahmen mit einer Zunahme des Artenreichtums. Hinsichtlich der Diversität zeichnet sich ein ähnliches Bild ab. Bei 22 von 24 Maßnahmen nahm die Diversität der Mesohabitate zu. Die Diversität der Vegetation war bei 17 bzw. 18 Maßnahmen, die der Laufkäfer bei 15 Maßnahmen erhöht.

Tab. 1: Probestellen-Bilanz bei einem paarweisen Vergleich von Reichtum und Diversität

		Auen-morphologie	Vegetations-einheiten	Pflanzen-arten	Laufkäfer-arten
Reichtum	Zunahme	24	19	22	17
	unverändert	0	4	0	1
	Abnahme	0	1	2	6
Diversität	Zunahme	22	17	18	15
	unverändert	0	0	0	1
	Abnahme	2	7	6	8

Insgesamt sind positive Effekte der Renaturierungsmaßnahmen bei der Auenmorphologie am häufigsten, gefolgt von der Vegetation und den Laufkäfern. Eine Abnahme von Reichtum und Diversität bei den Laufkäfern und Pflanzen ist nicht grundsätzlich als negativ zu bewerten, da als Folge der Renaturierungsmaßnahmen oft ein Wechsel von überall häufigen Arten mit relativ geringer Abundanz hin zu wenigen spezialisierten Arten mit höherer Abundanz stattfindet.

Der Reichtum nimmt bei allen untersuchten Gruppen durchschnittlich um den Faktor 2 zu (Abb. 2), d.h. die Anzahl an Mesohabitaten, Vegetationseinheiten, Pflanzen- und Laufkäferarten liegt innerhalb der renaturierten Abschnitte im Schnitt doppelt so hoch wie in der zugehörigen nicht-renaturierten Vergleichsstrecke. Durch die Renaturierungsmaßnahmen wird eine Vielzahl neuer Mesohabitate wie z.B. Inseln und Uferbänke geschaffen, die einen höheren Artenreichtum bei den Pflanzen und Laufkäfern bewirken.

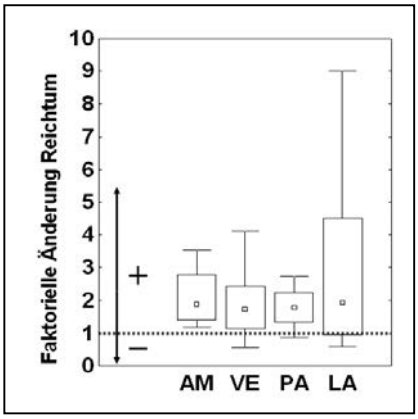


Abb. 2: Faktorielle Änderung des Reichtums

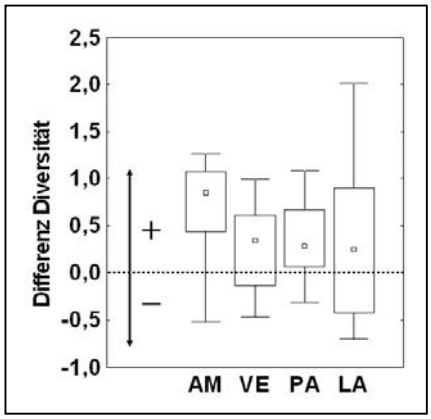


Abb. 3: Differenz des Diversität

(AM = Auenmorphologie; VE = Vegetationseinheiten; PA = Pflanzenarten; LA = Laufkäferarten)

Bei den Laufkäfern ist die Spanne der faktoriellen Änderung des Reichtums am größten. Sie profitieren hinsichtlich ihres Artenreichtums von den Maßnahmen in Einzelfällen stärker als die Morphologie und die Vegetation. Eine Zunahme der Diversität ist bei der Auenmorphologie am deutlichsten ausgeprägt, gefolgt von der Vegetation und den Laufkäfern (Abb. 3). Bei den Pflanzenarten ist die Spanne der Änderung der Diversität am geringsten. Die Diversität hat zwar bei 6 von 24 Renaturierungsmaßnahmen abgenommen, jedoch waren die Differenzen beim Vergleich der Probestellen-Paare vergleichsweise gering, so dass positive Effekte deutlich überwiegen. Wie schon bei

der Probestellen-Bilanz (vgl. Tab. 1) zeigt die Diversität der Laufkäfer auch in ihrer Stärke der Veränderung keine einheitliche Reaktion auf Renaturierungsmaßnahmen. Sie eignet sich ohne eine Detailbetrachtung der Taxalisten und der Autökologie vorkommender Arten nicht, um Aussagen über die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen zu machen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Effekte der Renaturierungsmaßnahmen spiegeln sich deutlich in einer Zunahme der Anzahl an Mesohabitaten, Vegetationseinheiten, Pflanzen- und Laufkäferarten wider. Dies manifestiert sich nicht nur für den gesamten Datensatz, sondern auch für die paarweise Auswertung der Indices. In 60-100% der Maßnahmen fand bei allen Parametern eine durchschnittliche Verdopplung des Reichtums statt. Der Index Reichtum ist für alle Parameter geeignet, um Renaturierungseffekte zu verdeutlichen. Die Diversität ist für die Morphologie und Auenvegetation gut, für die Laufkäfer allerdings nicht geeignet, um Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen darzustellen. Die Evenness als Maß für die Gleichverteilung ergab für die Vegetation keine aussagekräftigen Unterschiede. Für die Laufkäfer spiegelt sie jedoch das Auftreten uferbewohnender Laufkäferarten mit vergleichsweise hohen Abundanzen in renaturierten Abschnitten wider. Gerade letzteres zeigt, wie wichtig die Betrachtung der Autökologie von Arten ist. Dementsprechend wäre eine Analyse funktioneller Indices sinnvoll. Die Ergebnisse zeigen ein insgesamt hohes Indikationspotential der Vegetation und der Laufkäfer für Veränderungen von Fließgewässerabschnitten durch Renaturierungsmaßnahmen. Eine Analyse bezüglich direkter Zusammenhänge zwischen morphologischen Veränderungen und der Besiedlung sowie des Alters der Maßnahme kann weitere Erkenntnisse liefern.

Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Teilprojektes „Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands“ (Januschke et al. 2009) innerhalb des Projektes „Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen“ (DRL 2009) statt. Gefördert wurde das Projekt durch das Bundesamt für Naturschutz. Die Datenerhebung für das Teilprojekt erfolgte durch die Universität Duisburg-Essen und das Forschungsinstitut Senckenberg. Über das Projekt hinausgehende Auswertungen bilden die Grundlage meiner Dissertation.

Literatur

DRL (2009): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 82 – Mai 2009. 160 S.

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart, 1096 S.

Jähnig, S.C., Lorenz, A.W. & Hering, D. (2008) Hydromorphological parameters indicating differences between single- and multiple-channel mountain rivers in Germany, in relation to their modification and recovery. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18, 1200–1216.

Januschke, K., Sundermann, A., Antons, C., Haase, P., Lorenz, A. und D. Hering (2009): Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. S.23-39. In: Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 82 – Mai 2009.

Oberdorfer, E. (1983, 1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I-III. Fischer, Stuttgart/ New York.

Shannon C.E. & Weaver W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press: Urbana, IL., 117 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Frisch renoviert zu vermieten: Abschätzung des Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzials nach Umgestaltung der Panke (Berlin)

Tanja Pottgiesser

umweltbüro essen (ube), Rellinghauser Str. 334 f, 45136 Essen, tanja.pottgiesser@umweltbuero-essen.de

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahmenplanung, Wiederbesiedlung, Prognose der Zielerreichung, methodisches Vorgehen

Einleitung

Urbane Gewässer sind in ihrer Lebensraumfunktion häufig stark eingeschränkt. Gründe dafür sind ein massiver Gewässerausbau, erhebliche Veränderungen der Hydrologie und Hydraulik sowie eine organische und trophische Belastung, verbunden mit einer meist langjährigen und intensiven anthropogenen Nutzung. Vielfach wurden die Fließgewässer zudem durch gewässernahe Bebauung oder Nutzung ihrer natürlichen Aue beraubt und auf ihre Funktion der Wasser- und Hochwasserableitung (Vorfluter) reduziert.

Diese Beeinträchtigungen treffen auch auf die Panke in Berlin und Brandenburg zu. Um der Panke wieder eine gute ökologische Qualität zu geben und sie als Lebensraum für die biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos sowie Makrophyten & Phytobenthos zu verbessern, ist als erstes gemeinsames Projekt der Länder Berlin und Brandenburg ein Gewässerentwicklungskonzept (GEK) zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erstellt worden.

Im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin wurden für den Berliner Teil der Panke die Struktur verbessernden Maßnahmen von der ARGE „Panke 2015“ – einem Konsortium aus Planungs- und Ingenieurbüros unterschiedlicher Fachdisziplinen – erarbeitet (ARGE „Panke 2015“ 2009). Die für die verschiedenen Planungsabschnitte unter Berücksichtigung einzelfallbezogener sozio-ökonomischer Restriktionen geplanten typspezifischen, ökologisch wirksamen und sinnvollen Maßnahmenkombinationen sind dabei in einem breit angelegten Partizipationsprozess abgestimmt worden (Pottgiesser & Wolter 2010).

Für die Prognose der mit den Maßnahmenplanungen zu erzielenden Umweltziele, d. h. ob und in wie weit anhand der einzelnen Qualitätskomponenten die Ziele der WRRL – letztendlich der „gute ökologische Zustand“ – erreicht werden können, ist ein methodisches Vorgehen entwickelt worden. Dieses umfasst im Wesentlichen die Herleitung der sich nach Durchführung der geplanten Maßnahmen einstellenden besiedlungsrelevanten Habitate sowie die Abschätzung des (Wieder)Besiedlungspotenzials. Exemplarisch für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos wird dieses Vorgehen im Folgenden vorgestellt.

Untersuchungsgebiet

Die Panke entspringt bei Bernau in Brandenburg und mündet nach rund 29 km Fließstrecke über den Berlin-Spandauer-Schifffahrtskanal in die Spree. Das Einzugsgebiet der Panke umfasst 201 km^2, davon etwa 136 km^2 in Berlin. Auf Berliner Stadtgebiet beträgt die Lauflänge ca. 17,7 km. Die wichtigsten Nebenläufe sind Lietzengraben, Laake und Fließgraben.

Gegliedert ist der Verlauf der Panke in einen eher ländlich geprägten Oberlauf mit geringen Anteilen an Siedlungsflächen, einen Mittellauf mit überwiegend Stadt-Land-Übergangscharakter sowie einen urbanen Unterlauf (Abb. 1).



Abb. 1: Typische Aspekte der Panke.

Gewässertypologie: Der Oberlauf der Panke in Brandenburg ist als künstliches Gewässer eingestuft. Unterhalb des Teufelspfuhl ist die Panke als Typ 11: Organisch geprägter Bach und der sich daran anschließende Gewässerabschnitt als Typ 14: Sandgeprägter Tieflandbach ausgewiesen. Dem Unterlauf der Panke ist der Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern zugeordnet. Die Nebengewässer entsprechen ebenfalls dem Typ 14.

Ist-Zustand: Die Gewässerstruktur ist stark anthropogen überprägt: Die Gewässerstrukturkartierung weist alle Gewässer als stark bis vollständig verändert aus (Klassen 5 - 7) (Informus 2003). Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten zeigt einen schlechten ökologischen Zustand an. Hauptdefizite und Ursachen hierfür sind: eine mangelnde Längsdurchgängigkeit, das Fehlen fischrelevanter Habitate (z. B. schnell überströmte und sauerstoffreiche Kiesbänke, tiefere Gewässerbereiche oder Unterstände), eine geringe Habitatdiversität (z. B. Totholz, Wurzelflächen, Wasserpflanzen und Röhrichte in zu geringen Anteilen, Fehlen strömungsberuhigter Uferbereiche mit lagestabilen Sandablagerungen), das Fehlen standorttypischer Gehölze, eine abschnittsweise saprobielle Belastung sowie eine erhöhte Trophie.

Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials zur Prognose der Zielerreichung

Eine (Wieder)Besiedlung von Fließgewässern mit Makrozoobenthos kann über verschiedene aktive oder passive Ausbreitungswege erfolgen, z. B. über Drift im Gewässer, Aufwärtswanderung oder –flug oder auch Windverdriftung flugfähiger Stadien. Eine Wiederbesiedlung über Drift wird für die Panke ausgeschlossen, da sowohl im Hauptgewässer als auch in den Zuflüssen kein weiterer gewässertypspezifischer Artenpool vorkommt, der nicht schon in den Auswertungen berücksichtigt worden ist. Eine Aufwärtswanderung von Arten aus der Spree wird ebenfalls ausgeschlossen, da dieser staugeregelte Fluss im Vergleich zur Panke eine abweichende Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft aufweist. Flug und/oder Windverdriftung aus benachbarten Gewässersystemen sind daher die hauptsächlichen Migrationswege, über die eine Wiederbesiedlung der Panke nach erfolgreicher Umgestaltung erfolgen kann.

Methodisches Vorgehen

Zur Prognose der Zielerreichung der Maßnahmenplanung sind als wesentliche Kriterien herangezogen worden:

- die für die verschiedenen Planungsabschnitte nach Durchführung der Maßnahmen prognostizierten besiedlungsrelevanten Habitate inkl. der hydraulischen und hydrologischen Verhältnisse,
- das theoretische Wiederbesiedlungspotenzial für die unterschiedlichen Gewässertypen.

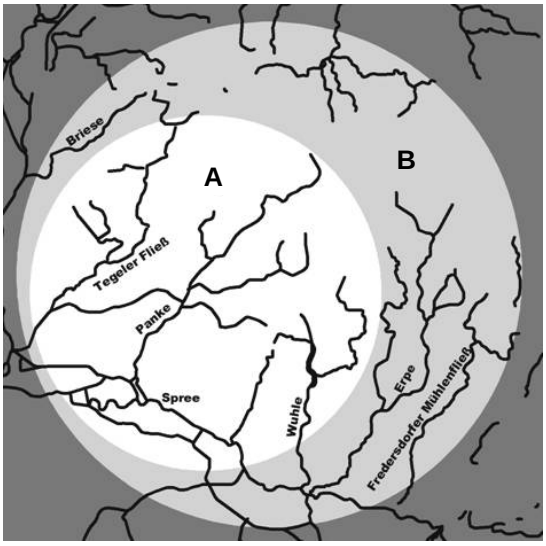


Abb. 2: Suchräume für das Wiederbesiedlungspotenzial.

Wiederbesiedlungsraum A beinhaltet die Gewässer in einem Radius von maximal 10 km und umfasst die beiden benachbarten Gewässersysteme von Wuhle und Tegeler Fließ. Es wird davon ausgegangen, dass Makrozoobenthostaxa aus diesem Wiederbesiedlungsraum die Panke bis 2015 (wieder)besiedeln können.

Wiederbesiedlungsraum B beinhaltet die Gewässer in einem Radius von maximal 20 km und umfasst im Wesentlichen die brandenburgischen Gewässer(systeme) Briese, Erpe und Fredersdorfer Mühlenfließ. Es wird davon ausgegangen, dass Makrozoobenthostaxa aus diesem Wiederbesiedlungsraum die Panke bis 2027 (wieder)besiedeln können.

Zur Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- Erstellung einer **Gesamtartenliste** von rund 250 Taxa mit im Einzugsgebiet der Panke sowie in den benachbarten Gewässersystemen vorkommenden Taxa, die in unterschiedliche Entfernungskategorien (= Wiederbesiedlungsräume) klassifiziert wurden (Abb. 2)
- Zuordnung von **Abundanzen** auf Grundlage der prognostizierten abiotischen Rahmenkulisse, d. h. unterschiedliche Abundanzen für die verschiedenen Gewässertypen und Planungsabschnitte
- Konstruktion verschiedener **Taxalisten**, z. B. nur die Taxa im Einzugsgebiet der Panke, alle Taxa im Einzugsgebiet der Panke und alle Taxa im Wiederbesiedlungsraum A und oder B, mit reduzierten Störzeigern, nur Gütezeiger usw.
- typspezifische **Berechnung** der Artenlisten mit ASTERICS
- Auswertung der typspezifischen Gütezeiger (1, 2) und Störzeiger (-1, -2) des **Fauna-Index** (Meier et al. 2006)

Ergebnisse: Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials

Aktuell sind im Einzugsgebiet der Panke (Panke und Zuflüsse) insgesamt 65 Taxa gemäß operationeller Taxaliste (Meier et al. 2006) nachgewiesen worden, darunter eine mittlere Anzahl von Güte- und Störzeigern für die beiden in Berlin ausgewiesenen Gewässertypen. Bei den meisten Taxa handelt es sich um nicht in die Fauna-Indices eingestufte Arten (Tab. 1).

Tegeler Fließ und Wuhle weisen zusammen 144 Taxa auf, wobei die Mehrzahl dieser Taxa (80) nur in diesen Gewässern und nicht im Einzugsgebiet der Panke vorkommt. Da es sich bei beiden Gewässersystemen des Wiederbesiedlungsraums A um Organisch geprägte Bäche handelt, kommen nur wenige Sandbach-Gütezeiger vor und keine, die nicht auch schon im Einzugsgebiet der Panke vorkommen. Für den Typ 19 kommen einige weitere Gütezeiger hinzu, die bislang noch nicht in der Panke nachgewiesen worden sind, da für die Bewertung der Typen 11 und 19 derselbe Fauna-Index zugrunde gelegt wird (Tab. 1).

Tab. 1: Übersicht über die typspezifischen Güte- und Störzeiger im Einzugsgebiet (EZG) der Panke sowie in den beiden Wiederbesiedlungsräumen (Definition s. o).

	EZG Panke	Wiederbesiedlungsraum A		Wiederbesiedlungsraum B	
	gesamt	gesamt	nur WBR A	gesamt	nur WBR B
Gütezeiger Typ 14	12	12	--	32	20
Störzeiger Typ 14	14	34	20	39	28
Gütezeiger Typ 19	16	26	5	49	33
Störzeiger Typ 19	16	39	23	53	39

Unter den rund 225 Taxa der drei Gewässer Briese, Erpe und Fredersdorfer Mühlenfließ des Wiederbesiedlungsraums B kommen entsprechend der ausgewiesenen Gewässertypen zahlreiche Gütezeiger für die beiden Gewässertypen 14 und 19 vor (Tab. 1).

Ergebnisse: Prognose der Zielerreichung

Auf Grundlage der aktuellen Bewertungsverfahren kann mit der heute im Panke-System vorkommenden Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft für den als Typ 19 ausgewiesenen Unterlauf der Panke grundsätzlich der gute ökologische Zustand erreicht werden, wenn entsprechende Maßnahmen ergriffen werden, so dass sich die vorhandenen Arten im gesamten Gewässer ausbreiten und etablieren können.

Tab. 2: Prognose der auf Grundlage des Wiederbesiedlungspotenzials zu erreichenden ökologischen Zustandsklasse für die als Typ 14 bzw. Typ 19 ausgewiesenen Wasserkörper.

	Panke + Zuflüsse	Panke + Zuflüsse + WBR A	Panke + Zuflüsse + WBR A + B
WK Typ 14	mäßig und schlechter	mäßig und schlechter	gut
WK Typ 19	gut	gut	gut

Für die als Typ 14 ausgewiesenen Abschnitte der Panke ist mit dem heute im Einzugsgebiet vorhandenen Arteninventar eine Zielerreichung gemäß WRRL nicht möglich, selbst wenn durch geeignete Maßnahmen alle Störzeiger für diesen Gewässertyp zurückgedrängt werden. Diese ungünstige Prognose wird durch die zahlreichen, nicht im Fauna-Index eingestuften Arten bestimmt, bei denen es sich v. a. um Phytalarten und Arten strömungsberuhigter Bereiche handelt, die zu einer schlechten Bewertung der Core-Metrics im Modul Allgemeine Degradation für diesen Typ führen (Tab. 2).

Da die Makrozoobenthos-Besiedlung des Wiederbesiedlungsraums A keine weiteren sandbachspezifischen Gütezeiger aufweist, ändert sich auch die Prognose der Zielerreichung für die als Typ 14 ausgewiesenen Abschnitte der Panke nicht (Tab. 2).

Wenn aus dem Wiederbesiedlungsraum B alle Taxa, d. h. Güte- und Störzeiger sowie nicht im Fauna-Index eingestuften Taxa den Weg zur Panke finden, dann wird ebenfalls ein mäßiger bzw. schlechterer ökologischer Zustand prognostiziert. Die Erreichung des guten ökologischen Zustands ist für die als Typ 14 ausgewiesenen Wasserkörper erst dann möglich, wenn nur die Gütezeiger der beiden Typen 14 und 19 die Panke aus diesem Wiederbesiedlungsraum besiedeln.

Fazit

Für die Panke ist eine Zielerreichung gemäß WRRL schwierig zu beurteilen, da sich hier weniger die mit den Maßnahmen geschaffenen Habitate limitierend auf die Erreichung des guten ökologischen Zustands auswirken, als vielmehr das begrenzte Wiederbesiedlungspotenzial mit gewässertypspezifischen Gütezeigern v. a. der Sandbäche. Dies liegt u. a. auch daran, dass es sich bei der Panke nicht um einen „klassischen" sandgeprägten Tieflandbach handelt, sondern eher um einen „Mischtyp". Die Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft der Panke weist neben den typischen Sandbach-Besiedlern natürlicherweise auch Arten organisch geprägter Gewässer auf, die im Fauna-Index des Bewertungsverfahrens des Typs 14 aber z. T. als Störzeiger eingestuft sind.

Berliner Fließgewässer sind aktuell zwar sehr artenreich, in Bezug auf Sauerstoff und Strömung anspruchsvolle Makrozoobenthos-Arten (v. a. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera) sind aber relativ selten. Viele der aktuell vorkommenden Arten sind Phytalarten strömungsberuhigter Bereiche, wie Mollusken und Coleopteren. Für die nicht als Typ 11, 12 oder 19 eingestuften Gewässer Berlins ist daher ein nach einer Umgestaltung anhand des Bewertungsverfahrens „messbarer" guter ökologischer Zustand nur dann möglich, wenn sich genügend rheophile und rhithrale Gütezeiger aus weiter entfernten Wiederbesiedlungsräumen etablieren und gleichzeitig durch entsprechende Maßnahmen die Störzeiger reduziert werden.

In den Fließgewässern Brandenburgs können aktuell noch sehr viele Gütezeiger der Sandgeprägten Tieflandbäche nachgewiesen werden. Allerdings ist das direkte Umfeld Berlins in Brandenburg aufgrund der jahrhundertelangen, intensiven anthropogenen Überformung auch relativ artenarm. Naturnähere Standorte mit gewässertypspezifischen Biozönosen sind eher in anderen Naturräumen Brandenburgs zu finden, beispielsweise im Fläming, in der Prignitz oder im Spreewald.

Falls weniger strengen Umweltziele für Berliner Fließgewässer des Typs 14 aufgrund des geringen Wiederbesiedlungspotenzials nicht geltend gemacht werden sollen, dann ist zu versuchen über die Schaffung von „Trittsteinrenaturierungen" eine Einwanderung der Arten aus weiter entfernten Naturräumen zu unterstützen und damit langfristig die Etablierung in Berlin zu ermöglichen. Eine andere Möglichkeit ist z. B. auch die aktive Ansiedlung von Arten, wie es bei Fischen seit Jahrzehnten gängige Praxis ist und auch beim Makrozoobenthos seit einiger Zeit praktiziert wird, aktuell beispielsweise in der Lippe in Nordrhein-Westfalen (Tittizer et al. 2008).

Danksagung

Für die Bereitstellung der biologischen Daten danke ich Antje Köhler (SenGUV), Reinhard Müller (Planungsbüro Hydrobiologie Berlin) sowie Jörg Schönfelder und Dirk Langner (LUA BB).

Literatur

ARGE „Panke 2015" (2009): Panke – Pilotprojekt zur vorbereitenden Maßnahmenplanung. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag SenGUV Berlin, 367 S. + Anhang + Kartenband.

Informus (2003): Gewässerstrukturgütekartierung kleiner Fließgewässer nach dem Vor-Ort-Verfahren. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, 29 S. http://www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/wrrl/de/download.shtml#veranstalt

Meier, C., P. Haase, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann D. & Hering (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. http://www.fliessgewaesserbewertung.de

Pottgiesser, T. & A. Wolter (2010): Öffentlichkeitsbeteiligung in der Hauptstadt der Kultur(en) - Partizipation am Beispiel des Berliner Pilotprojektes Panke. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2009 (Oldenburg), Weißensee Verlag: in diesem Band.

Tittizer, T., D. Fey, M. Sommerhäuser, K. Málnás & S. Andrikovics (2008): Versuche zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart *Palingenia longicauda* (Olivier) in der Lippe. Lauterbornia 63, 57-75.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Öffentlichkeitsbeteiligung in der Hauptstadt der Kultur(en) - Partizipation am Beispiel des Berliner Pilotprojektes Panke

Tanja Pottgiesser[1] *& Andrea Wolter*[2]

[1] umweltbüro essen (ube), Rellinghauser Str. 334 f, 45136 Essen, tanja.pottgiesser@umweltbuero-essen.de

[2] Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (SenGUV), Brückenstr. 6, 10179 Berlin

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerentwicklungskonzept, Öffentlichkeitsbeteiligung, Informationsveranstaltung, Beteiligungswerkstätten

Einleitung

Informieren und Einbeziehen! Die Partizipation aller interessierten Stellen sowie der breiten Öffentlichkeit bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne ist eine der vielen neuen und fortschrittlichen Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Artikel 14). Diese intensive Form der Beteiligung geht damit weit über die bislang üblichen Beteiligungsverfahren, wie man sie z. B. aus Planfeststellungsverfahren kennt, hinaus. Ziel ist gemäß des „Leitfadens zur Beteiligung der Öffentlichkeit“ (AG 2.9 2002) ein innovativer und kreativer Planungsprozess, in dem Wissen, Erfahrungen und Erkenntnisse der Experten verschiedener Fachdisziplinen als Grundlage gebündelt zusammengetragen sowie Ansichten und Erfahrungen der Betroffenen direkt einfließen können. Diese Ziele sind auch gleichzeitig Vorteile der Partizipation, wobei der Akzeptanz und Unterstützung des Planungsprozesses durch die Öffentlichkeit eine sehr wichtige Rolle zukommt.

Im Rahmen des Pilotprojekts „Panke“ wurde in Berlin erstmals versucht mit einem langfristig und breit angelegten Beteiligungsprozess diese Anforderungen umzusetzen. Die Aufstellung eines Gewässerentwicklungskonzepts (GEK), mit dem Ziel der Panke wieder eine „gute ökologische Qualität“ zu geben, war das erste gemeinsame Projekt der Länder Berlin und Brandenburg zur Umsetzung der WRRL. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (SenGUV) wurden für den Berliner Teil der Panke die notwendigen Maßnahmen von der ARGE „Panke 2015“ erarbeitet (ARGE „Panke 2015“ 2009, Pottgiesser 2010). In diesem Planungsprozess war dem Senat eine intensive Abstimmung mit allen interessierten Bürgern, den Verbänden, weiteren Fachbehörden und den Berliner Wasserbetrieben besonders wichtig.

Die breit angelegte Öffentlichkeitsbeteiligung umfasste dabei folgende, auf unterschiedliche Zielgruppen hin ausgerichtete, Informations- und aktive Beteiligungsprozesse:

- projektbegleitender Steuerungskreis als Arbeitsform der Fachverwaltungen, darunter Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berliner Forsten, Fischereiamt, Bezirksamt Pankow und Mitte, Berliner Wasserbetriebe, Grün Berlin GmbH
- Vortragsreihe „Tag der Panke“
- Beteiligungswerkstätten für alle Interessierten zur aktiven Gestaltung des Planungsprozesses
- kontinuierliche Öffentlichkeitsarbeit z. B. über Internet, aber auch Fahrrad-Touren, usw.
- „Gerade war gestern“ ein Computerspiel für Kinder und Jugendliche

Vortragsreihe „Tag der Panke“

Inhalte und Ziele

Die Vortragsreihe „Tag der Panke“ ist primär eine Informationsveranstaltung, mit der u. a. das Projekt sowie die Ziele der WRRL den ca. 250.000 Einwohnern im Einzugsgebiet frühzeitig bekannt gemacht werden sollten. Die Vermittlung von Fachwissen stand dabei im Vordergrund: Themen rund um die Panke und ihr Einzugsgebiet sowie die konkrete Umsetzung der WRRL in Berlin bzw. speziell im Panke-Gebiet wurden (so weit bei einem heterogenen Publikum möglich) zielgruppengerecht aufbereitet und präsentiert, um den Teilnehmern so das notwendige (Fach)Wissen für den weiteren Beteiligungsprozess zu geben. Die (kurzen) Diskussionen mit Betroffenen und Akteuren ermöglichten einen Einstieg bzw. übten den Beteiligungsprozess, da die aktive und frühzeitige Einbindung der Öffentlichkeit in den Umsetzungsprozess, zumindest in dieser Form, für alle Beteiligten eine neue Herausforderung darstellt.

Durchführung

Es handelte sich um eine mehrjährige ganztägige Vortragsreihe (2003, 2005, 2008, Herbst 2009) mit wechselnden Veranstaltungsorten (Berlin-Pankow, Bernau in Brandenburg). Die Vorträge behandelten dabei die Themengebiete: WRRL mit Bestandsaufnahme, Bewertungsverfahren und Bewirtschaftungsfragen, Fallbeispiele der Gestaltung städtischer und stadtnaher Gewässer sowie laufende Planungen entlang der Panke und im Einzugsgebiet (SenGUV 2008).

Fazit

Die kontinuierlich steigende Teilnehmerzahl (ca. 70 in 2005 auf ca. 170 Teilnehmer in 2008) zeigte das wachsende Interesse sich mit dem Prozess der Umgestaltung der Panke auseinander zusetzen, auch wenn im Vergleich zur Einwohnerzahl im Einzugsgebiet eine noch größere Resonanz wünschenswert wäre. Als größte Hindernisse auf dem Weg zu einer noch breiteren Beteiligung zeichnet sich das gezielte Verbreiten von Informationen in einer vielfältigen Millionenstadt ab sowie die mangelnde Identifizierung mit dem (zeitweiligen) Wohnumfeld und die Konkurrenz mit einer Vielzahl an Freizeitangeboten. Mitteilungen zu Beteiligungsveranstaltungen sind nicht nur beim Bürger in Konkurrenz zu vielen anderen Angeboten sondern auch bei der Presse, so dass Veranstaltungshinweise über Printmedien nicht verlässlich abgesichert werden können.

Grundsätzlich wurde das Ziel eine Informationsveranstaltung für eine breite Öffentlichkeit durchzuführen aber erreicht. Nicht zuletzt auch dadurch, dass z. B. die Veranstaltungszeit in den Nachmittag und Abend verlagert wurde, um so auch Berufstätigen zumindest eine teilweise Teilnahme zu ermöglichen. Aufgrund der Heterogenität des Publikums - von Fachleuten bis hin zu interessierten Bürgern - war es z. T. schwierig die passende Kommunikationsebene zu finden.

Von Seiten der Teilnehmer wurde die Veranstaltung als abwechslungsreich, informativ und gut organisiert gelobt. Eine wichtige Rolle spielte dabei auch die ungezwungene Atmosphäre und gute Bewirtung in den Pausen. Den Beiträgen auf den ersten beiden Tagen der Panke (2003, 2006) fehlte etwas der direkte Bezug zur Panke. Dieser Schwachpunkt stieß auf Kritik. Dennoch lohnt sich ein früher Auftakt für die breite Information, da so der informale Informationsfluss in Gang gesetzt werden kann. Kritisiert wurden die Vorträge als z. T. zu lang, zu fachlich bzw. zu theoretisch. Auch die mangelnde Zeit für intensivere Diskussionen, über die direkten Fragen zu den Vorträgen und die „Pausengespräche“ hinaus, wurden negativ angemerkt. Daraus resultierte letztendlich auch der Wunsch eine ähnliche Veranstaltung mit direkt Betroffenen, wie den Anwohnern der Panke, mit mehr Möglichkeiten des Austausches und Einbringens durchzuführen.

Beteiligungswerkstätten

Inhalte und Ziele

Die aktive Beteiligung und Mitgestaltung des Planungsprozesses durch interessierte Bürger, ob Anwohner der Panke, Naturliebhaber oder Angler, sowie durch Vertreter verschiedener Interessengruppen waren Hauptziele der beiden Beteiligungswerkstätten (SenGUV 2008). Konkret wurden in der **ersten Beteiligungswerkstatt** die Sorgen, Befürchtungen und Wünsche der Teilnehmer sowie die lokalen Ortskenntnisse, Detail- und Fachwissen gesammelt sowie Wünsche und Maßnahmenvorschläge für die Panke zusammengestellt. Die **zweite Beteiligungswerkstatt** diente dazu, die im Rahmen des Gewässerentwicklungskonzepts geplanten Maßnahmen vorzustellen und offenzulegen ob und in wieweit die Anregungen aus der ersten Werkstatt eingeflossen sind, bzw. an welche zuständigen Institutionen die Wünsche, die nicht direkt mit der ökologischen Verbesserung des Fließgewässers in Zusammenhang standen, (so weit möglich) weiter geleitet wurden.

Durchführung

Beide Beteiligungswerkstätten wurden in zwei Stadtteilen von einem professionellen Moderator geleitet, unterstützt für alle formalen, politischen und fachlichen Fragen von Mitarbeitern des SenGUVs sowie den Büros der ARGE „Panke 2015“. Der Ablauf der **ersten Beteiligungswerkstatt** gliederte sich in Kurzvorträge zur WRRL sowie dem Ist-Zustand und Defiziten der Panke, in eine so genannte „aktive Pause“ mit einer Posterausstellung zu den Themen Regenwasser, Abflussgeschehen, Durchgängigkeit, Biologie, Gewässerstruktur und Gewässerunterhaltung und der Möglichkeit für individuelle Nachfragen. Daran schlossen sich die Arbeit in Arbeitsgruppen und die Abschlussdiskussion im Plenum mit Vorstellung der Ergebnisse aus den Arbeitsgruppen an.



Abb. 1: Arbeitsgruppen und Ergebnisse der ersten Beteiligungswerkstatt.

Kernstück dieser Beteiligungswerkstatt waren Kleinarbeitsgruppen von max. 10 Teilnehmern, die abschnittsweise folgende Fragen erarbeiten sollten:

- Was gefällt Ihnen an der Panke nicht?
- Welche Sorgen und Befürchtungen haben sie bei einer möglichen Umgestaltung der Panke?
- Welche Wünsche haben Sie für die Panke allgemein?

Die Antworten wurden auf unterschiedliche farbige Karten geschrieben, nach Gemeinsamkeiten geclustert und ggf. auf Karten räumlich verortet (Abb. 1). Dabei wurden in rund zwei Stunden Defizite, Anregungen, Kommentare und Wünsche zu sehr unterschiedlichen Themengebieten zusammen getragen.

Fazit

Die Organisation- und Durchführung der Beteiligungswerkstätten war zwar mit einem großen zeitlichen und personellen Aufwand verbunden, aber die frühzeitige und umfassende Beteiligung im Planungsprozess war für den Informationsgewinn und die Resonanz auf die Planungsabsichten sehr wertvoll. Die kurzen (Fach)Vorträge zu Beginn der Veranstaltung waren dabei wesentlich für eine Angleichung des Informationsniveaus. Die „aktive Pause" stellte eine gute Möglichkeit für bilaterale Diskussionen und Fragen dar. Darüber hinaus ermöglichte die intensive Arbeit in Kleingruppen, jedem einzelnen Gehör zu schenken und auf seine spezifischen Bedürfnisse einzugehen.

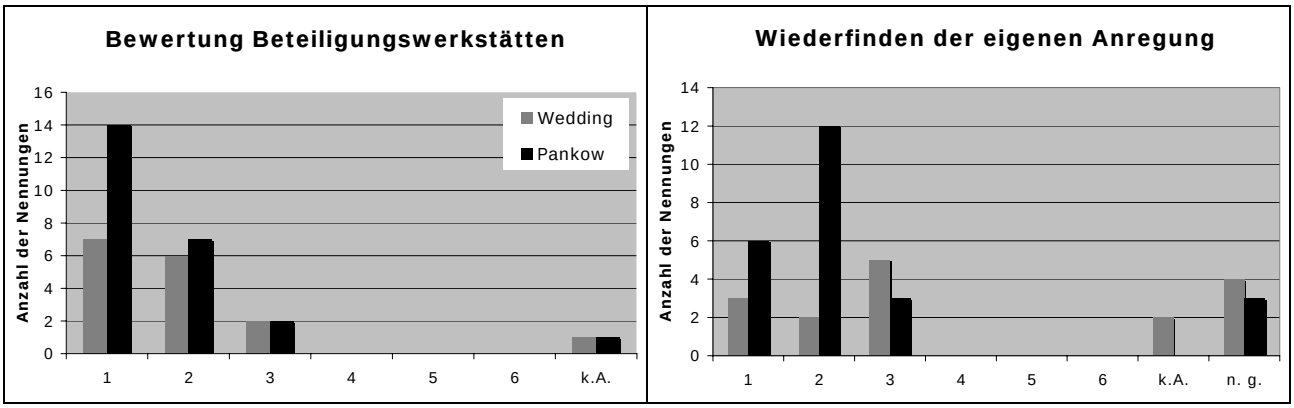


Abb 2: Auswertung der Teilnehmer-Befragung, entsprechend den „Schulnoten" von 1 bis 6. (k. A. = keine Angabe, n. g. = Antwort nicht gewertet).

Die Teilnehmer lobten die gut organisierte und informative Veranstaltung der Beteiligungswerkstätten als eine sehr gute Möglichkeit der Partizipation (Abb. 2). Insbesondere die Möglichkeit eigene Ideen in den Planungsprozess einzubringen, die auch berücksichtigt wurden, wurde als sehr positiv herausgestellt. Wie schon beim „Tag der Panke", war der zeitliche Rahmen als zu knapp kritisiert worden, ebenso wie die immer noch verbesserungsbedürftige Publikmachung der Veranstaltung**.**

Computerspiel „Gerade war gestern"

Kinder und Jugendliche für ökologische Themen und Umweltschutz zu interessieren und sensibilisieren und damit zu einem bewussteren Umgang z. B. mit der Ressource Wasser zu motivieren, ist für eine nachhaltige Gesellschaft wesentlicher Grundbaustein.

Die Wasserrahmenrichtlinie ist eines der fortschrittlichsten auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Regelwerke in Europa. Die Beweggründe und Auswirkungen der WRRL den Kindern und Jugendlichen näher zu bringen war der Hauptgedanke dem die Entwicklung des Computerspiels „Gerade war gestern" zu Grunde liegt (SenGUV 2009). Zielgruppen sind daher Schulen und Familien. Neben der spielerischen und leicht zugänglichen Vermittlung von Wissen zu Fließgewässerökosystemen steht insbesondere die Maßnahmenplanung im Vordergrund.

Bei diesem Simulationsspiel kann man sich als „Wasserbauer" betätigen (Abb. 3): Zur Behebung von hydromorphologischen Defiziten (Querbauwerke, Begradigung, fehlende Ufergehölze usw.) an verschiedenen Abschnitten der Panke können unterschiedliche Maßnahmen ergriffen werden (z. B. Beseitigung eines Sohlabsturzes durch Anlegen einer Sohlgleite oder Bau einer Fischwanderhilfe). Ziel der Maßnahmen ist die Schaffung bzw. Sicherung von Lebensräumen für die verschiedenen aquatischen Organismen. Die Umsetzung der ausgewählten Maßnahmen wird visualisiert, ihre öko-

logische Auswirkung bewertet und aus Sicht von Wasserbewohnern und menschlichen Anwohnern kommentiert. Werden die Möglichkeiten der ökologischen Verbesserungsmaßnahmen nicht voll ausgeschöpft, so erhält der Spieler entsprechend weniger Punkte. Durch das Spiel führt eine Libelle. Ihr kommt zum einen die Funktion des Sympathieträgers zu. Gleichzeitig erleichtert sie aber auch durch den Perspektivwechsel – der Spieler erlebt das Spiel durch ihren Blickwinkel – die Einfühlung in die nicht menschliche Welt.



Abb. 3: Das „Spielfeld“.

Das Computerspiel ist derzeit das konkreteste Umweltbildungsmaterial zur Renaturierung urbaner Fließgewässer gemäß WRRL. Die Visualisierung der geplanten Maßnahmen ist essentiell um die Bedeutung der WRRL zu erfassen. Der spielerische Umgang mit dieser Thematik schafft nebenbei Basis für die langfristige Akzeptanz der Notwendigkeit ökologischer Maßnahmen.

Resümee

Die WRRL hat immer noch Mühe, in den breiten Bevölkerungsschichten anzukommen. Deshalb ist eine intensive und möglichst breit gefächerte Öffentlichkeitsarbeit wesentlich, um viele Bürger zu erreichen. Denn die meisten sind positiv überrascht von der Möglichkeit derartig intensiv mitwirken und gestalten zu können.

Was die Aufstellung des Gewässerentwicklungskonzeptes und die Ableitung von Maßnahmen angeht, so hat sich der breit angelegte Beteiligungsprozess mit dem „Tag der Panke“ als übergeordnete Informationsveranstaltung, mit den Beteiligungswerkstätten als Forum für die Öffentlichkeit, mit dem Steuerungskreis und den Fachgesprächen als Arbeitsform der Fachverwaltungen, sowie mit einer kontinuierlichen Öffentlichkeitsarbeit bewährt. Ohne diese den Planungsprozess unterstützende Beteiligung wären sowohl die Beschaffung wesentlichen Informationen als auch die Vermittlung des Ergebnisses ungleich schwieriger gewesen. Sehr wahrscheinlich würden im Gegensatz zum heute vorliegenden Maßnahmenkonzept eine Reihe von abgestimmten Planungsaspekten fehlen.

Literatur

AG 2.9 (Arbeitsgruppe Best Practices in der Bewirtschaftungsplanung für Einzugsgebiete) (2002): Leitfaden zur Beteiligung der Öffentlichkeit in Bezug auf die Wasserrahmenrichtlinie. Aktive Beteiligung, Anhörung und Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen. Übersetzung der engl. Originalfassung: 84 S.

ARGE „Panke 2015“ (2009): Panke – Pilotprojekt zur vorbereitenden Maßnahmenplanung. – Unveröffent. Gutachten im Auftrag SenGUV Berlin, 367 S. + Anhang + Kartenband.

Pottgiesser, T. (2010): Frisch renoviert zu vermieten: Abschätzung des Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzials nach Umgestaltung der Panke (Berlin). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2009 (Oldenburg), Weißensee Verlag: in diesem Band.

SenGUV (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz) (2008): Panke 2015 – Es läuft gut für die Panke. - http://www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/wrrl/de/panke2015.shtml

GEWÄSSERBEWERTUNG UND ENTWICKLUNGSKONZEPTE

BAUMGÄRTNER, M., M. BRÜNING, M. DEMBINSKI, A. DETTMER & P. SUHRHOFF: Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Pilotprojekt Marschgewässer in Niedersachsen

BÖER S. I., N. BRENNHOLT & W. MANZ: KLIWAS: Auswirkungen des Klimawandels auf die Hygiene von Fließ- und Küstengewässern

ENGELS, A.: Saison- und tidebedingte Variation von Sauerstoff- und Salzgehalt in der Ems zwischen Knock und Herbrum

ECKARTZ-NOLDEN, G.: EG-Wasserrahmenrichtlinie: Monitoring in NRW: 1. Monitoringzyklus 2005-2008: Untersuchungen – Ergebnisse - Erfahrungen

HARTING, H., W. PETERS & M. SIEBERT: Modellprojekt Wümme - Naturschonende Gewässerbewirtschaftung und Gewässerrenaturierung im Bearbeitungsgebiet 24 als Beitrag zur Gewässerentwicklung und Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

HEIMANN, W., H. K. SCHULZ & R. SCHULZ: Die notwendige Berücksichtigung lateraler Fischbewegungen im zukünftigen Gewässermanagement: Eine Literaturstudie

KASTENS, B.: Die Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der WRRL in Niedersachsen

QUICK, I.: Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems

SAATHOFF, S.: Das Modellprojekt „Hunte 25“ als Auftakt zur regionalen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen

SCHIMMER, H.: Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Öffentlichkeitsbeteiligung in NRW

STÖFFLER, U., A. PETRUCK & R. HURCK: Prognose des Temperaturhaushalts der Lippe für 2015

SUHRHOFF, P., P. SELLHEIM, K. PINZ & P. NEUMANN: Leitfaden Maßnahmenplanung - Empfehlungen zu Auswahl, Prioritätensetzung und Umsetzung von Maßnahmen zur Entwicklung niedersächsischer Fließgewässer (Hydromorphologie)

UHLENDAHL, TH.: Möglichkeiten und Grenzen von Öffentlichkeitsbeteiligung – Eine Einführung vor dem Hintergrund der WRRL

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Pilotprojekt Marschgewässer in Niedersachsen

Manfred Baumgärtner[1], Markus Brüning[2], Michael Dembinski[3], Ansgar Dettmer[4] & Peter Suhrhoff[5]

1 NLWKN⊗ Stade, Harsefelder Str. 2, 21680 Stade, manfred.baumgaertner@nlwkn-std.niedersachsen.de, 2, 3 Planula, Neue Große Bergstraße 20, 22767 Hamburg, m.bruening@planula.de, demi@planula.de 4 (damals) Landkreis Stade, Am Sande 4, 21682 Stade, 5 NLWKN Brake-Oldenburg, Heinestr. 1, 26919 Brake, peter.suhrhoff@nlwkn-bra.niedersachsen.de

Keywords: Marschgewässer, Bewertung, Makrophyten, Gewässerbewirtschaftung, Maßnahmen

Aufgaben und Inhalte des Pilotprojektes

Bei den Marschgewässern handelt es sich um einen besonderen, eigenständigen Typ von Gewässern, die bundesweit keine Rolle spielen, aber in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und den Niederlanden einen erheblichen Anteil ausmachen (Abb. 1). Die Gewässer der Marsch (Typ 22.1) gehören zu den limnischen Oberflächengewässern. Sie unterscheiden sich aber in einer Reihe von Eigenschaften von den typischen Fließgewässern. Neben den nährstoffreichen Marschböden sind dies vor allem die besonderen hydrologischen Verhältnisse. Die Marschgewässer sind in der Regel geprägt durch das künstliche Wassermanagement, d.h. die Entwässerung erfolgt über Siele und/oder Schöpfwerke, ohne die die jetzige Nutzung in deren Einzugsgebieten nicht möglich wäre. Damit wurde aber auch in den meisten Bereichen der ursprüngliche Tideeinfluss unterbunden. Die Fließgeschwindigkeit ist äußerst gering bzw. nur zeitweise vorhanden – entweder bei Sielzug oder Schöpfwerksbetrieb.

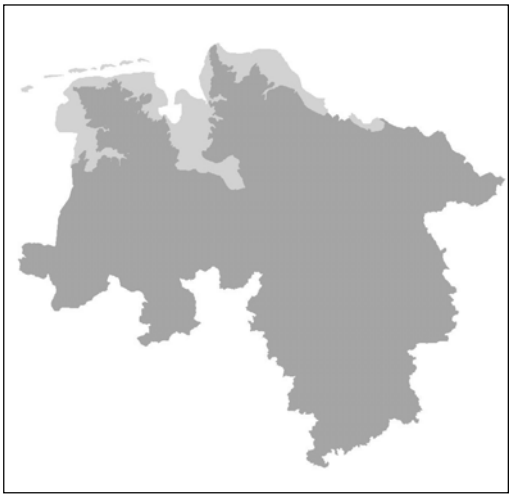


Abb. 1: Fläche Niedersachsens mit Anteil des Naturraumes Marsch (helle Fläche, ca. 11 %)

⊗ NLWKN: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Die Gewässer der Marschen sind in Niedersachsen als künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft. Damit gelten für diese Gewässer als Zielerreichung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie das gute ökologische Potenzial und der gute chemische Zustand. Die bundesweit entwickelten Verfahren für die Fließgewässerbewertung nach den biologischen Qualitätskomponenten sind hier nicht anwendbar. Daher wurde zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Bereich der Marsch in Niedersachsen das „Pilotprojekt Marschgewässer“ initiiert, das vom Niedersächsischen Umweltministerium gefördert wurde, unter der Trägerschaft des Unterhaltungsverbands Kehdingen, des Unterhaltungsverbands Untere Oste, der Sielacht Wittmund und der Braker Sielacht. Wesentliche Ziele waren die Erarbeitung fachlicher Grundlagen (Bewertungsverfahren und Maßnahmenvorschläge) für die Marschgewässer.

Auswahl der Modellgewässer

Wie bei anderen Gewässertypen gibt es auch in der Marsch nicht nur den **einen** Typ Marschgewässer. Unterschiede bestehen u.a. hinsichtlich Größe, Breite, Geesteinfluss, geo- und pedologische Ausgangssituation, evtl. Zustrom von salzhaltigem Wasser und dem Wassermanagement. Einige Marschgewässer liegen mit ihrem Einzugsgebiet vollständig in der Marsch, während andere mehr oder weniger große Einzugsgebietsanteile in der Geest haben. Dies ist z.B. entscheidend für die Wasserchemie. Einige Marschgewässer entwässern über Siele in das nächst größere Gewässer, d.h. in den Zeiträumen, wo das Wasser in freiem Gefälle abfließen kann, ist eine Durchgängigkeit für wandernde Organismen, z.B. Fische, gegeben. Bei den Gewässern, die ausschließlich über Schöpfwerke entwässern, ist die Durchgängigkeit komplett unterbunden.

Die Auswahl der Modellgewässer, die schwerpunktmäßig bearbeitet wurden, berücksichtigt deren unterschiedliche Ausprägung und verfolgte das Ziel, die Ergebnisse des Projekts auf möglichst viele Gewässer der Marsch übertragen zu können. Ausgewählt wurden: Basbecker Schleusenfleth mit Hackemühlener Bach (Landkreis Cuxhaven), der seinen Ursprung in der Geest hat (Gewässer mit Geesteinfluss), Wischhafener Schleusenfleth (Landkreis Stade) als reines Marschgewässer, Käseburger Sieltief (Landkreis Wesermarsch) als Gewässer mit Ursprung im Moor und Harle (Landkreis Wittmund) als Gewässer mit Salzeinfluss im Mündungsbereich (Abb. 2).

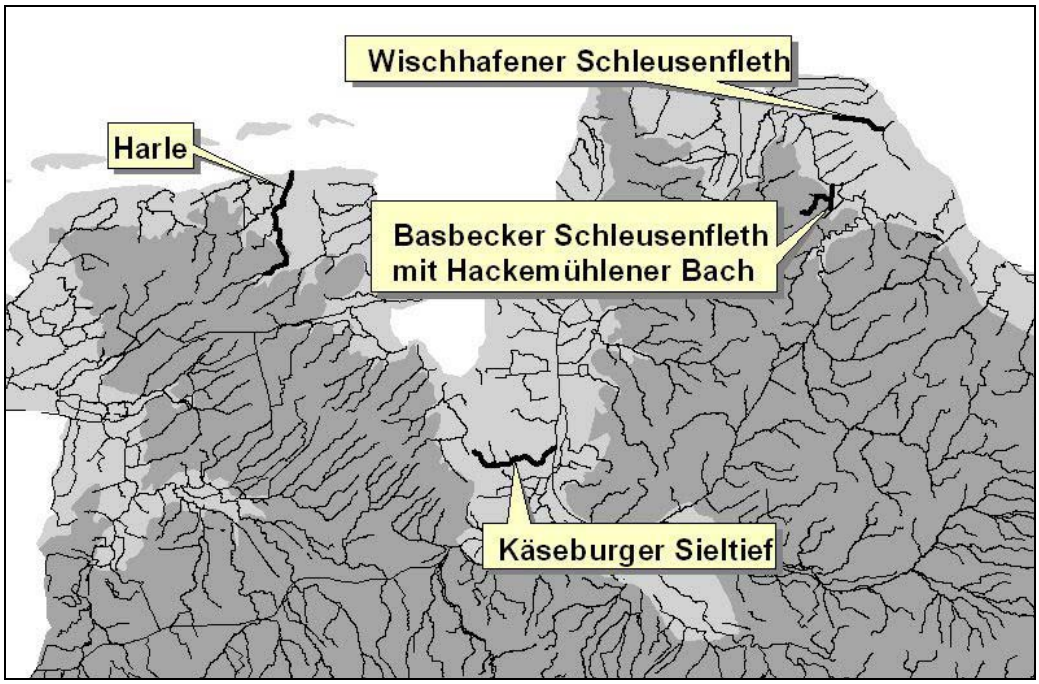


Abb. 2: Lage der Modellgewässer des Pilotprojekts Marschgewässer

Phase I des Pilotprojektes (2005-2006)

In der Phase I hat sich das Pilotprojekt Marschgewässer mit der Erarbeitung von Bewertungsansätzen und Referenzbedingungen sowie mit der Beschreibung von prinzipiell möglichen Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Marschgewässern entsprechend den Vorgaben der WRRL beschäftigt. Die bis dahin entwickelten Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten der verschiedenen Fließgewässertypen waren in den Marschgewässern nicht anwendbar. Bisher vorliegende Untersuchungen z.B. des Makrozoobenthos, Makrophyten und Fische zeigten, dass insbesondere die Makrophytenbesiedlung in den Marschgewässern entscheidend ist und einen erheblichen Einfluss auf das Vorkommen der anderen Qualitätskomponenten (vor allem Makrozoobenthos aber auch Fische) ausübt. Daher wurde es als sehr wichtig erachtet, zuerst ein Bewertungsverfahren für die Makrophyten zu entwickeln. Referenzzustände gibt es in den hier betrachteten Gewässern nicht mehr (sonst müsste noch ein direkter Tideeinfluss mit Ebbe und Flut vorhanden sein), daher wurde das Bewertungsverfahren gleich auf die Potenzialbestimmung ausgelegt. Auf der Grundlage umfangreicher Erhebungen und bereits vorhandener Untersuchungsdaten wurden eine Differenzierung von zunächst neun Subtypen vorgenommen (IBL 2007). Inzwischen wurde das Bewertungsverfahren, auch in Absprache mit Schleswig-Holstein auf sechs Subtypen reduziert und beruht im Wesentlichen auf der typenbezogenen Ermittlung einer ökologischen Qualitätskennzahl. Diese wird errechnet als Summe der Wertepunkte für das Vorkommen bzw. die Deckung wertgebender Makrophytenarten, für die Anzahl wertgebender Makrophytenarten, die Gesamtdeckung aller Makrophytenarten und für die Diversität (Anzahl Wuchsformen) (Brux, Jödicke und Stuhr 2009).

Befischungen an den vier Modellgewässern sowie zahlreiche vorhandene Daten von weiteren Marschgewässern bildeten die Basis für eine Bewertung der Qualitätskomponente Fische. Es wurde ein Verfahren entwickelt, dass auf dem Vorkommen, der Häufigkeit und der Altersstruktur von Indikatororganismen beruht (Bioconsult 2006). Die Methode wurde durch weitere Befischungen in der Phase II einem Praxistest unterzogen (Bioconsult 2007).

Zur Bewertung der vier Modellgewässer wurden neben den Makrophyten und Fischen zusätzliche Untersuchungen der Nährstoffe (allgemeine chemisch-physikalische Parameter) und einiger prioritäre Stoffe (Pflanzenschutzmittel und PAK im Wasser, ausgewählte Schwermetalle und TBT im Sediment) durchgeführt. Weiterhin wurden Daten zur Hydromorphologie (Strukturgütekartierungen) herangezogen. Die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton und Phytobenthos/Diatomeen wurden anhand vorhandener Untersuchungsdaten daraufhin geprüft, inwieweit die vorhandenen Bewertungsmethoden auf Marschgewässer übertragen bzw. angepasst werden können. Dies hat bisher noch zu keinem Ergebnis geführt, d.h. bis zur Anwendung entsprechender Bewertungsverfahren sind hier noch Anpassungen notwendig.

In einem weiteren Teilprojekt wurden die wesentlichen Defizite in Marschgewässern herausgearbeitet und daraufhin prinzipiell mögliche Maßnahmen (wie Erhöhung der Strukturvielfalt, Verhinderung zu starker Wasserstandsschwankungen, Reduktion der Trübung, Verminderung diffuser Stoffeinträge u.a.) herausgearbeitet, die zur Minimierung bzw. Beseitigung der Defizite beitragen können. Weiterhin wurden die einzelnen Maßnahmen hinsichtlich ihrer ökologischen Wirksamkeit bewertet (ARGE WRRL 2006).

Phase II des Pilotprojektes (2007)

Nach den Bewertungen weist keines der Modellgewässer bisher das gute ökologische Potenzial auf. Im Rahmen der Phase II des Pilotprojektes wurden für die vier Modellgewässers die Defizite dargestellt und darauf aufbauend kosten- und nutzenorientierte Maßnahmepläne erstellt. Hierfür wurden zur Zielerreichung gemäß WRRL Maßnahmenvorschläge ausgearbeitet, mit den Projektbeteiligten erörtert und in einem auf das jeweilige Modellgewässer bezogenen Maßnahmenkatalog zusammengestellt. Die Umsetzung der Maßnahmen hat die Erreichung des guten ökologischen Potenzials und des guten chemischen Zustandes des jeweiligen Gewässers zum Ziel.

An allen Gewässern wurden u.a. folgende Maßnahmen als kosteneffizient eingestuft:

• **Verbesserungen der Ufer- und Sohlenstruktur:** Die Bedingungen für Fische, Wirbellose und Makrophyten können vor allem durch die Anlage von Flachwasserbereichen, Seitengewässern und Baumgruppen verbessert werden

• **Schonende Gewässerunterhaltung:** Extensivierung der Gewässerunterhaltung unter Berücksichtigung des „ordnungsgemäßen Abflusses“

• **Wasserstandsmanagement:** Einhaltung möglichst hoher Wasserstände zur Reduktion der Wasserstandsschwankungen und der Zersetzung von organischen Böden

• **strikte Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft:** Förderung von Schulung und Beratung der Landwirte

Zusammenfassung

Mit dem Pilotprojekt Marschgewässer wurde ein wesentlicher Beitrag zur Umsetzung der EG-WRRL an Marschgewässern in Niedersachsen geleistet. So sind Bewertungsverfahren für die maßgebende biologische Qualitätskomponente Makrophyten und für die Fische entwickelt worden. Sie werden inzwischen für die Marschgewässer angewandt. Für das Makrozoobenthos ist die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für 2010 geplant. Die modellhafte Umsetzung der WRRL an den ausgewählten Modellgewässern hat gezeigt, dass auch an den Marschgewässern Defizite (vor allem diffuse Quellen, morphologische Veränderungen, Abflussregulierung) bestehen und hinsichtlich der Zielerreichung noch Handlungsbedarf besteht. In den jeweiligen Regionalberichten zu den einzelnen Modellgewässern wurden Maßnahmen zur Zielerreichung aufgezeigt.

Die einzelnen Berichte zu den Teilprojekten (Bewertungsverfahren, Maßnahmenübersichten, Regionalberichte) des Pilotprojektes sind im Internet unter **www.marschgewaesser.de** zu finden.

Danksagung

Der Dank geht an alle Projektbeteiligten, d.h. die Projektträger (Braker Sielacht, Sielacht Wittmund), Unterhaltungsverband Kehdingen und Unterhaltungsverband Untere Oste), die beteiligten Projektpartner [ARGE WRRL (Planula & BWS GmbH); BioConsult, IBL UmweltPLANUNG und Planungsgruppe Grün] und das Fachgremium (Landkreis Stade und NLWKN Betriebsstellen Aurich, Brake und Stade), die in enger Zusammenarbeit das Pilotprojekt Marschgewässer durchgeführt und betreut haben.

Literatur

ARGE WRRL (2006): Pilotprojekt Marschgewässer Niedersachsen, Teilprojekt Maßnahmenvorschläge für Marschgewässer, Gutachten im Auftrag des Unterhaltungsverbandes Kehdingen (www.marschgewaesser.de).

Bioconsult (2006): Modellprojekt Marschengewässer Niedersachsen: Teilprojekt Fische – Vorschlag eines Bewertungsverfahrens für verschiedene Marschengewässertypen in Niedersachsen. Studie im Auftrag des Unterhaltungsverbandes Kehdingen, Niedersachsen (www.marschgewaesser.de).

Bioconsult (2007): Pilotprojekt Marschgewässer Niedersachsen: Befischung und Bewertung ausgewählter Marschgewässer in Niedersachsen, Studie im Auftrag des Unterhaltungsverbandes Kehdingen.

Brux, H.; Jödicke, K. und Stuhr, J. (2009): Harmonisierung der Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands (BEMA.Verfahren) (unveröffentlicht).

IBL (2007): Pilotprojekt Marschgewässer, Teilprojekt Makrophyten. Entwicklung eines Verfahrens zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL (www.marschgewaesser.de).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

KLIWAS: Auswirkungen des Klimawandels auf die Hygiene von Fließ- und Küstengewässern

Simone I. Böer[1], Nicole Brennholt[1] & Werner Manz[2]

[1] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Biochemie und Ökotoxikologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, boeer@bafg.de, brennholt@bafg.de

[2] Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Universitätsstr. 1, 56070 Koblenz, manz@uni-koblenz.de

Keywords: Gewässerbewirtschaftung, Mikrobielle Ökologie, Monitoring und Bewertung

Abstract

Observational records and climate projections provide sufficient evidence that warming of the global climate system is indeed unequivocal (IPCC AR4); increases in global average air and ocean temperatures, widespread melting of snow and ice and rising global average sea levels have been noted. Water resources may be particularly vulnerable towards the impacts by climate change as global warming and associated changes in local climate are predicted to affect patterns, intensities and duration of precipitation and droughts. In order to investigate potential impacts of climate change on German sea, coastal and inland waterways and to further guarantee and develop their performance and use, the German Federal Ministry of Transport, Building and Urban Affairs has recently initiated the interdisciplinary research program KLIWAS (Impacts of climate change on waterways and shipping – development of adaptation options). One of the aspects to be assessed within this program is the potential effect of climate change on water hygiene and waterborne infectious diseases. Within 2 sub-projects of KLIWAS, effects of climate change on physico-chemical parameters (e.g. temperature, salinity, oxygen, nutrients, water discharge) and their implications for water hygiene in German waterways will be investigated by use of laboratory models in combination with field observations. The generated data will then be used to develop adaptation options for German waterways against the background of a changing hygienic state. A short outline of the two projects is presented here.

Einleitung

Laut des vierten Sachstandsberichtes des zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimafragen (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) aus dem Jahre 2007 ist der Einfluss des Menschen auf die aktuell zu beobachtenden globalen Klimaveränderungen wissenschaftlich belegt. Folgen der globalen Erwärmung wie ein Anstieg des Meeresspiegels, das Abschmelzen von polaren Eismassen und Gletschern sowie eine zunehmende Häufigkeit und Intensität extremer Wetterlagen werden bereits jetzt beobachtet oder für die nahe Zukunft vorausgesagt. Die globale Erwärmung und damit einhergehende Änderungen regionaler Klimata werden Niederschlagsintensität und –variabilität in

vielen Regionen ändern und das Risiko extremer Wetterereignisse erhöhen. In Folge dessen sind Wasserressourcen besonders durch den Klimawandel betroffen.

Die Wasserstraßen Deutschlands haben einen hohen ökologischen und (sozio-) ökonomischen Wert hinsichtlich des Transports (~8000 km schiffbare Verkehrswege), der Trinkwasserversorgung, der Energiewirtschaft und Industriebetriebe (z.B. Kühlwasser), der Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen sowie der Freizeit und Erholung. Das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung hat deshalb das interdisziplinäre Forschungsprogramm **KLIWAS** („Auswirkungen des **Kli**mawandels auf **Wa**sserstraßen und **S**chifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen“), initiiert, um potentielle Auswirkungen des Klimawandels auf die deutschen See-, Küsten- und Binnenwasserstraßen zu identifizieren und diesen mit angepassten Handlungsoptionen u.a. in den Bereichen der öffentlichen Gesundheit und des Baggergutmanagements begegnen zu können.

Die im Rahmen der DGL-Tagung 2009 vorgestellten Projekte 3.04 und 5.03 des Forschungsprogramms KLIWAS befassen sich mit den Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserhygiene und die durch den Kontakt mit Wasser übertragbaren Infektionskrankheiten in deutschen Wasserstraßen und Badegewässern. Ziel beider Projekte ist es, Vorkommen und Verbreitung hygienisch relevanter Bakterienarten in Wasser, Sedimenten und Baggergut aus ausgewählten Binnengewässer- und Küstenbereichen zu analysieren, und vor dem Hintergrund sich ändernder Klimaverhältnisse zu beleuchten. So könnte eine klimabedingte Erhöhung der durchschnittlichen Wassertemperatur und eine einhergehende Absenkung des Sauerstoffgehaltes wahrscheinlich nicht nur das Auftreten von Algenblüten und damit die Freisetzung von Algentoxinen verstärken, sondern potenziell auch die Vermehrung hygienisch relevanter oder human-pathogener Bakterien begünstigen. Beispielsweise wurden in den vergangenen Jahren vermehrt Erkrankungsfälle von Badeurlaubern an der deutschen Ostseeküste gemeldet, verursacht durch temperaturbedingte, ungewöhnlich hohe Konzentrationen des Bakteriums *Vibrio vulnificus* im Meerwasser. Auch an der Nordseeküste tritt *Vibrio vulnificus* auf und kann dort zusammen mit weiteren potenziell pathogenen *Vibrio*-Arten regelmäßig nachgewiesen werden. Für Binnengewässer stehen ähnliche Beobachtungen für relevante Krankheitserreger noch aus. Eine mögliche Häufung gesundheitsrelevanter Mikroorganismen erhöht jedoch nicht nur die Infektionsrisiken durch direkten Wasserkontakt an Badestränden oder beim Verzehr toxinbelasteter Meerestiere – mit negativen Folgen für den Tourismus-, sondern steigert auch die Gefährdung bei Kontakt mit Wasser, Sedimenten und Baggergut im Rahmen von Arbeiten an und in den Bundeswasserstraßen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Bei den in den beiden Projekten zu untersuchenden Gebieten handelt es sich um deutsche Bundeswasserstraßen. Dabei werden sowohl die Binnenwasserstraßen als auch die Küstengewässer betrachtet (Abb. 1).



Abb. 1: Deutsche Wasserstraßen. Graue Linien: Binnenwasserstraßen (< 5 km nicht dargestellt), grau-schraffierte Fläche: Küstenwasserstraßen.

Freilanduntersuchungen

Aufgrund von zwei bekannt gewordenen Erkrankungsfällen durch eine Infektion mit *Vibrio vulnificus* an der Ostsee des Jahres 2003 (Robert Koch Institut, 2004) hat das Niedersächsische Landesgesundheitsamt (NLGA) an der Nordsee 6 Badestellen ausgewählt, um die Häufigkeit des Vorkommens von *V. vulnificus* an unterschiedlichen Gewässergegebenheiten und Wassertypen (offenes Meer, Flussmündung, ausgedehnte Wattengebiete etc.) während der Badesaison in den Jahren 2004 bis 2006 zu untersuchen. Dabei wurden neben *V. vulnificus* auch *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* in einigen Proben durch Kultivierung nachgewiesen (NLGA, 2006).

Derzeit hat die BfG in Kooperation mit dem NLGA dieses Messnetz auf 10 Stellen entlang der Küste sowie im Weserästuar ausgedehnt und führt ein Jahresmonitoring auf Bakterien der Gattung *Vibrio* sowohl im Wasser als auch im Sediment durch. Der Nachweis der Vibrionen erfolgt durch

Kultivierung auf selektiven Nährmedien; eine weitere Differenzierung erfolgt mit Hilfe des kommerziellen API-Systems.

Laboruntersuchungen

Untersucht wird der Einfluss von Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, Niederschlag) auf die Abundanz und die Verbreitung hygienisch relevanter Mikroorganismen in der freien Wassersäule sowie Oberflächen- oder partikelgebundener Bakterien im Binnen-, Küsten- und Ästuarbereich. Zusätzlich werden experimentell in Mesokosmen Änderungen in Wachstumsverhalten und/oder der Überlebensraten ausgewählter pathogener Bakterien in Abhängigkeit von Temperatur, Salinität, Nährstoff- und Sauerstoffverfügbarkeit ermittelt.

Evaluierung vorhandener Daten

Bestehende Datensätze zu Gewässerhygiene und –chemismus aus dem Langzeitmonitoring größerer Flüsse und der Küstengebiete Deutschlands werden aktuell gesichtet, nach einheitlichen Kriterien auf Plausibilität geprüft und zur weiteren statistischen Auswertung in einer Datenbank zusammengeführt. Ziel dieser Auswertung ist es, Abschnitte in den deutschen Wasserstraßen zu identifizieren, für die in Folge des Klimawandels Veränderungen des hygienischen Zustandes zu erwarten sind.

Ausblick

Basierend auf den noch zu erhebenden bzw. zu evaluierenden Daten wird für die Bundeswasserstraßen eine Risikobewertung im Hinblick auf mögliche Veränderungen der gewässerhygienischen Situation unter Einfluss des Klimawandels durchgeführt. Ziel ist es dabei, angepasste Handlungsoptionen zu entwickeln, insbesondere werden die räumlichen und funktionalen Zusammenhänge zwischen Klimaparametern und mikrobieller Ökologie untersucht. Besonderes Augenmerk wird dabei auf hygienisch-relevante Mikroorganismen gelegt, deren Gefährdungspotential sich in Folge des Klimawandels negativ ändern könnte. Die Ergebnisse werden als Grundlage dienen, um Handlungsempfehlungen für den hygienisch sicheren Umgang mit Wasser, Sedimenten und Baggergut im Rahmen von Unterhaltungsbaggerungen auszusprechen. Zusätzlich werden erste Anpassungsoptionen für die sichere Nutzung von Wasserstraßen als Transportweg, Trink- und Brauchwasserreservoir sowie zur Naherholung unter dem Gesichtspunkt klimabedingter gewässerhygienischer Veränderungen entworfen.

Danksagung

Das hier vorgestellte Projekt ist Teil des vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung finanzierten Ressortforschungsprogramms KLIWAS („Auswirkungen des **Kli**mawandels auf **Wa**sserstraßen und **S**chifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen“), das in einem Behördenverbund von Deutschem Wetterdienst (DWD), Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) durchgeführt wird.

Literatur

IPCC AR4: Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007.

NLGA (2006): Untersuchungen zum Vorkommen von *Vibrio vulnificus* an der niedersächsischen Nordseeküste. Informationsblatt des Niedersächsischen Landesgesundheitsamtes, http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C25047281_L20.pdf.

Robert Koch Institut (2004): Zu zwei Infektionen mit *Vibrio vulnificus* nach Kontakt mit Ostseewasser. Epidemiologisches Bulletin Nr. 13.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

EG-Wasserrahmenrichtlinie: Monitoring in NRW: 1. Monitoringzyklus 2005-2008: Untersuchungen – Ergebnisse - Erfahrungen

Gabriele Eckartz-Nolden

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, FB 55, Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen; gabriele.eckartz-nolden@lanuv.nrw.de

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Monitoring, biologische Qualitätskomponenten, Belastungen, ökologischer und chemischer Zustand

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist seit dem Jahr 2000 die europaweite gesetzliche Grundlage für den Gewässerschutz. Ziel der WRRL für natürliche Gewässer ist die Erreichung des guten ökologischen und chemischen Zustands der Gewässer bis 2015, in Ausnahmefällen bis 2027.

Berichtspflichtige Oberflächengewässer sind Bäche und Flüsse mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km², alle Seen mit einer Fläche von mehr als 50 ha. In NRW sind dies 14.000 km (von 50.000 km) Fließgewässerlänge bzw. 1898 (Fließgewässer-) Wasserkörper und 22 Seen.

Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 ist in NRW in die sogenannte GewBEÜV = Gewässerbestandsaufnahme-, Einstufungs- und Überwachungsverordnung umgesetzt worden. Der Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer NRW schreibt auf dieser Basis Überwachungsarten, Untersuchungsmethoden, Untersuchungsfrequenzen und –intervalle sowie Aus- und Bewertungsregeln fest.

Entsprechend den Vorgaben der WRRL hat das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) im 1. Monitoringzyklus 2005-2008 mit bundesweit abgestimmten Methoden und nach europäischen Bewertungsregeln die Gewässer biologisch und chemisch untersucht.

Ökologischer Zustand - Fließgewässer

Die biologischen und chemischen Untersuchungen sind in der operativen Überwachung in unterschiedlichem Umfang an weit mehr als 1000 Messstellen durchgeführt worden.

Alle erhobenen Daten zur Biologie und Chemie werden in die landeseigene Gewässer-Überwachungs-System-Datenbank (GÜS-DB) eingegeben, dort gepflegt und fortgeschrieben. Die Darstellung der Bewertungsergebnisse erfolgt in GIS-Systemen. Internetlinks sind: http://www.lanuv.nrw.de und http://www.elwasims.nrw.de.

Biologische Qualitätskomponenten - Untersuchungen

Im Vergleich zu den Gewässeruntersuchungen vor 2004 sind die biologischen und chemischen Untersuchungsmethoden deutlich umfassender geworden. Zusätzlich zum Makrozoobenthos (früher: „Biologische Gewässergüte“ auf der Basis des Saprobien-Indexes nach DIN 38410) werden nun auch die Fische sowie die Gewässerflora (Makrophyten, benthische Diatomeen, sonstiges Phytobenthos und Phytoplankton) als biologische Indikatoren für die Gewässerqualität und die Gewässerbeeinträchtigungen (z. B. Begradigungen, Verbau, diffuse stoffliche Einträge etc.) herangezogen und typspezifisch beurteilt.

Im Vergleich der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten wurde die höchste Untersuchungsdichte im 1. Monitoringzyklus für das **Makrozoobenthos** erreicht (Tab. 1), das aufgrund seiner multifaktoriellen Indikatorfunktionen die Beurteilung verschiedener Belastungssituationen zulässt.

Tabelle 1: NRW gesamt: Anzahl Messstellen und für die Bewertung herangezogene Untersuchungen pro biologische Qualitätskomponente – mit Angabe der biologischen Untersuchungsverfahren.

Flussgebiets-einheiten	Biologische Qualitätskomponente - Untersuchungsverfahren	Anzahl Messstellen	Anzahl Untersuchungen
NRW Gesamt	**Makrozoobenthos - PERLODES**	**1922**	**2307**
	Fischfauna - FIBS	**1147**	**1585**
	Makrophyten - LANUV NRW	**1610**	**1828**
	Diatomeen - PHYLIB	**910**	**1094**
	PoD - sonstiges Phytobenthos - PHYLIB	**492**	**532**
	Phytoplankton - PHYTOFLUSS	**16**	**19**

Die **Makrophyten** wurden in der Regel an den gleichen Stellen wie das Makrozoobenthos untersucht. Lücken sind dort zu verzeichnen, wo kein Bewuchs vorhanden war bzw. die Ergebnisse in der Bewertung nicht plausibel waren. Das WRRL-konforme PHYLIB-Verfahren ergab hier für das Tiefland an etlichen Stellen nicht gesicherte Ergebnisse. Daher dienten die Ergebnisse des LANUV-NRW-Verfahrens in der Hauptsache als Bewertungsbasis (Tab. 1).

Das **Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD)** wurde erst ab einem Deckungsgrad von größer 10% beprobt und insbesondere an Makrophyten-freien und an Stellen mit Nährstoffbelastungen untersucht.

Die **benthischen Diatomeen** traten nicht flächendeckend auf allen Substraten und in entsprechender Häufigkeit auf und sind somit bevorzugt an Stellen mit Nährstoffbelastungen und an Stellen ohne Makrophyten untersucht worden.

Das **Phytoplankton** wurde nur in den potenziell Plankton führenden Gewässern (z. B. Rhein, Ems, Weser) untersucht.

Die **Fischfauna** wurde an ca. 1000 Messstellen untersucht – für die Bewertung wurden weiterhin WRRL-konforme Untersuchungsergebnisse aus früheren Jahren hinzugezogen. Gewässer ohne Fischreferenzen wurden nicht untersucht, da diese auch nicht bewertet werden können.

Biologische Qualitätskomponenten – Ergebnisse

Der gute ökologische Zustand – Aggregation der Ergebnisse aller biologischen Qualitätskomponenten unter Einbeziehung der allgemeinen chemischen und physikalischen Parameter und der „Ökochemie“ in der worst-case Verschneidung - wird in Nordrhein-Westfalen an weniger als 10% der Fließgewässerlängen erreicht.

Insgesamt erreicht etwa ein Viertel der Gewässerstrecken in NRW für das **Makrozoobenthos** in der Gesamtbewertung „Ökologische Zustandsklasse“ den guten Zustand (Tab. 2). Im Mittelgebirgsraum ist der überwiegende Teil der Gewässer in einem guten saprobiellen Zustand; im Tiefland konnte dieser in einigen Regionen noch nicht erreicht werden. Ursachen sind hier zum Teil das ungünstige Verhältnis zwischen natürlichem Abfluss und der Menge an eingeleitetem Abwasser sowie die erheblichen morphologischen Veränderungen.

In Bezug auf die allgemeine Degradation sind ca. 27% der Gewässerlängen - vor allem Fließgewässerstrecken im Mittelgebirge - in einem guten Zustand. In den dicht besiedelten Ballungsräumen sowie in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten im Tiefland mit einem hohen Anteil an ausgebauten Gewässerstrecken sind die Bewertungen mäßig und schlechter und zeigen Maßnahmenbedarf auf (Tab. 2).

Nicht bewertet bzw. nicht bewertbar in Bezug auf die Saprobie und die allgemeine Degradation waren z. B. dauerhaft oder zum Zeitpunkt der Probenahmen trocken gefallene Gewässer – hier ist in der Regel nur die ökologische Zustandsklasse zum Makrozoobenthos auf Wasserkörperbasis mit Expertenurteil abgeschätzt worden (Tab. 2).

Tabelle 2: Makrozoobenthos (MZB) – Ergebnisse aus dem 1. Monitoringzyklus. NRW gesamt. Angaben in % der Gewässerlänge.

Klassifizierung	MZB - Saprobie	MZB – Allgemeine Degradation	MZB – Ökologische Zustandsklasse
Sehr gut	**2,9**	**4,7**	**1,1**
Gut	**63,8**	**22,0**	**25,0**
Summe	**66,7**	**26,7**	**26,1**
Mäßig	**17,1**	**25,4**	**32,4**
Unbefriedigend	**0,5**	**18,7**	**21,4**
Schlecht	**1,8**	**14,5**	**17,2**
Summe	**19,4**	**58,6**	**71,0**
Nicht bewertet bzw. nicht bewertbar	**13,9**	**14,7**	**2,9**

Die Daten zur **Fischfauna** zeigen eine Korrelation zur Nutzungsintensität und –art der Einzugsgebiete. In den überwiegend bewaldeten Mittelgebirgsregionen sind ca. 1/3 der Gewässerstrecken – vorwiegend in den Oberläufen – in einem guten Zustand. In den dicht besiedelten Ballungsräumen sowie den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind die Bewertungen deutlich schlechter und weisen u. a. auf Defizite in Gewässerstruktur und Durchgängigkeit hin.

Seit 2004 werden die Gewässer auf die Flora-Teilkomponente **Makrophyten** hin untersucht. Bisher konnte bereits etwas mehr als die Hälfte der Gewässer für die Makrophyten bewertet werden. Nur

ca. 21% der Gewässerlängen sind in einem (sehr) guten Zustand (Tab. 3). Die Defizite bei den Gewässern mit Maßnahmenbedarf liegen u. a. in den Gewässerstrukturen und den Nährstoffbelastungen – hier sind insbesondere die Phosphorbelastungen zu nennen.

Tabelle 3: Gewässerflora – Ergebnisse aus dem 1. Monitoringzyklus. NRW gesamt. Angaben in % Gewässerlänge.

Klassifizierung	Makrophyten	Benthische Diatomeen	Phytobenthos ohne Diatomeen
Sehr gut	**12,8**	**2,6**	**1,5**
Gut	**8,0**	**14,8**	**4,2**
Summe	**20,8**	**17,4**	**5,7**
Mäßig	**10,6**	**21,1**	**9,0**
Unbefriedigend	**16,1**	**3,9**	**3,9**
Schlecht	**10,6**	**0,5**	**0,1**
Summe	**37,3**	**25,5**	**13,0**
Nicht bewertet bzw. nicht bewertbar	**41,9**	**57,1**	**81,3**

Insgesamt bestehen jedoch noch Datenlücken bzw. „Unsicherheiten“ in der Untersuchung und Bewertung der Gewässerflora. Zum einen konnten noch nicht alle Gewässer untersucht werden (Tab. 3: s. Zeile „nicht bewertet bzw. nicht bewertbar) – in einigen Fällen sind Untersuchungen auch nicht sinnvoll (z. B. aufgrund eines zu geringen Deckungsgrades) – zum anderen ist hier die europäische Kalibrierung der Untersuchungs- und Bewertungsverfahren noch nicht vollständig abgeschlossen.

Dem Umstand der derzeitigen Datenlage wird in der Berichterstattung nach Brüssel in der Weise Rechnung getragen, dass die Einführung einer dreistufigen Angabe des Vertrauensbereiches („Confidence-Kriterien“) angestrebt wird (s. LAWA Expertengruppe Fließgewässer**).**

Chemischer Zustand – Fließgewässer

Der chemische Zustand der Gewässer ergibt sich aus der Prüfung der Einhaltung von Umweltqualitätsnormen der von der EU-Kommission als besonders relevant und damit „prioritär“ eingestuften Stoffe (UQN-Richtlinie 2008/105/EG). Insgesamt sind in NRW mehr als 80% der Gewässerlängen in einem guten chemischen Zustand. Die Defizite in den übrigen Gewässern beruhen teils auf Belastungen mit Cadmium (in einigen Regionen sind geogene Hintergrundbelastungen zu berücksichtigen), teils spielen Belastungen mit PAK’s, Diuron, Tributylzinn eine Rolle.

Zusammenfassung und Ausblick

Gemäß den Vorgaben der WRRL wurden die Gewässer in NRW im 1. Monitoringzyklus intensiv mit den WRRL-konformen Methoden untersucht. Trotz der erstmaligen Untersuchung einiger biologischer Qualitätskomponenten und der erstmaligen Anwendung neuer Untersuchungsverfahren ist in der Regel eine gesicherte Bewertung der Messstellen und der Wasserkörper möglich gewesen.

Der chemische Gewässerzustand ist größtenteils als gut einzustufen; nur für einzelne prioritäre Stoffe besteht Handlungsbedarf. Der ökologische Zustand der Gewässer ist dagegen überwiegend nicht gut und zeigt Maßnahmenbedarf auf.

Auf der Basis der erhobenen Daten wurden von den zuständigen Institutionen Maßnahmen abgeleitet, um die Belastungen zukünftig zu reduzieren und den guten Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial zu erreichen (s. Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm NRW).

Der 2. Monitoringzyklus ab 2009 soll vor allem der Absicherung und der Ergänzung der Ergebnisse aus dem 1. Zyklus dienen.

Das zukünftige Monitoring muss ressourcenoptimiert durchgeführt werden, z. B. durch Verlängerung von Untersuchungsintervallen in begründeten Fällen, eine durch Untersuchungen abgesicherte Gruppierung einzelner Wasserkörper, eine Beschränkung auf die Untersuchung der sensibelsten Qualitätskomponente.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt den Sondergesetzlichen Wasserverbänden, die Untersuchungsergebnisse zum 1. Monitoringyzyklus beigetragen haben.

Ein weiteres Dankeschön geht an alle Fachbereiche des LANUV, die zur vorliegenden Datengrundlage beigetragen haben.

Literatur

MUNLV (2008): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer - http://wiki.flussgebiete.nrw.de

MUNLV (2009): Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm NRW: http://www.flussgebiete.nrw.de

Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (2008), UQN-Richtlinie, Richtlinie (2008/105/EG) (Prioritäre Stoffe) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, früher im allgemeinen Sprachgebrauch auch „Richtlinie Prioritäre Stoffe“ genannt.

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 (ABl. L 327 vom 22 Dezember 2000).

Gewässerbestandsaufnahme-, Einstufungs- und Überwachungsverordnung (2006), Gew-BEÜ-V NRW, Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Umsetzungsverordnung zu den Anhängen II, III und V der WRRL) vom 10. Februar 2006.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Saison- und tidebedingte Variation von Sauerstoff- und Salzgehalt in der Ems zwischen Knock und Herbrum

Andreas Engels[1]

1 Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Aurich, Oldersumer Str. 48, 26603 Aurich, andreas.engels@nlwln-aur.niedersachsen.de

Keywords: Ästuare, Gewässergüte, Gewässerbewirtschaftung

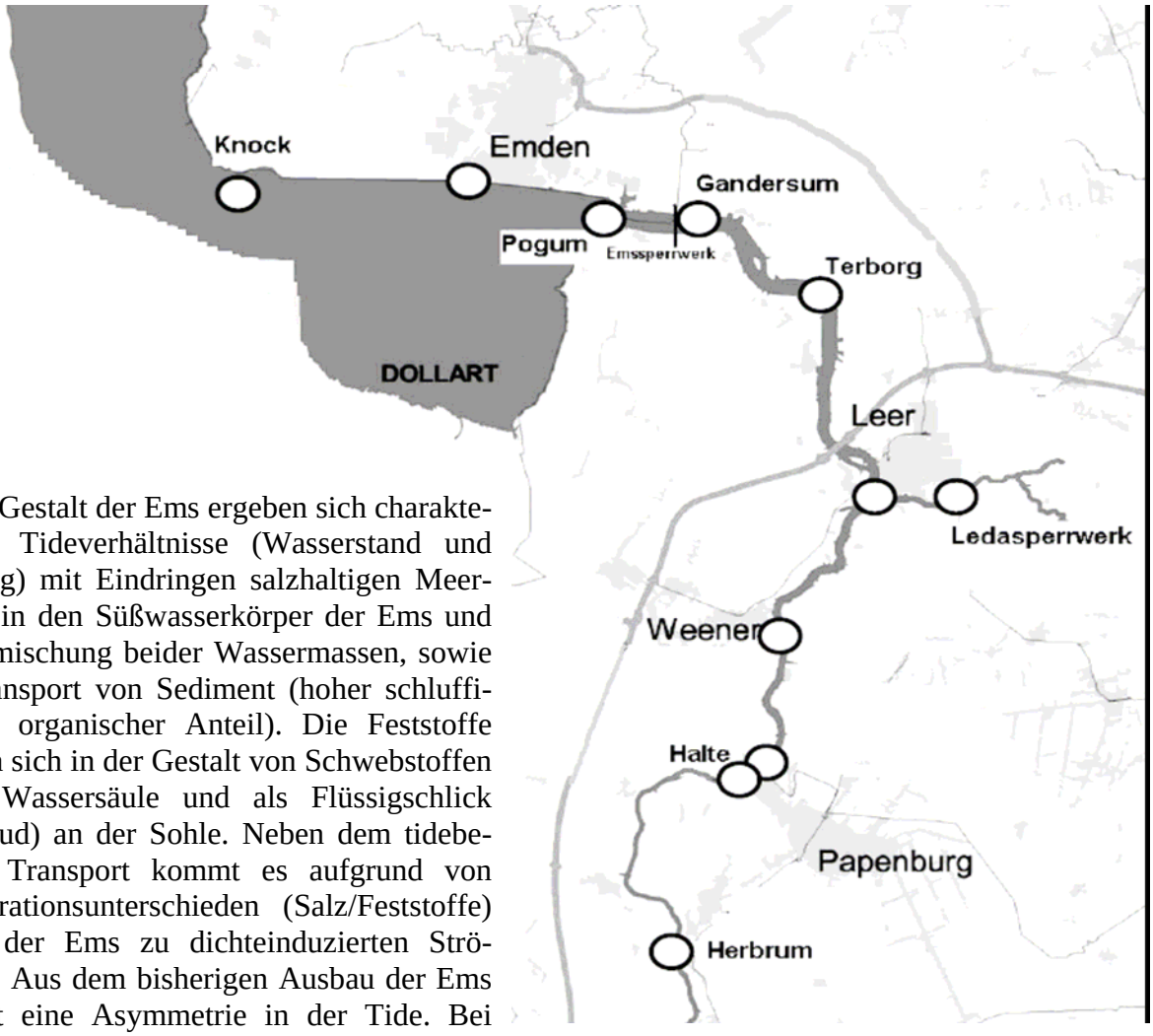
Einleitung

Der NLWKN ist Betreiber zahlreicher Einrichtungen der Wasserwirtschaft und des Küstenschutzes. Der Standort Aurich misst seit mehreren Jahrzehnten die Wasserbeschaffenheit der ostfriesischen Gewässer. Seit Mitte der 1980er Jahre wird, im Rahmen des Gewässerüberwachungsnetzes Niedersachsen, in der Ems und Leda die Gewässerüberwachung von automatisch messenden Stationen aus betrieben. Mit dem Betrieb des Emssperrwerkes wurde 2001 auch ein dichteres Messnetz in der Ems installiert, um die Auswirkungen des Staus zur Überführung von Schiffen von Papenburg in Richtung See im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie beurteilen zu können. Neben der Vorstellung des Messnetzes sollen die bisherigen Messergebnisse geschildert werden, in denen sich nicht nur die natürliche Variation, sondern auch der anthropogene Einfluss widerspiegelt.

Untersuchungsgebiet

Die Ems entspringt im Sennegebiet südlich des Teutoburger Waldes und durchfließt das Münster- und Emsland. Nach einer Lauflänge von rd. 270 km passiert die Ems das Wehr Herbrum (Baujahr 1899), ist ab dort tidebeinflusst und wird somit ab dort als Tideems bezeichnet (s. Abbildung 1). Nach weiteren rd. 100 km mündet sie bei Borkum in die Nordsee. Hase und Leda sind die wichtigsten Nebenflüsse, die auf der östlichen Seite bei Meppen bzw. Leer in die Ems münden. Untersucht wird der Abschnitt der Tideems zwischen Herbrum und Knock; Grundlage sind die in diesem Abschnitt befindlichen Messstationen. Die Gestalt der Ems besitzt im betrachteten Abschnitt eine individuelle Charakteristik, die im Folgenden zusammen mit den äußeren Einflussfaktoren kurz erläutert werden soll: Unterhalb der Knock, in der sogenannten Außenems und entlang der Küste, befinden sich große Wattflächen. Südlich der Stadt Emden befindet sich eine durch Sturmfluteinwirkung entstandene 100 km² große Ausbuchtung (Dollart), die während der Tide zu einem großen Teil ebenfalls als Wattfläche trocken fällt und von der schiffbaren Ems durch den Geiseleitdamm getrennt ist. Weist die Ems im Bereich der Knock noch eine Breite von über 3000 m auf, vollzieht sich oberhalb Pogum eine abrupte Reduzierung der Breite auf etwa 600 m, um weiter bis nach Leer auf etwa 200 - 300 m und oberhalb von Papenburg unter auf 100 m abzunehmen. An der Tidegrenze läuft der Ems der Abfluss aus dem Einzugsgebiet zu, der sogenannte Oberwasserzufluss. Unter mittleren Verhältnissen stellt das Wehr Herbrum die Tidegrenze dar. Bei höheren Tiden wird dieses jedoch bei Flut überströmt, so dass dort oft kein unbeeinflusster Abfluss zu messen ist und stattdes-

sen der bei Versen (Meppen; Einzugsgebietsgröße 8369 km²) gemessene Oberwasserzufluss stellvertretend und unter Berücksichtigung der Einzugsgebietsgröße verwendet wird. Das am oberen Rand des betrachteten Abschnittes zufließende Wasser ist im Verhältnis zu dem der Tideems sauerstoffreich und schwebstoffarm. Die Menge des Oberwassers unterliegt einer ausgeprägten saisonalen Schwankung und wetterabhängigen Variabilität und prägt die Gewässergüte zusammen mit der am unteren Rand des betrachteten Abschnittes eintretenden Tidedynamik. Die Tide unterliegt ebenfalls einer saisonalen und wetterabhängigen (z.B. Sturmfluten), wie auch astronomischen Variation und wurde in der Vergangenheit durch den Ausbau der Ems stark verändert.



Aus der Gestalt der Ems ergeben sich charakteristische Tideverhältnisse (Wasserstand und Strömung) mit Eindringen salzhaltigen Meerwassers in den Süßwasserkörper der Ems und der Vermischung beider Wassermassen, sowie dem Transport von Sediment (hoher schluffiger und organischer Anteil). Die Feststoffe bewegen sich in der Gestalt von Schwebstoffen in der Wassersäule und als Flüssigschlick (fluid mud) an der Sohle. Neben dem tidebedingten Transport kommt es aufgrund von Konzentrationsunterschieden (Salz/Feststoffe) entlang der Ems zu dichteinduzierten Strömungen. Aus dem bisherigen Ausbau der Ems resultiert eine Asymmetrie in der Tide. Bei Unterschreitung eines bestimmten Oberwasserzuflusses setzt ein stromauf gerichteter Nettotransport von Feststoffen (tidal pumping), mit einer Akkumulation im oberen Bereich der Tideems bis nach Herbrum ein. Gleichfalls entstehen durch die hohe Feststoffmenge, insbesondere durch den hohen suspendierten Anteil und bei Überschreitung einer bestimmten Wassertemperatur, kritische Sauerstoffverhältnisse. Aufgrund der vorgenannten Randbedingungen bestehen über einen großen Teil des Jahres niedrige Sauerstoffwerte.

Abb. 1: Gestalt der Ems von der Tidegrenze Herbrum bis unterhalb Knock; Lage der Messstationen

Messstationen

Über zehn Stationen (s. Abbildung 1) findet die kontinuierliche Messung einer Auswahl von Gewässergüteparametern in hoher zeitliche Auflösung (zumeist 5 Minuten) statt. Es werden die Parameter Leitfähigkeit, Wassertemperatur, Schwebstoffkonzentration bzw. Trübung, Sauerstoffkonzentration und der Wasserstand gemessen. Außerdem werden in Ausnahmen der Durchfluss (in der Leda) der pH-Wert und Meteorologische Parameter erfasst. In Halte nahe Papenburg wird im Frühjahr eine elfte Station installiert, die ausschließlich die Leitfähigkeit und die Wassertemperatur aufzeichnet. In den meisten Fällen sind die Sonden etwa 1 bis 2 m über der festen Sohle angebracht, so dass diese oberhalb des „fluid mud“ und unterhalb des niedrigsten Tidewasserstandes liegen. Damit kann jederzeit und witterungsunabhängig, mit Ausnahme bei Eisgang, die Gütesituation und die Güteentwicklungen in der Tideems aufgezeichnet werden. Die Stationen sind so positioniert, dass jeder Abschnitt des Wasserkörpers in der Tideems im Verlauf zwischen Tidehochwasser und Tideniedrigwasser erfasst wird. Die Daten stehen über Datenfernübertragung jederzeit zur Verfügung.

Die Stationen Terborg (Betrieb ab 1988) und Knock (ab 1993) werden von der BfG Koblenz betrieben, die Stationen Gandersum (ab 1986) und Leer in der Leda (ab 1984) im Rahmen des Gewässerüberwachungsnetzes Niedersachsen vom NLWKN Aurich. Alle weiteren Stationen werden ebenfalls vom NLWKN geführt und wurden mit dem Bau des Emssperrwerkes 2001 eingerichtet. Zum Teil beginnen die Messungen der Leitfähigkeit an den letztgenannten Positionen aufgrund anderer Beweissicherungsmaßnahmen bereits Ende der 1990er Jahre. Die Station Leer (Leda) befindet sich oberhalb des Ledasperrwerkes, welches im Winter bei hohem Oberwasser im Sielbetrieb gefahren wird, sowie Tiden sperrt, deren zu erwartendes Tidehochwasser um mehr als 20 cm (Winter) bzw. 50 cm (Sommer) erhöht sind. Die Messstation Herbrum liegt oberhalb des Wehres und somit oberhalb der Tideems.

Ergebnisse

Bearbeitet wurden bislang die Zeitreihen der Parameter Schwebstoff, Sauerstoff, Temperatur und Salzgehalt der Stationen Papenburg bis Knock, und zwar beginnend mit der Inbetriebnahme des dichteren Messnetzes (2001). In der hier vorliegenden Arbeit sind die Daten bis einschließlich 2006 verwendet worden. Der Abschnitt Herbrum bis Papenburg wird anhand von während des Messbetriebs erlangten Erfahrungen charakterisiert, da sich in diesem Abschnitt keine Messstationen befinden. Die Messwerte der Stationen sind unmittelbar zuzuordnen zur Position in der Flusslängsachse, zur Tidedynamik (somit auch zur astronomischen Konstellation), zum Oberwasser, zur Gestalt der Trübungszone und zur Wassertemperatur.

In Abbildung 2 sind beispielhaft die Parameter Schwebstoff- und Sauerstoffkonzentration zusammen mit dem Tidewasserstand dargestellt. Die Abbildung veranschaulicht die zu diesem Zeitpunkt deutliche Flutstromdominanz, da die Schwebstoffkonzentration bei Flut wesentlich höher ist als bei Ebbe (Messstation Leerort; 18./19.08.07; „Mitttide“; Oberwasserzufluss 36 m³/s; Wassertemperatur 19 °C). Mit der Abnahme der Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Tidescheitel ist generell eine deutliche Verminderung der Schwebstoffkonzentration zu verzeichnen, welches auf die hohe Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffpartikel zurückzuführen ist. Nimmt die Strömungsgeschwindigkeit wieder zu, werden wieder Feststoffe resuspendiert. Die Sauerstoffkonzentration nimmt ebenfalls generell mit zunehmender Schwebstoffkonzentration ab; der Sauerstoffbedarf ist um ein Vielfaches größer, als über die Wasseroberfläche eingetragen werden kann. Eine Zunahme der Sauerstoffkonzentration ist bei gleichzeitiger Abnahme der Schwebstoffkonzentration zu bemerken,

zudem durch sauerstoffreicheres Oberwasser, welches im betrachteten Fall bei Ebbe bis an die abgebildete Station gelangt. Eine Zunahme kann auch im Laufe der Flut erfolgen, indem ein sauerstoffreicherer Wasserkörper bis zur Station vordringt.

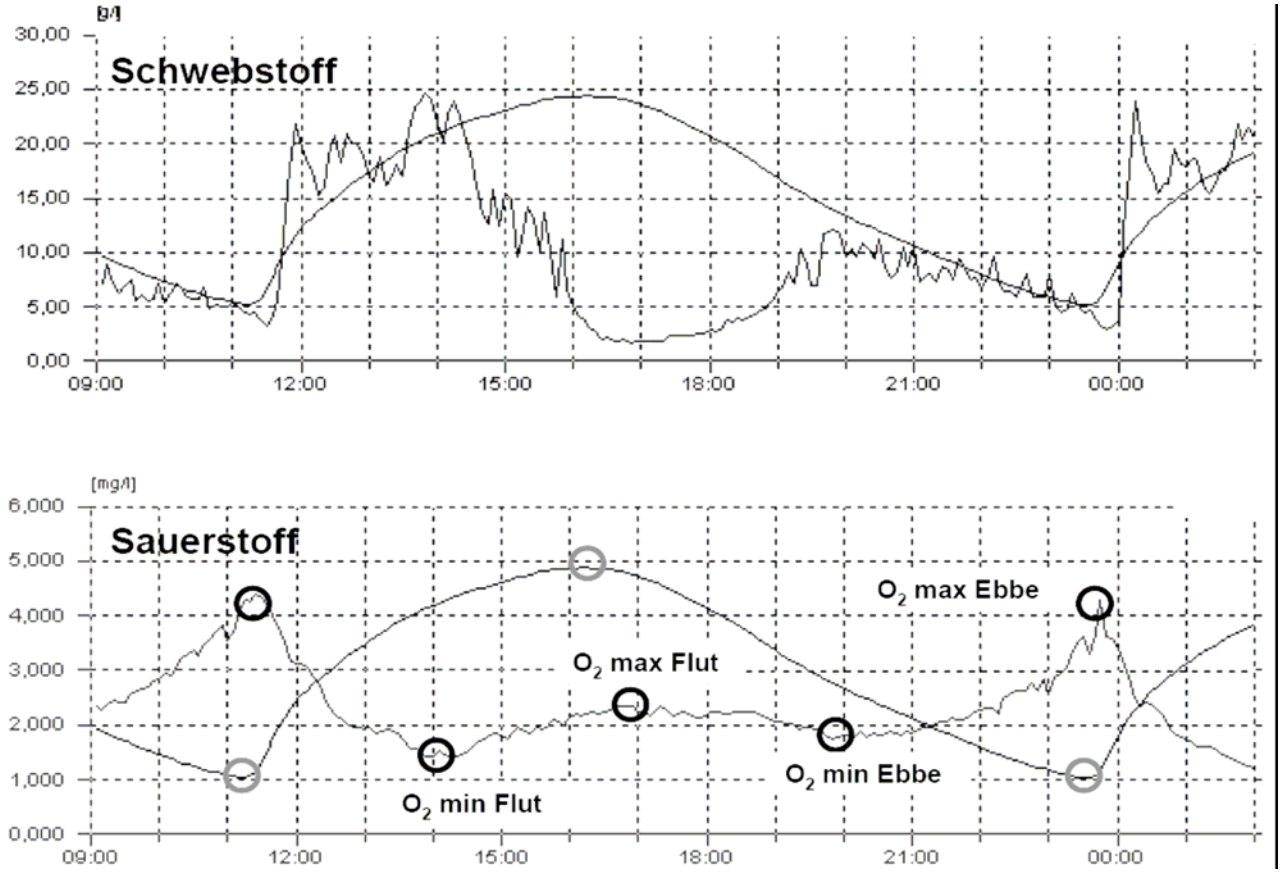


Abb. 2: Charakteristischer Verlauf von Schwebstoff- [g/l] und Sauerstoffkonzentration [mg/l] während einer Tide an der Messstation Leerort (Unterems-km 15); Festlegung von Kennwerten der Tide (Tidehoch- und Tideniedrigwasser) und der Gewässergüte (hier: min/max Sauerstoffgehalt der Ebbe und der Flut)

Den Aufzeichnungen der Messstationen wurden Kennwerte entnommen, die die Ursprungszeitreihen repräsentieren (Mittelwert, Minimum, Maximum und Amplitude jeder Tidephase). Die ermittelten Kennwerte erlauben eine Bewertung in Abhängigkeit der Tidephase, eine Gegenüberstellung unterschiedlicher Parameter an der jeweiligen Position, deren Korrelation mit den Kennwerten der beeinflussenden Faktoren wie Oberwasser und Tide, sowie den Vergleich von Messstationen entlang der Flusslängsachse.

In Abbildung 3 ist die mittlere Schwebstoffkonzentration der Ebbe zwischen Papenburg und Knock dem Oberwasser gegenübergestellt. Als Positionsangabe ist die Unterems-Kilometrierung verwendet, die bei Papenburg beginnt. Das Wehr Herbrum befindet sich rd. 13 km oberhalb von Papenburg. Aufgrund der punktuellen Messung im Sohlbereich entlang der Flusslängsachse, kann kein umfassendes Bild der komplexen Schwebstoffverteilung gegeben werden. Da die Messung der Schwebstoffkonzentration bei Flut an km 7 beeinflusst, sowie dort bei Flut der Messbereich (30 g/l) oftmals überschritten wird, findet in der hier vorgelegten Betrachtung für alle Messstationen der zuverlässigere Mittelwert der Ebbe Verwendung. Während der Ebbe beträgt die maximale Schwebstoffkonzentration das Zwei- bis Dreifache des Mittelwertes. Die mittlere Schwebstoffkonzentration

der Flut ist im Durchschnitt doppelt so groß wie die der Ebbe. Die Markierung verschiedener Monatsmittelwerte des Oberwassers verdeutlicht die saisonale Abhängigkeit des Schwebstofftransportes: in den Monaten Dezember bis März erfolgt im Mittel ein Transport in Richtung Flussmündung. Durchschnittlich zwischen April und November, also über den größten Teil des Jahres, vollzieht sich eine deutliche Zunahme der Schwebstoffkonzentration oberhalb km 20, als Resultat der einsetzenden Flutstromdominanz. Im gleichen Zeitraum sind niedrige Sauerstoffkonzentrationen zu messen. Die Flutstromdominanz wird besonders zwischen Mai und Oktober mit einer mittleren Schwebstoffkonzentration der Ebbe von über 5 g/l oberhalb von km 10 deutlich. Die Dominanz des Flutstromtransportes führt zur Feststoffakkumulation bis zum Wehr Herbrum. Während des Sommers ist eine mehrere Meter dicke „fluid mud“ Schicht an der Sohle oberhalb km 15 festzustellen. Die hohe Schwebstoffkonzentration während dieser Zeit führt zu sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im oberen Abschnitt der Tideems. Charakteristisch für den Zeitbereich zwischen April und November ist, dass in der oberen Hälfte des betrachteten Abschnittes der Tideems der Sauerstoffgehalt während der Flut fällt und in der unteren Hälfte steigt. Während der untere Abschnitt bei Flut durch den Zufluss sauerstoffreicheren Wassers aus der Emsmündung begünstigt wird, sinkt der Sauerstoffgehalt im oberen Abschnitt bis nach Herbrum durch die strömungsabhängige Konzentration der Schwebstoffe, sowie deren flussaufwärts gerichteten Transport.

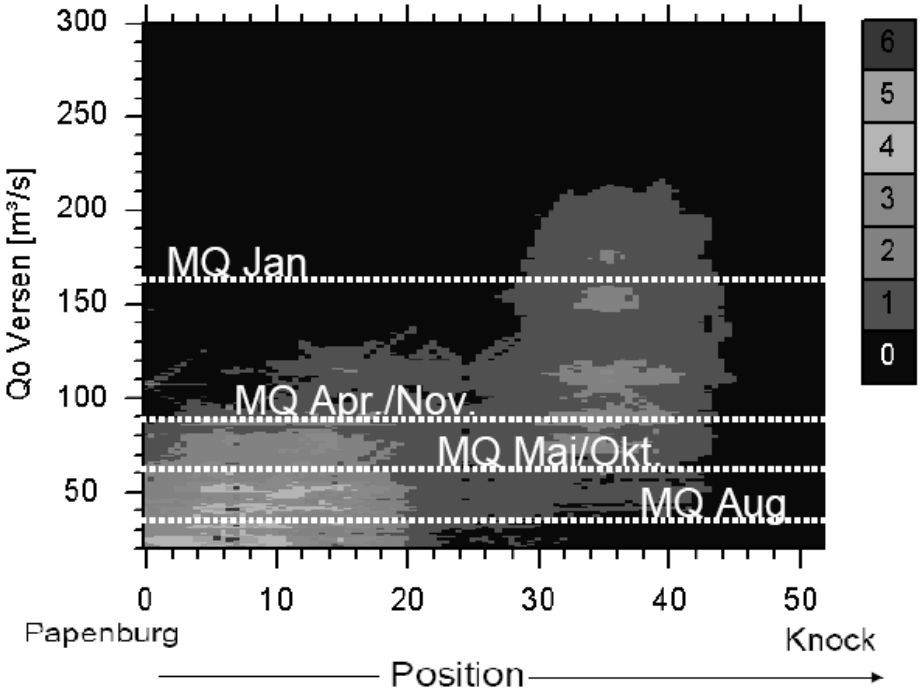


Abb. 3: Oberwasser abhängige Schwebstoffverteilung der Ems zwischen Papenburg und Knock (Monatsmittelwerte [g/l] der Ebbephase); Kennzeichnung mittlerer Oberwasserwerte zwischen Januar und August (x-Achse: Unterems-Kilometrierung, beginnend mit km 0 bei Papenburg; y-Achse: Oberwasser, gemessen in Versen)

Während der Ebbe steigt der Sauerstoffgehalt im oberen Abschnitt durch das Vordringen sauerstoffreichen Oberwassers. Bevor dieses am Wehr Herbrum in die Tideems gelangt, ist dieses schwebstoffarme Wasser nahezu sauerstoffgesättigt. In der unteren Hälfte der Tideems fällt während der Ebbe der Sauerstoffgehalt aufgrund des flussabwärts gerichteten Transports des sauerstoffärmeren Wassers. Zwischen Herbrum und Papenburg ist während der Tide eine sehr starke Amplitude der Sauerstoffkonzentration zu verzeichnen. Bei niedrigem Oberwasser kann die Schwankung während einer Tide über 4 mg/l betragen. Im Abschnitt um Weener (km 7) wird häufig ein sogenanntes Sauerstofftal beobachtet. In diesen Bereich gelangt oftmals weder bei Ebbe noch bei Flut sauerstoffreicheres Wasser, so dass dort dann die schlechtesten Sauerstoffverhältnisse in der Tideems herrschen. Bei Erreichen einer Wassertemperatur von 15°C (Mai) liegt das Sauerstoffminimum von 50% der Tiden bereits unter 5 mg/l (oberhalb km 30). Bei zunehmender Wassertemperatur sinkt das Sauerstoffminimum weiter ab und dehnt sich räumlich weiter aus. Bei einer Wassertemperatur von

20°C (August) liegt das Sauerstoffminimum aller Tiden (100%) im Mittel unter den nachfolgend genannten Niveaus: < 5 mg/l (oberhalb km 25), < 3 mg/l (oberhalb km 15) und < 1,5 mg/l (oberhalb km 8). Ab 22°C liegt das Sauerstoffminimum oberhalb km 8 durchgehend bei < 0,5 mg/l. Bei den vorgenannten Angaben handelt es sich um Mittelwerte. In den Sommermonaten wird an den Stationen Weener und Papenburg sogar oftmals für mehrere Stunden während der Tide der Sauerstoffgehalt 0 mg/l gemessen.

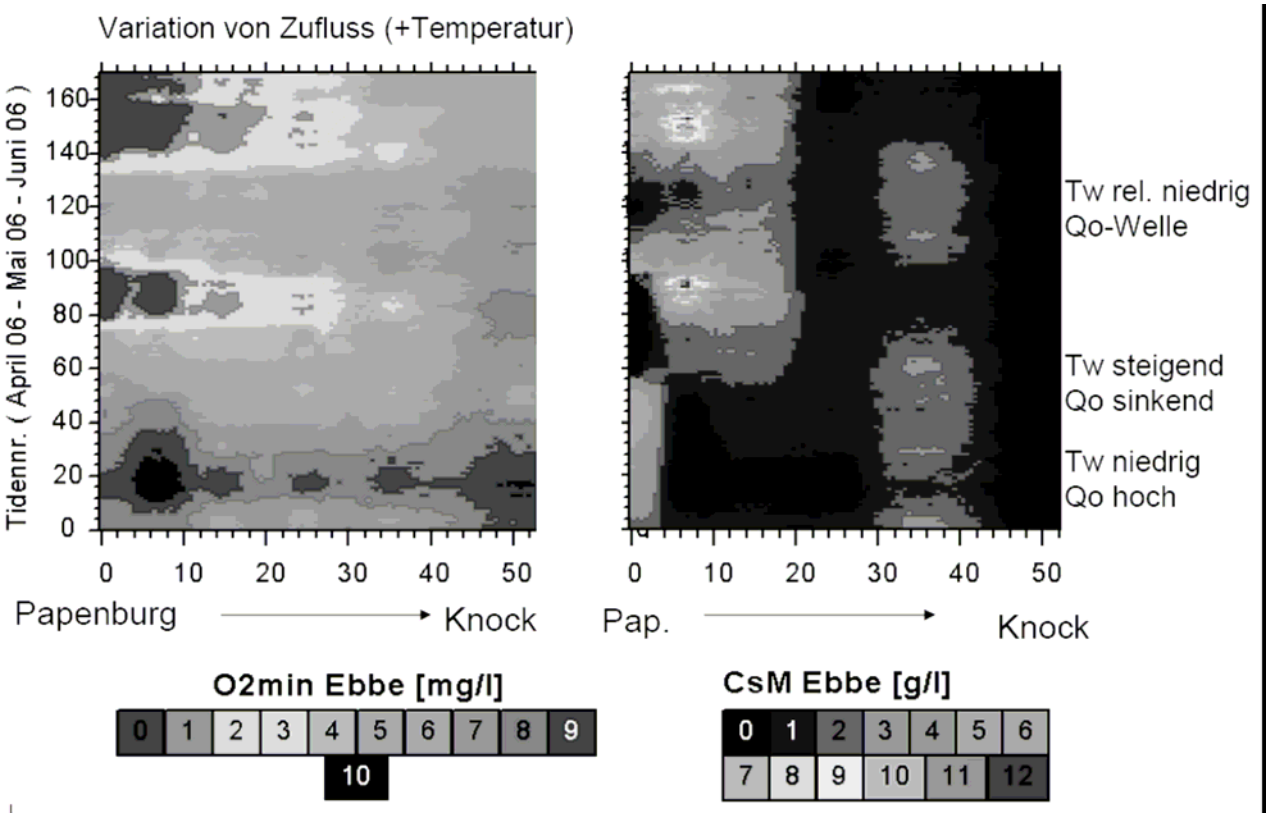


Abb. 4: Gegenüberstellung von Sauerstoff- und Schwebstoffverteilung; Reaktion auf kurzzeitige Oberwasserschwankungen (Sauerstoffminimum O2min und mittlere Schwestoffkonzentration CsM der Ebbephasen zwischen April und Juni 2006; x-Achse: Unterems-Kilometrierung, beginnend mit km 0 bei Papenburg; y-Achse: chronologische Nummerierung der Tiden im betreffenden Zeitraum)

Wurde anhand von Abbildung 3 die Abhängigkeit der Sauerstoffverhältnisse von der saisonalen Variation des Oberwassers gezeigt, soll mit Abbildung 4 die Dynamik des Systems durch die kurzfristigere, witterungsabhängige Schwankung des Oberwasserzuflusses verdeutlicht werden. Gewählt wird der Zeitbereich April bis Juni 2006, der eine bemerkenswerte Charakteristik hatte. Zu Beginn waren infolge des hohen Oberwassers (rd. 180 m³/s) niedrige Schwebstoffkonzentrationen (Mittelwert Ebbe 0 bis 1 g/l) vorhanden. Aufgrund der niedrigen Wassertemperatur (< 10°C) waren relativ hohe Sauerstoffkonzentrationen zu messen (Sauerstoffminimum Ebbe 9 bis 10 mg/l). Im Laufe des Aprils nahm die Temperatur zu und der Oberwasserzufluss ab, so dass Mitte Mai eine Wassertemperatur von etwa 18°C und ein Oberwasser zwischen 30 und 40 m³/s erreicht wurde. Während dieser Zeit nahm die Schwebstoffkonzentration oberhalb km 15 deutlich zu (Mittelwert Ebbe bei km 7: > 10 g/l) und die Sauerstoffkonzentration ebenso deutlich ab (Sauerstoffminimum oberhalb km 15: < 1 mg/l; oberhalb km 10: ca. 0 mg/l). Die differenzierte Betrachtung des zeitlichen Verlaufs ergibt, dass die Sauerstoffwerte von der Ausgangssituation Anfang April bis Anfang

Mai zunächst gleichförmig auf Sauerstoffminima von 4 bis 6 mg/l abnahmen und dann innerhalb von 4 Tagen auf 0 bis 2 mg/l zusammenbrachen. Während dieser rapiden Abnahme wurde eine Wassertemperatur von 16 °C überschritten. Ende Mai sorgte eine zeitlich befristete Wetterverschlechterung zu einer kurzzeitigen Zunahme des Oberwassers (Oberwasserwelle; kurzzeitig bis etwa 110 m³/s) und zu einer Abnahme der Wassertemperatur (kurzzeitig etwa 13°C). Infolge dessen sanken die Schwebstoffkonzentrationen auf 0 bis 2 g/l und die Sauerstoffminima stiegen auf 6 bis 8 mg/l. In den nachfolgenden fünf Monaten herrschten, bis auf kleine Unterbrechungen, die schlechten Verhältnisse vor. Bereits 2005 waren sehr niedrige Sauerstoffwerte in der Unterems festgestellt worden, die sich von denen vorheriger Jahre unterschieden, auch von denen des sogenannten Jahrhundertsommers 2003. Das Ereignis 2006 war aber hinsichtlich seiner rapiden Entstehung, seiner Dauer und seines räumlichen Ausmaßes vorher noch nicht beobachtet worden. Die Sommer 2008 und 2009 wiesen ebenfalls Verhältnisse, vergleichbar mit denen von 2005 und 2006, auf. Das Sauerstoffdefizit während des Sommers hat sich in den letzten rd. 25 Jahren verstärkt. Bei der Betrachtung dieses Zeitraumes ist festzustellen, dass Verhältnisse mit niedrigen Sauerstoffgehalten tendenziell früher eintreten, sowie auch länger bis in den Herbst hinein anhalten. Im Abschnitt zwischen Papenburg und Terborg ist ein immer schnellerer Übergang zu Verhältnissen mit kritischen Sauerstoffwerten im Frühjahr zu erkennen. Unterschied sich vor rd. 25 Jahren das absolute Sauerstoffminimum des Monats März nur unwesentlich von dem des April, so ist heute im April ein absolutes Minimum zu erwarten, welches 4 mg/l niedriger als das des Vormonats ist. In 2009 lag das Sauerstoffminimum des Aprils sogar ca. 7 mg/l unter dem Wert im März! Analog zur Auswertung des Sauerstoffgehaltes erfolgte die Verarbeitung der Daten des praktischen Salzgehaltes [PSU], so dass dessen Gegenüberstellung zur Tidedynamik (auch Sturmfluten; Mondzyklus) und zum Oberwasser möglich ist. Das Oberwasser besitzt eine mittlere Grundversalzung von 0,4 PSU. Im Zeitraum Dezember bis März ist die größte Salzgehaltsamplitude unterhalb von km 40 (Emden) anzutreffen. Die Amplitude ergibt sich aus dem Anstieg des Salzgehaltes in der Flutphase und dem Absinken während der Ebbe. Mit abnehmendem Oberwasserzufluss wandert der Bereich der größten Salzgehaltsschwankung bei gleichzeitiger Vergrößerung der Amplitude flussaufwärts und liegt von April bis November zwischen km 30 und 40. Bei niedrigen Abflüssen zwischen Mai und Oktober kann dort die Amplitude während einer Tide über 15 PSU betragen. Oberhalb km 30 nimmt die Schwankung stark ab, so dass diese bei niedrigem Oberwasser an km 25 im Mittel bei rd. 10 PSU und bei km 15 im Mittel unter 3 PSU liegt. Oberhalb von km 15 ist im Mittel nur eine geringe Salzgehaltsschwankung vorhanden, nur bei anhaltend geringem Oberwasser ist eine Amplitude bis Papenburg festzustellen. Bei zunehmender Sturmaktivität im Herbst und gleichzeitig noch niedrigem Oberwasser wird oftmals salzhaltiges Wasser bis weit in die Unterems transportiert, so dass es zu einem deutlichen Anstieg des Salzgehaltes bis nach Papenburg kommen kann.

Literatur

Engels, A. (2007): Seasonal and tidal variation of oxygen and salinity in the river Ems. Vortrag Ems-Workshop 23.2.2007 in Emden. (www.phys.uu.nl/~wwwimau/.../loicz_emsworkshop2007.pdf).

Heinzelmann, C., Heyer, H. (2006): Verbesserung der Unterhaltungssituation an der Unterems. HANSA International Maritime Journal, 143. Jahrgang, Nr. 5, Schiffahrts-Verlag »Hansa«, Hamburg: 62 - 66.

Schöl, A., C. Günster, W. Krings, V. Kirchesch, W. Rätz (2007): Interrelations between oxygen concentration and suspended particulate matter (SPM) distribution in the Ems Estuary. Vortrag Ems-Workshop 23.2.2007 in Emden. (www.phys.uu.nl/~wwwimau/.../loicz_emsworkshop2007.pdf).

Spingat, F., (1997): Analyse der Schwebstoffdynamik in der Trübungszone eines Tideflusses. Mitteilungen des Leichtweiß-Instituts für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig, Heft 139.

Talke, S., de Swart, H., de Jonge, V. (2008): Oxygen deficits in highly turbid estuaries: Observations in the Ems and a simple model. Vortrag Ems-Workshop 14.2.2008 in Emden. (www.phys.uu.nl/~wwwimau/research/phys_geo/estuarine_turbidity_maxima/talke_emden08.pdf

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Modellprojekt Wümme - Naturschonende Gewässerbewirtschaftung und Gewässerrenaturierung im Bearbeitungsgebiet 24 als Beitrag zur Gewässerentwicklung und Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Heiner Harting[1], Wolfgang Peters[2] & Manfred Siebert[3]

[1, 2, 3] Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Verden. (e-mail Schema) Vorname.Nachname@nlwkn-ver.Niedersachsen.de

Keywords: Modellprojekt Wümme, Gewässerbewirtschaftung, Gewässerrenaturierung, Gewässerentwicklung, EG Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Das Umweltministerium Niedersachsens förderte bis Ende 2009 die Durchführung von Modellprojekten, mit deren Hilfe weitergehende Erkenntnisse zur künftigen Umsetzung der EG-WRRL gewonnen werden sollten. Für das Bearbeitungsgebiet 24 – Wümme wurde im Zeitraum vom 01.07.2005 bis Ende 2008, unterteilt in drei zeitlich aufeinander folgende Phasen, ein solches Modellprojekt realisiert.

Die Phase I behandelte folgende drei Themenblöcke: Evaluierung durchgeführter Maßnahmen, Erstellung von Gewässerentwicklungsplänen (GEPl) und Öffentlichkeitsarbeit.

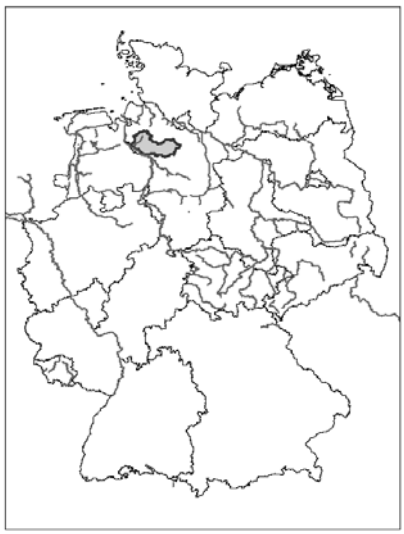
In der Phase II wurde für das Gewässer Veerse eine Laufverlängerung auf der Basis einer bestehenden Planung unter Kofinanzierung durch Mittel aus Ausgleichs.- und Ersatzmaßnahmen realisiert. Ein Monitoringprogramm zur Erfolgskontrolle wurde begleitend durchgeführt. Ferner wurden Studien zur Reduzierung der Sandfrachten im Gewässer und zum Interessenskonflikt Wasserkraft und Fischaufstieg beauftragt.

Zur Phase III gehörten die Reaktivierung eines Altarms der Fintau und Struktur verbessernde Maßnahmen an ausgewählten Abschnitten der Veerse und Wörpe. Die Maßnahmen fanden jeweils unter aktiver Beteiligung lokaler Akteure wie Angelvereinen und Schulklassen statt.

Material und Methode

Untersuchungsgebiet

Die im Rahmen des Modellprojekts untersuchten Gewässer, Wümme, Wörpe, Walle, Fintau und Veerse, liegen im Bearbeitungsgebiet 24 – Wümme im nördlichen niedersächsischen Tiefland (Abb. 1 und 2). Die Wümme als Hauptgewässer ist 131 Kilometer lang, mit einem Einzugsgebiet von 1594 km².



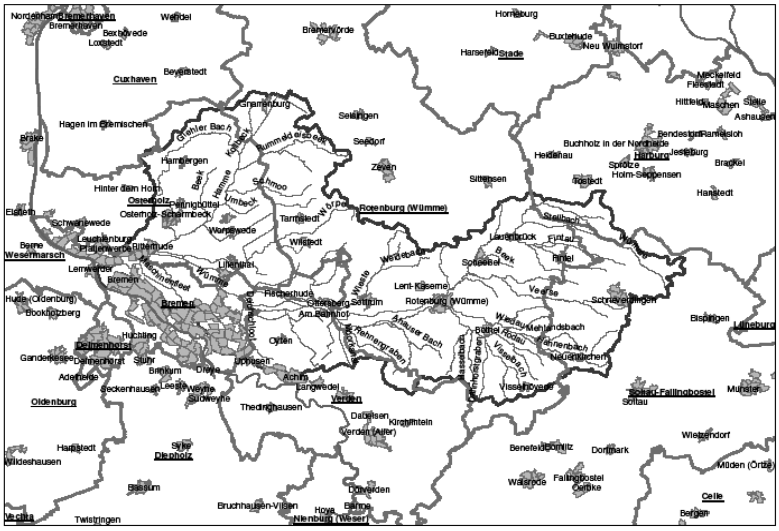


Abb. 1: Lage des BG 24 in der Hamme) Bundesrepublik

Abb. 2: Das Einzugsgebiet der Lesum (Wümme + (= Bearbeitungsgebiet 24 Wümme)

Die Wümme selbst, wie auch ihre Nebengewässer, ist ein sandgeprägtes Tieflandgewässer. Eine Einstufung, die im Rahmen einer Studie der HafenCity Universität Hamburg (HCU) bestätigt werden konnte. Nur die geestbürtigen Oberläufe sind kiesgeprägt.

Untersuchungsmethoden

Zur Effizienzkontrolle wurden Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Makrophyten und der Fische vorgenommen. Das Makrozoobenthos wurde überwiegend nach den Vorgaben der DIN 38410-1 (2004) beprobt. An der Veerse kamen auch WRRL-konforme Untersuchungen nach dem Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung (Meier, C. et al. 2006) zum Einsatz.

Die Makrophytenkartierung erfolgte auf ca. 50 m langen Gewässerabschnitten mit den üblichen Mitteln (Sicht, Rechen). Die Bestimmung erfolgte vor Ort oder im Labor. Zur Dokumentation der Funde wurden Belege herbarisiert.

Fischbesiedlungen in den verschiedenen Gewässern wurden durch Elektrofischfang ermittelt. Die Auswertungen der Fänge erfolgten nach dem von Diekmann et al. (2005) beschriebenen Fischbewertungssystem „Fibs“.

Die Erfassung der Gewässerstruktur richtete sich eng nach den Darstellungen von Rasper in NLÖ (2001). Es wurde das Detailverfahren angewandt, da man davon ausgehen konnte, dass strukturelle Änderungen durch kleinräumige Eingriffe (Maßnahmen) sich in dem Gewässer auch (zunächst) kleinräumig widerspiegeln.

Ergebnisse

Die für das Projekt ausgewählten Gewässer, besonders die Wörpe, zeichneten sich z.T. durch stark anthropogen überprägte Morphologien aus. Neben langen Strecken mit gerader Linienführung und Regelprofil, waren unbeschattete Ufer, hohe anthropogen verursachte Sandfrachten und zahlreiche Querbauwerke mit mehr oder weniger vorhandener Passierbarkeit für Fließgewässertiere Gewässer prägend.

Bei den untersuchten Maßnahmen an den Gewässern Wümme, Wörpe und Walle handelt es sich um die Anlage von Gewässerrandstreifen, reduzierte Unterhaltung an Sohle und Böschung, Beseitigung oder Umgestaltung von Querbauwerken, Sohlanhöhungsprojekte, Sukzession und die Rücknahme von Verwallungen.

Beispiele für durchgeführte Maßnahmen:

1. Problemzone Durchgängigkeit, Wörpe, Herstellung der Durchgängigkeit:



Abb. 3: Vor der Maßnahme



Abb. 4: Der gleiche Abschnitt 7 Jahre danach

Abb. 3 zeigt eines von vielen Querbauwerken in der Wörpe, die inzwischen beseitigt wurden. Für den Umbau der Wanderhindernisse zu ökologisch akzeptableren Sohlgleiten wurden Landesmittel für Fließgewässerentwicklung verwendet. Nach 7 Jahren hat sich der umgebaute Abschnitt sehr naturnah entwickelt (Abb. 4). Inwieweit sich die Erlen gegen den Phytophthora-Pilz durchsetzen können, werden die nächsten Jahre zeigen. Die Chancen bei autochtoner Wildansaat, wie in diesem Falle, stehen gut.

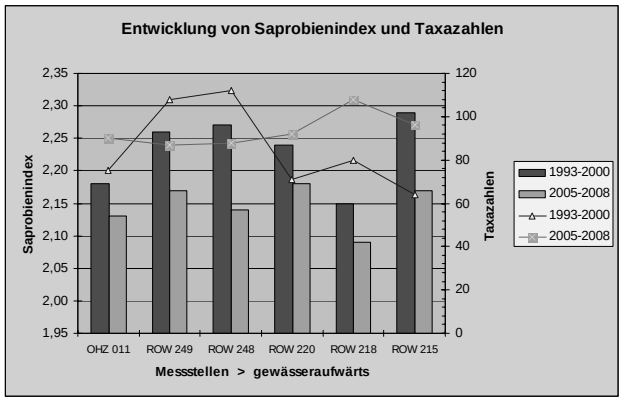


Abb. 5: Entwicklung der Taxazahlen des MZB Wörpe

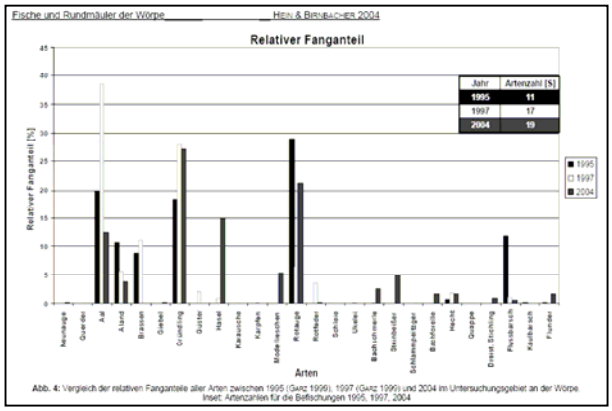


Abb. 6: Ergebnisse der Fischfänge in der (aus Hein & Birnbacher 2004)

Als Folge der Wiederherstellung der Durchgängigkeit, der naturnahen Gestaltung sowie der reduzierten bis fehlenden Unterhaltung zeigen die ersten Ergebnisse, dass die Arten- und Individuenzahlen bei Fischen (Abb. 6) und Makrozoobenthos (Abb. 5) angestiegen sind. Die Saprobienwerte nahmen deutlich ab, was zu einer Stabilisierung der Gewässergüte (GK II) führte. Ein Monitoringprogramm (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten, Detailkartierung) ist für 2010 geplant.

2. Problemzone Gewässerstruktur, Veerse, Strukturverbesserung durch Laufverlängerung:

Entsprechend der Vorgaben eines Gewässerentwicklungsplanes und der Planung des UV Obere Wümme, wurde einer von 17 Abschnitten neu gestaltet. Es sollte ein durchgängig passierbares Fließgewässer mit naturnahen, standsicheren Strukturen, standorttypischem Gefälle und Fließverhalten hergestellt werden. Dazu wurden ca. 520 m Bachlauf verlegt und um 147 m verlängert. Für das Sohlsubstrat wurden Korndurchmesser bis 20 mm (Mittelkies) gewählt. Das Profil wurde so gestaltet, dass sich bei MNQ kein Sand ablagert und beim HQ100 das gewählte Sohlensubstrat stabil ist.



Abb 7: Die Veerse vor der Maßnahme



Abb 8: Der neue Lauf der Veerse nach dem Eingriff

Es wurde ein Doppeltrapezprofil gewählt, bei dem der Mittelwasserabfluß in einer Mittelwasserrinne gebündelt wird und das Hochwasser im Profil ausufern kann (künstlicher Talraum). Zu landwirtschaftlichen Nutzflächen wurde ein fünf Meter breiter Randstreifen angelegt. Die Gesamtkosten auf der Basis einer bereits zuvor erstellten Planung beliefen sich auf ca. 141.500 Euro deren Kofinanzierung durch Mittel aus Ausgleichs.- und Ersatzmaßnahmen realisiert werden konnte.

3. Reaktivierung und naturnahe Gestaltung eines Fintau-Altarmes:

Der 1955/56 abgetrennte Altarm war stark verschlammt und drohte zu verlanden (Abb. 9). Besonderes Augenmerk wurde auf eine gewässertypische Sohlstruktur (Kies und Steine) gelegt. Der reaktivierte und naturnah gestaltete Abschnitt der Fintau leistet einen wichtigen Beitrag bei der Erreichung der Zielvorgabe der WRRL „guter ökologischer Zustand“ für das gesamte Gewässer.





Abb. 9: Der Altarm vor der Maßnahme **Abb. 10: Der wieder angeschlossene Altarm**

Im Vergleich mit früheren Untersuchungen wurden Erfolgskontrollen anhand von Makrozoobenthos, Makrophyten und Fischen vorgenommen. Sohlanhebungsprojekte wurden durch gewässermorphologische Erhebungen überprüft.

Das bewährte Instrument des GEPl wurde in seinem Aufbau und Umfang den Erfordernissen zur Umsetzung der WRRL angepasst. Zielsetzung der Anpassung war es den GEPl als konkrete und lokale Planungsebene und Baustein zur Umsetzung der EG-WRRL vor Ort zu etablieren. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Erstellung eines Maßnahmenkatalogs zur Verbesserung der morphologischen und strukturellen Situation des Gewässerlaufs und der unmittelbar angrenzenden Talaue.

Als wichtiger Baustein im Modellprojekt Wümme wurde eine intensive Öffentlichkeitsarbeit begleitend durchgeführt. Sie setzt sich aus drei Elementen zusammen: Erarbeitung eines „Handbuches des Guten Zustands“, Start der Inforeihe "“ und Durchführung eines Workshops "Gewässerunterhaltung auf guten Wegen“.

Das „Handbuch des Guten Zustands“ stellte eine wichtige Grundlage bei der späteren Entwicklung eines digitalen Maßnahmenkatasters dar. In der 9-teiligen Faltblattreihe „Unterwegs zum guten Zustand“ dienten unterschiedlicher Tiere als Botschafter zur Vermittlung einzelner Fachthemen in leicht verständlicher Form an eine breite Öffentlichkeit. Die Workshops wurden durch die Gebietskooperationen benachbarter Bearbeitungsgebiete aufgegriffen und auch dort zum festen Bestandteil der Kooperationstätigkeiten.

Sämtliche im Modellprojekt erzielten Ergebnisse wurden einer Überprüfung hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf andere Bearbeitungsgebiete unterzogen.

Ein Monitoringprogramm zur Erfolgskontrolle wurde begleitend durchgeführt. Ferner wurden Studien zur Reduzierung der Sandfrachten im Gewässer und zum Interessenskonflikt Wasserkraft und Fischaufstieg beauftragt. An Hand eines konkreten Falles wurde eine Lösung zum Erhalt der Wasserkraftnutzung bei Herstellung der Passierbarkeit entwickelt.

Die Phase III enthielt im Wesentlichen 2 Renaturierungsmaßnahmen, die mit Vorort-Aktivitäten wie der Herstellung eines „fließenden Klassenzimmers“ (aktive Beteiligung von Schülern der 5. und 6. Klassen) kooperierten. Hierdurch ist es beispielhaft gelungen, Kinder, deren Eltern, Angelvereinen und anderen Gruppen die Ziele der WRRL näher zu bringen und diese als Akteure bei deren Umsetzung zu integrieren.

Fazit

Im Rahmen des Modellprojektes Wümme wurden ausgewählte Renaturierungsmaßnahmen, die in beispielhafter Weise der Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie („guter ökologischer Zustand“) dienen, gefördert und umgesetzt. Die ersten Ergebnisse belegen, dass wir auf einem guten Weg sind und ein positiver Trend bei den Qualitätskomponenten festzustellen ist. Ein weiteres Monitoring der durchgeführten Maßnahmen im Jahr 2010 soll die ökologischen Auswirkungen und den erforderlichen Entwicklungszeitraum stärker verifizieren, um Aussagen über die ökologische und ökonomische Effizienz und der erforderlichen Dauer zur Zielerreichung treffen zu können. Wir sind auf einem Erfolg versprechenden Weg zum guten ökologischen Zustand. Das Modellprojekt unterstützt dies sehr wirkungsvoll.

Literatur

Diekmann et al. (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer(FIBS). Hinweise zur Anwendung. – Fischereiforschungsstelle Baden-Würtemberg, Langenargen, 1-71.

DIN 38 410-1 (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1). – Beuth Verlag, Berlin, 1-80.

Meier, C. et al. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, 1-110. http://www.fliessgewaesserbewertung.de.

NLÖ (Hrsg.) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in Niedersachsen. Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. – Eigenverlag, Hildesheim,1 – 100.

Hein, M. & O. Birnbacher (Projektleitung Brunken, H.) (2004): Untersuchungsbericht zur Effizienzkontrolle: Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Fische und Rundmäuler der Wörpe. – unveröff. Gutachten im Auftrag der HAW-Hamburg, 28 S. + Anhang.

Berichte zum Modellprojekt Wümme wurden teilweise veröffentlicht unter: http://www.wasserblick.net/servlet/is/83699/

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Die notwendige Berücksichtigung lateraler Fischbewegungen im zukünftigen Gewässermanagement: Eine Literaturstudie

Wilko Heimann[1], Holger K. Schulz[1] & Ralf Schulz[1]

1 Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, heimann@uni-landau.de, h.schulz@uni-landau.de, r.schulz@uni-landau.de

Keywords: Laterale Fischbewegungen, Auslösemechanismen, Funktionen Nebengewässer, Untersuchungsmethoden, zukünftige Wasserstände, Gewässermanagement

Einleitung

Viele Lebensräume sind durch anthropogene Einflüsse erheblich verändert. Die zunehmende Entkopplung der Nebengewässer vom Hauptstrom durch die Festlegung des Flusses in ein beengtes Flussbett ist ein Beispiel für eine negative Folge solch anthropogener Eingriffe. Voraussetzung für eine ökologische Funktionsfähigkeit derartiger Lebensräume ist eine Vernetzung der Gewässer, wie sie bereits von Junk et al. (1989) im Flood Pulse Concept beschrieben wurde. Für eine Beurteilung der Funktionsfähigkeit gelten Fische laut Scherle et al. (1996) als die bedeutendsten Indikatororganismen. Zudem können durch einen regelmäßigen Austausch von Individuen genetische Vereinselungsprobleme vermieden werden (Jürging & Patt 2005).

Nach Northcote (1998) beinhalten Wanderungsbewegungen von Fischen regelmäßige Habitatbewegungen aufgrund unterschiedlicher Funktionen der Teillebensräume. Der Definition von Peter (1998) folgend, finden Bewegungen innerhalb eines Territoriums bzw. der „home range“ statt, wohingegen Wanderungen stark gerichtete Bewegungen zwischen unterschiedlichen, abgegrenzten Habitaten darstellen. Häufig werden die beiden Begriffe Bewegung und Wanderung synonym verwendet (Peter 1998), so dass eine klare begriffliche Trennung schwierig erscheint. Als laterale Fischbewegungen werden hier Bewegungen zwischen dem Hauptstrom und angebundenen Nebengewässern verstanden.

Wissenschaftlichen Studien zu Fischwanderungen und –bewegungen konzentrierten sich zunächst auf Langstreckenwanderungen und ihrer Beeinträchtigungen durch Querbauwerke (Heermann & Borcherding, 2006; Jungwirth et al., 1998). Später fanden auch Kurzstreckenbewegungen zwischen Nebengewässer und dem Hauptstrom wissenschaftliche Beachtung. Der überwiegende Teil der Veröffentlichungen in diesem Kontext beschäftigten sich mit dem Wanderverhalten der jeweiligen Arten, den Habitatpräferenzen und vereinzelt den Einflussfaktoren. Beeinträchtigungen der lateralen Anbindung von Nebengewässern und deren Folgen für die Fischfauna und insbesondere die Auswirkungen unterschiedlicher Anbindungsformen bzw. Anbindungsverhältnisse des Nebengewässers an den Hauptstrom auf laterale Fischbewegungen blieben bisher weitgehend unberücksichtigt. Daher war das Ziel dieser Literaturstudie Informationen zu folgenden Leitfragen zusammenzutragen:

- Welche Auslösemechanismen für lat. Fischbewegungen und Funktionen der Nebengewässer für Fische werden genannt/bewiesen?
- Welche Methoden werden verwendet, und welche sind besonders geeignet zum Nachweis von Funktionen und Auslösemechanismen?
- Beeinflusst die Methodenauswahl die zu identifizierbaren Funktionen der Nebengewässer und Auslösefaktoren für lat. Fischbewegungen, und gibt es klimatische Unterschiede?
- Mit welchem methodischen Untersuchungsdesign lässt sich die Funktionsfähigkeit der E-gestion (Nebengewässeranbindung) für Fische am ehesten überprüfen?
- Wie können laterale Fischbewegungen im Rahmen des Gewässermanagements berücksichtigt werden?

Material und Methoden

Die Literaturrecherche erfolgte mit der Literaturdatenbank „Biosis“ für den Zeitraum 1918-1989 und „Web of Science“ von 1990-2008. Die Suchbegriffe (lateral migration fish, migrant fish, movement fish, move fish, connectivity backwater, lateral connectivity, lateral connection, floodplain fish, connection floodplain) wurden in singular und plural recherchiert. Die hieraus ermittelten 15859 Einträge wurden anhand ihres Abstracts auf deren Eignung für diese Literaturrecherche überprüft. Zudem wurden die Literaturverzeichnisse der geeigneten Veröffentlichungen quantitativ analysiert. Diese wurden mit Diplom-, Doktorarbeiten, Gutachten und Buchbeiträgen vervollständigt. Es wurden schließlich 135 Studien zu lateralen Fischbewegungen in die weitere Auswertung einbezogen, wovon der überwiegende Teil aus den letzten 35 Jahren stammt. Ein Großteil der Untersuchungen zu lateralen Fischbewegungen fand in Deutschland, Österreich den Niederlanden, Frankreich oder Tschechien statt. Im außereuropäischen Raum gab es vermehrt Untersuchungen in Nord- und Südamerika sowie Australien. 103 Studien fanden in gemäßigten Breiten statt, hingegen konnten nur 20 Studien den tropischen Breiten zugeordnet werden.

Ergebnisse und Diskussion

Auslösefaktoren lateraler Fischbewegungen

Bei der Betrachtung der Auslösefaktoren lateraler Fischbewegungen wurde zunächst unterschieden, ob der Faktor in einer Studie nur genannt („Mention“), untersucht („Analysis“) oder untersucht und nachgewiesen („Detection“) wurde, und ob nach einer von uns vorgenommenen Bewertung der Methodik der Faktor als Auslöser tatsächlich bestätigt werden kann („Affirmation of Detection“). Eine Bestätigung erfolgte, wenn die Beschreibung der verwendeten Methodik eine Beurteilung unsererseits zuließ und die Untersuchungsmethodik und der Untersuchungszeitraum für einen Nachweis des betrachteten Faktors geeignet waren. Diese Bewertung wurde sowohl für die Analyse der Auslösefaktoren als auch der Funktionen der Nebengewässer für die Fischfauna vorgenommen.

In Abb. 1 werden die 10 am häufigsten genannten Auslösefaktoren für laterale Fischbewegungen dargestellt. Insgesamt wurden in der Literatur 30 Faktoren benannt, welche aber häufig mit den 10 häufigsten Faktoren verknüpft waren. Bei allen Faktoren gab es eine starke Abnahme von der Nennung zur Bestätigung des Nachweises. Einige Faktoren wie die Räubervermeidung und die Nahrungsverfügbarkeit konnten nicht als Auslösefaktoren bestätigt werden. Die am häufigsten genannten und bestätigten Auslöser sind die hydraulische Faktoren Wasserstand und Strömungsgeschwindigkeit des Hauptstroms sowie die Wassertemperatur. Übergeordnete zyklische Änderungen wie Mondzyklus und Jahreszeiten wurden deutlich seltener genannt und bestätigt.

Hierbei ist zu betonen, dass die Häufigkeit der Nennungen und Bestätigungen der einzelnen Faktoren keine Rückschlüsse auf die grundlegende Relevanz der Faktoren für die Fischfauna zulässt.

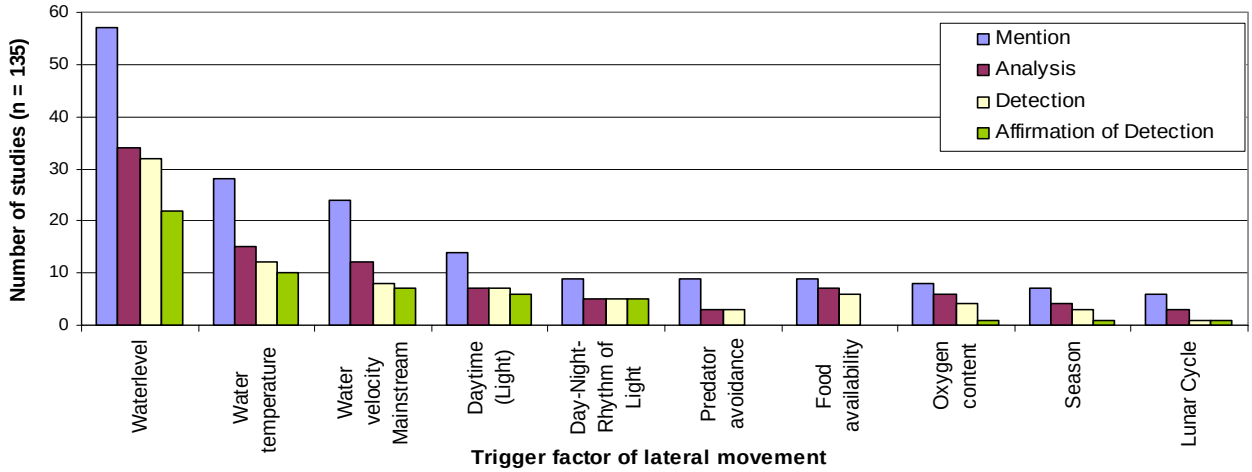


Abb.1: Anzahl an Veröffentlichungen in denen Auslösemechanismen lateraler Fischbewegungen genannt (Mention), untersucht (Analysis), nachgewiesen (Detection) und Nachweis bestätigt (Affirmation of Detection) werden konnte.

Funktionen lateraler Fischbewegungen

Bei der Betrachtung der Funktionen lateraler Fischbewegungen zeigt sich ebenfalls eine starke Abnahme von Nennung zur Bestätigung des Nachweises (Abb. 2). Die drei am häufigsten genannten und bestätigten Funktionen Reproduktion, Nahrung und Wachstum umfassen die grundlegenden Ansprüche eines Organismus und sind zugleich mit den zur Verfügung stehenden Methoden gut zu erfassen. Demgegenüber ist die Funktion des Artenreservoires nicht biologisch begründet, sondern stellt eine Anforderung seitens des Artenschutzes dar.

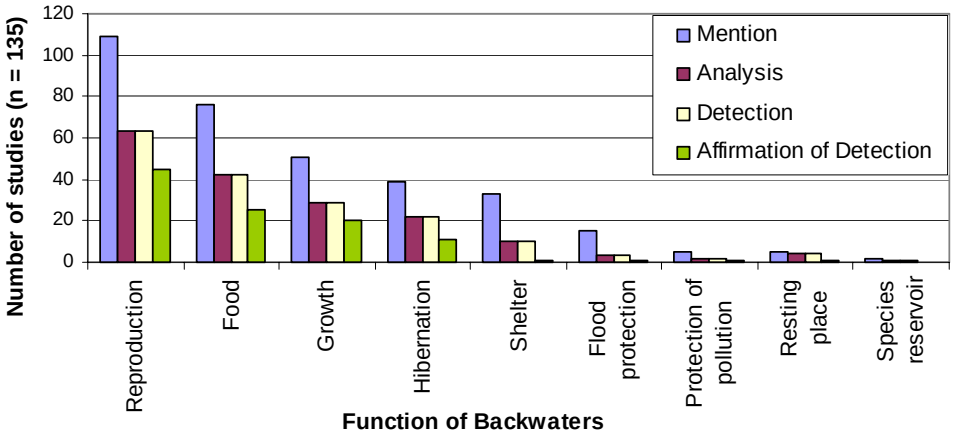


Abb.2: Anzahl an Veröffentlichungen in denen Funktionen lateraler Fischbewegungen genannt (Mention), überprüft (Analysis), nachgewiesen (Detection) und Nachweis bestätigt (Affirmation of Detection) werden konnte. Ausgewertet wurde die gesamte in dem Abschnitt Literaturrecherche beschriebene Literatur (135 Studien)

Methodenauswahl

Die Methoden zur Erfassung lateraler Fischbewegungen lassen sich zum einen gliedern in direkte und indirekte Methoden, zum anderen in aktive-, passive- und Manipulationsmethoden. Die direkten Methoden registrieren Bewegungen in der Egestion (Fischwechsel zwischen Hauptstrom- und Nebengewässer). Die indirekten Methoden erfassen Bestandsveränderungen im Nebengewässer und ermöglichen hierüber Rückschlüsse auf Fischwechsel. Bei aktiven Methoden wird das Fanggerät bewegt (z.B. Elektrofischerei, Uferzugnetz), während bei passiven Methoden eine Bewegung der Fische notwendig ist (Kiemennetz, Reusen). Fischmanipulationen stellen keine Fangmethode dar, sondern umfassen Eingriffe an den Fischen (Besenderung, Markierung), die wiederum Bewegungen erkennen lassen oder Rückschluss auf Funktionen bzw. Auslösemechanismen ermöglich. Die 135 ausgewerteten Studien nutzen in abnehmender Häufigkeit Elektrofischerei (33); Kiemennetze (32), Reusen (24) und Besenderung (15). Insgesamt wurden 22 verschiedene Methoden angewandt. Von 93 Studien, in denen die Untersuchungsmethodik dargestellt wurde, wurden in 19 Fällen Bewegungen ausschließlich direkt, in 48 Fällen ausschließlich indirekt und in 26 Fällen sowohl direkt als auch indirekt erfasst. Nach unserer Einschätzung lassen sich Auslösefaktoren durch direkte Methoden besser bestätigen, z.B. konnten in 37 % der Studien, die ausschließlich direkte Methoden verwendeten, eindeutige Hinweise für den Faktor Wasserstandshöhe gefunden werden. Demgegenüber erlauben nur 13 % der Studien, die indirekte Methoden verwendeten, eine sichere Aussage zu diesem Faktor. Das gleiche Bild zeigt sich beim Faktor Strömungsgeschwindigkeit mit 21 % bei direkten Methoden und 0 % bei indirekten Methoden. Funktionen von Fischbewegungen lassen sich eher mittels indirekter Methoden nachweisen, wobei die Unterschiede zwischen direkten und indirekten Methoden weniger ausgeprägt sind (z.B. Reproduktion direkt 26 %; indirekt 40 %).

Klimatische Unterschiede

Ein Vergleich der Studien nach der betrachteten Klimazone zeigt deutliche Unterschiede im Anteil bestätigter Nachweise. Diese Unterschiede umfassen nicht nur klimaabhängige Auslösefaktoren (z.B. Wassertemperatur) und Funktionen (z.B. Wintereinstand) sondern auch Auslösefaktoren wie Strömungsgeschwindigkeit (gem. Zone 10 %; Tropen 0 %) und Funktionen wie Reproduktion (gem. Zone 42 %; Tropen 17 %) und Nahrung (gem. Zone 23 %; Tropen 6 %). Zudem zeigt sich generell eine sehr viel stärkere Abnahme von Nennung zur Bestätigung des Nachweises für die Untersuchungen in den tropischen Breiten. Der Unterschied ist damit hauptsächlich auf ein ungeeignetes Untersuchungsdesign zurückzuführen.

Nebengewässeranbindung

Die Literaturstudie offenbart ein deutliches Defizit an quantitativen Untersuchungen für den Zusammenhang von Eigenschaften der Egestionen und lateralen Fischbewegungen bzw. realisierten Funktionen der Nebengewässer. Meist finden sich nur allgemeine Aussagen wie von Korn (2005) und Elster et al. (1973), dass Verrohrungen für Fische als kritisch zu bewerten sind. Nach Scherle et al. (1996) haben ein fehlendes Ufer- und Sohlsubstrat sowie eine unzureichende Belichtung negative Folgen auf die Fischfauna. Bezüglich der Anbindungsdimensionierung (Überschwemmungshöhe und Breite) bestehen sehr unterschiedliche Einschätzungen. Die empfohlene Überschwemmungshöhe reicht von 50 cm (Schulz et al., 2005) bis 1 m (Beckedorf & Blohm, 1994), die Egestionsbreite von 3 m (Ingenieur-Dienst-Nord, 1989) bis 5 m (Beckedorf & Blohm, 1994). Nach Schwevers et al. (1999) sollte die Verbindung möglichst schmal gestaltet sein, um Hub und Sunk zu minimieren. Staas (1998) sieht eine permanente Anbindung des Nebengewässers als eine Grundvoraussetzung für eine intakte Lebensraumnutzungen für Fische an. Keine dieser Aussagen sind durch Untersuchungen belegt.

Eignung der Untersuchungsmethoden zum Nachweis von Funktionen und Auslösemechanismen

Wie bereits im Abschnitt Methodenauswahl erwähnt, lassen sich die Auslösefaktoren für laterale Fischbewegungen besser mit direkten Methoden nachweisen (direkt in der Egestion mittels Tags oder Traps), hingegen sind die Funktionen tendenziell besser durch indirekte Methoden nachweisbar (Trappnetz, Kiemen-, Trammel-, Driftnetz und Elektrofischerei). Zum Nachweis einzelner Funktionen können auch die Methoden der Fischmanipulationen geeignet sein. Zur Überprüfung einer fischgerechten Anbindungsgestaltung wird eine Methodenkombination aus einer direkten (z.B. Reuse) und indirekten Methode (Elektrofischerei) vorgeschlagen. Die parallele Aufnahme des Fischhabitus (Länge, Gewicht) ermöglicht es, weitere Rückschlüsse auf die realisierten Funktionen zu ziehen. Bei diesen Methoden sind sowohl der Arbeits- als auch der Kostenaufwand überschaubar bei gleichzeitig hoher Aussagekraft. Die Methodenauswahl ist auf den Nebengewässertyp abzustimmen. Um die jahreszeitlichen Lebensraumnutzungen der Fische erfassen zu können, sollten die Funktionskontrollen ganzjährig erfolgen (vgl. Uffmann 2006). Wenn Veränderungen an Nebengewässerbauwerken geplant sind, können mittels der BACI-Methode (Before-After-Control-Impact) Bestandsveränderungen der Fischfauna in den Nebengewässern mit den baulichen Veränderungen direkt in Beziehung gesetzt werden.

Tab. 1: Bewertung der Untersuchungsmethoden. Die Einschätzung bezieht sich auf ein stehendes an den Hauptstrom angebundenes Nebengewässer mit flachem Uferprofil. Je heller der Farbton des Tabellenfeldes ist, desto positiver ist die Methode zu bewerten. * = egestionsnah; + = passive Sender; ' = Unterwasserkamera

Technique	Costs	Expenditure of time	Type of detection	Validity of trigger factors		Validity of functions	
Traps/Weirs	moderate	low	direct	high		moderate	
Trap net	moderate	moderate	indirect/direct*	low	moderate*	high	moderate*
Trammel net Gill net	moderate	high	indirect/direct*	low	moderate*	high	moderate*
Echosounder	moderate	low	indirect/direct*	low	moderate*	low	
Visual observations	low high'	high moderate'	indirect/direct*	low	high*	moderate	low*
Electrofishing	moderate	low	indirect	low		high	
Dip net	low	low	indirect	no		low	
Draft net	low	high	indirect	low		high	
Tags	high	high moderate+	direct	high		moderate	low+
Molecular Analysis	high	high	indirect	no		low	
Stable Isotope	high	high	indirect	no		low	
Food Analysis	low	high	indirect	no		low	

Zukünftige Ausrichtung des Gewässermanagements

Das Gewässermanagement beinhaltet als grundlegende Aufgaben den Hochwasserschutz, die Erhaltung des Hauptstromes als Schiffsweg, aber auch die Vernetzung der Zuflüsse und eine ökologische Sanierung mündungsnaher Bereiche. Diese Aufgaben stellen unterschiedliche Ansprüche an die Gewässer, so dass Interessenskonflikte unvermeidbar sind. Eine integrative Betrachtungsweise von naturschutzfachlichen und wirtschaftlichen Aspekten ist daher für das zukünftige Management unumgänglich. Vor diesem Hintergrund besteht ein wesentlicher Forschungsbedarf zur Beeinflussung der Anbindungsgestaltung auf die Fischfauna. Hierbei sind auch langfristige Entwicklungen zu berücksichtigen, wie sie durch den Klimawandel zu erwarten sind. Nach Carambia & Frings (2009) werden für den Rhein (Pegel Maxau und Köln) zukünftig höhere Abflüsse in den Wintermonaten und niedrigere Abflüsse in den Sommermonaten projiziert. Ist die Wiederherstellung eines Konti-

nuums zwischen Haupt- und Nebengewässer das Ziel, so sollten diese Projektionen trotz aller Unsicherheiten {Krahe, 2009 #1143} in den Planungen der Gewässeranbindung beachtet werden.

Danksagung

Diese Literaturstudie entstand im Rahmen einer Doktorarbeit am Institut für Umweltwissenschaften. Wir danken der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd in Person von Herrn Oswald und dem Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz in Person von Herrn Brenner für die finanzielle Förderung.

Literatur

Beckedorf, R. & Blohm, H.-P. (1994): Die Bedeutung von Altgewässern für den Fischbestand eines ausgebauten Flußlaufes. Binnenfischerei in Niedersachsen, 2, 35-73.

Carambia, M. & Frings, R. (2009): Abflussszenarien für den Rhein des 21. Jahrhunderts. In Tagungsband Kliwas: Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland (1. Statuskonferenz am 18. und 19. März 2009, BMVBS, Bonn) pp. 105-109

Elster, H.J., Huber, P., Rehbronn, P. & Trahms, O.K. (1973): Vorschläge zum Schutz der Fischerei beim Gewässerausbau. In Archiv für Fischereiwissenschaft, Vol. 24, pp. 1-28. Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler.

Heermann, L. & Borcherding, J. (2006): Winter short-distance migration of juvenile fish between two floodplain water bodies of the Lower River Rhine. Ecology of Freshwater Fish, 15(2), 161-168.

Ingenieur-Dienst-Nord (1989): Unterhaltungsrahmenplan Mittelaller Staatliches Amt für Wasser und Abfall Verden.

Jungwirth, N., Schmutz, S. & Weiss, S. (1998): Fish migration and fish bypasses Fishing News Books, Oxford u.a.

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences 106, 110-127.

Jürging, P. & Patt, H. (2005): Fließgewässer- und Auenentwicklung Springer Verlag, Berlin.

Korn, N., Jessel, B., Hasch, B. & Mühlinghaus, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. Ergebnisse des F+E-Vorhabens 802 82 100 des Bundesamtes für Naturschutz Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg.

Krahe, P., Nilson, E., Carambia, M., Maurer, T., Tomassini, L., Bülow, K., Jacob, D. & Moser, H. (2009): Wirkungsabschätzung von Unsicherheiten der Klimamodellierung in Abflussprojektionen - Auswertung eines Multimodell-Ensembles im Rheingebiet. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 53, 316-331.

Northcote, T.G. (1998): Migratory behaviour of fish and its significance to movement throught riverine fish passage facilities. In Fish Migration and Fish Bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss), pp. 3-18. Fishing News Books: Blackwell Science Ltd, Berlin.

Peter, A. (1998): Interruption of the River Continuum by Barriers and the Consequences for Migratory Fish. In Fish Migration and Fish Bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss), pp. 99-112. Fishing News Books: Blackwell Science Ltd, Berlin.

Scherle, J., Moog, O. & Grasser, U. (1996): Wirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf abiotische und biotische Faktoren - Arbeitsmaterialien zur ökologischen Wirkungsanalyse Bonn.

Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & Henle, K., (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Weißensee Verlag, Berlin.

Staas, S. (1998): Das Jungfischaufkommen im Rheinstrom und in künstlichen Abgrabungsseen mit Anbindung an den Rheinstrom. LÖBF-Mitteilungen, 2, 15-18.

Schwevers, U., Adam, B. & Gumpinger, C. (1999): Zur Bedeutung von Auegewässern für die Fischfauna von Bundeswasserstraßen. Wasser & Boden, 51(6), 35-39.

Uffmann, N. & Fiedler, M. (2006): Empfehlungen für Erfolgskontrollen zu Kompensationsmaßnahmen beim Ausbau von Bundeswasserstraßen, Bonn.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Die Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der WRRL in Niedersachsen

Britta Kastens

Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung, Barbarstr. 12, 49076 Osnabrück, britta.kastens@usf.uos.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Partizipation, Evaluierung, Niedersachsen,

Einleitung

Im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) kommt der Öffentlichkeitsbeteiligung eine wesentliche Rolle zu. In Niedersachsen haben die umsetzenden Stellen neben Broschüren, Internetseiten und Veranstaltungen zur Bürgerbeteiligung spezifische Instrumente etabliert, die die aktive Mitarbeit der verschiedenen, von der WRRL betroffenen Interessengruppen, ermöglicht. Insbesondere die 30 Gebietskooperationen stehen Pate für die aktive Einbindung der Wassernutzer. Als eine lokale und direkte Form aktiver Einbindung wurden die Gebietskooperationen als langfristige Institutionen geschaffen, um zur Erstellung der Flussgebietspläne beizutragen. Da die Praxis in den Gremien ausschlaggebend ist für den Erfolg der Öffentlichkeitsbeteiligung, hatte sich das Niedersächsische Umweltministerium im Jahr 2007 zu einer externen Evaluierung entschlossen. Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse dieser Evaluierung zusammen und setzt sie - 18 Monate nach Abschluss der Studie - in den aktuellen Kontext.

Die Instrumente der Öffentlichkeitsbeteiligung in Niedersachsen

In Hinblick auf die Möglichkeiten zur Mitentscheidung der Umsetzungsschritte nicht-staatlicher Akteure wurden in Niedersachsen verschiedene Partizipationsinstrumente auf administrativer Ebene und den verschiedenen Einzugsgebietsebenen[1] etabliert (siehe Abb. 1).

Die staatlichen Stellen haben zunächst die Weitergabe von Informationen und die Durchführung von Anhörungen zu gewährleisten. In Niedersachsen erhält man Informationen zur WRRL vor allem über Broschüren und Flyer sowie über die Internetseiten des Niedersächsischen Landesbetriebs für Küsten- und Naturschutz (www.nlwkn.niedersachsen.de), dessen jeweiligen Außenstellen die Federführung und Koordination der Bearbeitungsgebiete haben. Ihnen obliegt damit von der Bestandsaufnahme bis zum Bewirtschaftungsplan die Operationalisierung der Hauptaufgaben bei der Umsetzung der Richtlinie. Ähnliche Informationen finden sich auf bundesweiten Webseiten, an denen Niedersachsen beteiligt ist, wie z.B. auf dem im Auftrag des Umweltbundesamtes und der

[1] Für die Umsetzung der WRRL in Niedersachsen wurden drei Arbeitsebenen gebildet. Während sich die A-Ebene auf die gesamte Flussgebietseinheit, wie beispielsweise die Elbe oder Ems, bezieht, bezieht sich die B-Ebene auf die mittlere Einzugsgebietsebene (z.B. Obere, Untere und Mittlere Ems) und die C-Ebene auf unterste Teileinzugsgebietsebene, die so genannten Bearbeitungsgebiete, zu denen auch die Hase gehört.

LAWA gegründete „offizielle“ Portal der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) (www.wasserblick.net). Zudem wurde von 2003 bis 2008 auf Landesebene der Beirat Niedersachsen/Bremen initiiert. Im Beirat sollten vor allem die Landes- und Wirtschaftsverbände sowie z.B. Universitäten ca. zwei Mal jährlich aktuelle Informationen zum Stand der WRRL Umsetzung erhalten.

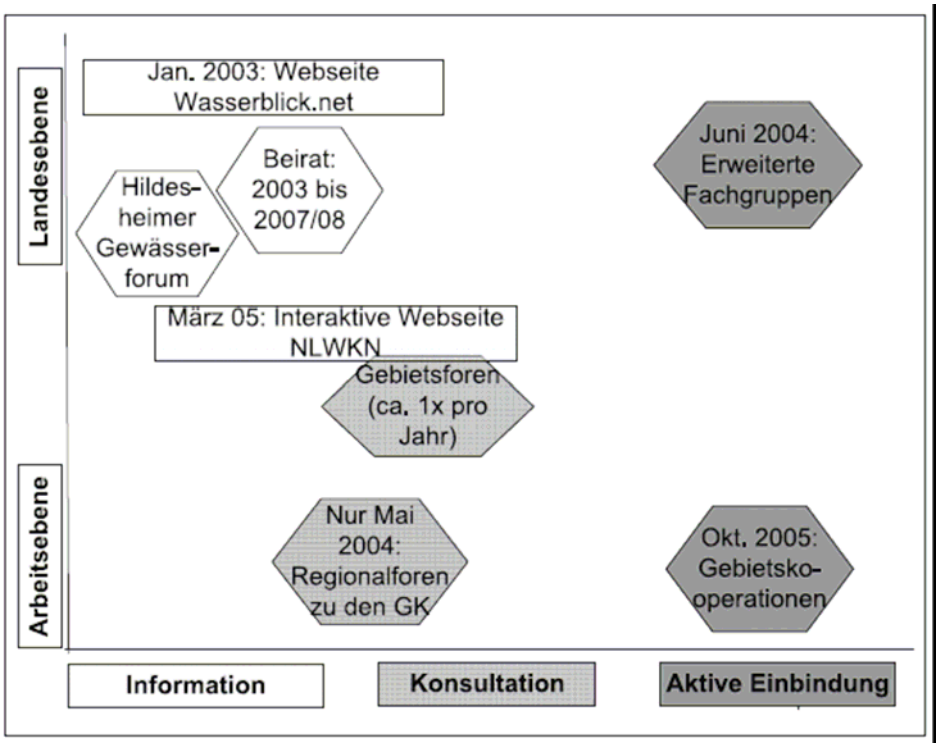


Abb. 1: Die Instrumente der Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der WRRL in Niedersachsen

Eine intensivere Einbindung der Öffentlichkeit bieten Anhörungen, in deren Rahmen die jeweiligen Umsetzungsergebnisse vorgestellt werden. Die WRRL nennt Fristen in Bezug auf die Anhörung und sieht bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne ein dreistufiges Anhörungsverfahren vor, das im Dezember 2006 mit der Veröffentlichung eines Zeitplanes und eines Arbeitsprogramms für die Erstellung des Bewirtschaftungsplanes begann und in der Aufstellung der Planentwürfe im Jahr 2009 ihren Abschluss findet. Gemäß Art. 14 Abs. 2 WRRL besteht nach jeder Stufe veröffentlichter Informationen eine Sechsmonatsfrist für schriftliche Stellungnahmen. Niedersachsen ist der Empfehlung des CIS-Leitfadens zur Öffentlichkeitsbeteiligung (EU 2002) gefolgt, bereits wesentlich früher als von der WRRL vorgeschrieben mit der Öffentlichkeitsbeteiligung zu beginnen. So wurden im Frühjahr 2004 niedersachsenweit sechs übergeordnete Regional- und 23 kleinräumige Gebietsforen durchgeführt, um über die ersten Ergebnisse der Bestandsaufnahmen zu informieren und in der Folgezeit die Gelegenheit zu schriftlichen Stellungnahmen zu geben (Newig 2008).

Die meisten der Instrumente in Niedersachsen bieten jedoch keine tatsächlichen Mitbestimmungsmöglichkeiten an einem kooperativen Planungsprozess von Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL. Sie finden, wie der Beirat, entweder auf zu übergeordneter Ebene statt oder binden, wie im Fall der Regional- und Gebietsforen, eine zu hohe Teilnehmerzahl ein. Auch die erweiterten Fachgruppen binden zwar Interessengruppen intensiv ein, bilden aber kein echtes Beteiligungsgremium für alle interessierten Parteien. Die Fachgruppen befassen sich vornehmlich mit den technischen Umsetzungsfragen auf ministerieller Ebene und sind damit thematisch zu eng gefasst und in der Administration zu hoch angesiedelt.

Viele Umweltprobleme und so auch die Herausforderung zur Erreichung der Ziele der WRRL sind vor allem im regionalen bzw. lokalen Kontext zu lösen, da hier einerseits die größte Problemnähe besteht und andererseits für umsetzende Stellen die Möglichkeit gegeben ist, von lokalem Wissen zu profitieren (vgl. Steele 2001: 437; Thomas 1995: 10). Diesem Ansatz sind die umsetzenden Stellen in Niedersachsen gefolgt und haben Ende 2005 30 einzugsgebietsbezogene Gebietskooperationen gebildet. Sie sollen als regionale Beteiligungsinstrumente alle Interessenvertreter vor Ort einbinden, um Umsetzungsschritte und Maßnahmen zur Zielerreichung zu entwickeln. Gemäß Erlass des Umweltministeriums verpflichten sich die Mitglieder der Gebietskooperationen zur aktiven Mitarbeit, wobei sich nach Aussage des Ministeriums für die Teilnehmer einerseits eine eigenverantwortliche Mitgestaltung des Umsetzungsprozesses vor Ort ergibt, andererseits auch konkrete Arbeitsaufträge von den umsetzenden Stellen an die Stakeholder gestellt werden sollen (MU Nds. 2005: 2f.). Die Entscheidungsbefugnis in letzter Instanz bleibt jedoch beim Ministerium.

Evaluierung der Öffentlichkeitsbeteiligung in Niedersachsen und der aktuelle Stand

Im Jahr 2007 wurde im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums eine Evaluierung der niedersächsischen Beteiligungsinstrumente durchgeführt (Ridder et al. 2007). Ziel der Evaluierung war eine Einschätzung des Partizipationsprozesses und hier insbesondere der Gebietskooperationen aus der Perspektive der Beteiligten. Dazu wurde zum einen die Prozesszufriedenheit ermittelt. In Bezug auf die Gebietskooperationen wurde aber auch untersucht, inwieweit bereits (Lern-)Prozesse stattfinden, die eine Tragfähigkeit von noch auszuhandelnden Maßnahmen und Lösungen verbessern. Im Ergebnis bestand zum Zeitpunkt der Evaluierung eine grundsätzlich hohe Zufriedenheit mit der Art der Umsetzung der Öffentlichkeitsbeteiligung. Die Beteiligung insbesondere in den Gebietskooperationen wurde von der deutlichen Mehrheit der Befragten als sinnvoll und der Sache dienlich angesehen. Spezifische Themen in Zusammenhang mit dem Beteiligungsprozess wurden jedoch auch immer wieder kritisch erwähnt.

1) Repräsentanz: der Naturschutz unterrepräsentiert

Zum Zeitpunkt der Evaluierung gingen 63% der Befragten davon aus, dass nicht alle Gruppen adäquat eingebunden seien. Hier wurde der Naturschutz in der Regel als unterrepräsentiert empfunden. Das betraf sowohl die Vertretung des Naturschutzes durch nichtstaatliche Organisationen als auch den behördlichen Naturschutz. Zwangsläufig wurde häufig die Stärkung des behördlichen Naturschutzes in den Gebietskooperationen gefordert. Auch heute noch ist der Naturschutz- und Umweltverbände in den Gebietskooperationen unterrepräsentiert. Beim behördlichen Naturschutz ist die Lage differenzierter. Bei kleinen Kommunen liegt häufig eine Personalunion von Natur- und Gewässerschutz vor. Die Stärkung des behördlichen Naturschutzes kann daher auch auf eine notwendige Verbesserung der Kommunikation innerhalb der kommunalen Vertretung hinweisen. Das hieße, dass die Multiplikatorenrolle innerhalb der eigenen Institution verstärkt ausgeübt und die Ergebnisse der innerhalb der eigenen Einrichtung geführten Absprachen intensiver in die Beteiligungsgremien zurückgeführt werden müssen.

2) Transparenz und inhaltliche Aspekte

Im Rahmen der Evaluierung im Jahr 2007 bescheinigten mehr als 70% der Befragten den Gremien Transparenz und waren mit dem Prozess zufrieden. Die Art, wie der Austausch zwischen den Beteiligten einerseits und zwischen Beteiligten und umsetzenden Behörden andererseits stattfindet, hat wesentlichen Einfluss auf den Erfolg eines Prozess. Besonders wichtig ist es, um das Vertrauen in die Effektivität der Beteiligung zu verbessern, dass die Gremienteilnehmer eine Rückmeldung darüber erhalten, inwiefern und inwieweit ihre Beiträge berücksichtigt wurden bzw. werden. Dies

gilt gleichermaßen für Stellungnahmen, die im Rahmen des offiziellen Konsultationsprozesses erfolgen (Ridder et al. 2007). Hier scheint es nach wie vor Defizite zu geben.

Als aktuelleres Thema geben die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme der niedersächsischen Gewässer Anlass für kontroverse Diskussionen. In den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen werden keine konkreten Maßnahmen aufgeführt oder vorgeschrieben. Vielmehr wird auf den Niedersächsischen Maßnahmenkatalog mit einer Vielzahl von Einzelmaßnahmen verwiesen, die generell als Lösungsmuster zur Zielerreichung der WRRL dienen sollen. Der Katalog besteht aus verschiedenen Projekten, die in den Gebietskooperationen erarbeitet wurden. Damit setzt Niedersachsen auf eine „Maßnahmenentwicklung im Gegenstromprinzip“ (Kommunale Umweltaktion 2009), wobei sich die umsetzenden Stellen versprechen, dass Flexibilität und Freiwilligkeit bei der Maßnahmenauswahl zu einer höheren Akzeptanz bei den Stakeholdern führen und diese in Eigeninitiative zur Maßnahmenumsetzung beitragen (ebd.). Inwieweit so eine Maßnahmenimplementierung in Eigeninitiative tatsächlich der Fall sein wird, bleibt abzuwarten. Zudem scheint auch positive Bewertung der Transparenz in den Beteiligungsprozessen stark interessenabhängig (Wassernetz Niedersachsen-Bremen 2009). Ein intensiver Austausch dürfte außerdem künftig dadurch erschwert werden, dass die Treffen der Gebietskooperationen von bisher 4-6 mal jährlich auf zwei Treffen pro Jahr reduziert werden sollen. Festzuhalten ist, dass mit dem niedersächsischen Vorgehen die Diskussion finanzieller Verpflichtungen privater Akteure wie auch tatsächlicher Maßnahmenplanung und -umsetzung erneut vertagt wurde.

Zum Zeitpunkt der Evaluierung war trotz der damals recht positiven Bewertung der Öffentlichkeitsbeteiligung der konfliktträchtigere Teil des Verfahrens noch zu erwarten. Es wurde auch von den Beteiligten erwartet, dass, wenn Maßnahmen konkretisiert werden, Konflikte zu Tage treten, derer man sich zum damaligen Zeitpunkt noch nicht bewusst war oder bewusst werden wollte (Ridder et al. 2007). Ein immer wiederkehrendes Thema, dem eine gewisse Schlüsselfunktion für den Erfolg der Beteiligungsaktivitäten wie auch dem generellen Umsetzungsprozess beigemessen wurde, ist die Finanzierung der Maßnahmen. Oft hatten die Beteiligten den Eindruck, dass die Umsetzung etwaiger Maßnahmen ohnehin am Geldmangel scheitern wird und sahen dadurch die Sinnhaftigkeit des gesamten Beteiligungsprozesses deutlich in Frage gestellt. Empfohlen wurde damals ein transparenter Umgang mit Finanzierungsfragen von Seiten des MU und des NLWKN – auch als positives Beispiel im Sinne eines konstruktiven Umgangs mit Konflikten (Ridder et al. 2007). Tatsächlich wurde die Frage der Finanzierung jedoch erst sehr spät intensiv diskutiert und auch die ersten konkreten Zahlen wurden vonseiten der umsetzenden Stellen erst im Frühjahr 2009 präsentiert. Damit besteht heute zumindest eine gewisse Planungssicherheit, welches Budget vom Land insgesamt für die Umsetzung der Maßnahmen bereitgestellt werden wird. Insgesamt sind 120 Mio. Euro für den gesamten Zeitraum der Umsetzung im ersten WRRL-Planungszyklus er erwarten. Eine zusätzliche verpflichtende Kostenträgerschaft durch die Nutzer im Sinne des Verursacherprinzips wird von nahezu allen Beteiligten abgelehnt. Kritisch beurteilt wird die Diskussion um eine eventuelle Streichung von zusätzlich 15.000€ die jeder Gebietskooperation bislang zur Verfügung standen.

Zuletzt hat in Niedersachsen insbesondere die erneute Bewertung der erheblich veränderten Gewässerkörper (HMBW) und künstlichen Gewässer (AWB) im Jahr 2007 zu starker Kritik - nicht nur bei Natur- und Umweltschutzverbänden - geführt. Gegenüber der ersten Ausweisung von 2004 wurde der HMWB- u. AWB-Anteil niedersachsenweit von zunächst 44% auf 84% erhöht. Kritisiert wird dabei nicht nur der sehr hohe Anteil selbst, sondern vor allem auch die Bewertungsrundlage der erneuten Ausweisung (Wassernetz Niedersachsen-Bremen 2009).

4) Einbindung der breiten Öffentlichkeit

Auch wenn die Komplexität der WRRL es nicht empfiehlt, den gesamten Umsetzungsprozess über Presse und Medien an die breite Öffentlichkeit zu vermitteln, wurde von den Beteiligten schon im Jahr 2007 wiederholt eine insgesamt stärkere Öffentlichkeitsarbeit angeregt. Davon erhofften sich die Befragten nicht nur eine verbesserte Unterstützung gerade von lokalen politischen Entscheidungsträgern, sondern auch insgesamt eine positive Wirkung auf die Bedeutung des Gewässerschutzes in der Öffentlichkeit. Für einen landesweit einheitlichen Ansatz, der die Ressourcen der Beteiligten in den Gremien schont, wurde empfohlen die Aktivitäten ggf. über eine landesweite Arbeitsgruppe zu koordinieren (Ridder et al. 2009). Eine derartige Koordination, wie sie im Ergebnisbericht vorgeschlagen wurde, erfolgt bisher nicht. Es bestehen jedoch viele sehr positive Beispiele auf lokaler Ebene, wo bei Schautagen, Exkursionen und öffentlichen Veranstaltungen die Presse frühzeitig informiert und eingebunden wurde. Hier hat über lokale Medien eine recht breite Information stattgefunden. In der Regel sind diese positiven Beispiele stark vom Engagement lokaler Akteure, in der Regel in der Kommunen oder den Umwelt- und Naturschutzverbänden abhängig.

Fazit

Die in Niedersachsen durchgeführte Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der WRRL wurde bei der Evaluierung 2007 in vielen Punkten von den Beteiligten positiv bewertet. Die Öffentlichkeitsbeteiligung in Niedersachsen berücksichtigte schon früh in weitem Maße die Kriterien einer effektiven Partizipation zur Umsetzung der WRRL. Die verschiedenen Beteiligungsinstrumente (Gremien) ließen schon früh erkennen, dass sie zielgruppenspezifisch zugeschnitten wurden (vgl. Pahl-Wostl et al 2007; EU 2002).

Als wichtigstes Fazit kann auch heute noch gezogen werden, dass eine grundsätzlich hohe Zufriedenheit mit der Art der Umsetzung der Öffentlichkeitsbeteiligung besteht. Gleichermaßen auffallend ist, dass spezifische Themen in Zusammenhang mit dem Beteiligungsprozess, die bereits damals kritisch erwähnt wurden, auch heute noch – zum Teil sogar verstärkter – gegeben sind. Beteiligung als ein Prozess der Annäherung zwischen den unterschiedlichen Interessen braucht Zeit. Für die Aktivitäten im Zusammenhang mit der WRRL ist der zeitliche Horizont wohl über 2015 hinaus zu sehen.

Referenzen

EU (2002): Leitfaden zur Beteiligung der Öffentlichkeit in bezug auf die Wasserrahmenrichtlinie. Aktive Beteiligung, Anhörung und Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen (Übersetzung der englischen Originalfassung). Endgültige, nach dem Treffen der Wasserdirektoren im November 2002 erarbeitete Fassung. Guidance Document No. 8.

Kommunale Umweltaktion (2009): Erläuterungen zu den Entwürfen der niedersächsischen Beiträge für die Maßnahmenprogramme. Online: http://www.wrrl-kommunal.de/content,482.html (25.09.2009).

Newig, Jens (2005): Die Öffentlichkeitsbeteiligung nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Hintergründe, Anforderungen und die Umsetzung in Deutschland; in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 28 (4), 469-512.

Ridder, D.; Kastens, B. und I. Borowski (2007): Bericht zur Evaluierung der Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der WRRL in Niedersachsen. Bericht im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums. (Osnabrück).

Wassernetz Niedersachsen-Bremen (2009): Gemeinsame Stellungnahme der Umwelt- und Naturschutz-Verbände/-vereine im „Wassernetz Niedersachsen/Bremen“ zu den Entwürfen des Bewirtschaftungsplans und Maßnahmenprogramms für den niedersächsischen Teil der Flussgebietseinheit Weser. Online unter www.bund-niedersachsen.de/autoren_bild_down/2258.doc (25.09.2009).

Pahl-Wostl, C., Newig, J., Ridder, D. (2007): Linking Public Participation to Adaptive Management. Section 4.4 in: Philippe Quevauviller (eds). Groundwater Science & Policy. To be published by Royal Society of Chemistry, Cambridge (UK)

Steele, Jenny (2001): Participation und Deliberation in Environmental Law: Exploring a Problem-solving Approach. In: Oxford Journal of Legal Studies 21 (3): 415-442.

Thomas, John C. (1995): Public Participation in Public Decisions. New Skills and Strategies for Public Managers San Francisco: Jossey-Bass Publishers.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems

Ina Quick

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, quick@bafg.de

Keywords: Hydromorphologie, Bewertungsverfahren, Umweltverträglichkeitsuntersuchung, Bundeswasserstraßen, Ästuar, Ems

Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen der Aktualisierung der Arbeitshilfe „Umweltverträglichkeitsuntersuchungen an Bundeswasserstraßen. Materialien zur Bewertung von Umweltauswirkungen“ (BfG 1996) wird derzeit der Bericht „Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) an Bundeswasserstraßen“ an der BfG erarbeitet (BfG 2008, Anlage 4 des Leitfadens zur Umweltverträglichkeitsprüfung -UVP- des BMVBS). In diesem Kontext erfolgte auch eine Neukonzeption des „**UVU-Bewertungsrahmens Hydromorphologie**“ (BfG 2009 a). Bei Aus- oder Neubau einer Bundeswasserstraße ist eine UVP durchzuführen, die Rechtsgrundlage ist das Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Eine UVP dient dem Ziel, mögliche Auswirkungen auf die Umwelt bereits im Vorfeld der Genehmigung eines Bauvorhabens zu identifizieren, zu beschreiben und zu bewerten. Unter anderem ist das UVPG-Schutzgut Wasser im Rahmen von UVUen an Bundeswasserstraßen zu betrachten, das sich gemäß BfG (2008) und BMVBS (2007) in die Teilaspekte Grundwasser, Hydrologie, Morphologie, Gewässergüte und Sedimentbeschaffenheit unterteilt.

Ziel war es, **e i n e n** Bewertungsrahmen Hydromorphologie zu entwickeln, der sich aus **drei Teil-Verfahren – Fluss, Küste, Kanal –** zusammensetzt. Hierzu erfolgte **a)** eine Überarbeitung des bisherigen in erster Linie für **Flüsse des Binnenlandes** konzipierten Bewertungsrahmens (= jetzt benannt als Teil-Verfahren „**UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Fluss**“), **b)** erstmals eine Aufstellung eines seperaten, einheitlichen Bewertungsrahmens für den **Küstenbereich an Nord- und Ostsee** zur Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Strukturen der dort vorkommenden Oberflächengewässertypen, um der speziellen naturräumlichen Charakteristik dieser Gebiete gerecht werden zu können (= jetzt benannt als Teil-Verfahren „**UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Küste**“) und **c)** erstmals eine Schaffung eines eigenen Bewertungsrahmens für **Kanäle** als künstlich geschaffene Wasserkörper (= jetzt benannt als Teil-Verfahren „**UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Kanal**“). Der aktualisierte UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie beachtet die Anforderungen für verschieden vorkommende Oberflächengewässertypen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) (Bsp. Marschengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer wie bspw. entlang der Tide-Ems ausgewiesen) und ist ebenfalls für verschiedene Oberflächenwasserkategorien nach WRRL – d.h. für natürliche sowie für als erheblich

verändert und künstlich ausgewiesene Gewässer – anwendbar. Vor diesem Hintergrund galt es, der erforderlichen Variabilität der Parametersätze gerecht zu werden und einen zugleich handhabbaren Parametersatz mittels aussagefähiger Parameter aufzustellen. Als Übergangsgrenze zwischen dem Fluss-(Binnen-) und Küstenbereich fungiert an der Nordsee-Küste der Gezeiteneinfluss und an der Ostsee-Küste die gewässeraufwärtige Grenzlage der „rückstau- und brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüsse“ entsprechend der Gewässertypausweisung nach WRRL.

Der qualitative UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie erfährt mit Hilfe des ebenfalls an der BfG neu entwickelten und technisch umgesetzten **Moduls VALMORPH (= eVALuation of MORPHology, Modul zur Bewertung von Veränderungen der Morphologie in Fluss und Aue) im Rahmen des Integrierten Flussauenmodells INFORM 3** (BfG 2009 b) eine Unterstützung durch repräsentative, quantitativ ermittelte und evaluierte hydromorphologische Indikator-Parameter. Sowohl der UVU Bewertungsrahmen Hydromorphologie Küste als auch die Konkretisierung einer quantitativen Ermittlung des exemplarischen hydromorphologischen Indikator-Parameters „Schwebstoffhaushalt“ sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden. Die Umsetzung der WRRL an deutschen Ästuaren impliziert durch die Ausweisung als Heavily Modified Water Body (HMWB) als Zielerreichung das sog. „gute ökologische Potenzial“. Dieses Ziel ist nicht ohne eine erhebliche Verbesserung der hydromorphologischen Qualitätskomponenten zu erreichen, deren schlechter Zustand in Deutschland i.d.R. ausschlaggebend ist für die zu erwartenden Verfehlungen der Zielsetzungen nach WRRL. Gute hydromorphologische Verhältnisse bilden die Grundvoraussetzung für sich einstellende biologische und auch chemisch-physikalische Qualitätskomponenten (Schadstoffaspekte ausgenommen und vorhandenes Besiedlungspotenzial vorausgesetzt), wie beispielsweise der hydromorphologische Parameter Schwebstoffhaushalt und sein enger Zusammenhang zu Sauerstoffgehalten und dementsprechenden Auswirkungen auf Organismen zeigt.

Der Begriff „Hydromorphologie“ wurde trotz nicht vollständiger Übereinstimmung mit den hydromorphologischen Qualitätskomponenten im Sinne der WRRL-Definition gewählt, da sich die Teil-Qualitätskomponenten „Morphologie“ und „Durchgängigkeit“ für Sedimente im UVU-Bewertungsrahmen wiederfinden und da die gewässerstrukturelle Ausprägung entscheidend durch den „Wasserhaushalt“ und das „Tidenregime“ geprägt wird. Auch umgekehrt prägt die Morphologie den „Wasserhaushalt“ (Bsp. Verbindung zu Grundwasserkörpern) wie auch das „Tidenregime“ (Bsp. Süßwasserzustrom).

Methodik

Generell sind verschiedene **Arbeitschritte** zur qualitativen und quantitativen Ermittlung der Parameter eines Fließgewässers durchzuführen. Es gilt, die jeweiligen Parameterausprägungen zu ermitteln für den Ist-Zustand, den Leitbild-Zustand respektive für die typspezifischen Referenzbedingungen / den guten ökologischen Zustand oder den Vergleichszustand bei als erheblich verändert und künstlich ausgewiesenen Gewässern im Sinne des guten ökologischen Potenzials. Ebenfalls ist jeweils der Prognose-Zustand herzuleiten. Die Beurteilung des Ist- und des Prognose-Zustandes ist durch den jeweiligen Abgleich mit dem Leitbild- bzw. Vergleichszustand zu ermitteln („Zielsystem“ bzw. daraus abgeleitete Bewertungskriterien). Durch Gegenüberstellung der Wertstufen von Ist- und Prognose-Zustand wird abschließend der Grad der Veränderung erkennbar (s. BfG 2008).

An folgenden **exemplarischen Untersuchungsgebieten** sind der UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie und das Modul ValMorph erprobt worden: Für den „Fluss“-Bereich ist als natürliches Gewässer die deutsche Binnen-Elbe untersucht worden (Elbe-km 207-222 und Elbe-km 240-250) (Typ 20: Sandgeprägte Ströme); als erheblich verändertes Gewässer nach WRRL wurde die Mosel im Rahmen der UVU zum Bau einer zweiten Schleuse bei Lehmen bearbeitet (Mosel-km 19-

22,5) (Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges). Für den „Küsten"-Bereich fungierte die Peene exemplarisch für die Ostsee als natürliches Untersuchungsgewässer (Peene-km 15,1-104,6) (in Fließrichtung gen Ostsee: Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse, inneres und anschließend offenes Küstengewässer Ostsee); für erheblich veränderte Gewässer im Sinne der WRRL ist für die Nordsee die Tide-Ems herangezogen worden (DEK-km 213-226 und Ems-km 0-95) (in Fließrichtung gen Nordsee: Typ 22: Fluss der Marschen, Übergangsgewässer und offenes Küstengewässer). Schließlich ist auch der „Kanal"-Bereich anhand des Dortmund-Ems-Kanals (DEK) und des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) erprobt worden.

Tab. 1: UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Küste und Kennzeichnung der hydromorphologischen Indikator-Parameter des Moduls VALMORPH (in grau hervorgehoben)

UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Küste	
Hauptparameter	**Einzelparameter**
Grundriss	Oberflächenwasserkörper-Typ
	Küstentyp (Ästuar, Ausgleichsküste, Förde…) und Exposition
	Windungsgrad
	Lauftyp
	Breitenvarianz
Längsprofil	Gefälle
	Laufverkürzung
	Querbauwerke/Durchgängigkeit
	Strömungsverhältnisse/Tiefenvariation
Feststoffhaushalt	Mittlere Höhenänderung der Bathymetrie oder des Gewässerbodens – Feststoffbilanz
	Geschiebehaushalt
	Schwebstoffhaushalt
	Lage der Trübungs- bzw. Brackwasserzone
	Anlandungen in Buhnen / Lahnungsfeldern
Sublitoral / Gewässerbett	Profilgeometrie (Querprofil / Niveauflächenverteilung)
	Korngrößenverteilung des Gewässer- und des Meeresbodens (Sublitoral)
	Strukturen des Sublitorals
	Sohleneingriffe
	Flächenänderungen der sublitoralen Zone
Eulitoral inklusive Uferlinie / Ufer	Korngrößenzusammensetzung des Eulitorals und des Ufers
	Strukturen des Eulitorals
	Anthropogene Eingriffe Eulitoral
	Flächenänderungen der eulitoralen Zone
	Uferstruktur
	Ufersicherung
Supra- und Epilitoral / Aue	Verhältnis rezente Aue zu morphologischer Aue (Überflutungsfläche)
	Landnutzung
	Substratverteilung
	Strukturen des Supra- und Epilitorals / Aue
	Konnektivität / seitliche Durchgängigkeit

Quelle: BfG (2009 a). [Definitionen der jeweiligen Begriffe s. BfG 2009 a]

Ergebnisse

UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Küste

Es wurde ein identisches „Grundgerüst" für den UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie gewählt, dem die entsprechenden hydromorphologischen Haupt- und Einzelparameter für den Fluss- wie Küsten-Bereich und die Kanäle entsprechend zugeordnet wurden (s. BfG 2009 a). Durch diese Vorgehensweise wird eine grundsätzlich einheitliche und vergleichbare Methodik zwischen Flüssen im Binnen- und im Küsten-Bereich sowie Kanälen ebenso wie natürlichen und als erheblich verändert und künstlich ausgewiesenen Gewässern oder für verschiedene Gewässertypen nach WRRL ebenso wie zwischen verschiedenen UVUen gewährleistet.

An dieser Stelle soll speziell der UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Küste vorgestellt werden. Tab. 1 zeigt die Haupt- und zugeordneten Einzelparameter sowie die hydromorphologischen Indikator-Parameter für die quantitative Ermittlung und Bewertung von Veränderungen in Fluss und Aue im Rahmen des

Moduls VALMORPH des Integrierten Flussauenmodells INFORM 3 (BfG 2009 b). Hier wird je ein Einzelparameter repräsentativ pro Hauptparameter quantitativ ermittelt und bewertet.

Bsp. Ästuar Tide-Ems, hydromorphologischer Indikator-Parameter Schwebstoffhaushalt

Der Schwebstoffhaushalt der im tidezyklisch beeinflussten Bereich liegenden Ems zeigt ein extrem verändertes Schwebstoffregime (s. Abb. 1), das sich deutlich von dem natürlichen Schwebstoffdargebot in einem Ästuar mit räumlich begrenzter Trübungszone und viel geringeren Schwebstoffgehalten unterscheidet. De Jonge (1983) gibt für den Zeitraum seit 1954 eine ungefähre Verdoppelung der mittleren Schwebstoffkonzentration an. Schwebstoffkonzentrationen an den Messorten Gandersum, Terborg, Leerort und Papenburg nehmen seit 1987 weiterhin kontinuierlich und in erheblichem Umfang zu (s. Abb. 1). Für die Auswertungen im Rahmen des UVU-Bewertungsrahmens Hydromorphologie wurde für die Tide-Ems als HMWB das Jahr 1987 als Vergleichszustand für den Schwebstoffhaushalt gewählt:

Hier waren bereits Verdopplungen der Schwebstoffkonzentrationen nach De Jonge (1983) eingetreten, dennoch lagen die gemittelten Werte beispielsweise bei der Messstelle Leerort „nur“ bei 125 mg/l, der erste Ems-Ausbau in den Jahren 1985/86 war realisiert worden und somit war die Tide-Ems für Schiffe mit einem Tiefgang von 5,70 m befahrbar. Die gemittelten Schwebstoffkonzentrationen sind bis 2006 seit dem Vergleichsjahr 1987 um mehr als das Fünffache angestiegen entlang der Messstellen – bei Leerort mit 675 mg/l auf 800 mg/l im Mittel. Dies entspricht im Mittel einer Zunahme der mittleren Schwebstoffkonzentrationen von 35,5 mg/l pro Jahr über den Zeitraum von 19 Jahren bei Leerort.

Die Bewertung erfolgt jeweils in den Schritten gemittelte Schwebstoffkonzentration verdoppelt = 2, verdreifacht = 3, vervierfacht = 4, verfünffacht und höher = 5. Diese extreme Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen ist folglich mit der schlechtesten Klasse „5“ bewertet worden, d.h. durch überwiegend anthropogene Eingriffe hat der Schwebstoffhaushalt extreme Modifikationen erfahren im Vergleich zur Ausgangssituation 1987 und entspricht damit einer sehr geringen Wertigkeit.

Ausblick

Neben der Bearbeitung konkreter hydromorphologischer Fragestellungen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen wird das Verfahren auch als eigenständiges Verfahren der detaillierten Erfassung, Dokumentation und Evaluation der Gewässerstrukturgüte für Bundeswasserstraßen im Küstenbereich als sinnvoll erachtet, um den naturräumlichen Eigenheiten dieser sowohl fluviatil als auch marin geprägten Gewässer der Küstenregionen mit ihren gewässertypspezifischen Ausprägungen der Morphologie Rechnung zu tragen. Zudem können z.B. die durch den prognostizierten Klimawandel mit Meeresspiegelanstieg, erhöhtem Sturmflutrisiko etc. zu erwartende Veränderungen in der Bathymetrie wie Gewässermorphologie mit einem solchen Verfahren dokumentiert und evaluiert werden. Zusätzlich sind für ein WRRL-konformes Management an Ästuaren verbesserte hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsmethoden zweckmäßig: Die Methode zeigt z.B. Defizite und dadurch bedingt zugleich Gewässerentwicklungsmöglichkeiten auf, die auch im Zuge der Gewässerunterhaltung konkret wasserkörperbezogen angestrebt werden können oder für ein gewässertypspezifisches Sedimentmanagement genutzt werden können. Damit steht die UVU-Methodik auch im Kontext des neuen Erlasses des Bundesverkehrsministeriums, nach dem die wasserwirtschaftliche Unterhaltung an Bundeswasserstraßen auch die ökologischen Zielsetzungen nach WRRL unterstützen muss (BMVBS Erlass WS14/5242.3/3 vom 10.02.09).

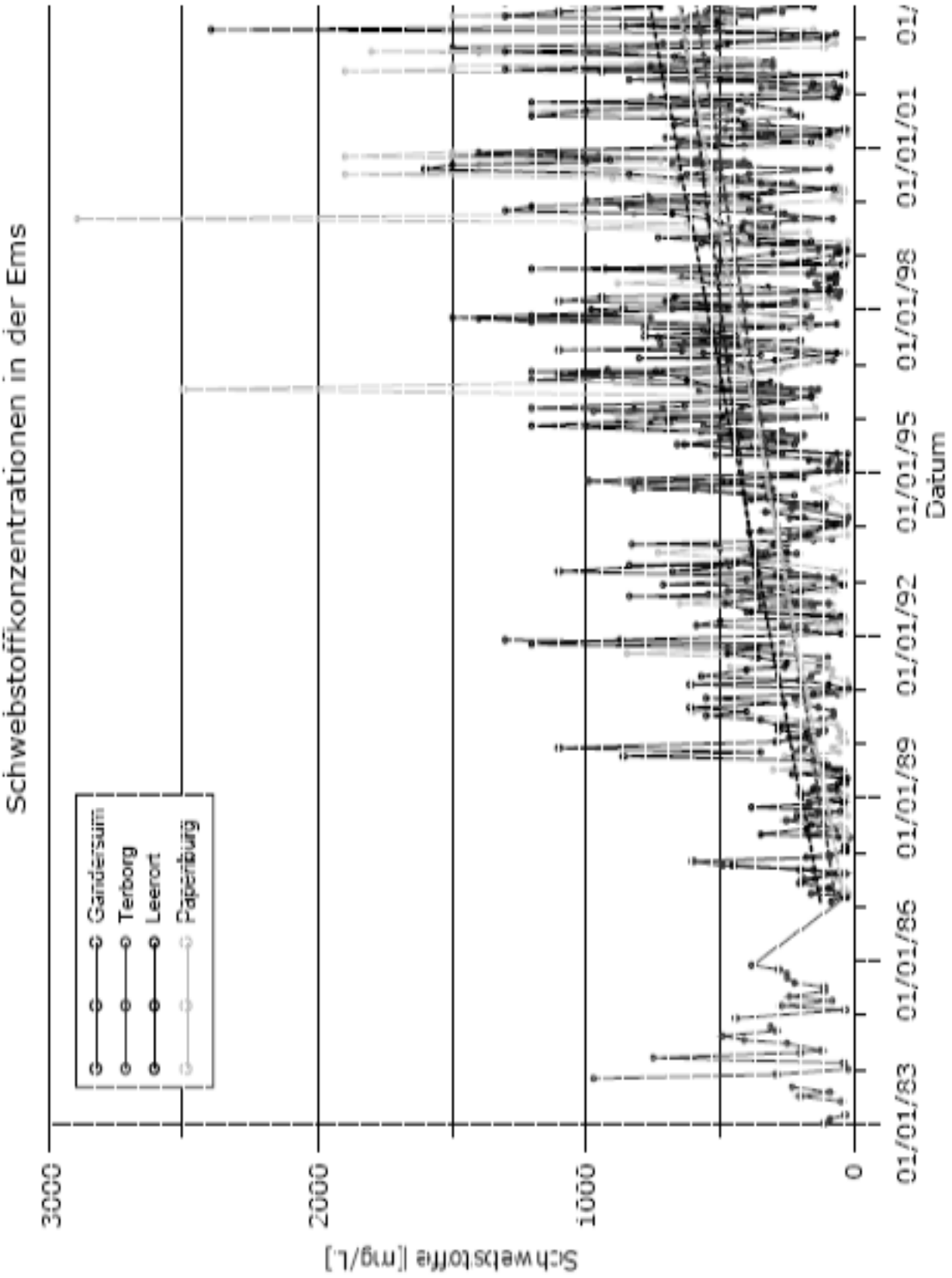


Abb. 1: Schwebstoffkonzentrationen an den Messorten Gandersum, Terborg, Leerort und Papenburg, monatliche Messwerte NLWKN (Quelle: NLWKN; Stelzer, Diekmann & Mosebach 2007).

Danksagung

Herzlicher Dank gilt vor allem Dr. Stefan Vollmer, Sönke Schriever und Doreen Grätz von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat M3) für die fachliche Mitarbeit und Unterstützung. Weiterhin haben Johanna Untenecker für den Fluss-Bereich und Heike Rupp für den Küsten-Bereich maßgeblich mit zur Anwendung und Verifizierung des UVU-Bewertungsrahmens Hydromorphologie und des Moduls VALMORPH beigetragen. Besonderer Dank gilt auch Helmut Giebel, Stephan Rosenzweig und Dr. Elmar Fuchs von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat U2), die eine Realsierung der quantitativen Ermittlung und Bewertung im Rahmen des Integrierten Flussauenmodells INFORM 3 ermöglicht und unterstützt haben. Darüber hinaus ist auch Björnsen Beratende Ingenieure für die technische Umsetzung des Moduls VALMORPH zu danken. Schließlich stellten verschiedene Ämter Daten zur Verfügung: an dieser Stelle sei allen dafür gedankt.

Literatur

BfG (1996): Umweltverträglichkeitsuntersuchungen an Bundeswasserstraßen. Materialien zur Bewertung von Umweltauswirkungen. BfG-Mitteilung Nr. 9. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG (2008): Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen. BfG-Bericht Nr. 1559. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. Stand September 2008.

BfG (2009 a): UVU-Bewertungsrahmen Hydromorphologie Fluss, Küste, Kanal. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. [in Bearbeitung]

BfG (2009 b): Das integrierte Flussauenmodell INFORM. Ein Planungsinstrument für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung zur Abbildung und Bewertung von Veränderungen im Ökosystem Fluss und Aue. Information des Referates U2 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BMVBS (2007): Leitfaden zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn.

De Jonge, V.N. (1983): Relations between annual dredging activities, suspended matter concentrations and the development of the tidal regime in the Ems estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 289-300.

Stelzer, P., Diekmann, B. & Mosebach, O. (2007): Planfeststellungsverfahren für die geplante bereichsweise Anpassung der Unterems und des Dortmund-Ems-Kanals. Umweltverträglichkeitsuntersuchung. Im Auftrag des Landkreises Leer und des Landkreises Emsland. Freren (regionalplan & uvp – Planungsbüro P. Stelzer GmbH), Rastede (Diekmann & Mosebach).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Das Modellprojekt „Hunte 25“ als Auftakt zur regionalen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen

Sonja Saathoff

Hunte-Wasseracht, Sannumer Straße 4, 26197 Großenkneten, sonja.saathoff@hunte-wasseracht.de

Keywords: Gewässerbewirtschaftung, Gewässer- und Naturschutz/Revitalisierung/Sanierung, Monitoring und Bewertung

Einleitung

Das Modellprojekt „Hunte 25“ im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die wesentlichen Instrumente zur Erreichung der ambitionierten Zielsetzung der im Jahre 2000 in Kraft getretenen EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) bilden neben den bis Dezember 2009 für die Flussgebiete zu erarbeitenden Bewirtschaftungsplänen die gemäß Art. 11 EG-WRRL aufzustellenden Maßnahmenprogramme. Zur Sicherstellung eines erfolgreichen Verlaufs der sich an die Planaufstellung anschließenden Phase der Maßnahmenumsetzung bis 2015 erscheint die Erarbeitung wirkungsvoller, auf die regionalen naturräumlichen Gegebenheiten abgestimmter Strategien erforderlich.

Das Modellprojekt „Hunte 25“ (2005-2009) dient vor diesem Hintergrund der Vorbereitung einer erfolgreichen Umsetzung der EG-WRRL in Niedersachsen am Beispiel des Einzugsgebietes der Hunte. Die Relevanz der Projektergebnisse für den laufenden Umsetzungsprozess ergibt sich aus ihrer Übertragbarkeit auf andere niedersächsische Oberflächen- und Grundwasserkörper mit vergleichbarer Problematik, die im Sinne der Umweltziele gemäß Art. 4 EG-WRRL durch geeignete Maßnahmen in einen guten ökologischen und chemischen bzw. ökologischen und mengenmäßigen Zustand zu versetzen sind.

Inhaltliche Schwerpunkte des Modellvorhabens

Die das Modellprojekt „Hunte 25“ konstituierenden Teilprojekte beziehen sich auf drei Schwerpunktregionen innerhalb des rund 800 Gewässerkilometer umfassenden Hunte-Einzugsgebietes, das räumlich dem Bearbeitungsgebiet 25 als Planungseinheit der EG-WRRL entspricht. Während im Rahmen des Teilprojekts Haaren eine Betrachtung der Umsetzungsmöglichkeiten der Richtlinie im Stadtgebiet Oldenburgs vorgenommen wurde, befasste sich das Teilprojekt Lethe mit dem Phänomen der Verockerung, das insbesondere im norddeutschen Raum ein erhebliches gewässerökologisches Problem darstellt. Weiter erfolgte innerhalb des Teilprojekts Hunte, dessen Inhalte und Ergebnisse im Folgenden näher erläutert werden, die Erprobung der Praxistauglichkeit verschiedener Ansätze der Fließgewässerrenaturierung im Hinblick auf das Maßnahmenprogramm gemäß Art. 11 EG-WRRL.

Strukturverbessernde Maßnahmen an der Hunte und ihren Nebengewässern und ihre Eignung für eine erfolgreiche Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Hintergrund und Inhalte des Teilprojekts Hunte

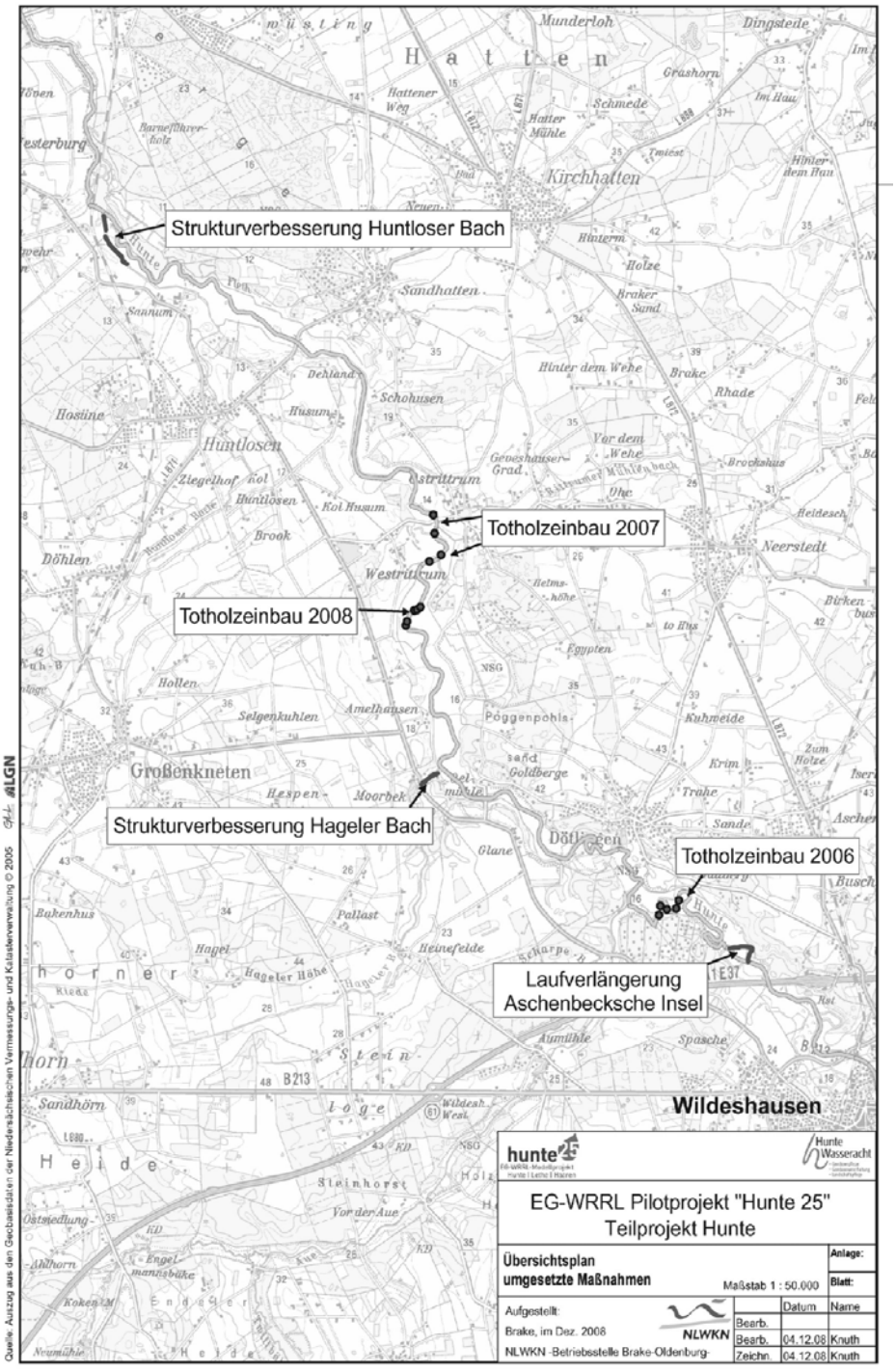


Abb. 1: Übersicht über im Rahmen des Teilprojekts Hunte durchgeführte Maßnahmen

Derzeit verfehlt die Mehrzahl der niedersächsischen Fließgewässer den durch die EG-WRRL geforderten guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential. Die Ursachen hierfür liegen vorrangig in hydromorphologischen Defiziten und deren Auswirkungen auf die bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten (NLWKN 2008A). Eine der wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen für die niedersächsischen Flussgebiete insbesondere innerhalb des ersten Bewirtschaftungszyklus stellt daher die Verbesserung der hydromorphologischen Struktur und der Durchgängigkeit der Gewässer dar (NLWKN 2008B).

Die in den Jahren 2006 bis 2008 im Rahmen des Teilprojekts Hunte geplanten und realisierten Maßnahmen (s. Abbildung 1) dienen vor diesem Hintergrund vorrangig der Verbesserung der hydromorphologischen Situation der bearbeiteten Wasserkörper. Zur Überprüfung der Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen bezüglich der Umweltziele gemäß Art. 4 EG-WRRL wurde zudem ein Maßnahmen begleitendes operatives Monitoring im Hinblick auf die stark strukturabhängigen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und

Fischfauna durchgeführt. Zusätzliche Berücksichtigung fand das Verhältnis zwischen Kosten und Wirksamkeit der umgesetzten Strukturverbesserungen unter Bezugnahme auf die nach Anhang III EG-WRRL anzustellende Wirtschaftliche Analyse hinsichtlich der in das Maßnahmenprogramm aufzunehmenden Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen.

Laufverlängerung der Hunte durch den Anschluss des Altwassers „Aschenbecksche Insel“

Im Sommer 2008 wurde der Huntelauf zwischen Wildeshausen und Dötlingen durch den Wiederanschluss des Altwassers „Aschenbecksche Insel“ um rund 220 m verlängert. Im Zuge der Maßnahmenumsetzung erfolgte die hydraulische Integration des im Zeitraum von 1928 bis 1957 infolge mehrerer Begradigungen beidseitig von der Hunte abgetrennten und mit alten Ufergehölzen bestandenen Altwassers in den Flusslauf. Gleichzeitig wurde die Ausgliederung eines aus einem künstlichen Durchstich hervorgegangenen Fließgewässerabschnittes aus dem Hauptlauf sowie dessen Umwandlung in einen unterstromig angeschlossenen Altarm vorgenommen. Die durchgeführte Maßnahme dient primär der Eindämmung der fortschreitenden Tiefenerosion der Hunte im Bereich der sog. „Erosionsstrecke“ zwischen Wildeshausen und Wardenburg. Neben der eigentlichen Laufverlängerung wurden hierzu ergänzende bauliche Einzelmaßnahmen durchgeführt, deren Planung unter Berücksichtigung der Anforderungen des Hochwasserschutzes und der Interessen der Landwirtschaft vorgenommen wurde (s. Abbildung 2).

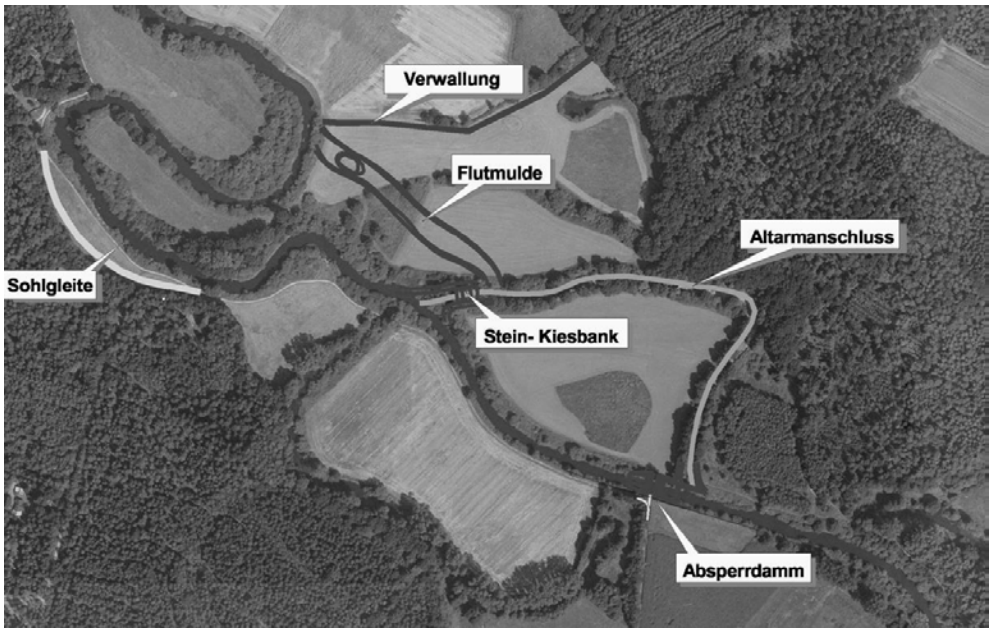


Abb. 2: In 2008 durchgeführte bauliche Einzelmaßnahmen an der „Aschenbeckschen Insel“ in der Gemeinde Dötlingen

Im Ergebnis stellt der Wiederanschluss von Altwässern unter geeigneten Bedingungen eine kosteneffiziente Möglichkeit der Renaturierung laufverkürzter Fließgewässer gegenüber dem Mäanderneubau dar. Die Wiederbesiedlung der angeschlossenen Mäander durch gewässertypische Organismen erfolgt kurzfristig, sofern Strukturen wie Kies, Totholz und Ufergehölze in ausreichendem Maße vorhanden sind. Bei der erforderlichen Entschlammung von Altwässern sind Ufergehölze zu erhalten und vorhandene Totholzelemente im Profil zu belassen. Als besonders schonende Methode erwies sich die im Rahmen des Teilprojekts Hunte praktizierte Schlammentfernung per Saugbagger. Durch die Abflussaufteilung über Absperrdamm und Flutmulde im Hochwasserfall konnten ökologische Ziele unter Beachtung der Erfordernisse des Hochwasserschutzes im Bereich von Siedlungsflächen und landwirtschaftlicher Nutzung umgesetzt werden. Der neu entstandene Altarm (ehemaliger Durchstich) fungiert darüber hinaus als Rückzugsraum für die vorhandene Fischfauna.

Einbau von Totholz in die Hunte

Die Bedeutung von Totholz für Besiedlung, Morphologie, Hydrologie und Stoffhaushalt von Fließgewässern wird in der praktizierten Gewässerunterhaltung an zahlreichen norddeutschen Flachlandgewässern wie der Hunte bisher nicht ausreichend berücksichtigt. Oftmals besteht die Tendenz, sämtliches Totholz pauschal als abflussbehindernd einzustufen und vollständig aus dem Gewässerquerschnitt zu entfernen. Dabei stellen Totholzelemente insbesondere in den sandgeprägten Gewässern des norddeutschen Tieflandes wertvolle Besiedlungshabitate für zahlreiche Gewässerorganismen dar und wirken zudem strömungsmodifizierend und sedimentrückhaltend (Knuth 2006).



Abb. 3: Einbau von mit Sandsäcken beschwertem Pappelholz in die Hunte

Die im Rahmen des Teilprojekts Hunte vorgenommene Einbringung naturraumtypischer Totholzelemente zielt neben der Verbesserung der Gewässerstruktur auf die Stabilisierung der Gewässersohle ab. Auf Grund steiler Ufer und zum Teil großer Wassertiefen der Hunte ist die herkömmliche Fixierung der Totholzelemente mit Pflöcken und Draht jedoch kaum möglich. Der Totholzeinbau erfolgte daher vermittels einer innovativen Methode, wobei die mit kiesgefüllten Jutesäcken beschwerten Pappelstämme mit einem Bagger vom Ufer aus in das Gewässer eingebracht wurden (s. Abbildung 3).

Die Wirksamkeit des Totholzeinbaus im Hinblick auf die Umweltziele der EG-WRRL konnte durch das Monitoring belegt werden. Die Einbringung von Totholz bewirkte kurzfristig eine strukturelle Verbesserung mit kleinräumig wechselnden Anlandungsbereichen, Kolken, Festsubstrat und Sandsohle bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Die eingebrachten Stämme bewirkten zudem über die Reduktion der sohlnahen Fließgeschwindigkeiten eine Stabilisierung der Sohle. Die angewandte Einbaumethodik erwies sich in der Bilanz als kostengünstige und leicht zu realisierende Variante gegenüber der konventionellen Befestigung mit Draht und Pflöcken, die zudem eine strömungsgünstige Ausrichtung der Stämme am Einbauort ermöglichte. Die Abflusskapazität der Hunte wurde durch den Torholzeinbau nicht beeinträchtigt. Anhand der auf den Einbauten im Vergleich zur sandigen Sohle deutlich höheren Artenzahlen und Individuendichten des Makrozoobenthos und der Fischfauna konnte die Besiedlungsfunktion der Totholzelemente nachgewiesen werden.

Strukturverbesserungen an den Unterläufen von Nebengewässern der Hunte

An begradigten, stark ausgebauten Gewässerabschnitten der Unterläufe von Hageler und Huntloser Bach erfolgte der Einbau von Strömungslenkern, Kiesbänken und punktuellen Einengungen zur Verbesserung der Gewässerstruktur. Es wurden sowohl Vitalisierungsmaßnahmen im vorhandenen Profil (s. Abbildung 4) als auch solche mit laufverändernder Wirkung durchgeführt.

Das durchgeführte Monitoring belegt eine Verbesserung der Strukturvielfalt, die sich deutlich in den festgestellten Arten- und Individuenzahlen des Makrozoobenthos und der Fischfauna widerspiegelte. Obwohl die eingebauten Strömungslenker im Beobachtungszeitraum noch keine wesentliche Laufveränderung bewirkten, entstanden tiefe Kolke mit unterspülten Uferbereichen und Anlandungszonen, die eine baldige Laufentwicklung erwarten lassen. Die im Bereich der Strukturverbesserungen erhöhte Tiefenvarianz und die Grobkiesschwellen als gewässerökologisch

wertvolle Festsubstrate führten sehr schnell zu einer deutlichen lokalen Erhöhung der Arten- und Individuenzahlen des Makrozoobenthos und der Fische.



Abb. 4: Die laterale Einengung mit Wurzeltellern und Feinkiesbank am Huntloser Bach besitzt keine laufverändernde Wirkung.

Bei den Einbauten ohne laufverändernde Wirkung erwiesen sich die Kiesbänke mit beidseitiger Einengung als vergleichsweise kostengünstig bei gleichzeitig hoher Wirksamkeit im Hinblick auf die Verbesserung der Gewässerstruktur. Auch hier stieg die Besiedlungsdichte gegenüber der strukturarmen, nicht bearbeiteten Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen sprunghaft an. Durch die Umstellung der Gewässerunterhaltung auf Handmahd konnte auch im Bereich zwischen den Einbauten eine Verbesserung des Fließgewässercharakters erreicht werden.

Schlussbetrachtung

Die Verfehlung des guten Zustands gemäß Art. 4 EG-WRRL durch zahlreiche sandgeprägte Tieflandbäche ist vorrangig auf die in der Vergangenheit durchgeführten Laufverkürzungen und Ausbaumaßnahmen mit den bekannten negativen Auswirkungen auf das morphologische Gleichgewicht und die Strukturvielfalt zurückzuführen. Die Umsetzung der im Rahmen des Teilprojekts Hunte durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen erfolgte daher vor dem Hintergrund einer möglichen Übertragbarkeit der gewählten Renaturierungsansätze auf andere, ähnlich belastete Gewässer im norddeutschen Tiefland.

Anhand der Maßnahme „Laufverlängerung Aschenbecksche Insel“, für die bereits unmittelbar nach der Umsetzung die Erfüllung wichtiger Biotopfunktionen nachgewiesen werden konnte, wurde die Möglichkeit der Realisierung eines nachhaltigen Renaturierungsansatzes unter Berücksichtigung der Erfordernisse des Hochwasserschutzes aufgezeigt. Ebenso wurde der Einbau von Totholz als kostengünstige Methode zur verbesserten Stabilisierung tiefenerodierter Gewässer bei gleichzeitig deutlicher Erhöhung der Strukturvielfalt identifiziert. Durch den Vergleich zweier Ansätze der Fließgewässerrenaturierung mit und ohne laufverändernde Wirkung und die Gegenüberstellung verschiedener Maßnahmen zur Strukturverbesserung zeigte sich zudem, dass sowohl bei ausreichendem Raum für die laterale Entwicklung als auch bei eingeschränkter Flächenverfügbarkeit eine wirkungsvolle Verbesserung der Struktur- und Strömungsdiversität umsetzbar ist, die deutliche positive Effekte auf die Qualitätsparameter der EG-Wasserrahmenrichtlinie hat.

Rahmenangaben zum Modellprojekt „Hunte 25“

Das Modellprojekt „Hunte 25“ ist eines von insgesamt 17 Modellvorhaben, die im Rahmen der laufenden Umsetzung der EG-WRRL durch das Land Niedersachsen gefördert wurden, um praxisbezogene und ggfs. auf andere Wasserkörper übertragbare Ansätze zur erfolgreichen Umsetzung der EG-WRRL zu entwickeln. Projektträger ist der Unterhaltungsverband Hunte-Wasseracht in enger Kooperation mit dem Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband (OOWV Brake), dem die Federführung für die Teilprojekte Haaren und Lethe oblag. Die fachliche Begleitung des Modellvorhabens erfolgte durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und

Naturschutz (NLWKN, Betriebsstelle Brake-Oldenburg). Das Projekt wurde zudem regelmäßig mit der Gebietskooperation Hunte, in der viele unmittelbare Nutzer und weitere lokale Akteure aus Land-, Forst- und Wasserwirtschaft sowie aus Naturschutz und Kommunen vertreten sind, interdisziplinär diskutiert bzw. abgestimmt. Die landesweite Einrichtung der auf Ebene der Bearbeitungsgebiete agierenden Gebietskooperationen erfolgte im Jahre 2005 auf Erlass der Niedersächsischen Landesregierung und dient vorrangig der Realisierung der im Art. 14 EG-WRRL geforderten Information und Beteiligung der Öffentlichkeit.

Nähere Informationen und Materialien zum Modellprojekt „Hunte 25“ und den Teilprojekten Haaren, Lethe und Hunte sowie zum im Rahmen der übergreifenden Projektarbeit erstellten Planungs- und Maßnahmenkataster Hunte sind unter www.hunte-25.de abrufbar.

Literatur

Knuth (2006): WRRL-Pilotprojekt Hunte 25 – Teilprojekt Hunte – Einbau von Totholz, unveröff.

NLWKN (2008A): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer – Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie.

NLWKN (2008B): Anhörungsdokument - Entwurf des niedersächsischen Beitrags für den Bewirtschaftungsplan der Flussgebietgemeinschaft Weser.

NLWKN (2008C): Anhörungsdokument – Entwurf des niedersächsischen Beitrags für das Maßnahmenprogramm der Flussgebietsgemeinschaft Weser.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Öffentlichkeitsbeteiligung in NRW

Hannes Schimmer

Bezirksregierung Münster Gebäude R Nevinghoff 22 48147 Münster email: dez54@brms.nrw.de

Keywords: WRRL, Bewirtschaftungsplan, Öffentlichkeitsbeteiligung, NRW

Einleitung

Mit der Wasserrahmenrichtlinie gibt die Europäische Union einen Handlungsrahmen vor, der auf eine ökologische orientierte Entwicklung der Flüsse und Seen abzielt. Diese sollen wiederum Lebensadern für Menschen und Tiere werden. Grundwasser und Oberflächengewässer sollen künftig mit Hilfe eines Bewirtschaftungsplans nachhaltig genutzt werden.

Am Beispiel Nordrhein-Westfalens und hier im Regierungsbezirk Münster soll die Öffentlichkeitsbeteiligung als letzter Schritt der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans dargestellt werden.

Der Bewirtschaftungsplan

Nachdem die Bestandsaufnahme der Wassernutzungen erfolgt ist und die Defizite gegenüber den Zielzuständen der WRRL beschrieben wurden, folgte die Analyse der kausalen Ursache/ Wirkungszusammenhänge. Diese Analyse wurde in Kernarbeitskreisen, Runden Tischen und Gebietsforen gemeinsam mit den Betroffenen vorgenommen. Nur so war es möglich mit Landwirten, Wasserversorgern, Kommunen, Naturschützern und Anderen zu einem Konsens über die oft vielschichtigen Wirkungszusammenhänge zu kommen.

Der Tribut den Besiedlung, Bergbau, Landwirtschaft und Industrie an unseren Gewässern, vor allem im vergangenen Jahrhundert gefordert haben, wurde hier offen und transparent diskutiert. Doch jetzt heißt es handeln. Der 1. Bewirtschaftungsplan von 2010 – 2016 wurde im Laufe des Jahres 2008 in zehn Runden Tischen mit jeweils drei Gesprächsdurchgängen vereinbart. Etwa 500 Menschen, die für den Umgang mit Wasser und Gewässern Verantwortung tragen, haben hier die Möglichkeit genutzt, ihre Sichtweise einzubringen.

Der Artikel 14 der Wasserrahmenrichtlinie

Artikel 14 regelt die Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Aufstellung, Überprüfung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne. Den Satz „Der Bürger stört doch nur und hat keine Ahnung von der Gewässerbewirtschaftung“ den das Organisationsteam der DGL-Tagung in Oldenburg 2009 in die Tagungsankündigung geschrieben hat, lassen die Väter und Mütter der Wasserrahmenrichtlinie nicht gelten. Die Mitgliedsstaaten hatten dafür Sorge zu tragen, dass die Entwürfe der Bewirtschaftungspläne, wie zuvor schon die Zeitplanung, das Arbeitsprogramm, der Überblick über das Einzugsgebiet und die wichtigsten Wasserbewirtschaftungsfragen, der

Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Für den Bewirtschaftungsplan war hierfür ein Zeitrahmen von sechs Monaten vorgegeben.

Wie wurde die Öffentlichkeit beteiligt?

Schon im Vorfeld hat die Umweltverwaltung in NRW Materialien für die Öffentlichkeitsarbeit erstellt und verteilt. Infobroschüren wurden sowohl für die allg. Öffentlichkeit als auch für einzelne Gruppen (Industrie, Landwirtschaft, Angler….) Betroffener erstellt. Am 22.12.2008 startete der Umweltminister von NRW, Eckhard Uhlenberg das förmliche Beteiligungsverfahren. Bis zum 31.06.2009 lagen Bewirtschaftungsplan, Maßnahmenprogramm und Wasserkörpersteckbriefe öffentlich bei Kreisverwaltungen, Städten, sondergesetzlichen Verbänden, Bezirksregierungen und den Wasser- und Schifffahrtsdirektionen aus. Neben dem Einblick in die Papierversionen konnte jede Bürgerin und jeder Bürger bequem vom heimischen PC über ein Online-Beteiligungsverfahren Einblick nehmen und direkt eine Stellungnahme abgeben. Mit einer Auftaktveranstaltung wurde im Februar 2009 unter Beteiligung des Ministers und des Regierungspräsidenten noch einmal die Öffentlichkeit auf die Bedeutung der öffentlichen Auslegung hingewiesen.

Dieser neue Weg der Offenlegung wurde vor allem auch deshalb gewählt, weil Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm sowie die ebenfalls erstellte strategische Umweltprüfung (SUP) fast 700 Seiten Gesamtvolumen aufweisen. Dies ist nicht der Ausdruck behördlicher „Datensammelwut“ sondern dem umfassenden Ansatz der Wasserrahmenrichtlinie und den vielfältigen Wassernutzungen und Belastungen in einem dicht besiedelten Bundesland wie NRW geschuldet.

Zusätzlich wurden NRW–weit 84 Gewässersteckbriefe und 55 Erläuterungsberichte erstellt. Vor allem die Erläuterungsberichte waren als leicht verständlicher Einstieg in die Thematik konzipiert.

Stellungnahmen / ein erster Überblick

In NRW sind ca. 1.200 Stellungnahmen eingegangen, wobei sowohl der konventionelle schriftliche Weg, als auch elektronische Wege wie e-Mail und Beteiligung online genutzt wurden. Allerdings waren hier 602 gleichlautende Stellungnahmen von Landwirten aus dem Kreis Wesel dabei. Da viele Stellungnehmer zu mehreren Punkten Stellung bezogen haben kann von etwa 4.500 Einzelfragestellungen ausgegangen werden. Außerdem muss man berücksichtigen, dass sich hinter der Zahl eine weitaus größere Zahl Betroffener verbirgt, da in vielen Fällen Verbände die Interessen von Grundbesitzern, Bauern, Naturschützern, Sportlern und Industrie (um nur einige zu nennen) vertreten.

Themen der Stellungnahmen waren vor allem:

- Die HMWB-Ausweisungen und die Ziele für erheblich veränderte und künstliche Gewässer
- Die Flächenverfügbarkeit für Maßnahmen
- Verlässlichkeit derMonitoringergebnisse
- Sicherung von Hochwasserabfluss und Gewässerunterhaltung
- Denkmalschutz und Sicherung von Bodendenkmälern in der Aue

Vereinzelt gab es auch konkrete Anregungen für die Durchführung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerökologie.

232 Stellungnahmen kamen von Kommunen, Kreisen und Kreisfreien Städten sowie von Kommunalbetrieben. Dies verwundert nicht weiter, weil diese auch im überwiegenden Teil der Fälle auch als Maßnahmenträger für die ökologischen Verbesserungen in Frage kommen. Ein weitere große Anzahl von Stellungnahmen kamen aus dem Bereich Wasser und Bodenverbände und Landwirtschaft mit etwa 90 Einwendern. Der Rest teilt sich zu etwa gleichen Anteilen zwischen Privatleuten (75). Naturschutz, Fischerei und Sport (62) sowie Wasserversorgern, Industrie und sondergesetzlichen Wasserverbänden (69).

Was geschieht mit den Stellungnahmen?

Alle Stellungnahmen werden, egal auf welchem Weg sie eingegangen sind, in Beteiligung online eingepflegt.

Anschließend werden sie, von jeweils Zuständigen geprüft und bewertet. Notwendige Änderungen und Verbesserungsvorschläge werden in die abschließende Fassung des Bewirtschaftungsplans und des Maßnahmenprogramms aufgenommen.

Jeder Beteiligte in NRW erhält eine individuelle Antwort. Vor allem bei kritischen Stellungnahmen wird eine Diskussion mit dem Stellungnehmer geführt werden.

Zwischenstand aus Verwaltungssicht

Der breit angelegte Dialog mit Arbeitsgruppen, Runden Tischen, Informationsveranstaltungen und –materialien hat sich als richtig erwiesen. Das Angebot zur Anhörung wurde von vielen Kommunen und allen angesprochnen Interessengruppen intensiv angenommen. Damit ist ein wesentliches Ziel erreicht, denn nur in einer sachlichen und konstruktiven Atmosphäre konnte es gelingen, bei der Vielzahl der konkurrierenden Nutzungen und Interessen einen ausgewogenen Bewirtschaftungsplan aufzustellen. Die Akteure der Gesprächsrunden identifizieren sich jetzt als mögliche Maßnahmenträger und werden in ihrer Regionen (Landkreis / Flusseinzugsgebiet) in Umsetzungsfahrplänen eine gemeinsame Strategie entwickeln. Da insgesamt auf einvernehmliche Lösungen gesetzt wurde, die kooperativ erarbeitet wurden und nicht ordnungsrechtlich durchgesetzt werden sollen werden die Bewirtschaftungspläne ihre steuernde Wirkung für wasserwirtschaftliche Aktivitäten entfalten und bei künftigen Planungen berücksichtigt werden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Prognose des Temperaturhaushalts der Lippe für 2015

Ulrich Stöffler, Andreas Petruck & Rudolf Hurck

Emschergenossenschaft / Lippeverband, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, stoeffler.ulrich@eglv.de, petruck.andreas@eglv.de, hurck.rudolf@eglv.de

Keywords: Temperatur, Gütesimulation, Klimawandel, Lippe

Einleitung

Die Lippe ist seit langer Zeit für die Energieversorgung des Ruhrgebietes und darüber hinaus von hoher Bedeutung. So liefert die Lippe bereits um 1900 Wasserkraft zur Stromerzeugung. Diese reichte mit der fortschreitenden Industrialisierung der Region nicht aus, so dass bereits 1917 das erste Wärmekraftwerk an der Lippe entstand. Mit dem gestiegenen Energiebedarf im 20. Jahrhundert sind im Einzugsgebiet der mittleren und unteren Lippe eine Reihe von Wärmekraftwerken entstanden, die zu einer Veränderung des Temperaturhaushalts im Gewässer geführt haben. Seit Anfang der 80iger Jahre des vorherigen Jahrhunderts wurden keine neuen Kraftwerke in der Lippe-Region gebaut. In den vergangenen fünf Jahren sind für fünf Neu- und Ersatzplanungen Genehmigungsverfahren eingeleitet worden. Dabei wird sich nach Umsetzung aller Kraftwerksvorhaben die installierte Feuerungswärmeleistung fast verdoppeln. Von den fünf geplanten Kraftwerken ist bereits eines in Betrieb und drei weitere befinden sich im Bau. Aufgrund der sich ändernden Kraftwerkssituation wurde vom Lippeverband eine Prognose im Hinblick auf den Temperaturhaushalt der Lippe durchgeführt. Unter Verwendung des DWA-Fließgewässergütesimulationsmodells wurden Temperatursimulationen für typische Sommer- und Wintersituationen durchgeführt.

Untersuchungsgebiet Lippe

Die Lippe entspringt am Fuße von Teutoburger Wald und Eggegebirge bei Bad Lippspringe. Nach 220 km Lauflänge in westliche Richtung mündet Sie als letzter größerer Nebenfluss vor der Niederländischen Grenze bei Wesel in den Rhein. Die Lippe weist als sandiger Tieflandfluss mit 0,03 ‰ nur ein geringes Gefälle auf. Aufgrund ihrer geographischen Lage am Nordrand des Ruhrgebietes unterliegt die Lippe einer vielfältigen und intensiven Nutzung. Neben der Vorflutfunktion für rd. 100 Kläranlagen mit ca. 3,7 Mio. EW nimmt sie salzhaltige Grubenwässer aus dem Bergbau und erwärmte Kühlwässer aus Kraftwerken auf. Mit der Kanalspeisung in Hamm leistet die Lippe einen wichtigen Anteil zur Deckung des Wasserbedarfs der Westdeutschen Kanäle für Schifffahrt und als Brauchwasserlieferant der Industrie und Kraftwerke.

Als Betrachtungsgebiet wurde der Bereich der Lippe gewählt der auch gleichzeitig Lippeverbandsgebiet ist (von der Mündung bei Wesel bis Lippe-km 146). Oberhalb des Lippeverbandsgebiets gibt es keine nennenswerte Kühlwassereinleitungen.

In 2006 leiteten sechs Kraftwerke ihr Kühlwasser in die Lippe ein (siehe Abbildung 1). Nach Fertigstellung aller Kraftwerksvorhaben und Stilllegung alter Kraftwerke wird sich ihre Anzahl auf 9 erhöhen.

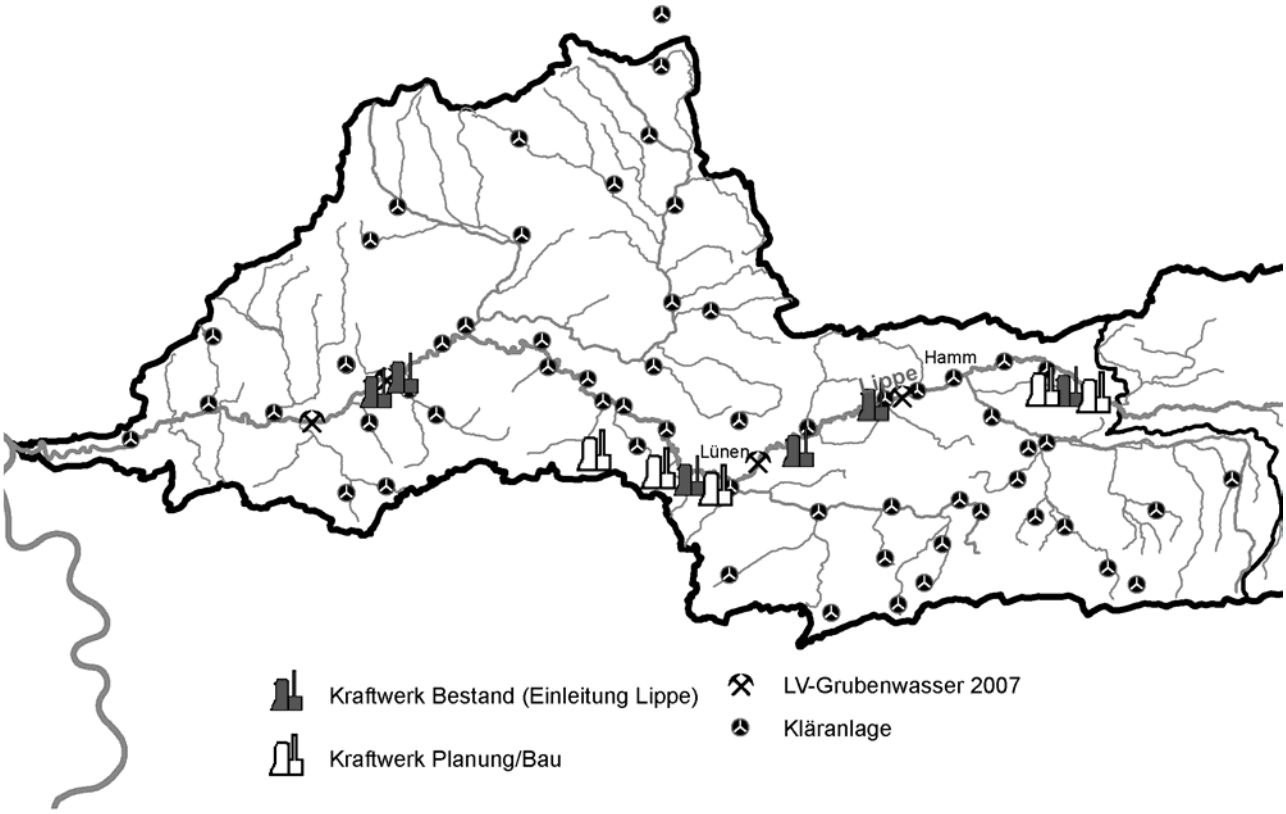


Abb. 1: Betrachtungsgebiet Lippe

Methodisches Vorgehen

Die Temperaturprognose wurde mit Hilfe des Fließgewässergütesimulationsmodells (FGSM) der deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) durchgeführt. Das Gewässergütemodell ist ein deterministisches Modell, welches auf einer 1D-Abflusssimulation aufsetzt. Das Modell umfasst neben dem Abflussbaustein 17 weitere Gütebausteine die einzeln oder in Kombination aufgerufen und simuliert werden können. Neben den typischen Parametern, wie Salze, Nährstoffe und Zehrstoffe, können auch biologische Parameter wie Algen und Fische simuliert werden. Das Modell wird seit 1997 beim Lippeverband für unterschiedliche Fragestellungen eingesetzt.

Das Modell zur Temperatur der Lippe wurde 2001 durch den Lippeverband im Rahmen einer umfangreichen Untersuchung zur Verträglichkeit von Wärmeeinleitungen in die Lippe für die Landesbehörden aufgebaut und seitdem kontinuierlich fortgeschrieben.

Das Modell wurde anhand eines langanhaltenden Niedrigwasserabflusses (MN20Q) auf Abfluss und Temperatur kalibriert. Für die Prognose wurden die Abflüsse mit Ausnahme der Kühlwassereinleitungen unverändert gelassen. Für die Kühlwassereinleitungen wurden die technisch möglichen bzw. die in den Erlaubnisbescheiden festgesetzten Werte verwendet.

Als meteorlogische Randbedingungen wurden typische klimatische Bedingungen einer länger anhaltenden Warmwetterperiode der Klimastation Bocholt (am nordwestlicher Rand des Untersuchungsgebiets) des DWD verwendet.

Es wurden sowohl Simulationen mit dem Kraftwerksbestand aus dem Jahr 2006 als auch mit den für 2015 Prognostizierten Kraftwerksbestand durchgeführt und miteinander verglichen. Für die Simulation zur Prognose des Temperaturhaushalts der Lippe in 2015 wurden die Randbedingungen mit Ausnahme des Kraftwerksbestandes unverändert gelassen.

Simulationsergebnisse

Die Temperatur entlang der Lippe ist durch die Einleitungen (Kühlwasser und Nebengewässer) geprägt (siehe Abbildung 2). Im Fließverlauf kommt es an den Kühlwassereinleitstellen zu einem sprunghaftem Anstieg in der Temperatur (1D-Abflusssimulation: vollständige Durchmischung an der Einleitstelle). Durch Einmündungen kühlerer Nebengewässer kommt es zu Temperaturabfällen in der Lippe. Beide Varianten starten mit denselben Randbedingungen und sind somit am Startpunkt in Lippborg (km 146) deckungsgleich. Die Variante “Kraftwerksbestand 2006“ weist ab km 135 höhere Temperaturen auf als die Variante “Prognose Kraftwerksbestand 2015“. Über die Simulationsstrecke nähern sich beide Varianten wieder an. Im Mündungsbereich beträgt der Unterschied im Sommer zwischen beiden Varianten 0,5 °C wobei die Variante “Kraftwerksbestand 2006“ wärmer ist.

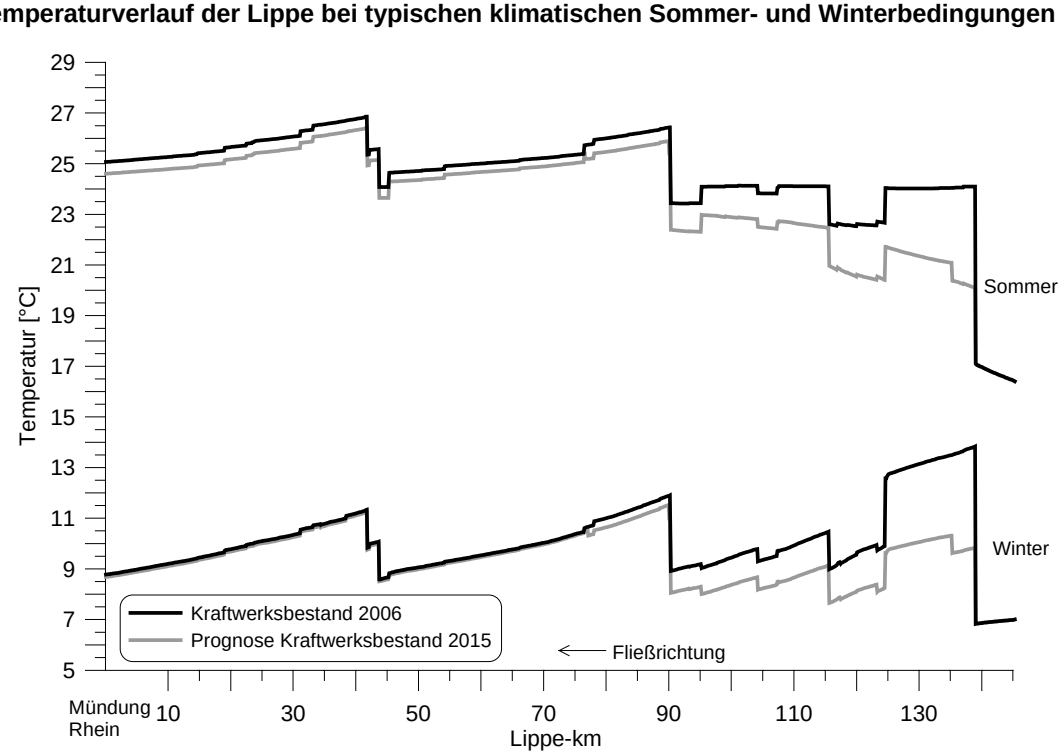


Abb. 2: Ergebnisse der Temperatursimulation, dargestellt sind die Tagesmittelwerte

Analog zur Betrachtung der Temperatur bei einer typischen klimatischen Sommersituation kommt es auch in den Wintermonaten bei der Variante “Prognose Kraftwerksbestand 2015“ zu kühleren Temperaturen in der Lippe. Die Maximaltemperatur von 14,2 °C in der Variante “Kraftwerksbestand 2006“ nimmt auf 11,3 °C in der Variante “Prognose Kraftwerksbestand 2015“ ab. Von km 75 bis zur Mündung sind im Winter beide Varianten nahezu deckungsgleich (an der Mündung liegt der Unterschied unter 0,1 °C).

Diskussion

Im Sommerzeitraum steigt zu Beginn des Betrachtungsgebiets die Temperatur der Lippe in beiden Varianten an. Dieser Anstieg wird durch die wärmere Umgebungstemperatur verursacht (Sommersituation: der Tagesmittelwert der Lufttemperatur liegt über dem Tagesmittelwert der Wassertemperatur der Lippe). Mit der ersten Kühlwassereinleitung bei km 135 kommt es zu einem sprunghaften Anstieg der Temperatur um 7 °C in der Variante “Kraftwerksbestand 2006“. Durch Stilllegung eines Kraftwerksblocks mit Durchflusskühlung an dem Standort wird sich der Temperatursprung in 2015 auf 3 °C reduzieren. Nachfolgend steigen im Fließverlauf die Temperaturen in der Variante „Prognose Kraftwerksbestand 2015“ an, wohingegen die Temperaturen in der Variante „Kraftwerksbestand 2006“ mit Ausnahme von sprunghaften Wechseln in Folge von Einleitungen nahezu unverändert bleibt. Unterhalb der Kühlwassereinleitungen in Lünen (ca. km 90) ist die Lippe in beiden Varianten wärmer als die mittlere Umgebungstemperatur, so dass es zu einem Abkühlen der Lippe kommt.

Die Lippe ist im Betrachtungsgebiet als Cyprinidengewässer ausgewiesen. Die nach Fischgewässerqualitätsverordnung NRW maximal zulässige Gewässertemperatur von 28 °C für Cyprinidengewässer wird in beiden Varianten auch bei den Tagesmaximalwerten (hier nicht dargestellt) eingehalten. In den Wintermonaten soll die Wassertemperatur zur Gonadenreifung von Winterlaichern 10 °C nicht überschreiten. Dieser Wert wird in der Variante “Kraftwerksbestand 2006“ auf 60 km rechnerisch überschritten. In der Variante “Prognose Kraftwerksbestand 2015“ reduziert sich dieser Wert um ca. 1/3 auf 42 km. Real treten heute kaum Temperaturen von über 10 °C in der Lippe an den acht Kontrollstationen des Lippeverbandes auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die genehmigten Aufwärmspannen in den Wintermonaten aufgrund der kühleren Umgebungstemperatur nicht notwendig sind. Da die Variante „Prognose Kraftwerksbestand 2015“ kühlere Wassertemperaturen gegenüber der Variante „Kraftwerksbestand 2006“ aufweist, wird auch zukünftig nicht mit Wassertemperaturen von über 10 °C in den Wintermonaten an der Lippe gerechnet. Die geringere Aufwärmung ist auf die Stilllegung eines Kraftwerksblocks mit Durchflusskühlung und den Einsatz neuer effizienter Kühlkreislaufsysteme zurückzuführen.

Die derzeit diskutierte Temperaturkategorie 3 „Sommerkühl, Sommerwarm“ 16- 25 °C wird über weite Strecken im Betrachtungsgebiet eingehalten. Die Überschreitung der Temperaturkategorie 3 „Sommerkühl, Sommerwarm“ nach Fischgewässertyp halbiert sich fast auf 42 km in der Variante “Prognose Kraftwerksbestand 2015“ gegenüber der Variante “Kraftwerksbestand 2006“ (75 km).

Aufgrund der Temperaturreduzierung ist trotz Ausbau der installierten Leistung insgesamt mit positiven Auswirkungen auf die Fischfauna zu rechnen (dennoch bestehen auch in der Lippe weiterhin Beeinträchtigungen durch Wanderhindernissen (Querbauwerke) und Strukturdefizite).

Zusammenfassung

Die Lippe ist von überregionaler Bedeutung für die Energieversorgung durch Kraftwerke. In den vergangenen fünf Jahren sind für fünf Neu- und Ersatzplanungen Genehmigungsverfahren eingeleitet worden. Nach Fertigstellung aller Kraftwerksvorhaben in 2015 und Stilllegung alter Anlagen wird der Einfluss der Kühlwassereinleitung auf die Temperatur der Lippe geringer. Die Temperatur wird vor allem auf einem ca. 50 km langen Abschnitt zwischen Hamm und Lünen zurückgehen. Dies wird durch die Stilllegung eines Kraftwerksblocks mit Durchlaufkühlung und dem Einsatz von neuen effizienten Kühlkreislaufsystemen bewirkt. Es wird erwartet, dass die Temperaturreduzierung sich positiv auf die Fischfauna auswirken wird.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Leitfaden Maßnahmenplanung - Empfehlungen zu Auswahl, Prioritätensetzung und Umsetzung von Maßnahmen zur Entwicklung niedersächsischer Fließgewässer (Hydromorphologie)

Peter Suhrhoff[1], Peter Sellheim[2], Katharina Pinz[3] & Petra Neumann[1]

1NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz) Brake-Oldenburg, Heinestraße 1, 26919 Brake, peter.suhrhoff@nlwkn-bra.niedersachsen.de, petra.neumann@nlwkn-bra.niedersachsen.de, [2]NLWKN Hannover-Hildesheim, Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover, peter.sellheim@nlwkn-h.niedersachsen.de, [3]NLWKN Lüneburg, Adolph-Kolping Str.6, 21337 Lüneburg, katharina.pinz@nlwkn-lg.niedersachsen.de

Keywords: Gewässerbewirtschaftung; Maßnahmen; Renaturierung; Bewertungsverfahren; Makrozoobenthos; WRRL

Einleitung

Der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) ist zuständig für die Umsetzung wesentlicher Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Niedersachsen. Hierzu gehören unter anderem biologisches und chemisches Monitoring, Zustands-Bewertung der Gewässer, Erstellen von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen in den niedersächsischen Fluss-Einzugsgebieten. Um ein einheitliches Vorgehen in Niedersachsen zu gewährleisten wird dieser Prozess von interdisziplinär besetzten Fachgremien begleitet. Für die Themen bzgl. WRRL und Fließgewässer wurde die Fachgruppe Oberflächengewässer unter Leitung des NLWKN eingerichtet. Im Rahmen dieser Fachgruppe hat die dort angesiedelte Arbeitsgruppe Maßnahmen den Leitfaden Maßnahmenplanung - Empfehlungen zu Auswahl, Prioritätensetzung und Umsetzung von Maßnahmen zur Entwicklung niedersächsischer Fließgewässer (Hydromorphologie) diskutiert und erarbeitet. Beteiligt an der Erstellung des Leitfadens waren neben den oben genannten Autoren gleichermaßen Joachim Wöhler (MU Nds.); Dieter Coldewey, Jana Freimann, Jens Schatz, Bettina Kuckluck (NLWKN); Michael Buschmann (LK Holzminden); Jens Kubitzki (GLV Südheide); Ulrich Ostermann (WBV Uelzen).

Der Leitfaden (NLWKN 2008a) kann unter www.nlwkn.de (Pfad: >Wasserwirtschaft >EG-Wasserrahmenrichtlinie >Oberflächengewässer >Leitfaden Maßnahmenplanung) hochgeladen werden und beschreibt Priorisierung, Maßnahmenauswahl und Maßnahmen umfassend. Im Folgenden wird ein Überblick über die wesentlichen Inhalte des Leitfadens gegeben.

Zielsetzung

Ziel des niedersächsischen Leitfadens Maßnahmenplanung Fließgewässerhydromorphologie ist die Ermittlung gewässerspezifischer strukturverbessernder Maßnahmen, die bei Umsetzung den Lebensraum Fließgewässer für die aquatische Biozönose in bedeutendem Maße verbessern werden. Durch Anwendung des Leitfadens und Umsetzung der dort aufgeführten Maßnahmen soll der gute Zustand bzw. Potential nach EG-WRRL kurz- bis mittelfristig zumindest in ausgewählten Gewässern erreicht werden. Anhand einer ökologisch orientierten Prioritätensetzung zur Auswahl vorran-

gig zu bearbeitender Fließgewässer soll eine Finanzierung von Maßnahmen zielorientiert ermöglicht werden. Somit wird bei Anwendung des Leitfadens gleichzeitig eine hohe ökologische und ökonomische Effizienz bewirkt.

Vorgehensweise

Auswahl von Vorranggewässern für Maßnahmen - Priorisierung der Fließgewässer

Arten sind nicht einfach beliebig durch Maßnahmen installierbar. Selbst die „besten" Maßnahmen können keine nennenswerten biologischen Wirkungen entfalten, wenn die Bestände anspruchsvoller Fließwasserarten erst einmal großräumig erloschen sind. Daher stellen noch vorhandene Bestände solcher Arten für eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL als notwendiges Wiederbesiedlungspotenzial einen unschätzbaren Wert dar. Diese Bestände gilt es vorrangig zu sichern und wieder zur Ausbreitung zu bringen

Um kurz – bis mittelfristig erhebliche Erfolge erreichen zu können, erfolgte daher insbesondere anhand der Ermittlung des biologischen Besiedlungspotentials des Makrozoobenthos eine Prioritätensetzung zur Auswahl vorrangig zu bearbeitender Fließgewässer für die Umsetzung von Maßnahmen. Zur Darstellung des biologischen Besiedlungspotentials wurde in Anlehnung an HOLM (1986) ein gewässertypspezifisches **B**iozönotisches **B**ewertungsverfahren für Niedersachsen basierend auf dem Vorkommen rheotypischer **M**akrozoobenthos-Arten erarbeitet (**BBM-Index**).

Prinzip des BBM-Verfahrens:
Es handelt sich um ein summatives, qualitatives Verfahren, das ausschließlich auf den Arten aufbaut, die für die Bewertung von Fließgewässern besonders aussagekräftig sind. Diese Kriterien sind für eine treffsichere Bewertung sehr vorteilhaft
Erforderlich sind repräsentative Erfassungen der Makrozoobenthos-Fauna: zwei (besser drei) halbquantitative Untersuchungen einer Messstelle zu bestimmten Jahreszeiten (März/April, Mai/Juni, September – November).
Es wurde eine Gesamtliste der rheotypischen Arten (für Niedersachsen) aufgestellt unter Heranziehen der besonders relevanten rheotypischen Arten. Diese Indikatorliste enthält folgende Angaben: jede rheotypische Art erhält eine Gewichtungszahl G von 1 bis 3, was als Maß ihrer ökologischen Ansprüche verwendet wird (z.B. G = 1: die Art ist zwar rheotypisch, kommt aber auch in degradierten Gewässern vor, G = 3: rheotypische Art ist weitestgehend auf naturnahe Gewässer beschränkt).
Anhand der durch die halbquantitativen Erfassungen festgestellten Arten kann nun die Gewichtungssumme für den untersuchten Standort ermittelt werden. Der Gewichtungssumme wird mit Hilfe einer eigens für dieses Verfahren erstellten Eichtabelle eine gewässertypspezifische biozönotische Wertzahl von 1 bis 5 zugeordnet.

Das **Prioritätensystem** stützt sich neben dem **BBM-Index** auf das **Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem**, auf den Schutzstatus als **„wasserabhängiges" FFH-Gebiet** sowie auf die Bedeutung des Gewässers als **überregionale Fisch-Wanderroute**. Ein **Prioritätenschlüssel** führt nachvollziehbar zu den 6 Prioritätsstufen der Gewässer.

Die Auswahl vorrangig zu bearbeitender Gewässerabschnitte/Wasserkörper geht also vor allem von den noch erhaltenen Wiederbesiedlungspotenzialen und vom Ausbreitungsvermögen der fließgewässertypischen Arten aus. Es gilt die Prämisse, zunächst dort die Gewässer zu entwickeln, wo noch biologische Potentiale vorhanden sind. Eine Karte der prioritären Fließgewässer zeigt anschaulich, wo man aus fachlicher Sicht mit Maßnahmen beginnen sollte.

Die innerhalb eines Bewirtschaftungszeitraumes umgesetzten Maßnahmen werden neue biologische Fakten schaffen. Hieraus werden sich zumindest teilweise andere Prioritäten ergeben. Die Auswahl vorrangig zu bearbeitender Gewässer/Wasserkörper muss daher für jeden Bewirtschaftungszeitraum überarbeitet werden.

Auswahl von Maßnahmen: Maßnahmenschlüssel

Als Ansatzpunkte für strukturelle Verbesserungen bieten sich die drei Hauptfaktoren der Gewässerbettbildung an: der Verlauf, standortgerechte Ufergehölze und besondere Sohlstrukturen (z.B. Kiesbänke, Totholz, Sturzbäume).

Voraussetzung ist dabei immer, dass die Fließgeschwindigkeiten im Bereich der gefällearmen Tieflandstrecken nicht durch zu groß dimensionierte Profile bzw. Staueffekte unnatürlich reduziert sind bzw. die Fließgeschwindigkeit im Berg- und Hügelland durch tief eingeschnittene, schmale Ausbauprofile nicht unnatürlich erhöht wird. Naturnahe Fließgewässerstrukturen bilden bzw. erhalten sich nur unter der ständigen formenden Kraft des fließenden Wassers. Sie ist der zentrale Faktor für Entwicklungsprozesse in Fließgewässern. Die wertvollsten Strukturen wie z.B. Kolke, Kies- und Steinbänke, frei gespülte Wurzeln von Ufergehölzen etc. bilden sich dabei vorwiegend aufgrund erosiver Prozesse. Die Förderung sedimentativer Prozesse durch (lokale) Aufweitungen oder den Einbau von Nebengerinnen (Stromspaltungen) etc. ist daher nur selten geeignet, tragfähige und nachhaltige strukturelle Verbesserungen zu erreichen. Meistens führen solche Maßnahmen zu monotonen Sand- bzw. Schlammsohlen ohne nennenswerte Fließgeschwindigkeits-, Tiefen-, Breiten- und Substratvarianz, die zudem noch intensiv unterhalten werden müssen.

Von grundlegender Bedeutung für die erfolgreiche Restrukturierung von Fließgewässern ist außerdem eine beobachtende, die morphologische Entwicklung fördernde bzw. lenkende und ökologische Belange gezielt berücksichtigende Gewässerunterhaltung.

Anhand eines **Maßnahmenschlüssels** können geeignete Maßnahmen getrennt für Geest- und Berg/ Hügellandgewässer in Abhängigkeit insbesondere der **gewässerspezifischen morphologischen Belastungssituationen** (Struktur, Verlauf, Fließverhalten), der **hydraulischen Anforderungen** und der **erreichbaren Flächenverfügbarkeit** bestimmt werden.

Der Maßnahmenschlüssel morphologische Degradation für Fließgewässer der Geest arbeitet wie folgt:

a) Im 1. Schritt werden Gewässer abgetrennt, deren morphologische Beeinträchtigung primär aus Veränderungen des Abflussverhaltens resultiert. Diese hydrologischen Sonderfälle werden am Ende des Schlüssels bearbeitet.

b) Der 2. Schritt trennt die typologischen Sonderfälle der organischen Gewässer und der Niederungsgewässer ab, da diese Gewässertypen sich von den übrigen Geestgewässern so grundlegend unterscheiden, dass sie eine gesonderte Betrachtung erfordern.

c) Im 3. Schritt werden Gewässer nach den Fließgeschwindigkeitsverhältnissen in Gewässer mit nicht deutlich reduzierten bzw. mit stark reduzierten Geschwindigkeiten aufgetrennt, da sich hieraus deutlich verschiedene Entwicklungsoptionen ergeben – insbesondere für eigendynamische Gewässerentwicklungen.

d) Im Folgenden werden zunächst Gewässer mit nicht reduzierten Fließgeschwindigkeiten weiter bearbeitet. Hierbei wird zunächst danach differenziert, ob der Verlauf (**struktureller Masterfaktor**!) noch entwicklungsbedürftig ist, oder nicht.

e) Ist ein Entwicklungsbedarf des Verlaufes gegeben, werden in Abhängigkeit der Randbedingungen (Flächenverfügbarkeit, hydraulische Anforderungen, morphologischer Tendenz (z.B. Tiefenerosion) und Einschnittstiefe die jeweils besten/sinnvollsten Optionen abgeleitet. Auf erforderliche ergänzende Maßnahmen wird erst in den Steckbriefen verwiesen.

f) Erscheint der Verlauf nicht weiter entwicklungsbedürftig, werden weitere Faktoren abgeprüft (Ausstattung mit gewässertypischen Festsubstraten und standortgerechten Ufergehölzen, Funktionsfähigkeit der Festsubstrate, Versandungs-, Verschlammungs- und Verockerungsprobleme) und in Abhängigkeit der unter e) genannten Randbedingungen Lösungsansätze abgeleitet.

g) Anschließend werden Gewässer mit ausbaubedingt deutlich reduzierten Fließgeschwindigkeiten behandelt. Hierbei wird zwischen größeren Gewässern (Flüssen) und kleineren Gewässern (Bächen) unterschieden, weil davon ausgegangen wurde, dass größere Gewässer im Regelfall bedeutsame Verbindungsfunktionen erfüllen müssen, so dass hier trotz häufig deutlich erschwerter Ausgangsbedingungen höhere Anforderungen zu stellen sind. In Abhängigkeit der unter e) genannten Randbedingungen werden jeweils abgestuft die sinnvollsten Optionen angeboten.

h) Danach werden die Sondertypen der organischen Gewässer (Typen 11, 12) und Niederungsgewässer (Typ 19) abgearbeitet.

Maßnahmenkatalog / Maßnahmensteckbriefe

Die grundsätzlich geeigneten Maßnahmen werden in einzelnen **Maßnahmensteckbriefen** näher beschrieben und vor dem Hintergrund der Anforderungen der EG-WRRL in ihren wesentlichen Zielen und Eigenschaften stichwortartig charakterisiert. Hinweise zur erwarteten hydromorphologischen Wirkung und zur generellen Eignung der einzelnen Maßnahmen sowie zur Unterhaltung und Umsetzung runden die Maßnahmenportraits ab.

Die in den Steckbriefen beschriebenen Einzelmaßnahmen werden jeweils in einer Maßnahmengruppe themenbezogen zusammengefasst (Tab. 1). Für Niedersachsen lassen sich auf diese Weise 9 verschiedene Maßnahmengruppen mit 35 steckbrieflich beschriebenen Einzelmaßnahmen unterscheiden, die das relevante Spektrum von Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung und -entwicklung im Wesentlichen widerspiegeln.

Tab. 1: Maßnahmenkatalog (hier: Übersicht über die Maßnahmengruppen)

Nr.	Maßnahmengruppen (mit Angabe der Anzahl Einzelmaßnahmen bzw. Steckbriefe)
1	Bauliche Maßnahmen zur Bettgestaltung und Laufverlängerung (6)
2	Maßnahmen zur Förderung der eigendynamischen Gewässerentwicklung (6)
3	Vitalisierungsmaßnahmen im vorhandenen Profil (3)
4	Maßnahmen zur Gehölzentwicklung (2)
5	Maßnahmen zur Verbesserung der Sohlstrukturen durch den Einbau von Festsubstraten (3)
6	Maßnahmen zur Verringerung der Feststoffeinträge und -frachten (Sand- und Feinsedimente, Verockerung) (6)
7	Maßnahmen zur Wiederherstellung eines gewässertypischen Abflussverhaltens (3)
8	Maßnahmen zur Auenentwicklung (6)
9	Maßnahmen zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit (Übersicht über Einzelmaßnahmen – keine Beschreibung in Steckbriefen, sondern allgemeine Grundlagen und Verweise auf einschlägige Fachliteratur)

Die jeweiligen Einzelmaßnahmen werden ergänzend in einer **5-stufigen Kurzbewertung** hinsichtlich ihres **Verbesserungspotenzials bzgl. der biologischen Qualitätskomponenten** und weiterer wichtiger Parameter eingeschätzt (Tab. 2).

Tab. 2: Verbesserungspotenzial und erwartete Auswirkungen der Maßnahmen am Beispiel „Gelenkte eigendynamische Gewässerentwicklung“

Beurteilung / Bewertung – Einstufung

1	Besonders positiv / sehr hoch / sehr groß / sehr gut geeignet
2	Positiv / hoch / groß / gut geeignet
3	Gering positiv / niedrig / wenig
4	Unerheblich / keine relevanten Auswirkungen/ ohne Bedeutung
5	Negative / gegenteilige / nachteilige / schädigende Wirkung

Maßnahme		Verbesserungspotenzial und erwartete Auswirkungen (für jeden Steckbrief benannt; hier als **Beispiel für Maßnahme 2.1** Gelenkte eigendynamische Gewässerentwicklung)																
		Fischfauna		Makrozoobenthos		Makrophyten, Phytobenthos		Phytoplankton	Feststoff-Haushalt		Abflussdynamik		Gewässerstruktur		Lineare Durchgängigkeit		Auenbezug	Sonstiges, Bemerkungen
Steckbrief 2.1	Gelenkte eigendynamische Gewässerentwicklung **mit (moderatem) Anstieg der Wasserspiegellagen**	1	2	1	2	2	3	4	2	3	3	2	1	2	2	3	2	Wasserspiegelanstiege wirken Verockerungsproblemen entgegen

Resümee und Ausblick

Der Leitfaden ist eine gewässerökologisch hergeleitete Arbeits- und Orientierungshilfe zur Auswahl und Umsetzung ökologisch effizienter Maßnahmen zur Strukturverbesserung der Fließgewässer. Er bietet eine Ziel führende Hilfestellung und trägt gleichzeitig zu einer einheitlichen Handhabung auf Landesebene bei.

Es ist vorgesehen, im Rahmen der praktischen Anwendung weitere Ergänzungen (vor allem von beispielhaften Maßnahmen) und Überarbeitungen vorzunehmen („living-document“). Auch für Seen ist ein Leitfaden Maßnahmenplanung in Arbeit und für prioritäre Stoffe liegt er bereits vor (NLWKN 2008b).

Literatur

Holm, A. (1989): Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche) für die Naturräume der Geest und des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein

NLWKN (2008a):Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer, Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Hannover; www.nlwkn.de Pfad: > Wasserwirtschaft >EG-Wasserrahmenrichtlinie >Oberflächengewässer >Leitfaden Maßnahmenplanung, Teil A

NLWKN (2008b): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer, Teil C Chemie. Hannover; www.nlwkn.de Pfad: > Wasserwirtschaft >EG-Wasserrahmenrichtlinie >Oberflächengewässer >Leitfaden Maßnahmenplanung, Teil C

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Möglichkeiten und Grenzen von Öffentlichkeitsbeteiligung – Eine Einführung vor dem Hintergrund der WRRL

Thomas Uhlendahl

Institut für Kulturgeographie, Universität Freiburg, Werthmannstraße 4, 79085 Freiburg, thomas.uhlendahl@geograpie.uni-freiburg.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Öffentlichkeitsbeteiligung, Flussgebietsmanagement

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die am 22.12.2000 verabschiedet und mittlerweile in alle Landeswassergesetze der Bundesländer übernommen wurde, hat nach Artikel 4 den guten ökologischen Zustand der Oberflächengewässer bis Ende 2015 zum Ziel. Bei erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern soll bis zu diesem Zeitpunkt das gute ökologische Potential erreicht sein. Hierzu stehen neben einer breiten Palette von Berichten seitens der Länder an die EU auch zwei Instrumente zur Verfügung, mit denen dieses Ziel erreicht werden soll. Dies sind die Maßnahmenprogramme nach Artikel 11 sowie die Bewirtschaftungspläne nach Artikel 13, die für die jeweiligen Flussgebiete erstellt werden sollen.

Das besondere an der WRRL ist aber, im Unterschied zur sonst üblichen Raum- und Umweltplanung, die Einführung eines neuen Instruments in der Wasserwirtschaft. Durch eine breit gefasste Öffentlichkeitsbeteiligung soll eine transparentere Bewirtschaftung der Fließgewässer gewährleistet werden. Die Erwägungsgründe 13, 14 und 46 EG-WRRL betonten, dass bei Beteiligungsprozessen, in die nicht nur die betroffenen Stakeholder sondern auch die breite Öffentlichkeit eingebunden sind, Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne erarbeitet werden können, die mit den lokalen Bedürfnissen abgestimmt sind. Zudem wird die Datengrundlage verbessert, wenn lokales Wissen einbezogen wird (Uhlendahl 2008).

Allerdings sind Beteiligungsverfahren kein Garant für eine einspruchsfreie Planung, da auch eine Konfliktbearbeitung bereits in der Vorplanung nur auf freiwilliger Basis erfolgen kann. Professionell durchgeführte Partizipationsprozesse jedoch beschleunigen die Planung deutlich und führen zu einer größeren Akzeptanz gegenüber lokalen Maßnahmen.

Im Folgenden wird daher zunächst der Begriff der Öffentlichkeitsbeteiligung erläutert, gefolgt von Ausführungen zu den zu beteiligenden Akteuren und den Formen von Beteiligung. Da Beteiligungsprozesse besonders dazu dienen sollen, Konflikte bei der Planung bereits im Vorfeld zu bearbeiten und wenn möglich zu lösen, folgt ein kurzer Exkurs zu Konflikten. Den Abschluss bilden neben relevanten Faktoren zur Durchführung von Beteiligungsprozessen die 10 goldenen Regeln einen Beteiligungsprozess scheitern zu lassen, um die Möglichkeiten und Grenzen von Beteiligungsprozessen aufzuzeigen.

Partizipation = Öffentlichkeitsbeteiligung?

Partizipation lässt sich aus dem lateinischen kommend mit Teilnahme bzw. Teilhabe übersetzen und bezeichnet im Kontext von Umweltplanung vor allem die Teilhabe der Bevölkerung an Verwaltungsentscheidungen. Arnstein (1969) hat in der „Ladder of Participation“ neun verschiedene Stufen der Teilnahme und Teilhabe unterschieden. Die unteren Stufen dieser Leiter, die Arnstein als Nicht-Beteiligung bezeichnet hat, sind für den Beteiligungsprozess der WRRL irrelevant.

Je höher die Stufe, desto höher ist der Einfluss der Beteiligten auf die Entscheidung und damit ihre Macht auf den Prozess und das Ergebnis. Der Autor hat für das DWA-Handbuch „Aktive Beteiligung Fördern! Ein Handbuch für die Bürgernahe Kommune zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie“ (DWA 2008) ein Modell mitentwickelt, welches für den Bereich der Wasserwirtschaft mit 4 Stufen der Beteiligung auskommt (Abb. 1). Bei dieser Abfolge wird die Information als Grundlage der Beteiligung gesehen, worauf aufbauend die Stufen Anhörung, Konsultation, Mitbestimmung und Selbstbestimmung unterschieden werden (ebd., 13f.).

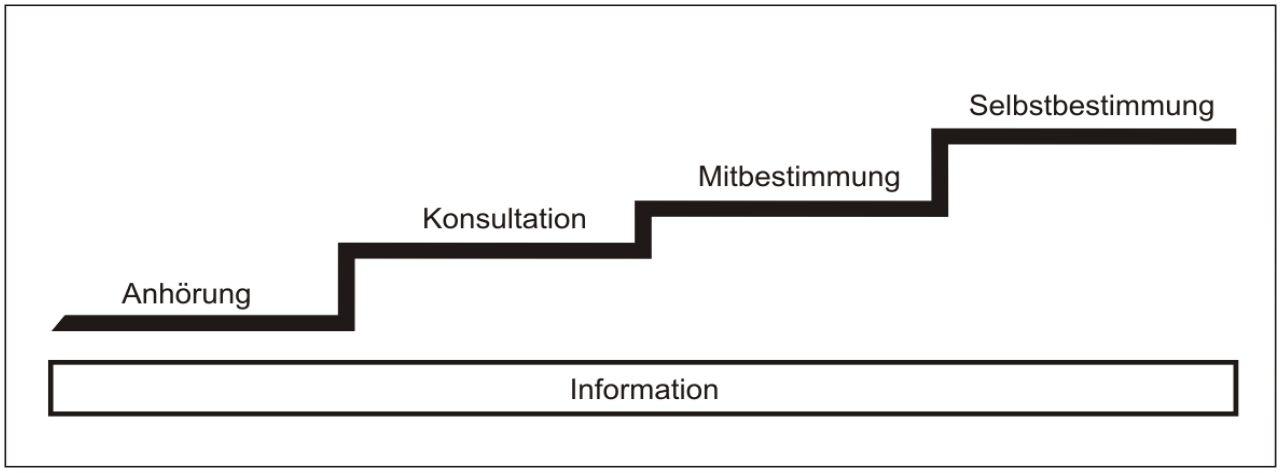


Abb. 1: Stufen der Partizipation. (DWA 2008, Entwurf: Spitzer / Uhlendahl)

Wen beteiligen?

Dabei bleibt die Frage offen, wer beteiligt werden soll oder kann? Denn es gibt nicht „die Öffentlichkeit“, wie Selle (2000) treffend bezeichnet hat. Vielmehr gibt es eine Vielzahl an Teilöffentlichkeiten. Diese Teilöffentlichkeiten sind meist in Gruppen oder Verbänden organisiert und gegebenenfalls in Entscheidungsprozessen vertreten. Sie werden als Stakeholder bezeichnet (Muro et al. 2006). Es bestehen ferner Unterschiede zwischen der Beteiligung der breiten Öffentlichkeit, welche häufig auch als Bürgerbeteiligung bezeichnet wird, und der Beteiligung der Fachöffentlichkeit. Diese sind meist Träger öffentlicher Belange.

Bei der Gewässerbewirtschaftung auf lokaler Ebene im Zuge der WRRL können zwei Gruppen unterschieden werden: Hauptakteure und weitere Akteure, wobei insgesamt 27 verschiedene Akteursgruppen in Erscheinung treten. Unter Hauptakteuren sind Gruppen zu verstehen, ohne die ein Beteiligungsprozess auf lokaler Ebene zur Gewässerbewirtschaftung nicht sinnvoll durchgeführt werden kann, da durch das Fehlen dieser Gruppen entweder wichtige Interessen nicht vertreten sind oder relevante Informationen nicht in den Prozess eingebracht werden. Die weiteren Akteure können dagegen die Durchführung durch die Eingabe von Informationen oder organisatorische oder finanzielle Aspekte unterstützen.

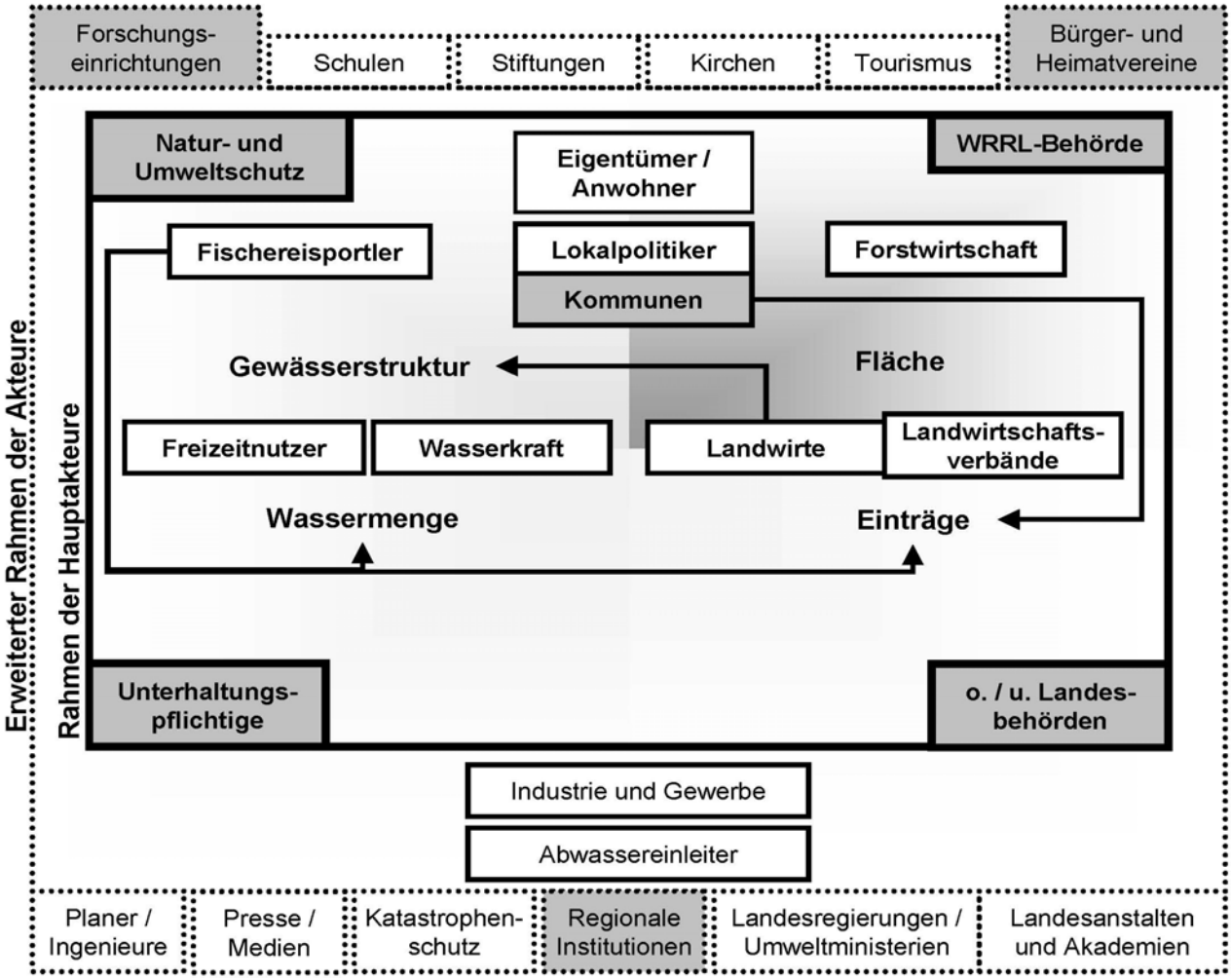


Abb. 2: Hauptakteure der partizipativen Gewässerbewirtschaftung auf lokaler Ebene in Bezug zu den Konfliktgegenständen sowie weitere Akteure als Interessensvertreter und Kooperationspartner (Uhlendahl 2009b).

In Abbildung 2 sind die Hauptakteursgruppen in Bezug zu ihren jeweiligen Interessensgegenständen durch ihre Lage und Pfeile dargestellt. Die Akteursgruppen, die auch als Veranstalter in Erscheinung treten können, sind grau unterlegt. Interessensgegenstände sind die Gewässerstruktur, die Fläche, die Wassermenge sowie Einträge in die Gewässer. Besonders die Hauptakteure können dabei Interesse an mehreren oder auch allen Gegenständen zeigen.

Konflikte

Durch die zum Teil entgegen gesetzten Interessen der Akteursgruppen an den Gegenständen entstehen Konflikte, so dass die vier Interessensgegenstände auch als Konfliktgegenstände bezeichnet werden können. Als Konflikt werden dabei sehr breit gefasst soziale Tatbestände gesehen, bei denen zwei oder mehr Parteien beteiligt sind, die auf Unterschieden in der sozialen Lage und / oder Unterschieden in der Interessenskonstellation beruhen und durch Interaktion in Form von Kommunikation oder Handeln in Erscheinung treten (Uhlendahl 2008). Dabei sind grundsätzlich Nutzungs- und Interessenskonflikte von Beziehungs- und Wertekonflikten zu unterscheiden. Während Wertekonflikte zwischen verschiedenen Akteursgruppen auch durch moderierte Beteiligungsprozesse

nicht gelöst werden können, ist die Beachtung oder, wenn möglich, auch die Bearbeitung von Beziehungskonflikten zwischen beteiligten Akteursgruppen, relevant.

Wie beteiligen?

Es gibt eine ganze Reihe von Literatur zu Beteiligungsformen. Neben Spaßevents, wie Flussbadetage, Flussfesten und kindergerechten Möglichkeiten, gibt es eine breite Palette an Interaktionsformen. Broschüren sowie Informationsveranstaltungen stellen dabei entsprechend Abb. 1 die Basis für Beteiligungsprozesse dar. Intensivere Formen der Beteiligung sind Flusskonferenzen, Beiräte, Werkstätten und Workshops. Im Bereich der Umsetzung von Maßnahmen bieten sich besonders Bachpatenschaften und Gewässernachbarschaften als Beteiligungsformen an. Einen guten Überblick hierzu bietet der bereits genannte DWA-Themenband (DWA 2008).

Relevante Faktoren zur Durchführung von Beteiligungsprozessen

Beteiligungsprozesse lassen sich, angelehnt an das allgemeine Projektmanagement, in fünf Phasen gliedern: Definition, Initiierung, Durchführung, Maßnahmenumsetzung und Evaluation / Monitoring. Innerhalb dieser Phasen sind zu unterschiedlichen Zeitpunkten bestimmte Faktoren von Bedeutung. Beteiligungsprozesse bei der Gewässerbewirtschaftung unterliegen außerdem verschiedenen Rahmenbedingungen, die zum Teil großen Einfluss auf die Durchführung haben. Diese Rahmenbedingungen wirken sich teilweise auf alle, teilweise auch nur auf einzelne Projektphasen aus. Ebenfalls von hoher Relevanz sind die Merkmale der Projektsteuerung, die Auswirkungen auf die verschiedenen Faktoren der einzelnen Projektphasen haben. Für die ausführliche Darstellung der Faktoren sei an dieser Stelle auf Uhlendahl (2009a) verwiesen.

Deutlich einfacher lassen sich dagegen Verhaltensweisen beschreiben, die ein Scheitern von Beteiligungsprozessen quasi gewährleisten, wenn auch nur eine davon seitens der Verantwortlichen gegenüber Teilnehmern gezeigt wird. Etwas überspitzt wurden im DWA-Themenband (DWA 2008) 10 Regeln für das erfolgreiche Scheitern von Beteiligungsprojekten formuliert, die an dieser Stelle wiedergegeben werden sollen:

- Überlegen Sie sich genau, wen Sie in das Projekt einweihen, sonst erfahren womöglich die falschen Leute davon!
- Geben Sie so wenige Informationen wie möglich preis. Wissen ist wie eine heilige Kuh und bedeutet schließlich Macht, die man nicht unnötig teilen sollte. Wo kämen wir hin, wenn Krethi und Plethi jede Einzelheit gleich in der Gegend herumkrähen würden?
- Setzen Sie Gesprächsrunden zu Zeiten an, wenn möglichst wenige Leute teilnehmen können, z. B. Montag Morgen um 9 Uhr. Damit trennen Sie geschickt die Spreu vom Weizen. Wem die Teilnahme wirklich wichtig ist, der kann sich dafür auch mal Urlaub nehmen!
- Zuhören und ausreden lassen sind ein Luxus, den wir uns wegen des engen Zeitplans zur Umsetzung der WRRL gar nicht leisten können!
- Legen Sie die gewünschten Ergebnisse vorab fest. Beschränken Sie dann den Spielraum für Verhandlungen, damit die Ergebnisse nicht gleich wieder zerredet werden!
- Lassen Sie die Leute wissen, dass Sie sowieso schon alles berücksichtigt haben!

- Geben Sie ja keine Macht und Verantwortung aus der Hand! Aber seien Sie gewiss, dass jeder Kritiker genau das erzwingen will. Und wenn Sie denen den kleinen Finger reichen, wollen die natürlich gleich die ganze Hand!
- Verhindern Sie eine Vernetzung der TeilnehmerInnen untereinander! Sonst könnten Sie womöglich überflüssig werden!
- Seien Sie sich immer bewusst: Rechenschaft schulden Sie Ihren Vorgesetzten und sonst niemandem. Das dürfte auch nicht ganz unwesentlich für Ihre Karriere sein!
- Zeigen Sie ausschließlich Verschlechterungen, Komplikationen und Schwierigkeiten von Veränderungen auf!

Fazit: Grenzen und Möglichkeiten

Besonders anhand der sicher etwas überspitzen 10 „goldenen Regeln“ zeigt sich, dass die Beteiligung der Öffentlichkeit bereits an ihre Grenzen stößt, wenn die Legitimation, der politische Wille oder auch einfach schon das Interesse seitens der zuständigen, veranstaltenden Behörde fehlt. Damit zusammen hängt häufig auch die mangelnde fehlende finanzielle Unterstützung für die Durchführung, sei es zur Bestellung professioneller Moderation, oder zur Umsetzung von Maßnahmen. Wie bereits angedeutet, lassen sich Wertekonflikte, z. B. Kormoran vs. Fische, nicht durch Beteiligungsprozesse lösen. Genauso erschweren unbearbeitete Beziehungskonflikte Beteiligungsprojekte, z. B. durch vorherige schlechte Erfahrungen von Fischereisportvertretern mit den Behörden, da hierdurch die nötige gegenseitige Vertrauensbasis fehlt. Vor allem ist aber zu sagen, dass Beteiligungsprozesse keine Garantie darstellen, alle relevanten Akteure an einen Tisch zu bekommen und alle möglichen Konflikte beim Flussgebietsmanagement bereits im Vorfeld auszuräumen.

Aber: Durch Beteiligungsprozesse der breiten und fachlichen Öffentlichkeit können häufig schwierige Konfliktfelder bereits im Vorfeld von Planungen erkannt werden, was frühzeitige Konfliktbearbeitungen ermöglicht, was in der Regel zu beschleunigten Planungsverfahren führt. Zudem steigern Beteiligungsprozesse die Akzeptanz von Maßnahmen durch den Einbezug lokalen Wissens. Dieses erhöht darüber hinaus meist die Planungsqualität. Durch soziales Lernen der beteiligten Akteure können so Netzwerke und nachhaltige Strukturen entstehen, die bei zukünftigen Planungen und Maßnahmen den Ablauf deutlich beschleunigen.

Literatur

Arnstein, S. R. (1969): A Ladder of Citizen Participation. - JAIP, Vol. 35, No. 4, July 1969, 216-224.

DWA DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hrsg.): Aktive Beteiligung fördern! Ein Handbuch für die Bürgernahe Kommune zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Hennef: DWA Eigenverlag. 2008.

Muro, M.; Hartje, V.; Klaphake, A.; Scheumann, W.; Fisahn, A.; Ober, I. & K. Pile (2006): Pilothafte Ermittlung und Analyse von Zielgruppen für die Information und Anhörung der Öffentlichkeit nach Art. 14. EG Wasserrahmenrichtlinie in einer Flussgebietseinheit. UBA-Texte 27/06. Berlin: Umweltbundesamt. 2006. URL: http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3116.pdf

Selle, K.: Was? Wer? Wie? Warum? Voraussetzungen und Möglichkeiten einer nachhaltigen Kommunikation. Dortmund: Dortmunder Vertrieb für Planungsliteratur. 2000.

Uhlendahl, T. (2008): Partizipative Gewässerbewirtschaftung auf lokaler Ebene im Kontext der WRRL. Dissertation an der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. 2008. URL: www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/6263

Uhlendahl, T. (2009a): Partizipative Gewässerbewirtschaftung auf lokaler Ebene – Ein Faktorenmodell mit Handlungsempfehlungen für die Durchführung von Beteiligungsprozessen. - Korrespondenz Wasserwirtschaft 2 / 2009, 95-104.

Uhlendahl, T.: (2009b) Akteure und Konflikte bei der partizipativen Gewässerbewirtschaftung auf lokaler Ebene im Kontext der WRRL. - Korrespondenz Wasserwirtschaft 5 / 2009, 260-266.

BIOCHEMIE UND ÖKOPHYSIOLOGIE AQUATISCHER ORGANISMEN

BALMERT, A., H. F. BOHN & W. BARTHLOTT: Morphologie, funktionale Aspekte und bionisches Potential lufthaltendender Oberflächen semi-aquatischer Insekten

DZIALLAS, C. & H.-P. GROSSART: Microcystin – Gift oder Nahrung für aquatische heterotrophe Bakterien?

GROSSART, H.-P., C. DZIALLAS, K. HOLMFELDT, L. RIEMANN & M. ALLGAIER: Aktinobakterien in unterschiedlichen aquatischen Systemen

HANSELMANN, A. J. & K.-O. ROTHHAUPT: Mögliche Auslöser der saisonal unterschiedlichen Lebenszyklus-Strategien von Limnomysis benedeni

KIRSTEIN, K.-G. & P. MARTIN: Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) – Die Wehrdrüsensekrete im Vergleich

NOWAK, C., S. NEMEC, CH. VOGT & M. PFENNINGER: Chironomus als Modellorganismus der Molekularen Ökologie – vom Wert genetischer Vielfalt bis zur Anpassung an Klimastress

SCHMITZ, W.: Astaxanthin, Crustacyanin und die Farben der Flusskrebse

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Morphologie, funktionale Aspekte und bionisches Potential lufthaltendender Oberflächen semi-aquatischer Insekten

Alexander Balmert[1], Holger Florian Bohn[1] & Wilhelm Barthlott[1]

1 Nees Institut für Biodiversität der Pflanzen, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Meckenheimer Allee 170, 53115 Bonn, Deutschland, abalmert@uni-bonn.de

Keywords: semi-aquatische Insekten, Oberflächenstruktur, Lufthaltung, Bionik

Einleitung

Viele heimische aquatische und semi-aquatische Insektenarten, wie der Rückenschwimmer *Notonecta glauca* oder die Schwimmwanze *Ilyocoris cimicoides*, besitzen spezielle, extrem wasserabweisende Oberflächenstrukturen. Mit diesen Strukturen kann das Insekt unter Wasser über längere Zeiträume eine Luftschicht fixieren. Solche Luftschichten erfüllen unterschiedliche Funktionen für die Insekten. Sie können langfristig eine Benetzung der Tiere verhindern, sowie unter Wasser als physikalische Kieme dienen und somit die Sauerstoffversorgung der Tiere gewährleisten. Weiterhin sorgt die Luftschicht für Auftrieb, der dem Insekt das Auftauchen erleichtert.

Obgleich die Atmungsphysiologie der Insekten mit physikalischen Kiemen bereits mehrfach untersucht wurde (Flynn et al. 2008; Crisp et al. 1964; Günther 1992; Hinton 1976; Thorpe 1950), blieben bislang einige Unklarheiten über die morphologischen Voraussetzungen und die Funktionsweise der Luftschichthaltung bestehen. Insbesondere im Hinblick auf eine bionische Umsetzung haben wir versucht, die Funktionsmorphologie lufthaltender Oberflächen genauer zu klären.

Technische Oberflächen nach dem Vorbild lufthaltender biologischen Oberflächen sind für verschiedenste hydrodynamische Anwendungen einsetzbar (Cerman et al. 2007; Cerman et al. 2009). So wurden bereits erste Prototypen von langfristig unbenetzbaren Textilien nach dem Vorbild der biologischen Oberflächen entwickelt. In Zukunft könnten vielleicht sogar Schiffsrümpfe mit reibungsreduzierenden Luftschichten versehen werden und somit große Energiemengen eingespart werden.

Material und Methoden

Fünf heimische Insektenarten wurden untersucht: *Notonecta glauca* (Notonectidae), *Ilyocoris cimicoides* (Naucoridae), *Corixa punctata* (Corixidae), *Gerris lacustris* (Gerriidae) und *Galerucella nymphaea* (Chrysomelidae).

Zur Untersuchung der Oberflächenstrukturen wurden rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen angefertigt. Für Übersichtsaufnahmen wurden ganze Insekten verwendet. Für Profilaufnahmen der Strukturen wurden einige Insektenoberflächen in flüssigem Stickstoff schockgefroren und gebrochen. Die Proben wurden in einem Exsikkator luftgetrocknet, auf Probentellern befestigt und mit Gold besputtert. Für die Aufnahmen wurde ein Cambridge Stereoscan Rasterelektronenmikroskop verwendet.

Die Analyse der Oberflächenparameter erfolgte mit der Software ImageJ. Die Höhe der Haarstrukturen wurde jeweils von der Haarbasis bis zum Punkt der höchsten Erhebung der Struktur von der Oberfläche gemessen. Auf drei Individuen jeder Art wurden jeweils 60 Haare vermessen. Die Haardichte wurde durch Auszählen der Haare pro Fläche bestimmt. Hierfür wurden auf drei Individuen jeder Art jeweils drei Bereiche ausgezählt.

Zur Bestimmung der Dauerhaftigkeit der Luftschichten unter Wasser wurden frisch präparierte lufthaltende Oberflächenbereiche der Insekten auf dem Boden eines 20 cm tiefen, wassergefüllten Aquariums angebracht. Anschließend wurde der Zeitraum vom Versuchsbeginn bis zur vollständigen Auflösung der Luftschicht auf den Oberflächen gemessen. Der Zustand der Luftschicht wurde anhand der Reflexion des Lichtes an der Luft-Wasser-Grenzfläche beurteilt. Von jeder Insektenart wurden zehn Proben von zehn Individuen verwendet.

Ergebnisse

Die lufthaltenden Oberflächenbereiche der untersuchten Insekten waren entweder mit ausschließlich Setae (*Galerucella*, *Corixa* und Sternite von *Ilyocoris*,), ausschließlich Mikrotrichia (Elytren von *Ilyocoris*) oder aber mit beiden Haartypen besetzt (*Gerris*, *Notonecta*). Die Setae zeigten sich vielgestaltig in Größe und Form während die Mikrotrichia eine recht einheitliche Form aufwiesen. Sämtliche Strukturen standen in einem Winkel von weniger als 90° zur Oberfläche, so dass zwischen Struktur und Oberfläche Hinterschneidungen vorkamen. Abbildung 1 zeigt beispielhaft zwei der untersuchten Oberflächen, auf denen charakteristische Setae- und Mikrotrichia-Strukturen zu sehen sind.

Setae kamen in Dichten von ca. 1000 Haaren pro mm^2 bis maximal ca. 10 000 Haaren pro mm^2 vor. Mikrotrichien erreichten dagegen Dichten von ca. 1×10^6 Haaren pro mm^2 bis hin zu ca. 7×10^6 Haaren pro mm^2. Die Setae waren mit einer Durchschnittshöhe von 20-300 µm weitaus größere Höhen als Mikrotrichia mit durchschnittlich 2,8-4,3 µm Höhe.

Die maximale Lufthaltedauer variierte stark zwischen den Oberflächen. Ausschließlich mit Setae besetzte Oberflächen hatten nach längstens zwei Tage ihre Luftschicht vollkommen verloren. Oberflächen mit zusätzlichem oder ausschließlichem Mikrotrichia-Besatz erreichten dagegen eine maximale Lufthaltedauer von 11 bis 120 Tagen. Nach 120 Tagen wurde das Experiment abgebrochen. Zu diesem Zeitpunkt zeigten die Proben von *Ilyocoris* (Elytren) und *Notonecta* nur einen minimalen Verlust ihrer anfänglichen Luftschicht.

Diskussion

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Dauerhaftigkeit der Luftschichten unter Wasser nicht mit zunehmendem Volumen der Luftschicht stieg sondern in erster Linie mit der Dichte der Oberflächenstrukturen zunahm. Ab einer Mikrotrichia-Dichte von mehreren Millionen Haaren pro mm^2 schienen die Luftschichten über längere Zeiträume beinahe ohne jegliche Volumenabnahme stabil zu sein. Erklärbar ist dies durch eine Erhöhung der Wasser-Feststoff-Grenzfläche durch Reduktion der freien Räume zwischen den einzelnen Strukturen. Bei gleichzeitiger Hydrophobie der Kutikula der Strukturen wird mit zunehmender Luft-Feststoff-Grenzfläche der erforderliche Wasserdruck zur Penetration der Strukturen (Benetzung) ebenfalls zunehmen (Crisp & Thorpe 1948).

Für technische Umsetzungen, in denen eine Luftschicht zwischen Wasser und Festkörper die Reibung des Festkörpers mit dem Wasser reduzieren soll (Schiffsrümpfe) wird möglicherweise ein Kompromiss zwischen Stabilität der Luftschicht und hoher Reibungsreduktion gefunden werden

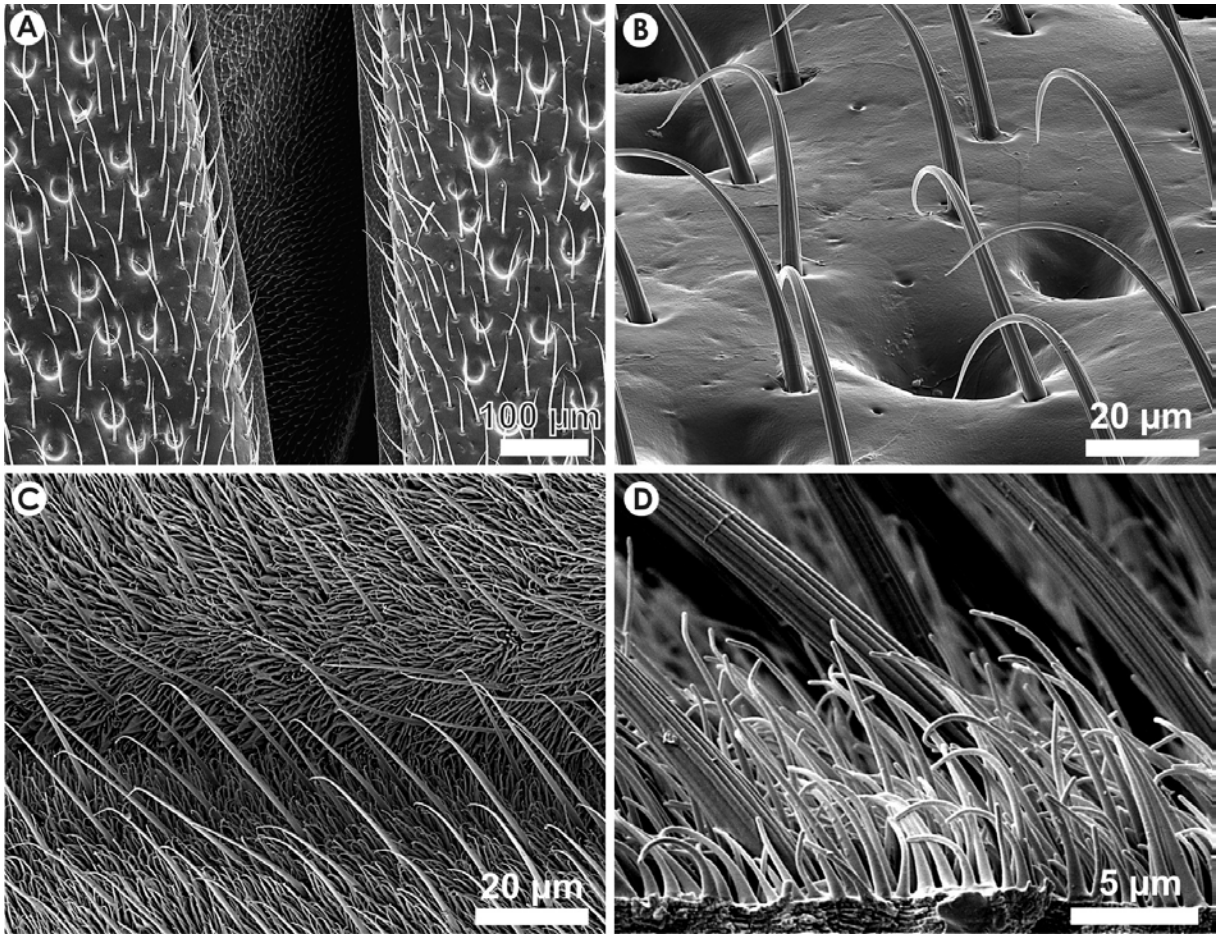


Abbildung 1: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der lufthaltenden Oberflächenbereiche zweier semi-aquatischer Insekten. A) Aufsicht auf die Elytren des Seerosenblattkäfers Galerucella nymphaea. Der Seerosenblattkäfer besitzt ausschließlich uniforme Setae auf den Elytren. B) Detailaufnahme der Setae auf den Elytren von Galerucella. Blick von anterior nach posterior. Die Setae sind stark gen posterior geneigt. C) Blick auf zwei abdominale Sternite des Wasserläufers Gerris lacustris. Der Wasserläufer besitzt auf der gesamten Körperoberfläche mit Ausnahme der Extremitäten einen dichten Besatz an Mikrotrichia unterhalb eines sehr regelmäßigen Besatzes von größeren Setae. D) Detailaufnahme der Mikrotrichia und Setae des Wasserläufers.

müssen. Eine großer Wasser-Feststoff-Grenzfläche würde eine hohe Dauerhaftigkeit der Luftschicht bewirken. Durch die geringere Wasser-Luft-Grenzfläche würde aber gleichzeitig auch die Reibungsreduktion geringer. Eine kleine Wasser-Feststoff-Grenzfläche würde dagegen eine geringe Dauerhaftigkeit der Luftschicht zur Folge haben, aber durch die hohe Wasser-Luft-Grenzfläche eine hohe Reibungsreduktion bewirken.

Zusammenfassung

Viele aquatische und semiaquatische Insektenarten besitzen spezielle Oberflächenstrukturen, die eine langfristige Fixierung von Luftschichten unter Wasser ermöglichen. Die Luftschicht haltenden Oberflächenbereiche fünf heimischer Insektenarten wurden mittels Rasterelektronenmikroskopie (REM) untersucht. Auf den Oberflächen konnten Setae und Microtrichia festgestellt werden. Neben Oberflächen mit ausschließlich Setae oder Mikrotrichia kamen auch Kombinationen aus Setae und

Mikrotrichia vor. Die Dauerhaftigkeit der Luftschichten wurde an Insektenpräparaten bestimmt und verglichen. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Strukturdichte der wichtigste Faktor für eine hohe Dauerhaftigkeit der Luftschicht war. Vor allem ein dichter Besatz an Microtrichia war entscheidend. Hierarchische Kombinationen aus verschiedenen Setaetypen bzw. Setae und Mikrotrichia waren dagegen für die Dauerhaftigkeit der Luftschichten von geringer Bedeutung.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse sind Bestandteil der Diplomarbeit des Erstautors. Die Arbeiten wurden finanziell unterstützt durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) sowie die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG).

Literatur

Cerman, Z., Striffler, B. F., Stegmeier, T., Scherrieble, A., von Arnim, V. and Barthlott, W. (2007): Superhydrophobe Oberflächen für Unterwasseranwendungen, pp. 1-17. World.

Cerman, Z., Striffler, B. F. and Barthlott, W. (2009): Dry in the water: the superhydrophobic water fern Salvinia - a model for biomimetic surfaces. In Functional Surfaces in Biology: little structures, vol. 1 (ed. S. N. Gorb). Berlin, Heidelberg: Springer.

Crisp, D. & Thorpe, W. H. (, 1948): The water-protecting properties of insect hairs Discussions of the Faraday Society, 3, 210-220

Crisp, D. J. Danielli, J. (1964): Punkhurst, K. & Riddiford, A. (ed.) Plastron respiration Recent Progress in Surface Science, Academic Press, 2, 377-425

Flynn, M. R. & Bush, J. W. M. (2008): Underwater breathing: the mechanics of plastron respiration Journal of Fluid Mechanics, , 608, 275-296

Günther, H. (1992): Atmungsbiologie von Wasserinsekten Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereins , 17, 169-189

Hinton, H. (, 1976): Plastron respiration in bugs and beetles Journal of Insect Physiology, 22, 1529-1550

Thorpe, W. H. (1950): Plastron respiration in aquatic insects Biological Reviews,, 25, 344-390

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 Oldenburg), Hardegsen 2010

Microcystin – Gift oder Nahrung für aquatische heterotrophe Bakterien?

Claudia Dziallas[1] *& Hans-Peter Grossart*[2]

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland; [1]dziallas@igb-berlin.de; [2]hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Microcystin, heterotrophe Bakterien, Temperatur

Einleitung

In den warmen Sommermonaten treten in den Gewässern Mitteleuropas häufig Massenentwicklungen von Cyanobakterien auf. Diese sind nicht nur vom Erscheinungsbild und Geruch her störend, sondern können auch für Mensch und Tier toxisch sein. Die Funktion der Cyanotoxine ist jedoch weitgehend unbekannt, sie können sich aber auf heterotrophe Bakterien wachstumshemmend auswirken (Valdor & Aboal, 2007).

Stämme des Cyanobakteriums *Microcystis aeruginosa* produzieren das Hepatotoxin Microcystin (MC). Dieses wirkt auf Säugetiere wie auch den Menschen lebertoxisch (Nishiwaki-Matsushima et al. 1992). Des Weiteren wurden mittlerweile um die 70 verschiedene Kongenere dieses Giftes mit unterschiedlicher Toxizität beschrieben (Spoof et al. 2003). Das häufigste davon ist Microcystin-LR, auf dem auch der Grenzwert der WHO für Trinkwasser mit 1,0 µg / L beruht. Allerdings treten aufgrund zunehmender Eutrophierung und globaler Erwärmung immer häufiger Blüten dieses Cyanobakteriums auf – insbesondere auch in Trinkwasserreservoiren von Entwicklungs- und Schwellenländer wie beispielsweise China.

Ein Punkt, der bisher geringe Beachtung fand, war die Auswirkung von Microcystin auf die Bakteriengemeinschaft aber auch auf unterschiedliche Bakterienstämme. Neben der direkten Belastung durch das Toxin Microcystin-LR haben wir auch auf mögliche Reaktionsänderungen bei unterschiedlichen Temperaturen geschaut sowie auf die Auswirkung von Microcystin-LR in Konkurrenzansätzen.

Material und Methoden

Bakterienisolate

Aus toxigenen und nicht-toxigenen Kulturen von *Microcystis aeruginosa* haben wir heterotrophe Bakterien isoliert, indem wir 100µl der Kultur auf Platten mit DEV-Medium ausgestrichen haben. Die dann gewachsenen Bakterien wurden vereinzelt und sequenziert. Für die weiteren Versuche wurden folgende Bakterien verwendet, die jeweils sowohl aus einer toxigenen als auch aus einer nicht-toxigenen Cyanobakterienkultur stammen: *Sphingomonas* sp. (Alphaproteobacteria), *Pseudonocardia* sp. und *Pimelobacter simplex* (Actinobacteria).

Versuchsdurchführung

Die Bakterienisolate wurden jeweils in zwei Komplexmedien (DEV und R2A) in Flüssigkultur gehalten. Der Versuch wurde dann mit beiden Medien und den einzelnen Isolaten durchgeführt. Die Bakterien wurden während ihrer exponentiellen Wachstumsphase in Flüssigmedium überimpft und dann vier Tage lang inkubiert. Dabei wurden Ansätze ohne Microcystin-LR sowie mit 2 µg / L und 17 µg / L Microcystin-LR durchgeführt und dies auf drei Temperaturen: 20, 26 und 32°C.

Zu Versuchsbeginn und nach vier Tagen wurde Material für die bakterielle Proteinproduktion (BPP), Zellzahl, transparente Exopolymere (TEPs), Partikelgröße, pH-Messung, Kohlenhydrate- und Microcystinbestimmung abgenommen. Die Auswertung der Kohlenhydrate und Microcystinkonzentration bei Versuchsende stehen noch aus. Die Zellzahlen wurden mit einem Durchflusszytometer bestimmt, TEPs mit Hilfe mikroskopischer Aufnahmen nach der Färbung mit Alcianblau.

Ferner wiederholten wir diesen Versuch als Konkurrenzexperiment. Dabei wurde der jeweils aus der toxigenen Kultur isolierte Bakterienstamm mit dem grün-fluoreszierenden Plasmid (GFP) markiert. Dieser Versuch fand in DEV-Flüssigmedium statt. Die Zellen mit GFP und ohne konnten deutlich vom Durchflusszytometer unterschieden werden (Abb.1).

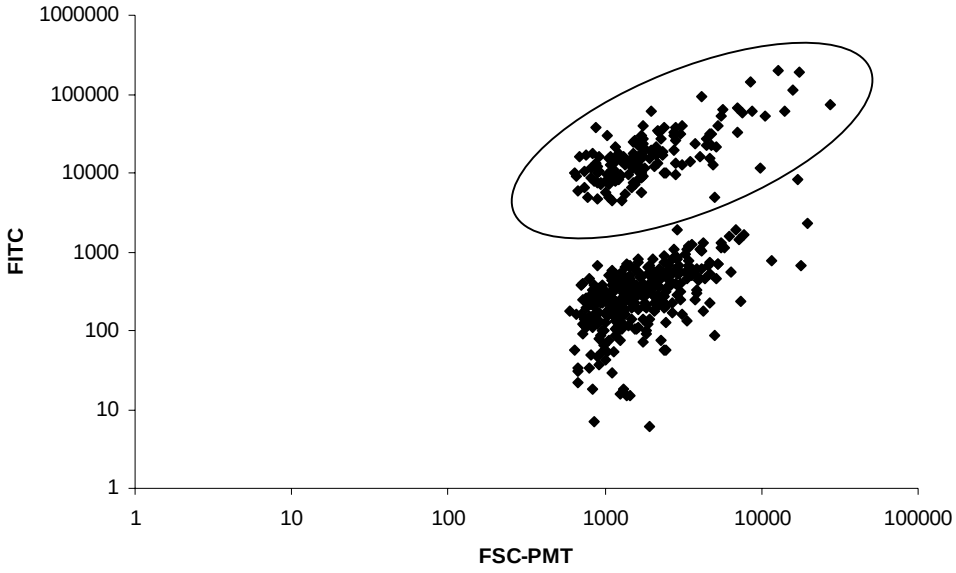


Abb. 1: Ergebnisse des Durchflusszytometers: Relative Größe ist auf der Abszisse aufgetragen, Fluoreszenz, die durch den Grünlaser detektiert wird, auf der Ordinate. Die eingekreisten Bakterien haben das GFP in sich.

Ergebnisse und Diskussion

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die ausgewählten Bakterienstämme auch bei hoher Microcystinkonzentration wachsen konnten, jedoch hat nur die Temperatur einen signifikanten Effekt auf das Wachstum (Abb. 2). Generell konnten keine signifikanten Unterschiede im Wachstum zwischen Stämmen, die an Microcystin gewöhnt sind (also aus einer toxigenen Cyanobakterienkultur isoliert wurden), und denen, die nicht aus einer toxigenen Kultur stammen, festgestellt werden.

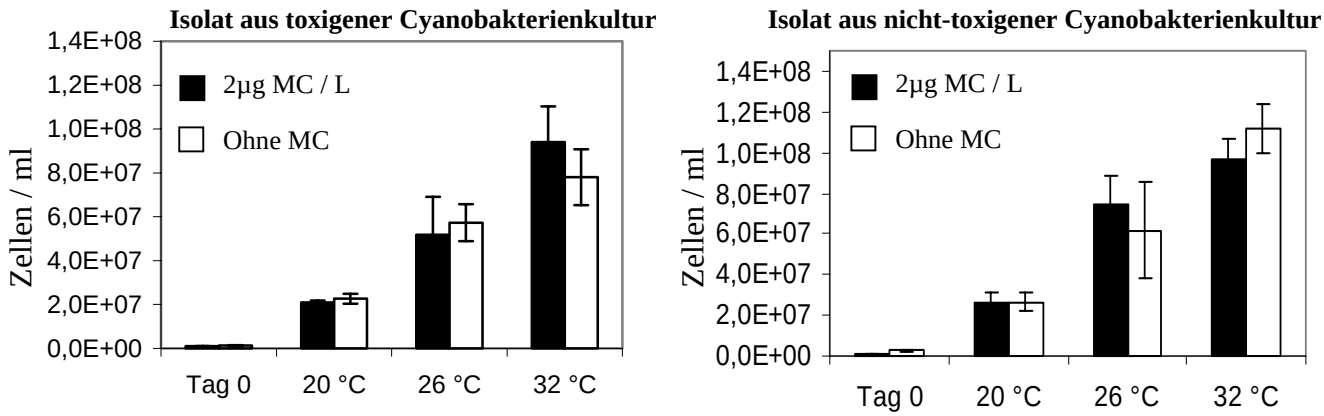


Abb. 2: Zellzahlen von *Pimelobacter simplex*.

Auch bei der BPP, Partikelgröße und pH unterscheiden sich weder die einzelnen Stämme noch die unterschiedlichen Microcystinansätze voneinander. Die TEPs hingegen sind stark davon beeinflusst, ob Microcystin hinzugegeben wurde oder nicht (Abb. 3). Bei der TEP-Produktion ist weiterhin interessant, dass die Bildung bei Isolaten aus nicht-toxigenen Cyanobakterienkulturen bei Zugabe von Microcystin stärker inhibiert wird als bei gewöhnten Stämmen.

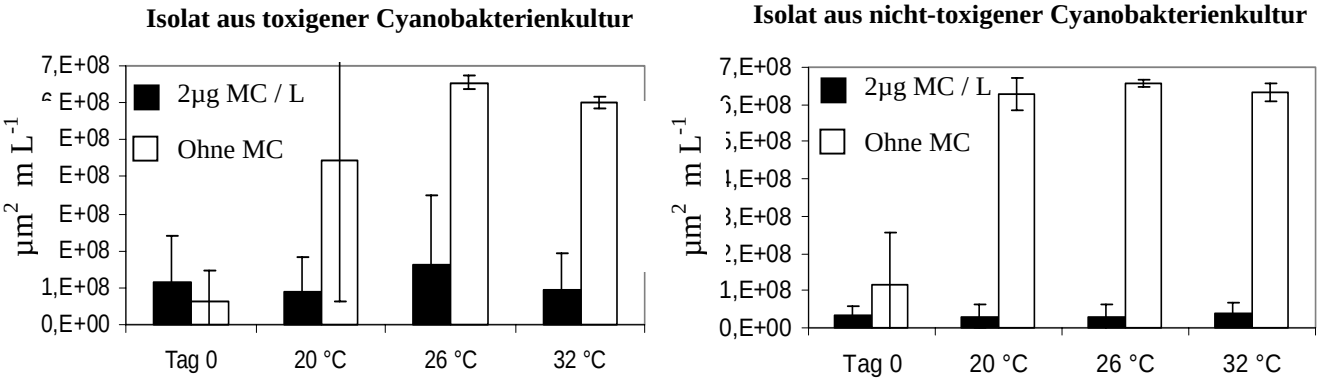


Abb. 3: Produzierte transparente Exopolymere (TEPs) von *Pimelobacter simplex*.

Der Konkurrenzversuch gleicher Bakterienisolate, die einmal aus einer toxigenen und einmal aus einer nicht-toxigenen Cyanobakterienkultur stammen, zeigte, dass die Temperatur ausschlaggebend dafür ist, welches Isolat einen Konkurrenzvorteil hat (Abb. 4). Dabei ist allerdings zu beachten, dass wir diesen Versuch bisher nur für *Pimelobacter simplex* ausgewertet haben und sich der Temperatureinfluss von Art zu Art unterscheiden wird. Deutlich wird auch bei diesem Versuch, dass der Einfluss von Microcystin nicht vorhanden ist, die Temperatur sich dafür erheblich stärker auf die Konkurrenz der beiden Bakterienstämme auswirkt.

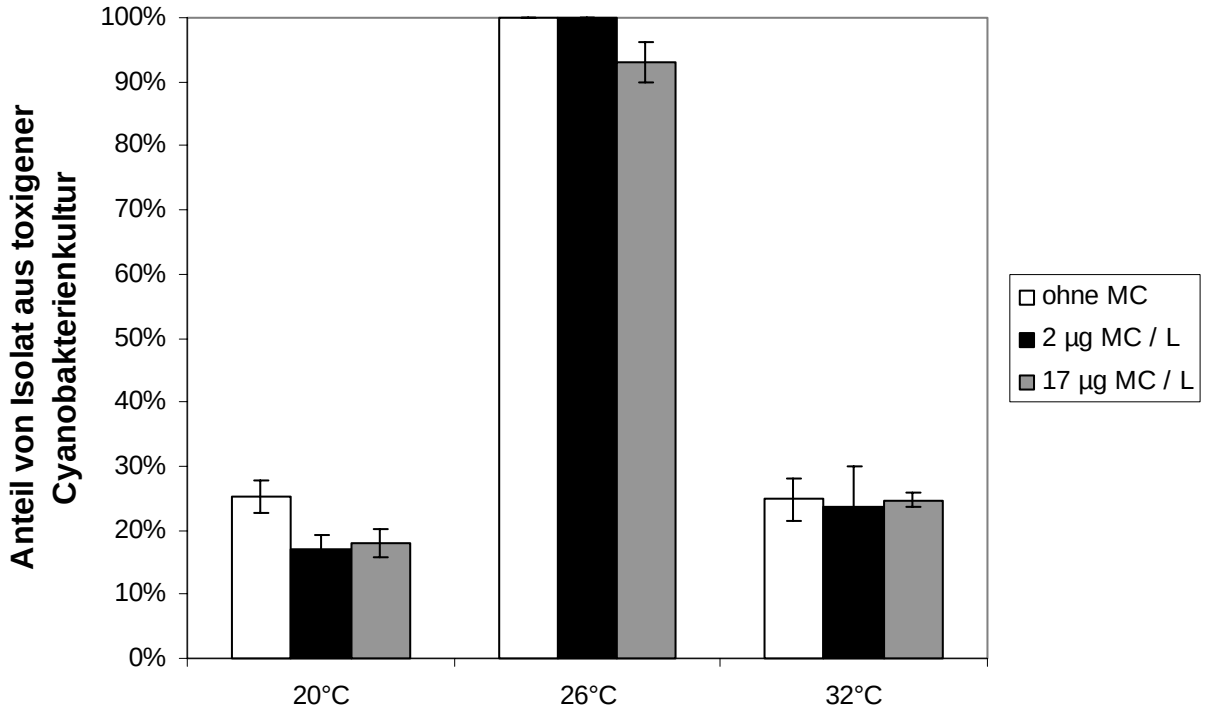


Abb. 4: Ergebnisse des Konkurrenzversuchs mit Microcystin-LR-Zugabe (MC) von *Pimelobacter simplex*.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Mit diesem Versuchsansatz konnte gezeigt werden, dass sich die Zugabe von Microcystin-LR erheblich geringer auf die getesteten Bakterienstämme auswirkt als die Inkubationstemperatur. Lediglich die Produktion von TEPs wird stark beeinflusst – bei allen drei getesteten Temperaturen. Auch konnte bei den TEPs gezeigt werden, dass es einen Unterschied zwischen Isolaten, die aus einer toxigenen Cyanobakterienkultur stammen, und jenen, die aus einer nicht-toxigenen isoliert wurden, gibt. Der Konkurrenzversuch zeigt ebenfalls eine starke Temperaturabhängigkeit. Dies bedeutet, dass ohne Nährstofflimitation kein Konkurrenzvorteil für an Microcystin-LR gewöhnte Bakterien zu existieren scheint. Untersuchungen bei Nährstofflimitation, wo Microcystin eine Kohlenstoffquelle für die Bakterien sein könnte, sollen folgen.

Danksagung

Wir möchten uns ganz herzlich bei Solvig Pinnow für die technische Unterstützung bedanken. Für die finanzielle Unterstützung des Projekts danken die Autoren der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG; GR 1540/11-1,2). Die Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Doktorarbeit am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Neuglobsow zur Untersuchung von mikrobiellen Interaktionen unter dem Aspekt der globalen Erwärmung (Aquashift).

Literatur

Nishiwaki-Matsushima, R, Ohta, T, Nishiwaki, S, Suganuma, M, Kohyama, K, Ishikawa, T, Carmichael, WW & Fujiki, H (1992): Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. Journal of Cancer Research and Clinical Oncology 118 (6): 420-424.

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.

Valdor, R & Aboal, M (2007): Effects of living cyanobacteria, cyanobacterial extracts and pure microcystins on growth and ultrastructure of microcalgae and bacteria. Toxicon 49: 769-779.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Aktinobakterien in unterschiedlichen aquatischen Systemen

Hans-Peter Grossart[1], Claudia Dziallas[2], Karin Holmfeldt[3], Lasse Riemann[4] & Martin Allgaier[5]

1,2 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland; 3,4Department of Natural Sciences, University of Kalmar, S-391 82 Kalmar, Sweden; 5DOE Joint Genome Institute; 2800 Mitchell Drive; Walnut Creek, CA 94598; USA; 1hgrossart@igb-berlin.de; 2dziallas@igb-berlin.de; 3Karin.Holmfeldt@hik.se; Lasse.Riemann@hik.se; 5MAllgaier@lbl.gov

Keywords: Aktinobakterien, Salinität, mikrobielle Gemeinschaft, Seen, Ästuare, Ostsee

Einleitung

Aktinobakterien sind sehr zahlreich in pelagischen Habitaten von Seen der gemäßigten Zone und repräsentieren dort eine große Fraktion (30-70%) der gesamten Bakterien (Warnecke et al., 2005; Allgaier and Grossart, 2006). Es gibt verstärkt Hinweise darauf, dass sie eine Schlüsselrolle im Nährstoff- und Energiekreislauf von Süßgewässern aber auch von Ästuaren spielen (Sharma et al., 2008). Süßwasser-Aktinobakterien gehören hauptsächlich zu den Clusters *ac*I-*ac*IV (Warnecke et al., 2004) und unterscheiden sich genetisch von solchen in Ästuaren und marinen Systemen. Darüber hinaus wird vermutet, dass das Auftreten und die Zusammensetzung der Aktinobakterien-Gemeinschaft vom pH, der UV-Strahlung, von Algenblüten und anderen Faktoren bestimmt werden.

Aktinobakterien sind jedoch selten in marinen Systemen anzutreffen. Trotzdem können sie bedeutende Anteil der gesamten Bakteriengemeinschaft in autochthonen Ästuargemeinschaften der zentralen Ostsee ausmachen (Riemann et al., 2008). Obwohl überwiegend mit den typischen Süßwasser-Aktinobakterien Clustern verwandt, können diese Aktinobakterien auch bei Salinitäten bis mindestens ~6 PPT noch gut wachsen. Die große phylogenetische Diversität der Süßwasser-Aktinobakterien (e.g., Warnecke et al., 2004; Allgaier et al., 2007) spiegelt sich vermutlich eher in der Dynamik von Subpopulationen wider. In der Tat treten in schwedischen Seen die Aktinobakterien überwiegend im *ac*I Cluster auf. Während Subcluster *ac*I-A durch einen hohen pH begünstigt wird, wird Subcluster *ac*I-B durch einen niedrigen pH begünstigt (Lindström et al., 2005). Diese Subcluster können noch in weitere, vor allem dem Subcluster *ac*I-A angehörige Gruppen (AII and AVI) unterteilt werden, die alle bei einem hohen pH gefunden werden (Newton et al., 2007). Diese Befunde fordern Studien zur genauen Zusammensetzung von Aktinobakterien geradezu heraus, besonders auf einem sehr hochaufgelösten phylogenetischen Level, um die genauen regulierenden Faktoren dieser dominanten Bakterien zu verstehen.

Der nördlichste Teil der Ostsee, der bothnische Meerbusen, besteht aus der „Bothnian Bay“ und der „Bothnian Sea“, die durch eine unterseeische Schwelle voneinander getrennt sind. Der Einstrom von Süßwasser führt zur Bildung eines ausgeprägten Salinitätsgradienten von ~0-6 PPT von Nord nach Süd als auch in anderen Gradienten chemischer als auch biologischer Faktoren. Z.B., besteht in der „Bothnian Bay“ eine Kombination von niedrigem Phosphat (P) und hohem anorganischen Stickstoff (N), während in der „Bothnian Sea“ das N:P Verhältnis unter den Redfield Wert fällt.

Diese dramatischen Unterschiede in einer Distanz von nur ~600 km bietet ideale Bedingungen, um die bakterielle Antwort auf diese Umweltgradienten auf der phylogenetischen Ebene zu untersuchen.

Hier stellen wir die Hypothese auf, dass der negative Effekt der Salinität auf die Abundanz der Süßwasseraktinobakterien durch Veränderungen in ihrer Zusammensetzung auf dem Subcluster Level begleitet wird. Entlang von 2 Transekten, die von Flussstationen bis in die offene See im nördlichen bothnischen Meerbusen reichen, wurden Umweltparameter entlang von Gradienten verglichen und die spezifische Zusammensetzung der Aktionbakterien-Gemeinschaft erfasst. Wir konnten zeigen, dass Aktinobakterien auch in der Ostsee eine abundante, aktive und phylogenetisch höchst diverse Bakterienfraktion darstellt.

Material und Methoden

Beprobungsgebiet und Probennahme

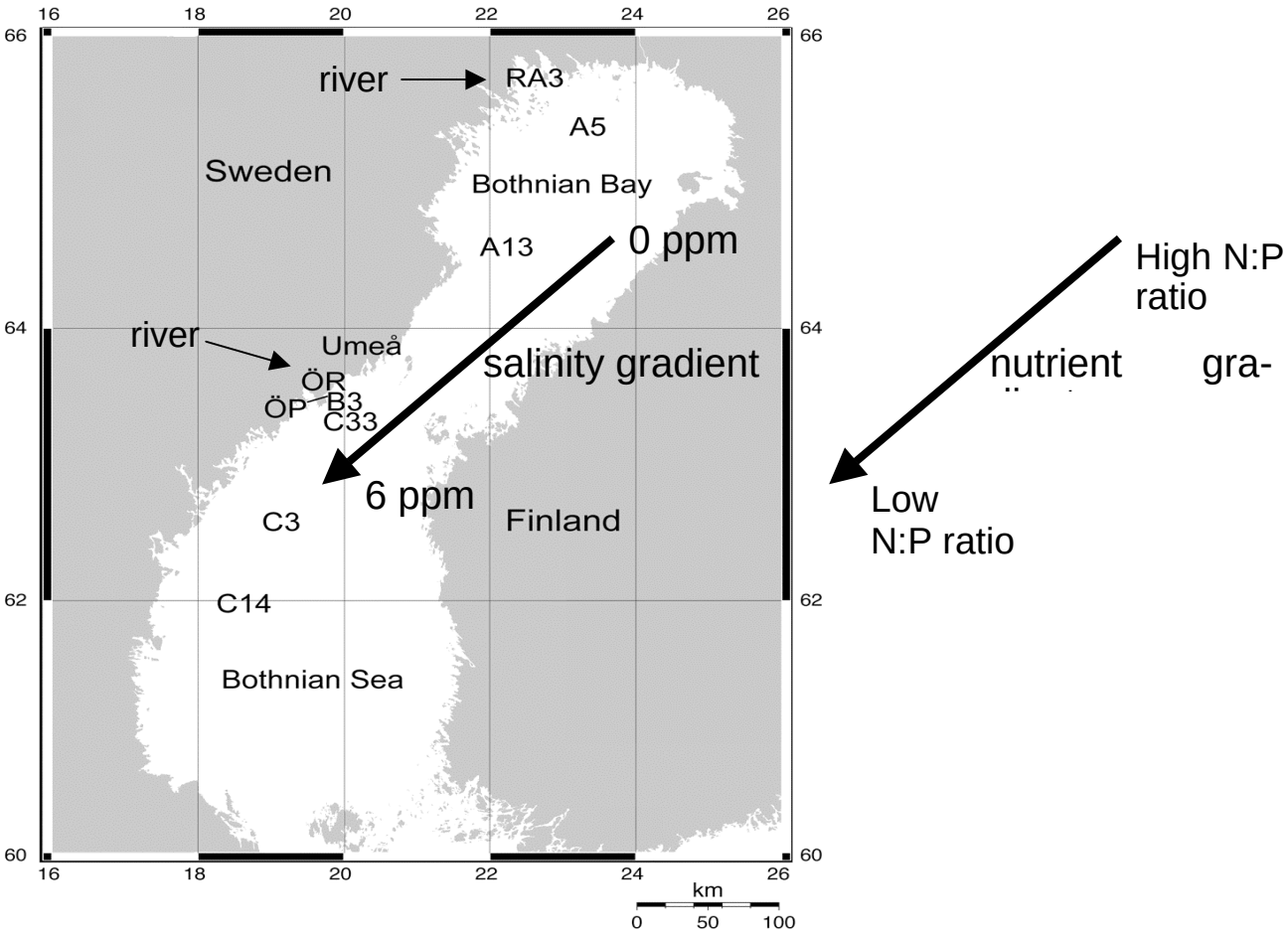


Abb. 1: Beprobungsgebiet und Gradienten wichtiger Umweltvariablen in der nördlichen Ostsee.

Wasser von ca. 1 m Tiefe wurde an der Station ÖR in etwa 2 km Entfernung zur Flussmündung mittels eines Ruttner Schöpfers in der Mitte des Flusses genommen. Die Temperatur wurde mittels eines manuellen Thermometers gemessen. Das Wasser der anderen Stationen wurde in 5 m Tiefe mit 5 L Niskin Flaschen entnommen. Temperatur- und Leitfähigkeitsprofile wurden simultan mit einer CTD Sonde gemessen. Die genommenen Wasserproben wurden bei *in situ* Temperatur (±

1˚C) vor Sonnelicht geschützt gelagert und innerhalb von 4 h verarbeitet. Der ausgedehnte Transekt im Jahr 2007 war Teil des Schwedischen marinen Monitoring Programmes (Swedish Environmental Protection Agency). Die genaue Lage aller beprobten Stationen und der wichtigsten Umweltgradienten kann in **Abbildung 1** gesehen werden.

Chemische Analysen

Proben für Tot-P und Tot-N (nur großes Transekt 2007) wurden GF/F filtriert und in 15 ml Polypropylene Röhrchen eingefroren und mit einem Bran & Luebbe TRAACS 800 Autoanalyzer mit Standardmethoden analysiert. TOC wurde für das kurze Transekt 2006 gemessen, während DOC (GF/F filtriert) für das große Transekt 2007 analysiert wurde. Für TOC wurden 12 ml Proben in 15 ml Polypropylene Röhrchen eingefroren und mit einemShimadzu TOC-5000 high temperature catalytic oxidation Instrument gemessen. DOC, Chl *a* und pH wurden entsprechend der HELCOM Standards bestimmt.

Mikrobiologische Analysen

Die Abundanz spezifischer Aktinobakteriengruppen wurde mittels der CARD-FISH (catalyzed reporter deposition fluorescence *in situ* hybridization) bestimmt. Die Struktur der Aktinobakterien-Ggemeinschaft wurde mittels der Extraktion von DNA und RNA und der Amplifikation eines Teilstück des 16S rRNA-Gens bzw. der 16S rRNA (cDNA) mit Hilfe von PCR (Polymerasekettenreaktion) bestimmt. Danach wurde das Fingerprintverfahren DGGE (denaturierende Gradientengelelektrophorese) verwendet, um die Gemeinschaften der Aktinobakterien zu charakterisieren. Dies geschah sowohl auf DNA- als auch auf cDNA-Ebene, um sowohl die anwesende (DNA) als auch die aktive (cDNA) Gemeinschaft zu analysieren und miteinander zu vergleichen. Des Weiteren wurden DGGE-Banden ausgeschnitten und die entsprechende DNA reamplifiziert und sequenziert, um so dominante Vertreter der Aktinobakterien zu identifizieren. Zusätzlich wurden Clusteranalysen mit dem Dice-Algorhythmus (Vergleich Anwesenheit/Abwesenheit der DGGE-Banden) durchgeführt, um mittels NMS-Analysen (non-metric-scaling) Ähnlichkeiten zwischen den genommenen Proben darzustellen. Ferner wurden Klonbibliotheken von der 16S rRNA der Aktinobakterien von ausgewählten Proben hergestellt und die daraus resultierenden Sequenzen miteinander verglichen und phylogenetisch ausgewertet.

Ergebnisse und Diskussion

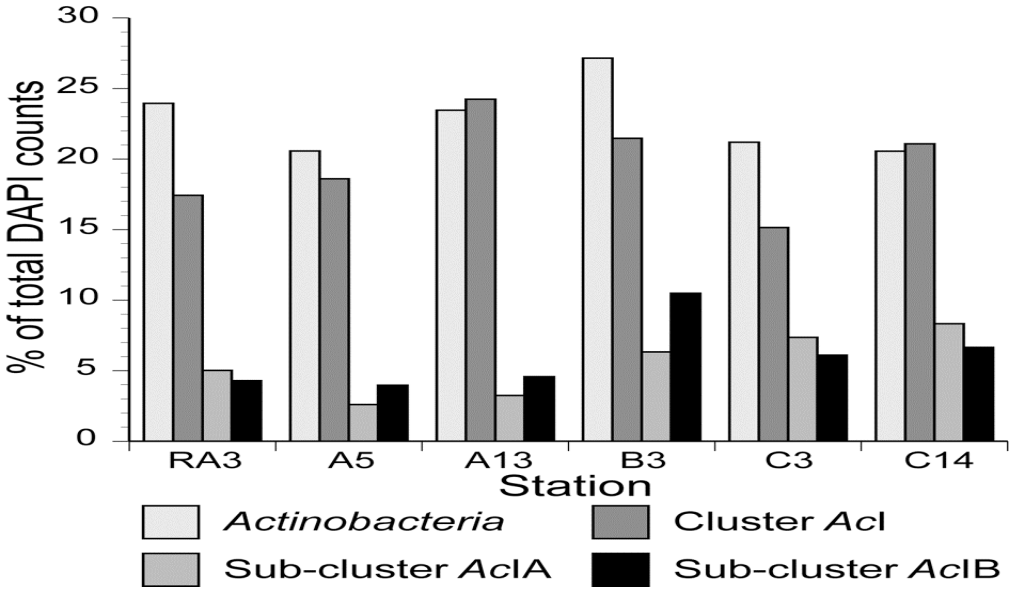


Abb. 2: CARD-FISH Analyse der Aktinobakterien-Gemeinschaften des grossen Transekts 2007.

Aktinobakterien Abundanz und Diversität

Die Abundanz der Bakteriengemeinschaft von Bacteria und Aktinobakterien entlang der beiden beprobten Transekte in der nördlichen Ostsee sind in Abbildung 2 dargestellt. Quantitative (CARD-FISH) und qualitative (DGGE und clone libraries) Analysen der Aktinobakterien-Gemeinschaft wurden mit den gemessenen Umweltvariablen verglichen. Actinobakterien trugen zwischen 22-27% der gesamten Bakterienzahl bei, wobei ihre Abundanz deutlich mit der Temperatur variierte. Die Analyse der 549 Actinobakterien 16S rRNA Sequenzen der 4 clone libraries deutet ebenfalls auf die Dominanz der Süßwasser-Aktinobakterien Cluster acI und acIV. Zwei neue Subclustern (acI-B scB-5 und acIV-E) konnten bestimmt werden (Abbildung 3). Während acI Aktinobakterien an allen Stationen vorkamen, traten Aktinobakterien der Cluster acII und acIV nur an bestimmten Stationen auf und waren eng mit dem DOC (dissolved organic carbon) und dem Chl a (Chlorophyll a) korreliert. Das Vorherrschen der acI-A and acI-B Subcluster änderte sich mit der Konzentration des gesamten Phosphors (Tot-P) sowie dem Chl a. Die Struktur der Bacteria und der Aktinobakterien-Gemeinschaft variierte zwischen den Flussstationen und allen anderen Stationen und war eng mit den Unterschieden in DOC, Chl a und bakterieller Produktion verknüpft.

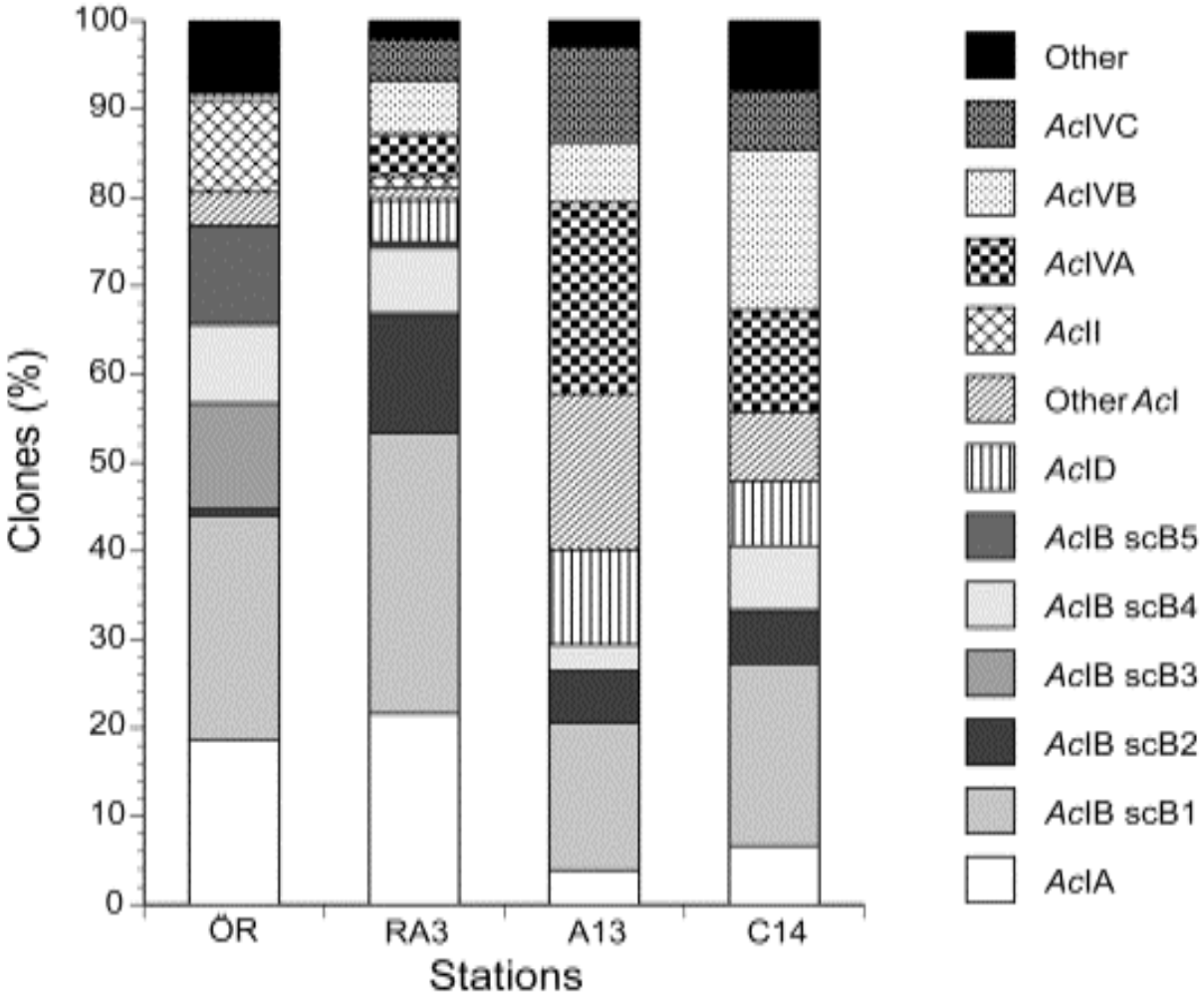


Abb. 3: Clone libraries der Aktinobakterien-Gemeinschaften an 4 Stationen (Transekt 2007).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Untersuchungen sowohl der Abundanz als auch des Vorkommens bestimmter Aktinobakterien Phylotypen in verschiedenen Seen aus unterschiedlichen geographischen und klimatischen Regionen sowie der Ostsee mit CARD-FISH, DGGE und clone libraries zeigen ausgeprägte Unterschiede zwischen freien und partikel-assoziierten Aktinobakterien-Gemeinschaften. DOC, Chlorophyll a als auch Gesamtphosphat haben einen starken Einfluss auf das Auftreten bestimmter Aktinobakteriengruppen. Es existieren deutliche Unterschiede in der Aktinobakterien-Gemeinschaft zwischen Flüssen, Seen und der Ostsee. Die Zusammensetzung der aktiven Aktinobakterien (cDNA) wurde in der Ostsee jedoch besonders durch die Salinität und durch das Gesamtphosphat beeinflusst. Unsere Studien und ein Vergleich mit Literaturdaten zeigen, dass es notwendig ist, die Dynamik der Aktinobakterien auf dem Cluster oder sogar auf dem Sub-Cluster Niveau zu verfolgen, um einen tieferen Einblick in die Faktoren zu erhalten, die sowohl Vorkommen als auch Aktivität der Aktinobakterien-Gemeinschaften in aquatischen Systemen bestimmen.

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung des Projekts danken die Autoren dem DAAD/STINT, der den intensiven Austausch zwischen den Laboren in Schweden und Deutschland ermöglichte (PPP-Schweden), und der Deuteschen Forschungsgemeinschaft (DFG; GR 1540/11-1,2, GR1540/12-1).

Literatur

Allgaier, M. & Grossart, H.P. (2006): Diversity and seasonal dynamics of actinobacteria populations in four lakes in northeastern Germany. Appl Environ Microbiol 72: 3489-3497

Allgaier, M., Bruckner, S., Jaspers, E. & Grossart, H.P. (2007): Intra- and inter-lake variability of free-living and particle-associated Actinobacteria communities. Environ Microbiol 9: 2728-2741

Lindström, E.S., Kamst-Van Agterveld, M.P. & Zwart, G. (2005): Distribution of typical freshwater bacterial groups is associated with pH, temperature, and lake water retention time. Appl Environ Microbiol 71: 8201-8206

Newton, R.J., Jones, S.E., Helmus, M.R. & McMahon, K.D. (2007): The Phylogenetic ecology of the freshwater acI lineage. Appl Environ Microbiol 73: 7169-7176

Riemann, L., Leitet, C., Pommier, T., Simu, K., Holmfeldt, K., Larsson, U. & Hagström, Å. (2008): The native bacterioplankton community in the central Baltic Sea is influenced by freshwater bacterial species. Appl Environ Microbiol 74: 503-515

Sharma, A.K., Zhaxybayeva, O., Papke, R.T. & Doolittle, W.F. (2008): Actinorhodopsins: proteorhodopsin-like gene sequences found predominantly in non-marine environments. Environ Microbiol 10: 1039-1056

Warnecke, F., Amann, R. & Pernthaler, J. (2004): Actinobacterial 16S rRNA genes from freshwater habitats cluster in four distinct lineages. Environ Microbiol 6: 242-253

Warnecke, F., Sommaruga, R., Sekar, R., Hofer, J.S. & Pernthaler, J. (2005): Abundances, identity, and growth state of actinobacteria in mountain lakes of different UV transparency. Appl Environ Microbiol 71: 5551-5559

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Mögliche Auslöser der saisonal unterschiedlichen Lebenszyklus-Strategien von *Limnomysis benedeni*

Almut J. Hanselmann & Karl-Otto Rothhaupt

Limnologisches Institut Universität Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, almut.hanselmann@uni-konstanz.de

Keywords: Mysida, Schwebgarnele, Prädation, Barsch, *Perca fluviatilis*

Einleitung

Limnomysis benedeni, die Donauschwebgarnele, stammt ursprünglich aus dem Schwarzmeergebiet (Bacescu 1954) und hat sie sich bereits über weite Teile Europas ausgebreitet (Wittmann 2007, Wittmann & Ariani 2008, Audzijonyte et al. 2009). Seit Herbst 2006 ist sie im Bodensee nachgewiesen (Fritz et al. 2006). Über ihre Ökologie im Freiland ist jedoch wenig bekannt. Laborexperimente zum Fraßverhalten haben bereits eine Präferenz zu feinen Partikeln wie Periphyton oder einzelligen Algen als Nahrung und Habitatwahl-Versuche eine zu strukturierten Habitaten wie Makrophyten oder Dreissena-Steinen gezeigt (Gergs et al. 2008). Freilandbeobachtungen stützen die Einschätzung als nekto-benthische Art (Dediu 1966, Weish & Türkay 1975, Lesutiene et al. 2005, Porter et al. 2008). Darüber hinaus ist ihre Rolle im Nahrungsnetz des Bodensees (und damit mögliche Prädation oder Konkurrenz) ebenso wenig bekannt wie der komplette Lebenszyklus an sich und ob bzw. wie diese Faktoren sich gegenseitig bedingen. In voran gegangenen Untersuchungen gab es erste Erkenntnisse, die einen starken Einfluss der Temperatur auf den Lebenszyklus und eine erste Saisonalität dessen zeigten (Hanselmann et al. 2009). Als weiterer beeinflussender Faktor wurde die Prädation auf L. benedeni untersucht. Da Mysida generell als gutes Fischfutter gelten (Mauchline 1980, 1982, Specziár 2005) kommen im Ökosystem Bodensee als weitere mögliche Prädatoren Fische in Frage. Sie könnten sowohl einen direkten Fraßdruck ausüben als auch einer der Faktoren sein, die den Lebenszyklus der Art beeinflussen. In dieser Untersuchung wurde zum einen der Lebenszyklus von L. benedeni im Freiland untersucht wie auch der darauf mögliche Einfluss durch Fisch-Prädation.

Material und Methoden

Die untersuchte Probestelle lag im östlichen Teil des Bodensees (Österreich) in 0,5 m Wassertiefe. Über 14 Monate hinweg (10/2007-11/2008) wurde die Entwicklung der Population im Freiland in einem Intervall von 3-5 Wochen verfolgt. Dazu wurde ein Subsample der Art aus qualitativen Fängen längenvermessen (Apex bis Telson). Parallel zu den Freilandfängen konnte sich eine Population von *L. benedeni* in einem Mesokosmos (2 x 2 x 0,5 m) mit Seewasserdurchfluss sechs Monate (05/2008-10/2008) ohne direkten Prädationsdruck entwickeln. Diese wurde direkt mit der Freilandpopulation verglichen. Um den Einfluss der Fische im Freiland zu untersuchen wurde gleichzeitig zu den Freilandfängen von *L. benedeni* die Anwesenheit der Fische registriert. Von Fischen aus anschließenden Strandwadenfängen an zwei Terminen (8.7.2009 und 29.7.2009) wurde der Magen-

inhalt untersucht. Dabei wurden alle gefressenen Arten identifiziert und es wurde festgehalten, welche Art im jeweiligen Magen dominierte.

Ergebnisse & Diskussion

Die Populationsbeobachtungen zeigen zwei saisonal unterschiedliche Lebenszyklen von *L. benedeni*. Im Winter findet keine Reproduktion statt, die Population wird von Adulten dominiert, welche im Frühjahr ihre maximale Körperlänge erreichen. Ab Mai sind die ersten Juvenilen zu finden und die Zahl der großen Adulten ist stark rückläufig. Über den Sommer hinweg reproduziert sich die Population kontinuierlich, die Adulten erreichen jedoch nur ca. 2/3 der Größe der Adulten im Frühjahr. Sie sind beim Erreichen der Geschlechtsreife auch kleiner als die Frühjahrstiere. Im Sommer wird die Population von juvenilen Tieren dominiert. Im Herbst stoppen die Adulten die Reproduktion und werden wieder größer, die Juvenilen werden wieder weniger. Im Mesokosmos ohne Fisch-Prädation zeigte sich ein ähnliches Bild, jedoch mit dem Unterschied, dass die Population auch im Sommer von Adulten dominiert ist. Diese Adulten bleiben ebenfalls klein und erreichen nicht die Länge wie im Frühjahr. Damit wird deutlich, dass die Populationsveränderungen endogen verursacht sind, dass *L. benedeni* also zwei unterschiedliche Lebenszyklusstrategien hat. Das Phänomen der fehlenden Adulten im Sommer wird hierdurch jedoch nicht erklärt. Es muss durch einen äußeren Faktor verursacht werden.

Von Juli bis September waren an der Probestelle hauptsächlich juvenile (0+) Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) zu finden. Aus den Mageninhaltsuntersuchungen ergab sich an beiden Terminen eine Dominanz von *L. benedeni* bei nahezu 50 % der Fische. Insgesamt hatten 2/3 aller Flussbarsche *L. benedeni* im Magen. Bei genauerer Einteilung der Mysida in adulte und juvenile Tiere zeigte sich bei der Präferenz der Flussbarsche eine andere Verteilung als im Freiland vorhanden war. Die adulten *L. benedeni* waren in den Mägen deutlich überrepräsentiert. Dies könnte auf eine größenselektive Prädation der Fische auf *L. benedeni* hinweisen, was aber noch genauer mit Hilfe von Laborversuchen untersucht werden muss.

Das Fehlen der adulten Freiland-Tiere im Sommer könnte somit durch direkte Fisch-Prädation verursacht sein. Dieser Prädationsdruck kann jedoch nicht verantwortlich dafür sein, dass die Adulten kleiner bleiben. Im Mesokosmos erreichten sie die gleiche Körperlänge wie im Freiland, außerdem sind die Sommertiere mit kleinerer Körperlänge bereits geschlechtsreif. Damit bestätigt sich, dass *L. benedeni* in Abhängigkeit von der Saison einen Lebenszykluswechsel vollzieht. Wodurch dieser Wechsel direkt ausgelöst wird, ist nicht bekannt. Mögliche Trigger könnten die Temperatur oder die Tagesperiodik sein. Es liegt jedoch nahe, dass die Fisch-Prädation in den Sommermonaten die Ursache dafür sein könnte.

Zusammenfassung

L. benedeni zeigt zwei saisonal unterschiedliche Lebenszyklusstrategien. Im Winter wachsen die Adulten und dominieren die Population, im Sommer bleiben sie klein und reproduzieren sich. Die Population wird von juvenilen Tieren dominiert. Mesokosmos-Experimente zeigten, dass Fisch-Prädation nur für das Fehlen der großen Längenklassen verantwortlich sein kann, nicht jedoch für die verminderte Größe der Adulten. Die Präsenz von 0+ Flussbarschen an der Probestelle und der Inhalt der Flussbarsch-Mägen bestätigten dieses Bild und legen die Vermutung nahe, dass die Flussbarsche eine größenselektive Prädation auf die großen Längenklassen ausüben.

Danksagung

Unser Dank gilt Reiner Eckmann, Monika Friedel, René Gergs, und Philipp Menzel für ihre Hilfe und Unterstützung. Diese Arbeit wurde im Rahmen einer Doktorarbeit durchgeführt.

Literatur

Audzijonyte, A., Wittmann, K.J., Ovcarenko, I. & Väinölä, R. (2009) Invasion phylogeography of the Ponto-Caspian crustacean Limnomysis benedeni dispersing across Europe. Diversity and Distributions, 15, 346-355.

Bacescu, M. (1954) Crustacea: Mysidacea. Fauna Republicii Populare Romine, 4, 1-126.

Dediu, I.I. (1966) Répartition et caractéristique écologique des Mysides des bassins des rivièrs Dniestr et Pruth. Revue roumaine de Biologie / Serie de Zoologie, 11, 233-239.

Fritz, B., Nisch, A., Wittkugel, C. & Mörtl, M. (2006) Erstnachweis von Limnomysis benedeni Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). Lauterbornia, 58, 157-160.

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

Hanselmann, A.J., Gergs, R. & Rothhaupt, K.O. (2009) Saisonale Änderungen des Life-Cycle von Limnomysis benedeni im Bodensee. DGL-Tagungsbericht 2008, 390-392.

Lesutiene, J., Gasiunaite, Z.R. & Griniene, E. (2005) Habitat-induces Heterogeneity in the Curonian Lagoon Littoral Assemblages: Mysids, Juvenile Fish and Plancton Crustaceans. Acta Zoologica Lituanica, 15, 312-323.

Mauchline, J. (1980) The biology of Mysida. Advances in Marine Biology, 18, 1-369.

Mauchline, J. (1982) The predation of mysids by fish on the Rockall Trough, northeastern Atlantic ocean. Hydrobiologia, 93, 85-99.

Porter, M.L., Meland, K. & Price, W.W. (2008) Global diversity of mysids (Crustacea-Mysida) in freshwater. Hydrobiologia, 595, 213-218.

Specziár, A. (2005) First year ontogenetic diet patterns in two coexisting Sander spezies, S. lucioperca and S. volgensis in Lake Balaton. Hydrobiologia, 549, 115-130.

Weish, P. & Türkay, M. (1975) Limnomysis benedeni in Austria with considerations on its colonization history (Crustacea: Mysidacea). Archiv für Hydrobiologie / Supplement, 44, 480-491.

Wittmann, K.J. (2007) Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube river systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland. Revue Suisse de Zoologie, 114, 65-86.

Wittmann, K.J. & Ariani, A.P. (2008) Reappraisal and range extension of non-indigenous Mysidae (Crustacea, Mysida) in continental and coastal waters of eastern France. Biological Invasions, 11, 401-407.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) – Die Wehrdrüsensekrete im Vergleich

Klaus-Gerhard Kirstein[1] & Peter Martin[2]

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, [1]Abt. Evolutionsökologie und –genetik, [2]Abt. Limnologie, Ohlshausenstr. 40, D-24098 Kiel, Deutschland, kg-kirstein@gmx.net, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Fraßschutz, Fraßexperimente, Stichling, Allomone, Sekretanalyse

Einleitung

Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) besitzen so genannte Glandularia, charakteristische Drüsen, die die Wassermilben von verwandten Milbengruppen abgrenzen (z.B. Davids et al. 2006). Von den durch diese Drüsen abgegebenen Sekrete wurde bereits seit langem angenommen, dass sie dazu dienen, eventuelle Fressfeinde zu verschrecken, d.h. dass sie als Allomon wirken (z.B. Proctor & Walter 1999). Erst in allerjüngster Zeit konnten zum einen erste Ergebnisse zur Struktur der Sekrete ermittelt werden und erstmalig konnte nachgewiesen werden, dass tatsächlich die Sekrete für die Wirkung als Fraßschutz verantwortlich zu machen sind (vgl. Kirstein & Martin 2009). Diese Arbeiten basierten u. a. auf Tests, die mit dem Sekret einer als ursprünglich geltenden Wassermilbenart (*Limnochares aquatica*) durchgeführt wurden und mit naiven Stichlingen als potentiellen Räubern, die ohne Kontakt mit Wassermilben groß geworden sind.

In Fortsetzung dieser Arbeiten wurden nun zwei Komplexe untersucht: a) Es sollte ermittelt werden, ob die Glandulariensekrete anderer Arten denen von *L. aquatica* gleichen oder anders aufgebaut sind. b) Durch Fraßexperimente mit einer Reihe von systematisch unterschiedlichen Wassermilbenarten sollte ermittelt werden, ob die Befunde von *L. aquatica* auf die Wassermilben insgesamt übertragbar sind.

Material und Methoden

Sofern nicht anders angegeben, siehe für Material und Methoden auch Kirstein & Martin (2009).

Wassermilbenarten

Die Untersuchungen der Sekrete wurden mit folgenden Arten durchgeführt: Limnocharidae: *Limnochares aquatica* (Linnaeus, 1758), Hydryphantidae: *Protzia eximia* (Protz, 1896), Sperchontidae: *Sperchon clupeifer* Piersig, 1896, *Sperchonopsis verrucosa* (Protz, 1896), Hygrobatidae: *Hygrobates nigromaculatus* Lebert, 1879, Lebertiidae: *Lebertia inaequalis* (Koch, 1837).

Für die Untersuchungen zum Fraßverhalten wurden die folgenden Arten verwendet: Hydrodromidae: *Hydrodroma* cf. *despiciens* (Müller, 1776), Hygrobatidae: *Atractides nodipalpis* (Thor, 1899), *Hygrobates fluviatilis* (Ström, 1768), Limnesiidae: *Limnesia maculata* (Müller, 1776), Pionidae: *Piona* spp. (nicht näher bestimmte Vertreter einer großen und einer kleinen Art), Arrenuridae: *Arrenurus* spp. (nicht bestimmte ♂♂ einer oder mehrerer Arten).

SDS-Gel-Elektrophorese

Die Gewinnung des Sekretes zur Analyse erfolgte dadurch, dass jeweils eine Milbe ihrem Hälterungsbecken entnommen wurde und zunächst kurz auf Löschpapier abgetrocknet wurde. Anschließend wurde sie auf einem weiteren Stück Löschpapier mit Hilfe eines Pinsels hin und her gerollt. Dieser Vorgang wurde solange wiederholt, bis ein gewisses Quantum an von den Milben gewonnene Flüssigkeit zusammengetragen worden war. Schließlich wurde das durchtränkte Löschpapier zentrifugiert. Die so gewonnene Flüssigkeit wurde als „Sekret“ bezeichnet und zu Testzwecken verwandt.

Für die Gel-Elektrophorese wurde ein Polyacylamid-Gel mit Coomassie-Färbung (SDS-Gel) angefertigt, in dem Proteine nur im vollständig denaturierten Zustand laufen. Die Expositionszeit betrug 60 min bei 95 °C in reduzierendem Laemmli-Puffer. Hier wurde das zuvor gewonnene Sekret eingebracht.

Test des Fraßverhaltens der Stichlinge gegenüber den Wassermilben

Kirstein & Martin (2009) konnten nachweisen, dass naive Stichlinge, die nie mit einer Wassermilbe zusammengetroffen sind, diese bei Erstkontakt attakieren, sie also als potentielle Beute ansehen. Mit naiven Stichlingen (Gasterosteidae: *Gasterosteus aculeatus* (Linneaus, 1758) wurde ein erster Test zum Fraßverhalten gegenüber den o. g. Wassermilben durchgeführt, indem dem Fisch eine Milbe zu Fraß angeboten wurde. Hierzu wurde jeweils ein zufällig ausgewählter Fisch in ein Aquarium verbracht, dessen Wände undurchsichtig gemacht worden waren und das mit Hilfe einer entfernbaren Trennwand in zwei gleich große Teile getrennt worden war. Dem Fisch wurde eine Adaptionszeit von 15 Min. an die neue Umgebung gewährt. Unmittelbar vor Testbeginn wurde in den nichtbesetzten Teil des Aquariums, für den Fisch nicht erkennbar, eine gleichfalls zufällig ausgewählte Milbe eingebracht, die Trennwand entfernt und das Verhalten des Fisches gegenüber der Milbe für 15 Min. per Videorekorder dokumentiert.

Die Berechnung einer einfaktoriellen Varianzanlyse (ANOVA) zur Auswertung des Angriffsverhaltens erfolgte mit SYSTAT (1990-1992).

Ergebnisse

Gel-elektrophoretische Analyse der Sekrete

Beim Sekret von *L. aquatica* kommt es zur Ausbildung einer (Doppel-) Bande bei 26 kDA (Abb.1). Das Sekret von *P. eximia* zeigt eine Bande bei 10 kDa. Bei *S. clupeifer* zeigt das Sekret 2 Banden, eine bei 31 kDa und eine weitere bei 10 kDA oder darunter. Das Sekret von S. *verrucosa* hinterlässt nur eine Bande bei 10 kDA oder darunter. Das Sekret von *H. nigromaculatus* hinterlässt 2 Banden: eine bei 65 kDa und eine weitere bei 24 kDa. Dass bei *L. inaequalis* keine Bande erscheint, lässt darauf schließen, dass die angewandte Methode zur Sekretgewinnung in diesem Falle nicht brauchbar ist.

Endgültige Untersuchungen zur Sekretanalyse stehen noch aus.

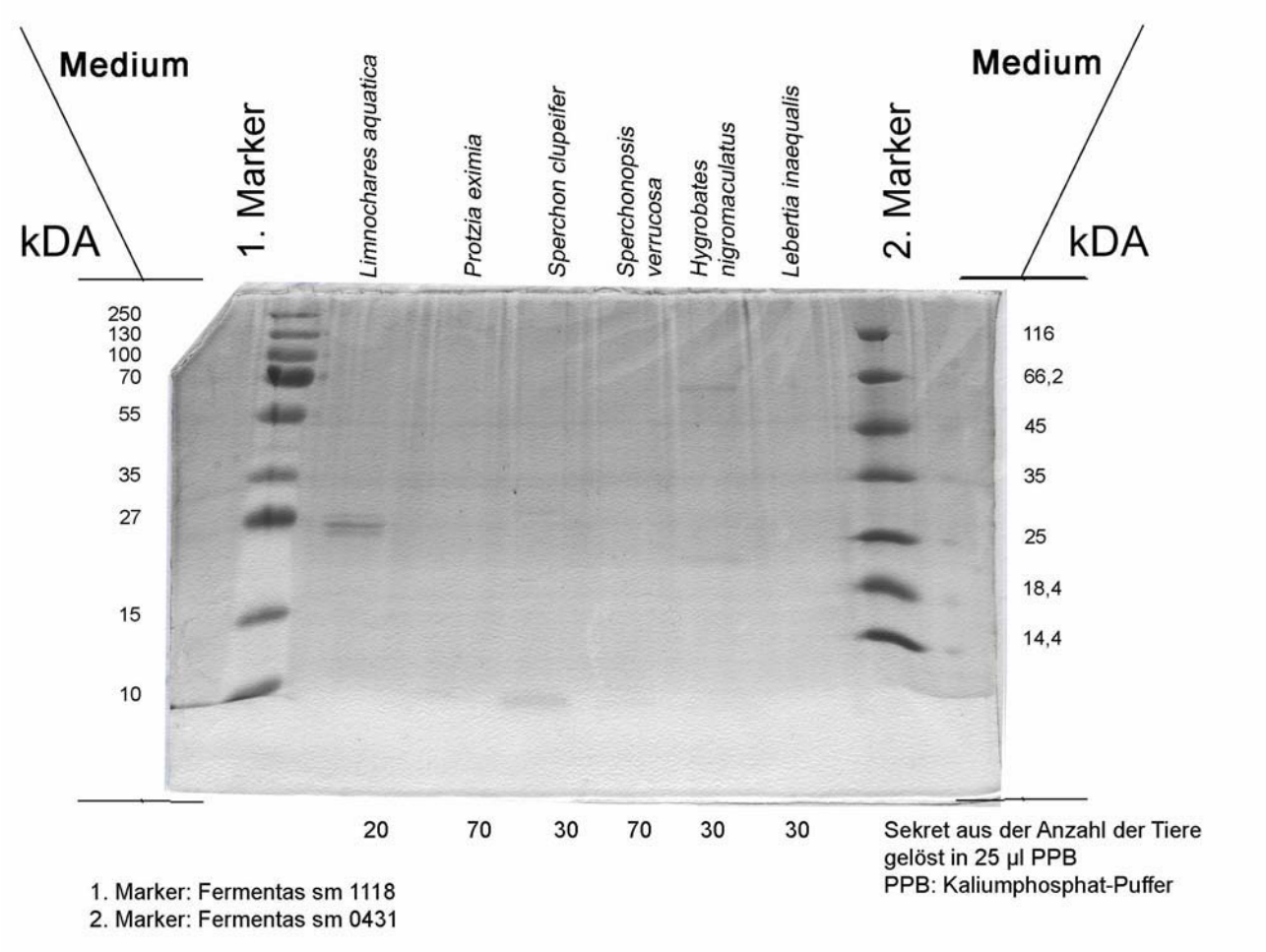


Abb. 1: SDS-Gel-Elektrophorese der Glandularia-Sekrete unterschiedlicher Milbenarten Rechts und links: Marker mit definierten Werten, oben: Arten, unten: Anzahl der jeweiligen Individuen.

Fraßverhalten der Stichlinge

Grundsätzlich greifen alle naiven Fische Wassermilben an, wobei die durchschnittliche Häufigkeit der angreifenden Fische bei etwas über 82 % liegt (Abb. 2). Statistisch signifikante Unterschiede ($p<0.05$) im Angriffsverhalten sind nur bei *A. nodipalpis* gegenüber allen anderen Arten mit Ausnahme von *Arrenurus* spp. festzustellen. Alle Milben werden von den Fischen wieder ausgespuckt und tragen keinen erkennbaren Schaden davon.

Diskussion

Festzustellen ist, dass die Sekrete der unterschiedlichen Milbenarten durchaus verschiedene Banden im Gel bei einer Elektrophorese hinterlassen. Hierbei könnte es sich bereits um arttypische Muster handeln. Innerhalb der Familie Sperchontidae unterscheiden sich die Muster der beiden Gattungen *Sperchon* und *Sperchonopsis*. Sichere Aussagen würden jedoch erst nach der Einbeziehung weiterer Taxa möglich. Die Untersuchung zeigte zudem, dass eine Gewinnung von Sekret bei den unterschiedlichen Taxa sehr unterschiedlich gut gelingt. Die offenbar sehr geringe Menge an gewonnenem Sekret ist vermutlich auch der Grund für die schwachen Banden in Abb. 1. Bisher liegen auch bei der Erforschung der Struktur der Proteine noch keine endgültigen Erkenntnisse vor. Die Befunde zu *L. aquatica* zeigten, das die im Gel nachzuweisenden Protein keinen direkten

Einfluss auf die Wirksamkeit des Sekrets als Allomone haben (vgl. Kirstein & Martin 2008). Vielmehr zeigten niedermolekulare Substanzen eine Wirksamkeit in den entsprechenden Fraßtests. Möglicherweise wirken die Proteine mit diesen, bisher in ihrer Struktur noch nicht bekannten Stoffe zusammen.

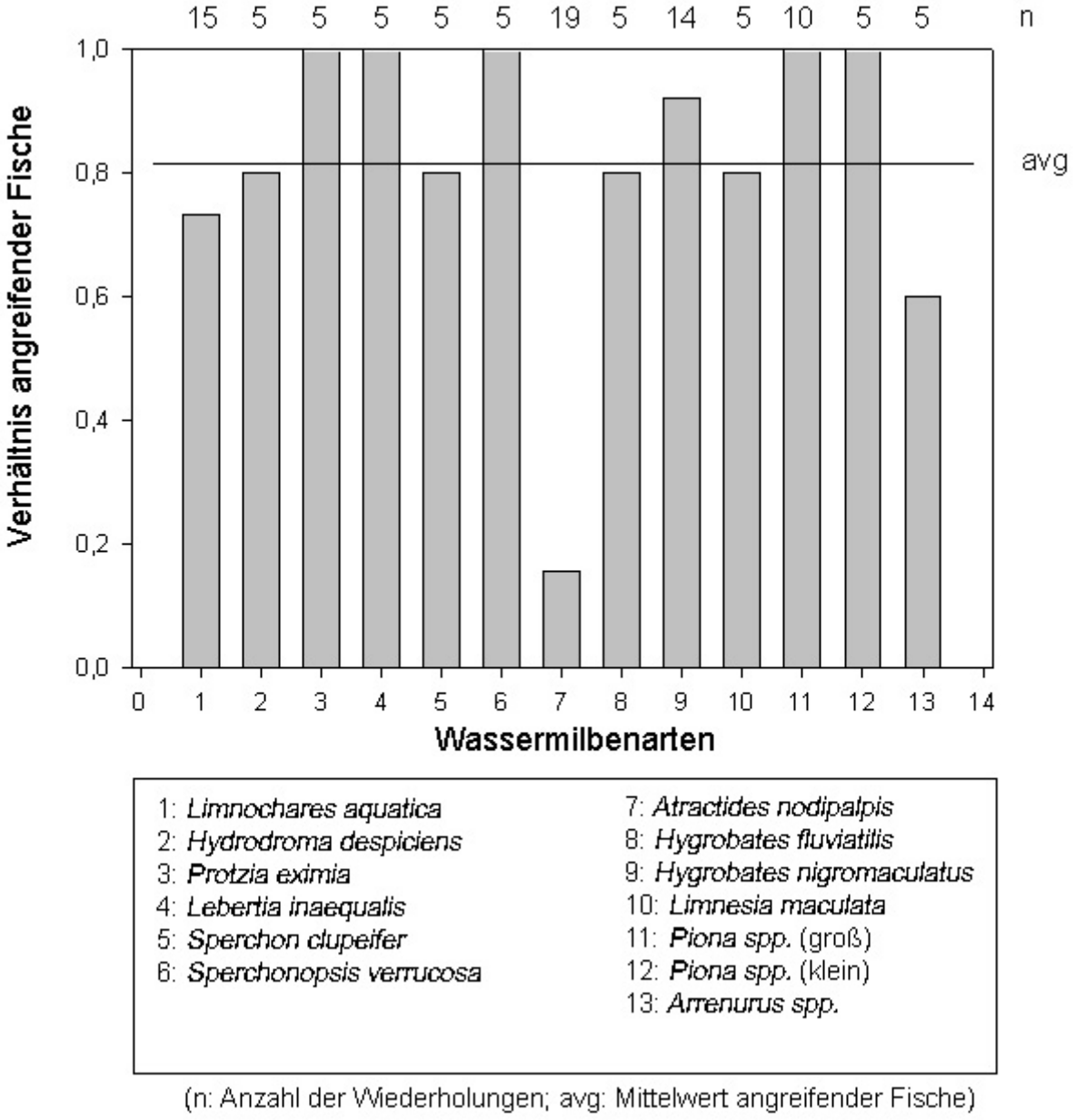


Abb. 2: Verhältnisse des Angriffsverhaltens naiver Stichlinge gegenüber verschiedenen Wassermilbenarten. Oben: Anzahl der Tiere der jeweiligen Art, die getestet wurde. Unten: Legende zur Darstellung der Milbenarten. Rechts: Mittelwert angreifender Fische (avg).

Auch wenn die Zusammensetzung der Glandularia-Sekrete der einzelnen Wassermilbenarten durchaus unterschiedlich zu sein scheint, so tut dies der Effektivität der Sekrete als Schrecksubstanz keinen Abbruch. Auch wenn nahezu alle naiven Fische Wassermilben angreifen, wobei die durchschnittliche Häufigkeit der angreifenden Fische bei etwas über 82 % liegt, so werden doch alle Milben von den Fischen wieder ausgespieen und tragen keinen erkennbaren Schaden davon. Gleichzeitig lernen die Fische. Sie machen die Erfahrung, dass Wassermilben ungenießbar sind und greifen, zumindest die im Experiment verwendete Art, in der Folge nicht erneut an. Damit stellen

die Sekrete einen hochwirksamen Schutz für die Milben dar. Aus welchem Grunde insbesondere *A. nodipalpis* nicht, bzw. nur selten angegriffen wird, ist bisher nicht geklärt.

Kerfoot et al. (1980), Kerfoot (1982) und Proctor & Walter (1999) vermuten, dass eine besonders auffällige Rotfärbung vieler Milben eine Warnfärbung darstellt. Damit ließe sich folgern, dass insbesondere rote Milben besonders selten angegriffen werden. Dies kann aber durch unsere Befunde nicht unterstützt werden, da rote Taxa in unserer Untersuchung (z.B. *Limnochares*, *Hydrodroma*) nicht seltener angegriffen werden als nicht rote Formen. Interessanterweise handelt es sich bei den besonders selten angegriffenen Taxa *A. nodipalpis* und *Arrenurus* spp. um nicht-rote Milben.

Literatur

Davids, C.; Di Sabatino, A.; Gerecke, R.; Gledhill, T. & Smit, H. (2006): Acari, Hydrachnidia I. In: Gerecke, R. (ed.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Vol. 7, 2-1 (2007). Spektrum Elsevier: 241-388.

Kerfoot, C. W., Dean, L., Kellogg, D. L. & Strickler, J. R. (1980): Visual Observations of Live Zooplankters: Evasion, Escape, and Chemical Defenses. Univ. Pr. of New England, Special Symposium 3: 10-27.

Kerfoot, C. W. (1982): A Question of Taste: Crypsis and warning coloration in freshwater zooplankton communities. Ecology 63, 2: 538-554.

Kirstein, K.-G. & Martin, P. (2009): Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) - ihre Funktion als Wehrdrüsen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardegsen 2009: 571-575.

Proctor, H.C & Walter, D. E. (1999): Mites: Ecology, Evolution and Behaviour. University of New South Wales Press and CAB International, Sydney, Wallington: 322pp.

Systat Software, Inc. (1990-1992): SYSTAT 5.03. Chicago.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Chironomus als Modellorganismus der Molekularen Ökologie – vom Wert genetischer Vielfalt bis zur Anpassung an Klimastress

Carsten Nowak1, Sabrina Nemec2, Christian Vogt3 & Markus Pfenninger4

[1]Biodiversität und Klima Forschungszentrum, Georg Voigt Str. 16, 60325 Frankfurt am Main und Fachgebiet Naturschutzforschung, Senckenberg Forschungsstation Gelnhausen, Email: cnowak@senckenberg.de

[2]Biodiversität und Klima Forschungszentrum, Georg Voigt Str. 16, 60325 Frankfurt am Main und Fachgebiet Naturschutzforschung, Senckenberg Forschungsstation Gelnhausen. Email: snemec@senckenberg.de

[3]Goethe-Universität Frankfurt am Main, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität, Abteilung Ökotoxikologie, Siesmayerstr. 70, 60323 Frankfurt am Main, Email: vogt@bio.uni-frankfurt.de

[4]Biodiversität und Klima Forschungszentrum, Georg Voigt Str. 16, 60325 Frankfurt am Main, Email: pfenninger@bio.uni-frankfurt.de

Keywords: Zuckmücken, Diptera, Mehrgenerationenstudie, Ökologische Genomik, genetische Diversität, Klimawandel, Temperaturstress

Einleitung

Zuckmücken (Chironomidae) stellen mit etwa 10.000 beschriebenen Arten weltweit eine der arten- und individuenreichsten Insektenfamilien in limnischen Ökosystemen dar (Armitage et al. 1995). Sie sind 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). Chironomiden dominieren die Makrozoobenthosgemeinschaften zahlreicher Gewässertypen und haben aufgrund ihres Einflusses auf Stoffhaushalt und Nahrungsnetz eine zentrale Bedeutung in vielen limnischen Ökosystemen. Neben der Fähigkeit extreme Lebensräume zu besiedeln, gibt es bei den Chironomiden aber auch durchaus opportunistische Arten, welche in der Lage sind, neue Habitate schnell zu besiedeln (Pinder 1986).

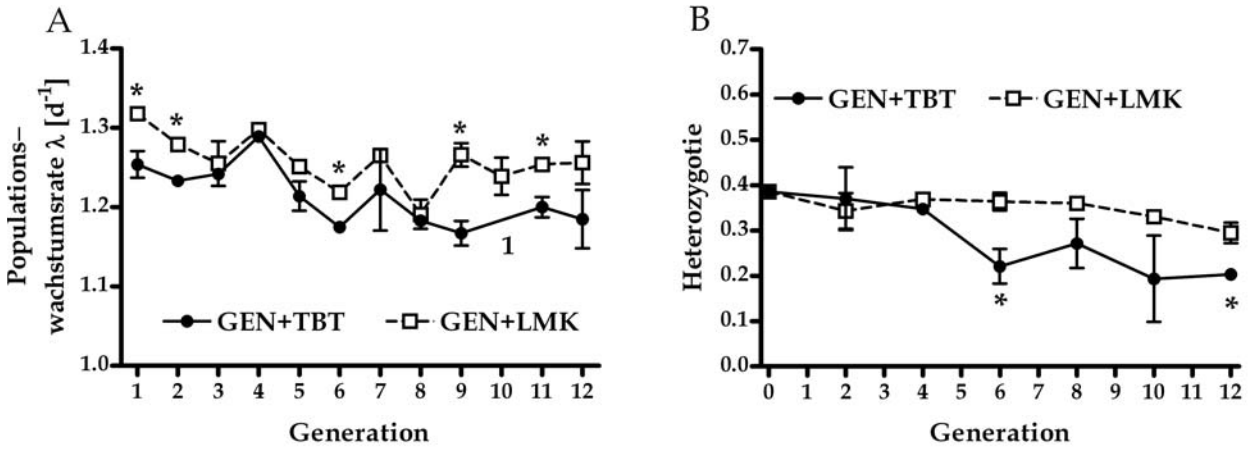
Seit einigen Jahren haben sich Chironomiden als Modellorganismen in der Ökotoxikologie fest etabliert und werden immer häufiger als Testorganismen bei der Toxizitätsbewertung z.B. von Freilandsedimenten eingesetzt (De Lange et al. 2005; Oetken et al. 2005a). Außerdem wurden durch die OECD und die US-EPA drei Standardprotokolle für die Chemikalienbewertung unter Laborbedingungen entwickelt, wobei die Larven entweder über die Wasserphase (OECD 2004b) oder über das Sediment (US-EPA 2000; OECD 2004a) exponiert werden. Die Standardprotokolle sind bereits sehr gut in der ökotoxikologischen Praxis und Forschung etabliert und zahlreiche Studien wurden zu diesem Themenschwerpunkt bereits veröffentlicht (z.B. Oetken et al. 2005b; Belden & Lydy 2006). Hauptsächlich werden die drei Arten *Chironomus riparius* (Meigen 1804), *Chironomus tentans* (Fabricius 1805) und *Chironomus yoshimatsui* für die Tests eingesetzt (OECD 2004a). Diese Modellorganismen wurden ausgewählt, da sie zahlreiche Vorteile für die ökotoxikologische Substanzbewertung haben. Neben der leichten Hälterung und der hohen

Sensitivität gegenüber zahlreichen toxischen Substanzen (Vogt et al. 2007a) zeigen die Tiere einen sehr kurzen Lebenszyklus, welcher sich aus vier unterschiedlichen Entwicklungsphasen zusammensetzt. Beginnend mit dem Eistadium durchlaufen die Tiere vier Larvalstadien. Nach dem L4-Stadium verpuppen sich die Larven (Oliver 1971) und nach ungefähr einem Tag schlüpfen die flugfähigen Imagines. Nach der Paarung, dem das Schwärmen der Imagines vorausgeht, legen die Weibchen z.B. von *C. riparius* spiralförmige Gelege, die aus bis zu 900 Eiern bestehen können (Vogt et al. 2007a), auf Steinen oder Wasserpflanzen direkt an der Wasseroberfläche ab. Nach etwa zwei Tagen entwickeln sich aus den Gelegen die ersten Larven, die sich in das Sediment eingraben. Chironomiden überwintern hauptsächlich während der letzten beiden Larvalstadien, wobei die Diapause durch kurze Tageslängen und niedrige Temperaturen induziert werden kann (Goddeeris et al. 2001). Im Frühjahr liegen die verschiedenen Larvalstadien synchronisiert vor, und die Schwarmbildung wird durch eine parallel stattfindende Emergenz begünstigt. Die Anzahl an Lebenszyklen pro Jahr ist von Habitat zu Habitat unterschiedlich und stark von der Umgebungstemperatur abhängig. Bei 20°C im Labor benötigt *C. riparius* für einen vollen Lebenszyklus zwischen drei und vier Wochen. Zusammen mit der leichten und standardisierten Hälterung ist es genau dieser Faktor, der *Chironomus* als idealen Modellorganismus in der Molekularen Ökologie im limnischen Bereich charakterisiert.

Chironomiden als Modellorganismen der Molekularen Ökologie

In der Molekularen Ökologie werden molekulargenetische Techniken genutzt, um ökologische Fragestellungen zu beantworten. Ziel ist es, Muster genetischer Variation innerhalb und zwischen Populationen zu untersuchen, um damit populationsdynamische Prozesse zu rekonstruieren und den Einfluss von Umweltfaktoren auf die Populationsstruktur zu verstehen. Neben deskriptiven Freilandstudien werden hierfür auch experimentelle Laboransätze gewählt. Da die Untersuchung des Einflusses von Umweltfaktoren auf Populationen und deren genetische Struktur oft über mehrere Generationen erfolgen soll, Forschungsprojekte aber meist einen zeitlich eng begrenzten Rahmen haben, benötigt man Modellorganismen mit einer möglichst kurzen Generationszeit, innerhalb derer sich mikroevolutionäre Prozesse verfolgen lassen (Nowak et al. 2009). Im Rahmen einer 2007 beendeten Pilotstudie an der Goethe-Universität Frankfurt wurde die Eignung von *Chironomus riparius* als idealer Modellorganismus für die Untersuchung von Umwelteinflüssen auf die genetische Struktur von Populationen bestätigt. In zwei auf 11 und 12 Generationen angelegten Studien konnte unter Verwendung von genetisch hochdiversen *Chironomus*-Laborzuchten gezeigt werden, dass Schadstoffbelastungen in umweltrelevanten Konzentrationen einen signifikanten, negativen Einfluss auf die genetische Diversität exponierter Populationen haben können (Vogt et al. 2007b; Nowak et al. 2009). So fiel die genetische Diversität, gemessen als Erwartete Heterozygotie (H_E) von zwei TBT-exponierten *C. riparius*- Zuchten innerhalb von nur 12 Generationen signifikant gegenüber den Kontrollansätzen ab (Abb. 1). Des Weiteren wurde untersucht, ob das Ausmaß genetischer Variabilität die Reaktion auf Umweltstress beeinflusst. Hierbei konnte in mehreren Studien festgestellt werden, dass genetisch diverse Populationen eine höhere Toleranz gegenüber einer Chemikalienbelastung (Nowak et al. 2007, 2008) oder einer Temperaturerhöhung (Vogt et al. 2007c) zeigen, als dies bei genetisch verarmten Populationen der Fall ist. Bei diesen Studien wurde neben der leichten Hälterbarkeit und guten Reproduzierbarkeit der Ergebnisse die Tatsache genutzt, dass sich Chironomiden auch in Reproduktionsgefäßen gezielt verpaaren lassen, so dass man leicht Inzuchtlinien herstellen kann.

Basis der oben genannten Versuche ist die Entwicklung eines geeigneten Markersystems zur Untersuchung von genetischer Variation. Hierfür wurden im Rahmen des Pilotprojektes ein Set an hochvariablen Mikrosatellitenmarkern für *C. riparius* entwickelt (Nowak et al. 2006).



***Chironomus riparius*. (A) Populationswachstumsrate (MW ± SD, in d^{-1}) und (B) Erwartete Heterozygotie (MW ± SD) der Kontrollpopulation (GEN+LMK) und der TBT exponierten Population (GEN+TBT) bei einer zeitlich gewichteten mittleren TBT-Testkonzentration von 8,93 µg Sn/kg TG (für weitere Details siehe Nowak et al. 2009).**

Neben den experimentellen Ansätzen im Labor wurden genetische Markersysteme genutzt, um die *Chironomus*-Gesellschaften im Freiland zu beschreiben und die Gründe für die reproduktive Isolation und die Koexistenz eng verwandter Schwesterarten innerhalb der Gattung (*C. riparius* und *C. piger*) zu untersuchen. Hierbei konnte die Eignung des sog. DNA-Barcodings, welches auf der Sequenzierung eines universellen Sequenzabschnittes der Cytochrom-Oxidase Untereinheit I beruht, für die korrekte Identifikation von im Freiland gesammelten *Chironomus*-Larven aufgezeigt werden (Pfenninger et al. 2007). Ebenfalls konnten neben der kompletten reproduktiven Isolation von *C. riparius* und *C. piger*, welche auch bei dem häufigen Vorkommen in Sympatrie aufrechterhalten wird, Hinweise für eine ökologische Differenzierung beider Arten gefunden werden (Pfenninger & Nowak 2008). Momentan laufende experimentelle Untersuchungen werden in naher Zukunft nähere Erkenntnisse zum Konkurrenzverhalten und der ökologischen Einnischung beider Arten liefern (Nemec 2009).

Laufende Forschungsansätze – von der Genetik zur Genomik

Wie bereits gezeigt, erfüllen Zuckmücken der Gattung *Chironomus* alle notwendigen Voraussetzungen als geeignete Modellorganismen in molekular-ökologischen Studien: Sie besitzen eine kurze Generationszeit, lassen sich leicht im Labor hältern, reagieren sensitiv auf Umweltstress und es wurden verschiedene Markersysteme zur Untersuchung genetischer Muster innerhalb und zwischen Populationen entwickelt. Im Rahmen des neu entstandenen Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F) in Frankfurt am Main spielt *Chironomus* neben weiteren limnischen Arten eine wichtige Rolle als Modellorganismus für die Untersuchung der molekularen Grundlagen der Anpassung an Temperaturstress. Mit Hilfe neuer molekularbiologischer Techniken, wie dem *next generation sequencing*, wird in einem jüngst gestarteten Projekt nach Unterschieden in den Expressionsmustern von *C. riparius*-Larven gesucht, die unterschiedlichen Temperaturen ausgesetzt

wurden. Neben diesen „einfachen“ Temperaturexperimenten werden *Chironomus*-Populationen über mehrere Generationen unterschiedlichen Umgebungstemperaturen ausgesetzt um genetische Adaptationsprozesse zu untersuchen. Daneben wird die genetische Struktur von *C. riparius* und *C. piger* über ihr Verbreitungsgebiet untersucht, wobei ein Schwerpunkt der Untersuchungen ebenfalls auf Genorten liegt, die bei der Anpassung an unterschiedliche Umgebungstemperaturen eine Rolle spielen. Um lokale Anpassungsprozesse auf geographischer Ebene nachzuweisen, werden *common-garden* Experimente mit Populationen aus verschiedenen Klimazonen Europas durchgeführt, bei denen die Tiere einem Temperaturgradienten ausgesetzt werden.

Mit Hilfe dieser neuesten molekularbiologischen Techniken in Kombination mit Freiland- und Laboransätzen sollen Einblicke in die stofflichen Grundlagen genetischer Anpassungserscheinungen gewonnen werden, die helfen, die Auswirkungen des Klimawandels auf Populationen und Arten besser verstehen und vorhersagen zu können.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde am Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Frankfurt a.M. durchgeführt und durch das Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst finanziell unterstützt. Wir möchten uns ganz herzlich bei den zahlreichen Helfern bedanken, welche diese umfangreichen Studien erst ermöglicht haben. Besonderer Dank gilt dabei den unermüdlichen Diplomanden: Maren Heß, Daniel Jost, Andreas Czeikowitz, Christoph Kley und Annika Pupp.

Literatur

Armitage, P.D., Cranston, P.S., Pinder, L.C.V. (1995): The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges. Chapman and Hall, London, UK: 195-224.

Belden, J.B., Lydy, M. (2006): Joint toxicity of chlorpyrifos and esfenvalerate to fathead minnows and midge larvae. Environ. Toxicol. Chem. 25: 623–629.

De Lange, H.J., De Haas, E.M., Maas, H., Peeters, E.H.T.M. (2005): Contaminated sediments and bioassay responses of three macroinvertebrates, the midge larva *Chironomus riparius*, the water louse *Asellus aquaticus* and the mayfly nymph *Ephoron virgo*. Chemosphere 61: 1700-1709.

Goddeeris, B.R., Vermeulen, A.C., De Geest, E., Jacobs, H., Baert, B., Ollevier, F. (2001): Diapause induction in the third and fourth instar of *Chironomus riparius* (Diptera) from Belgian lowland brooks. Arch. Hydrobiol. 150: 307-327.

Havas, M., Hutchinson, T.C. (1982): Aquatic invertebrates from the Smoking Hills, Northwest Territories: Effect of pH and metals on mortality. Can. J. Fish Aquat. Sci. 39: 890-903.

Nemec, S. (2009): Einfluss ausgewählter abiotischer Faktoren auf die relative Fitness der Schwesterarten *Chironomus riparius* und *Chironomus piger*. Diplomarbeit an der Goethe-Universität Frankfurt am Main.

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). Mol. Ecol. Notes 6: 915-917.

Nowak, C., Jost, D., Vogt, C., Oetken, M., Schwenk, K., Oehlmann, J. (2007): Effects of inbreeding and reduced genetic variation on tolerance to cadmium stress in the midge *Chironomus riparius*. Aquat. Toxic. 85: 278-284.

Nowak, C., Czeikowitz, A., Vogt, C., Oetken, M., Streit, B., Schwenk, K. (2008): Variation in sensitivity to cadmium exposure among genetically characterized laboratory strains of the midge *Chironomus riparius.* Chemosphere 71: 1950-1956.

Nowak, C., Vogt, C., Pfenninger, M., Schwenk, K., Oehlmann, J., Streit, B., Oetken, M. (2009): Rapid genetic erosion in pollutant-exposed experimental chironomid populations. Environ. Pollut. 157: 881-886.

Oetken, M., Stachel, B., Pfenninger, M., Oehlmann, J. (2005a): Impact of a flood disaster on sediment toxicity in a major river system - the Elbe flood 2002 as a case study. Environ. Pollut. 134: 87-95.
Oetken, M., Nentwig, G., Löffler, D., Ternes, T., Oehlmann, J. (2005b): Effects of pharmaceuticals on aquatic invertebrates. Part I. The antiepileptic drug carbamazepine. Arch. Environ. Con. Tox. 49: 353-361.
OECD - Organisation for Economic Development and Cooperation (2004a): Guideline for testing of chemicals no 218. Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment. Original guideline 218, adopted 13th April 2004, Paris, Frankreich.
OECD - Organisation for Economic Development and Cooperation (2004b): Guideline for testing of chemicals no 219. Sediment-water chironomid toxicity test using spiked water. Original guideline 219, adopted 13th April 2004, Paris, Frankreich.
Oliver, D.R. (1971): Life history of the Chironomidae. Annu. Rev. Entomol. 16: 211–230.
Parma, S., Krebs, B.P.M. (1977): The distribution of chironomid larvae in relation to chloride concentration in a brackish water region of the Netherlands. Hydrobiologia 52: 117-126.
Pfenninger, M., Nowak, C. (2008): What allows sympatric occurrence of cryptic sister species? Reproductive isolation and ecological repartition among *Chironomus riparius* and *C. piger* (Insecta, Diptera). PloS ONE 6, e2541.
Pinder, L.C.V. (1986): Biology of freshwater Chironomidae. Annu. Rev. Entomol. 31: 1-23.
US-EPA – United States Environmental Protection Agency (2000): Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants with freshwater invertebrates. Second Edition. EPA 600/R-99/064, Washington DC, USA.
Vogt, C., Galluba, S., Belz, D., Nowak, C., Oetken, M., Oehlmann, J. (2007a) Effects of cadmium and tributyltin on development and reproduction of the non biting midge *Chironomus riparius* (Diptera) - baseline experiments for future multi-generation studies. J. Environ. Sci. Heal. A 42: 1-9.
Vogt, C., Nowak, C., Barateiro Diogo, J., Oetken, M., Schwenk, K., Oehlmann, J. (2007b): Multi-generation studies with *Chironomus riparius* - Effects of low tributyltin concentrations on life-history parameters and genetic diversity. Chemosphere 67: 2192-2200.
Vogt, C., Pupp, A., Nowak, C., Jagodzinski, L.S., Baumann, J., Jost, D., Oetken, M., Oehlmann, J. (2007c): Interaction between genetic diversity and temperature stress on life-cycle parameters and genetic variability of *Chironomus riparius* populations. Climate Res. 33: 207-214.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Astaxanthin, Crustacyanin und die Farben der Flusskrebse

Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Abteilung Chemie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, wolfgang.schmitz@ph-karlsruhe.de

Keywords: Astaxanthin, Crustacyanin, Carotinoide, Elektronendichteveränderungen bei 3,3'-Dihydroxy-ß,ß-Carotin-4,4'-dion, Flusskrebse

Einleitung

Die Farbvariationen bei Flusskrebsen sind vielfältig. Der Europäische Flusskrebs (*Astacus astacus*) ist meist einheitlich braun gefärbt, wobei die Farbspanne in Abhängigkeit des Gewässers von hellen bis zu dunklen, fast schwarz gefärbten Exemplaren reicht. Von diesen Edelkrebsen sind auch Tiere mit rotem, blauem oder grünem Schimmer bekannt. *Procambarus alleni* ist in der Wildform braun gefärbt, während er als reiner „Aquarienstamm" in der blauen Variante existiert (Groß et al. 2009). Das Farbspektrum von exotischen Arten ist sehr variabel. Beispielsweise existieren neben grünen, violetten und dunkelroten auch mehrfarbige Varianten wie bei *Cherax quadricarinatus*.

Nach dem Kochen sind die Krebse intensiv rot gefärbt. Was ist die Ursache? Wie kommt es dazu, dass immer wieder einzelne Exemplare bei Flusskrebsen oder ein ganzer Stamm wie beispielsweise beim Florida-Krebs *Procambarus alleni* tiefblau gefärbt sind? Wie lassen sich die seltenen Mutationen von Hummern erklären, die aussehen, als seien sie halbseitig gekocht worden? Ein solches, als „two-toned Lobster" bezeichnetes Exemplar wurde im Juli 2006 in Bar Harbour, ME, USA gefangen. (Anonymus 2006). Hinter diesen Fällen steht derselbe molekulare Mechanismus: Elektronendichteveränderungen bei 3,3'-Dihydroxy-ß,ß-Carotin-4,4'-dion.

Astaxanthin und etwas Farbstoffchemie – oder Elektronendichteveänderungen bei 3,3'-Dihydroxy-ß,ß'-Carotin-4,4'-dion

Bei den Flusskrebsen sind Pigmentfarbstoffe und gelöste Farbstoffe in das Chitin, teilweise auch in die Epidermiszellen eingelagert. Neben braunem Melanin handelt es sich bei einem dieser Farbstoffe um das Carotinoid 3,3'-Dihydroxy-ß,ß-Carotin-4,4'-dion, bekannt als Astaxanthin (Abb.1). Es unterscheidet sich von β-Carotin (Abb.1) nur minimal durch die beiden Hydroxy- und Ketogruppen (Tausch 1999, Tausch & von Wachtendonk 2007).

Astaxanthin bildet mit dem Protein Crustacyanin (Kuhn & Kühn 1967) und auch anderen Proteinen (Zagalsky & Helliwell 2002) einen Komplex. Dabei sind zwei Astaxanthinmoleküle mit ihren terminalen Kohlenstoff-Sechsringen so in die Proteintaschen des dimeren Apocrustacyanins[1] gebunden, dass sie sich überkreuzen (Abb. 3). Die Form der Wechselwirkung zwischen beiden Stoffen bestimmt die Farbe, sie reicht von rot über grün bis blau (Abb. 2). Im isolierten Zustand ist

Astaxanthin (kurz AXT) orangerot (vgl. Abb. 4b), in Abhängigkeit vom Bindungsgrad an das Protein Crustacyanin (Abb. 4a) erscheint es deutlich Grün, bei maximalem Bindungsgrad entsteht ein intensives Blau.

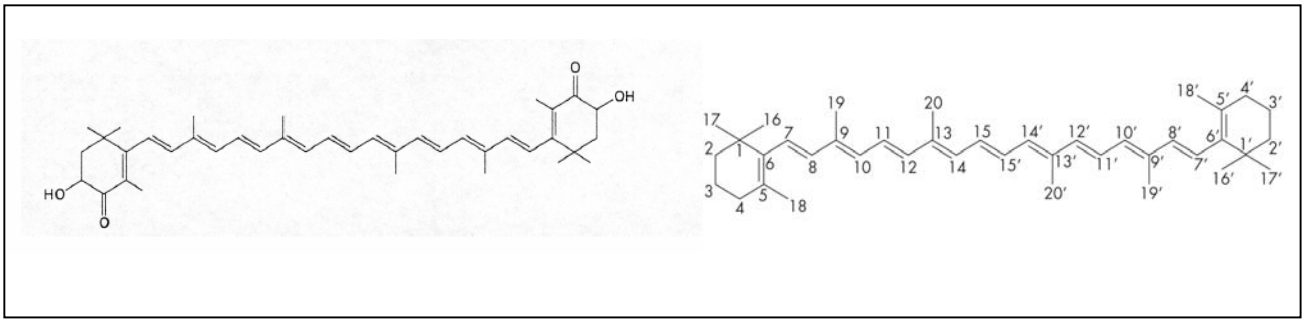


Abb. 1: Astaxanthin (links) und zum Vergleich ß-Carotin (rechts)

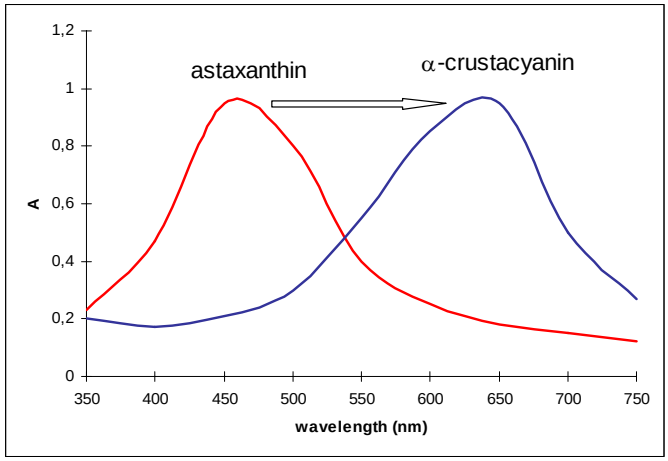


Abb. 2: UV-VIS Absorptionsspektren von Astaxanthin (rot) und α-Crustacyanin (blau) (aus: van Wijk, A. (o.J.)



Abb. 3: Schematische Struktur des ß-Crustacyanin-Astaxanthin-Komplexes[2] (aus: Weesie et al. 1995).

[1]*Apo* (griech.: bestehend aus), Bezeichnung für den Protein-Anteil. Gegenstück als *Halo*protein bezeichnet, enthält prosthetische Gruppen wie z.B. Metalle (Metallproteine), Lipide (Lipoproteine), Kohlenhydrate (Glykoproteine).

[2] Diese Struktur wurde von den Autoren vorgeschlagen und von Cianchi et al. 2001,2002 und Chayen et al. 2003 nachgewiesen.

Die Struktur des Astaxanthin-Protein-Komplexes (Abb. 4a) konnte mithilfe der Röntgenstrukturanalyse aufgeklärt werden (Cianci et al 2001, 2002; Chayen et al. 2003).

Betrachtet man die C-C-Einfachbindungen C(6)-C(7) sowie C(6') –C(7') im gebundenen bzw. im ungebundenen Astaxanthin-Molekül (Abb. 4a und 4b), ist deutlich zu erkennen, dass die Bindung an das Protein Crustacyanin zu einer Änderung der Konformation um 43° führt und dass die π-Elektronen des Astaxanthin-Moleküls ein um 4 Doppelbindungs-Elektronenpaare erweitertes konjugiertes π-Elekronensystem (mit jetzt aufgrund Konjugation starrer C(6)-C(7) und C(6') –C(7') – σ-Bindung) ergeben. Die Kohlenstoffatome C(5) und C(6) bzw. C(5') und C(6') liegen im ungebundenen Astaxanthin nicht in der gleichen Bindungsebene des konjugierten π- Elektronensystems von den Kohlenstoffatomen C(7) –C(15) und C(15') – C(7'). Diese Veränderung der Elektronenstruktur und damit der Elektronendichte führt zu der großen bathochromen Verschiebung des Absorptionsmaximums im UV/VIS-Spektrum und somit zu einer anderen Farbe.

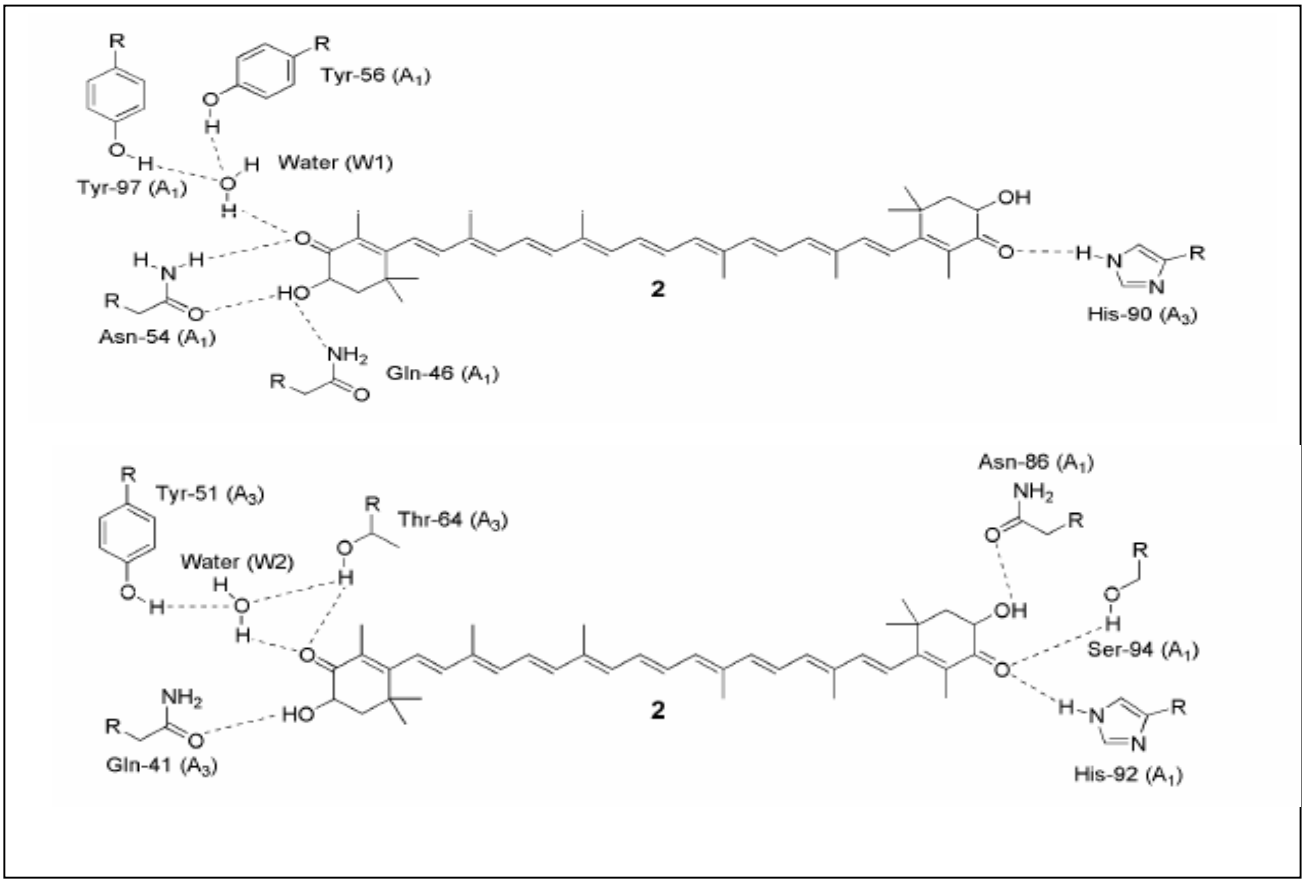


Abb. 4a: Astaxanthin-Moleküle, die an Aminosäuregruppen des dimeren Proteins Crustacyanin gebunden sind (aus: Liaanen-Jensen & Kildahl-Andersen 2008)

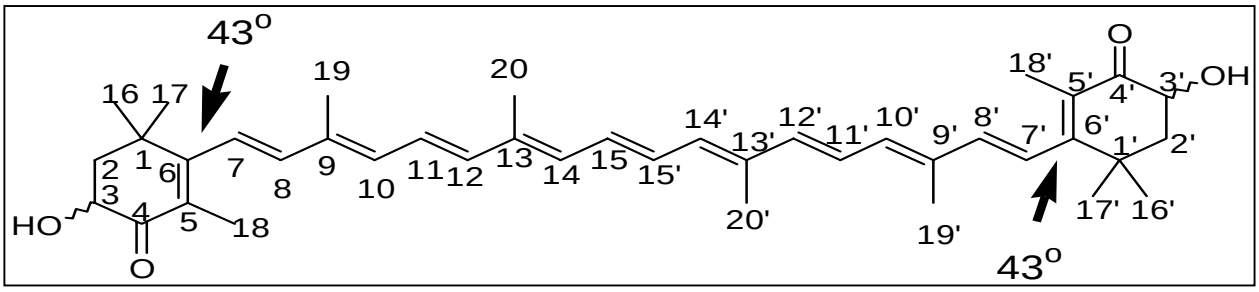


Abb. 4b: Ungebundenes Astaxanthin (aus: van Wijk, A. ohne Jahr)

Fazit

Zusammengefasst und auf Flusskrebse zugespitzt ist die Veränderung gering, die Auswirkung aber groß: Die Krebse sind rot, wenn die Bindung von Astaxantin an Protein-Aminosäuren fehlt, so im Panzer vom Roten Amerikanischen Sumpfkrebs (*Procambarus clarki*) oder im Kochtopf, wenn das Crustacyanin durch Hitze denaturiert ist. Die Krebse sind grünlich(-braun) bei mittlerer Bindung zwischen Astaxanthin und Crustacyanin und schließlich leuchtend blau bei starker Bindung zwischen Astaxanthin und Crustacyanin. In diesem Fall haben wir dann die satte blaue Farbe der im Aquarienhandel so begehrten Krebse.

Wirtschaftliche Bedeutung von Astaxanthin

In vielen Bereichen des Alltags hat Astaxanthin inzwischen eine große Bedeutung erlangt (Martens et al, 2008, Schmitz, 2009). Insbesondere Lachsfarmen ordern große Mengen dieses Carotinoids. Es spielt in Lebensmittel- und der Tiernahrungsindustrie eine große wirtschaftliche Rolle. Da Astaxanthin zu den effizientesten Radikalfängern zu zählen ist, wird es bei der immens steigenden Zahl an Kosmetik- und Wellness-Produkten eingesetzt. Mit der technischen Synthese von Astaxanthin wird in der chemischen Industrie eines der aufwändigsten Verfahren für einen einzigen Stoff betrieben (Abb. 5).

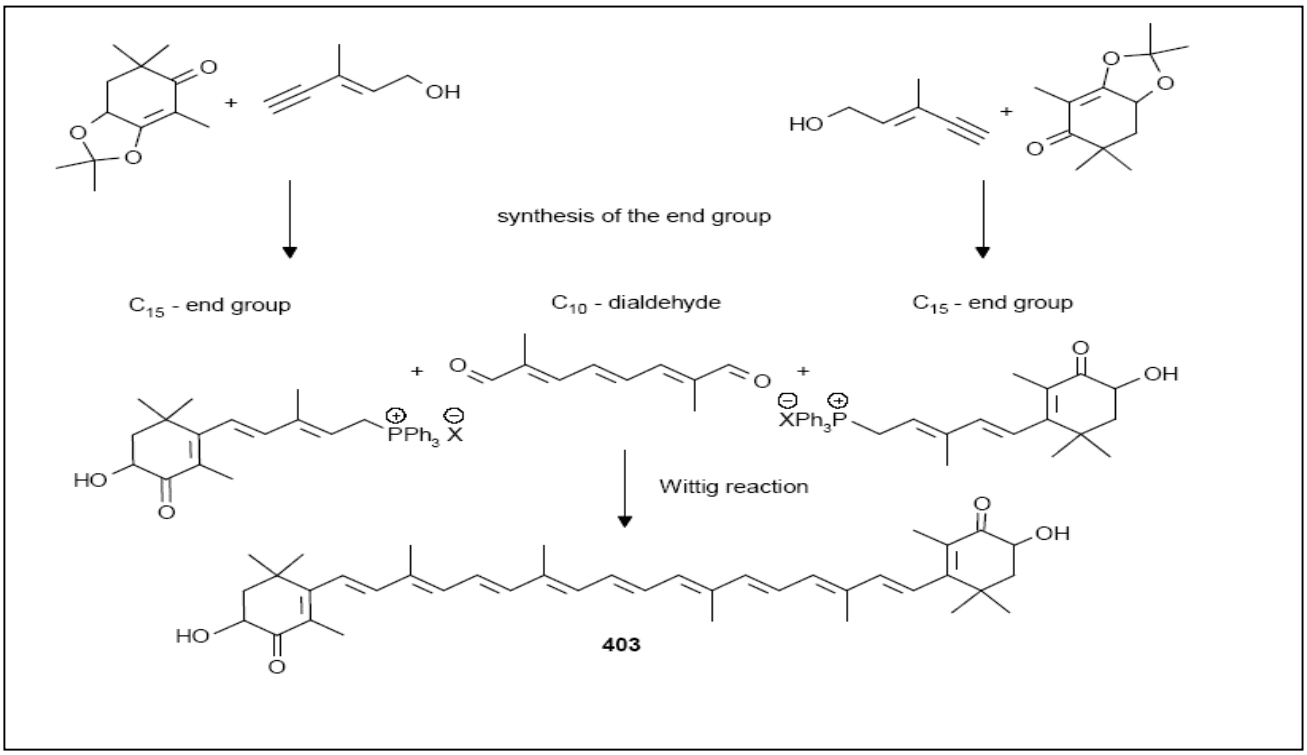


Abb. 5: Chemische Astaxanthin-Synthese mittels Wittig-Reaktion (aus Soukoup et al. 1996)

Literatur

Anonymus (2004): Astaxanthin – a superb natural antioxidant. ALGAtechnologies. (http://www.algatech.com/astax.htm) (14.11.2009)

Anonymus (2006): Photo in the News: Lobster Caught "Half Cooked" in Maine, http://news.nationalgeographic.com/news/2006/07/060720-lobster-photo.html

Chayen, N.E., Cianci, M., Grossmann, J. G., Habash, J., Helliwell, J.R., Nneji, G.A., Raftery, J., Rizkallah, P.J. & Zagalsky, P.F. (2003): Unravelling the structural chemistry of the colouration mechanism in lobster shell. Acta Crystallographica D59: 2072.

Cianci, M., Rizkallah, P.J., Olczak, A., Raftery, J., Chayen, N.E., Zagalsky, P.F. & Helliwell, J.R. (2001): Structure of Lobster Apocrustacyanin A1 Using Softer X-rays. Acta Crystallographica D57: 1219-1229.

Cianci, M., Rizkallah, P.J., Olczak, A., Raftery, J., Chayen, N.E., Zagalsky, P.F.& Helliwell, J.R. (2002): The molecular basis of the coloration mechanism in lobster shell: β-Crustacyanin at 3.2-Å resolution. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 99: 9795-9800.

Groß, H., Hill, A. & Burk, C. (2009): Unterrichtseinheit Edelkrebs – Lehrerheft mit Kopiervorlagen, Edelkrebsprojekt NRW, www.edelkrebsnrw.de (14.11.2009).

Kuhn, R. & Kühn, H. (1967): Crustacyanin, ein Chromoproteid aus Hummerpanzer. Beziehungen zwischen Farbe und Quartärstruktur. European Journal of Biochemistry 2: 349-360.

Liaanen-Jensen, S. & Kildahl-Andersen, G. (2008): Blue carotenoids. ARKIVOC 2008 (vi): 5-25, ARKAT-USA, Inc.

Lorenz, R.T. (2000): NatuRose™ Natural Astaxanthin as a Carotenoid and Vitamin Source for Ornamental Fish and Animals. NatuRose™ Technical Bulletin #054, Cyanotech Corporation, www.cyanotech.com , www.ruscom.com/cyan/web02/pdfs/naturose/axbul54.pdf (14.11.2009)

Martens, A., Grabow, K. & Schmitz, W. (2008): Überall Krebse. UB 339, Beihefter S. 1-4.

Meyer, K. (2002): Carotinoide – Bedeutung und technische Synthesen. Chemie in unserer Zeit 36: 178-192.

Schmitz, W. (2009): Astaxanthin und die Farben der Flusskrebse. In: Tagungsband 4. Internationales Symposium Flusskrebsforum 2009, 7.-10. Mai 2009, Gersfeld/Rhön, *forum flusskrebse* (Hrsg.), Klagenfurt, 83-87.

Soukoup, M., Spurr, P. & Widmer, E. (1996): Strategies for Building the Carbon Skeleton, in: Carotenoids Vol. 2, Birkhäuser, Basel : 9-14.

Tausch, M.W. (1999): β-Carotin –ein Multitalent? Chemkon 6, 1999:135-141

Tausch, M.W. & von Wachtendonk, M. (Hrsg.) (2007): Chemie 2000+ Sekundarstufe II, Buchners Verlag, Bamberg: 290-291 und 348-349. (Internet-Portal Chemie 2000+ Online über www.chemiedidaktik.uni-wuppertal.de)

Weesie, R.J., Askin, D., Jansen, F.J.H.M., de Groot, H.J.M., Lugtenburg, J. & Britton, G. (1995): Protein-chromophore interactions in α-crustacyanin, the major blue carotenoprotein from the carapace of the lobster, *Homarus gammarus*. A study by ^{13}C magic angle spinning NMR. FEBS Letters 362 , 34-38.

van Wijk, A. (2005): The Color of Lobster; The bathochromic shift of astaxanthin in α-crustacyanin, Proefschrift/Dissertation, Universiteit Leiden

van Wijk, A. (ohne Jahr): The Color of Lobsters – Study of astaxanthin in the blue lobster carotenoprotein α-Crustacyanin, Bio-Organic Photochemistry, Leiden University, Institute of Chemistry) www.fwnactueel.leidenuniv.nl/content_docs/discoveries/**arjan**_van_**wijk**.ppt (31.03.2008)

Zagalsky, P.F. & Helliwell, J.R. (2002): Colouration in Marine Invertebrates – A central role for astaxanthin complexes. In: SRS Annual Report 2001-2002, http://srs.dl.ac.uk/Annual_Reports/AnRep01_02/crustacyanin.htm (09.01.2008)

http://www.corporate.basf.com/de/innovationen/labors/wirk_effektstoffe/wirk_effekt/astaxanthin.htm?id=8*DylC2yObcp39v#4 (25.05.2007)

LIMNOLOGIE UND UMWELTBILDUNG

HETTINGER, ST., K. GRABOW, G. SCHOOLMANN & A. MARTENS: Aquatische Vielfalt begreifen – Der Bach als Weg zur Biodiversität

RETTIG, C.: Charakteristika und Qualitätsentwicklung außerschulischer Gewässerpädagogik

RÖCK, S.: Gewässerführer in Baden-Württemberg - Gewässerpädagogik in der praktischen Umsetzung

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Artenschutz-, Renaturierungs- und Pflegeprojekte von Bachläufen mit Grundschulen – ein Erfahrungsbericht

SCHNELLBÄCHER-BÜHLER, A. & H.-H. KLEPSER: Lernort Donau - Modellprojekt zur umweltbildnerischen Begleitung einer gewässerökologischen Großbaumaßnahme

SCHREINER, J. & E. MANZ: Erlebnisorientierte Gewässerpädagogik – Bildungsangebote für Pädagogen und Naturführer

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Aquatische Vielfalt begreifen – Der Bach als Weg zur Biodiversität

Stephanie Hettinger[1], Karsten Grabow[1], Gerhard Schoolmann[1,2] & Andreas Martens[1]

1 Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Biologie, Bismarckstrasse 10. 76133 Karlsruhe, Deutschland hettinger@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, schoolmann@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de, 2 Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Allgemeine Ökologie und Limnologie, Weyertal 119, 50931 Köln,Deutschland uschger@online.de

Keywords: Gewässerpädagogik, Artenkenntnis, Artenvielfalt, Formenvielfalt, Bildung, Gewässerkoffer, Gewässerrucksack

Einleitung

Im Titel „Aquatische Vielfalt be-greifen“ spiegelt sich die Art und Weise wieder, wie Kinder und auch Erwachsene am besten und motiviertesten lernen können, nämlich durch selbstständiges Handeln, indem Dinge angefasst und ausprobiert werden dürfen, wenn der Lerngegenstand für alle Sinne erfahrbar gemacht wird. Dies gilt natürlich auch für die Aneignung von Formen- oder Artenkenntnis.

Empirische Studien belegen äußerst geringe Formenkenntnis bei Kindern und Jugendlichen (Mayer 1995). Die Grundlagen für eine spätere differenzierte Wahrnehmung von Lebewesen und Naturphänomenen werden im Kindesalter gelegt (Berck & Klee 1995; Lehnert 1999). Formenkenntnis korrespondiert mit naturpflegerischer Einstellung (Mayer 1995; Lude 2001) und ist damit notwendig für umweltgerechtes Handeln. Die Vermittlung von Formenkenntnis in der Schule ist mit Freilandarbeit und/oder Tier- und Pflanzenhaltung verbunden und somit schulorganisatorisch schwer und aufwändig zu realisieren (Mayer 1995). Dabei haben gerade Kinder ein enormes Potenzial zur Differenzierung und Memorierung von Arten bzw. Formen. Eindrucksvoll zeigt dies die Studie von Balmford et al. (2002), laut der Kinder im Alter von 4-11 Jahren 78% der 100 gängigsten Pokémon-„species“ eindeutig benennen konnten. Dagegen konnten diese Kinder lediglich 53% von den bekanntesten, einheimischen Tier- und Pflanzenformen richtig benennen (etwa: Igel, „Käfer“, Löwenzahn).

Um diesem Potenzial der Kinder sowie der „Convention on Biological Diversity“ (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2005) und damit auch der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ (Bundesamt für Naturschutz 2007) gerecht zu werden und Artenkenntnis zu erzielen, bedarf es neuer Konzepte. Heute wird insbesondere nach Wegen gesucht, wie man Kinder mit der Natur und der Artenvielfalt ihrer Umgebung vertraut machen kann. Um ihnen, aber auch ihren Eltern und Lehrern die Möglichkeit zu bieten, sich mit Gewässern ihrer Region auseinanderzusetzen, wurde von uns 2005 im Auftrag der Stadt Karlsruhe ein Gewässerkoffer entwickelt, der eine kindgerechte Ausrüstung für Gewässeruntersuchungen vor Ort, bestehend aus „Forschungsanleitungen“, Informationen zu Gewässern und ihren Lebewesen und einfachen biologischen Arbeitsge-

räten, beinhaltet. Derzeit wird der Gewässerkoffer evaluiert, indem Schulklassen, Studierende und Lehrkräfte mit ihm arbeiten. Über erste Ergebnisse soll im Folgenden berichtet werden.

Der „Albkoffer“

Der Albkoffer wurde konzipiert für die Ausleihe an Privatpersonen bzw. Familien und Schulklassen. Die Gewässeruntersuchungsmaterialien können entweder in einem Rucksack oder in einem Plastikwerkzeugkasten an drei verschiedenen Anlaufstellen in Karlsruhe ausgeliehen werden: im Naturschutzzentrum Rappenwört, im Tiefbauamt der Stadt und in der Didaktischen Werkstadt der Pädagogischen Hochschule. Auf die Ausleihmöglichkeiten des Albkoffers wird auf der Homepage des Karlsruher Umweltamtes hingewiesen.

Inhalt

Der Albkoffer enthält Materialien zur Gewässeruntersuchung für Kinder, Jugendliche, Familien und Schulklassen. Für letztere Zielgruppe kann zusätzlich ein sogenannter „Klassenerweiterungskoffer“ ausgeliehen werden, in dem die wichtigsten Materialien (Federstahlpinzetten, Pinsel, Küchensiebe usw.) in Klassenstärke enthalten sind.

Zur Erklärung der im Koffer enthaltenen Materialien liegen Anleitungen vor (z.B. Abb. 1). Sie sind wie die Bestimmungshilfen und die Forscheranleitungen laminiert und dadurch wasserfest. Bei der Auswahl der Ausrüstung wurde darauf geachtet, dass die Materialien sehr einfach, erprobt, preisgünstig und leicht beschaffbar sind. Auf den in jedem Koffer enthaltenen Bestimmungshilfen für Pflanzen und Tiere sind lediglich die Arten zu finden, die auch in den Bächen der Region Karlsruhe vorkommen. Die Bestimmungshilfen sind zum einen regionalisiert und zum anderen nur für Bäche, nicht für stehende Gewässer geeignet.



Abb 1.: Anleitung „Ausrüstung für Forscher“.



Abb. 2.: Einige Materialien aus dem Albkoffer.

Für die vorgeschlagenen Untersuchungen gibt es jeweils Forscheranleitungen, die zum größten Teil sehr offen gehalten sind, so dass ein in der Didaktik der letzten Jahre immer mehr geforderter offener Unterricht gewährleistet werden kann. Auch außerhalb des Unterrichts sollen die Kinder und Jugendlichen damit angeregt werden eigene Erfahrungen zu machen und Dinge auszuprobieren. Die

Anleitungen enthalten Informationen zu Lebewesen und zur Fließgewässerökologie sowie Anregungen zur selbstständigen Beschäftigung „als Forscher“ mit dem Lebensraum Bach. Durch kleine Fotos ist zu erkennen, welche Gerätschaften für die jeweiligen Untersuchungen benötigt werden. Die Untersuchungsobjekte sind ebenfalls dargestellt und ein bis mehrere Forscheraufträge zeigen auf was untersucht werden kann. Auf der Rückseite werden steckbriefartig weitere Erläuterungen zu den Lebewesen angeboten, sowie besondere Informationen zu bestimmten gewässerkundlichen Aspekten.

Erste Erfahrungen – Umgang mit den Inhalten des Albkoffers

Die im Folgenden beschriebenen Erfahrungen mit den Geräten und Anleitungen des Albkoffers gehen auf zahlreiche Bachaktionstage (Abb.3) der Stadt Karlsruhe („Albaktionstag“, „Pfinzaktionstag“), Projekte mit Schulklassen, Lehrerfortbildungen und Lehrveranstaltungen mit Studierenden zurück. Zu den meisten dieser Gelegenheiten wurden zusätzlich zur Ausrüstung im Albkoffer Teleskopkäscher mit Drahtsieb, Binokulare sowie Tische und Bänke zur Verfügung gestellt und intensiv genutzt.

Die beliebteste Beschäftigung von Kindern und Erwachsenen war das Käschern (Abb. 3a). Beobachtungen und Befragungen zeigten eindeutig, dass der Umgang mit einem Küchensieb und insbesondere mit einem Teleskopkäscher besonders attraktiv war. Ein einfaches Küchensieb erwies sich als deutlich effizienter als ein handelsüblicher Aquarienkäscher. Dass das Fangnetz eines Küchensiebes nicht in sich zusammenfällt und der Rahmen stabiler ist, nahmen die Kinder schnell zur Kenntnis. Mehrfach ließen sie ihre eigens mitgebrachten Aquarienkäscher liegen, um stattdessen ausschließlich die Küchensiebe zu nutzen.



a. **b.** **c.** **d.**

Abb. 3: Kinderaktivitäten bei Gewässeraktionstagen.

Auch das Betrachten des Fangs mit Stereomikroskopen faszinierte die Kinder, wie auch deren Eltern. Bei der Arbeit mit Stereomikroskopen wurde immer wieder deutlich, dass Kinder Schwierigkeiten beim Ausrichten der Objekte, beim Scharfstellen und dem Einstellen des Augenabstandes haben. Die Überführung von Kleinlebewesen aus dem Käscher in Behältnisse mit einer Federstahlpinzette oder einem Plastiklöffel gelang Kindern jeden Alters gut (Abb. 3b, c, d). Federstahlpinzetten und ihre besonderen Möglichkeiten waren nahezu allen Kindern nicht bekannt. Erst nach einer gezielten Aufforderung und Erklärung nutzten sie dieses Werkzeug. Von da an nutzten sie die Pinzetten eigenständig und zielgerichtet, allerdings zeigten sich in der feinmotorischen Handhabung nicht nur altersbedingt deutliche Unterschiede.

Insbesondere von Erstnutzern wurden die Forschungsanleitungen kaum beachtet. Auch hier waren spezielle Hinweise darauf notwendig. Ganz anders jedoch verhielten sich Lehrkräfte und begleitende Eltern. Das deutliche Interesse an den Materialien zielte jedoch weniger auf die sofortige Nutzung, vielmehr auf die Möglichkeit sie als kostenloses Material zu erhalten und zu verwenden.

Erste Erfahrungen – Ausleihe und Nutzung

Bisher wurde in Karlsruhe die Möglichkeit zur Ausleihe des Albkoffers von Privatpersonen und Lehrkräften kaum wahrgenommen. Offenkundig sind die Ausleihorte in der Stadt zu weit vom Gewässer entfernt, die Hinweise auf die Möglichkeit der Ausleihe zu wenig bekannt und die Organisation der Ausleihe zu kompliziert.

Als zeitlich aufwändig erwies sich die Kontrolle des vielfältigen Inhaltes auf Vollständigkeit und Zustand bei der Rückgabe. Pinzetten und insbesondere Federstahlpinzetten fehlten regelmäßig, was auf den Verlust dieser relativ kleinen Werkzeuge im Gelände oder mangelndes Unrechtsbewusstsein zurückzuführen ist. Trotz einer Checkliste waren die Koffer schon nach kurzer Zeit nicht mehr vollständig. Selbst die Kennzeichnung von Kleininstrumenten mit farbigen Bändern, Markierungen und auffälliger Beschriftung (Abb. 2) dämmten deren Schwund nicht ausreichend ein.

Darüberhinaus musste der Inhalt der Koffer nach der Nutzung regelmäßig ausgebreitet und getrocknet werden.

Fazit

Wasseruntersuchungskoffer als Lehr-Lern-Materialien wurden und werden an unterschiedlichsten Stellen in der Gewässerpädagogik entwickelt und eingesetzt. Die Möglichkeiten und Grenzen mit ihnen aquatische Biodiversität zu vermitteln wurden bisher noch nicht systematisch erfasst.

Ein pädagogisch sinnvoll zusammengestelltes Set von Arbeitsgeräten ist sicherlich ein sehr gut geeignetes Instrument, Artenvielfalt begreifbar zu machen und Interesse für die Natur zu wecken. Entscheidend jedoch ist, dass diese Arbeitsgeräte auch tatsächlich genutzt werden. Oftmals behindern allein schon ungünstige Rahmenbedingungen (Ausleihorganisation, aufwändige Überprüfung der Geräte, Trocknen der Materialien, Neubeschaffungen bei Verlusten) die Umsetzung fachlich durchdachter und pädagogisch sinnvoller Konzepte.

Literatur

Balmford, A., Clegg, L., Coulson, T., Taylor, J. (2002): Why conservationists should heed Pokémon. - Science 295: 2367.

Berck, K.-H.,Klee, R. (1995): Empirische Untersuchungen über Bedingungen der Genese von Arten-Interesse – und das „Siebenschrittmodell“ als Vorschlag zu ihrer Realisierung im Biologieunterricht. - In: Mayer, J. (Hrsg.): Vielfalt begreifen – Wege zur Formenkunde. IPN, Kiel: 61-85.

Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - BMU, Berlin. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/biolog_vielfalt_strategie_nov07.pdf, eingesehen am 20.01.2010.

Dillon, J., Rickison, M., Teamey, K., Morris, M., Young Choi, M., Sanders, D., Benefield, P. (2006): The value of outdoor learning: evidence from research in the UK and elsewhere. - School Science Review 87.

Lehnert, H.-J. (1999): Botanische Formenkenntnis von Studienanfängern. - In: Lehnert, H.-J., Ruppert, W. (Hrsg.) Zwischen Wissenschaftsorientierung und Alltagsvorstellungen. Institut für Didaktik der Biologie, Johann-Wolfgang-Goethe-Universität, Frankfurt a. M.: 85-95.

Lude, A. (2001): Naturerfahrung & Naturschutzbewusstsein. - Studien Verlag, Innsbruck: 212 ff.

Mayer, J. (1995): Vielfalt begreifen – Wege zur Formenkenntnis. - IPN, Kiel: 9.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2005): Handbook of the Convention on Biological Diversity Including its Cartagena Protocol on Biosafety, 3rd edition. - Montreal, Canada.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Charakteristika und Qualitätsentwicklung außerschulischer Gewässerpädagogik

Carolin Rettig

Institut für Umweltsystemforschung, Barbarastr. 12/66, 49076 Osnabrück, crettig@usf.uni-osnabrueck.de

Keywords: Lernpsychologie, Wasser, Umweltbildung, Bildung für nachhaltige Entwicklung

Einleitung

Bereits seit Jahrzehnten sind die Themenkomplexe Wasser und Gewässer im Rahmen der Umweltpolitik und dem Ressourcenschutz ein wichtiger Bestandteil nationaler und internationaler Öffentlichkeits- und Bildungsarbeit. Dies spiegelt sich im schulischen Curriculum ebenso wider (z.B. Becker 2006) wie in den Zahlen einer Bestandsaufnahme der Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Umweltbildung (ANU): „Gewässer“ nehmen als Themenfeld gleich nach den „Pflanzen“ den zweiten Platz des allgemeinen Themenangebots deutscher Umweltbildungszentren ein (ANU 2001). Diese Bildungsangebote rund um Wasser und Gewässer werden im weiteren Verlauf unter dem Obergriff außerschulische Gewässerpädagogik zusammengefasst, ein Begriff, welcher zunehmend in Gebrauch kommt und als eine Teildisziplin der Umweltbildung zu verstehen ist (Rettig 2008). Was genau ist also außerschulische Gewässerpädagogik? Wie muss diese gestaltet sein, um die von den Bildungsanbietern angestrebten Ziele zu erreichen? Und gibt es Kriterien zur Sicherung der Qualität von außerschulischer Gewässerpädagogik?

Im Rahmen eines Dissertationsprojekts des Freiburger Instituts für Landespflege wurde diesen und weiteren Fragen nachgegangen. Die qualitativ ausgerichtete Forschungsarbeit bediente sich verschiedener sozial-empirischer Methoden und unterteilte sich in:

- eine Bestandsaufnahme zur Erfassung der Ist-Situation des Gewässerpädagogiksektors in Deutschland mittels Experteninterviews und qualitativer Inhaltsanalyse;
- der Entwicklung und Anwendung von lernpsychologisch begründeten Bewertungskriterien anhand von Literaturanalysen und den im Rahmen der Bestandsaufnahme erhobenen Interviewdaten;
- sowie einer Wirkungsstudie, in deren Rahmen mit Hilfe von zielgruppenspezifischen Fragebögen eine schriftliche Vorher-Nachher-Befragung durchgeführt wurde.

Im Mittelpunkt dieses Beitrags stehen die Ergebnisse aus der Bestandsausnahme, um die Charakteristika der Gewässerpädagogik zu beschreiben, sowie die Schlussfolgerungen aus der Zusammenschau der Ergebnisse, um näher auf die Qualitätsentwicklung einzugehen. Für eine umfassende Darstellung der Methoden und Ergebnisse, wie beispielsweise des eigens entwickelten Bewertungsverfahrens empfiehlt sich die Lektüre der Veröffentlichung von Rettig (2008).

Charakteristika der außerschulischen Gewässerpädagogik in Deutschland

Akteure

Auf Grund der Bildungsziele als Bestandteil des staatlichen Ressourcenschutzes und der Forderung nach Öffentlichkeitsbeteiligung im Rahmen der WRRL, werden von Bund und Ländern vor allem Lehr- und Lernmaterialien zum Themenkomplex „Wasser“ herausgegeben, welche auf den schulischen Einsatz abzielen, sich jedoch ebenso für die außerschulische Gewässerpädagogik eignen. In der eigentlichen Praxis handelt es sich vornehmlich um nichtstaatliche Bildungseinrichtungen, welche die Bildungsangebote umsetzen. Daneben zählen vor allem auch engagierten Einzelpersonen oder Vereine zu den Akteuren. Vereinzelt sind gewässerpädagogische Bildungsangebote jedoch auch an öffentliche Träger angegliedert, was zum Beispiel auf die untersuchten Bachpatenschaften zutrifft.

In der Umweltbildung allgemein sowie in der Gewässerpädagogik gibt es keinen einheitlichen Ausbildungsweg, so dass Gewässerpädagogen/-innen kaum auf direktem Weg zu diesem Tätigkeitsfeld gelangen, welches überwiegend in Teilzeit oder ehrenamtlich ausgeübt wird. Das bedeutet auch, dass Qualitätsstandards für die berufliche Praxis fehlen. Insgesamt herrscht jedoch ein recht hohes Qualifikationsniveau vor, mit einem Schwerpunkt in den naturwissenschaftlichen Fachbereichen (Giesel et al. 2002). Dies gilt auch für die im Rahmen des Forschungsprojekts befragten Gewässerpädagogen/-innen, welche äußerten, dass sie sich eine bessere pädagogische und didaktische Schulung wünschen würden, da sie sich dies bislang meist selbst aneignen mussten oder letztlich gar überwiegend intuitiv vorgehen (Rettig 2008). Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Professionalisierungsgrad der Gewässerpädagogik als Bildungszweig ohne einheitliche Ausbildungs- und Berufsstandards formal auf einem niedrigen Niveau einzuordnen ist. Dies heißt jedoch nicht, dass auf individueller Anbieterebene nicht auch ein hoher Professionalisierungsgrad erreicht werden kann.

Ziele

Die aktuelle Gewässerpädagogik zeichnet sich durch inhaltliche wie methodische Vielfalt mit unterschiedlichen operationalen Zielen aus. Nichtsdestotrotz kristallisiert sich eine allgemeine übergeordnete Zielsetzung heraus: „Gewässerpädagogik dient in erster Linie der Wiederbelebung und Stärkung der Mensch-Natur-Beziehung mittels systemorientierter und fächerübergreifender Wissensvermittlung, Naturerfahrung vor Ort und unter Einbeziehung der Sinne. Gewässerpädagogik soll zum Nachdenken anregen, das allgemeine Umweltbewusstsein schärfen, Werthaltungen verändern und schließlich positiv auf das Umweltverhalten des Einzelnen einwirken“ (Rettig 2008).

Ausprägungsformen

Wie diese Ziele im Einzelnen erreicht werden sollen, variiert stark und es gibt unterschiedliche Herangehensweisen, die im Folgenden als Ausprägungsformen der Gewässerpädagogik vorgestellt werden:

- Ausstellungen: Die Vermittlung von Informationen steht im Vordergrund; kein oder nur sehr begrenzter Freiluftbereich; überwiegend in gewässernaher Umgebung angesiedelt; Umbau permanenter Ausstellungen und somit inhaltliche Umgestaltung teilweise durch feste Installationen erschwert.
- Bachpatenschaften: Die Arbeit direkt am Gewässer steht im Vordergrund; Bachpaten sind Gruppen von Freiwilligen, welche einen Gewässerabschnitt regelmäßig über einen längerer Zeitraum hinweg pflegen; die für die Gewässerunterhaltung zuständige Behörde betreut die Bachpaten und leitet Arbeits- und Pflegeeinsätze an; zusätzlich werden von den Gruppen

zum Teil biologische, chemische und physikalische Gewässeruntersuchungen oder andere Aktivitäten (z.B. Nistkästen bauen) an ihrem Gewässerabschnitt vorgenommen.

- Fest installierte Bildungseinrichtungen mit und ohne Übernachtungsmöglichkeit: Handlungsorientiertes Lernen und Naturerfahrung mit allen Sinnen stehen im Vordergrund; Einrichtungen mit eigenem Lerngelände und/oder in geeigneter Umgebung; Materialien, Ausrüstung und Räumlichkeiten für verschiedene Zwecke vorhanden; festes Programm, das gebucht werden kann, ebenso wie die Zusammenstellung individuell abgestimmter Angebote.
- Mobile Angebote: Handlungsorientiertes Lernen und Naturerfahrung mit allen Sinnen stehen im Vordergrund; überwiegend fertig ausgearbeitete Führungen und Gewässerpädagogikprogramme, die gebucht werden können; flexible Durchführungsorte.

Manche Gewässerpädagogikanbieter sind nicht nur auf eine Ausprägungsform festgelegt, sondern kombinieren unterschiedliche Ausprägungsformen miteinander. Außerdem muss bedacht werden, dass dies eine erste zusammenfassende Kategorisierung von Gewässerpädagogikangeboten repräsentiert und sich im Laufe der Zeit durchaus weitere Differenzierungen ergeben können.

Zur lerntheoretischen Fundierung und Wirkung von Gewässerpädagogik

Erreichen die unterschiedlichen Ausprägungsformen der Gewässerpädagogik ihre Zielgruppen? Aufbauend auf lernpsychologischen Erkenntnissen und Theorien, wurden Bewertungskriterien zusammengestellt und angewandt. Die Kriterien beinhalten kognitive, affektive sowie soziale Elemente, welche für den Lernprozess besonders wichtig sind, sowie die Beschreibung der allgemeinen Bedingungen in deren Rahmen das Gewässerpädagogikprogramm durchgeführt wird. Außerdem wurden spirituelle Elemente in die Evaluierung mit einbezogen. Diese spielen potentiell eine wichtige Rolle bei der Wiederherstellung oder Vertiefung der Mensch-Gewässer-Beziehung, sind in Bezug auf die Lernpsychologie im deutschen sozio-kulturellen Kontext jedoch nicht unbedingt erforderlich und somit als fakultativ zu betrachten.

Die Anwendung dieser Kriterien auf insgesamt neun Bildungsangebote aller Ausprägungsformen fällt insgesamt positiv aus und die notwendigen kognitiven, sozialen und affektive Kriterien wurden überwiegend voll erfüllt, obwohl sich die Konzepte dieser Gewässerpädagogikanbieter nur teilweise auf lernpsychologische Erkenntnisse stützen. Dementsprechend konnte den untersuchten Bildungsangeboten überwiegend ein hohes Erfolgspotenzial hinsichtlich des Lerneffekts zugesprochen werden. Spirituelle Elemente spielen im Allgemeinen eine untergeordnete Rolle und waren in nur einem Fall Bestandteil des Angebots.

Die Wirkungsanalyse aus Sicht der Lernenden bestätigte die optimistische Einschätzung des potentiellen Lernerfolgs auf Grundlage der angewandten Kriterien nur teilweise. Es ließ sich beispielsweise nur vereinzelt ein Lerneffekt in Form von Wissenszuwachs oder neuen Fähigkeiten feststellen und auch in Bezug auf die soziale und affektive Dimension waren die Beurteilungen nicht nur positiv. Dabei kristallisierten sich Unterschiede zwischen verschiedenen Gruppen ebenso wie zwischen Einzelpersonen heraus.

Eine Erfüllung der aufgestellten Kriterien allein ist somit keine Garantie für den erwünschten Lerneffekt. Es existieren weitere Faktoren, welche das Lernen und somit die Wirkung von Gewässerpädagogikangeboten unterstützend oder drosselnd beeinflussen. Hierzu zählen Motivation und individuelle Fähigkeiten und Eigenschaften, welche nur schwer messbar sind, ebenso wie externe Bedingungen, welche die Lernumgebung prägen, zum Beispiel die Art der Unterbringung bei mehrtägigen Veranstaltungen. Hervorzuheben sind außerdem die altersangepasste Dauer eines Angebots und, sofern es sich um Schulklassen handelt, die Einbettung des Gewässerpädagogikprogramms in den schulischen Unterricht.

Abschließend ist zu betonen, dass keine eindeutigen und verallgemeinerbare Aussagen hinsichtlich der Wirkung gemacht werden können, da die qualitativen Forschungsergebnisse nicht ausreichen und allgemein in diesem Bereich der Umweltbildungsforschung eine deutliche Forschungslücke besteht (z.B. Eulefeld et. al 1988, Bolscho et al. 2002). Hinzu kommt, dass bisherige Wirkungsforschung sich vornehmlich der schulischen Umweltbildung gewidmet hat und eine Übertragung der Ergebnisse auf den außerschulischen Bildungssektor auf Grund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen nicht ohne Einschränkungen möglich ist (Rettig 2009).

Ansätze für die Qualitätsentwicklung

Die vorliegenden Kriterien haben sich insgesamt als praktikabel herausgestellt und die Forschungsergebnisse bieten eine Grundlage für die Festlegung weiterer Kriterien (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Anforderungskriterien, die das Fundament von Qualitätsstandards für die außerschulische Gewässerpädagogik bilden können (aus Rettig 2009)

Kategorie	Kriterien
Kognitive Ebene	▪ Lokalbezug ▪ Vorhandensein unterstützender Papiermaterialien ▪ Vorhandensein von Experimentiermaterialien ▪ Handlungsorientierung ▪ Systemorientierung ▪ Problemorientierung
Emotionale Ebene	▪ Sinneswahrnehmungsübungen ▪ Bewegung/Bewegungsspiele ▪ Geschichten und Märchen ▪ Gestalterische Elemente ▪ Naturerfahrung
Soziale Ebene	▪ Interaktion zwischen Lernenden und Lehrenden ▪ Gruppeninterne Interaktion
Spirituelle Ebene (optional)	▪ Thematisierung spiritueller und mythologischer Aspekte ▪ Meditation ▪ Durchführung/Nachspielen spiritueller Rituale
Externe Rahmenbedingungen	▪ gute Erreichbarkeit des Veranstaltungsortes, ▪ gute Zugänglichkeit des Gewässers ▪ Eignung des gewählten Gewässers für das geplante Programm ▪ altersangepasste Dauer des Programms ▪ Einbettung des Programms in den Unterricht ▪ zielgruppengerechte Unterbringung und Verpflegung (insbesondere bei mehrtägigen Veranstaltungen) ▪ Instandhaltung der Ausstattung

Auch wenn sich der Lernprozess als Ganzes nicht erfassen lässt, können die Kriterien nicht nur zur Bewertung herangezogen werden, sondern auch als Wegweiser für die Gestaltung und Umsetzung von Gewässerpädagogikangeboten ebenso wie die Ausbildung von Gewässerpädagogen/-innen dienen. Aufbauend auf den Kriterien ließen sich somit Qualitätsstandards für außerschulische Gewässerpädagogik in Deutschland formulieren. Dies würde auch der Professionalisierung der außerschulischen Gewässerpädagogik dienen, da so auch die Etablierung dieses Bildungszweigs als eigene Teildisziplin unterstützt werden kann.

Literatur

Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Umweltbildung (ANU), Bundesamt für Naturschutz (2001): Umweltzentren in Deutschland. Online verfügbar unter www.umweltbildung.de/uploads/media/umweltzentren_in_zahlen.pdf, zuletzt geprüft am 20. Juli 2006.

Becker, Gerhard (2006): Urbane Flüsse als Thema von Bildung für eine nachhaltige Entwicklung. Das Beispiel des Osnabrücker Netzwerks "Schulen für eine lebendige Hase". In: Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (Hg.): Stand und Entwicklung der Gewässerpädagogik. Schneverdingen. NNA-Berichte, S. 34–43.

Bolscho, Dietmar; Michelsen, Gerd (Hg.)(2002): Umweltbewusstsein unter dem Leitbild Nachhaltige Entwicklung. Opladen: Leske & Budrich.

Eulefeld, Günter; Bolscho, Dietmar; Rost, Jürgen; Seybold, Hansjörg (1988): Praxis der Umwelterziehung in der Bundesrepublik Deutschland. Kiel: IPN.

Rettig, Carolin (2008): Bestandsaufnahme und Evaluation außerschulischer Gewässerpädagogik. Eine explorative Studie. Culterra – Schriftenreihe des Instituts für Landespflege, Freiburg, Band 52

Rettig, Carolin (2009): Grundlagen außerschulischer Gewässerpädagogik und Ansätze für die Qualitätsentwicklung. In: Konold, Werner; Böcker, Reinhard; Hampicke, Ulrich (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: 23. Ergänzungslieferung, Wiley-VCH, Weinheim

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Gewässerführer in Baden-Württemberg - Gewässerpädagogik in der praktischen Umsetzung

Sandra Röck

Institut für Landespflege, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Tennenbacher Strasse 4, 79106 Freiburg
sandra.roeck@landespflege.uni-freiburg.de

Keywords: Multiplikatorfunktion, erlebnisorientierte Wissensvermittlung, Führungskompetenz

Einleitung

Die Wertschätzung und Wahrnehmung von Wasser und Gewässern in unserer Bevölkerung und allgemein in westlichen Kulturkreisen ist tendenziell oft gering. Die Wahrnehmung beschränkt sich immer mehr auf die wenigen Zentimeter zwischen Wasserhahn und Abfluss. Dabei ist kein Element so allgegenwärtig, so vielfältig erfahr- und erlebbar und faszinierend wie das Wasser. Wasser und vor allem die Gewässer müssen wieder verstärkt in den Blickpunkt der Öffentlichkeit treten. Um dies zu erreichen, wird das Konzept der Gewässerführer von der WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg umgesetzt. Die Organisation und die fachliche Begleitung der Ausbildungen werden derzeit vom Institut für Landespflege geleistet.

In Baden-Württemberg werden seit 2002 so genannte Gewässerführer in verschiedenen Regionen ausgebildet. Nach einer Überarbeitung des Konzepts durch das Institut für Landespflege im Jahr 2005 erfolgen nun regelmäßig Kurse. Es wird versucht nach und nach flächendeckend in Baden-Württemberg Gewässerführergruppen zu etablieren.

Ziel der Gewässerführerausbildung ist es, interessierte Personen zu schulen und ihnen die vielfältigen Facetten des Themas Wasser & Gewässer erlebnisorientiert zu vermitteln. Nach der Ausbildung sind die Gewässerführer mit der nötigen Kompetenz ausgestattet, um engagierte Führungen zu veranstalten und verschiedensten Zielgruppen für ihre heimatlichen Gewässer zu sensibilisieren und zu begeistern. Sie dienen damit als Multiplikatoren, die durch ihr Engagement und ihr Wissen das Erlernte lebendig an eine breitere Öffentlichkeit vermitteln.

Das Konzept der Gewässerführerausbildung

Organisation

Durch die Ausbildung zum Gewässerführer bekommen die Teilnehmer ein fundiertes Wissen, welches sie bei ihren Führungen mit Begeisterung weiter geben. Damit die vielschichtigen Themen vermittelt werden können, umfasst die Ausbildung 120 Stunden, verteilt auf 10 Wochenenden. Um Berufstätigen eine Teilnahme zu ermöglichen, finden die Kurstage Freitagnachmittags und samstags ganztägig statt.

Zielgruppe

Die Ausbildung zum Gewässerführer ist für interessierte Erwachsene gedacht. Seit 2005 werden die Gewässerführerausbildungen evaluiert, um die Zielerreichung zu überprüfen und eine gute Qualität der Ausbildung zu sichern. Dabei werden auch entsprechende personenbezogene Daten erhoben.

Durch die Evaluierung und die Befragung bereits ausgebildeter Gewässerführer zeigt sich eine heterogene Zusammensetzung bei den Gewässerführern. Es werden diverse Berufsgruppen angesprochen, wobei der naturwissenschaftliche Hintergrund dominiert (Tab. 1). Bei der Geschlechterverteilung zeigt sich eine weitgehende Gleichverteilung zwischen Frauen (55 %) und Männern (45 %). Die Altersverteilung erstreckt sich zwischen 20 Jahren und über 50 Jahren.

Tab. 1: Beruflicher Hintergrund der Kursteilnehmer.

Naturwissenschaftler (Biologie, Geologie, Hydrologie)	30 %
Pädagogen	16 %
Rentner	11 %
Büro / Verwaltung	10 %
Handwerk	9 %
Hausfrau/-mann	8 %
Ingenieure	7 %
Sonstige	9 %
k. A.	1 %

Damit wird deutlich, dass das Thema Gewässer für die verschiedensten Personengruppen von Interesse ist. Für die Kurse selbst bedeutet es eine Bereichung im Kursverlauf, da sich die Teilnehmer selbst einbringen können und von diesem Angebot auch Gebrauch machen.

Inhalte

Durch die Ausbildung sollen die Teilnehmer „Führungskompetenz“ erlangen, also die Fähigkeit Führungen an Gewässern erfolgreich und interessant durchzuführen. Um dieses Ziel zu erreichen, decken die Kursinhalte vier Bereiche ab: Fachwissen, didaktische und pädagogische Grundlagen, Ortskenntnis und Begeisterung wecken.

Das Fachwissen wird durch unterschiedliche Fachreferenten aus Praxis und Wissenschaft vermittelt. Die Themen decken dabei ein breites Spektrum ab. Dazu gehören unter anderem ökologische, limnologische, und hydrologische Grundlagen, Aspekte des Wasserrechts und der nationalen und internationalen Wasserpolitik, die EU-Wasserrahmenrichtlinie, die Themenkomplexe Gewässerentwicklung und –pflege, Hochwasserschutz, virtuelles Wasser, Trink- und Abwasser, sowie geschichtliche Aspekte der Gewässernutzung, aber auch Sagen, Märchen und Geschichten rund ums Wasser.

Die Ortskenntnis erlangen die Teilnehmer hauptsächlich dadurch, dass die Ausbildung direkt vor Ort an den regionalen Gewässern stattfindet. Alle vorhandenen Gewässertypen werden praktisch erlebt und theoretisch abgehandelt. Schutzgebiete und Lehrpfade sind ebenso Bestandteil der Ortskenntnis, wie die historische Gewässernutzung in der Region. Da die Gewässerführer schon während des Kurses geeignete Örtlichkeiten kennen lernen, fällt ihnen später der Einstieg in die eigene Führungstätigkeit leichter.

Didaktische und pädagogische Grundlagen werden im gesamten Kursverlauf behandelt. Generell baut die Ausbildung auf eine erlebnisorientierte Wissensvermittlung auf. Die erlernten Inhalte können sogleich ausprobiert und umgesetzt werden. Tipps, wie man beispielsweise spielerisch oder anschaulich durch Experimente bestimmte Inhalte für unterschiedliche Ziel- und Altersgruppen vermitteln kann, werden in der Gruppe selbst ausprobiert. Der Kontakt zum Element Wasser und zu den örtlichen Gewässern wird gefördert und gefestigt. Diese Form der Wissensvermittlung wurde bei der Evaluation durchweg als positiv empfunden. Da eine persönliche und emotionale Beziehung aufgebaut wird, wird die Motivation etwas für die Gewässer zu tun gesteigert.

Ausbildungsskript

Als Nachschlagewerk wird den Gewässerführern ein umfangreicher Materialordner zur Verfügung gestellt. Mit der Erstellung dieser Materialien wurde im Vorfeld eine Projektgruppe bestehend aus Fachleuten aus der Wasserwirtschaft, der Wissenschaft und der Pädagogik beauftragt. Inhaltlich decken sich die aufgearbeiteten Themen mit den Kursinhalten und haben landesweite Gültigkeit. Während des Kurses werden die Materialien durch die jeweiligen lokalen und regionalen Inhalte ergänzt und erweitert, um wiederum den Ortsbezug herzustellen.

Die Betreuung danach

Ein wichtiger Baustein des Konzepts ist die Nachsorge. Für eine fachliche Weiterentwicklung werden von der WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH Fortbildungen und der Zugang zu Fachliteratur angeboten. Die Vernetzung der einzelnen Gruppen, ein jährliches Landestreffen und ein mehrmals jährlich erscheinender Rundbrief sind wichtige Bestandteile des Erfahrungsaustausches. So können die Gewässerführer auch nach erfolgreichem Abschluss des Kurses nachhaltig arbeiten.

Fazit

Die bisherigen Erfahrungen und die Nachfrage zeigen, dass das Konzept der Gewässerführer großen Anklang findet. In den Kursen haben sich Personen unterschiedlichster Ausbildung und Herkunft zu Gewässerführern ausbilden lassen. Sie haben die Kompetenzen erworben, anderen die Themenkomplexe Wasser und Gewässer mit Begeisterung näher zu bringen und erreichen damit eine breite Öffentlichkeit. Die Aktivitäten der Gewässerführer zeigen, dass diese Kompetenz auch eingesetzt wird. Die derzeit aktiven Gewässerführergruppen bieten unterschiedliche Führungen (einige bis zu 60 Führungen im Jahr) und Veranstaltungen an ihren heimischen Gewässern an. Dieses Angebot beinhaltet Führungen für Bürgerinnen und Bürger, Touristen, Vereine, Geburtstagsfeiern, Firmen, Schulen, Kindergärten, Jugendgruppen usw. Die Einsätze sind somit vielfältig und getragen von Begeisterung. Dass sie eine positive Wirkung auf die Teilnehmenden haben, zeigt sich vor allem an der steigenden Nachfrage, sobald sich die Gewässerführer vor Ort etabliert haben.

Ergänzende Literatur

Röck, S. (2008): Gewässerführer in Baden-Württemberg. BNE-Journal - Online Magazin "Bildung für nachhaltige Entwicklung", Ausgabe 4/2008.

Röck, S. & Rettig, C. (2006): Ausbildung von Gewässerführern für die Regionen Freiburg und Südlicher Schwarzwald - Durchführung und Evaluation. Abschlussbericht - Badenova Innovationsfonds: 27 S.

Kaiser, O.; Röck, S. & Rettig, C. (2006): Die Ausbildung von Gewässerführern in Freiburg. ANLiegen Natur 30: 69-73.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Artenschutz-, Renaturierungs- und Pflegeprojekte von Bachläufen mit Grundschulen – ein Erfahrungsbericht

Sabine Schmidt-Halewicz

schmidt-halewicz@limsa.de, LimSa Gewässerbüro, 78467 Konstanz

Keywords: Artenschutz, Renaturierung, Gewässerpädagogik, Schule

Einleitung

Was können Schulklassen tun? und ***Was bleibt nach Ende des Projektzeitraumes?***

Dies sind zwei Fragen, die den Untertitel dieser Arbeit formulieren können. Im Zuge der Umsetzung von Gewässerentwicklungsplänen wurden an einigen Bachläufen im Landkreis Konstanz Umgestaltungen vorgenommen, so der notwendige Grunderwerb vollzogen und die Finanzierung aufgebracht werden konnte. Insbesondere das Vorhandensein von FFH-Arten wie dem Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) oder der Kleinen Flussmuschel (*Unio crassus*), bietet Möglichkeiten für besondere Aspekte der Gewässerpädagogik, weil sie dem behandelten Gewässer Einmaligkeitswert gibt (Schmidt-Halewicz 2005, 2006). Die selten und schützenswert gewordenen Tiere bieten die Chance auf den Wissenstransfer an Schüler und Lehrer der Schule. Ebenso ist ihr Schutz während der Umbaumaßnahme essentiell und eine erste, dringliche Pflegeaufgabe, ohne die sich Eingriff und Artenschutz bereits widersprächen. Die Schulen können und sollten in Form einer Bachpatenschaft dann auch nach Ende der Baumaßnahme verschiedene Pflegeaufgaben weiterführen, bzw. den Bach-Lerngang im Jahresunterrichtsprogramm beibehalten. Hintergund für diese Arbeit sind die Fragen: a) ist Schule (als Bildungsangebot) mit Naturschutz (als Pflegeaufgabe) vereinbar? b) die Frage der Nachhaltigkeit: aus dem Vergleich zweier ähnlicher Ansätze – was bleibt, was wird weitergeführt von den Schulen?

Material und Methoden

Tab. 1: Bachgebiete und Renaturierungsaufgaben.

Bachname	**Mühlbach**	**Adelheider Bach**
Ortszugehörigkeit	Radolfzell-Markelfingen	Allensbach-Hegne
Länge	2 km lang	ca. 5 km lang
Breite	2-4 m	0,3-1,5 m
Tiefe	0,3-1,5 m	0,05-0,40 m
Herkunft	Abfluß des Mindelsee	Quellgebiet auf dem Bodanrück
Gewässergüte	II, II bis III	I bis II, II
Besonderheiten	Fischereirecht verpachtet, §24a-Biotop, FFH-Art: *Unio crassus*	keine Fische, FFH-Art: *Austropotamobius torrentium*
Abschnittslänge	400 m	500 m

Renaturierungs-aufgaben	Strukturvielfalt durch Mäander u. Störsteine erhöhen Durchgängigkeit herstellen Bisamraub vorbeugen Muschelschutz	Strukturvielfalt erhöhen, damit mehr Versteck-möglichkeiten fürden Krebs schaffen, Dolen entfernen, um damit die Populationstrennung aufzuheben, Einflußvon Neozoen vorbeugen (Krebstpestgefahr)

Die Bachgebiete und ihre Renaturierungsaufgaben

Das Gebiet, in dem die beiden vorzustellenden Projekte stattfanden, liegt auf dem Bodanrück, einer Landzunge zwischen zwei Teilen des Bodensees. Jedes Teilgebiet besteht jeweils aus einem Bachlauf (Gewässer 2.Ordnung) und dem angrenzenden, gesetzlichen Uferstreifen. Die Bäche münden beide in den Bodensee-Untersee. Sie werden in Tab. 1 mit ihren Besonderheiten tabellarisch skizziert.

Die Schulprojekte

An beiden Gewässern stand entweder eine Renaturierung eines Teilabschnitts bevor, oder sie wurde im Zuge des Projektes in Planung genommen bzw. bei Projektende durchgeführt. Die Projektverläufe mit den Schulen als Kooperationspartner liefen entsprechend unterschiedlich, je nachdem, ob Termin der Durchführung bereits bevorstand oder erst als Teilziel zusammen mit den Schulklassen erreicht wurde. In beiden Fällen lag die vorrausgehende Fachbegutachtung der FFH-Arten in derselben Hand wie die Leitung des Schulprojekts. Nachfolgende Tab. 2 verdeutlicht Gleiches und Verschiedenes bei den beiden Projekten, sowohl hinsichtlich Renaturierung, als auch hinsichtlich Schulprojekt.

Tab. 2: Vergleich der Projekte hinsichtlich Renaturierung und Schulprojekt.

	Gleiches	**Verschiedenes**
Bei der Renaturierung	Planungsbüro für die Renaturierung	Zuständigkeit für den betroffenen Gewässerabschnitt privat oder Gemeinde
	Gewässer 2. Ordnung	Einsatz als Ausgleichsmaßnahme
	Besiedlung mit besonders geschützten Arten	Gewässergröße (siehe Tab.1)
	Bestandsaufnahme für die FFH-Arten in dergleichen Hand wie Projektleitung	Zeitpunkt der Maßnahmenumsetzung während oder am Beginn des Schulprojekts
Beim Schulprojekt	Durchführung von Lerngängen an den Bach sind Inhalte der Gewässerpädagogik, jeweils angepasst auf die speziellen Gewässergegebenheiten	Entstehung auf Betreiben der Schulleitung oder Ansprechen nächstliegender Schule
	Begleitung des Maßnahmenerfolges	Einbindung der LehrerInnen verpflichtend oder freiwillig
	Förderung der Umweltbildung durch Plenum Westlicher Bodensee	Übernahme der Patenschaft oder nicht
	Projektdokumentation bzw. Handreichung erstellt	Zeitdauer der geförderten Umweltbildungs-maßnahme 3 Jahre bzw.1,5 Jahre
	Öffentlichkeitsarbeit durch Ausstellung, Elterneinbezug, Texte im Gemeindeblatt	

Ergebnisse und Diskussion

Pflegeaufgaben für die Schulklassen

Mit den beteiligten Schulklassen wurden verschiedene Pflegeaufgaben getestet. Die geeignetsten werden nachfolgend, getrennt nach Bach, in Tab. 3 aufgelistet. Schule braucht bestimmte Vorgehensweisen und die Einbeziehung aller Schüler, was für manche Freilandaktion bei Klassengrößen an die 30 zum logistischen Balanceakt wird – Lernen ist immer auch ein sozialer Prozeß. Die Pflegeaufgaben müssen so angelegt sein und wiederum so sicher sein, dass sie auch ohne Expertenbegleitung allein von Lehrerin und Klasse in Angriff genommen werden können. Die sichersten Themen ohne tieferes Hintergrundwissen sind beim Adelheider Bach ´Müll eisammeln´ und ´Rechen freilegen´, beim Mühlbach ´Offene Muschelschalen gehäuft – melden´.

Tab. 3: Vergleich der Bäche bzw. Projekte hinsichtlich Pflegeaufgaben für Schulklassen.

Mühlbach - Pflegeaufgabe	Adelheider Bach - Pflegeaufgabe
Die Flußmuscheln	Die Steinkrebse
erkennen lernen, im Bedarfsfall absammeln und umsetzen	erkennen lernen, im Bedarfsfall suchen ggf, umsetzen.
Ufergehölz	Ufergehölz
Erlen,Weiden – kennenlernen, setzen, später auch schneiden	Erlen,Weiden – kennenlernen, setzen, später auch schneiden
Der Bisam - ein Problemtier	Bäume am Waldrand pflegen
Bisambauten erkennen lernen, zählen, beobachten, an die Gemeinde melden	überhängende Ufervegetation zurückschneiden.
Offene, leere Muschelschalen finden sich gehäuft an einigen Stellen im Bach, an die Gemeinde melden	Müll einsammeln
	Ein Dauerthema – ausgerüstet mit Säcken und Greifzangen Einsammeln des gefundenen Mülls.
	Rechen freilegen
	Die Rechen, Laub- bzw. Holzfanggitter vor einer Dole, müssen gelegentlich frei geräumt werden.

Natürlich bedarf es jeweils eines Anlasses, warum Steinkrebse oder Flussmuscheln umgesetzt werden sollen. Schließlich sollen weder Schulklassen bzw. sonst jemand selbsttätig an FFH-Organismen herangehen. Oder es muß jemand anmelden, dass die Vegetation zu stark in den Bach entlaubt oder ihn beschattet. Insofern ist es ratsam, den Kontakt zum Revierförster zu halten, der solche Aktionen sicher wohlwollend unterstützt. Aus der Gemeinde oder durch einen Naturschutzverband sind ebenfalls Anregung zu notwendigen Aktionen zu bekommen. Um wiederum für solche ´Umsetzaktionen´ verfügbar zu sein, muß das ´know how´ in der Klasse da sein, d.h. Kinder, die die Muschel nie gesehen haben, sind als ´Muschelfinder´ natürlich nicht sinnvoll. Die Weitergabe des Wissens obliegt selbstverständlich den LehrerInnen, die jedoch meist alle zwei Jahre eine neue Klasse übernehmen.

Nachhaltigkeit – was bleibt?

Für diese Untersuchung wurde ein Fragebogen entwickelt, der in der Rückschau nach 1 bzw. nach 5 Jahren abfragte, was den Beteiligten, zumeist LehrerInnen, einerseits in Erinnerung, andererseits für den Unterricht geblieben war. Es sollte zudem herauszulesen sein, wie häufig Klassenausflüge

getätigt werden und welcher Prozentanteil davon in Unterricht am jeweiligen Bach investiert wird. Die nachfolgenden Fragen fallen bei dieser Arbeit unter den Begriff Nachhaltigkeit:

- Die Kinder haben etwas gelernt ?
- Wie gehen die Kinder später mit dem Gewässer um?
- Was haben die beteiligten Lehrer noch in Erinnerung ?
- Die Kinder haben etwas gelernt?
- Weitere Fortsetzung nach Projektende ohne oder mit weniger Experteneinsatz?
- Sind Arbeitsvorlagen für die Lehrer / die Schule sind verfügbar?

Der erste Punkt ist recht einfach abzufragen, wenn unmittelbar nach Projektende Leistungsnachweise von den Schülern eingefordert werden. Der zweite Punkt ist generelles Ziel einer gewässerpädagogischen Maßnahme, bisher jedoch nicht leicht zu evaluieren, v.a. weil die Kinder sich in unterschiedliche Schulen und spätere Lebenswege verteilen. Einen Ansatz versucht Rettig (2009). Die weiteren Punkte wurden in unserem Fragebogen erfasst und sind in nachfolgenden Abbildungen zusammengetragen.

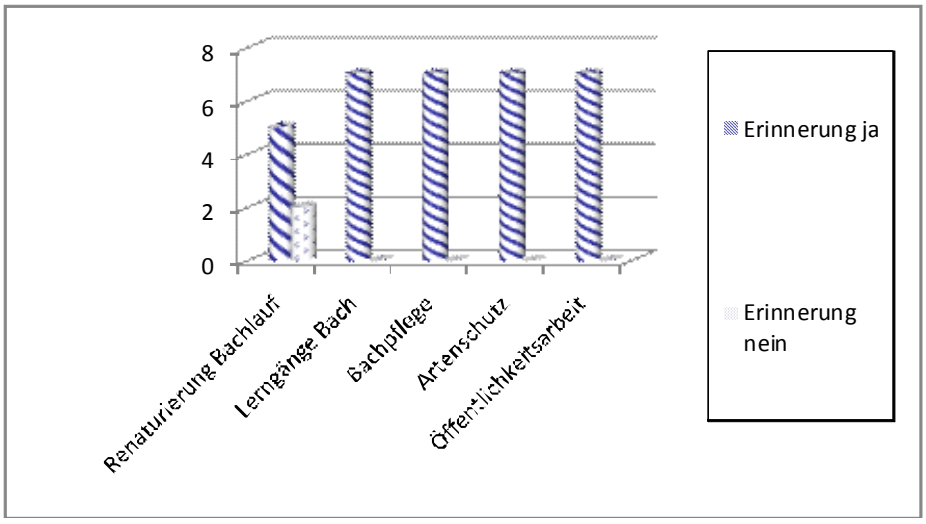


Abb. 1: Erinnerung an Inhalte nach Projektende mit Abstand von 1 bzw. 5 Jahren.

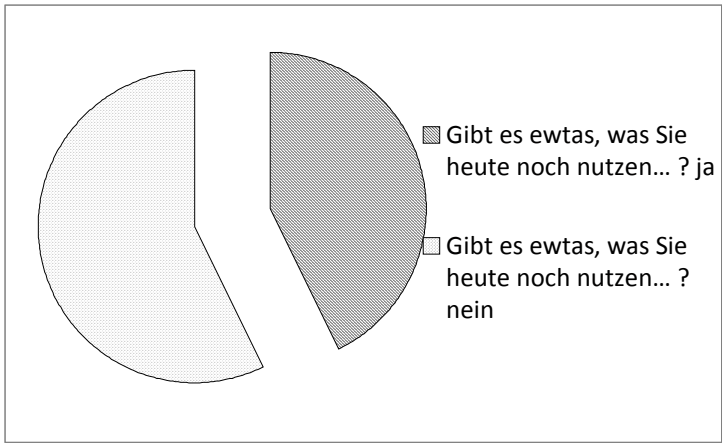


Abb. 2: Frage nach dem Nutzen heute, mit Abstand von 1 bzw. 5 Jahren.

Abb.1 zeigt deutlich, dass bei fast allen Personen (7) absolut präsent war, welche Inhalte das Projekt behandelte. Bei der Frage, ob es Bereiche gibt, die heute (mit Abstand zum Projektabschluß) noch genutzt werden, antworten nur 43 % mit ja (Abb.2). Fragt man dagegen, wie häufig Ausflüge an den betreffenden, renaturierten Bach jährlich durchgeführt werden, passiert dies anscheinend bei mehr als der Hälfte regelmäßig (Abb. 3).

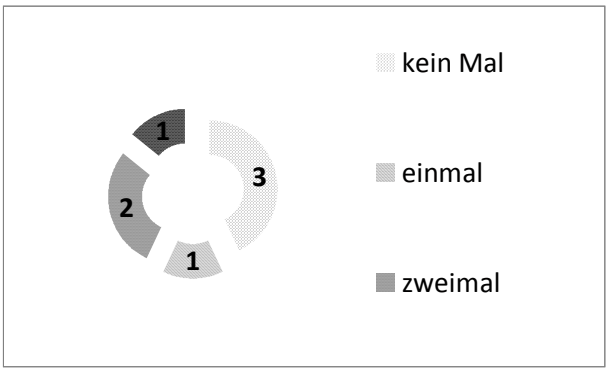


Abb. 3: Frage nach der Häufigkeit von Besuchen an den betreffenden Bach, mit Abstand von 1 bzw. 5 Jahren.

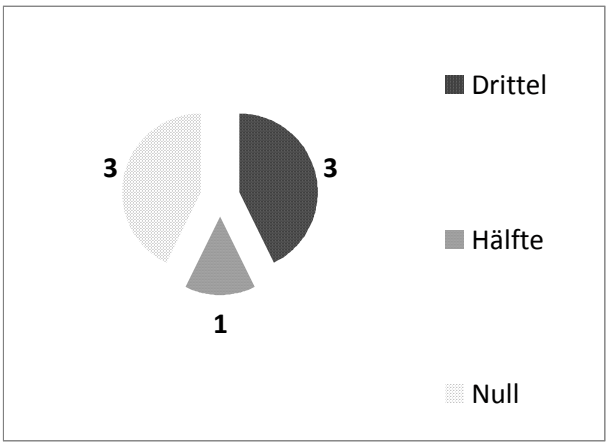


Abb. 4: Rechnerischer Anteil von Bachbesuchen an der angegebenen Menge von außerschulischen Lernorten plus Bachbesuchen.

Andere außerschulische Lernorte werden 2-5 x jährlich aufgesucht. Nimmt man Bachausflüge und außerschulische Lernorte zusammen, ergibt sich bei 3, dass sie ein Drittel ausmachen, bei 1 die Hälfte. Bei den anderen 3 ist der Anteil Bachbesuche gleich 0, weil sie ihn nicht als außerschulischen Lernort nutzen.

Worin sind hier die Ursachen zu suchen? Lern- bzw. Arbeitsmaterial als Kopiervorlagen sind vorhanden. Eine betreffende Lehrerin gab an, sich nicht kompetent genug zu fühlen in der Bachbiologie. Hier wären regelmäßige Fortbildungen oder Schulungen sicher sinnvoll, um Motivation und bachökologische Fitness zu erhöhen. Der Grund wird allerdings auch in der unterschiedlichen Struktur der beiden Projekte liegen. Nachfolgende Tabelle 4 zeigt die gravierenden Unterschiede zwischen den Projekten auf. Das Projekt in Hegne am Adelheider Bach liegt zeitlich kürzer zurück, und die Schulleitung kam auf die Expertin zu (intrinsisch motiviert). Jene LeherInnen aus Abb. 4, die den Bach nicht weiterhin nutzen, sind die, die am ersten Projekt teilnahmen. Deshalb liegt der Schluß nahe, dass alle Faktoren, die beim Hegener Projekt in Tab. 4 mit ´ja´ tituliert sind, also eine längere Laufzeit und damit Begleitungszeit durch die Expertin, die Umsetzung der Renaturierung am Ende, als Teilziel des Pojektzeitraumes, die Übernahme der Patenschaft für den Bach und die Einbindung LeherInnen zielführend für die Nachhaltigkeit eines solchen Projektes stehen.

	Markelfingen - Mühlbach	Hegne - Adelheider Bach
Laufzeit	1,5 Jahre	3 Jahre
Einbindung LehrerInnen	nein	ja
Intrinsische Motivation	nein	ja
Fortbestand als Patenschaft	nein	ja
Zeitpunkt der Baumaßnahme	Projektbeginn	Projektende
Unterstützung seitens Gemeinde	nein	ja
Einrichtungsüber-greifend - mit Kiga	ja	nein

Zusammenfassung / Schlussfolgerungen

Zu den eingangs gestellten Fragen lässt sich zusammenfassen, dass Naturschutz und Schulunterricht durchaus keinen Widerspruch bedeutet. In beiden Projekten wurden Pflegeaufgaben entwickelt, die von Schulklassen mit Lehrperson(en) ohne großes Hintergrundwissen gefahrlos wie effektiv durchgeführt werden können. Die Frage der Nachhaltigkeit ist diffizieler. Die Nachhaltigkeit im Sinne von weiterer Nutzung und Anwendung des im Projekt eingebrachten Wissens hängt von mehreren schulinternen Faktoren ab (siehe Tab. 4). Letztlich spielt die Motivation (Haltung der Schulleitung) wie auch eine neuerdings übliche Profilgebung der Schule (Profil Naturpädagogik) sicher eine entscheidende Rolle für die nachhaltige Weiternutzung des im Projekt gesammelten Wissens.

Literatur

Schmidt-Halewicz, S. (2005): Gewässerpädagogik – Arbeit mit Schul- und Kindergartenkindern am renaturierten Gewässer – Erweit. Zusammenfass. DGL Jahrestagung in Karlsruhe, 2005

Schmidt-Halewicz, S. (2006): Gewässerpädagogik mit einer Grundschule begleitend zu einer Bachrenaturierung – NNA-Berichte 19/2, S. 54-62

Rettig, C. (2008): Bestandsaufnahme und Evaluation außerschulischer Gewässerpädagogik – eine explorative Studie, Culterra 52, Freiburg 178 S.

Danksagung

Für die finanzielle Förderung danken wir Plenum Westlicher Bodensee, der Stadt Radolfzell und der Gemeinde Allensbach. Den Grundschulen in Hegne und Markelfingen unser Dank für das Interesse und die Mitarbeit, dem Förster Martin Kreutz, sowie meinem ehemaligen Kollegen Stefan Heitz für Anregung und kollegiale Unterstützung.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Lernort Donau - Modellprojekt zur umweltbildnerischen Begleitung einer gewässerökologischen Großbaumaßnahme

Antje Schnellbächer-Bühler[1] & Hans-Helmut Klepser[2]

[1] Löhlebühl 6, 88379 Unterwaldhausen, schnellbaecher_buehler@01019freenet.de [2]Regierungspräsidium Tübingen, Konrad-Adenauer-Straße 20, 72072 Tübingen, Hans-Helmut.Klepser@rpt.bwl.de.

Keywords: Umweltbildung, Gewässerpädagogik, Flusssanierung

Ausgangssituation

Das Regierungspräsidium Tübingen wird im Rahmen des Integrierten Donau-Programms sowie zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in den Jahren 2009 bis 2011 das Renaturierungsvorhaben „Donausanierung Hundersingen-Binzwangen“ umsetzen. Die Maßnahme wird im deutschen Bundesland Baden-Württemberg, zwischen Herbertingen-Hundersingen, Landkreis Sigmaringen und Ertingen-Binzwangen, Landkreis Biberach durchgeführt.

Auf einer Länge von 2,7 km erhält die Donau ein neues, naturnahes Flussbett. Die neue Flusssohle liegt um bis zu 2,5 m höher als im bisherigen eingetieften Zustand. Sie wird über eine „Raue Rampe“ an den Unterlauf angeschlossen. Mittels Geländeabtrag werden Wasserwechselzonen geschaffen, die vom Hochwasser überformt werden. Die Talaue wird der natürlichen Sukzession und der morphologischen Selbstentwicklung überlassen. Ziele sind die Revitalisierung der Flussaue, die Regeneration der Flusslandschaft, die Reaktivierung der Hochwasserretention sowie die Schaffung eines neuen, vielgestaltigen Flussbettes statt des begradigten Flusslaufes. Während und nach der Bauphase werden sich der Flussabschnitt und die umgebenden Ökosysteme verändern.

Begleitend zur Sanierung der Donau wird das Umweltbildungskonzept „Lernort Donau“ erarbeitet und pilothaft umgesetzt. Ziel ist, die unterschiedlichen Gruppen (Bevölkerung, Kinder und Jugendliche, Schüler, Touristen, Kanuten und Radwanderer) über das Projekt und dessen Hintergründe zu informieren. Dabei sollen die zahlreichen Aspekte der Landschaftsentwicklung, der Beziehungen zwischen Mensch und Gewässer sowie Kenntnisse zu Biodiversität, Gewässermorphologie und Flussökologie vermittelt werden. Dadurch soll auch die Akzeptanz der Baumaßnahmen zur Gewässersanierung in der Bevölkerung erhöht werden.

Standort:

Die Sanierungsstrecke der Donau liegt bei Flusskilometer 2660 im südlichen Baden-Württemberg in den Gemeinden Herbertingen, Gemarkung Hundersingen, Landkreis Sigmaringen und Ertingen, Gemarkung Binzwangen, Landkreis Biberach.

Der gesamte Donauabschnitt und die zugehörige Aueniederung ist innerhalb des „Naturparks Obere Donau“ gelegen. Von kulturhistorisch besonderer Bedeutung sind die unmittelbar anliegende „Heuneburg“, ein keltischer Fürstensitz aus dem 7.-5. Jahrhundert vor Chr. und die parallel zur Donau

verlaufende Römerstraße, die auf die frühe Nutzung der Donau und der Flussaue durch den Menschen hinweisen.

Lernort Donau - Inhalte

In unterschiedlichen Bildungsmodulen werden die folgenden Themenkomplexe spezifisch für die Zielgruppen Bevölkerung der Region, Schüler, Kinder und Jugendliche, Gäste der Region, insbesondere Kanuten und Radtouristen, aufbereitet:

- ⊡ Donausanierung: Planung und Baufortschritte
- ⊡ Biodiversität, ökologische Beziehungen im Fluss
- ⊡ Flussdynamik und Sukzession als natürliche Landschaftsgestalter und als Werkzeug der Flusssanierung, Dynamik der Ökosysteme
- ⊡ Veränderungen der Flusslandschaft durch den Menschen seit historischer Zeit in einem archäologisch und kulturhistorisch bedeutsamen Umfeld
- ⊡ Wasser als Lebensader, Energiespender und Transportweg: Bedeutung von sauberem Wasser und intakten Ökosystemen für die Lebensqualität
- ⊡ Die Donau als verbindendes Element in Europa

Lernort Donau - Konzept und Leitfaden zur Vorgehensweise

Dem Umweltbildungskonzept gingen Umfragen und eine Ideenfindung bei allen relevanten Gruppen (Gemeinden, zuständige Behörden, Naturschutzverbände, Fischereivereine, Denkmalpflege) sowie eine Bestandserhebung der touristischen Infrastruktur (Wege, Infotafeln, Rastplätze) und bestehender (Umwelt-) Bildungsangebote der Region voraus.

Diese Bestandserhebung dient dazu, das neue Bildungskonzept und zu erstellende Infrastrukturen auf die bestehenden Infrastrukturen abzustimmen, sich mit vorhandenen Angeboten zu vernetzen und sich gegenseitig zu ergänzen. Vor allem soll eine Überfrachtung der Landschaft mit Infotafeln und Wegeführungen vermieden werden.

Die Erhebung der touristischen Infrastrukturen ergab zwei Radwege, einen archäologischen Lehrpfad um die „Heuneburg“, das Keltenmuseum Heuneburg, das Römermuseum Mengen-Ennetach, mehrere Infotafeln zur Kulturlandschaft sowie zahlreiche Wegweiser und Hinweistafeln.

Stationäre Angebote zur Gewässerpädagogik finden sich in der näheren Umgebung: Beuron (50 km), Sigmaringen (23 km), Federsee bei Bad Buchau (20 km), Munderkingen (15 km).

Das Landesamt für Denkmalpflege und die Museen werden wichtige Partner bei der Darstellung der Kulturlandschaftsentwicklung und des Wirkens des Menschen entlang der Donau. Die Schwerpunkte der Gewässerpädagogik im Lernort Donau sind so gesetzt, dass eine Konkurrenzwirkung vermieden, stattdessen jedoch eine sinnvolle Ergänzung der bestehenden Angebote erreicht wird. Durch Vernetzung der Angebote soll die Nachhaltigkeit der Wissensvermittlung bei den Besuchern gestärkt werden.

Lernort Donau - Maßnahmenkatalog des Umweltbildungskonzeptes

Aus den Ergebnissen der Bestandserhebung sowie den Ideen und Wünschen wurde ein Maßnahmenkatalog entwickelt, aus dem in der Folge Module zur Umsetzung ausgewählt und umgesetzt werden.

Tab 1 Maßnahmenkatalog zur Umweltbildung im Lernort Donau

1. Stationäre Einrichtungen "Laufkundschaft"
1.1 2 Rundwanderwege
1.2 Beschilderung Rundwanderweg 1
1.3 Beschilderung Rund-Wanderweg 2
1.4 Infostation "Wegekreuz"
1.5 Donauzugang-Gewässerpädagogik
1.6 Lernstation Gewässer

2. Angebote für Schulen
2.1 UE Gewässerpädagogik, Handreichung für Schulen
2.2 Mobile Gewässerpädagogik, Wasserwagen
2.3 UE Flussdynamik und Landschaftsentwicklung
2.4 Lehrerfortbildungen zu den UE

*UE= Unterichtseinheit

3. Veranstaltungen für Gäste der Region/ Einheimische
3.1 Führungen zur Flussbaustelle
3.2 Donau- Führungen

4. Regionale und überregionale Information
4.1 Infomaterial zum Sanierungsprojekt
4.2 Diaschau oder Film zum Sanierungsprojekt
4.3 Infomaterial und Präsentationen zu Lernort Donau

5. Projektmanagement
5.1 Lernort Donau-Koordinierungsstelle

6. Multiplikatoren-schulung
6.1 Schulung von Referenten

7. Visionen
7.1 Landschulheim Mensch und Kulturlandschaft
7.2 Biber- Hideout
7.3 Donau- Fest

Schwerpunkt wird die Bildung von Kindern und Jugendlichen, vor allem im Rahmen von schulischen Veranstaltungen sein. Beispielhaft werden die dazu im Konzept vorgeschlagenen Maßnahmen hier näher vorgestellt.

Lernort Donau – Umweltbildungskonzept zu den Angeboten für Schulen

Die Angebote für Schulen werden gezielt im Hinblick auf die Bildungspläne Baden-Württembergs aus dem Jahr 2004 entwickelt, um den Lehrkräften den Zugang zu den Programmen zu erleichtern sowie die Einbindung in den Unterricht und damit die Nachhaltigkeit der vermittelten Inhalte zu fördern. Es werden hierzu Handreichungen für Lehrkräfte entwickelt, die Grundlagenwissen, Ar-

beitsblätter und Daten enthalten. Die Verbreitung geschieht per CD/DVD. Lernort Donau wird gezielt bei den Schulen der Region beworben. Projektschulen sollen aufgebaut werden. Eigens geschulte Referenten werden die Schulklassen auf Exkursionen zur Donau begleiten. Lehrerfortbildungen sind ein wichtiges Instrument, um auf die Angebote aufmerksam zu machen und den Einsatz der Handreichungen zu fördern. Um vor allem auch höhere Klassen zu erreichen, sollen EDV, GPS und Internet zur Dokumentation und Analyse bei den Umweltbildungsprogrammen zum Einsatz kommen.

Klassische Gewässerpädagogik, für die Jahrgangsstufen 3 bis 6

Die „Klassische Gewässerpädagogik" mit Gummistiefel, Kescher und Becherlupe ist vor allem in den Klassen 3/4 im Fächerverbund „Mensch-Natur-Kultur", in den Klassen 5/6 in Biologie, Naturphänomene, im Fächerverbund Materie-Natur-Technik sowie im Fächerverbund Naturwissenschaftliches Arbeiten gefragt und kann auch fächerübergreifend in Deutsch, Musik und Kunst angeboten werden. Die Themen „Artenvielfalt im Gewässer", „Ökosystem Fluss", „Mensch und Donau" und „Entstehung der Kulturlandschaft" werden altersgerecht aufbereitet. Vor allem die neuen Fächerverbünde bieten Anknüpfungspunkte zur Einbeziehung der Gewässerpädagogik in den Unterricht. Für die Exkursionen an die Donau wird ein „Wasserwagen" mit Material und Bestimmungsliteratur ausgestattet. Geschulte Referenten werden die Gruppen begleiten. Bei den Bauarbeiten zur Donausanierung ist die Anlage eines Zuganges zur Donau an einer Flachwasserzone vorgesehen.

Flussdynamik und Landschaftsentwicklung - Veränderung einer Landschaft am Beispiel der Donausanierung Hundersingen-Binzwangen, ab Jahrgangsstufe 9

Für die höheren Klassen im 9./ 10. Schuljahr, vor allem für den Fächerverbund Geographie-Wirtschaft-Gemeinschaftskunde und Fächerverbund Naturwissenschaft und Technik wird ein Projekt unter Einsatz neuer Medien entwickelt, das den höheren Ansprüchen der Altersgruppe entspricht. Die Aufgaben sind auch zur Erstellung von Semesterarbeiten geeignet.

Folgende Aufgabenstellungen werden am PC mit Hilfe von GIS (Geographische Informationssysteme) und GPS (global positioning system) aber auch im Rahmen von Geländebegängen und Kartierungen bearbeitet:

- ⊡ Die Donau einst und jetzt: Darstellung der Veränderung einer Landschaft, Nutzungsgeschichte (historische und aktuelle Karten, Daten zu Flussbegradigungen und zur Sanierung, Luftbilder, Satellitenaufnahmen, Lidar-Scan Befliegungen, GIS)
- ⊡ Die Sanierung und ihre Auswirkungen: Fotodokumentation an ausgewählten Standorten (GPS-Kamera, bzw. Karte und Kompass), Auffinden von Fotopunkten im Gelände (Karte und Kompass, GPS, Kamera), Aufnahmen der Landschaft unter definiertem Winkel, Höhe und Brennweite, Vergleich mit bereits vorhandenen Fotos, Diskussion
- ⊡ Hochwassersimulationen: Berechnen von unterschiedlichen Szenarien für die Planungsvarianten der Sanierung, Vergleich der Ergebnisse, Vergleich mit realen Hochwasserereignissen, Diskussion
- ⊡ Gewässerstrukturgüte und Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): Strukturgütekartierung und Bewertungen
- ⊡ Morphologische Veränderungen anhand ausgewählter Querschnitte und früherer Geländeaufnahmen
- ⊡ (Nutzungsabhängige) Vegetationsveränderung: Vegetationskartierungen, aktuelle Landnutzung, Vergleich mit Erhebungen vor der Sanierung

Lernort Donau - Umsetzung

Das Regierungspräsidium Tübingen hat das BUND-Umweltzentrum Ulm mit der Umsetzung von „Lernort Donau“ beauftragt. Das Projekt wird durch die „Nachhaltigkeitsstrategie des Landes Baden-Württemberg“ gefördert und wird im Rahmen von „Lebendige Donau“ und dem „Integrierten Donau-Programm (IDP)“ durchgeführt. Aus dem 2009 formulierten Umweltbildungskonzept werden in Absprache zwischen dem Regierungspräsidium Tübingen und dem BUND-Umweltzentrum Ulm die Module zur Durchführung ausgewählt, die parallel zur Donau-Sanierung Hundersingen-Binzwangen bis 2011 realisiert werden. Die Erfahrungen mit „Lernort Donau“ werden in einem Leitfaden dokumentiert, der bei weiteren Umweltbildungsprojekten zu Flusssanierungen als Orientierung dienen kann.

Danksagung

Der Dank gilt der Nachhaltigkeitsstrategie des Landes Baden-Württemberg für die Finanzierung zur Entwicklung und Durchführung von Lernort Donau.

Kontakt und Infos

- BUND-Umweltzentrum Ulm, Pfauengasse 28, 89073 Ulm, T. 0731/66695, bund.ulm@bund.net
- Integriertes Donau-Programm: www.idp.de

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Erlebnisorientierte Gewässerpädagogik – Bildungsangebote für Pädagogen und Naturführer

Jutta Schreiner & Erwin Manz

Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), Landesverband Rheinland-Pfalz e.V., Hindenburgplatz 3, 55118 Mainz, jutta.schreiner@bund-rlp.de

Keywords: Naturerlebnis, Fortbildungen, Wasser

Einleitung

Am Anfang war – ein Handbuch

Der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), Landesverband Rheinland-Pfalz ist seit den frühen 90er Jahre – damals mit dem Themenschwerpunkten Bäche sowie Quellen – intensiv mit den fachlichen Fragen eines effektiven Gewässerschutzes befasst. Mehr und mehr rückte dabei auch die Öffentlichkeitsarbeit ins Blickfeld, deren pädagogische Seiten mit dem Schlagwort der „Umweltbildung“ umschrieben wurden. Damit bekamen die schon lange im BUND angebotenen Exkursionen an Gewässer mit Schulklassen und anderen Exkursionsgruppen nun den Mantel der „Umweltbildung“ umgehängt. Noch sehr jung sind die Bemühungen, die speziell für den Bereich „Wasser“ angebotenen Inhalte der Umweltbildung, unter dem Begriff Gewässerpädagogik zusammen zu fassen. „Die Wahl des Begriffs geschah bewusst in Anlehnung an die Waldpädagogik, welche im deutschsprachigen Raum eine etablierte Unterdisziplin im außerschulischen Umweltbildungsektor ist. Gleiches soll auch für die Gewässerpädagogik erreicht werden.“ (Rettig, 2006) Eine Auffassung, der sich der BUND gerne anschließt. Ungezwungene Naturerlebnisse und tätiges, eigenes Mithelfen bei Arbeiten rund um den Naturschutz bilden dabei das Selbstverständnis der Gewässerpädagogik des BUND.

Seit 2005 befasst sich der BUND Rheinland-Pfalz auf Landesebene mit der erlebnisorientierten Gewässerpädagogik als Teil eines wirkungsvollen Gewässerschutzes. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz wurde im Jahr 2007 ein 230 Seiten umfassendes Handbuch „Die besten Ideen rund ums Wasser“ als Grundlage für alle, die mit Kindern (Zielgruppe 8-13 Jahre) ein Jahr lang am und mit Wasser aktiv sein wollten, erstellt. Dieses Handbuch bietet in 50 Bausteinen Vorlagen für jeweils zweistündige, erlebnispädagogische und handlungsorientierte Einheiten rund um das Thema Wasser. Das Handbuch folgt dabei dem Rhythmus des Schuljahres und bietet – beginnend mit dem Spätsommer – jahreszeitlich angepasste Vorschläge in der jeweiligen Anzahl der Schulwochen bis zu den nächsten Ferien. Damit wird eine rasche Umsetzbarkeit der Vorschläge, z.B. in Ganztagsschulen oder wöchentlichen Gruppenstunden gewährleistet. Das Konzept schließt aber nicht aus, dass mancher Nutzer die, mit jeweils benötigten Anhängen und Hinweisen zu weiterführender Literatur, gemachten Spielideen in anderer Art, z.B. für Projektwochen oder Ferienfreizeiten nutzt.

Das Handbuch „Die besten Ideen rund ums Wasser“ ist beim Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz gegen eine Gebühr von 5,-€ erhältlich. Die Anfangsauflage von 2000 Stück ist mittlerweile vergriffen. Eine leicht überarbeitete Neuauflage wird im Herbst 2009 unter anderem an alle Grundschulen in Rheinland-Pfalz übergeben. Das Interesse ist nach wie vor groß und die Resonanz aus Nutzerkreisen gut.

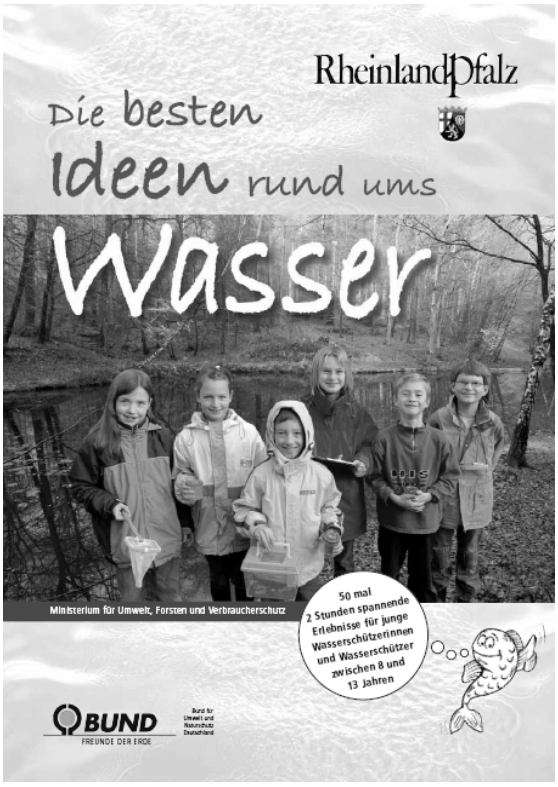


Abb. 1: Titelblatt des Handbuchs

Die Praxis

Erfahrungen mit den Fortbildungen zum Handbuch 2008 und 2009

Rasch wurde die Notwendigkeit erkannt, eine so umfangreiche Handreichung wirkungsvoll bei der gewünschten Zielgruppe, nämlich den im pädagogischen oder umweltpädagogischen Bereich Tätigen, zu platzieren. Ein Fortbildungskonzept setzt an diesem Punkt an. Es sollten niedrigschwellige Einstiegsangebote geschaffen werden, die zur Überwindung der Anfangsschwierigkeiten bei der Umsetzung gewässerpädagogischer Inhalte in Schule und Kindergruppe beitragen. Vielfach konnten wir beobachten, dass Hemmschwellen bestehen, sich mit Kindern an womöglich aufwändige oder mit nasser Kleidung verbundene, gewässerpädagogische Aktivitäten heran zu wagen. Diese sollten abgebaut werden. Gleichzeitig sollte eine Vernetzung der Akteure vorangetrieben werden. Zur Erreichung dieser Ziele wurde ein dezentrales, gebührenfreies und eintägiges Fortbildungsangebot konzipiert, das die gewünschte niedrige Einstiegsschwelle hatte. Ziel der Fortbildungen war es, Multiplikatoren in Sachen Gewässerschutz für vielseitige Umweltbildungsbereiche zu gewinnen und zu schulen. Anregungen für den außerschulischen Bereich, die einen stärker emotionalen Zugang zum Thema Wasser / Gewässer möglich machen, standen im Vordergrund der Fortbildungen. Das Konzept wurde praxisorientiert aufgebaut und beinhaltete einen hohen Praxisanteil. Viele vorgeschlagene Spiele/ Experimente und Erkundungen sollten selbst von den Teilnehmern durchge-

führt werden. Das Angebot sollte berufsbegleitend und als Lehrerfortbildung anerkannt sein. Die Kursgröße wurde auf 16 Teilnehmer beschränkt.

Beginnend 2008 wurden die Fortbildungen zur Gewässerpädagogik für Pädagogen, Gruppenleiter und weitere interessierte Personen durchgeführt. Zunächst wurde zweigleisig operiert, in dem Kurse mit erlebnispädagogischen Schwerpunkt für Teilnehmer mit naturwissenschaftlichem Vorwissen und weitere Kurse mit naturwissenschaftlichem Schwerpunkt für Pädagogen angeboten wurden. Insgesamt wurden 2008 neun eintägige Fortbildungen in den verschiedenen Regionen von Rheinland-Pfalz durchgeführt. Als Besonderheit wurde eine hiervon speziell auf die Bedürfnisse der zertifizierten Natur und Landschaftsführer, ZNL, zugeschnitten.

Ab 2009 erfolgte die Weiterführung der Fortbildung mit überarbeitetem Konzept. Bewährte Inhalte, insbesondere die biologischen Bestimmungsübungen und Praxis am Gewässer, wurden beibehalten, während es im strukturellen und organisatorischen Bereich Anpassungen gab. Zusätzlich zu den eintägigen Grundkursen wurden nun auch zweitägige Vertiefungskurse mit Erfolg angeboten, die den Vernetzungsgedanken der Teilnehmer noch mehr in den Vordergrund rückten. Auch wurde eine Schutzgebühr für die Fortbildungen eingeführt, da es im Vorjahr immer wieder zu kurzfristigen Stornierungen gekommen war.

Inhaltlicher Schwerpunkt der Fortbildungen bildete die Kenntnis der wichtigsten Arten im Makrozoobenthos und die Verwendung einfacher, dichotomer Bestimmungsschlüssel, ein grundlegendes Verständnis für die verschiedenen limnologischen Ökosysteme, Gewässerstrukturgüte, die Grundlagen und Praxis der erlebnisorientierten Gewässerpädagogik, sowie organisatorische und rechtliche Aspekte. Ein ausführliches Programm finden Sie auf der Homepage des BUND Rheinland-Pfalz. (www.bund-rlp.de)

Um die Fortbildungskonzepte zu verbessern, wurden alle Teilnehmer der Fortbildungen bei einer schriftlichen Teilnehmerbefragen am Ende jeder Veranstaltung bzw. im Jahr 2008 auch noch einmal einige Monate nach der Fortbildung zu ihrer Zufriedenheit, der Umsetzbarkeit der Fortbildungsinhalte und ihrem persönlichen Erfahrungen in der Arbeit mit dem Handbuch „Die besten Ideen rund ums Wasser“ befragt.



Abb. 2: Teilnehmer der Fortbildungen bei den praktischen Bestimmungsübungen am Bach.

Fazit:

Über 200 Multiplikatoren, in der Hauptsache Pädagogen und ausgebildete Natur- und Landschaftsführer, wurden in den breitgefächerten Fortbildungsinhalten bis Mitte 2009 geschult. Die Einführung der Schutzgebühren im Jahr 2009 führte zu sehr geringen Stornierungsraten. Die Teilnehmer kamen aus den verschiedenen Berufsgruppen und nutzen das erworbene Wissen privat (Vereine, Ehrenamt, Freizeiten) oder beruflich (Kindergarten, Schule, Sozialarbeit). Im Rahmen der durchgeführten qualitätssichernden Evaluationen stellte sich heraus, dass das praktische Arbeiten und Ausprobieren sowie die zoologischen Bestimmungsübungen für die Teilnehmer den höchsten Nutzen brachten. Viele Teilnehmer wünschten außerdem eine Vertiefung und „mehr Zeit“. Die Resonanz war überwiegend positiv bis sehr positiv. Schlussfolgernd lässt sich sagen, dass die zweitägigen Vertiefungskurse der Themenfülle eher gerecht wurden. Zusätzlich boten sie den letztjährigen Teilnehmern Gelegenheit zur „Auffrischung“ und Austausch. Die aus den verschiedensten Berufen stammenden Teilnehmer tragen das Thema selbständig und mit Begeisterung in ihr persönliches Lebensumfeld weiter.

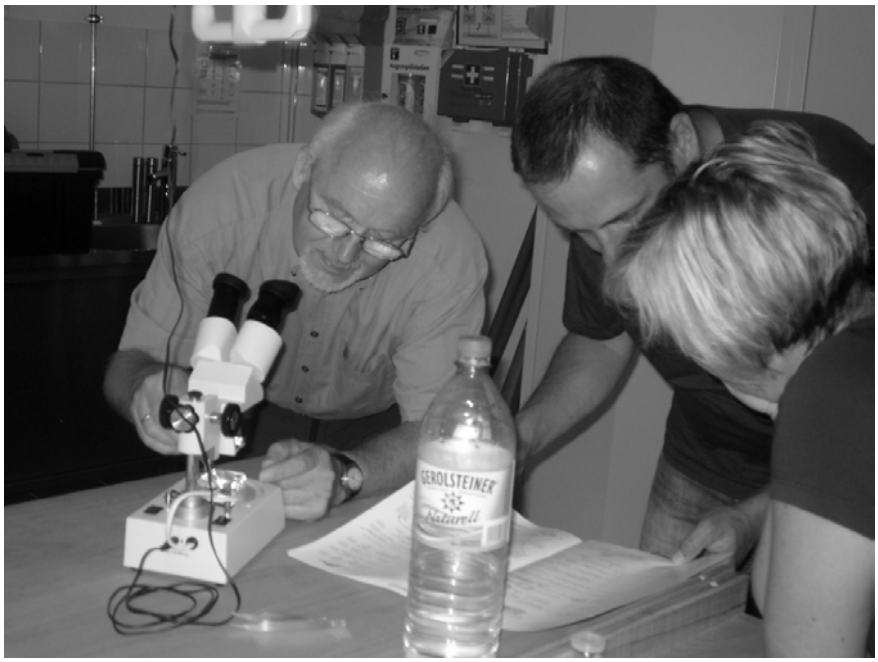


Abb. 3: Teilnehmer arbeiten mit dem Binokular

Ausblick: Anwendung des Handbuchs im Elementarbereich

Handbuch und Fortbildungsinhalte waren für die Anwendung mit Kindern ab etwa 8 Jahren konzipiert. Im Elementarbereich (bis 7 Jahre) stehen jedoch mehr sinnbezogene Lerninhalte im Vordergrund (Frage: Was erlebe ich mit/am Wasser?). Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit der Anpassung und Ergänzung der Handbuch-Inhalte. Die handlungs- und erfahrungsbezogenen Lerninhalte der späten Kindheit müssen teilweise ersetzt werden durch einfachere sinnbezogene Inhalte. Vielseitige und sinnliche Erfahrungsmöglichkeiten mit dem Element Wasser und unseren Gewässern stehen somit im Zentrum der Bemühungen des BUND in der Ergänzung des Handbuchs und den zweitägigen Fortbildungen für Erzieher/innen im kommenden Jahr.



Abb. 4: Unmittelbare Naturerlebnisse für jung und alt stehen im Mittelpunkt der gewässerpädagogischen Aktivitäten des BUND

Zusammenfassung

Der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), Landesverband Rheinland-Pfalz ist seit 1997 intensiv mit dem Thema Gewässerpädagogik befasst. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz wurde ein 230 Seiten umfassendes Handbuch „Die besten Ideen rund ums Wasser“ als Grundlage für alle, die mit Kindern (Zielgruppe 8-13 Jahre) ein Jahr lang am und mit Wasser aktiv sein wollten, erstellt. In den Jahren 2008-2010 werden gebührenfreie Fortbildungen zur Gewässerpädagogik für Pädagogen, Gruppenleiter und weitere interessierte Personen angeboten. Diese gliedern sich in eintägige Grundkurse, zweitägige Vertiefungskurse und – als neues Angebot ab 2010 – zweitägige Einführungskurse speziell für Erzieherinnen (Elementarbereich). Über 200 Teilnehmer, in der Hauptsache Pädagogen und ausgebildete Natur- und Landschaftsführer, wurden in den breitgefächerten Fortbildungsinhalten bis Mitte 2009 geschult. Inhaltlicher Schwerpunkt bildet die Kenntnis der wichtigsten Arten im Makrozoobenthos, ein grundlegendes Verständnis für die verschiedenen limnologischen Ökosysteme, die Grundlagen und Praxis der erlebnisorientierten Gewässerpädagogik, sowie organisatorische und rechtliche Aspekte. Auf eine Vernetzung der Teilnehmer untereinander wird viel Wert gelegt. Eine Verzahnung mit den gleichfalls im BUND Rheinland-Pfalz angebotenen Fortbildungen „Bildung für eine nachhaltige Entwicklung – Umweltbildung in Ganztagsschulen“ wird gewährleistet. Eine Ergänzung des zugrundliegenden Handbuchs für den Elementarbereich, sowie ein hierfür zugeschnittenes Fortbildungsangebot für Erzieherinnen sind für 2010 in Vorbereitung.

Danksagung

Ich danke Herrn Martin Kröll sowie Frau Bettina Thiel und Frau Barbara Jakob vom rheinland-pfälzischen Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz für die Ermöglichung und Begleitung dieses Projektes. Herrn Dr. Erwin Manz, Landesgeschäftsführer des BUND Rheinland-Pfalz, sowie meinen Kolleginnen Sabine Yacoub und Alexandra Stevens gilt mein Dank für ihr Vertrauen, die vielseitige Unterstützung und tatkräftige Mitarbeit.

Literatur

Rettig, C. (2006): Wasser und Nachhaltigkeit weltweit – Warum Wasser eine so bedeutsame Roll in der Umweltbildung spielt, NNA-Berichte 19/2, 2006 (Schneverdingen): 9-17.

SONSTIGE THEMEN

BRAIG, E., U. RAEDER & A. MELZER: Untersuchung der Hydrologie einer Seenkette anhand stabiler Isotope (δ18O)

BRAUKMANN, U.: Salzbelastung der Werra

GUTOWSKI, A., J. FOERSTER & I. ARNDT-DIETRICH: Ein Feldführer und ein Bestimmungsbuch für das PoD (Phytobenthos ohne Diatomeen)

HÜBNER, G. & D. SCHWANDT: Undine – Informationsplattform zu extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen an großen Flüssen

KUSBER, W.-H., E. ZIPPEL, P. KELBERT, J. HOLETSCHEK, A. GÜNTSCH, & W. G. BERENDSOHN: Verbesserung europäischer Biodiverstätsdaten im Rahmen der EU-SYNTHESYS Networking Activities

MILER, O., I. ALBAYRAK, M. O'HARE & V. NIKORA: Biomechanische und morphologische Anpassungen von Makrophytengemeinschaften in Fliessgewässern

SCHULZ, M., O. BÜTTNER & M. MATTHIES: Reaktive Transportmodellierung im Raum Bitterfeld bei Extremhochwasser

TÄUSCHER, L.: Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blaualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg - Ergebnisse eines bibliographischen Überblicks zur Algen-Besiedlung

WURZBACHER, CH., ST. RÖSEL & H.-P. GROSSART: Unterwegs im Pollengarten – Die Entwicklung eines molekularen Fingerabdrucks für niedere aquatische Pilze

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009(Oldenburg), Hardegsen 2010

Untersuchung der Hydrologie einer Seenkette anhand stabiler Isotope (δ18O)

Emanuel Braig[1], Uta Raeder[2] & Arnulf Melzer[3]

Limnologische Station Iffeldorf , 82393 Iffeldorf; [1] emanuel.braig@wzw.tum.de, [2] arnulf.melzer@wzw.tum.de, [3] uta.raeder@wzw.tum.de

Keywords: Hydrologie, Stabile Isotope, Grundwasser, Mixis, $\delta^{18}O$

Einleitung

Der dimiktische Zustand mit einer ausgeprägten Temperaturschichtung des Wassers während des Sommers (Sommerstagnation) gilt als Referenzsituation für die große Mehrheit der Seen in geringen bis mittleren Höhenlagen der gemäßigten Breiten (Wetzel 2001). Die Ausprägung der Trennung der Wasserschichten und deren Mischung bei kurzfristigen Wetterumschwüngen hat einen entscheidenden Einfluß auf fast alle biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse in einem See, was besonders auch für die Intensität der Primärproduktion gilt (Salmaso 2005). Mit Intervallmessungen der üblichen Parameter (Temp., pH, O_2, Leitf.) ist dieses Phänomen nicht immer gut fassbar, zumal diese nicht ausschließlich von Mischungsvorgängen beeinflußt werden. Auch sind hier Studien mit künstlich zugegebenen Tracern oft nicht durchführbar oder angebracht. Vor diesem Hintergrund wurde in zwei ausgewählten Seen der Osterseenkette mit sehr unterschiedlicher Hydrologie die Sauerstoffisotopie $\delta^{18}O$ der gesamten Wassersäule von Mai bis November 2008 im 14-tägigen Rhythmus gemessen und die Reaktion auf Wettereinflüsse untersucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Osterseen (Abb. 1) befinden sich südlich von München am Südende des Starnberger Sees. Die Seenkette besteht aus 20 miteinander in Verbindung stehenden Einzelseen, die ausschließlich durch in den Seen austretendes Grundwasser gespeist werden. Der Grundwasserzustrom ist in den einzelnen Seen unterschiedlich stark ausgeprägt, was zusammen mit dem jeweiligen Seenvolumen zu sehr vielfältigen hydrologischen Verhältnissen führt (Melzer 1976). Die zwei für diese Untersuchung ausgewählten Seen unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer Größe und der Stärke des Grundwasserzustroms (siehe Tab.1, Abb.1).

Untersuchungsmethoden

Von Ende Mai 08 bis Ende November 08 wurde in den zwei Seen an 10 Tagen jeweils über dem tiefsten Punkt in 2m Tiefenstufen Temperatur (°C) und Leitfähigkeit (μScm^{-1}) mit einer Multiparametersonde (WTW Multi 350i) gemessen. Für die Untersuchung der Sauerstoffisotopie $\delta^{18}O$ wur-

den während der Temperaturbeprobungen in den gleichen Tiefenstufen jeweils 50 ml Wasser entnommen.

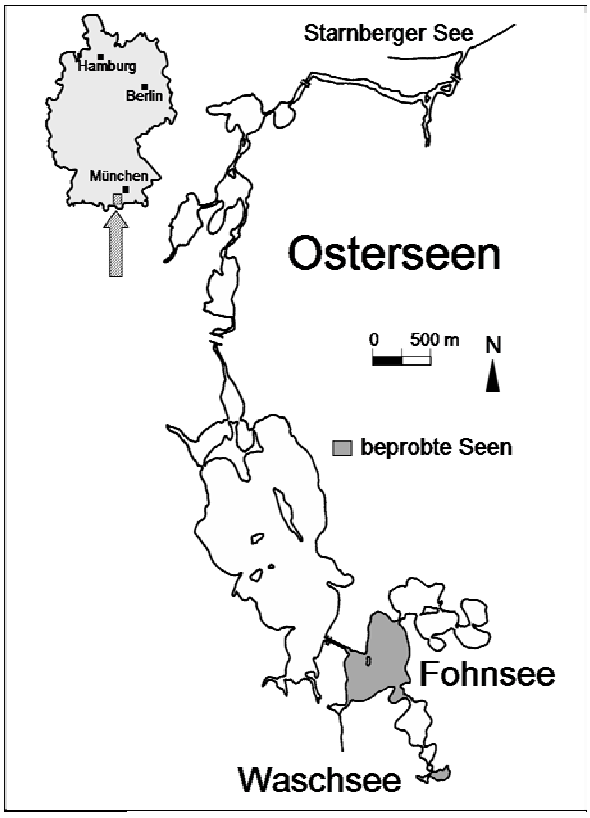


Abb. 1: Lokation des Untersuchungsgebietes und der für die Untersuchung ausgewählten Seen

Tab. 1: Ausgewählte morphologische und limnologische Daten der untersuchten Seen

	Waschsee	**Fohnsee**
Oberfläche (m^2)	8500	211900
Volumen (m^3*10^3)	25,6	2298,3
mittlere Tiefe	3,0	10,8
max. Tiefe	5,4	23,7
Grundwasserzufluß	stark	n.b.
Mixistyp	polymiktisch	dimiktisch

Das Sauerstoffisotopieverhältnis R = $^{18}O/^{16}O$ der Wasserproben wurde am Institut für Grundwasserökologie des Helmholtzzentrums München an einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (Delta C, Finnigan MAT) nach Präparation mit der CO_2-Äquilibrationsmethode (Fritz & Clark 1997) gemessen. Die hier präsentierten Werte sind der Mittelwert von zwei unabhängigen Messungen mit einem Standardfehler < 0,1‰, und sind in der sog. Delta-Notation gegen den internat. Referenzstandard VSMOW angegeben, wobei $\delta^{18}O_{Probe} = (R_{Probe} / R_{standard}-1)*1000$. Aus den Profilen von Temperatur und Leitfähigkeit wurde die Schmidt-Stabilität der Schichtung berechnet (Chen & Millero 1986, Kjensmo 1994). Die präsentierten Wetterdaten stammen von einer ca. 21 km entfernten Messstation des agrarmeterologischen Messnetzes Bayern (www.lfl.de/agm/).

Ergebnisse und Diskussion

Die schweren stabilen Isotope der Elemente des Wassermoleküls ^2H /^{18}O werden seit geraumer Zeit zur Erstellung von Volumenbilanzen in Seen herangezogen (z.B. Dinçer 1968, Yi et al. 2008). Aufgrund leichter Unterschiede in der molekularen Diffusivität der Isotopomere ($^{\mathbf{2}}\mathbf{H}^{1}HO$ / ^1H_2O bzw. $^1H_2{}^{\mathbf{18}}\mathbf{O}$ / $^1H_2{}^{16}O$) kommt es bei der Verdunstung an der Wasseroberfläche von Seen während des Sommers zu einer Anreicherung der schwereren Formen, was sich in einem Trend zu positiveren $\delta^{18}O$-Werten äußert. Diese Signaländerung ist ausschließlich auf die Wasseroberfläche beschränkt, kann aber bei Mischungsprozessen in tiefere Wasserschichten gelangen. Das isolierte Hypolimnion weist normalerweise einen konstanten $\delta^{18}O$-Wert auf, der das jeweilige Gleichgewicht des Sees von Zufluß/Verdunstung repräsentiert (Gibson et al. 2002). Grundwasser, das nicht der Verdunstung ausgesetzt ist, hat meist deutlich negativere, konstante $\delta^{18}O$-Werte.

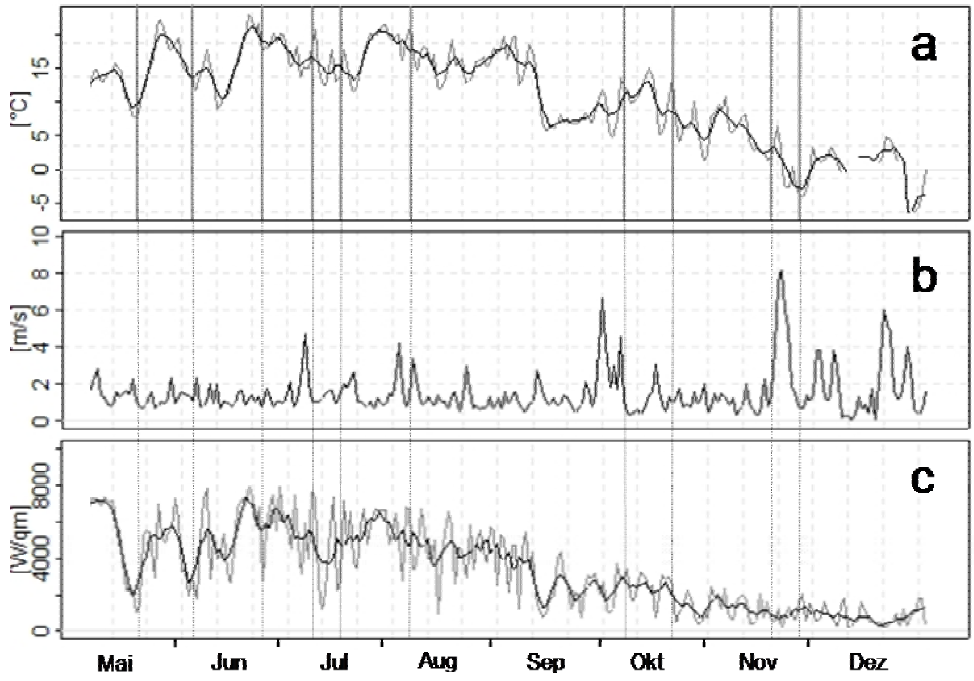


Abb. 2: Wetterparameter für den untersuchten Zeitraum im Untersuchungsgebiet. a Lufttemperatur [°C], b Windgeschwindigkeit [m/s], c Globalstrahlung [W/m2]

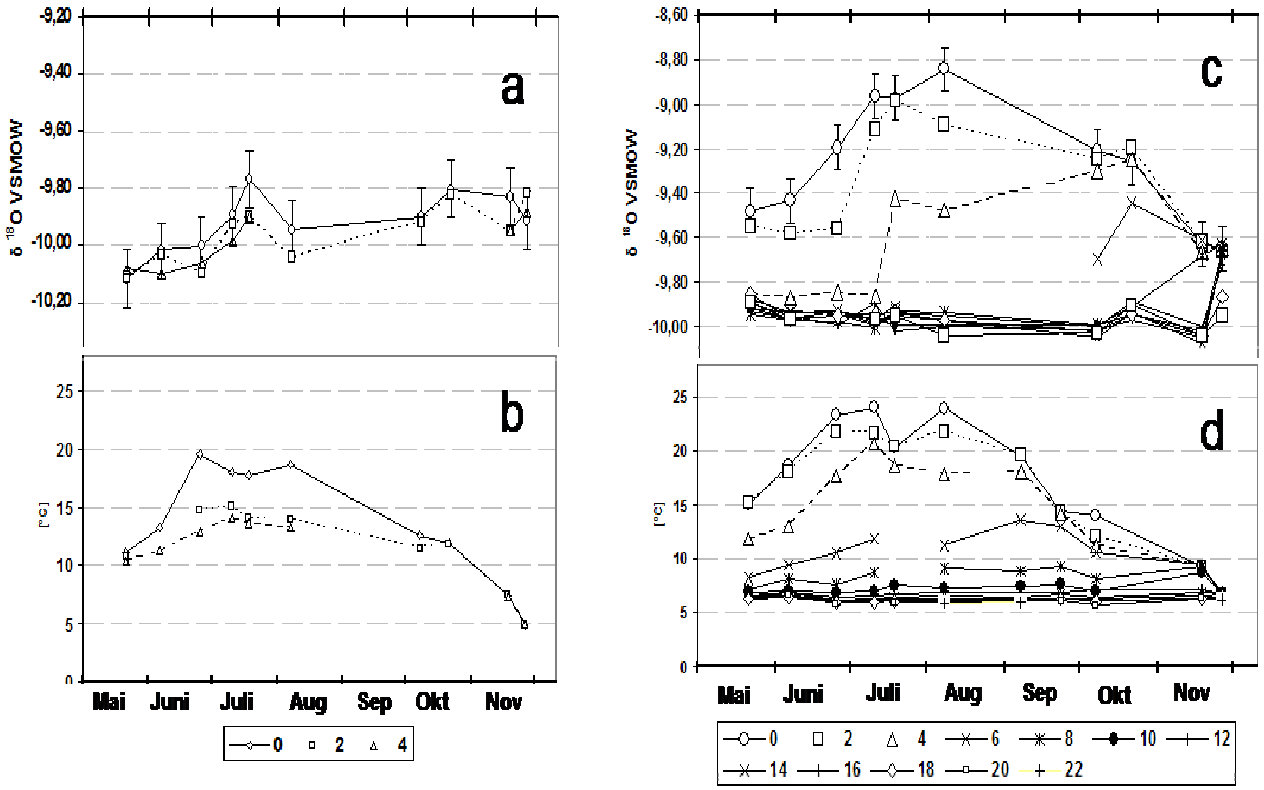


Abb. 3: Entwicklung von Sauerstoffisotopie $\delta^{18}O$ (a,c) und Wassertemperatur [C°] (b,d) in Waschsee (a,b) und Fohnsee (c,d).

Die deutlichen Unterschiede der beiden untersuchten Seen in Größe und Mixistyp (Tab. 1) spiegelten sich klar in der Wassertemperatur und im isotopischen Signal $\delta^{18}O$ wieder: während der Fohnsee aufgrund seines Volumens dimiktisch mit einer ausgeprägten Stagnationsphase im Sommer ist, bewirkt der starke Grundwasserzustrom im viel kleineren Waschsee eine dauerhafte Durchmischung. Die Sauerstoffsotopie $\delta^{18}O$ zeigte dies eindeutiger als die Wassertemperatur: Während letztere zwischen Juni und August eine Isolierung der Oberfläche (0m) von den unteren Wasserschichten von bis zu 5°C anzeigte, folgte deren isotopisches Signal bei jeder Messung dem Oberflächentrend und war innerhalb der Messgenauigkeit nicht davon unterscheidbar (Abb. 3a, b).

Dieser scheinbare Wiederspruch ist wohl auf die Tatsache zurückzuführen, dass gerade die Oberflächenwassertemperatur eine Momentaufnahme einer täglich wechselnden Situation darstellt (Xenopoulos & Schindler 2001), während der $\delta^{18}O$-Wert einer Wasserschicht eine Integration aller Mischungseinflüße repräsentiert. Die berechnete Schmidt-Stabilität des Waschsees ist mit max. 11,8 $g*cm*cm^{-2}$ gut mit mit denen anderer polymiktischer Kleinseen vergleichbar (Wetzel 2001). Deutliche Anzeichen für den starken Grundwassereinfluss sind weiterhin die durchschnittliche Isotopie des gesamten Sees, die mit $\delta^{18}O$ = -9,94‰ sehr nahe an der Signatur des lokalen Grundwassers ($\delta^{18}O$ = -10,45‰) lag und im die Vergleich zum Fohnsee geringe Variation von $\Delta\delta^{18}O$ (0,38‰/1,20‰).

Die ausgeprägte Variation von $\delta^{18}O$ in den oberen Wasserschichten (0m – 4m) des Fohnsees (Abb. 3c) ist auf die bei der Verdunstung an der Wasseroberfläche entstehende Signaländerung zurückzuführen, welche nur durch Mischungsvorgänge in tiefere Wasserschichten gelangen kann. Deshalb können die sprunghaften Veränderungen im $\delta^{18}O$-Signal, die bei den Beprobungen Mitte Juli 2008 in 2m und 4m Tiefe auftraten, auf Durchmischungsvorgänge von vorher getrennten Wasserschichten zurückgeführt werden. Die deutliche Abkühlung der Oberflächenwasserschichten (Abb. 3d) in diesem Zeitraum führte zu einer Verminderung der Schmidt-Stabilität im Fohnsee von 502 auf 375 $g*cm*cm^{-2}$ und lieferte somit die Grundlage für eine durch das starke Windereignis Anfang Juli (Abb. 2b) induzierte Durchmischung der oberen Wasserschichten. Ebenso wie in diesem Fall zeigte bei der homothermen Situation Ende November (Abb. 3d) die Isotopie genauer das Ausmaß der Durchmischung an als die Wassertemperatur: Während das vorangegangene starke Windereignis und die über die gesamte Wassersäule einheitliche Temperatur auf eine erfolgte Vollzirkulation schliessen lassen, zeigt das $\delta^{18}O$, dass sich die untersten Wasserschichten (20m, 22m) noch nicht vollständig mit dem restlichen Wasserkörper gemischt hatten (Abb. 3c).

Im Hypolimnion des Fohnsees (10m – 22m) war über die gesamte Stagnationsphase Mai bis Oktober ein hochsignifikanter Trend ($n= 47$, $r^2=0,65$ $p < 0.001$)hin zu negativeren $\delta^{18}O$-Werten vorhanden. Da sich die isotopische Signatur des Seewassers nur bei Massebewegung ändern kann (Dinçer 1968), kann dies als deutliches Zeichen für einen über den untersuchten Zeitraum signifikanten Zustrom von Grundwasser mit negativerem $\delta^{18}O$ (-10,45‰) ins Hypolimnion des Fohnsees gewertet werden. Unter der Voraussetzung vernachlässigbarer Variationen im $\delta^{18}O$-Signal des Grundwassers konnte mit einer Volumenbilanz und anhand bekannter Volumendaten der jährliche Grundwasserzustrom auf etwa 50×10^3 m^3 abgeschätzt werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die isotopische Signatur $\delta^{18}O$ ein hervorragender Indikator für wichtige hydrologische Prozesse in der Wassersäule eines Sees ist, da sie durch keinerlei chemische oder biologische Prozesse beeinflußt wird, was darauf zurückzuführen ist, dass jedes einzelne Wassermolekül irreversibel markiert ist (Dinçer 1968). Gerade die letztere Tatsache resultiert in einer universalen Einsetzbarkeit, was einen weiteren Vorteil gerade gegenüber künstlich zugegebenen Tracern darstellt. Obwohl die Untersuchung von $\delta^{18}O$ leicht in Routinebeprobungen integriert werden kann, beschränkten sich in der Vergangenheit die meisten isotopenhydrologischen Untersuchungen auf die Erstellung von Wasserbilanzen (z.B. Gibson et al. 2002; Yi et al. 2008).

Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Willibald Stichler für seine kompetente Hilfestellung bei den Isotopiemessungen und Herrn Gerhard Full für die Finanzierung des Projektes. Diese Untersuchung wurde im Rahmen der Doktorarbeit des Referenten durchgeführt, eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse wird demnächst in einer Publikation bei der Zeitschrift „Journal of Limnology“ erfolgen.

Literatur

Chen, C. T. A. and F. J. Millero (1986). Precise thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. Limnology and Oceanography 31(3): 657-662.

Dinçer, T. (1968). The use of oxygen 18 and deuterium concentrations in the water balance of lakes.

Gibson, J. J., E. E. Prepas and P. McEachern (2002). Quantitative comparison of lake throughflow, residency, and catchment runoff using stable isotopes: modelling and results from a regional survey of Boreal lakes. Journal of Hydrology 262(1-4): 128-144.

Kjensmo, J. (1994). Internal energy, the work of the wind, and the thermal stability in Lake Tyrifjord, southeastern Norway. Hydrobiologia 286(1): 53-59.

Melzer, A. (1976). Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. J. Kramer Dissertationes Botanicae.

Salmaso, N. (2005). Effects of climatic fluctuations and vertical mixing on the interannual trophic variability of Lake Garda, Italy. Limnology and Oceanography 50(2): 553-565.

Wetzel, R. G. 2001. Limnology - Lake and River Ecosystems.Academic Press, New York: 1006 S.

Xenopoulos, M. A. and D. W. Schindler (2001). The environmental control of near-surface thermoclines in boreal lakes. Ecosystems 4(7): 699-707.

Yi, Y., B. E. Brock, M. D. Falcone, B. B. Wolfe and T. W. D. Edwards (2008). A coupled isotope tracer method to characterize input water to lakes. Journal of Hydrology 350(1-2): 1-13.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardegsen 2010

Salzbelastung der Werra

Braukmann, Ulrich

Universität Kassel, Fachgebiet Gewässerökologie, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen,
E-Mail: u.braukmann@uni-kassel.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Salzbelastung, Werra, chemische Bewertung, Makrozoobenthos

Einleitung

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts leitete die Kaliindustrie im Jahr 1901 die ersten Salzabwässer in die Werra ein (HÜBNER 2007). Von 1913 an wurden für die erlaubte Salzbelastung der Werra mehrfach immer höhere Grenzwerte festgelegt. So wurden z. B. im Jahr 1942 im Zuge einer Notverordnung während des zweiten Weltkrieges die damaligen Grenzwerte erneut heraufgesetzt. Für Chlorid wurden 2.500 mg/L und für die Wasserhärte 50° deutscher Härte (dH; 1 mmol/L = 5,6° dH) festgelegt. Der Grenzwert für die Härte wurde 1998 nochmals von 65° auf den bis heute gültigen Wert von 90°dH erhöht. Die heutigen genehmigten Einleitungen von Salzabwässern müssen sich an diesen Werten orientieren. Wegen der seit über 100 Jahren anhaltenden Salzbelastung im Gebiet des hessisch-thüringischen Kalireviers zwischen Vacha und Gerstungen nimmt die Werra seit dieser Zeit bis heute eine besondere Stellung unter den Flüssen in Deutschland ein. Sie unterscheidet sich im salzbelasteten Abschnitt in ihrem biologischen Siedlungsbild grundlegend von vergleichbaren Fließgewässern in der zentralen Mittelgebirgsregion Deutschlands, nicht jedoch in ihrem nicht mit Salzabwasser belasteten Bereich. Ziel dieses Beitrages ist es, diese spezifische Belastungssituation näher zu beleuchten und die Bedeutung der aktuellen Salzbelastung im Vergleich mit anderen Belastungsarten dieses Flusses herauszuarbeiten.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Naturraum der Unteren Werra von Breitungen bis Hann. Münden (Abb.1). In diesem Raum wurden chemische und biologische Erhebungen mit dem Ziel einer ökologischen Charakterisierung und Bewertung der Werra vorgenommen. Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse beruhen auf unterschiedlichen Untersuchungsphasen und räumlichen Bereichen. Zur Beurteilung der Veränderung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos durch die Einwirkung aller relevanten Belastungen wurde die Werra oberhalb der Salzbelastung bei Breitungen und Barchfeld untersucht. In diesem Abschnitt ist die Werra in ihrem morphologischen Zustand nur mäßig beeinträchtigt. Die Gewässersohle weist alle für den Bereich des Hyporhithrals bzw. Epipotamals charakteristischen Substrattypen auf. Weitere Untersuchungsstellen wurden flussabwärts von der einsetzenden Salzbelastung bis zum Ende der Werra eingerichtet. Die Untersuchungsstelle bei Gerstungen liegt im Abschnitt der maximalen Salzbelastung. In diesem Gewässerabschnitt wirken sich sowohl die punktuellen direkten Salzeinleitungen als auch die durch Verpressung in den Plattendolomit aus tektonischen Bruchzonen diffus wieder in das Oberflächenwas-

ser aufsteigenden Salzbelastungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft aus. Die übrigen Untersuchungsstellen spiegeln den Anstieg der Salzbelastung und den anschließenden Verdünnungsprozess durch Zuflüsse wider.

Chemische und biologische Untersuchungen

Um den aktuellen Belastungszustand beurteilen zu können, wurde im Jahr 2008 an 2 Untersuchungsterminen die Belastungssituation im Längsverlauf der Werra, gewissermaßen mit der fließenden Welle, analysiert. Dies geschah im Februar 2008 und im August 2008. Im Februar wurden insgesamt 11 Untersuchungsstellen chemisch untersucht. Gegenstand dieser Untersuchungen waren die zur Beurteilung der stofflichen Charakterisierung wesentlichen Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung, elektrische Leitfähigkeit,



Abb. 1: Probestellen an der unteren Werra im Jahr 2008 (siehe Text), Karte U. Stein, ergänzt

pH-Wert, Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB_5), Ortho-Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff, Karbonat-Härte, Gesamt-Härte, Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Kalzium und Magnesium.

Im August erfolgten sowohl chemische als auch biologische Untersuchungen des Makrozoobenthos an 4 Stellen, von denen zwei oberhalb der Salzbelastung lagen (Breitungen, Barchfeld) und zwei im Bereich der Salzbelastung (Gerstungen, maximale Salzbelastung, Blickershausen, am unteren Ende der Werra). Zusätzlich zu den genannten chemischen Parametern wurde der Ammonium-Stickstoff-Gehalt, der BSB_5 und der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) gemessen. Die chemischen Messungen erfolgten nach DIN-DEV.

Zur Aufsammlung des Makrozoobenthos diente ein Sammelnetz nach BRAUKMANN (2000) mit einer Maschenweite von 0,5 mm und einem eingehängten Innennetz mit einer Maschenweite von 8

mm zur unmittelbaren Abtrennung von gröberen Partikeln und zum Schutz der im Innennetz zurückgehaltenen Organismen. Die Probenahme erfolgte in Anlehnung an das „Multihabitat"-Verfahren (HERING et al. 2004). Allerdings wurde insgesamt auf einer Strecke von 20 m jeweils 1 m², choriotopbezogen, bestehend aus 10 Einzelproben von jeweils 0,1 m², abgesammelt. Es wurde ausdrücklich das Verfahren der Lebendauslese vor Ort angewandt. Vorbestimmung und Häufigkeitsabschätzung der Organismen fanden soweit wie möglich im Gelände statt. Nicht hinreichend identifizierbare Taxa wurden in aliquoten Mengen zur späteren Bestimmung im Labor fixiert und dort bis zum bestimmbaren Niveau determiniert. Eine Hochrechnung und Zuordnung der im Labor bestimmten Taxa zu den Freilandbestimmungen erfolgte gemäß BRAUKMANN (2000).

Ergebnisse

Die Ergebnisse der chemischen Analysen sind für genannten Parameter in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Nährstoffe und Salzkomponenten der Werra im Februar und August 2008

Nr.	Gewässer	Datum Probennahme	TW °C	O_2-Sätt %	el. Lf µS/cm	pH	GH mmol/L	KH mmol/L	BSB_5 mg/L	DOC mg/L	
1	Breitungen	19.02.2008	4,1	97,0	461	7,3	2,2	1,3			
2	Barchfeld	19.02.2008	4,0	96,0	458	7,3	2,1	1,3			
3	Bad Salzungen	19.02.2008	3,9	97,0	465	7,4	2,2	1,3			
4	Vacha	19.02.2008	4,3	98,0	2600	7,4	9,1	1,4			
5	Harnrode	19.02.2008	4,5	100,0	4960	7,6	10,5	1,6			
5	Widdershausen	19.02.2008	4,5	99,0	6550	7,5	12,3	1,5			
7	Gerstungen	19.02.2008	4,6	98,0	7240	7,5	14,6	1,4			
8	Hörschel uh Hörselmdg.	19.02.2008	4,5	96,0	4060	7,7	9,8	1,7			
9	Albungen	20.02.2008	3,5	92,0	2400	7,9	11,9	1,8			
10	Gertenbach/Blickersh.	20.02.2008	3,9	92,0	2500	8,0	12,2	1,9			
11	Hann. Münden	20.02.2008	3,9	87,0	2400	7,8	11,2	1,9			
1	Breitungen	05.08.2008	17,8	96,4	623	8,0	2,7	1,8	1,2	3,8	
2	Barchfeld	05.08.2008	17,5	83,5	633	7,9	2,9	1,7	1,0	3,4	
7	Gerstungen	05.08.2008	22,3	125,4	5640	8,3	12,7	1,9	1,9	4,0	
10	Gertenbach/Blickersh.	05.08.2008	20,8	92,9	4020	8,2	10,5	2,2	2,8	4,5	
Nr.	**Gewässer**	**Datum Proben.**	**NH_4-N mg/L**	**NO_3-N mg/L**	**o-PO_4-P mg/L**	**Cl mg/L**	**SO_4 mg/L**	**Ca mg/L**	**Mg mg/L**	**Na mg/L**	**K mg/L**
1	Breitungen	19.02.2008		3,7	0,06	25,2	52,4	59,2	9,4	16,5	3,1
2	Barchfeld	19.02.2008		3,7	0,06	25,9	57,7	58,0	9,5	17,1	3,0
3	Bad Salzungen	19.02.2008		3,1	0,07	27,5	51,0	59,5	9,8	17,4	3,0
4	Vacha	19.02.2008		3,8	0,07	644	90,3	83,3	159	140	49,1
5	Harnrode	19.02.2008		3,9	0,07	1331	200	81,5	188	538	81,4
5	Widdershausen	19.02.2008		3,9	0,07	1773	329	86,8	227	760	143
7	Gerstungen	19.02.2008		3,1	0,08	2037	376	87,9	274	820	210
8	Hörschel uh Hörselmdg.	19.02.2008		4,1	0,09	995	259	97,8	150	418	85,0
9	Albungen	20.02.2008		4,1	0,08	1206	263	105	194	450	83,5
10	Gertenbach/Blickersh.	20.02.2008		4,2	0,08	1244	334	112	200	489	125
11	Hann. Münden	20.02.2008		3,9	0,08	1168	310	109	183	456	109
1	Breitungen	05.08.2008	0,08	3,0	0,24	47,4	87,6	78,5	14,3	30,9	5,3
2	Barchfeld	05.08.2008	0,10	3,2	0,26	43,1	85,1	79,0	14,2	29,2	5,3
7	Gerstungen	05.08.2008	0,12	3,2	0,20	1586	311	164	179	739	107
10	Gertenbach/Blickersh.	05.08.2008	0,05	3,3	0,15	969	372	187	135	485	69,9

Organische Belastung durch kommunale Abwässer

Zur Charakterisierung dieser Belastungskategorie wurde im August 2008 zur Zeit theoretisch pessimaler Gütebedingungen im Hinblick auf den Sauerstoffhaushalt der BSB_5 und der DOC an 4 Messstellen in Breitungen und Barchfeld, oberhalb der ersten Salzbelastung, in Gerstungen (höchste Salzbelastung) und in Blickershausen, kurz vor dem Zusammenfluss mit der Fulda, gemessen. Die BSB-Werte liegen mit Ausnahme der Probestelle in Blickershausen unterhalb des Median-Wertes für die Gewässergüteklasse II von 2,6 mg/L. Der 90% Perzentilwert für diese Güteklasse liegt bei 5,7 mg/L (BAUKMANN 2000). Die DOC-Werte liegen mit Ausnahme von Blickershausen nur geringfügig über dem Median-Wert von 3,3 mg/L für die Gewässergüteklasse II. Trotz des erheblich

geringeren Anschlussgrades der Kommunen an Kläranlagen in Thüringen (ca. 50%) als in Hessen sind sowohl die BSB- als auch die DOC Konzentrationen in den thüringischen Werraabschnitten niedriger als in den hessischen. Die Werte zur Qualifikation der organischen Abwasserbelastung aus dem kommunalen Bereich sind also keineswegs so spektakulär, wie man aufgrund des niedrigen Anschlussgrades in Thüringen hätte vermuten können.

Nährstoffbelastung

Zur Charakterisierung der Nährstoffbelastung werden der Gehalt an Nitrat, im August auch an Ammonium und die Konzentration an Ortho-Phosphat dargestellt. In der Februar-Probenserie wurden bei leichtem Hochwasser Nitratwerte gemessen, die an allen 11 Untersuchungsstellen über dem oberen Wert der Spannbreite für die Gewässergüteklasse II nach LAWA (1998) liegen. Die Phosphatwerte liegen in der Februar-Probenserie im Gegensatz zu den Nitratwert in an allen Untersuchungsabschnitten im Bereich der Güteklasse II, die nach LAWA (1998) im oberen Grenzbereich zur Güteklasse II-III bei 0,1mg/L liegt. Die Werte in Thüringen sind geringfügig niedriger als in Hessen. Im August hingegen liegen alle Phosphatwerte deutlich über dem „Grenzwert“ für Güteklasse II. Die höchsten Werte wurden diesmal in den thüringischen Abschnitten bei und Bachfeld gemessen. Auch bei den Pflanzennährstoffen gibt es insgesamt keine gravierenden Unterschiede zwischen den nicht salzbelasteten und den salzbelasteten Abschnitten der Werra. Der Ammonium-Gehalt, der auch als Indikator für kommunale Abwasserbelastung gilt, liegt im August mit maximal 0,12 mg/L deutlich unterhalb des Grenzwertes von 3 mg/L für Güteklasse II nach LAWA (1998). Beim Ammonium sind somit zumindest für den sommerlichen Messzeitpunkt keine Indizien für eine relevante Abwasserbelastung erkennbar.

Salzbelastung

Als Parameter für die Kennzeichnung einer Salzbelastung werden die wesentlichen Komponenten der marinen Zechsteinablagerungen Natrium, Chlorid, Kalzium, Magnesium und Kalium behandelt, von denen Magnesium und Kalium vorwiegend als Düngemittel für die Landwirtschaft ökonomisch genutzt werden. Die restlichen Stoffe werden als Abfall entweder in die Werra eingeleitet, in den Untergrund, den Plattendolomit, „versenkt“ oder oberirdisch aufgehaldet. Das Salz der Halden gelangt allerdings im Laufe der Zeit ebenfalls zum großen Teil durch niederschlagsbedingte Lösungsprozesse in die Werra. Bereits die im Gelände leicht messbare Größe der elektrischen Leitfähigkeit gibt als Maß für den gesamten Salzgehalt ein eindeutiges Bild über die drastischen Veränderungen, die sich infolge der direkten Salzeinleitungen und des diffusen Eintritts von versenktem und flussabwärts wieder aufsteigendem Salzabwasser in der Werra offenbaren (Abb. 2 links). Ein ähnliches Bild liefert die Darstellung der Komponenten Kalzium, Magnesium und Kalium im Verlauf der Werra (Abb. 2 rechts).

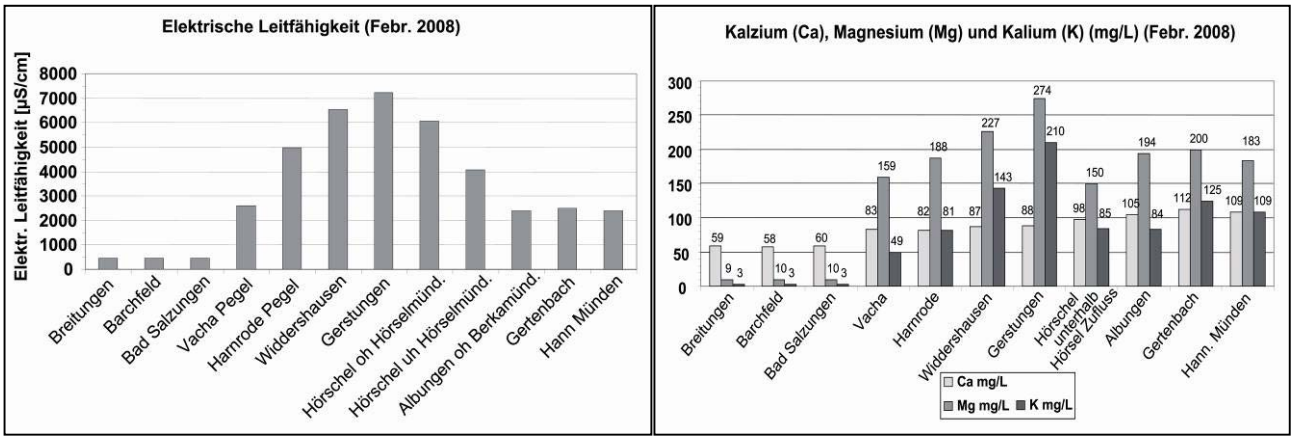
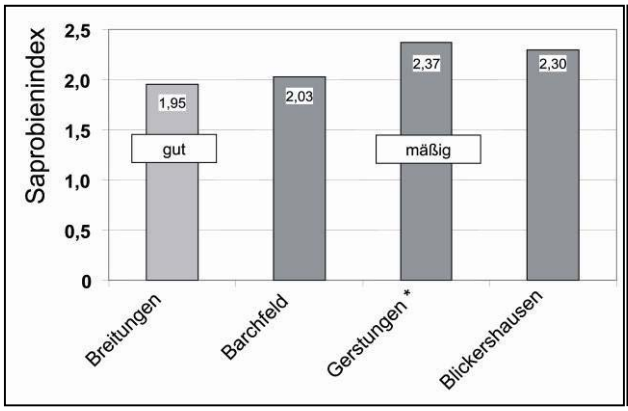


Abb. 2: Elektrische Leitfähigkeit, Kalzium-, Magnesium- und Kalium-Gehalte in der unteren Werra

Es wird deutlich, dass sich im Gegensatz zu den zuvor dargestellten Belastungen der Chemismus der Werra infolge der Salzeinleitungen in eindeutiger Weise verändert. Das natürliche, für Süßwasserflüsse charakteristische Verhältnis zwischen Kalzium, Magnesium und Kalium kehrt sich in dramatischer Weise um. Zahlreiche Studien zur physiologischen Wirkung dieser drei Salzkomponenten, z. B. SCHMITZ (1967) oder KOOP (1994), belegen, dass ein überhöhter Gehalt an Magnesium und vor allem Kalium auf typische Süßwasserorganismen schädigend bis letal wirkt. Auch der Chlorid- und der Natrium-Gehalt verändert sich infolge der Salzbelastung in ähnlicher Weise wie bei den genannten Salzen. Dieser erhöht sich vom nicht versalzten Bereich bis zum Abschnitt mit der höchsten Salzbelastung beim Chlorid rund 80-fach, beim Natrium ca. 50-fach. Die biologische Wirkung der skizzierten Belastungsformen auf die Qualitätskomponente des Makrozoobenthos wird anhand der Gütebewertung gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie verdeutlicht. Die Ergebnisse sind in Abb. 3 dargestellt.



Probestellen	Allgemeine Degradation	German Fauna Index	% Meta-rhithral Taxa	EPT	Diversität
Breitungen	2	2	1	1	2
Barchfeld	2	2	3	3	2
Gerstungen	5	5	5	5	5
Blickershausen	5	5	5	5	5

Erläuterung Qualitätsklassen				
	1	sehr gut	3	mäßig
	2	gut	5	schlecht

EPT: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
Breitungen und Barchfeld sind nicht salzbelastet,
Gerstungen und Blickershausen sind salzbelastet

Abb. 3: Biologische Bewertung der Werra anhand des Qualitätsmoduls Makrozoobenthos gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie; links Saprobie, rechts „Allgemeine Degradation“

Diskussion und Schlussfolgerungen

Die chemische und biologische Bewertung verschiedener Belastungsformen belegt, dass das Makrozoobenthos im Längsverlauf der Werra keine deutlich unterschiedlichen Reaktionen auf die durchweg nur mäßige organische Belastung aus kommunaler Herkunft erkennen lässt (Abb. 3, rechts). Die Bewertung des ökologischen Zustands anhand des Makrozoobenthos gemäß WRRL zeigt allerdings beträchtliche Unterschiede zwischen den Werra-Abschnitten ohne und mit Salzbelastung. Im Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ (Abb. 3, rechts) wird die Werra ohne Salzbelastung mit gut (Klasse 2), im Abschnitt mit Salzbelastung als schlecht (Klasse 5) bewertet. Die chemischen Parameter der Nährstoffbelastung (Tab. 1) zeigen ebenfalls im Verlauf der untersuchten Werra keine markanten Unterschiede. Augenfällig hingegen äußert sich ein krasser Wandel im Chemismus hinsichtlich der Salzbelastung durch die Kaliindustrie (Abb. 2).

In Barchfeld wurden bei drei jahreszeitlich unterschiedlichen Untersuchungen (HÜBNER 2007) in den Jahren 2001 bis 2003 in Barchfeld insgesamt 74 verschiedene Taxa des Makrozoobenthos gefunden, in Gerstungen hingegen nur 13 Taxa (18% der nicht salzbelasteten Werra). Nur 9 von

insgesamt 78 Taxa (11%) stimmten an beiden Werra-Probestellen überein. Unter Berücksichtigung der Abundanzen (Individuenzahlen) ergeben sich für diese Untersuchungsstellen noch weitaus geringere Übereinstimmungen zwischen nicht salzbelasteter und salzbelasteter Werra von 0,1% und 2% (bzw. bei normierten Daten zwischen 1% bis 8,3%) (HÜBNER 2007) .

Ein derart gravierender Einbruch im biologischen Besiedlungsbild des Makrozoobenthos der Werra lässt sich folglich weder durch kommunale Abwasserbelastungen noch durch Nährstoffbelastungen, sondern nur durch die Salzbelastung erklären, zumal sich auch die Strukturgüte der untersuchten Werra-Abschnitte nicht erheblich unterscheidet.

Insofern gilt es, angesichts der Forderung der WRRL nach einem guten ökologischen Zustand der Gewässer, orientiert an den Verhältnissen der nicht salzbelasteten Werra, nicht nur den Chlorid-Gehalt, sondern insbesondere auch die Konzentrationen von Kalium von derzeit rund 150 mg/L langfristig mindestens um den Faktor 10 und Magnesium von rund 220 mg/L auf mindestens 10 bis 15 mg/L (HÜBNER 2007) zu senken. Das Ausschöpfen der zur Zeit bestehenden Grenzwerte läuft dem Ziel der WRRL einer Verbesserung der ökologischen Verhältnisse in der Werra eindeutig zuwider. Die ökologische Degradation der Lebensgemeinschaft der Werra infolge der Salzbelastung durch die Kaliindustrie im Werra-Kali Revier ist nach wie vor tiefgreifend. Der ökologische Zustand der Werra muss anhand des Makrozoobenthos gemäß den Kriterien der WRRL als schlecht (Klasse 5) eingestuft werden. Die derzeitig genehmigten Grenzwerte für Chlorid und die Gesamthärte und die anhaltend extrem überhöhten Kalium- und Magnesium-Konzentrationen schließen ansonsten eine nachhaltige Verbesserung der Werra und auch der Weser auf lange Sicht aus.

Literatur

BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Karlsruhe 56: 501 S.

HERING, D., MOOG, O., SANDIN, L. & VERDONSCHOT, P.F.M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia, Den Haag 516: 1-20.

HÜBNER, G. (2007): Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse. Dissertation Universität Kassel, Fachbereich Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung, Ökologie und Umweltsicherung, Witzenhausen 27/2007: 303 S.

KOOP, J. (1994): Akute und subakute Einflüsse von Kaliumchlorid-Belastungen in Fließgewässern auf den Energiestoffwechsel von Gammarus pulex (L.) und Gammarus tigrinus (SEXTON). Dissertation Universität Düsseldorf, Berichte aus der Biologie. Verl. Shaker, Aachen: 106 S.

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuch-Verl., Berlin: 35 S.+Anh.

SCHMITZ, W., BESCH, W. & KNEISEL, I. (1967): Die Salzgehaltstoleranz von Gammarus pulex pulex (L.), Gammarus tigrinus SEXTON und Asellus aquaticus (L.) in Abhängigkeit von der relativen Konzentration der Kationen Na, Mg, K und Ca. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, Berlin 52 (4): 589-616.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Ein Feldführer und ein Bestimmungsbuch für das PoD (Phytobenthos ohne Diatomeen)

Antje Gutowski[1)], Julia Foerster[1)] & Ilona Arndt-Dietrich[2)]

1) AlgaLab, Hohenkampsweg 25, 28355 Bremen, a.gutowski@t-online.de, 2) Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Leibnitzstraße 10, D-45659 Recklinghausen, ilona.arndt-dietrich@lanuv.nrw.de

Keywords: Algen, Phytobenthos, WRRL, Fließgewässer, Probenahme, Bestimmung

Einleitung

Zur Umsetzung der von der EU verabschiedeten Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000) wurde für die Komponente Makrophyten und Phytobenthos ein erstes fließgewässertypspezifisches Bewertungsverfahren für die Bestimmung des ökologischen Zustandes der Fließgewässer Deutschlands entwickelt (PHYLIB-Projekt, SCHAUMBURG et al. 2004, 2005). In diesem Verfahren wird die Komponente Makrophyten und Phytobenthos in drei Teilmodule gegliedert, die sich hinsichtlich einer Indikation ergänzen: (i) die Makrophyten inklusive der Algengruppe der Charales, (ii) die Diatomeen und (iii) die „übrigen" benthischen Algengruppen (in der neueren Nomenklatur Phytobenthos ohne Diatomeen, PoD, genannt). Die Probenahmemethoden sowie die Vorgehensweise bei der Analyse und der Auswertung der Daten sind in Form einer Handlungsanweisung zugänglich (SCHAUMBURG et al. 2006).

Für den Anwender des PHYLIB-Verfahrens ist die Arbeit mit dem Teilmodul PoD schwierig, da das notwendige „Handwerkszeug" für eine Erkennung und Bestimmung dieser Algengruppen fehlt. Dies ist umso problematischer, als dass viele der für eine Indikation wichtigen Algenbestände oft wenig auffällig sind und bei der Probenahme leicht übersehen werden können. Auch offensichtliche Massenentwicklungen müssen differenziert betrachtet werden, da sie häufig aus Mischbeständen mehrerer Arten bestehen. Insgesamt gesehen fehlte für die Praxis eine übersichtliche Arbeitshilfe für die für eine Indikation notwendigen Taxa des PoD. Um diesen Mangel zu beheben gab das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen deshalb eine Bestimmungshilfe für das PoD in Auftrag.

Anforderungen an eine Bestimmungshilfe

Die am Gewässerbett angeheftet lebenden Algen des PoD gehören zu sehr unterschiedlichen Algenklassen, die phylogenetisch heterogenen Ursprungs sind. Es zählen dazu Blaualgen (Cyanobacteria), die als prokaryotische Organismen an der Basis des Stammbaumes stehen, ebenso wie eukaryotische Organismen wie Braunalgen (Fucophyceae), Rotalgen (Bangio- und Florideophyceae), Goldalgen (Chrysophyceae), Gelbgrünalgen (Tribophyceae), Augenflagellaten (Euglenophyceae), mehrere Klassen der Grünalgen (Trebouxio-, Chloro- und Ulvophyceae) sowie die Charophyceae (Zieralgen, Jochalgen, Klebsormidales und Coleochaetales). Allen ist das aquatische Vorkommen mit benthischer Lebensform gemein. Weitere gemeinsame Merkmale betreffen Photosynthese und

Kohlenstofffixierung. Unterschiede zwischen diesen Algenklassen bestehen aber hinsichtlich der morphologischen Organisation, der Pigmentzusammensetzung und der eingelagerten Reservestoffe. Bearbeiter des PoD benötigen daher taxonomische Grundkenntnisse für alle diese Algenklassen. Auch müssen zur Bestimmung der Algen des PoD häufig Informationen über das makroskopisch sichtbare Erscheinungsbild der Algenbeläge bzw. der Wuchsformen im Gelände mit den Ergebnissen der später im Labor erfolgten mikroskopischen Analyse kombiniert werden. Um den genannten Anforderungen gerecht zu werden, entstanden zwei sich ergänzende Arbeiten. Zum einen ist dies der Feldführer, der die Charakteristika und systematisch-taxonomischen Grundlagen des PoD erläutert. Er beschäftigt sich vor allem mit der Erkennung der unterschiedlichen Wuchs- und Lagerformen der Algen im Gewässer und soll Hilfe bei der differenzierten Probenahme geben Zum anderen handelt es sich eine Bestimmungshilfe, die für die mikroskopische Arbeit im Labor gedacht ist. Darin werden die Taxa des PoD auf Art- und Gattungsniveau darstellt und durch einen Schlüssel zugänglich gemacht.

Inhalte des Feldführers

Der Feldführer führt in das Thema der am Gewässerbett angeheftet lebenden Algen des Phytobenthos ein, nennt ihre Funktionen im Ökosystem sowie die Indikationsmöglichkeiten und beschreibt die Grundlagen des bisher erarbeiteten Indikationssystems für die WRRL. Ausführlich werden die grundlegenden Charakteristika benthischer Algen und die Prinzipien einer systematisch-taxonomischen Klassifizierung erläutert. Anschließend werden die für das PoD relevanten Algenklassen mit ihren Merkmalen und die relevante Bestimmungsliteratur angegeben. Das zentrale Anliegen des Feldführers liegt aber bei dem Vorgehen im Freiland. Eine erfolgreiche Analyse des PoD hängt entscheidend von dem differenzierten Erkennen und fachgerechten Beproben der Algenbeläge und –fäden im Gelände ab. Nur so ist eine für die Durchführung des PHYLIB-Verfahrens realistische Schätzung der Häufigkeiten und Deckungsgrade der einzelnen Taxa möglich. Daher bilden praxisrelevante Klassifizierungen der Vielfalt der erkennbaren Algenbeläge und –wuchsformen den Hauptanteil der Darstellungen im Feldführer.

Unabdingbar für eine erfolgreiche Probenahme ist die Kenntnis der für eine Algenbesiedlung geeigneten Habitate. Sie ergeben sich aus dem Zusammenspiel von physiologischen Eigenschaften der Zellen und den angebotenen Umweltfaktoren. Dabei spielen Toleranzen und Präferenzen der Arten hinsichtlich des Substrates, der Strömung, der Lichtverhältnisse, der Temperaturverhältnisse und des Nährstoffbedarfs eine Rolle. Die Kenntnis dieser Bindungen erleichtert daher entscheidend das Auffinden der Arten. Wesentlich ist ebenfalls die Kenntnis der charakteristischen Wuchs- und Lagerformen sowie der Farbunterschiede, die durch unterschiedliche Pigmentausstattung bedingt sind. Weiterhin spielen die Konsistenz der Lager bzw. Wuchsformen und gegebenenfalls auch der Geruch eine wichtige Rolle, um die Lager verschiedener Arten zu erkennen und zu trennen. Alle diese verschiedenen Merkmale werden im Feldführer genau beschrieben und durch zahlreiche Abbildungen anschaulich dokumentiert. Bildlich dargestellt werden weiterhin acht makroskopisch erkennbare Wuchs- und Lagerformen benthischer Algen. Dabei handelt es sich zum einen um dünne, farbige Überzüge auf verschiedenen Substraten, oder um dickere, harte Krusten, oder auch endolithisch lebende Arten. Zum anderen treten mehrere Millimeter dicke, weiche Überzüge bzw. kleine Büschelchen von sehr kurzen Fäden auf. Diese beiden Wuchsformen sind im Gelände häufig nicht klar zu trennen. Die Differenzierungs- und Erkennungsmöglichkeiten der Bestände von langen verzweigten bzw. unverzweigten Fäden werden ausgiebig erläutert. Dokumentiert werden ebenfalls gelatinöse Formen, netzförmige Geflechte und röhrenförmige bis flächige Thalli. Weiterhin werden die makroskopisch nicht erkennbaren epiphytischen und metaphytischen Wuchsformen dargestellt.

Jede dieser Formen wird kurz beschrieben und mögliche Taxa werden genannt. Zusätzlich werden konkrete Hinweise für die Probenahme gegeben und die Relevanz für das PHYLIB-Verfahren angegeben. Insgesamt greift der Feldführer nicht nur auf die Darstellung bekannter Formen zurück, sondern beschreibt auch viele Sonderformen und Verwechslungsmöglichkeiten.

Um die Vorgehensweise bei der Probenahme des PoD für den Einsteiger zu erleichtern, beschreibt der Feldführer in einem weiteren Kapitel den typischen Ablauf einer Probenahme, sowohl an einem kleineren, gut begehbaren Fließgewässer als auch an einem größeren, nur teilweise begehbaren Fließgewässer. Damit ergänzt er die Handlungsanweisung zum PHYLIB-Verfahren, spricht Empfehlungen aus und erläutert Fehlermöglichkeiten. Zum Vergleich wird auf die Vorgehensweise in anderen Ländern und auf die geplante CEN-Norm für eine Beprobung von kleineren Fließgewässern hingewiesen.

Inhalte der Bestimmungshilfe

Nur selten sind Algen direkt im Gelände bis zur Gattung oder Art bestimmbar. Meist erfordert die Analyse benthischer Algen eine Reihung unterschiedlicher Ansichten, die vom makroskopischen Erscheinungsbild im Gelände über die Detailansicht des Lagers bis zum mikroskopischen Bild der Zellverbände und der einzelnen Zelle reicht. Die nun seit Kurzem vorliegende Erweiterung durch die Bestimmungshilfe baut auf den Erläuterungen des Feldführers auf und hilft bei der Bestimmungsarbeit am Mikroskop. Im Zentrum des Bestimmungsbuches stehen sogenannte Steckbriefe, in denen zu jedem Taxon alle relevanten Angaben aus verschiedenen Quellen zusammengefasst sind. Die Steckbriefe folgen einem festen Aufbau. Es wird zunächst die systematische Zuordnung des Taxons und die zugeordnete DV-Nummer aus der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (MAUCH et al. 2003) angegeben. Anschließend wird das Aussehen der Alge dargestellt, wobei zunächst auf das im Gelände makroskopisch sichtbare Erscheinungsbild eingegangen wird und danach die charakteristischen Merkmale jeweils immer kleiner werdender Einheiten beschrieben werden. Zur Beschreibung der Art zählt die bildliche Darstellung. Dabei wurden den lichtmikroskopischen Bildern Zeichnungen aus der Bestimmungsliteratur gegenübergestellt. Damit soll dem Anwender ermöglicht werden, sich in die Bestimmungsliteratur einzusehen und bei Abgrenzungsschwierigkeiten auch die Spezialliteratur zu Rate zu ziehen,. die die Artenvielfalt wesentlich detaillierter darstellen kann. Weiterhin werden Informationen zum Vorkommen und zur Abgrenzung gegenüber ähnlich aussehenden Taxa angegeben. Da die hier dargestellten Taxa als Zeigerarten für die Bewertung der ökologischen Qualität eines Gewässers eingesetzt werden, wurden in einem weiteren Absatz des Steckbriefes die verfügbaren Angaben zum Vorkommen zusammengestellt und die aktuell gültige Einstufung des Taxons im PHYLIB-Verfahren (Stand: SCHAUMBURG et al. (2006)) angegeben. Der Steckbrief schließt mit der Angabe der verwendeten Literatur. Analog zu den Steckbriefen der Arten wurden auch für die meisten Gattungen Steckbriefe erstellt, die zusätzlich Erläuterungen zum Lebenszyklus sowie zu Fortpflanzung bzw. Vermehrung enthalten.

Den Steckbriefen vorangestellt ist ein Bestimmungsschlüssel, der den Zugang zu den hier dargestellten Arten und Gattungen ermöglichen soll. Dieser Schlüssel soll auch dem mit Algen nicht Vertrauten den Zugang zu den Taxa ermöglichen. Er setzt daher am makroskopischen Erscheinungsbild der Algenbeläge- und fäden an und unterscheidet zunächst

- makroskopisch erkennbare grüne Formen,
- makroskopisch erkennbare, andersfarbige Formen,
- makroskopisch erkennbare verkalkte oder Kalkkrusten-bildende Formen,
- makroskopisch nicht erkennbare Formen.

Innerhalb jeder Gruppe ist der Schlüssel meist dichotom aufgebaut und nennt zunächst die Differentialmerkmale zur Abgrenzung ähnlicher Formen. Anschließend gibt er eine darüber hinausgehende zusätzliche Beschreibung des Taxons. Zur Veranschaulichung wurden viele Abbildungen in den Schlüssel eingefügt. Die für die Beschreibung der Taxa notwendigen Fachbegriffe werden, soweit möglich, im Text erklärt. Zusätzlich befindet sich am Ende des Buches ein Glossar. Im Bestimmungsbuch werden 183 Taxa (darunter alle Taxa, die nach dem aktuellen Stand für eine Bewertung mit dem PHYLIB-Verfahren relevant sind) umfassend dargestellt.

Herausgeber von Feldführer und Bestimmungsbuch des PoD ist das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) des Landes Nordrhein-Westfalen. Sie sind als LANUV - Arbeitsblätter 2 und 9 über die Internetseite des LANUV (Rubrik „Publikationen“) für 15 € bzw. 35 € zu erhalten.

Zusammenfassung

Die von der EU verabschiedeten Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000) fordert für die Bewertung des ökologischen Zustandes eine Analyse der Komponente Makrophyten und Phytobenthos, die neben Diatomeen und Charales alle „übrigen“ benthischen Algenklassen (PoD) einbezieht. Um den Anwendern des Verfahrens beim Erkennen dieser Algen im Gewässer und deren Bestimmung eine Hilfe an die Hand zu geben, wurden vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV) zwei Arbeitsblätter herausgegeben, die sowohl die Arbeit bei der Probenahme im Freiland als auch die mikroskopische Analyse im Labor unterstützen.

Danksagung

Unser Dank gilt allen, die uns bei der Abfassung beider Werke mit Rat und Bildern unterstützt haben. Unser besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Dieter Mollenhauer, der uns für diesen schwierigen Bereich in der Algenforschung begeistert hat, und Herrn Prof. Dr. Günther Friedrich für seine stete Unterstützung.

Literatur

EU – EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.

MAUCH, E., SCHMEDTJE, U. MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003, aktueller Stand: März 2007): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. http://www.bayern.de/LFW/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/taxa/

Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, P., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht. – Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03). http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt-Nr. O 2.04): 230 S.

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Stand Januar 2006. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 119 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Undine – Informationsplattform zu extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen an großen Flüssen

Gerd Hübner & Daniel Schwandt

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat G1: Grundsatzfragen der qualitativen Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz; huebner@bafg.de, schwandt@bafg.de

Keywords: Flüsse, Hochwasser, Niedrigwasser, Wasserbeschaffenheit, Informationssystem, Öffentlichkeitsarbeit

Einleitung

Außergewöhnliche Hoch- und Niedrigwasser geben Anlass zur öffentlichen Diskussion und erfordern qualifizierte Stellungnahmen. Es stellen sich Fragen nach den Ursachen und zur quantitativ-hydrologischen Beurteilung der Ereignisse, aber auch zu den ablaufenden stofflichen Prozessen und ihren Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit und Gewässergüte.

Die Informationsplattform Undine

Die Informationsplattform Undine, die im Auftrag des Bundesumweltministeriums (BMU) an der Bundesanstalt für Gewässerkunde entwickelt wird, zielt schwerpunktmäßig darauf ab, die Einordnung und Bewertung des aktuellen Hoch- und Niedrigwassergeschehens zu erleichtern. Dabei geht es sowohl um quantitative als auch um qualitative hydrologische Aspekte (Schwandt et al. 2006). Undine bezieht sich auf große Flüsse (Ströme) in Deutschland mit grenzübergreifendem Verlauf und richtet sich an interessierte Laien und Fachleute. Durch die steckbriefartige Dokumentation vergangener extremer Hoch- und Niedrigwasserereignisse soll die Datengrundlage zu solchen Ereignissen verbessert und zugleich eine fundierte und allgemeinverständliche Vergleichsgrundlage für aktuelle Hoch- und Niedrigwasser geschaffen werden.

Seit Juni 2007 ist die Informationsplattform zunächst für das Flussgebiet der Elbe im Internet (http://undine.bafg.de/) präsent. Die Flussgebietsgemeinschaft Elbe hat die Arbeiten fachlich begleitet und nutzt die Informationsplattform als Arbeitsinstrument (Schwandt 2008).

Undine lässt sich durch folgende wesentliche Eigenschaften bzw. Elemente charakterisieren:

Portalfunktion

Die Informationsplattform Undine bietet bezogen auf das jeweilige Flussgebiet Hinweise/Links zu wesentlichen wasserwirtschaftlichen Institutionen, Planwerken und Überblicksbeiträgen, zu Internetseiten mit Wasserbeschaffenheits- bzw. Gewässergütedaten sowie zu Projekten und Programmen mit engem Bezug zur Gewässergütewirtschaft und zum Hochwasser-/Niedrigwassermanagement. Links bzw. Hinweise auf weitergehende Informationen sind wesentliche Bestandteile aller Beiträge der Informationsplattform.

Aktuelle Daten: Niederschlag, Durchfluss, Wasserbeschaffenheit

Tagesaktuell können Daten zum Niederschlag (24h-Gebietsniederschlag in Teileinzugsgebieten), zum Wasserstand und Durchfluss (mit Tendenz der letzten vier Stunden) sowie zur chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit abgelesen werden. Für den Flusslauf der Elbe ist es aufgrund von Nutzungsvereinbarungen derzeit möglich, aktuelle Wasserbeschaffenheitsdaten von acht Gütemessstellen aus fünf Bundesländern in grafischer Darstellung aufzurufen. Die Präsentation der Messdaten ist mit Angaben von Stammdaten und Hintergrundinformationen zu Pegeln und Wassergütemessstellen verknüpft.

Hoch- und Niedrigwasserdokumentation

Für jeden in Undine aufgenommenen Pegel werden die Phasen mit den zehn größten und den zehn niedrigsten Durchflüssen der langjährigen Messreihe grafisch dargestellt und die jeweiligen Extremwerte mit Datum aufgelistet. Anhand der Pegel-Durchflusswerte sowie aufgrund von Literatur- bzw. Quellenrecherchen für weiter zurück liegende Zeiträume werden für das Flussgebiet bedeutsame extreme Hoch- und Niedrigwasserereignisse ausgewählt und kategorisiert. Das Verfahren wird am Beispiel des Rheins in Schwandt & Hübner (2009) dargestellt.

Die ausgewählten Hoch- und Niedrigwasserereignisse werden sukzessive hinsichtlich folgender Aspekte dokumentiert: Hydrometeorologische Situation – Ereignisablauf – Schadensbilanz – Stoffliche und hygienische Gewässerbelastung.

Basisinformationen

Um dem Anspruch der allgemeinen Verständlichkeit gerecht zu werden, geben „Basisinformationen“ zu den Themen Hydrometeorologie, quantitative und qualitative Hydrologie sowie rechtliche Grundlagen einführende Erläuterungen und nehmen Begriffsklärungen vor.

Ausblick

Die Einstellung des Beitrags zur Oder auf der Informationsplattform ist im Frühjahr 2010 geplant, nachfolgend sollen auch die Flussgebiete Rhein und Donau in Undine aufgerufen werden können.

Summary

The information system Undine (http://undine.bafg.de/), developed by the German Federal Institute of Hydrology (*BfG*) supports the assessment and ranking of current flood events and low-flow periods. Undine is an Internet portal with its focus on quantitative and qualitative hydrological aspects of large river basins in Germany. It provides its users with up-to date data on water quality and river-discharges along with descriptions of extreme hydrological events.

Literatur

Schwandt, D. (2008): Undine – eine Informationsplattform für hydrologische Extreme. Bundesanstalt für Gewässerkunde Jahresbericht 2006/2007, Koblenz: 18-19.

Schwandt, D. & Hübner, G. (2009): Hydrologische Extreme im Wandel der Jahrhunderte – Auswahl und Dokumentation für die Informationsplattform Undine. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 26.09, Hennef: 19-24.

Schwandt, D., Keller, M., Krahe, P., Wilke, K. & Heininger, P. (2006): Die Informationsplattform Undine als Hilfsmittel für die Einordnung, Bewertung und Dokumentation hydrologischer Extreme. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 15.06, Bd. 3, Hennef: 113-116.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Verbesserung europäischer Biodiverstätsdaten im Rahmen der EU-SYNTHESYS Networking Activities

Wolf-Henning Kusber, Elke Zippel, Patricia Kelbert, Jörg Holetschek, Anton Güntsch, & Walter G. Berendsohn

Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin, Königin-Luise Str. 6-8, 14195 Berlin; Email: w.h.kusber@bgbm.org

Keywords: Biodiversitätsdaten, GBIF, Data cleaning, Daten Portale, Datenqualität

Summary

This paper presents results of data cleaning activities on biodiversity data published in data portals of the GBIF Network (GBIF, BioCASE portals). The SYNTHESYS annotation system and other electronic feedback mechanisms were used to enhance the quality and usability of published records.

Einleitung

Primärdaten der Biodiversitätserfassung (aus terrestrischen, marinen und limnischen Systemen) werden seit 2001 über das GBIF-Netzwerk (Global Biodiversity Information Facility, www.gbif.org) frei zugänglich publiziert. Gegenwärtig sind mehr als 189 Millionen Datensätze von 309 Providern (Stand November 2009) über das GBIF- und das EDIT-Specimen-Portal (European Distributed Institute of Taxonomy; http://search.biocase.org/edit/) suchbar. Diese, sowie geographisch und/oder taxonomisch spezialisierte BioCASE Portale (Biological Collection Access Service for Europe, Portal für europäische Biodiversitätsdaten: http://search.biocase.org/europe; für botanische Biodiversitätsdaten aus Deutschland: http://search.biocase.de/botany), wurden in Kusber et al. (2009a, b) im Detail vorgestellt.

Im Rahmen der EU-SYNTHESYS Networking Activity-D werden am BGBM Berlin-Dahlem Software-Systeme entwickelt und genutzt, um fehlerhafte oder unzulängliche Daten im GBIF-Netzwerk aufzuspüren und zu annotieren. Diese sollen die Qualität der Daten spürbar verbessern und durch Aufdeckung von Problemfeldern die Sekretariate von GBIF International und GBIF-D bei deren Bemühungen um verbesserte Datenqualität unterstützen.

Material und Methoden

Anhand der Detailansicht von zehntausenden von Primärdatensätzen zur Biodiversität von Organismen in Portalen der BioCASE-Portalfamilie wurde nach Auffälligkeiten gesucht: 1. Stichprobenartig wurde nach bekannten oder vermuteten Schreibfehlern gesucht; 2. Organismennamen wurden auf ihr Vorhandensein in den hinterlegten taxonomischen Thesauri (Güntsch et al. 2009a) überprüft; 3. Organismennamen wurden manuell anhand von Weltchecklisten (z.B. www.ipni.org), beziehungsweise anhand der Bestimmungen der Nomenklatur Codes überprüft (z.B. ICBN, ICZN);

4. Stichprobenartig wurde nach Ausreißern von Koordinaten (z.B. durch Vertauschung der Koordinatenwerte) und inkonsistenten Einträgen gesucht.

Korrekturen und Annotationen wurden überwiegend mit Hilfe des Prototyps des „SYNTHESYS Annotationsystems“ (Abb. 1, Güntsch et al. 2009b) vorgenommen, teilweise wurde das „GBIF User Feedback“ System verwendet.

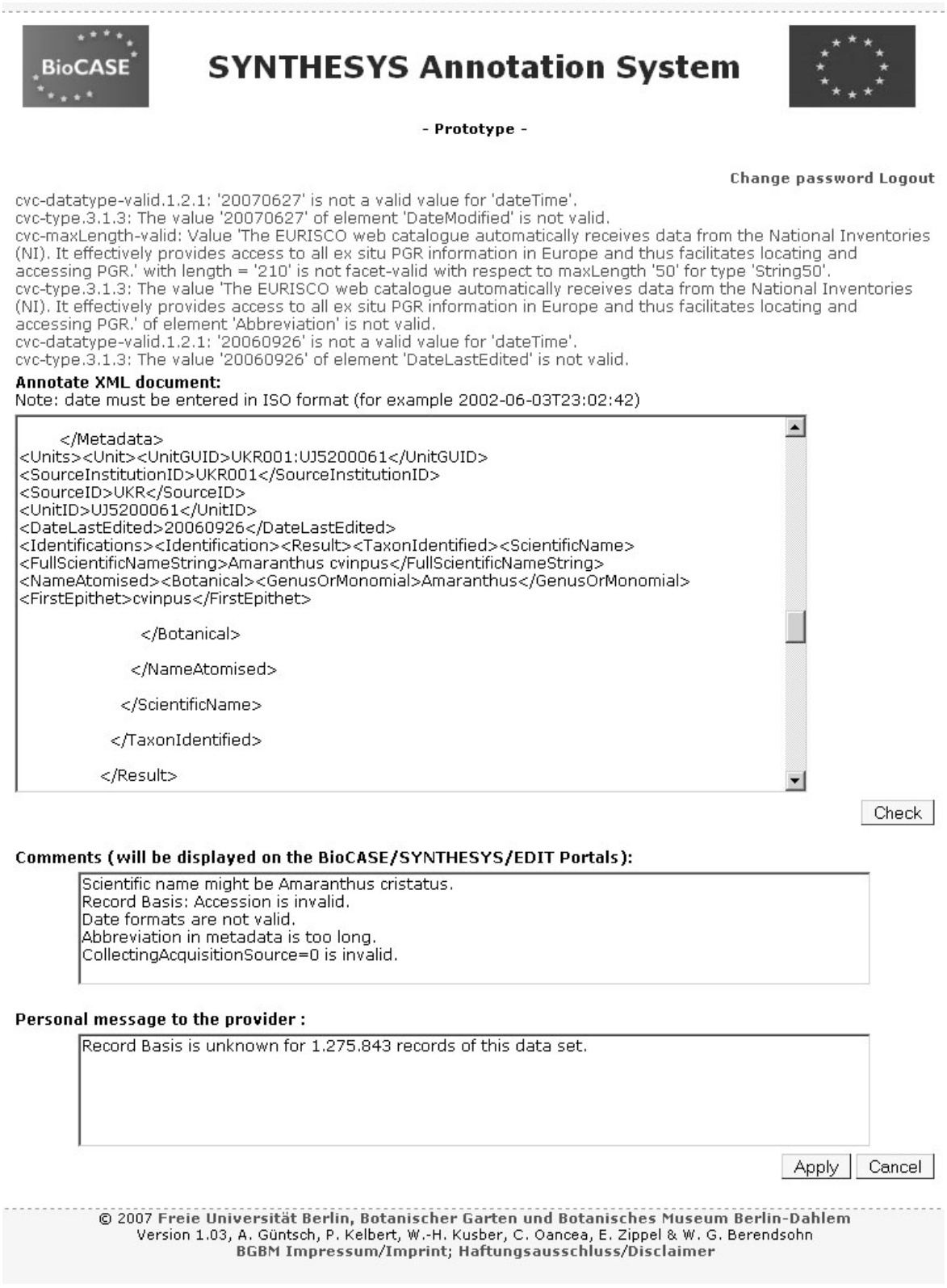


Abb. 1: Eingabeformular des SYNTHESYS Annotationssystems mit einem Beispieldatensatz.

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden 1600 primäre Biodiversitätsdatensätze in Portalen der BioCASE-Portalfamilie (Belege, Typusbelege, Beobachtungen) annotiert. Annotationen sind Korrekturen und Ergänzungen zu einem Datensatz bzw. Datenbankeintrag, die dokumentiert und an die technisch und/oder inhaltlich verantwortlichen Personen geschickt werden. Ziel ist es, die annotierten Datenbankeinträge überarbeiten zu lassen, um damit zur Verbesserung der GBIF-Daten beizutragen.

72,5% der Annotationen bezogen sich auf botanische, 11% auf mykologische, 10% auf phykologische und 6,5% auf zoologische Datensätze. Für 79% oder 1256 der Annotationen wurde der Prototyp des SYNTHESYS Annotationssystems verwendet (Beispiel siehe Abb. 1), für 17% das GBIF User Feedback System, und in jeweils etwa 2% der Fälle wurde direkt per E-Mail mit dem GBIF-Sekretariat bzw. den verantwortlichen Datenhaltern korrespondiert.

Im Verlauf der Untersuchung erfolgten 2185 inhaltliche Beanstandungen bei 1600 Datensätzen. Fehler bei wissenschaftlichen Namen wurden mit 68% besonders häufig bemängelt (Tabelle 1).

Tab. 1: Die häufigsten inhaltlichen Beanstandungen der Datenqualität (n = 2185).

Datenelement	Erläuterungen, Beispiele	Anzahl	Prozentsatz
Wissenschaftlicher Name	Orthographische Fehler oder regelwidrige Einträge	1492	68,3
Autorteam des wiss. Namens	Verschiedene Standards	527	24,1
Art des Datensatzes	„RecordBasis“, Beleg, Observation etc.	67	4,4
Georeferenz	Falsche und/oder vertauschte Koordinaten	27	1,2
Meereshöhe	Fehlerhafte Angabe	10	0,5
Staat	Inkonsistenzen im Datensatz	10	0,5
Sammelort	Fehlerhafte Angabe	7	0,3
Sammel- oder Beobachtungsdatum	Meist fehlende Angabe	6	0,3
Typus	Sachlich falsche Angabe	6	0,3
Kontinent	Inkonsistenzen im Datensatz	2	0,1

Tabelle 2 gibt einen Überblick über häufig vorkommende technische Mängel; besonders fehlende Datenverfügbarkeit, aber auch Formatfehler und Abweichungen der originalen von den angezeigten Daten im Portal wurden bemängelt.

Die besondere Stärke der BioCASE-Portalfamilie ist die Ausgabe eines breiten Spektrums von Daten, die die vom GBIF Portal ignorierten aber vom Datenprovider eingebundenen Daten berücksichtigen. Diese werden direkt „live“ beim Datenprovider abgerufen (Beispiel: Suche nach *Diploneis infernalis* auf der Seite http://search.biocase.org/europe). Deshalb ist die Datenvollständigkeit bei Datensätzen, die den umfassenden ABCD-Datenstandard nutzen größer als bei Daten, die den einfacheren Darwin Core (DwC) Datenstandard nutzen. Die Auswertung der Annotationen nach Datenstandards ergab 71% für DwC Records. 24,5% der Annotationen bezogen sich auf ABCD Records, aufgeschlüsselt nach Versionen bezogen sich 14% auf die äußerst mächtige Version 2.06, 8% auf die ältere Version 1.2 und 2% auf nicht unterstützte Drafts (z.B. ABCD 2.05). Knapp 5%

der Records wurden nicht nach dem Datenstandard analysiert; es handelte sich im Wesentlichen um Daten aus Datenbanken, deren Daten nicht live erreichbar waren, die zu viele technische Fehler lieferten und/oder in starkem Maße von den international akzeptierten Datenstandards abwichen. In diesen Fällen wurde das GBIF Feedback-System verwendet, das – im Gegensatz zum SYNTHESYS Annotationssystem – weitgehend unabhängig von der Datenerreichbarkeit der Originaldaten funktioniert.

Tab. 2: Die häufigsten technischen Beanstandungen bei Einzelannotationen (n = 195 ausgewertet).

Thema	Erläuterungen, Beispiele	Prozentsatz
Datenverfügbarkeit	Es wird in BioCASE-Portalen nur ein Teil der vorhandenen Daten angezeigt	38,5
Formatfehler	Fehlerhafte XML Dateien, HTML Code in Dateninhalten u.ä.	25,1
Mappingfehler	Feldinhalte werden fehlerhaft an GBIF weitergegeben, z.B. Namen von Bundesländern als „Country“ etc.	20,0
Update[1]	Die im Portal suchbaren Daten wurden inzwischen durch die Datenhalter korrigiert.	10,8
Duplikate	Neben überarbeiteten bleiben unüberarbeitete Datensätze im GBIF-Netzwerk bestehen	3,1
Sonderzeichen	Sonderzeichen werden im Portal aus technischen Gründen nicht korrekt wiedergegeben	2,0
Verlinkung	Multimediadaten oder Informationen im Bereich der Metadaten werden nicht angezeigt	0,5

[1]Scheinbare Datenfehler, die sich durch die Zeitverzögerung zwischen der Änderung der Originaldaten, der Neuindexierung der Datenquelle durch GBIF und dem Verfügbarmachen der indizierten Daten in Portalen des GBIF-Netzwerkes ergeben.

Die besondere Stärke des SYNTHESYS Annotationssystems liegt in der Möglichkeit, eine Kopie der Originaldaten aussagekräftig zu bearbeiten. Diese verbesserte Originaldatenkopie kann in den BioCASE-Portalen über den Originaldatensatz eingesehen und mit diesem direkt verglichen werden (Kusber et al. 2009a). Durch die Arbeit mit sehr uneinheitlichen Daten verschiedenster Fachrichtungen und Datenbanken konnte eine größere Anzahl von Fehlfunktionen des Annotationssystems, bedingt durch nicht vorhersehbare providerseitige Datenbehandlung, durch das BioCASE Support Team am BGBM Berlin ausgeräumt werden. Die Eigenschaft des SYNTHESYS Annotationssystems, Kommentare zu den Annotationen im Portal zu publizieren, ist in der praktischen Arbeit sehr nützlich und hilft, doppelte Arbeit zu vermeiden. Die Möglichkeit, dem Datenhalter nichtöffentliche Kommentare zukommen zu lassen (Vorschläge oder Anfragen) wurde im Projektzeitraum implementiert. Dadurch konnten dann auch vermehrt Hinweise auf verwandte Probleme bei anderen Records der geprüften Datenbank eingehen.

Knapp 1500 Annotationen bezogen sich auf Einzelfälle, nur eine Annotation war für mehr als 1500 Records relevant. Abb. 2 zeigt das Verhältnis von Einzelannotation zu der Anzahl betroffener Records.

Die Reaktionen der Provider auf die Annotationen waren sehr unterschiedlich, einige sehr schnelle und positive Reaktionen kamen aus größeren Institutionen der USA, aus Schweden, den Niederlanden und Deutschland. Einige Provider überarbeiteten die Daten früher oder später, andere reagierten in keiner Weise.

Die sehr zeitaufwändige Einzelannotation ist aus unserer Sicht deshalb gerechtfertigt, weil jeder Schreibfehler in einem wissenschaftlichen Namen im GBIF-Netzwerk scheinbar ein „neues“ Taxon kreiert, das von weiteren Netzwerken verbreitet wird. Bei zunehmender Verfügbarkeit von Primärdaten zur Biodiversität in dem schnell wachsenden GBIF-Netzwerk vermehren sich in entsprechendem Tempo auch die Fehler. Ein fehlerhafter Name wurde 2005 in einen Datensatz eines Datenproviders eingebracht, 2008 nutzten bereits 9 verschiedene Datensätze dieses Providers diesen Namen.

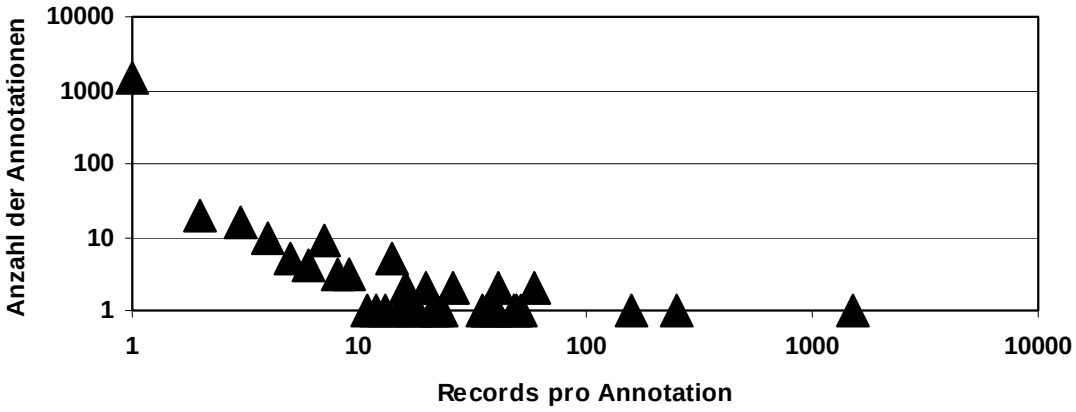


Abb. 2: Die Anzahl der Einzelannotationen ist gegen die Anzahl der Datensätze (Records), die durch eine Annotation betroffen ist, aufgetragen.

Ausblick

Der Prototyp des SYNTHESYS Annotationssystems hat in den Jahren 2008-2009 seine Tauglichkeit erwiesen und soll mit Hilfe der hier vorgestellten Erfahrungen in eine nutzerfreundliche Version überführt werden.

Ein besonderes Augenmerk sollte von allen Partnern des GBIF-Netzwerks in den nächsten Jahren auf einen verbesserten Workflow bei der Datenqualitätsverbesserung gelegt werden. Gerade Institutionen, die Biodiversitätsdaten bereitstellen, müssen Kapazitäten für die technische und inhaltliche Datenpflege vorhalten. Ziel bei allen Bemühungen ist eine Verbesserung der Datengrundlage und damit bessere Nutzbarkeit des GBIF-Netzwerkes für die angewandte und theoretische Forschung.

Danksagung

Die Ergebnisse des Datacleanings, das im Rahmen des 6. Rahmenprogramms der EU gefördert wurde (SYNTHESYS RII3-CT-2003-506117) gehen in die laufenden Entwicklungen ein, die im 7. Rahmenprogramms der EU gefördert werden (SYNTHESYS II 226506).

Literatur

Güntsch, A., Hoffmann, N., Kelbert, P., Berendsohn, W. G. (2009a): Effectively searching specimen and observation data with TOQE, the Thesaurus Optimized Query Expander. Biodiversity Informatics 6: 53-58.

Güntsch, A., Berendsohn, W. G., Ciardelli, P., Hahn, A., Kusber, W.-H., Li, J. (2009b): Adding content to content – a generic annotation system for biodiversity data. – Studi Trent. Sci. Nat. 84: 123-128.

Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holetschek, J., Güntsch, A., Berendsohn, W. G. (2009a): From cleaning the valves to cleaning the data: Case studies using diatom biodiversity data on the Internet (GBIF, BioCASE). – Studi Trent. Sci. Nat. 84: 111-122.

Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holetschek, J., Güntsch, A., Berendsohn, W.G. (2009b): Europäische Beobachtungs-, Multimedia- und Belegdaten in Internetportalen (GBIF und SYNTHESYS/BioCASE/ EDIT) für die limnologische Forschung: Stand, Potential und Qualitätssicherung. – Pp. 581-585 in: Köhler, R. (ed.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) Konstanz. – Hardegsen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Biomechanische und morphologische Anpassungen von Makrophytengemeinschaften in Fliessgewässern

Oliver Miler[1], Ismail Albayrak[2], Matthew O'Hare[3] & Vladimir Nikora[4]

[1] School of Engineering, Fraser Noble Building, University of Aberdeen, AB24 3UE Aberdeen, UK, oliver.miler@abdn.ac.uk, [2] School of Engineering, Fraser Noble Building, University of Aberdeen, AB24 3UE Aberdeen, UK, ismail.albayrak@abdn.ac.uk, [3] Centre for Ecology & Hydrology Edinburgh, Bush Estate, Penicuik, Midlothian, EH26 0QB, UK, moha@ceh.ac.uk, [4] School of Engineering, Fraser Noble Building, University of Aberdeen, AB24 3UE Aberdeen, UK, v.nikora@abdn.ac.uk

Keywords: Makrophyten, Biomechanik, Zugkraft, Flexibilität, Wasserströmung, Fliessgewässer

Einleitung

Submerse Makrophyten haben wichtige strukturgebende Funktionen in Fliessgewässern, zum Beispiel als Nahrungshabitat und als Prädationsschutz für Invertebrate und Fische. Hydrologische Parameter in Fliessgewässern wie Fliessgeschwindigkeit, Abflussmenge, Wassertiefe und Sedimenttransport variieren im Jahresverlauf. Makrophyten haben daher spezifische Anpassungen an räumlich und saisonal variierende Strömungscharakteristika entwickelt. Wasserpflanzen verändern ihre Form bei hohen Wasserströmungen durch Rekonfiguration indem sie eine stromlinienförmigere, komprimierte Form annehmen. Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen den biomechanischen Eigenschaften und der Rekonfiguration von limnischen Makrophyten sind jedoch selten, da biomechanische Untersuchungen bisher hauptsächlich an marinen und terrestrischen Pflanzen durchgeführt wurden. Marine Makroalgen und Seegräser haben spezifische biomechanische Anpassungen, z.B. eine hohe Bruchfestigkeit und Flexibilität der Stengel entwickelt, um den hohen, oszillierenden Wellenkräften zu widerstehen (Boller & Carrington 2007; Patterson et al. 2001). Die Biomechanik von limnischen Makrophyten, die ähnlichen Wellenkräften (in Seen) oder Wasserströmungen (in Flüssen) ausgesetzt sind, ist wesentlich weniger untersucht worden (Brewer & Parker 1990; Schutten et al. 2005; Usherwood et al. 1997; Biehle et al. 1998). Die biomechanischen Eigenschaften von Makrophyten bestimmen deren Strömungsverhalten und damit deren Fähigkeit Zugkräften durch Wasserströmungen zu widerstehen. Um nicht ausgewaschen zu werden, müssen die Zugkräfte durch Biege-, Spann- und dämpfende Kräfte ausbalanciert werden. Letzendlich bestimmt dies die Artenzusammensetzung der Wasserpflanzengemeinschaften lotischer Ökosysteme. Anhand der biomechanischen Eigenschaften von Makrophyten kann deren Vorkommen unter bestimmten Strömungsbedingungen modelliert werden und es können Vorhersagen getroffen werden, unter welchen Strömungsverhältnissen seltene Arten erhalten oder invasive Arten ausgewaschen werden können.

In dieser Studie wurden die biomechanischen Eigenschaften der Stengel von vier submersen Makrophytenarten (*Ranunculus penicillatus*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Glyceria fluitans* und *Fontinalis antipyretica*) in Fliessgewässern im Nordosten Schottlands untersucht. Die vier untersuchten Arten kommen in Habitaten mit unterschiedlichen Strömungsverhältnissen vor. Dies hat

Unterschiede in den morphologischen und biomechanischen Anpasssungen zur Folge. Biomechanisch lassen sich Makrophyten über die Messung der Kräfte charakterisieren, die beim Biegen und Spannen der Stengel auftreten. Charakteristische biomechanische Parameter der vier Arten aus den Biege- und Spanntests wurden berechnet und in Zusammenhang mit deren Habitatpräferenzen gestellt.

Material und Methoden

Experimente

Die Biege- und Spannkräfte von *G. fluitans*, *R. penicillatus*, *M. alterniflorum* und *F. antipyretica* Stengeln, die vom 09.03. bis zum 27.04.2009 in Flüssen in Aberdeenshire, Großbrittanien, beprobt wurden, wurden mit einer Universalprüfmaschine (Hounsfield S-series Model H10K-S UTM, 100 N Wägezelle) untersucht. Da Pflanzengewebe oft inhomogen in ihrer Struktur sind, sind der Elastizitätsmodul und der Biegeelastizitätsmodul oft voneiander verschieden und wurden in dieser Studie getrennt berechnet auf der Basis von Biegetests (Biegeelastizitätsmodul) und Spanntests (Elastizitätsmodul). Da die Stengel von *G. fluitans* zwischen den Klammern des Testgeräts hindurchrutschten bevor es zum Bruch des Stengels kam, wurde für *G. fluitans* Spanntests nur der Elastizitätsmodul berechnet. Für die anderen drei Arten wurden zusätzlich Bruchkraft (in N), Bruchdehnung (in m/m) und Bruchspannung (in Pa) berechnet. Der Biegeelastizitätsmodul aus den Biegetests wurde für *G. fluitans*, *R. penicillatus* und *M. alterniflorum* berechnet. Biegetests konnten aufgrund der geringen Sensititivät der Wägezelle und der hohen Flexibilität der Stengel nicht für *F. antipyretica* durchgeführt werden. Für Spann- und Biegetests wurden je zehn Stengel getestet. Jeder Stengel wurde in drei Teile (unten, Mitte, oben) geteilt, wovon jeweils ein 45 mm (*F. antipyretica*, *M. alterniflorum* und *R. penicillatus*) bzw. 65 mm langes (*G. fluitans*) Stück für Spanntests und ein 70 mm (*F. antipyretica*, *M. alterniflorum* und *R. penicillatus*) bzw. 90 mm langes (*G. fluitans*) Stück für Biegetests benutzt wurde. Zusätzlich wurden Stengelquerschnitte von *M. alterniflorum*, *R. penicillatus* und *G. fluitans* mit einer Rasierklinge geschnitten, auf einen Objekträger gelegt und mit einer Kamera (Fuji FinePix S1000fd, Fujifilm, Tokyo, Japan) auf einem beleuchteten Diatisch fotografiert. *F. antipyretica* Stengel waren zu dünn für Stengelquerschnitte. Hier wurde der Stengeldurchmesser anhand von Fotos ermittelt. Die Messungen der Querschnittsfläche und des Durchmessers wurden mit der Bildbearbeitungssoftware Makrophyt (Universität Konstanz) durchgeführt. Zwei Querschnittsflächen bzw. Durchmesser (im Fall von *F. antipyretica*) von jedem Ende eines Pflanzenstengels wurden analysiert. Die Querschnittsflächen von *F. antipyretica* Stengeln wurden mit der Formel $A= \pi D^2/4$ berechnet (A = Querschnittsfläche, D = Durchmesser) berechnet. Für jede Art wurde jeweils der Mittelwert der Querschnittsfläche über vier Messungen gebildet. In den Spanntests wurden die Pflanzenstengel mit Sekundenkleber in 10 mm lange Bronzeröhren geklebt, um mechanische Deformationen während des Experiments zu vermeiden.

Auswertung der Spanntests

Das Ende jedes Stengels wurde mit Metalklemmen vertikal in der Universalprüfmaschine festgehalten und mit 10 mm min^{-1} bis zum Bruch des Stengels auseinandergezogen. In Spanntests wurde der Stengel gestreckt und die Kraft gegen die Streckung mit der Hounsfield Computersoftware aufgezeichnet. Die daraus entstehende Kurve hat zu Beginn einen linearen Verlauf und flacht dann ab bis der Stengel bricht. Mithilfe der Querschnittsfläche A und der Länge L des Stengelstücks, die bei Start des Experiments gemessen wurden, lässt sich diese Kurve in eine Dehnungs–Spannungskurve (m/m – Pa) übertragen mit $\varepsilon = \delta/L$, $\sigma = F/A$, ε = Dehnung (m/m), δ = gestreckte Länge (m), σ = Spannung (N/m^2) und F = Kraft (N). Der Elastizitätsmodul E_t ist die lineare Steigung zu Beginn der Dehnungs-Spannungskurve und ist ein Mass dafür, wieviel Kraft für die Streckung des Stengels benötigt wird, d.h. wie viel Widerstand der Pflanzenstengel seiner Deformation durch Zugkräfte entgegensetzt. Ebenso wurde die Bruchkraft F_{tmax} und die Bruchspannung σ_{tmax} als die maximale

Spannung (d.h. die Kraft bzw. Spannung, bei der der Stengel bricht) sowie die dazugehörige Bruchdehnung ε_{tmax} als die maximale Dehnung berechnet.

Auswertung der Biegetests

Ein Stengelstück wurde an beiden Enden auf je einen erhöhten Metallblock aufgelegt und ein Metallstab wurde von oben auf die Mitte des Stengelstücks mit einer Geschwindigkeit von 10 mm min^{-1} herabgesenkt, Die vertikale Ablenkung Δ in mm und die entsprechende Kraft F in N wurden mit der Hounsfield Computersoftware aufgezeichnet. Mithilfe der Steigung F/Δ der Ablenkungs-Kraftkurve (m–F), des Stengeldurchmessers d und horizontalen Länge s lässt sich der Biegeelastizitätsmodul E_b berechnen als $E_b = (4s^3F)/(3\Delta\pi d^4)$ für runde Stengelquerschnitte bzw. als $E_b = (s^3F)/(12\Delta\pi(a^3b - a_1^3b_1))$ für hohle, ellipsoide Stengelquerschnitte (im Falle von *G. fluitans*, mit a = äussere kleine Halbachse, b = äussere große Halbachse, a_1 = innere kleine Halbachse, b_1 = innere große Halbachse). Der Biegeelastizitätsmodul E_b gibt an, wieviel Kraft für die Biegung (die vertikale Deformation) des Stengels benötigt wird, d.h. wie flexibel ein Pflanzenstengel ist.

Ergebnisse

Die Bruchkraft von *F. antipyretica*, *M. alterniflorum* und *R. penicillatus* korrelierte nur schwach mit dem Stengeldurchmesser (Abb.1, *F. antipyretica*, n = 30, $R^2 = 0.32$, *M. alterniflorum*, n = 30, $R^2 = 0.19$, *R. penicillatus*, n = 30, $R^2 = 0.13$). Jedoch finden sich bei einem Vergleich der Mittelwerte signifikante Unterschiede in der Bruchkraft: Die Bruchkraft von *R. penicillatus* war signifikant höher als die der beiden anderen Arten (ANOVA, $F_{2,27} = 4.81$, $p = 0.0163$).

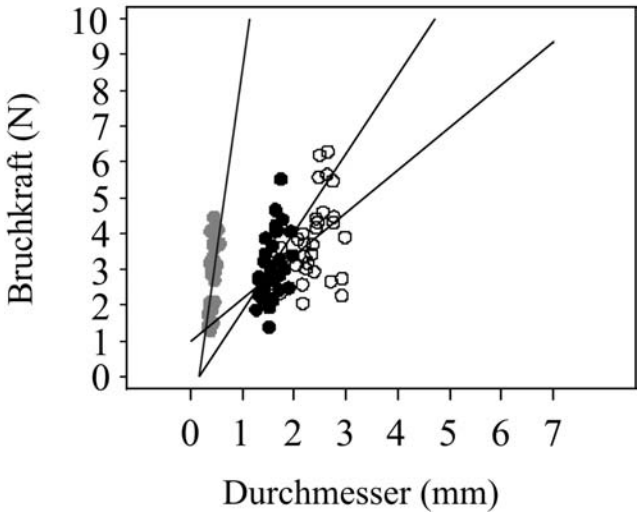


Abb. 1: Korrelation zwischen der Bruchkraft (N) und dem Durchmesser (mm) von *F. antipyretica* (grau), *M. alterniflorum* (schwarz) und *R. penicillatus* (weiss) Stengeln.

Ebenso gab es signifikante Unterschiede beim Vergleich von Biegeelastizitätsmodul, Elastizitätsmodul, Bruchdehnung und Bruchspannung zwischen den vier untersuchten Arten. Der Biegeelastizitätsmodul von *G. fluitans* und *M. alterniflorum* war signifikant höher als der von *R. penicillatus* (Abb. 2 I, ANOVA, $F_{2,27} = 155.37$, $p < 0.0001$). Da der Biegeelastizitätsmodul von *F. antipyretica* aufgrund der geringen Sensitivität der Wägezelle nicht gemessen werde konnte, lag dieser weit unter dem der anderen drei Arten. *F. antipyretica* hatte den höchsten Elastizitätsmodul, gefolgt von *G. fluitans*, *M. alterniflorum* und *R. penicillatus* (Abb. 2 II, ANOVA, $F_{3,27} = 317.62$, $p < 0.0001$).

Die Bruchdehung von *M. alterniflorum* und *R. penicillatus* war signifikant voneinander verschieden, *F. antipyretica* hingegen zeigte einen intermediären Wert (Abb. 2 III, ANOVA, $F_{2,27} = 3.36$, $p = 0.05$). *F. antipyretica* hatte die höchste Bruchspannung, gefolgt von *M. alterniflorum* und *R. penicillatus* (Abb. 2 IV, ANOVA, $F_{2,27} = 1164.54$, $p < 0.0001$).

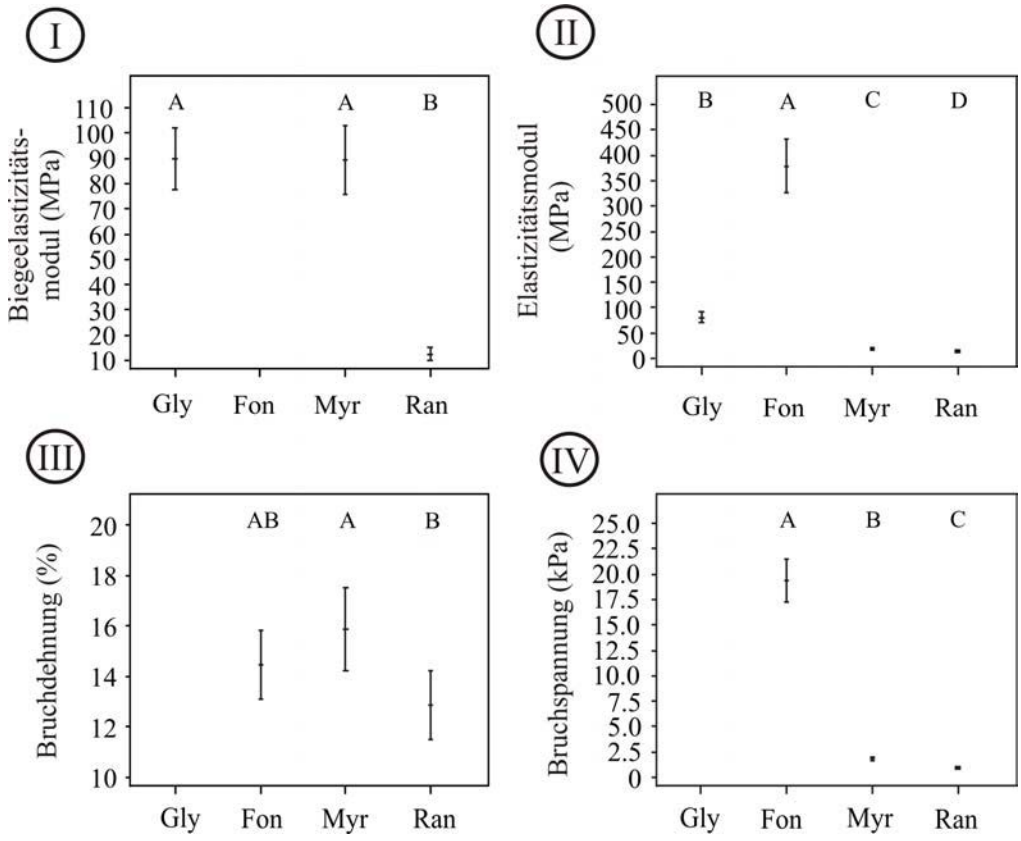


Abb. 2: ANOVA zum Vergleich von Biegeelastizitätsmodul (I, MPa), Elastizitätsmodul (II, MPa), Bruchdehnung (III, %), Bruchspannung (IV, kPa) zwischen den vier untersuchten Arten *G. fluitans* (Gly) und *F. antipyretica* (Fon), *M. alterniflorum* (Myr), *R. penicillatus* (Ran). A, B, C und D zeigen in jeder Grafik signifikant voneinander verschiedene Arten an.

Diskussion

Die untersuchten Makrophyten zeigten artspezifische Unterschiede bezüglich Bruchkraft, Bruchspannung, Bruchdehnung, Biegeelastizitätsmodul und Elastizitätsmodul der Stengel. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass *F. antipyretica* sehr flexible (mit einer nicht messbaren sehr geringen Biegeelastizität), dabei aber sehr stabile (hohe Bruchspannung und hoher Elastizitätsmodul) Stengel hat. *G. fluitans* Stengel hingegen sind sehr rigide (geringe Biegeelastizität) und wesentlich weniger stabil (geringerer Elastizitätsmodul). Stengel von *M. alterniflorum* und *R. penicillatus* haben beide eine geringere Bruchspannung und einen geringeren Elastizitätsmodul als *F. antipyretica* und *G. fluitans*, und *M. alterniflorum* Stengel haben einen höheren Biegeelastizitätsmodul und eine höhere Bruchdehnung als *R. penicillatus*. Die biomechanischen Eigenschaften der vier untersuchten Arten hängen eng mit deren Habitatpräferenzen zusammen. *F. antipyretica* ist durch die hohe Flexibilität

und Stabilität an hohe Strömungsgeschwindigkeiten angepasst und kommt auch in schnell fliessenden Bergbächen vor (Haslam 2006). *G. fluitans* kann zur sexuellen Reproduktion auch emerse Sprosse entwickeln und wächst aufgrund der geringen Flexibilität und geringen Stabilität der Stengel vor allem an Flussrändern und in langsam strömenden Gewässern (Preston & Croft 2001). *M. alterniflorum* und *R. penicillatus* hingegen wachsen vor allem bei mittleren Strömungsgeschwindigkeiten im Mittellauf von Flüssen, wobei *M. alterniflorum* aufgrund der höheren Flexibilität und Elastizität unter stärkerer Strömung überleben und wachsen kann (Haslam 2006).

Schlussfolgerungen

Die biomechanischen Eigenschaften von Makrophytenstengeln sind artspezifisch und zeigen eine Anpassung an Habitate mit unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Sie ermöglichen eine Rekonfiguration der Pflanzen bei erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten und daher eine Reduktion der Zugkräfte durch Wasserströmungen. Durch die Untersuchung der biomechanischen Eigenschaften lässt sich modellieren, welche Makrophytengemeinschaften bei einem gegebenen Strömungsregime und bestimmten Wachstumsvoraussetzungen (Licht, Nährstoffe, CO_2, O_2) zu finden sind. Vorhersagen und Entscheidungen im Flussgebietsmanagement lassen sich somit besser vorbereiten und treffen, z.B. im Zusammenhang mit dem Schutz seltener Makrophytenarten oder der Bekämpfung schnell wachsender invasiver Arten.

Danksagung

Alfred Akisanya und Jim Gall von der Arbeitsgruppe ”Mechanics of Materials“ der School of Engineering der Universität Aberdeen, Großbritannien, stellten die experimentellen Gerätschaften für die biomechanischen Analysen zur Verfügung und waren bei der experimentellen Planung behilflich. Timothy Crane half im Rahmen seines honours projects bei der praktischen Durchführung und Analyse der biomechanischen Experimente. Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes “Biophysics of flow-plant interactions in aquatic systems“ durchgeführt und finanziert von der Stiftung“The Leverhulme Trust“ (Grant F/00152/Z).

Literatur

Biehle, G., Speck, T., Spatz, H. C. (1998): Hydrodynamics and biomechanics of the submerged water moss Fontinalis antipyretica - a comparison of specimens from habitats with different flow velocities. Botanica Acta 111 (1): 42-50.

Boller, M. L., Carrington, E. (2007): Interspecific comparison of hydrodynamic performance and structural properties among intertidal macroalgae. Journal of Experimental Biology 210 (11): 1874-1884.

Brewer, C. A., Parker, M. (1990): Adaptations of macrophytes to life in moving water: upslope limits and mechanical properties of stems. Hydrobiologia 194 (2): 133-142.

Haslam, S. M. (2006): River Plants. Forrest Text, Cardigan, UK.

Patterson, M. R., Harwell, M. C., Orth, L. M., Orth, R. J. (2001): Biomechanical properties of the reproductive shoots of eelgrass. Aquatic Botany 69: 27-40.

Preston, C. D., Croft, J. M. (2001): Aquatic Plants in Britain and Ireland. Harley Books, Colchester, UK.

Schutten, J., Dainty, J., Davy, A. J. (2005): Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. Journal of Ecology 93 (3): 556-571.

Usherwood, J. R., Ennos, A. R., Ball, D. J. (1997): Mechanical and anatomical adaptations in terrestrial and aquatic buttercups to their respective environments. Journal of Experimental Botany 48 (312): 1469-1475.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Reaktive Transportmodellierung im Raum Bitterfeld bei Extremhochwasser

Marcus Schulz[1], Olaf Büttner[2] & Michael Matthies[1]

[1] Institut für Umweltsystemforschung, Universität Osnabrück, Barbarastraße 12, 49076 Osnabrück, dr.marcus.schulz@gmx.de; matthies@uos.de

[2] Helmholtzzentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstrasse 3a, 39114 Magdeburg, olaf.buettner@ufz.de

Keywords: Finite- Element- Modell; Schadstofftransport; Ölausbreitung; Sensitivitätsanalyse

Einleitung

Extreme Flutereignisse von Fließgewässern führen neben mechanischen Schäden an der Infrastruktur zu Belastungen mit organischen und anorganischen Schadstoffen sowie mit Öl aus leckgeschlagenen Fahrzeug- und Heizöltanks. Die Kontaminationen im Raum Bitterfeld nach dem Extremhochwasser der Mulde im August 2002 stammten von autochthonen Punktquellen wie der chemischen Industrie, von Altlasten und von Schwebstoffen aus dem Oberlauf der Mulde. Quecksilber liegt im Raum Bitterfeld lokal begrenzt in hohen Konzentrationen in den Böden vor, die durch Erosion während Extremhochwasser zu autochthonen Quellen werden (Franke et al. 2005). Hingegen werden Arsen und Blei zum großen Teil als allochthone Schadstoffe aus dem Oberlauf in die Region Bitterfeld eingetragen (Knittel et al. 2005).

Die Sedimentation von Schwebstoffen kann auch zu einer Verringerung der Schadstoffbelastung im Oberboden führen, da im Einzugsgebiet der Elbe die Stilllegung von Industriebetrieben, intensivierte Abwasserreinigung und der rückläufige Einsatz von Pestiziden und Düngemitteln in der Landwirtschaft die Gewässerbelastung seit 1990 reduzierten (Strauch et al. 2005). Darüber hinaus wurden seit 2002 mit Schwermetallen belastete Halden im Oberlauf der Mulde gesichert, so dass die Auswaschung von Arsen und Blei aus den Halden bei künftigen Hochwässern gegenüber dem Augusthochwasser 2002 wahrscheinlich erniedrigt sein wird (Zarfl et al. 2006).

Erosion, Transport, und Ablagerung von schadstoffbelasteten Sedimenten sind abhängig von der Hydrodynamik der Flutereignisse, welche wiederum von der Hydromorphometrie beeinflusst wird (Baborowski et al. 2004). Darüber hinaus verändern in der Flutwelle stattfindende Sorption, Desorption und Volatilisierung von Schadstoffen ihre Konzentrationen in den Hochwasserablagerungen, so dass die räumlichen Kontaminationsmuster sehr heterogen sein können (Baborowski et al. 2007).

Seit 2002 wurden in der Region Bitterfeld Deiche neu gebaut und verstärkt. Weiterhin wurden Polder angelegt, die während zukünftiger Hochflutereignisse als Retentionsflächen dienen sollen. Dennoch können Dammbrüche wie im August 2002 zu weitflächigen Überflutungen führen. Daher wurden im Rahmen des Projektes SARISK im RIMAX- Forschungsverbund dynamische Simulationen von reaktivem Schadstofftransport für verschiedene retrospektive und prospektive Flutereignisse gerechnet. Die Ergebnisse der Schadstoffmodellierung mündeten in ein digitales Entscheidungshilfesystem, das den Landkreis Bitterfeld bei der Planung weiterer präventiver Maßnahmen gegen Hochflutereignisse unterstützen wird.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Als Modellgebiet diente der Raum Bitterfeld (Abb. 1), der seit Beginn der Industrialisierung im 19. Jahrhundert durch Emissionen chemischer Industrien stark mit Schadstoffen wie Quecksilber, HCH und Dioxinen belastet wurde. Hinzu traten diffuse Emissionen aus dem Erzbergbau im oberen und Braunkohletagebau im unteren Einzugsgebiet der Mulde: Bei periodischen Hochwässern wurden Schwermetalle und Arsen aus dem Fluss in die Aue exportiert, wodurch starke Elementanreicherungen im Oberboden entstanden.

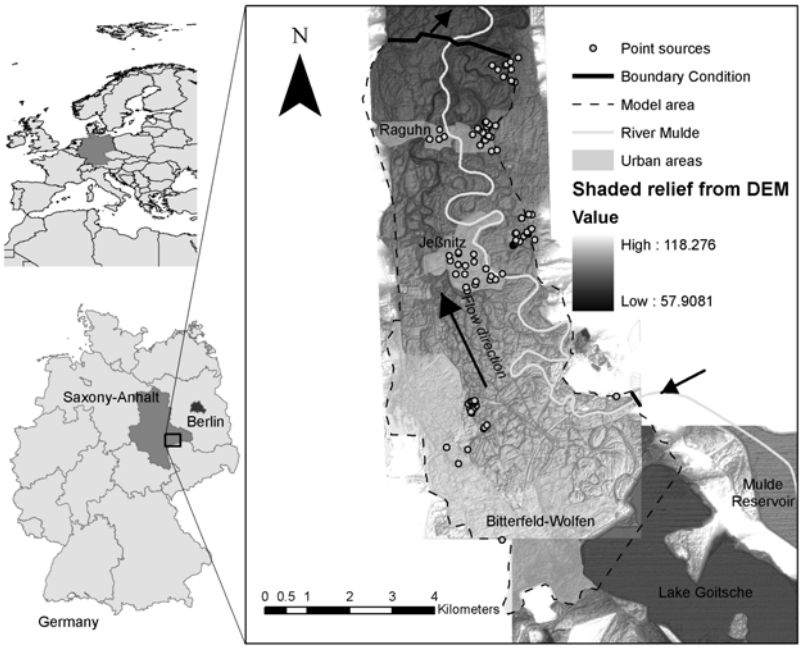


Abb. 1: Karte des Modellgebietes im Raum Bitterfeld. Die dargestellten Punktquellen sind Heizöltanks, für die eine Schadenswahrscheinlichkeit von 30% angenommen wurde.

Modellsystem

Als Grundlage für die Modellierung der Schadstoffexposition wurde das zweidimensionale Modellsystem Telemac2D verwendet, das von Hervouet (2007) detailliert beschrieben wurde. Ein hydrologisches Modul (Telemac-2D) berechnet für jeden Knoten eines Gitternetzes zwei Fliessgeschwindigkeitskomponenten und die Wassertiefe. Diese Daten werden an ein Transportmodul (Subief-2D) übergeben, das die Fliessgeschwindigkeit in Beziehung zu kritischen Erosions- und Depositionsgeschwindigkeiten setzt und für mehrere Korngrößen und partikulär gebundene Schadstoffe Ablagerungsfluxe und Konzentrationen in der Suspension berechnen kann. Im Transportmodul ist ein Gewässergütemodul (wq2subief) integriert, für das wir ein neues Partitionierungsmodell mit einer Kinetik erster Ordnung entwickelten und implementierten.

Simulationen

Es wurden zwei retrospektive (Hochwässer im August 2002 und im März 2006) und mehrere prospektive Transportszenarien simuliert, wobei verschiedene Abflussverhalten mit 100, 200 und 500 Jahren Wiederkehrzeit als Grundlage dienten. Wir behandelten die Schadstoffe Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber, Zink, DDX, HCH und Mineralöl aus leckgeschlagenen Heizöltanks. Bei den zugrunde gelegten hydrodynamischen Szenarien wurden Deicherhöhungen und –neubauten sowie seit 2002 gebaute Polderflächen (43 km^2) stromaufwärts von Bitterfeld berücksichtigt. Die Simulationszeiten variierten zwischen 72 und 120 Stunden. Die zeitliche Auflösung betrug jeweils 10 s. Die räumliche Auflösung des Rechengitters rangierte zwischen 10 m x 10 m in urbanen Gebieten und 25 m x 25 m in agrarisch genutzten Flächen.

Kalibrierung

Für die Simulation des Hochwassers im August 2002 wurde das hydraulische Modell mit Hilfe von Satellitenbildern, Luftaufnahmen und Wasserstandsmarken kalibriert. Die verwendeten Oberflächenrauhigkeiten waren räumlich verteilt und wurden von Infrarotbildern und von einer Biotopkartierung hergeleitet.

Für die Kalibrierung der Randbedingungen wurden während des Märzhochwassers 2006 in der ehemaligen Aue der Mulde an fünf Standorten mit jeweils fünf bis sieben Replikaten Sedimentmatten ausgebracht, die von Krüger et al. (2006) beschrieben wurden. Der Sedimentfang wurde nach dem Hochwasser entnommen, getrocknet, gewogen und auf Schadstoffkonzentrationen hin untersucht. Die Randbedingungen wurden anschließend an die Konzentrationen in den Sedimentfängen angepasst, wobei eine möglichst gute Übereinstimmung in der Größenordnung zwischen Messergebnissen und Modellergebnissen angestrebt wurde.

Sensitivitätsanalysen

Wir rechneten Monte-Carlo- Simulationen der Transportszenarien mit variablen Anfangs- und Randbedingungen, um die Unsicherheiten des Modells zu bestimmen. Die Sensitivitätsanalysen umfassten jeweils 100 Monte-Carlo- Simulationen (n = 100). Die initialen Bodenkonzentrationen eines hypothetischen Schadstoffes wurden mit einer Normalverteilung zwischen 50 and 100 mg kg^{-1} variiert, während alle anderen Variablen und Parameter konstant blieben. In den Randbedingungen wurden gelöste und partikulär gebundene Schadstoffkonzentrationen sowie Schwebstoffkonzentrationen mit der Korngröße Silt Sensitivitätsanalysen unterzogen (Tab. 1).

Ergebnisse und Diskussion

Die Schadstoffszenarien zeigten eine kleinräumlich heterogene Kontamination, die zum Teil erheblich war. Ausgedehnte agrarisch genutzte Flächen wiesen Arsenkonzentrationen von 150 bis 200 mg kg^{-1} und Bleikonzentrationen von 250 bis 300 mg kg^{-1} auf. Das Verteilungsmuster von Quecksilber unterschied sich erheblich von denen von Arsen und Blei. Außerhalb von kleinen Arealen mit Konzentrationen bis 63 mg kg^{-1} blieben die Konzentrationen von partikelgebundenem Quecksilber nahe bei 0 mg kg^{-1}. Die Unterschiede in den räumlichen Verteilungen vor und nach den extremen Flutereignissen rührten von signifikant unterschiedlichen initialen Bedingungen und Randbedingungen her.

Der Vergleich zwischen Sedimentmattenuntersuchungen während des Muldehochwassers im März 2006 und den Modellergebnissen ergab eine gute Übereinstimmung. (Abb. 2). Die Sensitivitätsanalysen zeigten eine hohe Sensitivität partikulär gebundener Schadstoffkonzentrationen (Tab. 1). Heizöl, das via Adhesion an Schwebstoffe sedimentiert, wies Ablagerungen bis zu 1 mm Mächtigkeit auf. Heizölkonzentrationen in der Flutwelle erreichten 80 g m^{-3} in unmittelbarer Nähe von Punktquellen.

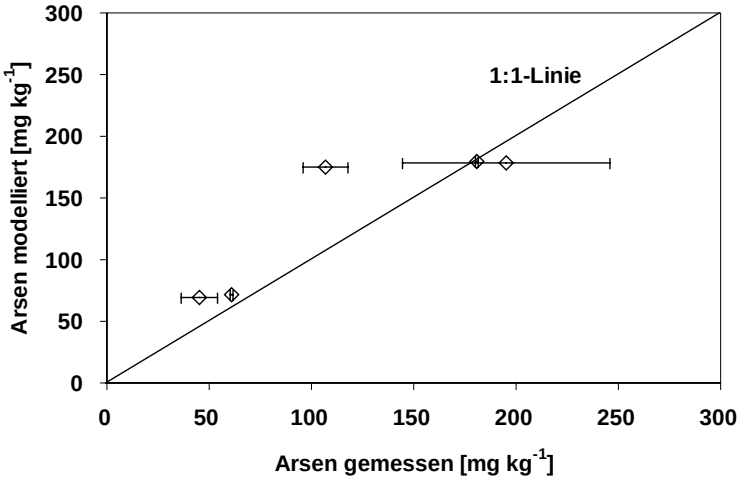


Abb. 2: Beispielhafter Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Arsenkonzentrationen: Mittelwerte (Rauten) und Standardabweichungen (Balken) der Sedimentmattenergebnisse.

Tab. 1: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen der Randbedingungen (BC) und der initialen Bedingungen (IC) als Varianzkoeffizienten.

Variierte Variablen		Variiert zwischen mit Normalvereilung	Wenn nicht variiert	Varianzkoeffizient der abhängigen Variablen	
				Gelöster Schadstoff	Partikulär gebundener Schadstoff
Gelöster Schadstoff [µg l^{-1}]	BC	0-50	10	26 %	4 %
	IC	-	0	2 %	-
Partikulär gebundener Schadstoff [mg kg^{-1}]	BC	0,1-1500	100	< 1 %	118 %
	IC	50-100	100	-	75 %
Silt [g l^{-1}]	BC	18-90	45	1 %	25 %
	IC	-	0	-	-

In der Vergangenheit wurde die Hydrodynamik von Flusshochwässern simuliert, um mechanische Schäden an der Infrastruktur vorherzusagen. Selten erfolgte die Modellierung der Schadstoffausbreitung durch Überflutungen. Albrecht (2003) modellierte und untersuchte die Freisetzung und den reaktiven Transport von Radiokobalt während einer Überflutung terrestrischer Bereiche. Dabei verwendete er eine Kombination von AQUASIM, um die Hydraulik zu simulieren, und ChemEql für die den Transport begleitende Modellierung chemischer Reaktionen. Im Gegensatz zu unserer Studie hatte die Sedimentation einen geringen Einfluss auf die Schadstoffkonzentrationen in der Flutwelle.

Ulbrich et al. (1997) benutzte ein konzeptionelles Modell, welches Sedimenttransport und Biodegradation beschreibt. Hydrodynamische Prozesse wurden durch einen einfachen Advektions-Dispersions- Ansatz beschrieben. Damit gelang es, den Schadstoffexport eines Flusses in Feuchtgebiete mittelfristig vorherzusagen, jedoch nicht, die Auswirkungen eines singulären Ereignisses zu erfassen.

Moulin und Slama (1998) verglichen Transportszenarien, die mit Subief-2D gerechnet wurden, mit einem physikalischen Modell und fanden eine gute Übereinstimmung der beiden Ergebnisse. Ciffroy et al. (2000) verwendeten ebenfalls Subief-2D, um den Transport von Kupfer n der Seine zu simulieren. Mesokosmenstudien dienten hierbei der Bestimmung der kinetischen Konstanten der im Gewässergütemodul beschriebenen chemischen Reaktionen. Durch die beiden letztgenannten

Arbeiten wird hervorgehoben, dass das von uns verwendete Modellsystem verlässliche Simulationen rechnet, wenn eine Kalibrierung erfolgt.

Schlussfolgerungen

Bis in die Gegenwart herrscht ein Mangel an belastbaren Modellvorhersagen des reaktiven Transportes von Schadstoffen während extremer Flutereignisse. Die in dieser Studie gezeigten Simulationen können diesen Mangel für die Region Bitterfeld beheben. Die Unsicherheiten des verwendeten Modells müssen dabei berücksichtigt werden. Unsere Modellergebnisse beinhalten georeferenzierte Daten von Standorten erhöhter Kontamination, die jedoch eher qualitativ als quantitativ zu bewerten sind. Risiken für stromabwärts gelegene Bereiche ergeben sich aus den Schadstoffkonzentrationen am Ausstromrand des Modellgebietes.

Danksagung

Die Arbeit wurde finanziert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Projektes SARISK im RIMAX- Forschungsverbund. Wir bedanken uns bei F. Walkow und weiteren Kollegen des Umweltdezernates im Landratsamt Anhalt- Bitterfeld für Schadstoffdaten und logistische Unterstützung.

Literatur

Albrecht, A. (2003): Validating riverine transport and speciation models using nuclear reactor-derived radiocobalt. J. Environ. Radioact. 66, 295-307.

Baborowski, M., Büttner, O., Morgenstern, P., Krüger, F., et al. (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in afloodplain of the River Elbe. Environ. Pollut. 148, 770-778.

Baborowski, M., von Tümpling jr., W., Friese, K. (2004): Behaviour of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. Hydrology and Earth System Sciences 8, 135-150.

Ciffroy, P., Moulin, C., Gailhard, J. (2000): A model simulating the transport of dissolved and particulate copper in the Seine River. Ecol. Modell. 127, 99-117.

Franke, S. Heinzel, N., Specht, M., Francke, W. (2005): Identification of organic pollutants in waters and sediments from the Lower Mulde River area. Acta Hydroch. Hydrob. 33, 519-542.

Hervouet, J.-M. (2007): Hydrodynamics of free surface flows: modelling with the finite element method. Wiley, Chichester.

Knittel, U., Klemm, W., Greif, A. (2005): Heavy metal pollution downstream of old mining camps as a result of flood events: an example from the Mulde River System, eastern part of Germany. TAO 16, 919-931.

Krüger, F., Schwartz, R., Kuhnert, M., Friese, K. (2006): Methods to calculate sedimentation rates of flood plain soils in the middle region of the Elbe River. Acta Hydroch. Hydrob. 34 (3), 175-187.

Moulin, C., Slama, E. B. (1998): The two-dimensional transport module SUBIEF. Applications to sediment transport and water quality processes. Hydrol. Processes 12, 1183-1195.

Strauch, G., Bittkau, A., Schlosser, D., Petzoldt, H., et al. (2005): Assessing the pollution of water protection areas and river banks along the Elbe and Mulde Rivers after the flood event in August 2002. Acta Hydroch. Hydrob. 33, 418-429.

Ulbrich, K., Marsula, R., Jeltsch, F., Hofmann, H., et al. (1997): Modelling the ecological impact of contaminated river sediments on wetlands. Ecol. Modell 94, 221-230.

Zarfl, C., Klasmeier, J., Matthies, M. (2006): Modellierung von Arsen in der Mulde. Hydrol. Wasserbewirtsch. 50(4), 169-177.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blaualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg - Ergebnisse eines bibliographischen Überblicks zur Algen-Besiedlung

Lothar Täuscher

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

Keywords: Algen, Rote Liste, Bibliographie, Brandenburg

Abstract:

Planktic and benthic algae as biological quality components are important for the monitoring of lakes and running waters according to the European Water Framework Directive, and especially the stoneworts (Charales) for the biotope type “Hard oligo-mesotrophic waters with benthic vegetation of *Chara* ssp.: Natura 2000-Code” according to the EU-Habitat Directive. In the federal state Brandenburg numerous waters with different ecological conditions are characteristic: 3.000 (> 1 ha) deep, stratified lakes, shallow lakes, riverine lakes (222 lakes greater than 50 ha), small natural water bodies, fens, 30.000 km large rivers (River Dahme, River Elbe, River Havel, River Oder, River Rhin, River Spree, River Ucker) and their tributaries including floodplain waters, small running waters and artificial waters (reservoirs, mining lakes, ponds, ditches, canals). A bibliographical review about the investigations of algal flora is given in 349 publications, in 50 diploma theses, dissertations and in 80 reports/studies (unpublished “grey literature”). The investigations of algal settlement of these waters are a good basis for checklists and/ore red data lists of the algae.

Einleitung

Da die Algen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) als biologische Qualitätskomponenten für den ökologischen Zustand der Gewässer beim Phytoplankton und beim Phytobenthos ausschließlich und bei den Makrophyten zusammen mit den Moosen, Farnen und Blütenpflanzen eine sehr große Rolle spielen, sind Literaturbefunde der historischen Algen-Besiedlung für die Definition eines Leitbildes für einen natürlichen bzw. naturnahen Zustand der Gewässer sehr wichtig. Auch im Lebensraumtyp 3140 „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Armleuchteralgen-Vegetation (Characeae) (= Hard oligo-mesotrophic waters with benthic vegetation of *Chara* ssp.: Natura 2000-Code)“ nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL1992) haben Armleuchteralgen-Vorkommen eine sehr große Bedeutung.

Im Folgenden wird aufgezeigt, wie bibliographische Dokumentationen zu den historischen und aktuellen Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg als Grundlage für Checklisten und Rote Listen der Algen in diesem Bundesland genutzt werden können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Zu den Gewässern im Land Brandenburg als wichtigste Lebensräume für Algen ist folgendes zu bemerken. In diesem Bundesland gibt es zahlreiche Gewässer mit verschiedenen ökologischen Verhältnissen: 3.000 (> 1 ha) tiefe, geschichtete Seen, Flachseen, Flussseen (222 Seen mit seiner Wasserfläche größer als 50 ha), natürliche Kleingewässer, Moore, 30.000 km Fließgewässer-Strecken großer Fließgewässer (Dahme, Elbe, Havel, Oder, Rhin, Spree, Ucker) und ihrer Zuflüsse einschließlich Auengewässer, kleine Fließgewässer und künstliche Gewässer (Gewässer aus „zweiter Hand“: Speicherbecken, Braunkohlenrestgewässer, Ton-, Kies-, Lehmgruben, Teiche, Gräben und Kanäle).

Bibliographie und phykologische Untersuchungen

In Tabelle 1 sind die Anzahl der Schriften mit Angaben zur Algen-Besiedlung (Cyanobacteria/Cyanophyta, Rhodophyta, Heterokontophyta [Chrysophyceae, Synurophyceae, Tribophyceae/Xanthophyceae, Eustigmatophyceae, Bacillariophyceae, Raphidophyceae, Fucophyceae/Phaeophyceae], Haptophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta, Chlorophyta [Chlorophyceae, Ulvophyceae, Trebouxiophyceae, Prasinophyceae], Charophyta [Klebsormidiophyceae, Zygnemophyceae, Charophyceae]) von Gewässern im Land Brandenburg in Dekaden von 1830 bis 2009 zusammengestellt. Die Meilensteine der phykologischen Untersuchungen im Land Brandenburg und die Leistungen und Werke von verstorbenen und lebenden Algenforschern sind chronologisch in Täuscher (2009a, b, c) dokumentiert.

Für die Armleuchteralgen (Charales) befindet sich eine Checkliste und Rote Liste von Kabus & Mauersberger (2010) in Bearbeitung (vgl. auch Schmidt et al. 1993a, b, Täuscher 2009a, b, c).

Tab. 1: Bibliographische Erfassung der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg, (nach Täuscher 2009d) fette Zahl: Algen insgesamt; normale Zahl: Armleuchteralgen (Charales)

Zeiträume	Veröffentlichungen	Graduierungsarbeiten (Diplomarbeiten, Dissertationen, Habilitationsarbeiten)	unveröffentlichte Berichte, Gutachten, Manuskripte
vor 1830	Gleditsch (1743): *Nostoc pruniforme*; Ehrenberg: verschiedene Mikroalgen		
1830-1839	**1** / 1		
1840-1849	**1** / 1		
1870-1879	**1** / 1		
1890-1899	**2**		
1900-1909	**6** / 1		
1910-1919	**2**		
1920-1929	**8**	**3**	
1930-1939	**4** / 1		
1940-1949	**3** / 1		
1950-1959	**5**	**2**	
1960-1969	**14** / 3	**3** / 1	**1**
1970-1979	**9** / 4	**4** / 1	**1**
1980-1989	**29** / 11	**5**	?
1990-1999	**145** / 20	**23** / 4	**26** / 6
2000-2009	**119** / 28	**10** / 4	**52** / 14
Summe	**349** / 72	**50** / 10	**80** / 20

Ergebnisse

Als ein Ergebnis der Nutzung dieser bibliographischen Erfassung der historischen und aktuellen Literatur über die Algen-Besiedlung im Land Brandenburg (s. Täuscher 2009d) soll ein Prodromus einer Roten Liste ausgewählter Cyanobakterien/Blaualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen (excl. Armleuchteralgen, Goldalgen, Diatomeen, Schlundgeißler, Panzergeißler, Schönaugengeißler und Jochalgen) im Land Brandenburg vorgestellt werden (Tabelle 2) und als Grundlage für eine breite Diskussion dieser naturschutzfachlich bedeutsamen Zusammenstellung dienen.

Tab. 2: Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blaualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg, (erweitert und verändert nach Täuscher 2009c und zit. Lit.) Rote Liste (RL-) Kategorien: 0 = ausgestorben oder verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet

Taxa / Art (wissenschaftlicher Name)	**Taxon / Art („deutscher Name“)**	**Vorschlag RL-Kategorie**
Cyanobacteria / Cyanophyta	**Cyanobakterien / Blaualgen**	
Nostocophyceae		
Nostocales		
Gloeotrichia echinulata J.E. Smith ex P. Richter	„Igel-Blaualge“	3
Gloeotrichia pisum (C.A. Agardh) Thuret ex Bornet et Flahault	„Erbsen-Blaualge“	3
Nostoc caeruleum Lyngbye ex Bornet et Flahault		2
Nostoc pruniforme C.A. Agardh ex Bornet et Flahault	„Seepflaume“	1
Rhodophyta	**Rotalgen**	
Bangiophyceae		
Bangiales		
Bangia atropurpurea (Roth) C.A. Agardh	„Mühlrad-Rotalge“	2
Florideophyceae		
Batrachospermales		
Batrachospermum gelatinosum (Linnaeus) de Candolle emend. Vis et al. = *B. moniliforme* (Linnaeus) Roth	„Froschlaich-Rotalge“	2
Batrachospermum turfosum Bory = *B. vagum* (Roth) C.A. Agardh		2
Hildenbrandiales		
Hildenbrandia rivularis (Liebmann) J.G. Agardh	„Krusten-Rotalge”	2
Thoreales		
Thorea hispida (Thore) Desvaux emend. Sheath et al. = *Thorea ramosissima* Bory		2
Heterokontophyta		
Tribophyceae / Xanthophyceae	**Gelbgrünalgen**	
Botrydium granulatum Greville	„Weinbeeren-Alge“	2
Vaucheria dichotoma (Linnaeus) C.A. Agardh	„Schlauch-Alge”	3
Fucophyceae / Phaeophyceae	**Braunalgen**	
Heribaudiella fluviatilis (Areschoug) Svedelius	„Krusten-Braunalge“	0 ?
Pleurocladia lacustris A Braun in Rabenhorst	„Polster-Braunalge“	0 ?
Chlorophyta	**Grünalgen**	
Chlorophyceae		
Tetrasporales		
Apiocystis brauniana Nägeli in Kützing	„Rettich-Grünalge“	1
Asterococcus superbus (Cienkowski) Scherffel	„Sternenkugel-Grünalge“	1
Chaetophorales		
Chaetophora incrassata (Hudson) Hazen	„Lockere Borste-Alge“	2
Draparnaldia glomerata (Vaucher) C.A. Agardh	„Pinsel-Grünalge”	2
Ulvophyceae		
Cladophorales		
Aegagropila linnaei Kützing = *Cladophora aegagropila* (Linnaeus) Rabenhorst	„See-Ball-Grünalge”	1
Klebsormidiophyceae		
Coleochaetales		
Coleochaete irregularis Pringsheim		1
Coleochaete pulvinata A. Braun	„Schild-Grünalge“	1

Dabei ist zu den einzelnen Arten noch folgendes anzumerken.

Während ***Gloeotrichia echinulata*** als Plankter im Freiwassser von mesotrophen Seen zu finden ist, wächst ***Gloeotrichia pisum*** als makroskopisch erkennbare Kolonien in nährstoffarmen Seen auf Wasserpflanzen (z.B. Grimnitzsee, Sternhagener See: leg. H. Henker, det. L. Täuscher). ***Nostoc caeruleum*** und ***Nostoc pruniforme*** sind makroskopisch erkennbare kugelige Thalli, die auf dem Sediment und/oder zwischen submersen Makrophyten liegen und mesotrophe Verhältnisse indizieren (Täuscher 2008).

Die halophile ***Bangia atropurpurea*** konnte als kurze rotbraune Büschel auf Steinen in der Wellenschlagzone von Seen und in großen Fließgewässern beobachtet werden. Die „Froschlaich-Rotalge" ***Batrachospermum gelatinosum*** (und die sehr ähnliche Art ***B. turfosum***) ist in oligo- bis beta-mesosaproben und oligo- bis mesotrophen Gewässern zu finden und indiziert gute ökologische Verhältnisse. Die Schatten liebende ***Hildenbrandia rivularis*** kommt als karminrote Krusten (Hildenbrandietum rivularis Luther 1954) auf Steinen und anderen Hartsubstraten in Fließgewässern und in der Brandungszone von Klarwasserseen vor. ***Thorea hispida*** wächst meist in größeren Fließgewässern mit einer mäßigen bis starken anorganischen und organischen Belastung.

Botrydium granulatum wächst auf Schlammbänken von Flussufern, Gräben- und Teichrändern als makroskopisch erkennbare gruppenweise zusammenstehende birnförmige Blasen. ***Vaucheria dichotoma*** bildet in Klarwasserseen polsterartige Grundrasen aus und kann mit Armleuchteralgen (Nitello – Vaucherietum dichotomae [Passarge 1904] Krausch 1964) und/oder Wassermoosen (Fontinalietum antipyreticae Greter 1936 vaucherietosum [Jeschke et Müther 1978] Täuscher 2008) vergesellschaftet sein.

Die limnischen Braunalgen ***Heribaudiella fluviatilis*** und ***Pleurocladia lacustris*** (s. Täuscher 2008), die Indikatoren für gute ökologische Verhältnisse sind, findet man sehr selten. Dabei kann *Heribaudiella fluviatilis* als krustige braune Flecken vergesellschaftet in den karminroten Krusten von *Hildenbrandia rivularis* auf Steinen vorkommen (Täuscher 2009g und zit. Lit.).

Chaetophora incrassata ist gut an den geweihförmigen Thalli zu erkennen und kommt benthisch in gering belasteten Gewässern vor. ***Draparnaldia glomerata*** (wird z.T. auch mit *D. mutabilis* [Roth] Cedergren als Sammelart aufgefasst) wächst als kleine grüne Büschel in oligo- bis beta-mesosaproben und meso- bis eutrophen Gewässern und zeigt gute ökologische Verhältnisse an. Die grünen „See-Bälle" aus ***Aegagropila linnaei*** kommen sehr selten in nährstoffarmen Seen als Aegagropiletum linnaei Pankow 1965 corr. Täuscher 2008 vor. Nach Reoligotrophierung stark belasteter Gewässer kann es zu einer (Wieder-)Besiedlung mit dieser markanten Makroalge kommen (s. Kabus 2009). Deshalb ist auf diese interessante Alge bei Gewässerkartierungen besonders zu achten. Nährstoffarme Verhältnisse wie im Großen Stechlinsee im Land Brandenburg werden z.B. durch die Grünalgen ***Apiocystis brauniana***, ***Asterococcus superbus***, ***Coleochaete irregularis*** und ***C. pulvinata*** angezeigt. Diese wachsen meist epiphytisch und indizieren eine sehr geringe anorganische und organische Belastung.

Diskussion und Ausblick

Auf der Grundlage dieser umfangreichen Bibliographie ist nun als zweiter Schritt eine Gesamt-Checkliste der Algen des Landes Brandenburg zu bearbeiten, wie dies schon von Geissler & Kies (2003) für Berlin und Hamburg und von Täuscher (2009e, f, g) für Sachsen-Anhalt vorliegt. Auch eine detaillierte Bearbeitung eines Rote Liste-Prodromus der Chrysophyceae, Synurophyceae, Eustigmatophyceae, Bacillariophyceae, Raphidophyceae, Haptophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta und Zygnemophyceae (Zygnematales und Desmidiales) muss noch erfolgen. Dabei sind vor allem bei den Kieselalgen und Jochalgen Rote Liste-Arten zu erwarten. Für Mecklenburg-

Vorpommern gibt es eine Bibliographie der Algen-Besiedlung der Binnengewässer und der südlichen Ostsee als Nordgrenze dieses Bundeslandes für den Zeitraum zwischen 1955 und 2005 (s. Täuscher 2005, 2007) und eine Bibliographie der Armleuchteralgen-Besiedlung innerhalb der Makrophyten-Erfassungen (mit Art-Angaben zur Besiedlung der verschiedenen Gewässer) von Leske et al. (2005).

Danksagung

Die Kollegen Dipl.-Biol. Timm Kabus (Seddiner See), Dr. habil. Lothar Krienitz (Stechlin-Neuglobsow), Uwe Raabe (Marl) und Klaus Rudolph (Brandenburg/Havel) stellten mir Literatur zur Verfügung.

Literatur

FFH-RL (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Reihe L 206 vom 22. Juli 1992, S. 1-50.

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

Kabus, T. (2009): Erstfund der seltenen Makroalge Aegagropila linnaei im Seddiner See im Juni 2009. – unveröff. Manuskript.

Kabus, T. & R. Mauersberger (2010): Liste und Rote Liste der Armleuchteralgengewächse (Characeae) Brandenburgs. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 19, Beilage: im Druck.

Leske, S., C. Berg, T. Kabus & L. Täuscher (2005): Bibliographie „Submerse Makrophyten in Seen Mecklenburg-Vorpommerns“. – Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 40: 79-104.
http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bibliographie_seen_2005.pdf
http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/makrophyten_liste_seen_2005.xls

Schmidt, D., R. & H. Mauersberger (1993a): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyta) in Brandenburg. - Gleditschia, 23: 37-45.

Schmidt, D., R. & H. Mauersberger (1993b): Rote Liste Armleuchteralgen (Charophyta). - In:
Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Rote Liste: Gefährdete Farn- und Blütenpflanzen, Algen und Pilze im Land Brandenburg.- Potsdam: 97-105.

Täuscher, L. (2005): 50 Jahre Erforschung der Algen-Besiedlung von Gewässern in Mecklenburg-Vorpommern – ein bibliographischer Überblick. – Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 44: 183-206.

Täuscher, L. (2007): Studies on diatoms of inland waters and of southern Baltic Sea in Mecklenburg-Western Pomerania (Germany) since the middle of the last century. – In: Kusber, W.-H. & R. Jahn (eds.): Proceedings of the 1st Central European Diatom Meeting 2007; Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin BGBM Press, Berlin: 159-162.
www.bgbm.org/bgbmpress/otherpubl/cediatom/cediatom133Taeuscher.pdf

Täuscher, L. (2008): Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007 (Münster): 115-120.

Täuscher, L. (2009a, b, c): Historische und aktuelle Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg – ein bibliographischer Überblick als Grundlage für Checklisten und Rote Listen der Algen. - Vortrag 6. Tagung „Characeen Deutschlands 2009“, Leipzig am Kulkwitzer See, 5.-7. Juni 2009; - Erw. Vortrag Botanischer Verein von Berlin und Brandenburg e.V., Technische Universität Berlin, 21. Oktober 2009; = Rostocker Meeresbiologische Beiträge 22: 87-123. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/oekologie/agcd/6th_meeting.htm; http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/index.php?id=65

Täuscher, L. (2009d): Bibliographischer Überblick der historischen und aktuellen Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg (Stand Oktober 2009). – Botanischer Verein von Berlin und Brandenburg e.V., AG „Untersuchung der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg“, 25 S.
http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Bibliographie-Algen-BB-2009.pdf

Täuscher, L. (2009e): Checkliste der Algen in Sachsen-Anhalt [1. Fassung (2. Fassung Armleuchteralgen), Stand Dezember 2007 / August 2009]. – In: Frank, D. & V. Neumann (eds.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts: im Druck.

Täuscher, L. (2009f): Die Algenflora des Landes Sachsen-Anhalt – ein zusammenfassender Überblick. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz): 602-607.

Täuscher, L. (2009g): Historische und aktuelle Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Sachsen-Anhalt (Deutschland). - Rostocker Meeresbiologische Beiträge 22: 73-81.

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.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010

Unterwegs im Pollengarten – Die Entwicklung eines molekularen Fingerabdrucks für niedere aquatische Pilze

Christian Wurzbacher[1], Stefan Rösel[2] & Hans-Peter Grossart[3]

[1,2,3] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland; [1]cwurzbacher@igb-berlin.de; [2] sroesel@igb-berlin.de; [3] hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Pollen, Chytridiomyzeten, DGGE

Einleitung

In Nadelwald dominierten Regionen kommt es im Frühsommer, innerhalb eines kleinen Zeitfensters von einigen Wochen, zu einer massiven Freisetzung von Pollen durch die Blütenstände der Bäume. Diese werden durch Wind und Regen in die jeweiligen Gewässer eingetragen. Pollenkörner dienen dort als exzellentes Substrat für niedere aquatische Pilze (Chytridiomyzeten), weshalb Pollen häufig als Köder für Pilze eingesetzt wurde (Goldstein 1950, Sparrow 1960). Erst vor kurzem ist klar geworden, dass diese niederen Pilze in Gewässern möglicherweise in ihrer Funktion verkannt worden sind. So werden sie vor allem mit partikulärer organischer Materie (POM) in Zusammenhang gebracht (Gleason et al. 2008, Wurzbacher et al. 2009, im Druck). Als mögliche primäre Besiedler von POM in Gewässern treten sie somit stark in den Vordergrund bei Betrachtungen von Mineralisationskreisläufen. Da diese niederen Pilze bisher molekularbiologisch nicht untersucht wurden, ist es unser Anliegen, die zeitliche Dynamik der Besiedelung von POM am Beispiel Pollen mit einem genetischen Fingerabdruck zu verfolgen und diesen mit verschiedenen Primersystemen zu evaluieren.

Material und Methoden

Die Pollenkörner wurden auf einer ca. 2 x 5 m großen überdachten Fläche gesammelt und mehrfach gesiebt. Die Studie fand am Ende der Pollenflugsaison statt (Juni 2008). Die gereinigten Pollenkörner wurden anschließend zu 2 Liter Seewasser (Stechlinseewasser: ca. 20 m vom Ufer, 1 m Tiefe, 100 µm vorfiltriert, Triplikate) in einer Konzentration von 50 mg/L in zugesetzt. Die Inkubationsflaschen (2,5 Liter Gesamtvolumen, FA Schott) wurden zweimal pro Tag kurz geschüttelt um eine gute Belüftung zu garantieren. Die Inkubation fand in einem temperierten (16-18°C), abgedunkelten Raum statt. An den Tagen 2, 5, 10, 16 der Inkubation wurden Proben zur Analyse der Besiedelung genommen.

Für die Bakterienzellzahl wurden jeweils 0,5 – 2 ml der Probe über einen Polykarbonatfilter (Porengröße 0,2 µm) filtriert und mit einer DAPI-Lösung gefärbt. Die Filter wurden anschließend im Epifluoreszenzmikroskop ausgezählt. Für die Analyse der Pilze wurden 10 ml Wasser über einen Polykarbonatfilter (Porengröße 5 µm) filtriert und der Filter wurde anschließend auf ein Objektträger aufgebracht. Auf dem Objekt wurde ein Tropfen 15% KOH Lösung in 20% Glyzerin mit einer 0,1% Calcofluor White (Sigma) Lösung gemischt und anschließend mit Fluoreszenzlicht (DAPI

Filter) mikroskopiert. Es wurde dann die Anzahl der gefärbten Pilzsporenkörper pro Pollenkorn (n = 150-300) als „Prevalence of Infection“ bestimmt.

Für die DNS Proben wurden parallel 40 ml der Probe über einen Polykarbonatfilter (Porengröße 5 µm) filtriert. Das Filtrat wurde anschließend über einen weiteren Polykarbonatfilter der Porengröße 0,2 µm filtriert, um zwischen an dem Pollen anheftenden und freien Mikroorganismen zu unterscheiden. Aus beiden Fraktionen wurde die DNS extrahiert.

Die DNS wurde mit den Primerpaaren NS1/fung (Nikolcheva et al. 2003) und ITS3/ITS4 (Raviraja et al. 2005) in einer PCR (Polymerase-Kettenreaktion) amplifiziert und in einer DGGE (Denaturierende Gradienten Gel Elektrophorese) aufgetrennt. Weiterhin wurde das für die Detektion von Hefen benutzte Primerpaar NL1/LS2 (Hesham et al. 2006) verwendet. Jedoch modifizierten wir die angegebenen Primer, um eine direkte PCR durchführen zu können (ursprünglich: Semi-nested PCR). Weiterhin wurden mit Hilfe der SILVA-Datenbank (Pruesse et al. 2007) der SSU und LSU (ribosomale kleine und große Untereinheit) Sequenzen in der Software ARB (Ludwig et al. 2004) mögliche weitere Primer für die DGGE erstellt und getestet (Daten nicht gezeigt). Folgendes Primerpaar wurde hierfür für die niederen Pilze verwendet: LR78 (AGA TCT TGG TGG TAG TAG CAA) und RD78 (TGT TTT AAT TAG ACA GTC AGA TTC). Als denaturierender Gradient konnte 30-45 % bestimmt werden. In der Software wurde weiterhin mit dem Werkzeug Probe Match die theoretische Detektion der niederen Pilze (hier: Chytrdiomyzeten und Zygomyzeten) aller vier Primerpaare bestimmt (Mit keiner zugelassenen Basendiskrepanz). Aus allen DGGE-Gelen wurden die dominanten Banden ausgeschnitten mit einer PCR reamplifiziert und die PCR Produkte anschließend in einer Sequenzierung in ihrer Basenzusammensetzung analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Im Mikroskop wurde die zeitliche Sukzession der Bakterien- und Pilzpopulation bestimmt. Die Bakterienzellzahl stieg in den ersten Tagen rapide an, fiel dann aber auf einen konstanten Wert zurück. Die Pilze zeigten einen ähnlichen, aber breiteren Verlauf, jedoch mit einem nach hinten verschobenen Maximum ab Tag 5 (s. Abbildung 1).

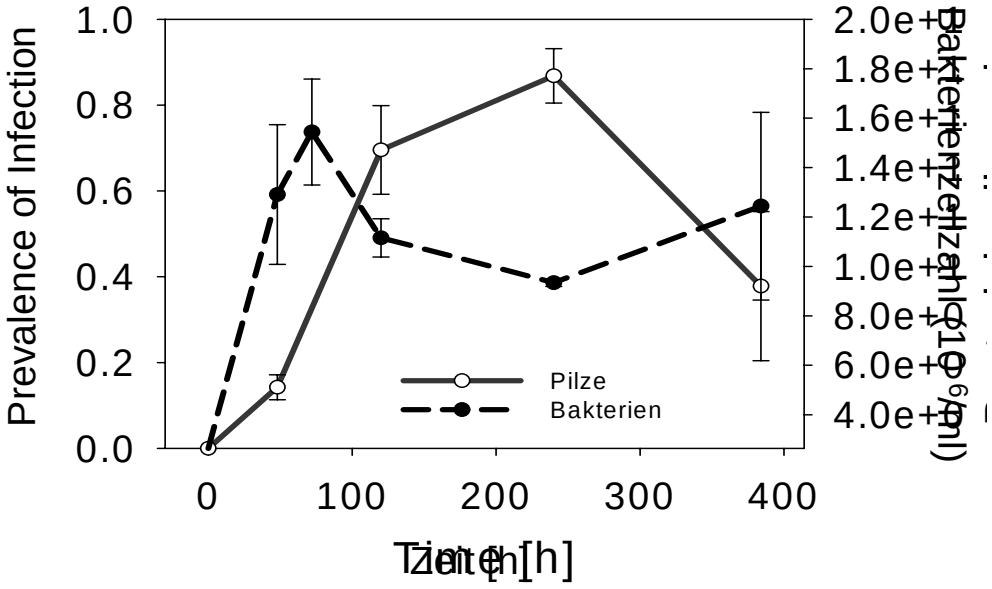


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Bakterienzellzahl und der Anteil der niederen Pilze gemessen als „Prevalence of Infection“ (Durchschnittliche Anzahl der Pilzsporenkörper pro Pollenkorn).

Im Mikroskop konnte ebenfalls ein vermehrtes Auftreten von Hyphen mit fortschreitender Versuchsdauer beobachtet werden, die sogar Sporulation betrieben. Diese Pilzhyphen bildeten große Aggregate, die ebenfalls makroskopisch gut sichtbar waren (s. Abbildung 2).

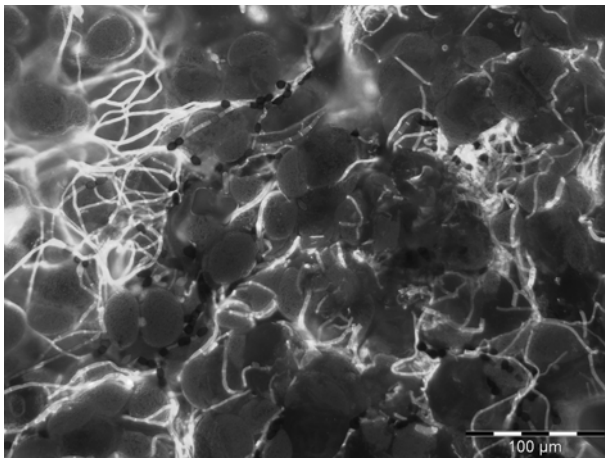


Abb. 2: Während der Inkubation gebildetes Aggregat. Pilzhyphen (weiß) bilden ein dichtes Netzwerk um die Pollenkörner (grau).

Bei der Betrachtung der Primer mit der Software ergab sich, dass alle Primerpaare unterschiedliche Potenziale zur Detektion niederer Pilze besitzen (s. Tab. 1).

In der Praxis zeigten alle Primer in beiden Größenfraktionen (> 5 µm und 5 > 0,2 mm) eine klare Sukzession innerhalb des Untersuchungszeitraumes (s. Abb. 3). Bei allen Primern war die Diversität der Banden in der Fraktion 5 µm > 0,2 µm ausgeprägter. Weiterhin nahm die Anzahl der Banden gegen Ende des Versuchs (Tag 16) ab und es erfolgte eine Verschiebung zu wenigen dominanten Spezies hin.

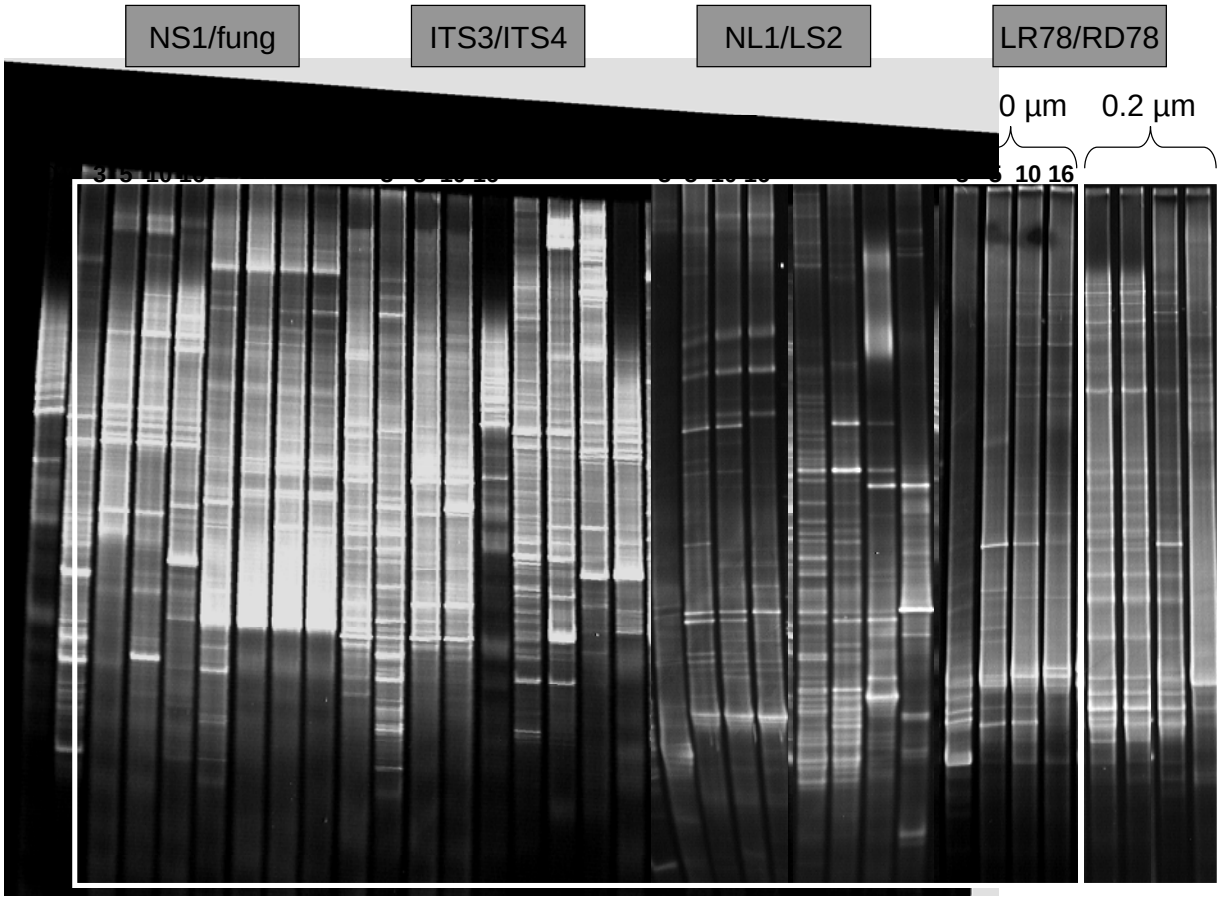


Abb. 3: DGGE-Bilder der vier Primerpaare. Dargestellt ist der zeitliche Verlauf der Polleninkubation mit den zwei Größenfraktionen 5 µm (5 µm) und 5 µm – 0,2 µm (0,2 µm).

Im Detail sind aber starke Unterschiede zwischen den Primerpaaren zu erkennen, sowohl in der Qualität (Distinktivität der Bande zum Hintergrund) als auch in der Diversität der Banden und der gefundenen Sequenzen (zusammengefasst in Tabelle 1). Alle Primerpaare waren in der Lage niedere Pilze zu detektieren (z.B. *Rhizophydium spp.*), obschon in unterschiedlichem Maße. Zwei Primerpaare waren zudem in der Lage Oomyzeten zu detektieren, eine pilzähnliche Klasse mit aquatischer Lebensweise und ähnlichen Anpassungen wie die niederen Pilze (vgl. Sparrow 1960). Jedoch wurden auch andere Eukaryoten, wie z.B. Ciliaten und Rotiferen, mit einigen Primerpaaren unter den sequenzierten Banden detektiert.

Weiterhin gab es mit den Primerpaaren NL1/LS2 und LR78/RD78 Probleme bei der Zuordnung der Sequenzen mit der Datenbank von NCBI (BLAST). Das liegt daran, dass die Datenlage für die LSU noch nicht so umfassend ist, wie für die SSU, bei der eine Zuordnung generell leichter fällt.

Tab. 1: Auswertung der vier DGGE mit den verschiedenen Primerpaaren (s. auch Erläuterung im Text). N.b.: Nicht bestimmbar (aus Mangel einer qualitativ hochwertigen Datenbank).

	NS1/fung	ITS3/ITS4	NL1/LS2	LR78/RD78
Detektion niederer Pilze in der Datenbank	5%	N.b.	11%	97%
Schärfe der Banden	+++	+/-	++	+
Eukaryotensequenzen	+++	+++	+	+/-
Oomyzeten	++	-	+	-
Filamentöse Pilze	++	+	++	+
Niedere Pilze	+	++	++	+++
Ausgeschnittene Banden	**24**	**24**	**34**	**38**

Zusammenfassung

Pollen diente in unserem Experiment als exzellentes Siedlungssubstrat für niedere und auch für filamentöse Pilze. Wir konnten zum ersten Mal die niederen Pilze phylogenetisch charakterisieren und in ihrer Sukzession verfolgen. Erstaunlich war, dass wir mit allen Primerpaaren niedere Pilze detektieren konnten. Aufgrund der momentanen Größe der Datenbanken empfehlen wir eine Kombination aus verschiedenen Primerpaaren (z.B. NS1/fung oder ITS3/4 zusammen mit NL1/LS2 oder LR78/RD78). Eine Vorfiltration über 5,0 µm führt zu einer höheren Auflösung weniger dominanter Arten im Freiwasser mit der DGGE Methode und ist deswegen bei molekularen Analysen von Freiwasserproben in Erwägung zu ziehen.

Danksagung

Wir danken A. Rychla, E. Mach und S. Behrens für ihre fachliche Unterstützung. Für die finanzielle Förderung bedanken wir uns bei der Gottfried Wilhelm Leibniz Gemeinschaft (WGL). Diese Unter-

suchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit über aquatische Pilze am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Stechlin.

Literatur

Gleason F.H., Kagami M., Lefèvre E., Sime-Ngando T. (2008): The ecology of chytrids in aquatic ecosystems: roles in food web dynamics. Fungal Biol Rev 22:17–25

Goldstein S. (1960): Degradation of Pollen by Phycomycetes. Ecology 41:543–545

Hesham A.E.L., Khan S., Liu X., Zhang Y., Wang Z., Yang M. (2006): Application of PCR-DGGE to analyse the yeast population dynamics in slurry reactors during degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in weathered oil. Yeast 23:879–887

Ludwig W., Strunk O., Westram R., Richter L., Meier H., Yadhukumar, Buchner A., Lai T., Steppi S., Jobb G., Forster W., Brettske I., Gerber S., Ginhart A.W., Gross O., Grumann S., Hermann S., Jost R., Konig A., Liss T., Lussmann R., May M., Nonhoff B., Reichel B., Strehlow R., Stamatakis A., Stuckmann N., Vilbig A., Lenke M., Ludwig T., Bode A., Schleifer K.H. (2004): ARB: a software environment for sequence data. Nucl Acids Res 32:1363–1371

Nikolcheva L., Cockshutt A., Bärlocher F. (2003): Determining diversity of freshwater fungi on decaying leaves: comparison of traditional and molecular approaches. Appl Environ Microbiol 69:2548–2554

Pruesse E., Quast C., Knittel K., Fuchs B.M., Ludwig W., Peplies J., Glockner F.O. (2007): SILVA: a comprehensive online resource for quality checked and aligned ribosomal RNA sequence data compatible with ARB. Nucl Acids Res 35:7188–7196

Raviraja N., Nikolcheva L., Bärlocher F. (2005): Diversity of conidia of aquatic hyphomycetes assessed by microscopy and by DGGE. Microb Ecol 49:301–307

Sparrow F. (1960): Aquatic Phycomycetes. 2 nd edn, Ann Arbor: The University of Michigan Press.

Wurzbacher M.C., Bärlocher F., Grossart H.-P. (2009): Fungi in lake ecosystems. Aquat Microb Ecol

BALMERT, A., H. F. BOHN & W. BARTHLOTT: Morphologie, funktionale Aspekte und bionisches Potential lufthaltendender Oberflächen semi-aquatischer Insekten 416

BAPTISTA, M., J. RÜCKER, R. BRÜGGEMANN & BRIGITTE NIXDORF: Seasonal succession and productivity determine phytoplankton diversity in lakes 201

BAUMGÄRTNER, M., M. BRÜNING, M. DEMBINSKI, A. DETTMER & P. SUHRHOFF: Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Pilotprojekt Marschgewässer in Niedersachsen 348

BECK, B. & A. MELZER: Elodea nuttallii in Tagebauseen 287

BIELE ST., H. GALLASCH & M. KRECH: Wiederherstellung des Richtenberger Sees (Mecklenburg-Vorpommern) – Ergebnisse zur Wassergüteentwicklung und faunistischen Besiedlung (Insecta: Odonata) in der Anstauphase 172

BÖER S. I., N. BRENNHOLT & W. MANZ: KLIWAS: Auswirkungen des Klimawandels auf die Hygiene von Fließ- und Küstengewässern 353

BRAIG, E., U. RAEDER & A. MELZER: Untersuchung der Hydrologie einer Seenkette anhand stabiler Isotope (δ18O) 478

BRAUKMANN, U.: Salzbelastung der Werra 483

BRENDELBERGER, H.: 25 Jahre DGL: Entwicklung, Stand und Perspektiven 2

DITSCHE-KURU, P., J.H.E. KOOP & ST. GORB: Haftung in der Strömung: Die Rolle der Kiemenblättchen von Epeorus assimilis (Ephemeroptera) bei der Anhaftung auf Substraten verschiedener Rauheit 221

DOMISCH, S., S. C. JÄHNIG & P. HAASE: Modellierung klimabedingter Arealverschiebungen ausgewählter Makrozoobenthosarten 226

DZIALLAS, C. & H.-P. GROSSART: Microcystin – Gift oder Nahrung für aquatische heterotrophe Bakterien? 420

ECKARTZ-NOLDEN, G.: EG-Wasserrahmenrichtlinie: Monitoring in NRW: 1. Monitoringzyklus 2005-2008: Untersuchungen – Ergebnisse – Erfahrungen 357

ENGELS, A.: Saison- und tidebedingte Variation von Sauerstoff- und Salzgehalt in der Ems zwischen Knock und Herbrum 362

FELD, CH. K.: Was haben Fließgewässerfunktionen und Biodiversität miteinander zu tun? 326

FRÜH, D., S. C. JÄHNIG & P. HAASE: Aquatische Neozoen im Rhein-Main-Gebiet: Welche abiotischen Faktoren kontrollieren ihre Ausbreitung? 34

GELLERT, G. & ST. BEHRENS: Biozönotische Maßzahlen am Beispiel der Makrozoobenthosbesiedlung zur Bestimmung der ökologischen Qualität von Fließgewässern aus hydromorphologischer Sicht 230

GERHARDT, M., A. SUNDERMANN & P. HAASE: Welche Parameter bieten den größten Erklärungsgrad für das Vorkommen benthischer Invertebraten? 235

GRABOW, K., ST. MAYER, A. RANDER & A. MARTENS: Binnenfrachtschiffe als Vektoren von Neozoen im Rhein 292

GROSSART, H.-P., C. DZIALLAS, K. HOLMFELDT, L. RIEMANN & M. ALLGAIER: Aktinobakterien in unterschiedlichen aquatischen Systemen 425

GÜDE, H., H. HETZENAUER, R. KÜMMERLIN & H. ROSSKNECHT: Der Federsee – ein Flachgewässer auf dem Rückweg zum Makrophytensee 179

GUTOWSKI, A., J. FOERSTER & I. ARNDT-DIETRICH: Ein Feldführer und ein Bestimmungsbuch für das PoD (Phytobenthos ohne Diatomeen) 489

HANSELMANN, A. J. & K.-O. ROTHHAUPT: Mögliche Auslöser der saisonal unterschiedlichen Lebenszyklus-Strategien von Limnomysis benedeni 430

HARTING, H., W. PETERS & M. SIEBERT: Modellprojekt Wümme - Naturschonende Gewässerbewirtschaftung und Gewässerrenaturierung im Bearbeitungsgebiet 24 als Beitrag zur Gewässerentwicklung und Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 369

HEIMANN, W., H. K. SCHULZ & R. SCHULZ: Die notwendige Berücksichtigung lateraler Fischbewegungen im zukünftigen Gewässermanagement: Eine Literaturstudie 375

HENSEL, S. & E. KIEL: Ansiedelung und räumliche Verteilung von Makrozoobenthos in Fließgewässer-Mesokosmen 240

HETTINGER, ST., K. GRABOW, G. SCHOOLMANN & A. MARTENS: Aquatische Vielfalt begreifen – Der Bach als Weg zur Biodiversität 449

HÜBNER, G. & D. SCHWANDT: Undine – Informationsplattform zu extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen an großen Flüssen 493

HUSSNER, A. & S. HILT: Führen ansteigende Wassertemperaturen zu einer Ausbreitung neophytischer auf Kosten einheimischer Arten? 296

JANUSCHKE, K., A. LORENZ & D. HERING: Biodiversität im semiaquatischen Bereich – Indikationsfunktion von Laufkäfern und Vegetation an renaturierten Fließgewässerabschnitten 332

KASPRZAK, P., R. KOSCHEL & A. PARPAROV: Sauerstoffmangel im Tiefenwasser des oligotrophen Stechlinsees: Kann die Klimaerwärmung eine Rolle spielen? 131

KASTENS, B.: Die Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der WRRL in Niedersachsen 381

KIRSTEIN, K.-G. & P. MARTIN: Die Glandularien der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) – Die Wehrdrüsensekrete im Vergleich 433

KNIE, M., J. RÜCKER & A. KLEEBERG: Trägt die Resuspension von Sediment zur Besiedlung des Pelagials durch nostocale Cyanobakterien bei? 206

KUSBER, W.-H., E. ZIPPEL, P. KELBERT, J. HOLETSCHEK, A. GÜNTSCH, & W. G. BERENDSOHN: Verbesserung europäischer Biodiverstätsdaten im Rahmen der EU-SYNTHESYS Networking Activities 495

LEßMANN, D., I. HENSCHKE, G. LIPPERT, R. ENDER & B. NIXDORF: Limnologische Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 1: Physikalisch-chemische Bedingungen, Chlorophyll a und Makrophyten 79

LIECKWEG, T., R. LÜHKEN, E. KIEL & R. NIEDRINGHAUS: Erfassung potenzieller Brutgewässer von Stechmücken (Culicidae) auf den Ostfriesischen Inseln 90

LIPINSKI, A. & E. KIEL: Hochmoorrenaturierung -Zeitliche Aspekte der Wiederbesie 96

LIPPERT, B. NIXDORF, D. LEßMANN, I. HENSCHKE, M. VESTE & M. BÖHME: Primärsukzession in einem Kleingewässer (Hühnerwasserteich) - Teil 2: Vergleich der Produktion von Phytoplankton, Makrophyten und heterotrophen Bakterien 84

LÜHKEN, R. & E. KIEL: Ochlerotatus detritus: Anpassung an temporäre Gewässer? 103

LÜHKEN, R., R. NIEDRINGHAUS & E. KIEL: Ochlerotatus detritus: Anpassung an hohe Salinitäten? 108

LUTHER, S., H.T. RATTE & A. GERGS: Der Einfluss von Hunger auf das Fressverhalten des Rückenschwimmers Notonecta maculata 37

MAASLAND, C. & H. BRUX: Vegetationsökologische Untersuchungen von Maßnahmen zur Renaturierung von Hochmooren 113

MÄHRLEIN, M. & M. BRAUNS: Die Bedeutung des Eulitorals für die benthische Sekundärproduktion in einem Flachsee 139

MARTEN, M.: Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs 245

MARTENS, A.: Neozoische Amphipoda als Modellorganismen der mitteleuropäischen Limnologie 301

MARTIN, P.: Erste Befunde zum Parasitismus der Wassermilben zweier Bäche Luxemburgs unter besonderer Berücksichtigung des Parasitismus von Arten des hyporheischen Interstitials 251

MATHES, J.: Was bringen sogenannte „alternative Restaurierungsmethoden“ für unsere Seen? 184

MEWES, D., ST. GORB, J. KOOP & P. DITSCHE-KURU: Antifouling im Süßwasser: Möglichkeiten der Reduktion des Bewuchses mit Dreissena polymorpha durch Einsatz strukturierter Oberflächen 256

MICHELE, J.: Destratifikation: Warum war diese Methode nicht erfolgreich in vielen Fällen in der Vergangenheit? 189

MILER, O., I. ALBAYRAK, M. O'HARE & V. NIKORA: Biomechanische und morphologische Anpassungen von Makrophytengemeinschaften in Fliessgewässern 501

MINDEMANN, K. & P. MARTIN: Biodiversität von Kleingewässern im Einflussbereich der Ostseeküste 118

MÜLLER, S. & ST. HÜLSMANN: Sex, Futter, Fitness - Lebenszyklusstrategien und Fitness von Daphnia galeata x hyalina in einer tiefen, dimiktischen Talsperre 42

NERGER, CH. & ST. VON FUMETTI: Charakterisierung von Quellen anhand saisonaler Emergenzfänge von Steinfliegen und Köcherfliegen 64

NORF, H., T. REINHARDT, H. ARNDT & A. SCHÖL: Verteilung planktischer Metazoen entlang von Salinitäts- und Trübungsgradienten im Ems-Ästuar 216

NOWAK, C., S. NEMEC, CH. VOGT & M. PFENNINGER: Chironomus als Modellorganismus der Molekularen Ökologie – vom Wert genetischer Vielfalt bis zur Anpassung an Klimastress 438

PAPENMEIER, S., K. SCHROTTKE, A. BARTHOLOMÄ & V. STEEGE: Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen auf subaquatischen Dünenfeldern in der Unterweser auf der Basis von hydroakustischen, optischen und laseroptischen Messungen 310

PAUL, L. & N. SCHEIFHACKEN: Einfluss der Wassermengenbewirtschaftung auf die vertikale Verteilung allochthoner Trübstoffe in Trinkwassertalsperren nach Hochwässern 144

POTTGIESSER, T.: Frisch renoviert zu vermieten: Abschätzung des Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzials nach Umgestaltung der Panke (Berlin) 337

POTTGIESSER, T. & A. WOLTER: Öffentlichkeitsbeteiligung in der Hauptstadt der Kultur(en) - Partizipation am Beispiel des Berliner Pilotprojektes Panke 342

QUICK, I.: Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems 386

RADEMACHER, U. & E. KIEL: Vergleichende faunistische Untersuchungen an makrophytenreichen Gräben mit und ohne Brackwassereinfluss in der Unterwesermarsch 261

REISS, M.: Gewässertypologie und Quellfauna von Mittelgebirgs-Waldquellen: Möglichkeiten eines integrativen Ansatzes zur hydrogeographisch-limnologischen Erfassung und Kennzeichnung 67

RETTIG, C.: Charakteristika und Qualitätsentwicklung außerschulischer Gewässerpädagogik 453

RIEDMÜLLER, U., E. HOEHN, U. MISCHKE, B. NIXDORF & D. LEßMANN: Biologische Trophieindikation mit Phytoplankton – Stärken und Schwächen von Indikatortaxa 211

RÖCK, S.: Gewässerführer in Baden-Württemberg - Gewässerpädagogik in der praktischen Umsetzung 458

RÖSEL, ST., CH. WURZBACHER & H.-P. GROSSART: Diatomeen-Frühjahrsblüte und Pollenflug: strukturierende Elemente für die Bakteriengemeinschaft im Stechlinsee? 149

ROSKOSCH, A., C. DZIALLAS, H.-P. GROSSART, M. HUPFER & J. LEWANDOWSKI: Die Auswirkung von Bioirrigation auf mikrobielle Gemeinschaften und Prozesse in limnischen Sedimenten 47

SAATHOFF, S.: Das Modellprojekt „Hunte 25“ als Auftakt zur regionalen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen 392

SALKA, I., CH. WURZBACHER & H. P. GROSSART: Effekte von UV-Strahlung auf bakterielles Wachstum und Genexpression im huminstoffreichen See Große Fuchskuhle 155

SCHARF, B. W.: Vergleich paläolimnologischer und archäologischer Untersuchungen zur Entstehung und Entwicklung des Arendsees, Sachsen-Anhalt, mit einem Modellversuch 160

SCHIMMER, H.: Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Öffentlichkeitsbeteiligung in NRW 398

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Artenschutz-, Renaturierungs- und Pflegeprojekte von Bachläufen mit Grundschulen – ein Erfahrungsbericht 461

SCHMIDTKE, A., G. WEITHOFF, M. FISCHER & U. GAEDKE: Over- und Underyielding in Phytoplankton-Gemeinschaften 28

SCHMITT, P., A. KRUMWIEDE, H. MÜLLER, F. PIECHOTTA & V. STEEGE: Wirkungskontrolle von Wasserinjektionsbaggerungen in der Riffelstrecke der Unterweser – Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen der WSV und der Benthos-Untersuchungen 316

SCHMITZ, W.: Astaxanthin, Crustacyanin und die Farben der Flusskrebse 443

SCHNEIDER, A.-K.: Größenstrukturierte Populationsdynamik von Gammarus pulex unter verschiedenen Temperaturregimen 266

SCHNELLBÄCHER-BÜHLER, A. & H.-H. KLEPSER: Lernort Donau - Modellprojekt zur umweltbildnerischen Begleitung einer gewässerökologischen Großbaumaßnahme 467

SCHOOLMANN, G.: Atyaephyra desmaresti (Millet, 1831): Neues von einem alten Neozoon 306

SCHREIBER, J., M. PUSCH & M. BRAUNS: Mindestbeprobungsflächen vom litoralen Makrozoobenthos für eine repräsentative Bestimmung des ökologischen Zustandes von Seen 271

SCHREINER, J. & E. MANZ: Erlebnisorientierte Gewässerpädagogik – Bildungsangebote für Pädagogen und Naturführer 472

SCHULZ, M., O. BÜTTNER & M. MATTHIES: Reaktive Transportmodellierung im Raum Bitterfeld bei Extremhochwasser 506

SCHWOCH, C., G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Geochemische Heterogenität im Grundwasserleiter einer Aue an der Grenzfläche zum Fluss 321

SETJE-EILERS, B. & P. MARTIN: Diatomeen in ausgesuchten Quellen des Norddeutschen Tieflandes 73

STENGERT, M.: Erstbesiedelung eines künstlichen Flachwassersees 166

STÖFFLER, U., A. PETRUCK & R. HURCK: Prognose des Temperaturhaushalts der Lippe für 2015 401

SUHRHOFF, P., P. SELLHEIM, K. PINZ & P. NEUMANN: Leitfaden Maßnahmenplanung - Empfehlungen zu Auswahl, Prioritätensetzung und Umsetzung von Maßnahmen zur Entwicklung niedersächsischer Fließgewässer (Hydromorphologie) 405

TÄUSCHER, L.: Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blaualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg - Ergebnisse eines bibliographischen Überblicks zur Algen-Besiedlung 511

TITTIZER, TH.: Neue Heimat für die „Theißblüte“ Palingenia longicauda 276

TRIPPE, M., H. W. RISS, B. ZEIS & E. I. MEYER: Gammariden im Stress – invasive und native Arten im Vergleich 54

UHLENDAHL, TH.: Möglichkeiten und Grenzen von Öffentlichkeitsbeteiligung – Eine Einführung vor dem Hintergrund der WRRL 410

VEIT, U., A. KOHLER, P. POSCHLOD, O. WIESMANN & G.-H. ZELTNER: Entwicklung der Makrophyten-Verbreitung im Niedermoor-Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene) von 1970 bis 2005 124

WAUER, G., J. MATHES & R. KOSCHEL: Zum Einsatz von Aluminiumverbindungen bei der Seenrestaurierung 195

WEY, J. K.: Neue Ansätze in der Biofilmforschung: Experimente zur Steuerung von substratassoziierten Lebensgemeinschaften 18

WINKELMANN, C., C. HELLMANN, S. WORISCHKA, J. KOOP & J. BENNDORF: Prädation in Fließgewässern – ein Ökosystemexperiment 23

WRANIK, C. & U. SELIG: Vergleich phototropher Lebensgemeinschaften im Hypolimnion dimiktischer Seen in Norddeutschland 58

WURZBACHER, CH., ST. RÖSEL & H.-P. GROSSART: Unterwegs im Pollengarten – Die Entwicklung eines molekularen Fingerabdrucks für niedere aquatische Pilze 516

ZEIDLER, M. & E. I. MEYER: Mikrosatelliten als molekulargenetische Marker zur Aufklärung der Metapopulationsstruktur dreier Amphipodenarten in einem durch Karst beeinflussten Gewässersystem 281