

DGL

Deutsche Gesellschaft
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012

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

Koblenz, 24. Sept. - 28. Sept. 2012

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Koblenz 2012
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2013

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

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

ISBN-Nr. 978-3-9813095-3-9

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**

DGL NACHWUCHSPREIS 2012 **1**

GABEL, F., M. PUSCH, M. BRAUNS & X.-F. GARCIA: Auswirkungen von Schiffswellen auf das litorale Makrozoobenthos 2

TONOLLA, DIEGO: Quantification of the spatial thermal heterogeneity of river-floodplain using thermal infrared remote sensing 7

SCHALLER, J.: Metall-/Metalloidfestlegung/-freisetzung im Zuge des Laubabbaus 12

POSTERPRÄMIERUNG 2012 **17**

BREYER, PH., P. HAASE, C. WINKELMANN & ST. STOLL: Skalenabhängiger Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die ökologische Qualität des Makrozoobenthos - Hinweise für die Renaturierungspraxis 18

ELBRECHT, V., R. TOLLRIAN & F. LEESE: Konnektivität und Ausbreitungspotenzial von Populationen der Steinfliege Dinocras cephalotes: Eine populationsgenetische Fallstudie im Sauerland 23

LUCKAS, K., S. MAARASTAWI, W. MANZ & J. MEIER: Wie wirken Wasserbaumaterialien auf die Struktur und Diversität von Mikrobengemeinschaften? 28

PETERSDORFF, L., ST. LORENZ, TH. TITTIZER & M. PUSCH: Änderung der Ernährungsstrategie europäischer Fluss-muscheln (Unioniden) durch Schiffswellen 32

RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Die V-Scheibe – ein Strömungsmessgerät für die Hosentasche 37

SCHLOEMER, S., L. DALBECK & A. HAMM: Artenvielfalt im Biberteich – Wie der europäische Biber (Castor fiber) die Libellenfauna (Odonata) der Nordeifel beeinflusst 41

PROZESSE UND MODELLE IN SEEN **45**

FEDERLEIN, L. L., C. MENDOZA-LERA, M. KNIE & M. MUTZ: The Algal Lift – Buoyancy Mediated Sediment Dynamics in Sandy Streams 46

HUPFER, M., S. JORDAN, CH. ENGELHARDT, CH. HERZOG & A. KLEEBERG: Hypolimnische Enclosures: Neuartiges Freilandexperiment zur Untersuchung des internen Phosphorhaushaltes und der Sauerstoffzehrung unter veränderten klimatischen und trophischen Bedingungen 52

NEUMANN, C., A. KLEEBERG & M. HUPFER: Pelagische Redoxklinen und partikulärer Stofftransport: Einfluss auf den Phosphorhaushalt des Arendsees (Sachsen-Anhalt) 57

SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen 62

WOLF, TH., L. KEMPKEN, K. SCHENK & H.-B. STICH: Flächenhafte Variabilität von Chlorophyllpigmenten im Bodensee – Satellitenbilder und „ground-truth"-Sondenmessungen 67

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
ÖKOLOGIE UND BIOGEOCHEMIE VON MOOREN	**72**
MAAßEN, S., D. BALLA & R. DANNOWSKI: Nutzung des Reinigungspotenzials wiedervernässter Niedermoore zum Abbau prioritärer Stoffe	73
WAGNER, S., H. BIESTER & K.-H. KNORR: Biogeochemische Charakterisierung und Spurenelementverteilung zweier Hochmoore des Thüringer Waldes	79
GRUNDWASSER, QUELLEN UND HYPORHEISCHES INTERSTITIAL	**85**
DAU, A.-CH. & P. MARTIN: Die Salzquellen von Bad Oldesloe- Struktur und Fauna eines Extremlebensraumes	86
FUMETTI VON, ST., S. BONTA & P. NAGEL: Charakterisierung von Quellen und ihren Lebensgemeinschaften im Tessin (CH)	91
GUTJAHR, S., S. BERKHOFF & H. J. HAHN: Grundwasserhabitate in der Landschaft - ein datenbasierter Klassifikationsansatz	95
HANSEN, M. & P. MARTIN: Kalktuffquellen - Allgemeine Charakterisierung und Stand der Dinge in Schleswig-Holstein, Deutschland und der Europäischen Union	98
REISS, M., H. STEINER & ST. ZAENKER: Verbreitung, Lebensraum und Gefährdung der endemischen Rhön- Quellschnecke (Bythinella compressa Frauenfeld, 1857) in Hessen als Beitrag zur internationalen Biodiversitätskonvention (CBD)	103
SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna - Versuch einer Prognose	108
PLANKTISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN	**114**
AMS, K., M. BRETZINGER, A. K. BÜHLER & K. GRABOW: Die Artemiasphäre – Herstellung und Einsatz	115
BECKER, K., J. RÜCKER & B. NIXDORF: Licht- und Temperaturabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales	118
BÖLLMANN, J. & M. MARTIENSSEN: Nitratreduktionsraten in zwei verschiedenen Binnengewässern basierend auf Zellzahl und Reaktionskinetik	124
GROSSART, H.-P. & C. DZIALLAS: Microbes in and on Organisms: Gain or Pain?	129
RAMM, J., J. RÜCKER, TH. GONSIORCZYK, C. WIEDNER, M. KNIE & B. NIXDORF: Überwinterungsstrategien nostocaler Cyanobakterien in Seen Norddeutschlands	134
BENTHISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN	**139**
DITSCHE-KURU, P., J. MICHELS, A. KOVALEV, J. KOOP & ST. GORB: Der Einfluss des Biofilms auf das Haltevermögen freibeweglicher aquatischer Insektenlarven	140
FEHSE, C. & TH. ZUMBROICH: Neubesiedlung im Gewässer - Entwicklung des Makrozoobenthos nach Offenlegung einer Verrohrung in einem Zulauf der unteren Sieg	144
GEISMAR, J., J. SAUER, ST. PAULS, P. HAASE & C. NOWAK: Ausbreitungspotential von Wasserinsekten – ein vergleichender populationsgenetischer Ansatz	149

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
HÜSECKEN, F., C. FEHSE & A. HAMM: Akkumulation von Schwermetallen am Beispiel des Bachflohkrebses Gammarus fossarum	154
KAEHLERT, S., TH. KLEINTEICH, ST. GORB, & P. DITSCHE-KURU: Strömungsanpassung von Ecdyonurus sp. - Hat der Femur die Eigenschaften einer Tragfläche?	159
SERDAR, O. & B. VEREP: Determination of Water Quality of Iyidere and Çiftekavak Streams using Benthic Macroinvertebrates	164
SPECHT, H., O. SCHMIDT-FORMANN, E. I. MEYER & H.W. RISS: Einfluss wechselnder Wasserstände auf die Lokomotionsaktivität von Gammarus pulex (Linnaeus 1758) und Echinogammarus berilloni (Catta 1878)	169
STEINKE, S., E. I. MEYER & H. W. RISS: Mikrohabitate der Chironomidae (Diptera) in ausgewählten Karstbächen	174
FISCHE	**179**
BÄTHE, J., E. CORING, E. I. MEYER & J. ROMMELMANN: Entwicklung von Fischeiern und -larven in anthropogen salzbelasteten Fließgewässern	180
BRUNKE, M., J. DIERKING & CH. EIZAGUIRRE: Untersuchungen zur Biologie und Status einer Wandermaräne, dem Nordseeschnäpel	185
INVASIVE ARTEN	**190**
EGGERS, TH. O.: Aquatische Neozoen in Fließgewässern des urbanen Raumes der Stadt Braunschweig	191
KOESTER M., S. CLAßEN & R. GERGS: Trophische Ökologie invasiver und einheimischer Makroinvertebraten: Kombination von Genetik und Stabilen Isotopen	197
SHILTON, D., E. I. MEYER, W. RISS, F. LEESE, R. TOLLRIAN & O. SCHMIDT-FORMANN: Der invasive Gammarid Echinogammarus berilloni (Amphipoda) im Einzugsgebiet der Ahse (Einzugsgebiet Lippe,NRW) :Verbreitung und Habitatbindung im Vergleich zu einheimischen Amphipoden	203
EINFLUSS VON LANDNUTZUNG AUF FLIEßGEWÄSSER	**209**
DIETRICH, D., J. VÖLKER, O. BÜTTNER, D. BORCHARDT, M. WEITERE, G. ECKARTZ-VREDEN & J. FOERSTER: Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern – eine Herausforderung bei der Implementierung der EU-WRRL	210
ECKARTZ-VREDEN, G. & J. FOERSTER: Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern: Ursachen- und Wirkungszusammenhänge – ein Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen	216
JANUSCHKE, K., CH. K. FELD, A. W. LORENZ & D. HERING: Wieder-Besiedlungsgemeinschaften und räumlich-zeitliche Muster in renaturierten Flussabschnitten	221
KLEEBERG, A.: Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässer	225
LINNENWEBER, CH., B. SCHNEIDER & U. DUMONT: Durchgängigkeit von Wasserkörpern	230
SCHARF, W.: Die Eutrophierung der Wupper im Spannungsfeld urbaner Belastungen	235

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
SCHRÖDER, M. & E. KIEL: Vergleichende Studie des Makrozoobenthos ausgewählter Gräben Nordwestdeutschlands	239
SCHWEDER, H. & P. PODRAZA: Analyse der Makrozoobenthosbesiedlung zur Beurteilung von bestehenden Einleitungen der Siedlungsentwässerung auf Basis von PERLODES-/ASTERICS-Auswertungen	244
GEWÄSSERBEWERTUNG, NATURSCHUTZ, KLIMAWANDEL	**249**
BECKER, A., P. HARDENBICKER, E. NILSON & H. FISCHER: Klimawandel und Klimawirkungen in großen Flussgebieten und deren Auswirkungen auf die Gewässergüte	250
FELD, CH. K.: Degradiert aber divers—Biodiversität ist kein Universalindikator	257
LÖBER, S. & E. KIEL: Fließgewässerrenaturierung auf Kosten wertvoller Auengewässer?	262
MARTEN, M.: Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg – Langzeitmonitoring mit Makrozoobenthos	267
MIRBACH, E. & CH. LINNENWEBER: Synergieprojekte Wasserwirtschaft - Naturschutz	273
RECK-MIETH, E. & W. HOFMANN: Seen-Monitoring von 45 Gewässern seit 1991 im Kreis Plön	278
STOLL, ST., D. FRÜH, A. SEELAND, R. MÜLLER & P. HAASE: Der Einfluss des Klimawandels auf aquatische Schnecken: Interaktive Effekte multipler Stressoren	283
MODELLIERUNGSANSÄTZE IN DER FLIEßGEWÄSSERÖKOLOGIE	**288**
AßMANN, S. & W. KONOLD: Ökologische Aufwertung strukturell defizitärer Fließgewässerabschnitte durch anliegende naturnahe oder renaturierte Gewässerstrecken	289
GIES, M., M. SONDERMANN, D. HERING & CH. K. FELD: Einfluss der Degradation im Einzugsgebiet auf die Nischenmodellierung benthischer Wirbelloser	294
KUEMMERLEN, M., B. GUSE, B. SCHMALZ, N. FOHRER, QINGHUA CAI & S. C. JÄHNIG: Catchment-scale models of freshwater ecosystems: what is there to learn?	300
SCHRÖDER, M., M. SONDERMANN, M. GIES, CH. K. FELD & D. HERING: Identifizierung von Quellpopulationen in Fließgewässern -Entwicklung eines Verbreitungsmodells in einem Tieflandgewässer (Treene) und Vergleich mit aktuellen Ansätzen aus dem Mittelgebirge (Ruhr)	305
BEWIRTSCHAFTUNG VON TALSPERREN	**310**
RÖNICKE, H., K. FRIESE & K. RAHN: Phytoplanktondynamik in den Vorsperren der Rappbode-Talsperre (Harz) 2011	311
SCHARF, W.: Was wäre wenn? Klimawandel, Füllstand und Gewässergüte von Talsperren	317
WILLMITZER, H.: Trinkwassertalsperre Leibis/Lichte - Wasserqualität während des Probestaus 2005 bis 2010	318

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
STICKSTOFFLIMITATION IN BINNENGEWÄSSERN - "NITROLIMIT"	**325**
FIEDLER, D., H.-P. GROSSART, E. ZWIRNMANN & J. KÖHLER: DON - Bedeutung für die Algenentwicklung	326
KUPETZ, M. & P. CASPER: Atmosphärische Stickstoffeinträge in Gewässern - Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N2O als Treibhausgas	331
LINDIM, C., A. BECKER & H. FISCHER: Impacts of N reduction on the ecological condition of the Lower Havel	336
RITZ, ST. & H. FISCHER: Stickstoffumsatz in der Elbe – Assimilation oder Denitrifikation?	341
RÜCKER, J., K. VAN DE WEYER & B. NIXDORF: Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen?	346
MIKROBIELLE DIVERSITÄT, WASSER UND SEDIMENTE	**351**
DIETER, D., CH. HERZOG, S. SCHILLER & M. HUPFER: Mobilität und Sorption von Phosphor in Seesedimenten nach Austrocknung und Wiedervernässung	352
KÖNIG, F.: Sedimentologischer Zustand der Tideweser	358
LINNENWEBER, CH. & E.-M. FINSTERBUSCH: Feststoffhaushalt von Gewässer und Landschaft	364
NOACK, M., J. ORTLEPP & S. WIEPRECHT: Kolmation – Simulation von interstitialen Eigenschaften und deren Auswirkungen auf die Inkubationsphase kieslaichender Fischarten	365
QUICK, I., N. CRON, S. SCHRIEVER, F. KÖNIG & ST. VOLLMER: Die Bedeutung der Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie großer Fließgewässer als unterstützende Komponente für die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie	370
SCHMIDT, H., M. THOM, S. WIEPRECHT & S. U. GERBERSDORF: Biostabilisierung in der Sedimentdynamik	376
THOM, M., H. SCHMIDT, S. WIEPRECHT & S. U. GERBERSDORF: Dimensionierung von Fließrinnen zum Aufwuchs von Biofilm unter definierten hydraulischen Randbedingungen	381
MANAGEMENT UND GESTALTUNG AQUATISCHER SYSTEME	**386**
ANLAUF, A.: Die smarte Zielsetzung bei Struktur verändernden Maßnahmen an Bundeswasserstraßen	388
KORTE, TH., T. EBERHARD, S. MÄHLMANN, P. ZUR MÜHLEN, E. MERTSCHENK, A. SCHOSSIG, S. V. PIGAGE-GÖHLER, M. HROMEK, D. ANIOL, M. BANSBERG, A. PETRUCK, TH. DÖPPNER, D. HERING & M. SOMMERHÄUSER: Der PHOENIX See in Dortmund. Erstbesiedlung durch das Makrozoobenthos	390
ORENDT, C. & A. WEIß: Die Auswirkung der Krautung auf die Diversität und die Gewässerfunktionen (Makrozoobenthos) in einem langsam fließenden, renaturierten Gewässer des Leipziger Auenwaldes (Floßgraben)	395
SCHILLING, K., H. LIEBENSTEIN, M. KLEINWÄCHTER & ST. WIELAND: Technisch-biologische Ufersicherungen als Beitrag zur Strukturverbesserung der Ufer von Bundeswasserstraßen	400
STREYBELL, J. & A. STÖCKMANN: Vergleichende Untersuchung von neutrassierten Gewässerabschnitten mit eigendynamisch entwickelten Bereichen an der Ise	405

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
SÜMER, G.: Der PHOENIX See in Dortmund: Transformation einer Stahlwerksbrache zu einer hochwertigen Gewässerlandschaft unter Einbeziehung innovativer Maßnahmen zum Gewässergütemanagement	411
WAGNER, J. M. & A. STÖCKMANN: Hydromorphologische Untersuchungen der ökologischen Effizienz zweier Renaturierungsmethoden am Klosterbach bei Ribnitz-Damgarten	413
WEYER, VAN DE, K.: Makrophyten-Management durch nährstoffarme Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen: Das Konzept PHOENIX See in Dortmund	418
WINKING, C., A. LORENZ & D. HERING: Ist Leben in den ökologisch umgestalteten Emschergewässern möglich? - Urbane Fließgewässerrenaturierungen	420
WASSER UND BILDUNG	**426**
FINSTERBUSCH, E. M. & CH. LINNENWEBER: Der „Gewässer-Erlebnis-Parcours“ der Aktion Blau	427
GERHARDT, S.: Gewässerpädagogik – Wissen vermitteln und Umweltbewusstsein wecken	433
HIEBER RUIZ, M. & A. CHRIST: Aktion Blau Plus - Gewässerentwicklung im 21. Jahrhundert	437
LEIPELT, K. G. & A. MARTENS: Exuvien von Libellen: Aufsammlung, Aufbewahrung und Einsatzmöglichkeiten in Lehre und Umweltbildung	442
MÜLLER, R.: 11 Jahre limnologische Bildung an der Ökologischen Station JH Sorpesee	446
PLATZ, M., M. GRÖßLER, J. RAPP & E. NIEHAUS: QR-Codes & Augmented Reality - Digitale Kontextinformationen für unsichtbare Prozesse im Bereich Wasser und Bildung	448
RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Das Tauchpendel – ein einfaches Strömungsmessgerät, nicht nur für die Oberflächengeschwindigkeit	453
RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Das Trichterstaurohr – ein einfaches Strömungsmessgerät nicht nur für Flugzeuge	456
SCHEHL, M. & B. RISCH: Konzeption eines „Wasserparcours“ am Fluss Queich – Bildung für nachhaltige Entwicklung in einer authentischen Lernumgebung	459
SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Bach See Fluss – eine Internetseite für Gewässer und Naturgefahren im Kanton Thurgau (Schweiz)	464
SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Der Wirbeltrichter – einem Phänomen auf der Spur	469
SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Vögel und Fische am Bodensee – ein Lern-Spiel	471
SONSTIGE THEMEN	**475**
GEORG, A. & P. MARTIN: Ökotoxikologische Untersuchungen an Quellorganismen	476
HELLINGER, F.: Schlag um Schlag – ein Funktionsmodell zur Bewegung von Flagellen und Cilien	482
KUSBER, W.-H., S. VON MERING & R. JAHN: GBIF-Dateninfrastruktur: Limnologische Beobachtungs- und Belegdaten publizieren, abfragen und analysieren	485

LORENZ, I. A.& P. MARTIN: Salzwiesen im Binnenland als Lebensraumtyp - Allgemeine Charakterisierung und Situation von Salzquellen in Europa, Deutschland und Schleswig-Holstein 490

MÜLLER, R.: Low Cost-Biologie: Strömungsmessung unter 10 Euro 496

REMMELE, M., B. SURES & A. MARTENS: Neuer Wirt, neues Outfit: wie Kratzer ihre Rüssel ausstülpen 498

SONDERMANN, M., M. GIES, M. SCHRÖDER, D. HERING & CH. K. FELD: Die Prognose der Erreichbarkeit von Fließgewässern durch Quellpopulationen von Calopteryx virgo, Linnaeus 1758 (Odonata: Calopterygidae): konzeptionelle und technische Umsetzung in einem Geographischen Informationssystem (GIS) 501

TAUPP, TH. & M. A. WETZEL: Einfluss von Baggergutverklappungen auf den ökologischen Zustand des Elbeästuars: Ein Vergleich verschiedener benthischer Indizes 507

TÄUSCHER, L.: Beiträge der angewandten Gewässerökologie zu Langzeit-Untersuchungen in Gewässern und zur Erfassung der Biodiversität 512

WESTERMANN, S. & W. SCHMITZ: Gewässerversauerung – viel mehr als nur ein niedriger pH-Wert 520

DGL-NACHWUCHSPREIS 2012

GABEL, F., M. PUSCH, M. BRAUNS & X.-F. GARCIA: Auswirkungen von Schiffswellen auf das litorale Makrozoobenthos

SCHALLER, J.: Metall-/Metalloidfestlegung/-freisetzung im Zuge des Laubabbaus

TONOLLA, DIEGO: Quantification of the spatial thermal heterogeneity of river-floodplain using thermal infrared remote sensing

Auswirkungen von Schiffswellen auf das litorale Makrozoobenthos

Friederike Gabel1,2, Martin Pusch1, Mario Brauns1,3 & Xavier-Francois Garcia1

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin; 2 Aktuelle Adresse: Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Robert-Koch-Straße 28, 48149 Münster, 3 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg; gabelf@uni-muenster.de

Keywords: Schiffswellen, aquatische Wirbellose, Havel, Neozoen, Binnenschifffahrt

Einleitung

Weltweit werden Gewässer intensiv für Berufs- und Freizeitschifffahrt genutzt. Dieser Trend war in den letzten Jahren ungebrochen (Statistisches Bundesamt Deutschland 2011) und für die Freizeitschifffahrt wird eine stete Zunahme erwartet (Shaw & Loomis 2008). Die Fortbewegung eines Schiffes erzeugt Wellen, die Höhen von bis zu 60 cm erreichen können (Bhowmik et al. 1991). Eine Zunahme an Schiffsverkehr und besonders eine stärkere Motorisierung könnten die Wellenbelastung der Gewässer weiter erhöhen.

Schiffswellen erodieren Ufer, beeinflussen die Ufervegetation durch Entwurzelungen und Wachstumshemmung (z.B. Doyle 2001) und reduzieren das Wachstum und das Überleben von Jungfischen (z.B. Arlinghaus et al. 2002, Stoll und Fischer 2011). Die Auswirkungen von Schiffswellen auf aquatische Wirbellose ist bisher jedoch wenig untersucht worden. Daher untersuchten wir i) die direkten und unmittelbar wirkenden Effekte von Schiffswellen auf benthische Wirbellose, ii) die sich daraus ergebenden Auswirkungen auf trophische Interaktionen und iii) das Wachstum und die Fitness von Wirbellosen, sowie iv) die längerfristigen Veränderungen der litoralen Wirbellosengemeinschaften. Dabei wurden folgende Hypothesen untersucht: 1. Mit zunehmender welleninduzierter Sohlschubspannung werden mehr Individuen verdriftet, wobei dieser Effekt von der strukturellen Komplexität der Habitate gemindert werden kann, 2. durch Verdriftung erhöht sich die Aufenthaltszeit benthischer Wirbeloser in der Wassersäule, was zu einem erhöhten Prädationsrisiko durch Fische führt, 3. das Wachstum und die Fitness werden durch eine Unterbrechung der Nahrungsaufnahme sowie durch erhöhten Energieverbrauch durch die Verdriftung reduziert, wobei eingewanderte Arten weniger beeinflusst werden sowie 4. langfristig führen Schiffswellen zu einer Veränderung der Artengemeinschaft der benthischen Wirbellosen.

Material und Methoden

Hypothese 1: Mit zunehmender welleninduzierter Sohlschubspannung steigt die Verdriftungsrate benthischer Wirbelloser wobei die strukturelle Komplexität der Habitate diesen Effekt reduzieren kann

In Labor- und in Freilandversuchen wurden fünf Arten benthischer Wirbelloser (*Bithynia tentaculata* [Gastropoda]*, Calopteryx splendens* [Odonata], *Dikerogammarus villosus, Gammarus roeselii* [Amphipoda] und *Laccophilus hyalinus* [Coleoptera]) auf fünf verschiedenen Habitaten (Sand, Schilf, Steine, Totholz, Wurzeln) mit unterschiedlicher struktureller Komplexität Wellen mit zu-

nehmender Sohlschubspannung ausgesetzt. Dabei wurde die Anzahl an verdrifteten Individuen mittels Videoaufnahmen quantifiziert.

Hypothese 2: Durch Verdriftung erhöht sich die Aufenthaltszeit benthischer Wirbeloser in der Wassersäule, was zu einem erhöhten Prädationsrisiko durch Fische führt.

Diese Versuche wurden im Wellenkanal des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz in Zusammenarbeit mit Stefan Stoll (jetzt Senckenberg) durchgeführt. Dazu wurden jeweils 100 Individuen von *Gammarus roeselii* drei verschiedenen Räubertypen (spindelförmige 0+Haseln, spindelförmige 1+Haseln und hochrückige 0+Brassen) in drei verschiedenen Wellenszenarien (Pulswellen zur Simulation von Schiffswellen, kontinuierlichen Wellen zur Simulation von Windwellen und einer Kontrolle ohne Wellen) ausgesetzt. Die Anzahl an Gammariden in der Wassersäule wurde über Fotos, die Anzahl an gefressenen Gammariden über Mageninhaltsanalysen der Fische ermittelt.

Hypothese 3: Das Wachstum und die Fitness benthischer Wirbelloser werden durch durch die Verdriftung reduziert, wobei eingewanderte Arten weniger beeinflusst werden als heimische Arten.

Über sechs Wochen wurden bei jeweils 100 Individuen der heimischen *Bithynia tentaculata, Gammarus roeselii* und die eingewanderten Arten *Physella acuta* und *Dikerogammarus villosus* alle 2 Wochen das Wachstum (Trockenmasse und Körperlänge) sowie am Ende des Versuchs die Mortalität und der Glykogengehalt als Maßzahl für die Fitness der Individuen zum einen in einem Szenario mit simulierten Schiffswellen und in einer Kontrolle ohne Wellen untersucht.

Hypothese 4: Langfristige Belastung durch Schiffswellen führen zu einer Veränderung der Artengemeinschaft der benthischen Wirbellosen.

Von April bis September 2008 wurde das litorale Makrozoobenthos der Havel zwischen Potsdam und Brandenburg/Havel entlang eines Schiffswellenexpositionsgradienten habitatspezifisch beprobt. Die Wellenexposition der Probestellen wurde anhand kontinuierlich gemessener Wellenhöhen klassifiziert.

Ergebnisse

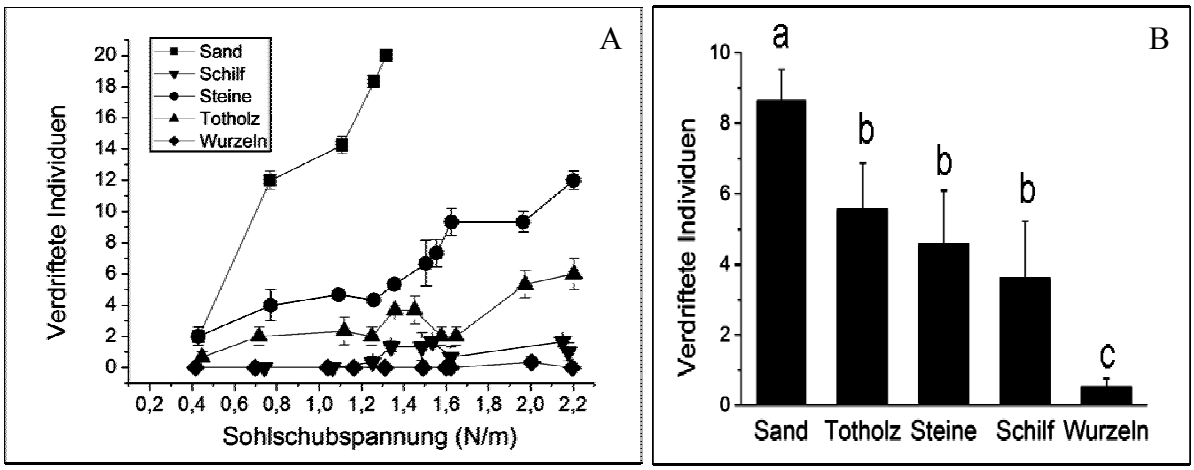


Abb 1: Anzahl an verdrifteten Individuen von C. splendens mit zunehmender Sohlschubspannung in den untersuchten Habitaten (A) und Anzahl an verdrifteten Individuen gemittelt über die untersuchten Arten in den einzelnen Habitaten (B). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante unterschiede an (ANOVA, Scheffé Post-hoc-Test).

Hypothese 1: Mit zunehmender welleninduzierter Sohlschubspannung steigt die Verdriftungsrate benthischer Wirbelloser wobei die strukturelle Komplexität der Habitate diesen Effekt reduziert

Mit zunehmender Sohlschubspannung nahm die Anzahl an verdrifteten Individuen für alle Arten in allen Habitaten außer in Wurzeln zu (vgl. Abb. 1A Beispiel *C. splendens*). Gemittelt über alle Arten wurden die signifikant meisten Individuen auf Sand, gefolgt von Totholz, Steinen und Schilf verdriftet, während die signifikant wenigsten Individuen in Wurzeln verdriftet wurden (Abb. 1b). Zwischen den Untersuchungen im Labor und im Feld wurden bei vergleichbarer Sohlschubspannung keine signifikanten Unterschiede gefunden ($p>0.052$ für alle Tests, gepaarte Wilcoxontests).

Hypothese 2: Durch Verdriftung erhöht sich die Aufenthaltszeit benthischer Wirbeloser in der Wassersäule, was zu einem erhöhten Prädationsrisiko durch Fische führt.

Im Pulswellenszenario, das Schiffswellen simulierte, waren signifikant mehr Individuen in der Wassersäule (9,2 ± 4,0 Individuen (MW ± SF)) als in der Kontrolle ohne Wellen (3,8 ± 3,5). Die Anzahl an gefressenen Gammariden pro Fisch war für die beiden Haselaltersklassen (8,9 ± 0,7 bzw. 6,4 ± 0,9) im Schiffswellenszenario signifikant größer als in der Kontrolle (3,4 ± 0,5 bzw. 1,3 ± 0,3) und dem Windwellenszenario (2,8 ± 0,2 bzw. 2,9 ± 0,4). Die hochrückigen Brassen hingegen fraßen signifikant mehr Gammariden in der Kontrolle (5,2 ± 0,5) als in den Wellenszenarien (2,1 ± 0,2 (Wind) bzw. 2,4 ± 0,5 (Schiff); jeweils ANOVA mit Student's Post-hoc-Test, $p<0,05$ für alle Tests)).

Hypothese 3: das Wachstum und die Fitness werden durch eine Unterbrechung der Nahrungsaufnahme sowie durch erhöhten Energieverbrauch durch die Verdriftung reduziert, wobei eingewanderte Arten weniger beeinflusst werden

Die Wachstumsraten und Individualgewichte der heimischen *B. tentaculata* und *G. roeselii* waren unter Wellenbelastung signifikant geringer als in der Kontrolle ($p<0,001$ ANOVA mit Messwiederholung, bzw. $p<0,01$). Das Wachstum der beiden eingewanderten Arten, *P. acuta* und *D. villosus* wurde nicht von den Wellen beeinflusst ($p=0,127$ bzw. $p=0,241$). Der Glykogengehalt von *G. roeselii* im Wellenszenario war signifikant geringer als in der Kontrolle, während sich der Glykogengehalt der anderen drei Arten sich nicht signifikant zwischen Wellen und Kontrolle unterschied. *G. roeselii* verbrachte im Wellenszenario signifikant mehr Zeit schwimmend als in der Kontrolle ($p<0,001$, Mann-Whitney-U-Test), während *B. tentaculata* signifikant weniger filtrierte als in der Kontrolle (<0,001). Die beiden eingewanderten Arten zeigten keine Änderungen der Fraß- oder Bewegungsaktivität ($p>0,363$ für alle Tests).

Hypothese 4: langfristig führen Schiffswellen zu einer Veränderung der Artengemeinschaft der benthischen Wirbellosen

Die Artenzusammensetzung der benthischen Wirbellosen unterschied sich deutlich zwischen den verschiedenen Wellenexpositionsstufen und wies besonders an hoch schiffswellenexponierten Stellen eine signifikant veränderte Artengemeinschaft auf. Besonders der Anteil an Insekten war an den hoch schiffswellenexponierten Stellen deutlich geringer als an den mittelmäßig oder nicht exponierten Stellen.

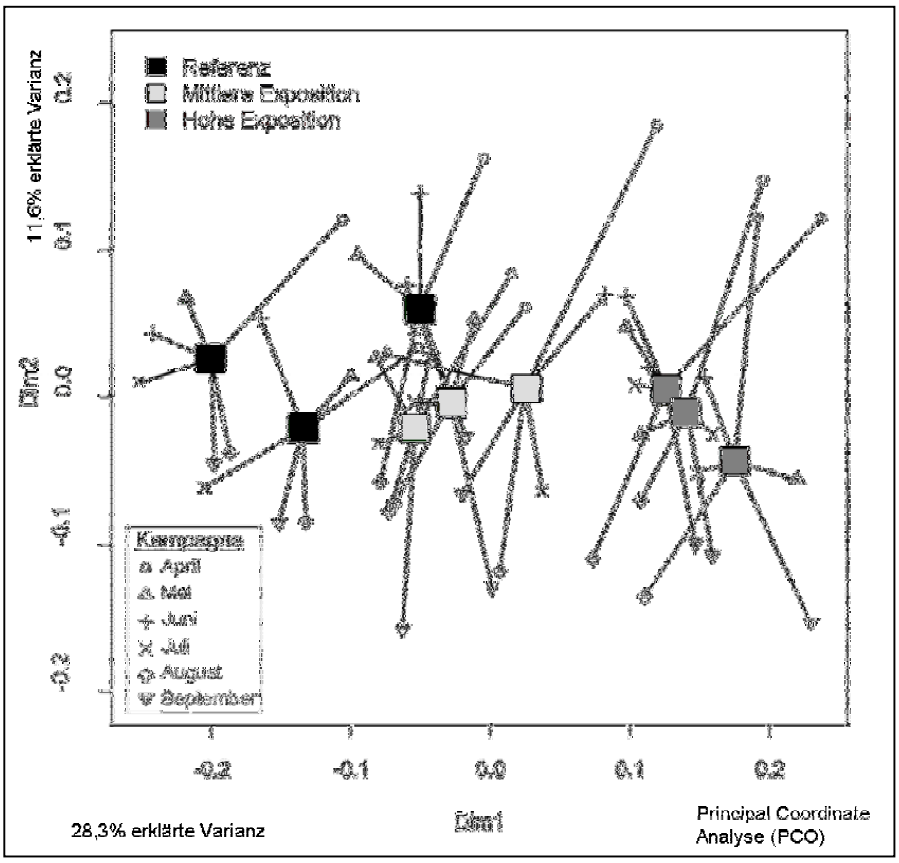


Abb. 2: Ordination (Hauptkoordinatenanalyse) der Artenzusammensetzung der benthischen Wirbellosen an den unterschiedlich exponierten Stellen an der Havel.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Schiffswellen verdriften benthische Wirbellosen, wobei die Verdriftung durch eine hohe strukturelle Komplexität der Habitate vermindert wurde, da hochstrukturierte Habitate wie z.B. Wurzeln die Wellenenergie stärker dissipierten und den Wirbellosen bessere Festhaltemöglichkeiten boten (Abb. 3). Andererseits führen Schiffswellen auch zu einer verstärkten Habitatdegradation (Ostendorp 1989) und somit verstärkt sich die Verdriftungswirkung. Weiterhin führte die wellenbedingte Ablösung der Wirbellosen zu einem höheren Prädationsrisiko durch spindelförmige Fische. Im Gegensatz dazu reduzierten hochrückige Fische die Nahrungsaufnahme bei Wellenexposition. Das Prädationsrisiko steigt für Wirbellose weiterhin, wenn komplexe Habitate (z.B. aufgrund der Schiffswellenstörung) fehlen (Warfe & Barmuta 2004, 2006).Wellenschlag verringerte außerdem das Wachstum und den Energiespeicher heimischer Wirbellosenarten, indem die Nahrungsaufnahme verringert oder der Energieverbrauch erhöht wurde, wohingegen Neozoen nicht beeinträchtigt wurden. Der kumulative Effekt der dargestellten Wirkungsmechanismen schiffsinduzierter Wellen veränderte die Artenzusammensetzung benthischer Gemeinschaften erheblich.

Folglich beeinträchtigen Schiffswellen benthische Wirbellose auf der Ebene der Individuen, Arten, Artengemeinschaften, sowie trophische Interaktionen, und können somit die ökologische Struktur und Funktion des gesamten Litorals beeinflussen. Dieses Wissen über die Wirkungspfade von Schiffswellen auf Uferzonen von Gewässern kann auch zur Entwicklung wissenschaftlich fundierter, zielorientierter Managementpläne für als Wasserstraßen genutzte Binnengewässer genutzt werden.

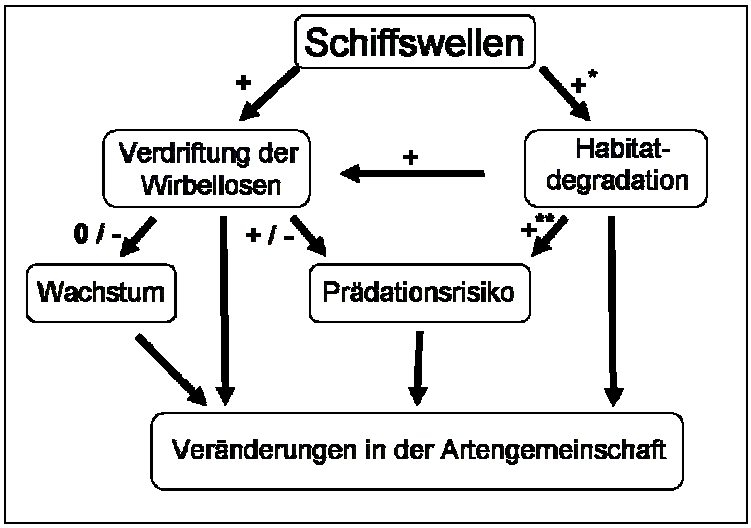


Abb. 3: Wirkmechanismen von Schiffswellen auf benthische Wirbellose (* Ostendorp (1989), ** Warfe & Barmuta (2006)).

Durch den gezielten Schutz komplex strukturierter Habitate wie Baumwurzeln und dichte Schilfbestände, sowie durch die Verminderung des Wellenschlags, durch größere Mindestabstände zum Ufer, und durch angepasste Fahrtgeschwindigkeit können die Beeinträchtigungen durch schiffsbedingten Wellenschlag abgemildert werden.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde durch Stipendien der Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und der Stiftung Ursula Merz finanziell unterstützt. Für die große Mithilfe bei der Probenahme und Probenaufbereitung im Labor sei J. Schreiber, S. Hille, K. Rudolph, P. Breyer und M. Mährlein, für die technische Unterstützung sei T. Hintze, R. Hölzel und B. Schütze herzlich gedankt.

Literatur

Arlinghaus, R., Engelhardt, C., Sukhodolov, A., & Wolter, C. (2002). Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. Journal of Fish Biology, 61, 1386-1402

Bhowmik, N.G., Soong, T., Reichelt, W.F., Seddick, N.M.L. (1991). Waves Generated by Recreational Traffic on the upper Mississippi River System, 1059-826X.

Doyle, R.D. (2001). Effects of waves on the early growth of Vallisneria americana. Freshw Biol 46, 389-397.

Ostendorp, W. (1989). Dieback of Reeds in Europe - A Critical-Review of Literature. Aquatic Botany, 35, 5-26.

Shaw, W.D., Loomis, J.B. (2008). Frameworks for analyzing the economic effects of climate change on outdoor recreation. Climate Research, 36, 259-269.

Statistisches Bundesamt Deutschland (2011). Verkehrsleistung - Güterbeförderung. Online: http://www.destatis.de/Statistiken/Verkehr/Gueterbefoerderung/Tabellen/Content75/Gueterbefoerderung.psml.

Stoll, S., Fischer, P. (2011). Three different patterns of how low-intensity waves can affect the energy budget of littoral fish: a mesocosm study. Oecologia, 165, 567-576.

Warfe, D.M., Barmuta, L.A. (2006). Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. Oecologia, 150, 141-154.

Quantification of the spatial thermal heterogeneity of river-floodplain using thermal infrared remote sensing

Diego Tonolla[1,2], Vicenç Acuña[3], Urs Uehlinger[4], Christian Wolter[1], Thomas Frank[5], Thomas Ruhtz[6] & Klement Tockner[1,2]

[1]Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany; [2]Institute of Biology, Freie Universität Berlin, Takustrasse 3, 14195 Berlin, Germany; [3]Catalan Institute for Water Research, Carrer Emili Grahit 101, Parc Científic i Tecnològic de la Universitat de Girona, 17003 Girona, Spain; [4]Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Switzerland; [5]Swiss Federal Laboratories for Material Testing and Research, Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf, Switzerland; [6]Institute of Space Sciences, Freie Universität Berlin, Carl-Heinrich-Becker-Weg 6–10, 12165 Berlin, Germany.

tonolla@igb-berlin.de; vicenc.acuna@icra.cat; urs@uehlinger.info; wolter@igb-berlin.de; thomas.frank@empa.ch; thomas.ruhtz@wew.fu-berlin.de; tockner@igb-berlin.de

Keywords: Thermal infrared imagery, shifting thermal mosaic, temperature patterns, river ecosystem.

Introduction

River floodplains are composed of a shifting mosaic of interconnected aquatic and terrestrial habitats that differ in their ecosystem functions and biodiversity patterns. Temperature has long been recognized as a master variable that drives key ecosystem processes such as organic matter decomposition as well as soil and sediment respiration (Langhans et al. 2008; Döring et al. 2011), and influences the dispersal and behavior of ectothermic organisms such as fishes and pond-breeding amphibians as well as insects (Buisson et al. 2008; Indermaur et al. 2010). However, assessing thermal heterogeneity at the floodplain scale using only in-situ point measurements greatly limits our ability to understand the thermal effects on ecological processes. Therefore, alternative methods that provide high spatial and temporal resolution are needed to quantitatively assess the thermal heterogeneity of entire river landscapes such as floodplains. Furthermore, since in the coming decades, a general increase in the air and water temperature has been predicted (IPCC 2007), large scale temperature data may allow us to better understand how freshwater ecosystems will be affected in the future.

Remotely sensed thermal infrared (TIR) imagery is a promising method to quantitatively assess spatial heterogeneity of temperature at the landscape scale. TIR imagery has been successfully used to determine longitudinal surface temperature variation within and among rivers, to locate warm and cold water patches, and to analyze the relationships between continuous stream temperature and fish assemblage (Torgersen et al. 1999; Cristea and Burges 2009). However, up to now, most studies have used TIR imagery at the micro- and meso-habitat level, or for mapping the temperature along river corridors. None of these studies assessed temperature heterogeneity of entire floodplain sections.

The primary goals were (i) to quantify thermal heterogeneity of entire river floodplains at high spatial resolution, (ii) to evaluate whether or not high resolution thermal IR imagery is a useful tool for quantifying thermal heterogeneity in complex river landscapes, and (iii) to evaluate the potential link between thermal heterogeneity and the structure of fish assemblages at the river floodplain scale.

Materials and Methods

In a first study, ground-based TIR imagery was used to quantify surface temperature patterns at 12-15 minute intervals over diel cycles in two near-natural Alpine floodplains (Roseg and Tagliamento Rivers). In a second study, airborne thermal IR imagery was used to quantify thermal heterogeneity and water extent under two flow conditions in a lowland floodplain (Oder River). At the same time, all major river and floodplain water bodies were electro-fished in order to identify the composition of fish assemblages. In both studies, temperature loggers were concurrently deployed in various aquatic and terrestrial habitat types to estimate the difference between temperature assessed with TIR images and with temperature loggers.

Results and Discussion

TIR imagery revealed complex spatiotemporal thermal patterns in river floodplains that varied considerably over a 24-hour period (Fig. 1), and between mean and high flow conditions. Habitat types differed strongly during day time, whereas surface temperature was relatively uniform across the entire floodplain during night time (Fig. 1).

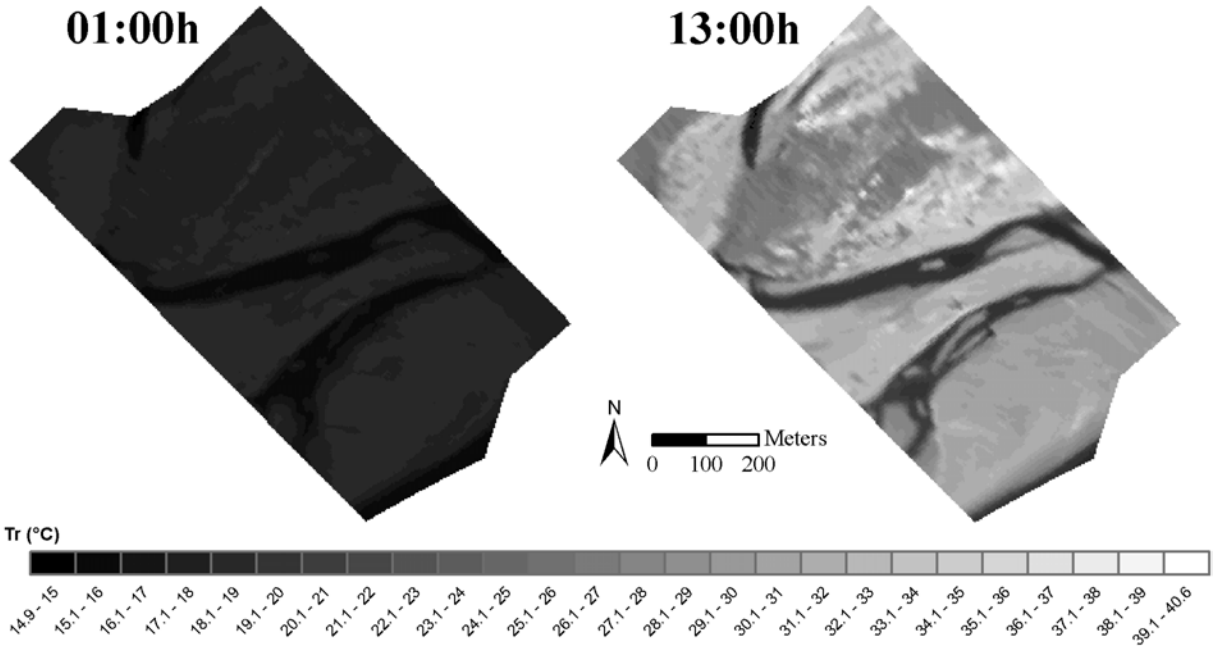


Fig. 1: Spatial distribution of surface radiant temperature, (T_r, values per pixel) of the entire Tagliamento floodplain at 01:00 hours and 13:00 hours.

Specific properties (e.g. surface type, vegetation cover, morphology, water source) of the different terrestrial and aquatic habitat types modified the general effect of air temperature and solar short-wave radiation on surface temperature patterns and were responsible for the distinct thermal signa-

tures that created the complex thermal mosaic. For example, the thermal regime of terrestrial habitat patches changed with vegetation cover, corresponding to the succession gradient characteristic for braided river floodplains (Ward et al 2002). Moreover, the complex high spatiotemporal variability was also likely related to the influence of subsurface flows to different gravel areas of the floodplains. Furthermore, hydrological connectivity, which determines the extent of flooded surfaces, the emergence and submergence of distinct habitat structures (e.g., sandbars, groynes), and the size of individual patches, also determined thermal heterogeneity at the floodplain scale.

TIR imagery also provided accurate details of a distinct spatial gradient in a side channel and of the thermal effect of groyne fields which could not be detected using only in-situ measurements (Figs. 2 & 3). In spring, in the side channel, the water temperature increased between the proximal part and the distal part of the side channel from 8.6 to 13.9 °C (histograms in Fig. 2). Furthermore groyne fields in the main channel generated large eddies with very low flowing central habitats fostering a significant temperature increase of up to 2 °C (summer) compared to the main-channel thalweg (Fig. 3). This warm temperature was similar to the temperature in the connected ponds, thus reducing the available areas of cold water refuges which could be used by fish.

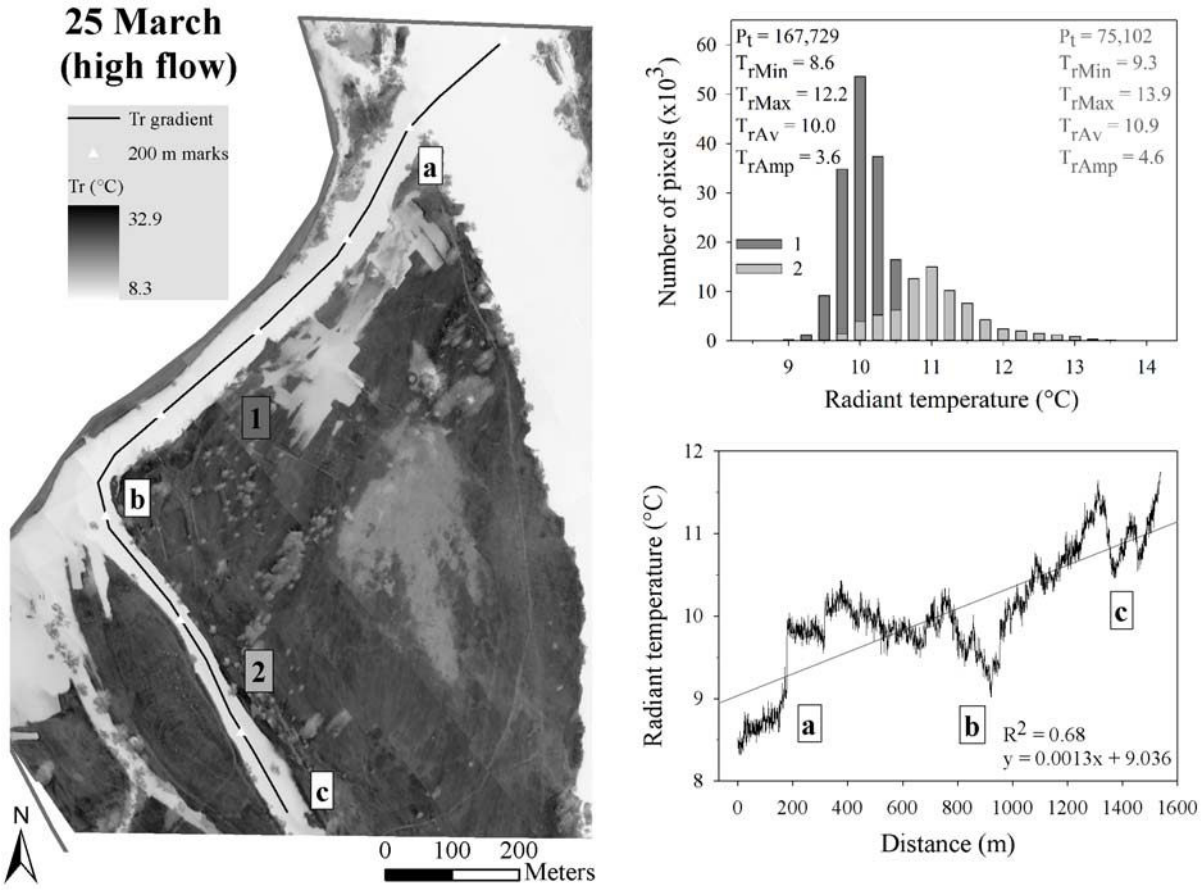


Fig. 2: Spatial distribution of surface radiant temperature (T_r, values per pixel) of a side channel of the Oder floodplain at high flow (spring). Statistics for each histogram (pixel frequency distribution of radiant temperature over the entire floodplain) include total number of pixels (P_t), minimum radiant temperature (T_{rMin}), maximum radiant temperature (T_{rMax}), average radiant temperature (T_{rAv}), and radiant temperature amplitude (T_{rAmp}). Bordered numbers refer to the histogram.

A high level of congruence (especially in spring) was found between thermal properties of floodplain water bodies (derived from analysis of airborne TIR images) and fish assemblages, which could not have been determined with in-situ temperature measurements. In the side channel the total number of species decreased with increasing distance from the main channel and increasing water temperature. Although the temperature in the distal part of the side channel was up to 5.5 °C warmer than in the main channel, therefore already well above the activity level of spring spawning fish providing a substantial incentive, these available warm-water refuges were not adequately used by fish. This delay in response of fish distribution to strong thermal gradients has not been predicted or observed elsewhere. Further investigations of this phenomenon could potentially use TIR to generate hypotheses about fish assemblage response and potential time lags in dispersal.

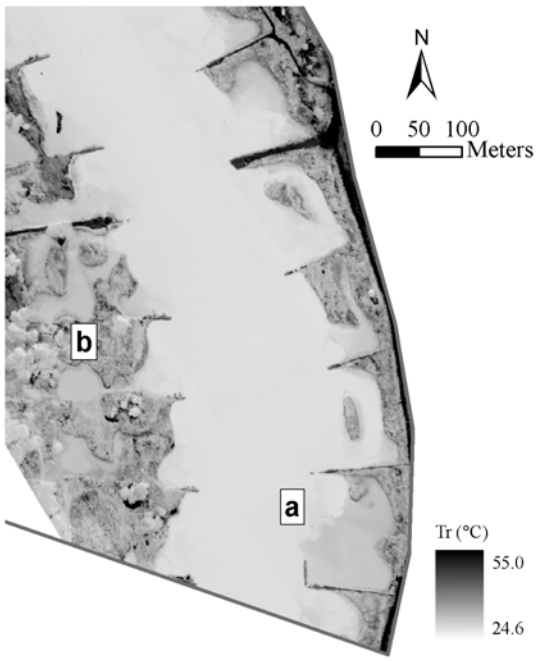


Fig. 3: Spatial distribution of surface radiant temperatures (T_r, values per pixel) during the mean flow (summer) of an area of the Oder floodplain including "a" the main channel regulated by perpendicular groynes and "b" connected ponds.

Summary and Outlook

These studies clearly demonstrated that high-resolution thermal IR imagery provides the unique capacity to detect and quantify the composition and the spatial configuration of thermal patches in complex river landscapes such as floodplains. The results indicated that standard in-situ surveys are likely to underestimate the spatiotemporal thermal heterogeneity of floodplains, as well as of individual habitat types. Moreover, this method allowed for the identification of both natural (habitat properties and hydrological connectivity) and anthropogenic drivers (e.g, groynes) that influence thermal heterogeneity, as well as the detection of ecologically important warm and cold refuges and distinct temperature gradients. This information is expected to be crucial for quantifying and interpreting the effects of thermal heterogeneity on key ecosystem processes and biodiversity. For example, TIR imagery may help in understanding the habitat requirements of many aquatic insects, as well as pond-breeding amphibians, which have complex life cycles with terrestrial stages (Inder-

maur et al. 2010). Furthermore, TIR imagery might help detecting spatiotemporal changes and trends in temperature patterns, therefore increasing our understanding of ecosystem processes that are controlled by microbial communities (for example, sediment respiration or leaf litter decomposition) which may quickly respond and adjust to these diel temperature pulses and to thermal heterogeneity (Dang et al. 2009). In addition, the large spatial scale of the overview gained via thermal IR imagery may be used to decide where to concentrate the most detailed and time-consuming in-situ investigations and also provides a means to scale-up ecosystem process from point measurements to entire ecosystems. The method itself is an important monitoring tool crucial for planning adequate conservation and river restoration strategies.

Acknowledgments

These two studies were part of the doctoral thesis of D. Tonolla. The results presented in this extended abstract can be found in Tonolla et al. (2010; 2012): The authors are especially indebted to the generous field support in the Oder floodplain provided by C. Schomaker and our electro-fishing crew. The studies were supported by the Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries and the Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.

References

Buisson, L., Blanc, L., Grenouillet, G. (2008): Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. Ecology of Freshwater Fish 17: 244-257.

Cristea, N.C., Burges, S.J. (2009): Use of thermal infrared imagery to complement monitoring and modeling of spatial stream temperatures. Journal of Hydrologic Engineering 14: 1080-1090.

Dang, C.K., Schindler, M., Chauvet, E., Gessner, M.O. (2009): Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. Ecology 90:122–31.

Döring, M., Uehlinger, U., Ackermann, T., Woodtli, M., Tockner, K. (2011): Spatiotemporal heterogeneity of soil and sediment respiration in a river-floodplain mosaic (Tagliamento, NE Italy). Freshwater Biology 56: 1297-1311.

Indermaur, L., Schmidt, B.R., Tockner, K., Schaub, M. (2010): Spatial variation in abiotic and biotic factors in a floodplain determine anuran body size and growth rate at metamorphosis. Oecologia 163: 637-49.

IPCC. (2007): Intergovernmental Panel on Climate Change. Fourth assessment report on climate change. http://www.ipcc.ch/.

Langhans, S.D., Tiegs, S.D., Gessner, M., Tockner, K. (2008): Leaf decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. Aquatic Sciences 70: 337-346.

Tonolla, D., Acuña, V., Uehlinger, U., Frank, T., Tockner, K. (2010): Thermal heterogeneity in river floodplains. Ecosystems 13: 727-740.

Tonolla, D., Wolter, C., Ruhtz, T., Tockner, K. (2012): Linking fish assemblages and spatiotemporal thermal heterogeneity in a river-floodplain landscape using high-resolution airborne thermal infrared remote sensing and in-situ measurements. Remote Sensing of Environment 125: 134-146.

Torgersen, C.E, Price, D.M., Li, H.W., McIntosh, B.A. (1999): Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of chinook salmon in northeastern Oregon. Ecological Applications 9: 301-319.

Ward, J.V., Malard, F., Tockner, K. (2002) : Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. Landscape Ecology 17:34-45.

Metall-/Metalloidfestlegung/-freisetzung im Zuge des Laubabbaus

Jörg Schaller [1]

[1] Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden, Schaller@forst.tu-dresden.de

Keywords: Bioakkumulation, Biosorption, Kohlenstoffumsatz, Metallfixierung, Ökosystemprozesse, Schwermetalle

Einleitung

Hohe Konzentrationen an Metallen bzw. Metalloiden im Wasser und in aquatischen Sedimenten sind ein globales Problem für einige Typen von Gewässerökosystemen (Kraak et al., 1991; Biney et al., 1994). Von Erzlagerstätten oder durch Einleitung industrieller Abwässer gelangen hohe Mengen an Metallen/Metalloiden in Süßwasserökosysteme (Moiseenko and Kudryavtseva, 2001). Viele in diesen Gewässertypen lebende Arten sind davon betroffen, was auch zur Beeinflussung von Umweltprozessen führen kann (Luoma and Rainbow, 2008). Die chemischen Elemente werden als Kationen, anorganische Komplexe bzw. organisch gebunden (z. B. an gelösten organischen Kohlenstoff (DOC)) transportiert (Alberic et al., 2000). Weiterhin können die chemischen Elemente auch an organische bzw. anorganische Partikel gebunden transportiert werden (Sridhar et al., 2008).

Der Eintrag von Laub und anderem Pflanzenmaterial stellt die wichtigste Energiequelle für allochthone Ökosysteme (z. B. Fließgewässer im Oberlauf) dar. Dieses Laubmaterial wird anschließend abgebaut. Der Abbau von Laub erfolgt in drei Schritten: Auswaschen von löslichen Komponenten, mikrobielle Besiedlung/mikrobieller Abbau (hautsächlich durch Pilze und Bakterien) und Zerkleinerung durch Wirbellose (Gessner et al., 1999).

Während dieser Prozesse ändern sich die Eigenschaften des organischen Materials, was ebenfalls die Kapazität hinsichtlich der Metall- bzw. Metalloidfestlegung bzw. -freisetzung beeinflusst (Schaller et al., 2011a).

Metall-/Metalloidakkumulation während des mikrobiellen Laubabbaus

Mikrobieller Laubabbau ist meist dominiert von Pilzen (Dang et al., 2005), aber auch Bakterien spielen eine Rolle (Hieber and Gessner, 2002). Pirog (1997) vermutete, dass Mikroorganismen in Umwelten mit hohen Metall-/Metalloidkonzentrationen verstärkt EPS (Exopolysaccharid) ausscheiden, um sich selbst zu schützen. Dieses EPS neigt durch die funktionellen Gruppen und die erhöhte Oberfläche sehr stark zur Festlegung von Metallen/Metalloiden (Huang et al., 2000). Auf der anderen Seite akkumulieren die Mikroorganismen selbst große Mengen an Metallen/Metalloiden (D'Souza et al., 2006). Während des Laubabbaus wächst zum Einen ein hetertropher Biofilm auf dem Laub und dessen Folgeprodukten, welcher Metalle/Metalloide akkumuliert. Weiterhin ändern sich die chemische Eigenschaften des Laubes und dessen Folgeprodukte, wodurch sich der Gehalt an Metallen/Metalloiden im Laub ebenfalls erhöht (Schaller et al., 2010b).

Einfluss von Tieren auf die Metall-/Metalloidfestlegung während des Laubabbaus

Die Zerkleinerung von Laub ist abhängig von der Fraßaktivität von wirbellosen Laubzerkleinerern (Graça, 2001). Die bevorzugte Nahrung dieser Tiere ist Laub, welches sich bereits in mikrobiellem Abbau befindet (Graça, 2001). Weiterhin wird Laub mit hohem Nährstoffgehalt (z. B. Stickstoff) bevorzugt. Durch die Aktivität der Tiere entstehen verstärkt kleinere Partikelfraktionen, wodurch sich die Oberfläche des Laubes bzw. die von dessen Folgeprodukten erhöht (Schaller et al., 2010a). Diese erhöhte Oberfläche kann von einer größeren Zahl an Mikroorganismen besiedelt werden. Desweiteren hat die erhöhte Oberfläche selbst schon mehr Bindungsplätze für die chemischen Elemente. Durch diese Prozesse (Erhöhung der Oberfläche bzw. der mikrobiellen Biomasse) erhöht sich der Gehalt an Metallen/Metalloiden im Laub bzw. in dessen Folgeprodukten (Schaller et al., 2010b). Ebenfalls erhöht sich der Gehalt an Metallen/Metalloiden durch die verstärkte Bildung von EPS durch die größere Menge an Biofilm. Dieser Prozess scheint in unseren Laubabbauversuchen unabhängig von der DOC-Konzentration im Wasser abzulaufen (Schaller et al., 2010a). Während des Laubabbaus wurde eine verstärkte Freisetzung von DOC ins Wasser nachgewiesen. Die DOC Konzentration korrelierte aber Negativ mit den Metallgehalten im Wasser. Dies ist im Wiederspruch zur bisherigen Literatur, welche eine erhöhte Freisetzung von Metallen/Metalloiden durch DOC beschreibt (Wehrer and Totsche, 2008). Eine Ausnahme dabei bildet Molybdän, welches eine Freisetzung vom Laub ins Wasser abhängig vom DOC Gehalt zeigt (Schaller et al., 2010a). Dies kann anhand der Speziierung von Molybdän (liegt als Molybdat negativ geladen vor) erklärt werden.

Trotz der Kenntnisse über den Einfluss von wirbellosen Laubzerkleinerern auf die Metall-/Metalloidfestlegung ist der Einfluss von anderen wichtigen funktionellen Tiergruppen (z. B. Weidegänger, Sammler oder Räuber) bzw. anderen wichtigen Prozessen (z.B. Bioturbation) bisher nicht klar, weshalb nur eine grobe Abschätzung vorgenommen wurde (Fig. 1). Für den Prozess der Bioturbation gibt es allerdings Hinweise (abgeleitet vom Phosphor) welche den Einfluss dieses Prozesses auf das Redoxmilieu belegen, wobei diese Änderung im Redoxmilieu einen unterschiedlichen Einfluss auf die Freisetzung bzw. Festlegung von Metallen/Metalloide abhängig von deren Redoxchemie hat (Lewandowski and Hupfer, 2005).

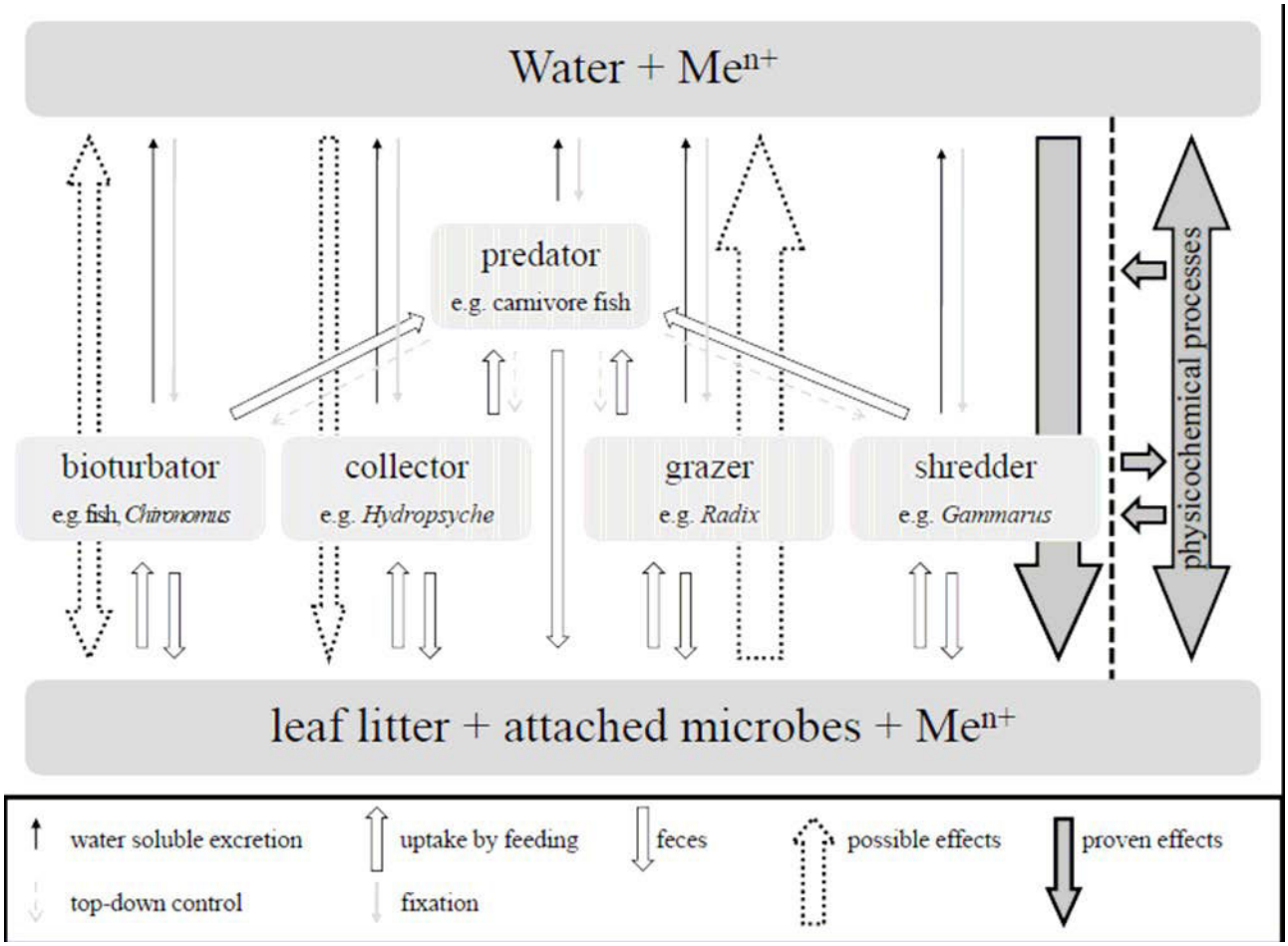


Fig. 1: Geprüfte und mögliche Effekte von Prozessen und funktionellen Tiergruppen auf die Freisetzung bzw. Festlegung von Metallen bzw. Metalloiden (modifiziert nach (Schaller et al., 2011a)).

Transfer von Metallen/Metalloiden in Wirbellose

In Metall/Metalloid belasteten Biotopen besteht eine Wechselwirkung zwischen den Metallen/Metalloiden und den Organismen. Dies resultiert in erhöhten Konzentrationen in den Organismen (Rainbow, 2002). Bioakkumulation ist abhängig von der Art, dem Alter, dem Geschlecht und der Fitness der Tiere (Wallace et al., 2003; Cain et al., 2004). Die Aufnahme von essentiellen bzw. nicht-essentiellen Elementen kann über die Oberfläche der Tiere bzw. über den Verdauungstrakt aufgenommen werden (De Schamphelaere et al., 2004). Die Reduktion der Auswirkungen von nicht-essentiellen Elementen kann über folgende Strategien erfolgen: verringerte Aufnahme, aktive Ausscheidung bzw. Detoxifizierung dieser Elemente (Barka, 2007). Die Fähigkeit zur geringen Akkumulation von Metallen/Metalloiden kann durch die Detoxifizierung in den Epitelzellen des Verdauungssystems und die Ausscheidung der Metalle zusammen mit diesen Zellen erklärt werden (Ahearn et al., 1999; Amiard et al., 2006). Weiterhin wurde eine unterschiedliche Anreicherung von Metallen/Metalloiden zwischen dem Verdauungstrakt und dem restlichen Geben von Gammarieden nachgewiesen (Tabelle 1). Dies konnte auch noch für andere Wirbellose (z. B. der Gattung *Gammarus*, *Tigriopus* bzw. *Hydropsyche*) und andere Elemente bestätigt werden (Sola and Prat, 2006; Barka, 2007; Schaller et al., 2011b).

Tabelle 1: Arsen bzw. Urangehalte von *Gammarus pulex* Proben unterschiedlicher Behandlung.

Probentyp	Arsen	Uran
unbehandelt	**22.4** (16-39)	**5.6** (2.7-7.7)
gewaschen	**6.8** (4.9-11)	**2.3** (1.7-4.7)
gewaschen ohne Verdauungs-trakt	**6** (3.9-8.5)	**1** (0.7-2.2)
Verdauungstrakt	**119** (75-271)	**38** (16-97)

Zusammenfassung

Metalle/Metalloide reichern sich während des Laubabbaus im Laub und dessen Folgeprodukten an. Wirbellose Laubzerkleinerer erhöhen diese Anreicherung signifikant. Die wirbellosen Laubzerkleinerer minimieren die Akkumulation von Metallen/Metalloiden. Über andere funktionelle Tiergruppen ist bisher wenig bekannt.

Danksagung

Ich möchte Prof. Dr. E.G. Dudel sowie allen weiteren Mitarbeitern des Institutes für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz für die Unterstützung danken.

Literatur

Ahearn, G.A., Duerr, J.M., Zhuang, Z., Brown, R.J., Aslamkhan, A., Killebrew, D.A., 1999. Ion transport processes of crustacean epithelial cells. Physiol. Biochem. Zool. 72, 1-18.

Alberic, P., Viollier, E., Jezequel, D., Grosbois, C., Michard, G., 2000. Interactions between trace elements and dissolved organic matter in the stagnant anoxic deep layer of a meromictic lake. Limnol. Oceanogr. 45, 1088-1096.

Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., Rainbow, P.S., 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. Aquat. Toxicol. 76, 160-202.

Barka, S., 2007. Insoluble detoxification of trace metals in a marine copepod *Tigriopus brevicornis* (Muller) exposed to copper, zinc, nickel, cadmium, silver and mercury. Ecotoxicology 16, 491-502.

Biney, C., Amuzu, A.T., Calamari, D., Kaba, N., Mbome, I.L., Naeve, H., Ochumba, P.B.O., Osibanjo, O., Radegonde, V., Saad, M.A.H., 1994. Review of heavy metals in the african aquatic environment. Ecotox. Environ. Safe. 28, 134-159.

Cain, D.J., Luoma, S.N., Wallace, W.G., 2004. Linking metal bioaccumulation of aquatic insects to their distribution patterns in a mining-impacted river. Environ. Toxicol. Chem. 23, 1463-1473.

D'Souza, S.F., Sar, P., Kazy, S.K., Kubal, B.S., 2006. Uranium sorption by *Pseudomonas* biomass immobilized in radiation polymerized polyacrylamide bio-beads. J. Environ. Sci. Health Part A-Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng. 41, 487-500.

Dang, C.K., Chauvet, E., Gessner, M.O., 2005. Magnitude and variability of process rates in fungal diversity-litter decomposition relationships. Ecol. Lett. 8, 1129-1137.

De Schamphelaere, K.A.C., Canli, M., Van Lierde, V., Forrez, I., Vanhaecke, F., Janssen, C.R., 2004. Reproductive toxicity of dietary zinc to *Daphnia magna*. Aquat. Toxicol. 70, 233-244.

Gessner, M.O., Chauvet, E., Dobson, M., 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. Oikos 85, 377-384.
Graça, M.A.S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - A review. Int. Rev. Hydrobiol. 86, 383-393.
Hieber, M., Gessner, M.O., 2002. Contribution of stream detrivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. Ecology 83, 1026-1038.
Huang, Y.B., Wang, W.H., Peng, A., 2000. Accumulation of Cu(II) and Pb(II) by biofilms grown on particulate in aquatic systems. Environmental Science and Health Part A-Toxic (Hazardous Substances & Environmental Engineering) 35, 575-592.
Kraak, M.H.S., Scholten, M.C.T., Peeters, W.H.M., Dekock, W.C., 1991. Biomonitoring of heavy metals in the western-european rivers Rhine and Meuse using the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. Environ. Pollut. 74, 101-114.
Lewandowski, J., Hupfer, M., 2005. Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. Limnol. Oceanogr. 50, 1106-1118.
Luoma, S.N., Rainbow, P.S., 2008. Metal Contamination in Aquatic Environments. Science and Lateral Management. Cambridge University Press.
Moiseenko, T.I., Kudryavtseva, L.P., 2001. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. Environ. Pollut. 114, 285-297.
Pirog, T.P., 1997. Role of *Acinetobacter* sp. exopolysaccharides in protection against heavy metal ions. Microbiology 66, 284-288.
Rainbow, P.S., 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? Environ. Pollut. 120, 497-507.
Schaller, J., Brackhage, C., Mkandawire, M., Dudel, G., 2011a. Metal/metalloid accumulation/remobilization during aquatic litter decomposition in freshwater: A review. Sci. Total Environ. 409, 4891-4898.
Schaller, J., Dharamshi, J., Dudel, E.G., 2011b. Enhanced metal and metalloid concentrations in the gut system comparing to remaining tissues of *Gammarus pulex* L. Chemosphere 83, 627-631.
Schaller, J., Mkandawire, M., Dudel, E.G., 2010a. Heavy metals and arsenic fixation into freshwater organic matter under *Gammarus pulex* L. influence. Environ. Pollut. 158, 2454-2458.
Schaller, J., Weiske, A., Mkandawire, M., Dudel, E.G., 2010b. Invertebrates control metals and arsenic sequestration as ecosystem engineers. Chemosphere 79, 169-173.
Sola, C., Prat, N., 2006. Monitoring metal and metalloid bioaccumulation in *Hydropsyche* (Trichoptera, Hydropsychidae) to evaluate metal pollution in a mining river. Whole body versus tissue content. Sci. Total Environ. 359, 221-231.
Sridhar, K.R., Barlocher, F., Wennrich, R., Krauss, G.J., Krauss, G., 2008. Fungal biomass and diversity in sediments and on leaf litter in heavy metal contaminated waters of Central Germany. Fundam. Appl. Limnol. 171, 63-74.
Wallace, W.G., Lee, B.G., Luoma, S.N., 2003. Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. I. Significance of metal-sensitive fractions (MSF) and biologically detoxified metal (BDM). Mar. Ecol.-Prog. Ser. 249, 183-197.
Wehrer, M., Totsche, K.U., 2008. Effective rates of heavy metal release from alkaline wastes - Quantified by column outflow experiments and inverse simulations. J. Contam. Hydrol. 101, 53-66.

POSTERPRÄMIERUNG 2012

BREYER, PH., P. HAASE, C. WINKELMANN & ST. STOLL: Skalenabhängiger Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die ökologische Qualität des Makrozoobenthos - Hinweise für die Renaturierungspraxis

ELBRECHT, V., R. TOLLRIAN & F. LEESE: Konnektivität und Ausbreitungspotenzial von Populationen der Steinfliege Dinocras cephalotes: Eine populationsgenetische Fallstudie im Sauerland

LUCKAS, K., S. MAARASTAWI, W. MANZ & J. MEIER: Wie wirken Wasserbaumaterialien auf die Struktur und Diversität von Mikrobengemeinschaften?

PETERSDORFF, L., ST. LORENZ, TH. TITTIZER & M. PUSCH: Änderung der Ernährungsstrategie europäischer Fluss-muscheln (Unioniden) durch Schiffswellen

RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Die V-Scheibe – ein Strömungsmessgerät für die Hosentasche

SCHLOEMER, S., L. DALBECK & A. HAMM: Artenvielfalt im Biberteich – Wie der europäische Biber (Castor fiber) die Libellenfauna (Odonata) der Nordeifel beeinflusst

Skalenabhängiger Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die ökologische Qualität des Makrozoobenthos - Hinweise für die Renaturierungspraxis -

Philippa Breyer[1,3], Peter Haase[1,2,] Carola Winkelmann[3] & Stefan Stoll[1,2]

1 Senckenberg Forschungsinstitut & Naturmuseum Frankfurt, Abteilung für Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung Philippa.Breyer@senckenberg.de 2 Biodiversität und Klimaforschungszentrum Frankfurt (BIK-F) Peter.Haase@senckenberg.de, Stefan.Stoll@senckenberg.de 3 Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften cawinkelmann@uni-koblenz.de

Keywords: Gewässerstrukturgüte, Invertebratenqualität, räumliche Skala, regionale Skala, Metagemeinschaft, „source-sink"-Dynamiken

Einleitung

Ein Großteil der Fließgewässer in Deutschland weist eine schlechte hydromorphologische Gewässerqualität auf. Der nach Wasserrahmenrichtlinie bis 2015 geforderte „gute ökologische Zustand" ist deshalb nur für ca. 15 % der Fließgewässer wahrscheinlich (BMU 2005). In zahlreichen Renaturierungsmaßnahmen wurde versucht über die Wiederherstellung der Gewässerhabitate den ökologischen Zustand der Gewässer zu verbessern. Die Überprüfung dieser Praxis zeigte jedoch, dass viele dieser kleinräumigen Maßnahmen dieses Ziel nicht erreichten, obwohl eine verbesserte Habitatstruktur der Fließgewässer hergestellt wurde. Bereits Völker & Borchardt (2007) untersuchten die Wechselwirkung zwischen lokaler Gewässerstrukturgüte und der ökologischen Qualität des Makrozoobenthos (MZB), um daraus Mindestanforderungen der Strukturgüteparameter zur Erreichung des guten ökologischen Zustands abzuleiten. In dieser Untersuchung wurden klein- und großräumigen Analysen gegenübergestellt, der kombinierte Einfluss beider Skalen wurde jedoch nicht untersucht Die vorliegende Studie prüfte die Annahme, dass die Gewässerstrukturgüte im Umfeld einer Renaturierungsmaßnahme einen zusätzlichen Einfluss auf den Renaturierungserfolg hat.

Material & Methoden

Für die Datenanalyse lagen 1426 Makrozoobenthos-Proben aus Hessen sowie die aktuelle Bewertung der hessischen Gewässerstrukturgüte in 100 m Auflösung in GIS vor, die vom HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) zur Verfügung gestellt wurden. Die Benthosprobenahmen wurde in den Jahren 2005 bis 2008 gemäß dem standardisierten Verfahren nach Haase et al. (2004) durchgeführt und die Taxa entsprechend der Mindestanforderungen der WRRL bestimmt (Haase et al. 2006). Zur Bewertung der ökologische Qualität des Makrozoobenthos wurde die ökologische Zustandsklasse in Perlodes berechnet. Die vorliegenden Daten zur Gewässerstrukturgüte wurden anhand der Gesamtbewertung der sechs Hauptparameter abgebildet. Im Rahmen dieser Studie wurde untersucht, ob die Gewässerstrukturgüte auf größerer Skala die ökologische Zustandsklasse des Makrozoobenthos (MZB) zusätzlich zur lokalen Gewässerstrukturgüte im direkten Bereich der MZB-Probe beeinflusst. Als Maß für die lokale Strukturgüte wurden die Daten des jeweiligen 100 m Abschnittes genutzt für den MZB-Daten vorlagen. In Anlehnung an Sundermann,

Stoll & Haase (2011) wurden die umliegenden 5 km um eine MZB-Probe als regionales Umfeld definiert. In diesem Radius wurden in GIS der regionale 5 km Mittelwert der Strukturgüte berechnet und der jeweiligen Probestelle in ihrem Zentrum zugewiesen. Neben dem Einfluss der lokalen und regionalen Strukturgüte wurde auch der Einfluss der Länge homogener Abschnitte im Bereich einer MZB-Probe auf die ökologische Zustandsklasse des Makrozoobenthos untersucht. Es wurde dabei angenommen, dass besonders lange homogene Abschnitte eine gute Übereinstimmung zwischen lokaler Strukturgüte und ökologischer Zustandsklasse aufweisen. Die Länge homogener Abschnitte wurde dabei in GIS aus der zusammenhängenden Länge benachbarter Gewässerabschnitte gleicher Zustandsklasse berechnet. Der Effekt aller Variablen und deren Interaktionen bis zum Grad zwei wurden anschließend mit Hilfe von Allgemeinen Linearen Modellen (ALM) untersucht.

Ergebnisse

Die ökologische Zustandsklasse des Makrozoobenthos fiel umso schlechter aus, je schlechter die lokale und regionale Gewässerstrukturgüte waren (Abb. 1 a, b). Allerdings war der Einfluss der regionalen Strukturgüte deutlich stärker als der Einfluss der lokalen Strukturgüte und beide Variablen interagierten (Tab. 1), so dass der Effekt der lokalen Strukturgüte teilweise von der regionalen Strukturgüte überlagerte wurde (Abb. 2). Wenn zum Beispiel die regionale Strukturgüte schlecht ausfiel, war auch die ökologische Zustandsklasse meist schlecht und zwar unabhängig von der lokalen Strukturgüte. Ebenso fiel die ökologische Zustandsklasse unabhängig von der lokalen Strukturgüte meist gut aus, wenn die regionale Strukturgüte hoch war. Bei mittlerer regionaler Strukturgüte hingen die ökologische Zustandsklasse und die lokale Strukturgüte allerdings stärker miteinander zusammen.

Weiterhin war zu sehen, dass mit der Länge der Abschnitte homogener Strukturgüte die ökologische Zustandsklasse schlechter wurde (Abb. 1c). Die Interaktion zwischen der lokalen Strukturgüte und der Länge homogener Abschnitte zeigte außerdem, dass die Abhängigkeit der ökologischen Zustandsklasse von der lokalen Gewässerstrukturgüte im Bereich kurzer homogener Abschnitte höher war als bei längeren homogenen Abschnitten (Abb.3).

Tab. 1: Ergebnis des ALM zur Abhängigkeit der ökologischen Zustandsklasse von der lokalen Strukturgüte (LS), der Länge homogener Abschnitte (LHA) sowie der regionalen Strukturgüte (RS). Interaktionen wurden bis zum zweiten Grad berücksichtigt. $R^2 = 0,21$.

Variable	SQ	df	F	p
Regionale Strukturgüte	61,55	1	55,06	< 0,001
Lokale Strukturgüte	20,97	1	18,76	< 0,001
Lokale Strukturgüte * Regionale Strukturgüte	12,59	1	11,26	< 0,001
Länge homogener Abschnitte	6,16	1	5,51	0,019
Lokale Strukturgüte * Länge homogener Abschnitte	4,54	1	4,06	< 0,044
Error	1583,05	1416		

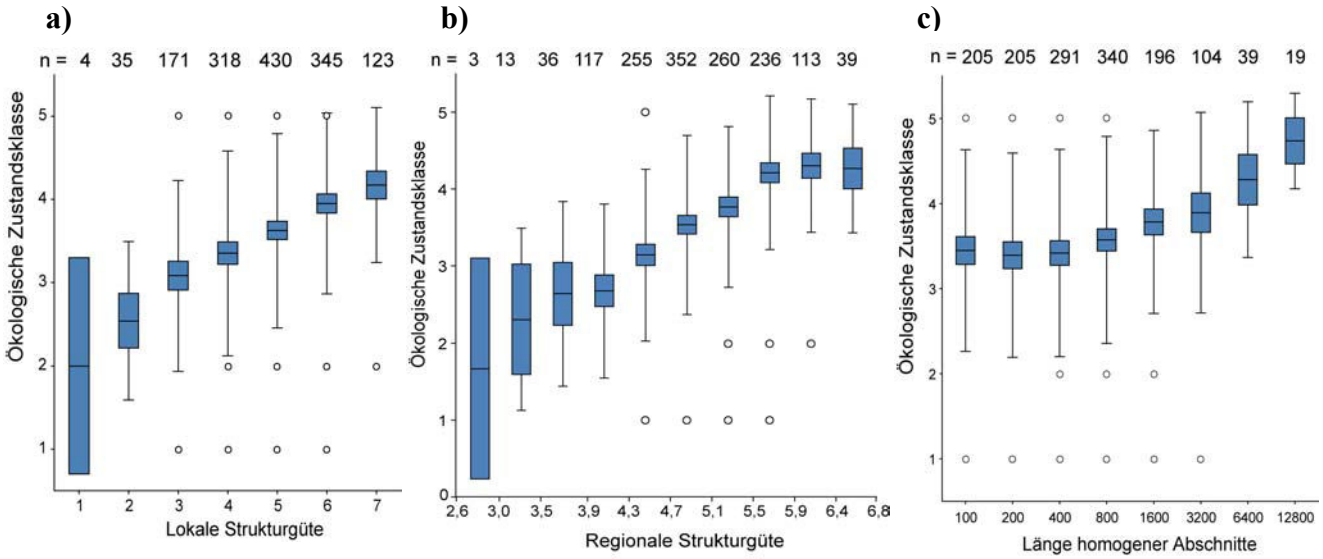


Abb. 1: Zusammenhang zwischen der der ökologischen Zustandsklasse der MZB-Gemeinschaften und der lokalen Strukturgüte (a), der regionalen Strukturgüte (b) und der Länge homogener Abschnitte (c). Der Wertebereich der ökologischen Zustandsklasse liegt zwischen 1 und 5. Steigende Werte bedeuten eine Verschlechterung der Qualität der MZB-Gemeinschaft. Die Boxen zeigen das 0,95 Konfidenzintervall des Mittelwerts, Whisker die Standardabweichung. Extremwerte (O) sind Werte, die weiter als die doppelte Boxlänge von der oberen- bzw. unteren Boxgrenze entfernt sind. Der Wertebereich der Länge homogener Abschnitte wurde aufgrund der geringen Datenmenge im Bereich großer Abschnittslänge nur bis zu 12800 m Länge dargestellt. Beachten Sie auch die exponentielle Skalierung der x-Achse.

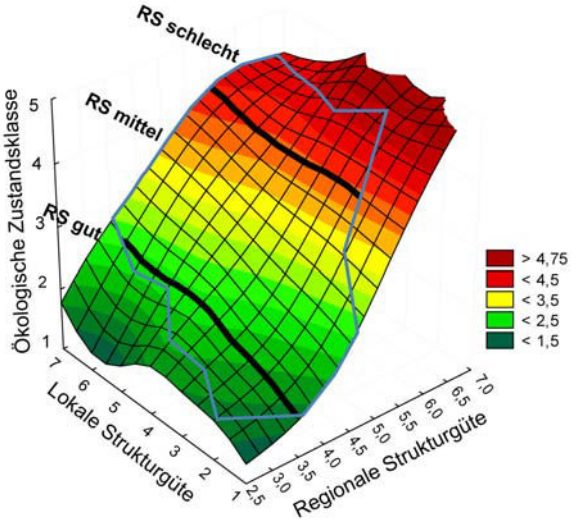


Abb. 2: Zusammenhang zwischen der ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos, der lokalen und der regionalen Gewässerstrukturgüte. Die schwarze Linie untergliedert die regionale Strukturgüte (RS) in einen guten (Güte 1 bis 3,5), mittleren (Güte 3,5 bis 5,5) und schlechte Bereich (Güte 5,5 bis 7). Daten liegen im blau umgrenzten Bereich.

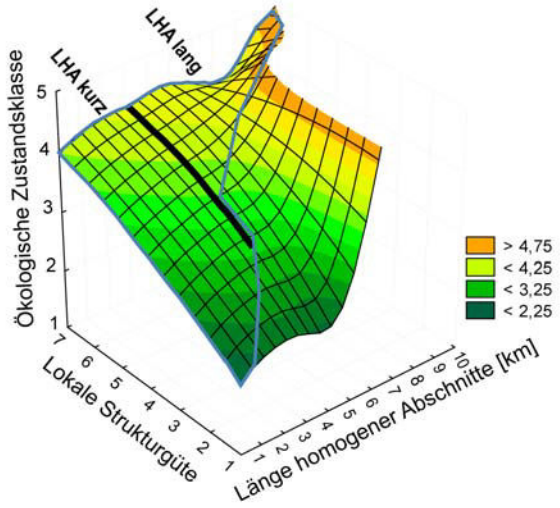


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos, der Länge homogener Abschnitte (LHA) und der lokalen Gewässerstrukturgüte. Die schwarze Linie untergliedert die Länge homogene Abschnitte in kurze Abschnitte (bis 3km) und lange Abschnitte (3 bis 10km). Daten liegen im blau umgrenzten Bereich.

Diskussion

Die Studie untersuchte, ob die Gewässerstrukturgüte auf regionaler Skala die ökologische Zustandsklasse des MZB zusätzlich zur lokalen Gewässerstrukturgüte beeinflusste und ob die Länge homogener Abschnitte im Bereich einer MZB-Probe ebenfalls einen Einfluss hat. Die regionale Strukturgüte war ausschlaggebend für die Makrozoobenthosbesiedlung, während die lokale Strukturgüte nur bei intermediärer regionaler Strukturgüte einen Einfluss hatte. Lange Abschnitte homogener Strukturgüte hatte entgegen der Annahme keine bessere Übereinstimmung zwischen lokaler Strukturgüte und ökologischer Zustandsklasse.

Der große Einfluss der regionalen Strukturgüte auf die Qualität der Makrozoobenthosbesiedlung kann als ein Resultat des Einflusses der Metagemeinschaften und deren „source-sink"-Dynamiken auf regionaler Skala interpretiert werden (Pulliam 1988, Holt 1993, Leibold et al. 2004). Es ist anzunehmen, dass im Bereich der guten regionalen Strukturgüte zahlreiche Gewässerbereiche mit naturnahen Lebensgemeinschaften vorhanden waren, die als „source"-Populationen" für die lokal stark degradierten Abschnitten dienten. Der renaturierte Abschnitt konnte so schnell besiedelt werden, was zu einer starken Aufwertung führte. Umgekehrt waren vermutlich im Bereich der sehr schlechten regionalen Strukturgüte kaum „source"-Populationen" vorhanden und das Metagemeinschaftsnetzwerk im Umfeld nur unzureichend ausgebildet. Das führte dazu, dass selbst Abschnitte von sehr guter lokaler Strukturgüte aufgrund ihrer isolierten Lage und dem limitierten Austausch mit anderen Lebensgemeinschaften keinen guten ökologischen Zustand erreichten. Möglicherweise war zusätzlich auch der regionale Artenpool zu verarmt und führte so zu einem eingeschränkten Besiedlungspotential. Der Bereich mit mittlerer regionaler Strukturgüte hatte demnach eine intermediäre Stellung zu den genannten Prozessen. Die Ausbildung der Metagemeinschaften war hier aufgrund des mosaikartigen Vorkommens von guten und schlechten Strukturgüteklassen wahrscheinlich schon vorhanden und der regionale Artenpool noch ausreichend artenreich, so dass Abschnitte mit sehr guter lokaler Strukturgüte auch eine gute ökogische Zustandsklasse erreichen konnten. Hier war dann die Qualität der lokalen Strukturgüte für die ökologische Zustandsklasse limitierend.

Unsere ursprüngliche Annahme, dass besonders bei langen homogenen Abschnitten eine gute Übereinstimmung zwischen lokaler Strukturgüte und ökologischer Zustandsklasse gegeben ist, während bei kürzeren Abschnitten kein so enger Zusammenhang erwartet wurde, wurde nicht bestätigt. Das gefundene Muster war stattdessen genau umgekehrt, was auch an der Verteilung von guter und schlechter lokaler Strukturgüte gelegen haben kann. Lange homogene Abschnitte wiesen in der Regel sowohl eine schlechte lokale als auch regionale Strukturgüte auf, lange Abschnitte guter Gewässerstrukturgüte kamen im Untersuchungsgebiet dagegen nicht vor. Dies führte dann auch dazu, dass lange homogene Abschnitte einen schlechten ökologischen Zustand aufwiesen.

Hinweise für die Renaturierungspraxis

Die Ergebnisse machen deutlich, dass bei Fließgewässerrenaturierungen nicht nur die direkte Umgebung der geplanten Maßnahme betrachtet werden sollte. Stattdessen ist es wichtig die Gewässerstrukturgüte auf einer größeren räumlichen Skala, mindestens jedoch im 5 km-Umfeld in die Planung einzubeziehen. Auf Grundlage der hier gezeigten Ergebnisse ist zu erwarten, dass Renaturierungsmaßnahmen im Bereich einer guten bis mittleren regionalen Strukturgüte die größten Erfolgsaussichten haben und eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse hier am wahrscheinlichsten ist. Die häufig vorgeschlagene Errichtung von Trittsteinbiotopen, d.h. kleinräumig guten Gewässerbereichen, scheint in diesem Zusammenhang nur im Bereich einer mindestens

mittleren bis guten regionalen Strukturgüte empfehlenswert, da nur in diesem Fall bereits das funktionsfähige Netzwerk einer Metagemeinschaft existiert.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit am Senckenberg Forschungsinstitut & Naturmuseum in Gelnhausen. Für die Bereitstellung des Datensatzes möchte ich dem Hessischen Landesamt für Umwelt & Verbraucherschutz (HLUG) danken, welches die umfangreiche Bearbeitung des Themas ermöglichte. Außerdem möchte ich mich bei Denise Früh bedanken, die maßgeblich zum Gelingen der GIS-Analysen beitrug. Die Studie wurde unterstützt durch das Forschungsförderungsprogramm "LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst.

Literatur

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Natur und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2005): Umweltpolitik. Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandaufnahme 2004 in Deutschland. 2. Aufl. Bonn. 1-67.

Haase, P., Lohse, S., Pauls, S., Schindehüitte, K., Sundermann, A., Rolauffs,P. & Hering, D. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. Limnologica 34,349-365

Haase, P., Sundermann, A. & Schindehütte, K. (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Fließgewässerbewertung. Download. Bestimmung. http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/bestimmung/ [besucht am 28.03.2012].

Holt, R. D. (1993): Ecology at the mesoscale: the influence of regional processes on local communities. In: Species Diversity in Ecological Communities (eds Ricklefs, R. & Schluter, D.).University of Chicago, Chicago: 77-88.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, J. M., 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.

Pulliam, H. R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. American Naturalist: 132: 652-661.

Sundermann, A., Stoll, S. & Haase, P. (2011b): River restoration success depends on the species pool of the intermediate surroundings. Ecological Applications 21: 1962-1971.

Konnektivität und Ausbreitungspotenzial von Populationen der Steinfliege *Dinocras cephalotes*: Eine populationsgenetische Fallstudie im Sauerland

Vasco Elbrecht[1], Ralph Tollrian[1] & Florian Leese[1]

[1] Ruhr-Universität Bochum, LS Evolutionsökologie & Biodiversität der Tiere, Universitätsstr. 150, 44801 Bochum, Email: Vasco.Elbrecht@rub.de

Keywords: Dinocras cephalotes, Genfluss, Populationsgenetik, Konnektivität, genetische Diversität

Einleitung

Die Steinfliege *Dinocras cephalotes* (Curtis 1827) kommt in Europa in nicht oder nur gering belasteten Bächen vor und ist ein verlässlicher Indikator für gute Wasserqualität. Im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurden und werden viele der degradierten Fließgewässer renaturiert, damit diese zeitnah einen ökologisch und chemisch guten Zustand aufweisen. Maßgeblich für den Erfolg von diesen Renaturierungen ist die Wiederbesiedlung der Gewässersabschnitte durch Organismen aus intakten Populationen. Zwar kann aufgrund von Umweltdaten das Ausbreitungspotenzial von Arten modelliert werden, verlässliche Daten über die tatsächliche Konnektivität können so jedoch nur bedingt erhoben werden (Harris & Heathwaite 2011, Hughes et al. 2008).

Molekulare Methoden, wie etwa das Sequenzieren von variablen Genabschnitten (sogenannte „Molekulare Marker"), können hier wertvolle Informationen liefern. Durch Mutationen, zufällige Fehler beim Kopieren der DNA, können sich über viele Generationen Sequenzunterschiede akkumulieren (Hebert et al. 2003). Durch Vergleich dieser Unterschiede kann die historische und rezente Konnektivität zwischen Populationen ermittelt werden. Zudem lassen sich mögliche kryptische Arten, welche morphologisch nicht oder nur schwierig zu unterscheiden sind, durch Sequenzunterschiede erkennen (Pauls et al. 2010, Pilgrim et al. 2011).

Durch Kombination von molekularem Untersuchungen und klassischen Modellierungen kann die Konnektivität zwischen Populationen ermittelt und mögliche Ausbreitungsbarrieren verlässlich erkannt werden. Diese Informationen können eine entscheidende Rolle beim Management von Wasserressourcen und der Planung von weiteren Renaturierungsprojekten spielen.

In diesem Projekt haben wir die Konnektivität vom *Dinocras cephalotes* Populationen im Sauerland anhand von zwei molekularen Marken untersucht. Die Marker waren ein Fragment der mitochondrialen „Cytochrom Oxidase 1" (CO1) sowie einen Teil des nukleären „Wingless" Gens. Beide Marker sind bekannt für ihre hohe Variabilität innerhalb von Populationen und daher für Analysen geeignet (Pauls etal. 2008, Pauls et al. 2010).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Es wurden insgesamt 323 Tiere von 29 Probestellen im Sauerland morphologisch bestimmt und molekular untersucht. Die Beprobung erfolgte hauptsächlich an Bachoberläufen im Ruhr- und Lenne-Einzugsgebiet von Mai 2010 bis Ende Juni 2012. Ein Großteil der Proben wurde von Martin Sonderman und Maria Gies (Universität Duisburg Essen) zur Verfügung gestellt. Die Tiere wurden mit einem Bestimmungsschlüssel von Hohmann (2010) bestimmt.

Labormethoden

Die Proben wurden bis zur DNA Extraktion in 80% vergällten Ethanol bei -20°C gelagert. Die DNA Extraktion erfolgte nach einem angepassten Salzfällungs-Protokoll (Sunnucks & Hales 1996). Diese Methode basieret auf Aufschluss des Gewebes, mit anschließender Fällung von Proteinen, sowie Reinigung der DNA über mehrere Ethanol Waschschritte. Über die Polymerasekettenreaktion (PCR) wurden die zwei Marker amplifiziert. Für CO1 wurden Primer von Folmer et al. (1994) und für Wingless von Pauls et al. (2008) verwendet. Die PCR Produkte wurden enzymatisch mit Exo / FastAP aufgereinigt und in beide Richtungen Sanger sequenziert.

Populationsgenetische Untersuchung und Daten Verarbeitung

Die Sequenzen wurden mit Geneious Pro 5.6.5 assembliert und editiert, sowie über eine BLAST Suche gegen die NCBI GenBank Sequenzen auf Kontaminationen überprüft. Über den MAFFT L-INS-i Algorithmus wurden Sequenzen mit ausreichender Länge und Qualität aliniert. Anschließend wurde mit Arlequin 3.5.1.2 die Differenzierung zwischen Populationen (F_{ST} Werte), die geographische Verteilung der genetischen Variation über eine Varianz Analyse (AMOVA) nach Einzugsgebieten bzw Ost / West Populationen, sowie abschließend ein Minimum Spanning Netzwerk mit allen Haplotypen berechnet. Das Netzwerk wurde mit dem Programm Hapstar visualisiert (Teacher & Griffiths 2010).

Ergebnisse

Das Sequenzalignment für den Marker CO1 war 658 bp lang und enthielt 307 Sequenzen. Es wurden insgesamt 47 verschiedene Haplotypen gefunden, welche in zwei diverse Haplotypengruppen clustern, die einen Sequenzunterschied von 5% aufweisen (siehe Abbildung 1a). Für 21 zusätzliche Proben aus beiden Haplotypengruppen wurden 400 bp des Wingless Genes sequenziert. Auch für diese Proben wurde ein Haplotypennetzwerk berechnet (Abbildung 1b). Es ist deutlich zu erkennen, dass Individuen aus beiden CO1 Haplotypengruppen den gleichen Wingless Haplotypen haben.

Ein paarweiser Vergleich von Populationen zeigte kaum signifikante F_{ST} Werte (unkorrigierter Mittlerer F_{ST} Wert = 0.192, $\sigma = 0.078$, $p = 0.05$, n = 32 of 406). Es wurden keine einzelnen Populationen gefunden welche sich deutlich von allen anderen Populationen unterschieden. Die zwei Haplotypengruppen, so wie die individuellen Haplotypen sind relativ gleichmäßig auf alle Populationen verteilt (Abb. 2). Die häufigen Haplotypen h1 und h2 können in fast allen Populationen gefunden werden. Die Ergebnisse der AMOVA belegen, dass eine sehr geringe aber signifikante Differenzierung zwischen beiden geographisch definierten Gruppen existiert (gestrichelte Linie, Abb. 2, $Phi_{CT} = 0.065$, $p < 0.001$). Eine AMOVA mit Gruppen nach Einzugsgebieten (Ruhr und Lenne) ergab keine signifikanten Gruppierungen der genetischen Varianz.

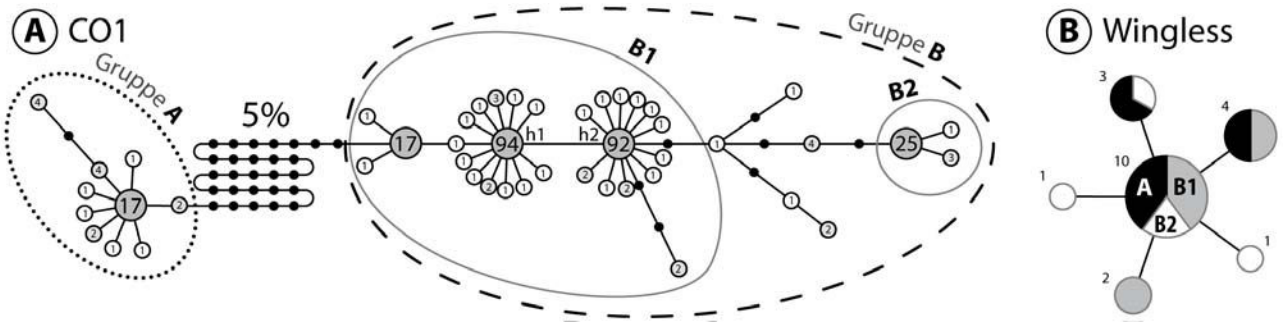


Abb 1: Minimum Spanning Haplotypennetzwerke für die Marker CO1 und Wingless (Zahlen geben die Anzahl an Individuen mit entsprechendem Haplotypen an, schwarzen Punkte zeigen hypothetische Haplotypen). **A** Netzwerk aus 307 CO1 Sequenzen. Die Sequenzen clustern in zwei diverse Gruppen (A und B) welche einen Sequenzunterschied von 5% aufweisen. **B** Wingless Netzwerk aus 21 Sequenzen. Die CO1 Haplotypen Gruppen der zusätzlich für den Wingless Marker untersuchten Individuen sind farblich gekennzeichnet (schwarz = A, grau = B1, weiß = B2). Individuen aus beiden CO1 Gruppen (A und B1/B2) teilen den gleichen Wingless Haplotypen.

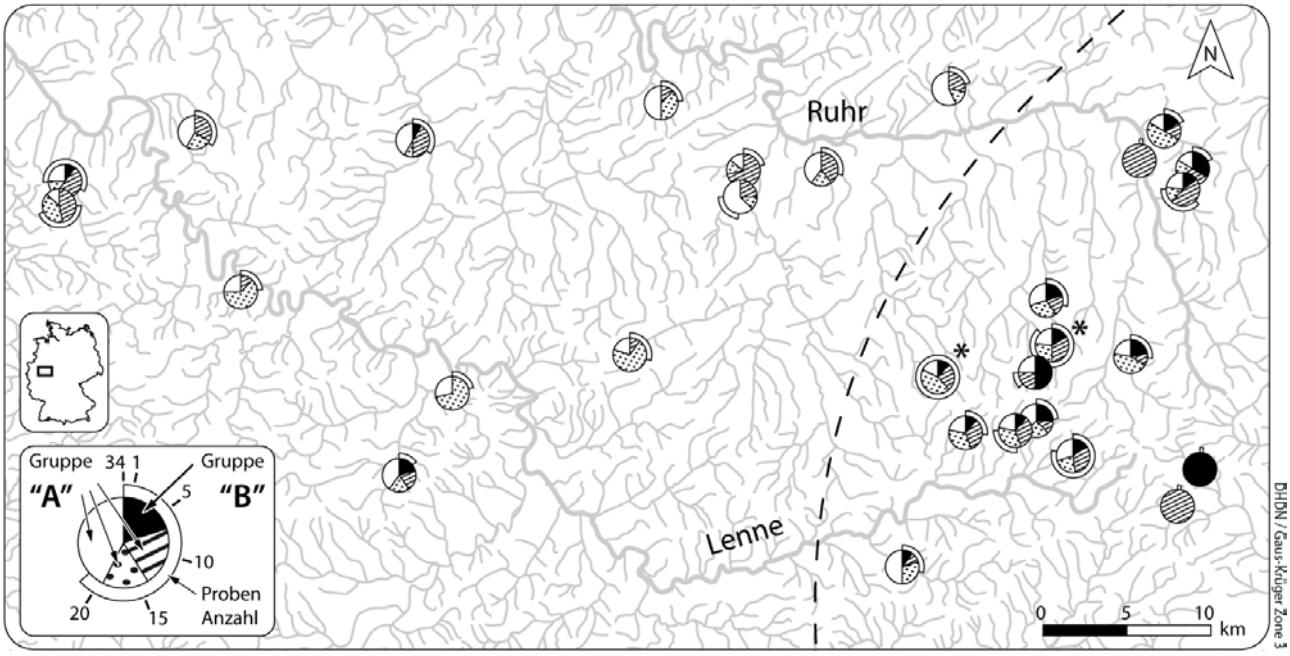


Abb. 2: CO1 Haplotypen Karte von 307 *D. cephalotes* Individuen. Jeder Kreis repräsentiert eine Population, wobei der äußere Kreis die Anzahl an Individuen bzw. Sequenzen angibt. Der Anteil der Haplotypen Gruppe A ist schwarz dargestellt, die der Haplotypen Gruppe B in weiß, wobei durch Schraffur und Punkte die zwei häufigsten Haplotypen (h1 und h5) zusätzlich hervorgehoben wurden. Die gestrichelte Linie zeigt die zwei Gruppen welche für die AMOVA zwischen Ost und West Populationen verwendet wurde. Für mit Sternchen markierte Populationen wurden zusätzlich Wingless Marker sequenziert.

Diskussion

Paarweise Sequenzunterschiede von 5% für den Marker CO1 sind entweder ein Hinweis für das vorkommen übersehener oder kryptischer Arten (kryptische Arten sind solche, die genetisch aber

nicht morphologisch unterscheidbar sind, Zhou et al. 2010) oder die Folge einer historischen Trennung von Populationen mit sekundärem Kontakt, möglicherweise in der letzten Kaltzeit (Hughes et al. 2008). Durch eine solche Trennung können durch genetische Drift in den unterschiedlichen Gruppen verschiedene CO1 Haplotypen erhalten bleiben und anschließend unabhängig evolvieren, was zu einer sogenannten „Liniensortierung" führt. Nach dem Rückgang der Gletscher konnten sich die genetisch distinkten Populationen wieder ausbreiten und in sekundären Kontakt kommen. Die Unterschiede in dem CO1 Gen werden dadurch jedoch nicht aufgehoben, selbst wenn keine Reproduktionsbarrieren vorliegen, da sie nur maternal weitergegeben werden und keine Rekombination möglich ist. Um beide Hypothesen (2 Arten vs. 1 Art in sekundärem Kontakt) zu testen, wurden in zwei Populationen Untersuchungen des Wingless Gens durchgeführt. Würde es sich bei *D. cephalotes* um zwei Arten handeln, wäre für den variablen Wingless Marker ebenfalls ein konsistenter Sequenzunterschied zwischen beiden CO1 Gruppen zu erwarten gewesen. Dies war jedoch nicht der Fall. Stattdessen teilen Individuen aus beiden CO1 Haplotypengruppen den selben Wingless Haplotypen (Abb. 1B). Dies ist ein deutlicher Hinweis auf Rekombination, also dass Individuen aus beiden CO1 Haplotypen Gruppen sich erfolgreich miteinander fortpflanzen können. Auch wenn das Vorliegen anzestraler Wingless Polymorphismen unabhängig voneinander in zwei distinkten *Dinocras* Arten eine mögliche Erklärung wäre, erscheint diese vor dem Hintergrund der Daten (sympatrisches Vorkommen, Haplotypenüberlappung im Wingless Gen, keine morphologischen Unterschiede) als wenig plausibel.

Die geographische Verteilung der CO1 Haplotypen deutet auf eine gute Konnektivität zwischen Populationen hin. Insgesamt wurden nur wenige signifikante F_{ST} Werte gefunden und keine Population war deutlich isoliert von benachbarten Populationen. Allerdings zeigten die Ergebnisse der AMOVA für die Ost / West Gruppen einen schwachen aber signifikanten Unterschied in der CO1 Haplotypenhäufigkeit. Dies könnte durch den sekundären Kontakt von Refugialpopulationen nach der Kaltzeit zu erklären sein, könnte aber auch durch unterschiedliche Selektion erklärt werden. Zusätzliche *D. cephalotes* Individuen aus ganz Europa sind nötig, um mögliche Quellpopulationen für eine postglaziale Wiederbesiedlung zu identifizieren. Insgesamt scheint *D. cephalotes* im Sauerland gebiet ein gutes Ausbreitungspotential zu haben. Im weiteren Verlauf dieses Projektes werden mit hochauflösenden Mikrosatelliten die bisherigen Ergebnisse überprüft und verfeinert. Außerdem werden die molekularen Daten mit klassischen GIS basierten Modellen vergleichen und kombiniert.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

D. cephalotes Populationen aus dem Sauerland wurden auf ihr Ausbreitungpotential hin molekular untersucht. Es konnte gezeigt werden das *D. cephalotes* Populationen historisch isoliert waren, nun aber wieder in Kontakt stehen und sich miteinander fortpflanzen. Die bisherigen Daten deuten auf ein gutes Ausbreitungspotential hin, werden aber im weiteren Projektverlauf durch hochauflösendere Mikrosatelliten Marker ergänzt und alle Ergebnisse mit klassischem GIS Modellen verglichen.

Danksagung

Wir bedanken und bei unseren Projekt Partnern Christian Feld, Maria Gies, Daniel Hering und Martin Sondermann von der Universität Duisburg Essen für das Bereitstellen eines Großteils der Proben. Julia Maria Vollmer und Beate Hackethal danken wir für die Hilfe im Labor. Diese Untersuchung sind Teil einer Masterarbeit, welche Anfang 2013 abgeschlossen seien wird. Die Analysen wurden durch ein Projekt aus dem Rektoratsfonds der Ruhr-Universität finanziert.

Literatur

Curtis, J. (1827). British entomology, being illustrations and descriptions of the genera of insects found in Great Britain and Ireland. 4, 190.

Folmer, O., Black, M., Hoeh, W., Lutz, R., & Vrijenhoek, R. (1994). DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Molecular marine biology and biotechnology, 3, 294–299.

Harris, G. P., & Heathwaite, A. L. (2011). Why is achieving good ecological outcomes in rivers so difficult? Freshwater biology, 57, 91–107.

Hebert, P. D. N., Ratnasingham, S., & de Waard, J. R. (2003). Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 270, S96–S99.

Hohmann, M. (2010). Untersuchungen an Wasserinsektenim Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt) unter besonderer Beru cksichtigungvon Ko cherfliegen (Insecta: Trichoptera). 1–320.

Hughes, J. M., D. J. Schmidt, A. McLean and A. Wheatley (2008) Population Genetic Structure in Stream Insects: What Have We Learned? In: Aquatic Insects: Challenges to Populations. CABI International Chapter 14, 268-288. Eds. Jill Lancaster and Robert A. Briers.

Pauls, S. U., Blahnik, R. J., Zhou, X., Wardwell, C. T., & Holzenthal, R. W. (2010). DNA barcode data confirm new species and reveal cryptic diversity in Chilean Smicridea (Smicridea) (Trichoptera:Hydropsychidae). Journal of the North American Benthological Society, 29, 1058–1074.

Pauls, S. U., Graf, W., Haase, P., Lumbsch, H. T., & Waringer, J. (2008). Grazers, shredders and filtering carnivores—The evolution of feeding ecology in Drusinae (Trichoptera: Limnephilidae): Insights from a molecular phylogeny. Molecular Phylogenetics and Evolution, 46, 776–791.

Pilgrim, E. M., Jackson, S. A., Swenson, S., Turcsanyi, I., Friedman, E., et al. (2011). Incorporation of DNA barcoding into a large-scale biomonitoring program: opportunities and pitfalls. Journal of the North American Benthological Society, 30, 217–231.

Sunnucks, P., & Hales, D. F. (1996). Numerous transposed sequences of mitochondrial cytochrome oxidase I-II in aphids of the genus Sitobion (Hemiptera: Aphididae). Molecular biology and evolution, 13, 510–524.

Teacher, A. G. F., & Griffiths, D. J. (2010). HapStar: automated haplotype network layout and visualization. Molecular ecology resources, 11, 151–153.

Zhou, X., Jacobus, L. M., DeWalt, R. E., Adamowicz, S. J., & Hebert, P. D. N. (2010). Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera fauna of Churchill (Manitoba, Canada): insights into biodiversity patterns from DNA barcoding. Journal of the North American Benthological Society, 29, 814–837.

Wie wirken Wasserbaumaterialien auf die Struktur und Diversität von Mikrobengemeinschaften?

Kathrin Luckas, Sarah Maarastawi, Werner Manz & Jutta Meier*

Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Universitätsstr. 1, 56070 Koblenz

Die hier vorgestellte Arbeit ist in den Rahmen eines gemeinsamen Forschungsprojektes der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Abteilung Biologie des Institutes für integrierte Naturwissenschaften am Campus Koblenz der Universität Koblenz-Landau eingegliedert. Bei dem umfangreichen Projekt handelt es sich um eine Umweltverträglichkeitsstudie, bestehend aus diversen chemischen, ökologischen, ökotoxikologischen und mikrobiologischen Studien zum Einsatz industriell hergestellter Kupferschlackensteine als Wasserbausteine im Bereich der Sicherung und Befestigung von Fließgewässern.

Kupferschlacken (CUS) fallen als Nebenprodukt bei der Kupfergewinnung an und werden aufgrund ihrer bauphysikalisch günstigen Eigenschaften als Baumaterialien im Straßen-, Städte-, Garten- und Landschaftsbau verwendet, kommen aber auch vermehrt im Wasserbau zum Einsatz. Dort ersetzen sie im Sinne der Ressourcenschonung natürliche Festgesteine. Die sekundären Rohstoffe werden beispielsweise beim Bau von Böschungen zur Flusssicherung, von Dämmen und Wellenbrechern, zur Sicherung von Ufer- und Sohlenbereichen sowie zur Stromregulierung eingesetzt (Müller et al., 2008). Bezüglich der Umweltverträglichkeit von Kupferschlacken wurden in den vergangenen Jahren zahlreiche Studien durchgeführt, jedoch liegen keine beständigen Ergebnisse über eventuelle Langzeitauswirkungen und die mögliche Beeinträchtigung der betroffenen Lebensräume aufgrund der längerfristigen Freisetzung von mineralischen oder nichtmineralischen Substanzen, beispielsweise Schwermetalle oder andere prioritäre Schadstoffe, aus den eingebrachten CUS-Wasserbausteinen vor (Müller et al., 2008).

Vor diesem Hintergrund wurde mit dieser Arbeit das Ziel verfolgt, den Einfluss der als Wasserbaumaterialien eingesetzten Kupferschlackensteine auf die Struktur und die Diversität von Mikrobengemeinschaften in Fließgewässerbiofilmen zu untersuchen. Im Einzelnen sollte dabei herausgefunden werden, welchen Einfluss eluierte Substanzen aus den Kupferschlacken oder eluierte Substanzen in Kombination mit dem direkten Kontakt zu dem Substrat auf die bakteriellen Lebensgemeinschaften nehmen.

Um diesbezüglich Erkenntnisse zu erlangen, wurde mit Hilfe einer Fließrinnen-Versuchsanlage über mehrere Monate das Verhalten von CUS in einer naturnahen Fließgewässerbiozönose untersucht. In insgesamt zwei Versuchsansätzen wurden dazu über einen Zeitraum von jeweils 168 Tagen Kupferschlacke sowie als Referenzmaterial Basanit (BAS) in den Fließrinnen exponiert und entsprechende Untersuchungen durchgeführt. Hierzu wurden am Campus Koblenz der Universität Koblenz-Landau insgesamt sechs Fließrinnen aus Acrylglas errichtet, die mit Rheinsediment, Rheinwasser, einigen Organismen der typischen Rheinfauna und dem Testmaterial bestückt wurden. Im ersten Fließrinnenversuch bestand das Testmaterial aus CUS- und BAS-Steinen in Form von Brechsand mit einer Körnungsgröße von 2 mm, im zweiten Fließrinnenversuch wurden faust-

große Gesteinsstücke eingesetzt, auch Handstücke genannt. In beiden Versuchen wurden auch Rheinsedimente in den jeweiligen Körnungsgrößen als Repräsentanten des natürlicherweise im Rhein vorkommenden Gesteins in die Fließrinnen eingebracht. In festgelegten Zeitabständen wurden nach Inbetriebnahme der Anlage über einen Zeitraum von 168 Tagen Proben aus den Fließrinnen entnommen. Als Teil der mikrobiologischen Analysen wurden in der vorliegenden Arbeit Biofilmproben aus den beiden Fließrinnenversuchen untersucht. Die Biofilmproben des ersten Fließrinnenversuches wurden von den Fließrinnenwänden entnommen, sodass in diesem Versuchsansatz der Einfluss gelöster Schadstoffe untersucht wurde, während die Proben im zweiten Versuchsansatz direkt von den Testmaterialien entnommen wurden, sodass zusätzlich zum Einfluss gelöster Substanzen die Auswirkungen aufgrund des direkten Kontaktes zum Substrat untersucht werden konnte.

Um Aussagen über die Wirkung der untersuchten Wasserbaumaterialien auf die Struktur und Diversität der Mikrobengemeinschaften in den entnommenen Biofilmen treffen zu können, wurde anhand der 16S-rRNA-Gene der in den Biofilmen lebenden Bakterien ein genetischer Fingerabdruck („Fingerprint“) erstellt. Hierbei handelt es sich um eine Art Probenprofil, das je nach verwendeter Untersuchungsmethode Aufschluss über die allgemeine Vielfalt der in den Proben vorhandenen Phylotypen gibt. Bei den Untersuchungen zu dieser Arbeit wurde hierzu eine t-RFLP-Analyse durchgeführt. Es handelt sich dabei um ein Analyseverfahren, das auf dem Restriktionsfragmentlängenpolymorphismus (RFLP) beruht (Maier et al., 2009).

Dazu wurde die bakterielle DNA zunächst aus den zu untersuchenden Biofilmproben extrahiert und die zu analysierende Sequenz, in diesem Fall das 16S-rRNA-Gen, mittels Polymerase-Kettenreaktion amplifiziert. Nach Quantifizierung und Aufreinigung der DNA-Sequenzen wurde eine Restriktionsanalyse durchgeführt. Die erhaltenen Restriktionsfragmente wurden nach Aufreinigung mittels Kapillarelektropherese voneinander getrennt und die terminalen Restriktionsfragmente (t-RF’s) zur weiteren, statistischen Auswertung detektiert.

Ein Vergleich der detektierten t-RF‘s in den untersuchten Proben mit Hilfe von Cluster- und Ähnlichkeitsanalysen (ANOSIM) zeigte, dass die in die Fließrinnen eingebrachten Wasserbausteine sich weniger auf die Diversität der bakteriellen Lebensgemeinschaften in den untersuchten Biofilmen auswirkten, aber Einfluss auf deren strukturelle Zusammensetzung hatten. Dabei spielte es eine wichtige Rolle, ob Schwermetalle in eluierter Form vorlagen, oder ob die untersuchten Biofilme sich auf den Steinen selbst gebildet haben und folglich ein direkter Kontakt zu dem Substrat vorlag.

Aus den Clusteranalysen der Proben des ersten Versuchsansatzes ging eine erkennbare Gruppierung der CUS-Proben hervor, was darauf hindeutet, dass sich die CUS-Proben untereinander ähnlicher waren als die BAS-Proben, welche ihrerseits eine größere Heterogenität aufwiesen. Diese Ergebnisse wurden durch die ANOSIM-Analyse bestätigt. Man kann daher vermuten, dass der Einfluss eluierter Substanzen aus Kupferschlacke zu einer stärkeren Spezialisierung der Lebensgemeinschaften führte als der Einfluss eluierter Substanzen aus Basanit.

Die Clusteranalysen der Proben des zweiten Versuchsansatzes gaben eine eindeutige Gruppierung der BAS-Proben zu erkennen, während die Gruppierung der CUS-Proben weniger deutlich war. Auch diese Ergebnisse konnten durch die ANOSIM-Analyse bestätigt werden. Dies lässt vermuten, dass in diesem Versuchsansatz in den BAS-Proben eine stärkere Spezialisierung der Lebensgemeinschaften stattgefunden hat.

Um genauer zu beleuchten, wie die Spezialisierung der Lebensgemeinschaften in den beiden Versuchsansätzen möglicherweise stattgefunden hat, sind mehrere Faktoren zu berücksichtigen, darunter die mineralische Zusammensetzung der verwendeten Testmaterialien, physiologische Reak-

tionen von Bakterien auf Umweltänderungen sowie der Besiedlungsvorgang bei der Biofilmbildung.

Aufgrund der Fähigkeit von Mikroorganismen zur Adsorption, Mineralisation, Ausfällung oder Lösung von Metalloiden sowie deren Transformation durch Oxidations- oder Reduktionsprozesse, können Schwermetallionen aus festen Substraten herausgelöst werden, die dann unter anderem im Wasser verfügbar sind (Johnson, 2006). Unter Beachtung der mineralischen Zusammensetzung des verwendeten Test- bzw. Referenzmaterials kann es daher in den mit Kupferschlacken beaufschlagten Fließ-rinnen u.a. zu einer erhöhten Konzentration von Kupfer (Cu), Nickel (Ni) oder Zink (Zn) kommen, während in den mit Basanit beaufschlagten Fließrinnen ein stärkerer Anstieg der Konzentrationen von Aluminium (Al), Kalium (K) oder Silicium (Si) zu vermuten ist (Zwischenbericht-I, 2011). Manche Bakterien besitzen Schutzmechanismen, um erhöhte Schwermetallkonzentrationen zu tolerieren oder können entsprechende Resistenzen in Anwesenheit bestimmter Metalloide erwerben. Dennoch sind nicht alle Organismen resistent gegen bestimmte Schwermetalle und werden aufgrund der Toxizität dieser Stoffe abgetötet (Boivin, et al., 2004). Man kann davon ausgehen, dass resistente, zum Erwerb von Resistenzen befähigte und nicht resistente Bakterien zu Beginn der Fließrinnenexperimente im Wasser oder auf den Rheinsedimenten vorhanden waren oder über die Luft in die Fließrinnen eingebracht wurden. Nur solche Bakterien, die bereits Schutzmechanismen gegen erhöhte Schwermetallkonzentrationen besaßen oder entsprechende Resistenzen erwerben konnten, haben vermutlich die Biofilme in den Fließrinnen gebildet.

Im ersten Versuchsansatz wurde im Rahmen parallel laufender Projekte bei epifluoreszenzmikroskopischen Untersuchungen festgestellt, dass es sich bei den untersuchten Proben um sehr dichte Biofilme handelte, die von phototrophen Organismen dominiert wurden (Daniela Mewes, persönliche Mitteilung). Im Einzelnen wurden große Mengen an pennaten Diatomeen und fädigen Cyanobakterien vorgefunden, die offenbar erhöhte Schwermetallkonzentrationen tolerieren (Morán et al., 2008). Dabei war der Anteil an Diatomeen und Cyanobakterien in den CUS-Proben deutlich höher als in den BAS-Proben (Maarastawi, 2012), was die aufgrund der Ergebnisse dieser Arbeit getroffene Annahme bestätigt, dass es bei den bakteriellen Lebensgemeinschaften in den CUS-Fließrinnen zu einer Spezialisierung der Organismen gekommen ist, wohingegen die Lebensgemeinschaften in den BAS-Fließrinnen eine heterogenere Struktur aufweisen.

Im zweiten Versuchsansatz bildeten die eingebrachten Testmaterialien das Substrat, auf dem sich Biofilme bilden konnten und stellten aufgrund ihrer mineralischen Zusammensetzung selbst selektierende Faktoren dar. Auf den Kupferschlacken konnten sich vermutlich solche Bakterien etablieren, deren Metabolismus an die Energiegewinnung aus anorganischen Substanzen angepasst war, wie zum Beispiel Schwefel- oder Eisenoxidierer (Zwischenbericht-I, 2011). Diese Organismen konnten beispielsweise auch in Mulden auf den Gesteinsoberflächen des Testmaterials existieren, in denen entsprechende, als Elektronendonatoren fungierende Verbindungen wie zum Beispiel Kupfer- und Eisensulfide vorlagen. Bei der Oxidation entsprechender Verbindungen durch die lithotrophen Organismen kam es dann zu einer Mobilisierung von Metalloiden, die die Konzentrationen an gelösten Schwermetallen in den Fließrinnen zusätzlich erhöhten (Zwischenbericht-I, 2011). In Ermanglung von sulfidischen Mineralen konnten diese Bakterien auf den Basanit-Steinen möglicherweise nicht oder nur vereinzelt existieren. Da in den Biofilmen in den BAS-Fließrinnen eine stärkere Spezialisierung stattgefunden hat, liegt die Vermutung nahe, dass in unmittelbarer Nähe zu den Basanit-Steinen ein hohe Konzentration an gelöstem Aluminium vorlag. Aluminium führt bei nicht resistenten Mikroorganismen zu einer gestörten Membranfunktion und wirkt daher toxisch (Schinner, 1996). Epifluoreszenzmikroskopische Untersuchungen der Biofilmproben des zweiten Versuchsansatzes zeigten, dass die Biofilme sehr dünn waren und kaum phototrophe Organismen

vorhanden waren. Dies könnte möglicherweise damit zusammenhängen, dass die CUS- bzw. BAS-Steine am Grund der Fließrinne exponiert waren und somit die zur Verfügung stehende Lichtmenge nicht ausreichend war, allerdings wäre auch die hohe Selektivität, die von den Kupferschlacken und Basanit-Steinen ausgeht, als Ursache denkbar. Entsprechend den Erkenntnissen aus den Untersuchungen der Biofilmproben des zweiten Fließrinnenversuches liegt die Vermutung nahe, dass der direkte Kontakt zu den Kupferschlacken und Basanit-Steinen einen stärkeren Einfluss auf die Struktur der Lebensgemeinschaften in den Biofilmen hat als eluierte Metalloide, wobei von Basanit offenbar ein größerer Selektionsdruck ausgeht, der eine Spezialisierung der Lebensgemeinschaften erfordert.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der Einsatz von Kupferschlacken als Wasserbausteine einen Einfluss auf die bakteriellen Lebensgemeinschaften hat. Es wurde festgestellt, dass der Einsatz sich dabei weniger auf die Diversität der Mikrioorganismen auswirkt als auf die strukturelle Zusammensetzung. Wie genau die Organismen auf Schwermetalle aus den Wasserbausteinen reagieren, konnte mit dieser Untersuchung nicht nachgewiesen werden, allerdings kann geschlussfolgert werden, dass es von großer Bedeutung ist, wie die Organismen mit den Schadstoffen in Kontakt treten. In Bezug darauf konnte festgestellt werden, dass ein direkter Kontakt zu den Wasserbausteinen stärkere Auswirkungen auf die Struktur der Lebensgemeinschaften hat als aus den Steinen herausgelöste Metalloide. Als weiterführende Untersuchungen zu dieser Arbeit wären zum einen eine Sequenzanalyse von Interesse, mit der eine Charakterisierung der Bakterien in den Biofilmen möglich wäre und zum anderen eine genaue Bestimmung der für die Veränderung der Struktur der Lebensgemeinschaften verantwortlichen Schadstoffe. Eine Zusammenführung dieser Informationen und den Ergebnissen dieser Arbeit ließen detaillierte Aussagen bezüglich des Einflusses von Kupferschlacke auf die Umwelt, insbesondere auf die Struktur aquatischer Biofilmbiozönosen zu.

Literatur

Boivin, M.-E. Y., Massieux, B., Breure, A. M., van den Ende, F. P., Greve, G. D., Rutgers, M., Admiraal, W. (2004). Effects of copper and temperature on aquatic bacterial communities. *Aquatic Toxicology*, 71 : 345-356.

Johnson, B. D. (2006). Biohydrometallurgy and the environment: Intimate and important interplay. *Hydrometallurgy*, 83: 153-166.

Maarastawi, S. (2012). *Vergleich bakterieller Lebensgemeinschaften in Süßwasserbiofilmen zweier Fließrinnenexperimente mittels 16S-rRNA-Gen-Analyse.* Bachelorarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.

Maier, R. M., Pepper, I. L., & Gerba, C. P. (2009). *Environmental Microbiology.* Burlington, San Diego, London: Academic Press.

Morán, A. C., Hengst, M. B., De La Iglesia, R., Andrade, S., Correa, J. A., & González, B. (2008). Changes in bacterial community structure associated with coastal copper enrichment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(11): 2239-2245.

Müller, A., Erhardt, M., Wahrendorf, D.-S., & Krebs, F. (2008). *Freisetzung prioritärer Schadstoffe aus Wasserbausteinen. Chemische und ökotoxikologische Untersuchungen.* Bericht 1522, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz.

Schinner, F. (1996). *Endbericht - Einfluss von Aluminium auf die Bodenmikroflora*. Abgerufen am 23. September 2012 von FWF Der Wissenschaftsfonds: http://www.fwf.ac.at/de/finals/final.asp?L=D&PROJ=P11371

Zwischenbericht-I. (2011). Forschungs- und Entwicklungs-Projekt über die Durchführung von Umweltverträglichkeitsstudien in Fließgerinnen zur Erfassung und Bewertung des Einsatzes von Kupferschlacken als Wasserbausteine. Universität Koblenz-Landau und Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Änderung der Ernährungsstrategie europäischer Flussmuscheln (Unioniden) durch Schiffswellen

Luise Petersdorff[1], Stefan Lorenz[1], Thomas Tittizer[2], Martin Pusch[1]

[1]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung 2 Ökosystemforschung, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, luise.petersdorff@gmx.de ,[2]Institut für Zoologie der Universität Bonn, Poppelsdorfer Schloß, 53115 Bonn

Keywords: Süßwassermuscheln, Filtration, Pedal-Feeding, , abiotische Störfaktoren, ^{13}C

Einleitung

Europäische Flussmuscheln besitzen zwei verschiedene Ernährungsstrategien. Einerseits das Suspension-Feeding als in der Literatur angegebene Haupternährungsweise, bei der hauptsächlich Phytoplankton und partikuläres organisches Material aus der Wassersäule filtriert werden, andererseits des Pedal-Feedings (Vaughn et al. 2008).

Pedal-Feeding ist eine aktive Nahrungsaufnahme und eine Form des Deposit-Feedings (Thorp & Covich 2009), bei der im Gegensatz zum Suspension-Feeding die Nahrung nicht aus der Wassersäule aufgenommen wird, sondern aus dem Sediment. Da Unioniden epibenthisch leben (halb in das Sediment eingegraben), können sie mit Hilfe ihres Fußmuskels Nahrungspartikel im Sediment erreichen. Juvenile Unioniden sind in der Lage, durch Pedal-Feeding mithilfe des Fußmuskels Nahrungspartikel in die Schale zu transportieren (Yeager et al. 1994). Adulte Tiere können wiederum durch Cilien am Rand des Muskels einen Wasserstrom erzeugen, sodass kleinste organische Partikel in die Schale transportiert werden (Nichols et al. 2005).

Schiffswellen stellen einen erheblichen Stressor für das eulitorale Makrozoobenthos dar (Gabel et al. 2008) und beeinflussen die Filtrationsaktivität von Unioniden und *Dreissena polymorpha* in erheblichen Umfang (Lorenz et al. 2012). Bei häufigem und starkem Auftreten von Schiffswellen kann es daher zu Einbußen im Energiehaushalt der Tiere kommen, die durch eine Verschiebung der Ernährungsstrategie in Richtung Pedal-Feeding kompensiert werden könnten.

Es stellte sich somit die Frage, ob Unioniden eine opportunistische Ernährungsstrategie verfolgen und zwischen den verschiedenen Ernährungstypen, je nach Umweltbedingung bzw. Nahrungsqualität, wählen. Um die Nahrungsquellen der in der Havel häufigsten Flussmuschelarten *Unio tumidus, Unio pictorum und Anodonta anatina* identifizieren zu können, wurde daher in Freilandexperimenten Versuche an unterschiedlich stark schiffswellenexponierten Stellen durchgeführt.

Material und Methoden

Im Eulitoral der Havel wurden an jeweils vier schiffswellenexponierten und vier schiffswellenberuhigten Bereichen Versuchskästen installiert (60 x 60 x 10 cm)), die mit einem Maismehl-Sand-Gemisch (Maismehlanteil 0,6%) präpariert waren. Die Kästen waren auf der Unterseite durch ein Gaze-Netz verschlossen (Porengröße 30 µm), so dass ein Wasser- und Sauerstoffaustausch mit dem umliegenden Sediment möglich war. Die Sandkorngröße sowie der Anteil organischen Materials

entsprachen den natürlichen Bedingungen an den Untersuchungsstellen. Anschließend wurden Tiere der Arten *Unio pictorum, Unio tumidus, Anodonta anatina* und *Dreissena polymorpha* für 11 Wochen in den Versuchskästen positioniert. *Dreissena polymorpha* diente in diesem Versuch als Kontrollart, da sie nicht epibenthisch, sondern strikt sessil lebt und somit ausschließlich filtriert (Hakenkamp et al. 2001). Aus *Dreissena polymorpha* wurde die Seston-^{13}C-Signatur zurückgerechnet und diente somit als Isotopenbasislevel für das Mischungsmodell, mit dem die aufgenommenen Nahrungsanteile berechnet wurden. Als weitere Kontrolle wurde ein Laborversuch durchgeführt, in welchem den Bivalven als ausschließliche Nahrungsquelle wiederum ein 0,6 %iges Maismehl-Sediment-Gemisch angeboten wurde.

Maismehl als Nahrungsquelle im Sediment wurde ausgewählt, da es eine distinkte ^{13}C -Signatur zu den meisten natürlich vorkommenden Pflanzen am Untersuchungsort aufweist (Marshall et al. 2007). Für die ^{13}C-Isotopenanalysen wurden im Freiland pro Versuchskasten wöchentlich bei einem Tier pro Art Gewebe aus den Verdauungsdrüsen entnommen. Zusätzlich wurde wöchentlich bei einem Tier an einer natürlichen Kontrollstelle Gewebe des Fußmuskels entnommen. An jeder Probenstelle im Freiland wurde wöchentlich eine Sedimentprobe entnommen. Im Laborversuch wurden wöchentlich bei drei Tieren/Art Gewebe der Verdauungsdrüsen entnommen. Bei der Art *Dreissena polymorpha* konnte nicht zwischen verschiedenen Geweben unterschieden werden, somit wurden drei Tiere je Probe gepoolt. Die Gewebeproben wurden bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend mit einer Kugelmühle gemahlen.

Die stabilen Isotope von Kohlenstoff (δ^{13}C) der Muscheln und des Sediments wurden mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer bestimmt. Der trophische Fraktionierungsfaktor von ^{13}C wurde von Post (2002) übernommen. Der Anteil der Nahrungsquellen an der Biomasse der Muscheln konnte über eine bayesische Mischungsmodellierung (Software Siar, Version 4.1.2, Parnell et al. 2010) berechnet werden. Die Unterschiede im Ernährungsverhalten wurde mit einem gepaarten t-Test für alle Arten pro Bedingung mit dem Signifikanzniveau $p < 0,05$ getestet.

Ergebnisse

Im Laborversuch konnte über einen Zeitraum von 11 Wochen eine Annäherung der ^{13}C Signatur des Magendarmgewebes aller Unionidenarten um im Mittel 5‰ durch das Angebot des Maismehls als alleinige Nahrungsquelle erreicht werden. (Abb.1). Bei *D. polymorpha* wurde eine Annäherung von 2‰ beobachtet.

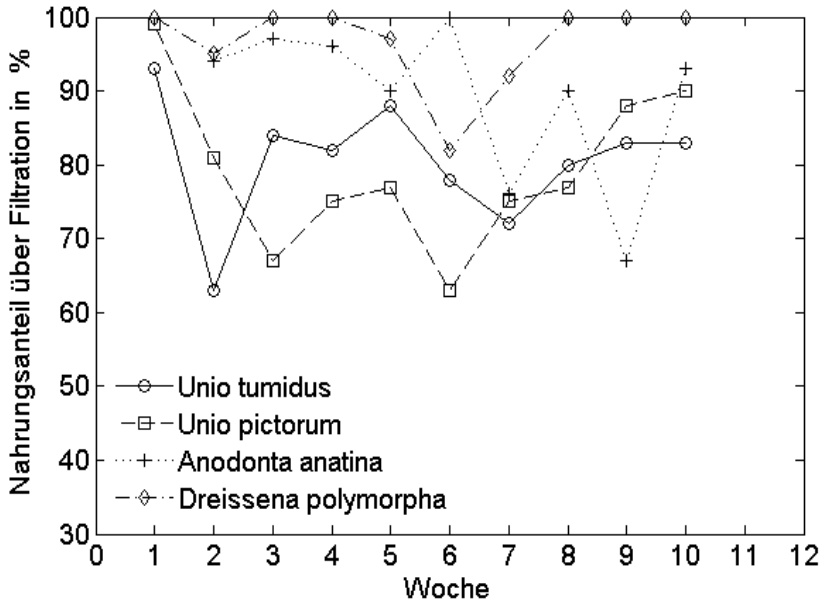


Abbildung 1: Annäherung der 13C Signatur des Magendarmgewebes gegen die Signatur der Nahrungsquelle

An der natürlichen Referenzstelle an der Havel schwankte der Anteil der über Filtration bzw. Pedal Feeding aufgenommenen Nahrungsanteile über den Saisonverlauf stark. Je nach Art gab es große Unterschiede in der Wahl der Ernährungsstrategie. So zeigte *U.tumidus* während des Versuchs eine Futteraufnahme über Filtration, der zwischen 63 bis 93% betrug, wobei sie sich in den letzten zwei Versuchswochen bei 83% einpendelte (Abb.2). Bei *U. pictorum* waren die Ergebnisse ähnlich variierend mit Werten zwischen 63 und 99% über den gesamten Versuchszeitraum. Hier stellte sich gegen Ende des Versuchs ein Filtrationsanteil von 90% ein. Anders sah es bei *A. anatina* aus, die zwar auch eine Varianz bei der Futterwahl in Richtung Filtration zwischen 67 bis 100 % aufwies, aber deren mehrheitlichen Filtrationsanteile bei über 90% lagen. *D. polymorpha* filtrierte mit einem Anteil von 82 bis 100% über den Versuchszeitraum, wobei der Mittelwert 97 % betrug.

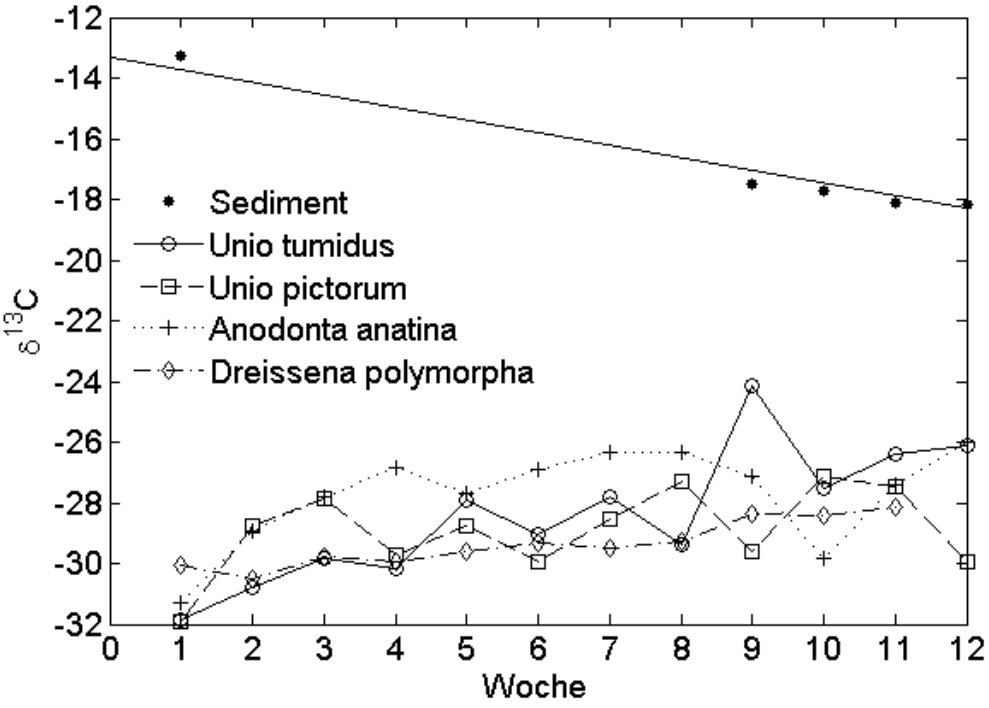


Abbildung 2: Nahrungsanteil der durch Filtration aufgenommen wurde an der natürlicher Referenzstelle

Im Vergleich dazu war unter experimentellen Bedingungen an den schiffswellenexponierten Stellen bei allen Arten eine Verschiebung in Richtung der Anteile, die über Filtration aufgenommen wurden, zu erkennen (Abb.3). Bei *U.tumidus* kam es zu einem gemittelten Anstieg von 10,2% der Anteile die über Filtration aufgenommen wurden, bei *U.pictorum* waren es allerdings nur 0,2 %. *A.anatina* zeigte unter wellenexponierten Bedingungen sogar einen gemittelten Anstieg der Filtrationswahrscheinlichkeit von 17,7%. *D.polymorpha* filtrierte mit 1,6% mehr als unter natürlichen Bedingungen.

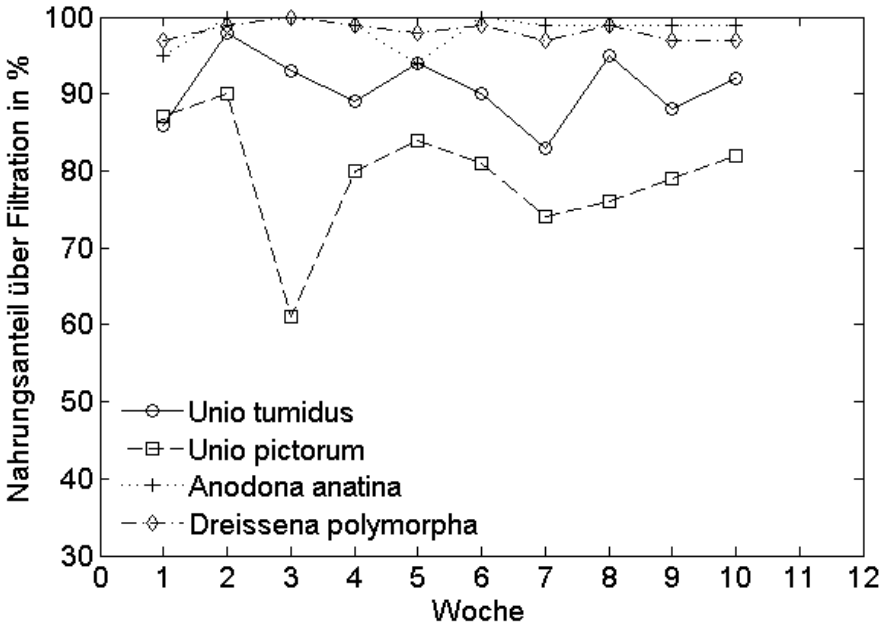


Abbildung 3: Nahrungsanteil der durch Filtration aufgenommen wurde an der wellenexponierten Versuchsstelle

Bei den schiffswellenberuhigten Stellen hingegen nahm der Anteil der über Pedal Feeding aufgenommenen Nahrung zu. Besonders bei *U. pictorum* erreichte die Nahrung die über Pedal Feeding aufgenommen wurden einen durchschnittlichen Anteil von 40% (Abb.4). Bei *U.tumidus* lagen einzelne Werte auch bei über 40%igen Anteil, der über Pedal Feeding aufgenommen wurde, jedoch war der gemittelte Wert für die Ernährungsweise Filtration 86%. Bei *A.anatina* war auch unter diesen Bedingungen die Filtration die eindeutig bevorzugte Nahrungsaufnahme mit einem gemittelten Anteil von 97,3 %. Bei *D.polymorpha* betrug der Filtrationsanteil über den gesamten Versuchszeitraums 94,3%.

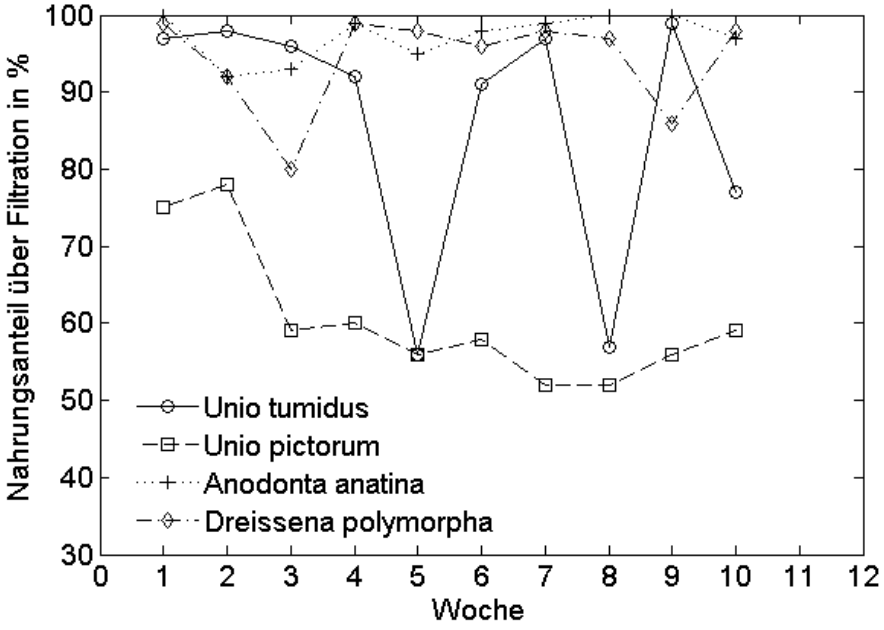


Abbildung 4 Nahrungsanteil der durch Filtration aufgenommen wurde an der beruhigten Versuchsstelle

Diskussion und Schlussfolgerung

Die unterschiedlichen Anteile der genutzten Nahrungsquellen innerhalb der Arten und über den Saisonverlauf sind durch zeitversetzte Reproduktionsphasen erklärbar (Aldridge, 1998). In Phasen von Reproduktion oder Glochidien-Ausstoß, in denen die Tiere vermehrt an der Sedimentoberfläche zu finden sind, scheint die Ernährung der Tiere ausschließlich durch Filtration stattzufinden. Da die Tiere die Phase zwischen den Reproduktionszeiträumen im Sediment verbringen (Amyot et al. 1997) und lediglich zur Abgabe ihrer Glochidienlarven nochmals an die Oberfläche gelangen müssen, ist die Ernährungsweise der Unioniden an die jeweilige Phase des Lebenszyklus angepasst. *Unio tumidus* und *Unio pictorum* haben einen jahreszeitlich früheren Glochidienausstoss als *Anodonta anatina* (Aldridge 1998), so dass im Verlauf des Untersuchungszeitraum bei beiden Unioarten ein höherer Nahrungsanteil aus dem Sediment zu beobachten war. Da der durch Filtration aufgenommene Anteil der Nahrung unter schiffswellenexponierten Bedingungen zunahm, ist zu vermuten, dass ein Großteil der organischen Bestandteile des Sediments ausgespült wurde. Somit wird durch Schiffswellen nicht nur die Filtrationsaktivität von Unioniden beeinträchtigt (Lorenz et al. 2012), sondern ebenfalls die Verfügbarkeit einer weiteren wichtigen Nahrungsquelle anteilig verringert.

Im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass verschiedene Unioniden-Arten je nach Reproduktionsphase und Standort innerhalb eines Saisonverlaufes ihre Nahrung zu unterschiedlichen Anteilen über Filtration oder Pedal-Feeding aufnehmen. Die Annahme, dass Großmuscheln die Langzeit-Kohlenstoff-Signatur des Seston wiedergeben (Post 2002), ist somit für die hier untersuchten Unioniden-Arten nicht zutreffend und lediglich für *Dreissena polymorpha* korrekt.

Literatur

Aldridge, D. C.1998. The Morphology, Growth and Reproduction of Unionidae (Bivalvia) in a Fenland Waterway. Journal of Molluscan Studies 65:47-60.

Amyot, J. P., Downing, J.A.1997. Seasonal variation in vertical and horizontal movement of the freshwater bivalve *Elliptio complanata* (Mollusca: Unionidae). Freshwater Biology 37: 345-354

Gabel, F., Garcia, X.F., Brauns, M.,,Sukhodolov, A., , Leszinski, M.,, Pusch, M.T.. 2008. Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. Freshwater Biology 53:1567-1578.

Hakenkamp, C.C., Palmer, M.A, Ribblett, S.G., Swan, C.M., Reid, J.W., Goodison, M.R.2001. The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. Freshwater Biology, 46:491 – 501

Lorenz, S., Gabel, F., Dobra, N., Pusch, M. T. 2012. Modeling the impacts of recreational boating on self-purification activity provided by bivalve mollusks in a lowland river. *Freshwater Science* 32(1) DOI: 10.1899/12-054.

Marshall, J. D., Brooks, J.R., Lajtha, K. 2007. Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. Blackwell Publishing Ltd. 1 – 20

Nichols, S. J., Silverman, H., Dietz, T.H., Lynn, J.W., Garling, D.L. 2005. Pathways of food uptake in native (Unionidae) and introduced (Corbiculidae and Dreissenidae) freshwater bivalves. Journal of Great Lakes Research 31:87–96.

Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A.L. 2010. Source portioning using stable isotopes: Coping with too much variation. PLoS ONE 5: e9675, doi:9610.1371/journal.phone0009672.

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

Thorp, J.H., Covich, A.P. 1991. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, Inc. San Diego.

Vaughn, C.C., Nichols, S.J. , Spooner, D.E., .2008. Community and foodweb ecology of freshwater mussels. Journal of the North American Benthological Society 27:409-423.

Yeager, M. M., D. S. Cherry, and R. J. Neves .1994. Feeding and burrowing behaviors of juvenile rainbow mussels, Villosa iris (Bivalvia:Unionidae). Journal of the North American Benthological Society 13:217–222.

Die V-Scheibe – ein Strömungsmessgerät für die Hosentasche

Thomas Rudolf[1], Ralph Hansmann[2] & Karsten Grabow[3]

[1+3] Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Thomas-Rudolf@gmx.net & grabow@ph-karlsruhe.de

[2] Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Physik und Technische Bildung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, hansmann@ph-karlsruhe.de

Keywords: Strömungsmessgerät, Strömung, Gewässeruntersuchung, Fließgeschwindigkeit, Bugwellen,Umweltbildung

Idee und Funktionsweise

Im Kosmos-Familienbuch Lebensraum Wasser (Heather & Wolseley 1983) wird ein einfaches Strömungsmessgerät zur Bestimmung von Strömungsgeschwindigkeiten von Fließgewässern abgebildet (Abb. 1). Auch wenn auf der Skizze eine Skala angebracht ist, muss diese jedoch selbst kalibriert werden, um entsprechende Fließgeschwindigkeiten zu interpretieren. Es fand sich trotz intensiver Recherche kein weiteres Gerät, das eine ähnliche Konstruktion oder „Bugwellen" als Messmethode zur Geschwindigkeitsbestimmung verwendet. Gerade deshalb und wegen der vielversprechenden Vorteile dieser Messmethode erschien es lohnenswert, den Bau eines Strömungsmessgerätes mit dieser Funktionsweise voranzutreiben. Gibt es doch weder auf dem Markt noch im schulischen Bereich ein Strömungsmessgerät, welches Folgendes leistet:

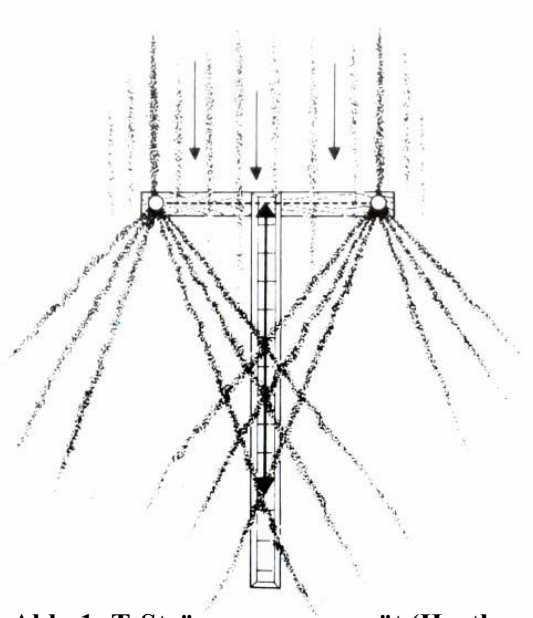


Abb. 1: T-Strömungsmessgerät (Heather & Wolseley 1983).

- einfachst in der Handhabung
- klein und leicht zu transportieren
- in den meisten Fließgewässern mit hinreichender Tiefe und glatter Wasseroberfläche einsetzbar
- robust und langlebig
- hinreichend genaue Messergebnisse

Es ist bekannt, dass alles was sich der Wasserströmung entgegenstellt Wellen erzeugt (Abb. 2).

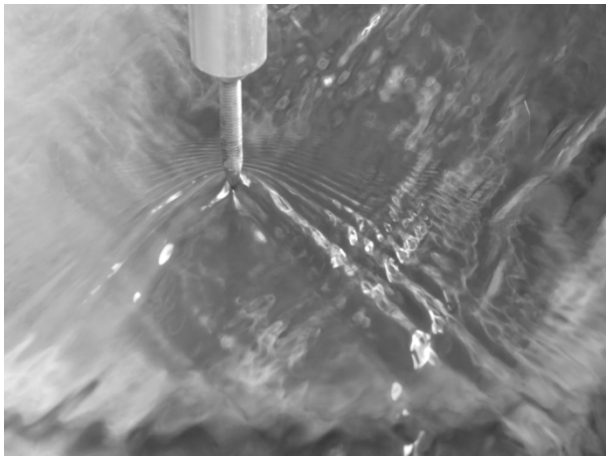


Abb. 2: Messspitze im Strömungskanal am KIT in Karlsruhe (Institut für Wasser und Gewässerentwicklung).



Abb. 3: Prototyp mit Skala und Halterung zur Vermeidung von störenden Wellen und einer verbesserten Ablesbarkeit.

Dieses Messgerät (Abb. 5) nutzt genau diesen Sachverhalt. Es werden zwei Bugwellen betrachtet, deren Kreuzungspunkt von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig ist. Je schneller das Wasser fließt, desto weiter unten treffen sich die Wellen. D. h., dass die gemessene Fließgeschwindigkeit mit Verlagerung des Kreuzungspunktes nach unten stetig steigt. In der Regel ist auch die erste der erzeugten Wellen am größten und der Schnitt- bzw. Treffpunkt dieser größten Wellen gilt als Mess- und Ablesepunkt für die Strömungsgeschwindigkeit des Fließgewässers. Erhoffte man sich zu Beginn eine grobe Abschätzung der Fließgeschwindigkeit, zeigte sich nach und nach, dass im Messbereich recht exakte Werte mit der V-Scheibe ermittelt werden können.

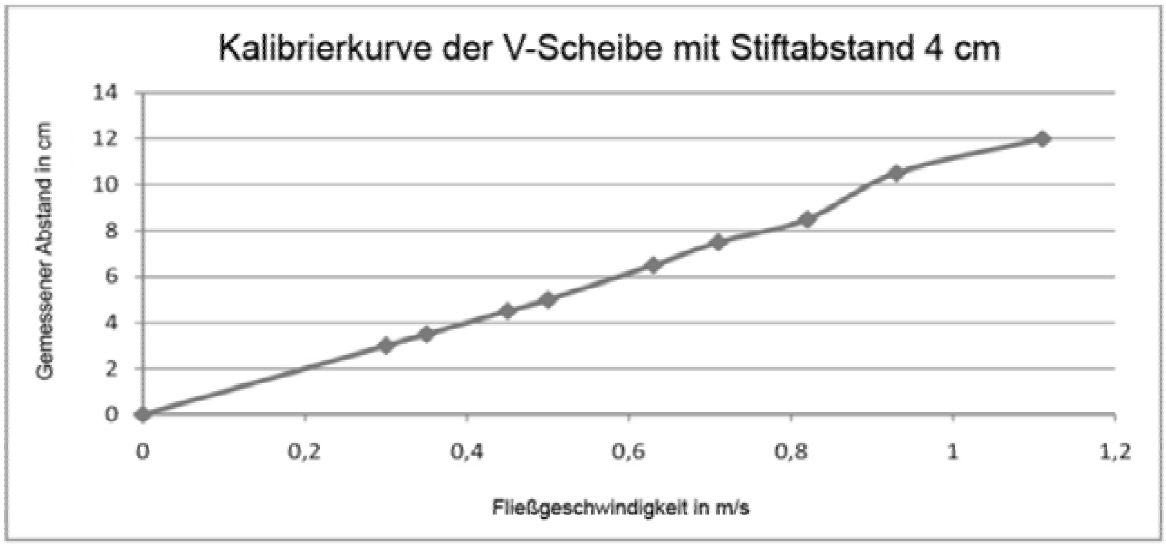


Abb. 4: Aus den gemittelten Messergebnissen am Strömungskanal des KIT (Karlsruher Institut für Technologie) abgeleitete Kalibrierkurve der V-Scheibe (Rudolf 2012).

Aufbau und Handhabung

Die V-Scheibe besteht aus einer durchsichtigen Plexiglasplatte (Abb. 6), die mit zwei Bohrungen und Gewinde versehen wurde. Die Stifte sind aus Aluminium gefertigt und können nach Belieben festgeschraubt oder zum Transport entfernt werden. Eine Skala zum direkten Bestimmen der Fließgeschwindigkeit befindet sich auf der Oberseite der Plexiglasplatte – nur durch das Umkehren der ursprünglichen Idee, also das Ablesen über der Wasseroberfläche, ist dies so möglich.

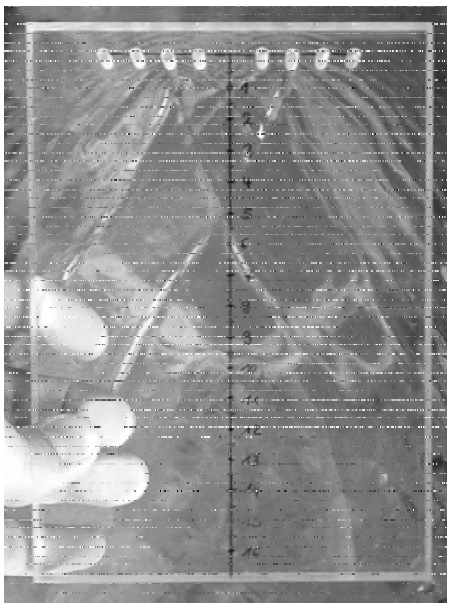


Abb. 5: Weiterer Prototyp mit variabler Stiftbreite (Rudolf 2012: 80).

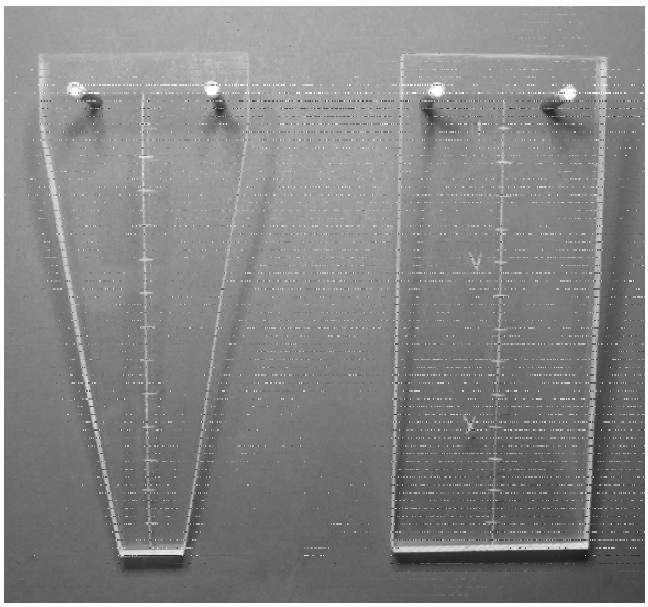


Abb. 6: Einsatzfähige, finale Version der V-Scheibe. Mit der Skala können Fließgeschwindigkeiten direkt abgelesen und bestimmt werden.

Mithilfe der Skalierung lässt sich der Abstand des Schnittpunktes der Wellenlinien zu der Verbindungslinie der Aluminiumstifte exakt bestimmen. Dieser Abstand ist ein Maß für die Strömungsgeschwindigkeit von Fließgewässern. Dabei wird die größte und somit erste „Bugwelle“ als maßgebende Welle berücksichtigt. Die möglich zu ermittelnde Strömungsgeschwindigkeit kann zwischen v = 0,2 m/s und v = 1,2 m/s betragen, was einem durchschnittlichen Geschwindigkeitsbereich von heimischen Bächen bzw. Fließgewässern entspricht.

Schlussfolgerungen

Mit der V-Scheibe lassen sich unkompliziert und relativ präzise Wasseroberflächenströmungsgeschwindigkeiten auch von sehr flachen Fließgewässern bestimmen. Leicht, klein und robust kann dieses Messgerät für Limnologen, Hobbybiologen aber auch Studierende und Schüler/innen wertvolle Dienste leisten. Durch die Handhabung von oben, wird das Strömungsbild wie gewünscht beeinflusst und enthält keine störenden Wellen, die das Messergebnis negativ beeinflussen.

Danksagung

Besonderer Dank gilt dem Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe. Der Strömungskanal konnte von uns nahezu uneingeschränkt genutzt werden und Dr.-Ing. Boris Lehmann, Dr.-Ing. Frank Seidel und Christopher Ulrich halfen uns bei Fragen und Problemen gerne weiter. Diese Arbeit entstand im Rahmen einer wissenschaftlichen Hausarbeit an der Pädagogischen Hochschule in Karlsruhe.

Literatur

Heather, A. & Wolseley, P. (1983): Kosmaos-Familienbuch. Lebensraum Wasser. Die Welt der Tümpel, Flüsse, Küsten, Sehen-Sammeln-Selbermachen. Stuttgart: Franckh'sche Verlagshandlung.

Rudolf, T. (2012): Strömungsgeschwindigkeit in Fließgewässern: Einfache Messmethoden und ihre Verwendung im Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe.

Rudolf, T., Hansmann, R., & Grabow, K.: Die V-Scheibe. Ein Strömungsmesser zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche. In: Praxis der Naturwissenschaft. Biologie in der Schule. Flüsse und Kanäle. Band 6/61, 2012, S. 29-31.

Artenvielfalt im Biberteich – Wie der europäische Biber (*Castor fiber*) die Libellenfauna (Odonata) der Nordeifel beeinflusst

Sara Schloemer[1], Lutz Dalbeck [2] & Andreè Hamm[1]

[2] Biologische Station im Kreis Düren e.V., Zerkaller Straße 5, 52385- Nideggen; info@biostation-dueren.de, [1] Universität Bonn**,** INRES (Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz) Fachbereich: Ökologie der Kulturlandschaft – Tierökologie, Melbweg 42, 53127 Bonn; tierökologie@uni-bonn.de

Keywords: Biber (*Castor fiber*), Libellen (Odonata), Biodiversität, Makrozoobenthos, Strukturvielfalt

Einleitung

1981 kehrte der Biber *Castor fiber* durch ein Wiederansiedlungsprojekt in den Hürtgenwald, ein großes Waldgebiet in der Mittelgebirgslage der Eifel im äußersten Westen Deutschlands, zurück. Durch die obere Forstbehörde des Landes NRW wurden dort im Tal der Weißen Wehe die ersten von insgesamt 12 Bibern freigelassen. Die stark beschatteten schmalen Waldbäche des Hürtgenwalds mit einer Gewässertiefe von durchschnittlich 30 cm stellen für den Biber, der normalerweise eine Mindestgewässertiefe von 50 cm benötigt, eine ungünstige Situation dar. Seine im Tierreich einzigartige Fähigkeit seinen Lebensraum nach eigenen Bedürfnissen zu gestalten, entfaltet der Biber jedoch gerade in solch ungünstigen Situationen. So entstanden durch die Anlage von Dämmen Kaskaden von bis zu 25 Einzelteichen pro Kilometer, an die sich eine strukturreiche, großflächig offene Auenlandschaft mit hoher Dynamik anschließt. Die Struktur der vom Biber geschaffenen amphibischen Landschaften ist so vielfältig, dass sehr verschiedene Gewässertypen mit ihrem dazugehörigen Artenspektrum unmittelbar nebeneinander vorkommen können. Die Auswirkungen der umfangreichen Veränderungen auf die Libellenfauna wurden im Rahmen einer Diplomarbeit in den Jahren 2011 und 2012 untersucht.

Material und Methoden

Um Biberteiche mit den noch vom Biber unbeeinflussten Waldbächen vergleichen zu können, untersuchten wir die folgenden Lebensraumtypen:

1. Krenal (Sickerquellen im Wald)

2. Rhithral (vom Biber unbeeinflusst, naturnah, im Wald)

3. Biberteiche (ca. 10-15 jährig, bis ca. 2000 m^2, sonnig bis halbschattig)

4. 1 bis 3 Jahre aufgegebene Biberteiche

Wir wählten drei Bäche für die Untersuchungen aus, die in Teilabschnitten von Bibern seit mindestens 20 Jahren besiedelt sind. Für jeden der vier Lebensraumtypen wählten wir drei jeweils 100 m lange Gewässerabschnitte aus, so dass insgesamt 12 Probenstellen untersucht wurden. In Anlehnung an die Ökologische Flächenstichprobe des Arbeitskreises Libellen NRW wurden 2011 alle

Probenstellen von Mitte April bis Ende September auf Libellenimagos, -larven und Exuvien hin abgesucht. Zusätzlich wurden an allen Probestellen chemische und physikalische Parameter wie pH-Wert, Temperatur und Fließgeschwindigkeit gemessen und das Makrozoobenthos beprobt, um Kenntnisse über die Gewässerqualität in Bereichen mit und ohne Biber zu gewinnen.

Um offene Fragen bezüglich des Arteninventars und dessen Bodenständigkeit an den Bibergewässern zu klären wurden die Untersuchungen 2012 an fast allen Probestellen wiederholt.

Ergebnisse

Die Artenzahl (s. Abb.1) in den vom Biber unbeeinflussten Gewässerabschnitten ist mit vier Arten dem Lebensraumtyp entsprechend gering und umfasst typische Arten kleiner Fließgewässer wie Zweigestreifte Quelljungfer *Cordulegaster boltonii* und an sonnigeren Abschnitten auch *Calopteryx virgo*. Die Artenzahl an vom Biber veränderten Gewässerabschnitten ist mit 29 Arten deutlich höher. Auch an den bereits aufgegebenen Biberteichen ist die Artenzahl gegenüber den vom Biber unbeeinflussten Gewässerabschnitten mit 7 Arten immer noch erhöht.

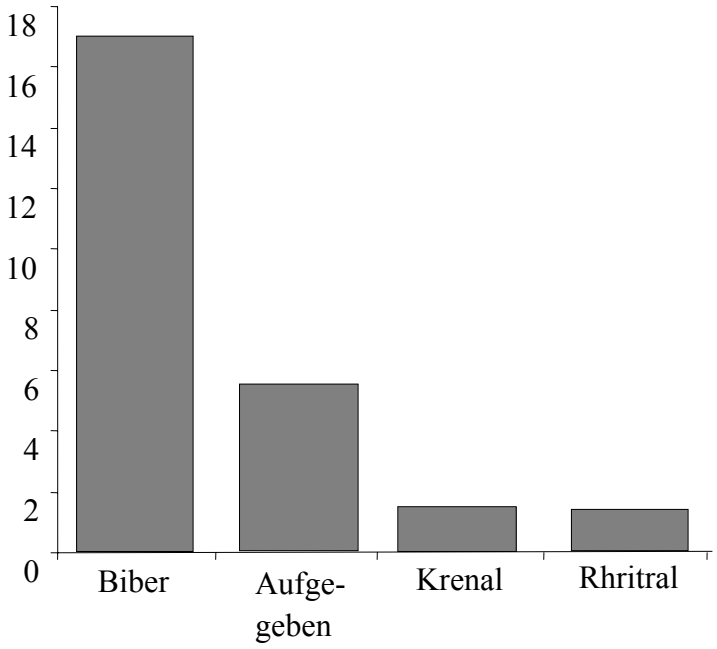


Abb.1. Mittlere Artenzahl der Libellen (Odonata; Zygoptera, Anisoptera) in den unterschiedlichen Lebensraumtypen (n=12)

Die Fließgewässerarten kamen an den vom Biber veränderten Gewässerabschnitten mit erhöhter Abundanz (s. Abb.2) vor, wobei Calopteryx splendens (Gebänderte Prachtlibelle) sogar ausschließlich an den vom Biber veränderten Gewässerabschnitten nachgewiesen werden konnte. Bodenständigkeitsnachweise wie Larven, Exuvien und Paarungsräder der beiden in Deutschland vorkommenden Prachtlibellenarten gelangen nur in Biberrevieren

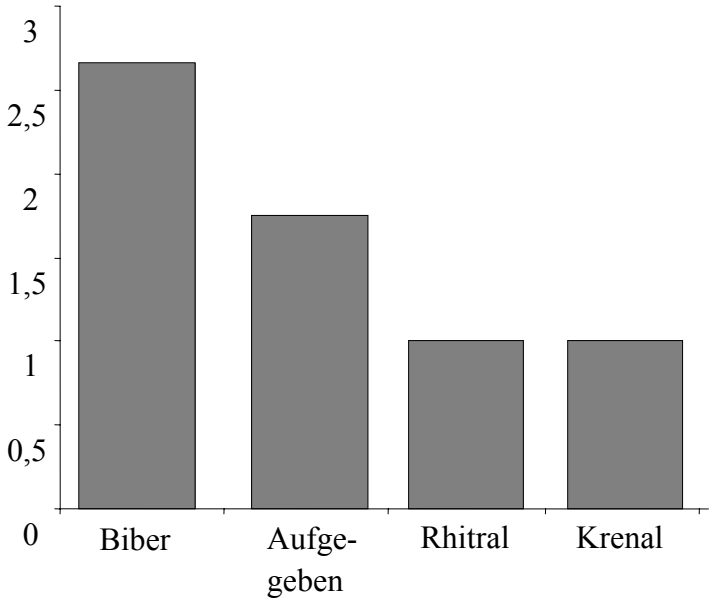


Abb.2 Mittelwerte der erfassten Fießgewässerarten (Libellen) in den unterschiedlichen Lebensraumtypen (n=12)

Diskussion

Neben der erhöhten Anzahl und Abundanz der Libellenarten an den vom Biber veränderten Gewässerabschnitten, ist besonders die Artenkombination bemerkenswert. Das Nebeneinander von Arten mit sehr unterschiedlichen Lebensraumansprüchen ist kennzeichnend für die untersuchten Biberreviere und ist im ältesten Revier am stärksten ausgeprägt. Aufgrund der inzwischen weitgehend von Bibern gefällten oder durch Überstauung abgestorbenen Bäume sind diese Gewässer halbschattig bis voll besonnt. So ist eine reichhaltige emerse Vegetation mit Arten wie *Glyceria fluitans* (Flutender Schwaden), *Potamogeton natans* (Schwimmendes .Laichkraut) und *Sparganium neglectum* (Ästiger Igelkolben) möglich. Sie bietet vielen Libellenarten wichtige Strukturen zur Eiablage und Lebensräume für Larven, z.B. *Lestes sponsa, L. virens*. Andere Libellenarten (z.B. *Enallagma cyathigerum*) wiederum profitieren von der Tatsache, dass der Biber das Zuwachsen der Gewässer z.B. mit *Sparganium neglectum* aufgrund seiner Tätigkeiten verhindert bzw. die Wasserflächen teilweise frei hält. Auf der emersen Vegetation und in den Uferbereichen konnten zahlreiche Exemplare von *Pyrrhosoma nymphula* (Frühe Adonislibelle), *Ischnura elegans* (Große Pechlibelle), *Coenagrion puella* (Hufeisen Azurjungfer) und *Platycnemis pennipes* (Blaue Federlibelle) beobachtet werden, wobei letztere in der Eifel ansonsten eine eher seltene Erscheinung ist.

Typisch sind zudem die großen Mengen an Totholz, z.B. in den oft durchsickerten Dämmen die vor allem von *Cordulegatser boltonii* Weibchen zur Eiablage aufgesucht werden. Die zahlreichen Exuvienfunde von *C. boltonii* im nahen Umkreis der Dämme sprechen für eine hohe Qualität dieser zoogenen Strukturen als Larvalhabitat. In vegetationsreichen Buchten ist dagegen keine Strömung feststellbar, dementsprechend erwärmen sich solche Bereiche bei entsprechender Besonnung deutlich (HARTHUN 1998) und werden unter anderem bevorzugt von *Sympetrum danae* (Schwarze Heidelibelle) als Rendezvous- und Eiablageort aufgesucht. Der in der Eifel seltene Kleine Blaupfeil *Orthethrum coerulescens* profitiert von der Wirkung des erhöhten Grundwasserstands und findet neben langsam fließenden Flachwasserbereichen immer wieder Rinnsale, die so genannten „Sekun-

därbäche“ (Teichabläufe), welche die Auenlandschaft durchziehen, für die Eiablage. Darüber hinaus entstehen kleinere Randgewässer, Nasswiesen und auch größere (> 100 m²) Schwingrasen aus Torfmoosen, die weitere Habitate für z.T. anspruchsvollere Arten darstellen. So konnten als biogeographische Besonderheiten boreale Arten wie *Leucorrhinia pectoralis* (Große Moosjungfer) und *L. rubicunda* (Nordische Moosjungfer) nachgewiesen werden, die zusammen mit der westeuropäisch- submediterranen *Ceriagrion tenellum* (Zarte Rubinjungfer) in einem Biberrevier vertreten waren.

Fazit

Die Mehrzahl der insgesamt ca. 25 Biberteichsysteme befindet sich in der Nordeifel an naturnahen Mittelgebirgsbächen in geschlossenen und überwiegend standorttypischen Wäldern. Diese Gewässer zeichnen sich durch eine vergleichsweise artenarme Libellenfauna aus.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen zeigen auf eindrucksvolle Weise, dass die Bauaktivitäten des Bibers und die damit verbundenen vielfältigen Strukturen bereits nach kurzer Zeit die Diversität von Libellenartengemeinschaften erhöhen können.

Unter den seit der Rückkehr des Bibers in der Nordeifel nachgewiesenen Libellenarten sind mittlerweile auch solche Arten, denen vor dem Hintergrund des Klimawandels in NRW eine Verschlechterung der Lebensraumsituation vorhergesagt wird (CONZE et al. 2011). Biber können in diesem Zusammenhang einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt der Diversität der Libellenfauna leisten, indem sie z.B. durch die Erhöhung lokaler Grundwasserstände, die Dämpfung von Hochwasserspitzen oder Erhöhung der Minimalabflüsse einem Habitatverlust entgegenwirken (NYSSEN et al. 2011, ZAHNER 1996).

Damit bietet der Biber dem Natur- und Artenschutz interessante Möglichkeiten, die in übergeordnete Strategien, so z.B. bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Eingang finden müssen.

Hinsichtlich des Verständnisses des Bibers als Landschaftsgestalter und seiner Bedeutung als Schlüsselart für viele Artengemeinschaften stehen wir in Europa erst am Anfang. Die Autoren hoffen daher, dass der Biber in der Ökosystemforschung in Zukunft stärker berücksichtigt wird.

Literatur

CONZE, K.-J., MENKENS, N. & M. OLTHOFF (2011): Libellen und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen.- Natur in NRW 4/11: 20-26.

HARTHUN, M. (1998): Biber als Landschaftsgestalter.- Maecenata Verlag, München: 199 S.

NYSSEN, J., PONTZEELE, J. & P. BILLI (2011): Effect of beaver dams on the hydrology of small mountain streams: Example from the Chevral in the Ourthe Orientale basin, Ardennes, Belgium.–Journal ofHydrology 402: 92-102

ZAHNER, V. (1996): Der Einfluß des Bibers (*Castor fiber* L.) auf gewässernahe Wälder. Ausbreitung der Population sowie Ansätze zur Integration des Bibers in die Forstplanung und Waldbewirtschaftung in Bayern.- Freising.

PROZESSE UND MODELLE IN SEEN

FEDERLEIN, L. L., C. MENDOZA-LERA, M. KNIE & M. MUTZ: The Algal Lift – Buoyancy Mediated Sediment Dynamics in Sandy Streams

HUPFER, M., S. JORDAN, CH. ENGELHARDT, CH. HERZOG & A. KLEEBERG: Hypolimnische Enclosures: Neuartiges Freilandexperiment zur Untersuchung des internen Phosphorhaushaltes und der Sauerstoffzehrung unter veränderten klimatischen und trophischen Bedingungen

NEUMANN, C., A. KLEEBERG & M. HUPFER: Pelagische Redoxklinen und partikulärer Stofftransport: Einfluss auf den Phosphorhaushalt des Arendsees (Sachsen-Anhalt)

SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen

WOLF, TH., L. KEMPKEN, K. SCHENK & H.-B. STICH: Flächenhafte Variabilität von Chlorophyllpigmenten im Bodensee – Satellitenbilder und „ground-truth"-Sondenmessungen

The Algal Lift – Buoyancy Mediated Sediment Dynamics in Sandy Streams

Laura L. Federlein[1], Clara Mendoza-Lera[1], Matthias Knie[1] & Michael Mutz[1]

[1] Brandenburg University of Technology, Department of Freshwater Conservation, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, federlau@tu-cottbus.de

Keywords: sediment dynamics, buoyancy, floating algal mats, benthic-pelagic coupling, flume

Introduction

The stability of stream sediments is characterized by a complex relationship between physical, chemical and biological processes (Austen et al. 1999; Madsen et al. 1993). Biogenic sediment stabilization has been discussed since the early 1970s (Holland et al. 1974; Paterson et al. 1990). Madsen et al. (1993) classified two main process groups which were found to cause this stabilization: (i) processes that change the flow conditions over the sediment surface, leading to differences in shear velocity and thus to differences in the transport of sediment and (ii) processes that alter the sediment momentum. Benthic algal mats are found to decrease the erodibility of the sediment's uppermost surface layer due to the sediment particle binding to the extracellular polymeric substances (EPS) (Holland et al. 1974; Paterson et al. 1990; Madsen et al. 1993). However, while the influence of biology on sediment stability is broadly discussed for cohesive sediments (e.g. Droppo et al. 2007), attention is still needed on the topic of sediment dynamics, namely erosion, transport and deposition, of sandy sediments. As field observations suggest, given low flow conditions and high oxygen production rates benthic algal mats can start to lift (Power 1990) and thereby disturb the uppermost sediment layer.

In this experiment the potential of algal mats to lift sediment when they rise as a result of high productivity and low flow is tested as well as the influence of different sediment grain sizes, ranging from sand (0.2 – 0.8 mm) to gravel (2 – 8 mm). Based on the theory of particle binding to EPS by Madsen et al. (1993) it is hypothesized that material is lifted, whereas a higher sediment dynamics is expected for sand-bed flumes compared to gravel-beds.

Material and Methods

Experimental Set-Up

Lowland stream conditions were simulated in 12 flumes located in a greenhouse (Tab. 1). The flumes were supplied with phosphorous enriched groundwater (2 µgP/l) from the experimental site Chicken Greek (Germany, 51°36'N, 14°16'E, 171 m (Gerwin et al. 2009)) using a peristaltic pump (520-SN, Watson Marlow, UK). Supply rate during the 36 days of the experiment (26th September to 4th November, 2011) was constant 2.3 l/h. Additional pumps were installed (DDC pumps, 12V DDV-1RT, Laing, USA) on each flume to partially re-circulate the water, thus simulating flow conditions of low-energy sand-gravel-bed streams, well below the threshold for scour of the bed (Tab. 1).

4 replicate flumes were each filled with gravel (2–8 mm), sand (0.2–0.8 mm) and a mixture of both (25/75 % mass, resp.) to a depth of 4 cm. To ensure initial conditions, the sediment was washed with tap water and dried at room temperature. Initial organic matter content in the washed sediment was 0.1±0.0 % for sand and 0.1±0.1 % for gravel. Sediment hydraulic conductivity of the sediment without inoculums was measured with a laboratory permeameter using falling head tests (soil water permeameter 09.02.02.25, ringholder 53 mm Ø; Eijkelkamp, Giesbeek, The Netherlands) before experiment start.

Algal and microbial colonization was sped up with an inoculum from the Chicken Creek Site. On day 2, stream sediments (6 kg) were collected and mixed with 12 l of stream water, shacked and put aside for 5 min, to allow sedimentation of fine sediments. Then 1 l of the filtered inoculum (125 µm mesh to avoid macroinvertebrates) was carefully added to the water column of each flume, avoiding any disturbance of the sediments.

Measurements

Whole-flume metabolism was measured on day 4, 15, 29, and 36, by sealing the water surface against the atmosphere with acrylic glass lids and measuring the change in water column oxygen concentration over time at 30 s intervals with oxygen optodes (Oxy 10 mini, PreSens, Regensburg, Germany). Air in the head space above the water column was avoided by adjusting fine threads on the acrylic glass lids. Gas exchange between the wall of the flume and the lids was stopped by rubber insulation strips. Any pre-measurement existing oxygen gas bubbles were manually removed. Community respiration (CR) was recorded as decline in oxygen concentration after having the flumes covered with an additional black (opaque tarpaulin) foil for a maximum time of 2 h. Subsequently, gross production (GP) was determined by removing the tarpaulin and measuring the change in oxygen concentration (max. 2 h). Net primary production (NPP) was calculated as the difference between GP and CR.

Oxygen concentration profile of the sediment pore water was measured on day 2, 16, 30, and 35 around noontime with a needle probe microoptode (Microx TX3, PreSens, Regensburg, Germany). Three random sites were measured per flume at 0.5 cm intervals from 0 to 2.5 cm depth.

When production started to peak and oxygen gas bubbles could be found in each flume, oxygen production and release in form of oxygen gas bubbles was measured at the days 25 to 27. The rate per sediment surface (m^2) was estimated by sampling the produced oxygen in glass funnels (40 mm Ø) with closed tip, completely filled with water from the flume and arbitrarily located on the sediment surface. We measured 9 out of 12 flumes (3 per sediment type) over a period of 24 h, changing the funnels after 12 h to differentiate between day and night conditions.

At the last day, floating algal mats were collected from each flume, including the entangled sediment. To reach a stable dry weight (DW), they were first dried at 60°C for 24 h and then at 105°C for 16 h, subsequently weighted for their DW. Later, they were combusted at 500°C (3 h) to obtain the ash-free dry weight. The amount of sediment contained in the floating mats is expressed as % of the mats' DW as well as in g. Close-up areal pictures of all flumes were taken (EOS 1000D Digital SLR; Canon, Surrey, UK) to assess the sediment surface covered by algae as well as the sizes of the floating algal mats. ArcGIS (ESRI 2009) was used to quantify the algae covered from the pictures after georeferencing, reporting them as percentage of sediment surface as well as in square meters.

Data Analysis

Statistical analyses were conducted using SPSS (SPSS Inc. 2008). To test changes over time as well as differences between sediment types, the data was analyzed with paired Student's t-test and one-

way ANOVA on a significance level of $p<0.050$. All values are reported as means with standard deviation. We expressed NPP and CR/m^2 sediment surface and standardized CR to 21ºC, assuming that relationships between temperature and metabolic rate were exponential according to a Q_{10} of 2 (Q_{10} is the factor by which the metabolic rate increases with a 10ºC rise in temperature; Davidson & Janssens (2006)).

Tab. 1: Flume and sediment characteristics. Flow parameters and initial permeability are given as mean±SD and sediment grain size is given as a range.

Set-Up Part	Characteristic
Flumes (n°)	12
Length (m)	3.66
Width (m)	0.12
Height (m)	0.12
Sediment depth (m)	0.04
Water column (m)	0.01
Surface water (l)	9.10
Current velocity (m/s)	0.017±0.003
Surface water residence time (h)	6
Reynolds number	296.304±172.296
Froude number	0.095±0.055
Sediment grain size (mm)	Sand: 0.20–0.80
	Mixture: 75 % sand / 25 % gravel (by mass)
	Gravel: 2.00 – 8.00
Initial hydraulic conductivity (m/s)	Sand: $(6.2\pm2.5)*10^{-3}$
	Mixture: $(4.2\pm1.9)*10^{-3}$
	1Gravel: $1*10^{-2}$ to $1*10^{-1}$

1Gravel permeability was categorized according to Bentz & Martini (1969).

Results and Discussion

From days 1 to 4 there were no visual signs of algae growth, neither on the sediment nor in form of floating mats. Benthic algal mats started to develop from day 5 on and showed a high production rate since (Fig. 2) leading to trapped oxygen bubbles within the benthic algae tufts, accumulating until day 25. During the period of algal lift (day 25 to 27) the oxygen gas bubble production and release out of those benthic algal tufts was 403.3±322.1 mlO_2 h^{-1} m^{-2} with no significant differences between sediment types. Before the rise of algal mats, 54.0±13.6 % (0.2±0.1 m²) of the flume sediment surface was covered by mats, of which 50.1±17.0 % (0.1±0.0 m²) rose as floating algal mats to the water surface. No significant influence of the sediment types on areas covered by floating or attached algal mats could be seen.

Overall, dynamics of whole-flume metabolism was similar between sediment types throughout the entire experiment time (Fig. 2). NPP and CR rates peaked significantly from day 4 to 29 (3.4±5.6 to 72.5±3.9 and -5.7±1.4 to -32.3±1.4 mgO2 h-1 m-², resp.) (paired Student's t-test: NPP: t_{10}=-16.460, p=0.000; CR: t_{10}=8.256, p=0.000). The rise of the algal mats at day 26 lead to a significant decrease of measured metabolic activities, i.e. NPP and CR rates at day 36: 17.1±5.5 and 0.2±2.2 mgO2 h-1 m-², resp. (paired Student's t-test: NPP: t_{11}=7.248, p=0.000; CR: t_{11}=-13.088, p=0.000). The low production rates on the last day of the experiment were similar to day 4, whereas oxygen consumption was significantly different from day 4 (paired Student's t-test: t_{10}=-2.735, p=0.021) as on that day respiration rates were lower than production rates and hence, in case of gravel and mixture-beds oxygen production rates were measured (2.2±1.4 and 0.6±2.8 mgO2 h-1 m-², resp.). Metabolism rates measured during and after the peak of oxygen gas bubble production (days 25 to 27) might be

influenced by a measurement error. While measuring the change of oxygen concentration in the water the change of oxygen in the entrapped bubbles within the algal mats could not be measured. We assume that these bubbles may have acted as an oxygen buffer, leading to an underestimation of actual oxygen consumption and production rates.

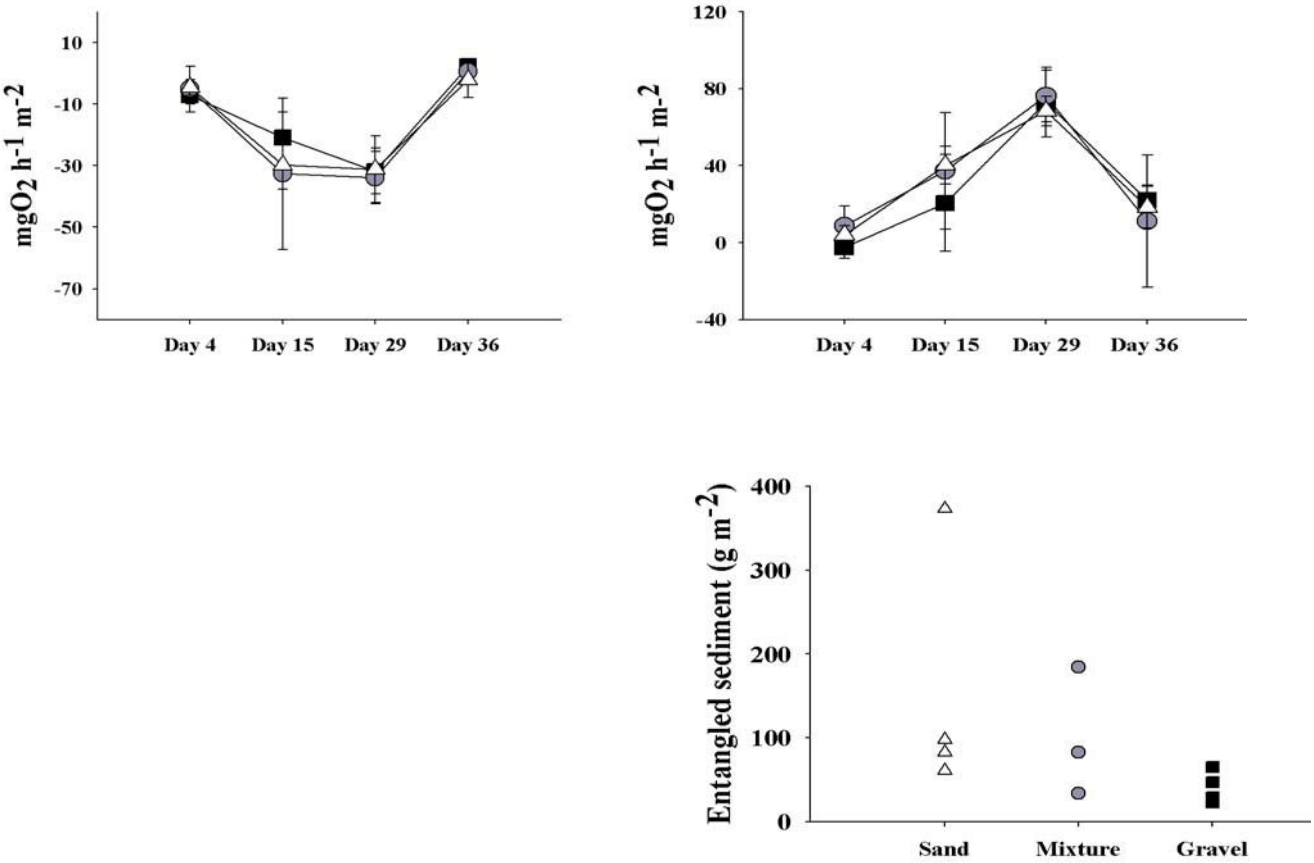


Fig. 1: Transported sediment in floating algal mats.

Fig. 2: CR rates (left) and NPP rates (right) over experiment time. Values expressed as means ±SD in mgO2 h-1 m-². Closed squares = gravel; grey circles = mixture; open triangles = sand.

Sand-beds showed a higher potential for sediment disturbance than gravel (Fig. 1 and Tab. 2). The smaller the grain size, the higher the amount of sediment contained in floating mats was (ANOVA: $F_{2,8}$=36.508, p=0.000). The thus disturbed area, with a minimum depth of at least 1 sediment particle, was approx. 20 times larger in sand-beds compared to gravel-beds (Tab. 2). There seemed to be a trend for a negative relationship between sediment transported per bed area and grain size (Fig. 1). We assume that due to the large variability and low number of replicates this was not proven significant (ANOVA: $F_{2,8}$=1.306, p=0.323).

Tab. 2: Characteristics of the entangled sediment in floating mats. Mean ±SD (n=4), n. d. = no data.

Sediment type	Total sediment in floating algal mats (%) (g)	Entangled sediment in floating algal mats (g/m²)	Transported particles (n°/m²)	Disturbed sediment surface (%)
Gravel	90.5±0.8 (4.5±1.5)	41.0±19.1	210±98	0.3±0.1
Mixture	95.4±1.9 (7.7±3.0)	100.0±76.8	22,280±171,062	n. d.
Sand	97.9±1.0 (13.7±5.0)	153.6±147.1	456,177±436,893	5.9±5.7

Vertical oxygen distribution in sediment pore water was not influenced by the algal growth and rise. Throughout the experiment time, oxygen saturation in gravel-beds showed less reduction towards the depth and was less fluctuating. Gravel-beds had an averaged reduction of 95.3±3.3 % from the surface to depth 2.5 cm, whereas a declining trend for mixture and sand-beds could be measured with 78.1±10.2 and 85.1±6.7 %, respectively. This suggests that the vertical water flux through gravel-bed flumes was in general higher than through finer grained material, possibly leading to a deeper growth of algae into gravel-beds. The difference in oxygen profiles between fine and coarse grained sediments results from the different hydraulic conductivity (Tab. 1). Due to the different hydraulic conductivity vertical exchange between the sediments and the surface water is slower in sand and mixture than in gravel, and therefore the reduction oxygen concentration in gravel as a result of respiration is buffered by the exchange leading to a less steep gradient than in sand and mixture.

The general lack of differences between sediment types, as seen in metabolism rates, oxygen gas bubble production and size of floating algal mats points out that the large difference in entangled and transported sediment between fine and coarse sediment must be caused by the differences in sediment types characteristics.

Conclusion

This experiment confirms that floating algal mats influence sediment dynamics at low flow conditions and high production rates. Not only cohesive sediments, as presented by Droppo et al. (2007), but also sand and even gravel-bed streams can be affected by them. Under low flow conditions, progressive accumulation of oxygen bubbles in benthic algal mats, driven by a high production rate resulted in buoyancy mediated sediment dynamics. The particle binding to EPS (Madsen et al. 1993) was shown to be stronger for sand-beds compared to gravel-beds, consequently, fine grained stream beds were shown to have a higher potential for biogenic dynamics. These results show an up to now unregarded mechanism of benthic to pelagic coupling in streams, which can cause downstream transport of organic matter and sediments at low flow. Further research is needed to investigate whether the reason for more entangled sediment in case of sand-beds are due to the better embedment of sand particles into the algal mats (due to their smaller size) or due to their lighter weight compared to gravel grains.

Acknowledgement

This study was part of the Transregional Collaborative Research Center 38 (SFB/TRR 38), which was financially supported by the German Research Foundation (DFG, Bonn) and the Brandenburg Ministry of Science, Research and Culture (MWFK, Potsdam). The Basque Country Government (Spain) funded C. Mendoza-Lera (Research grant BFI 09.338). We are grateful to E. Gassert, R. Ender, J. Krahl, J. Schlief, U. Zeihser and L. Zipfel for their help with laboratory and fieldwork.

References

Austen, I., Andersen, T. J., Edelvang, K. (1999): The Influence of Benthic Diatoms and Invertebrates on the Erodibility of an Intertidal Mudflat, the Danish Wadden Sea. Estuaring, Coastal and Shelf Science 49:99-111

Bentz, A., Martini, H. J. (1969): Lehrbuch der Angewandten Geologie. Volume 2 – Geowissenschaftliche Methoden. Ferdidand Enke Publishing. Stuttgart.

Davidson, E. A. and I. A. Janssens (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. Nature 440: 165-173

Droppo, I. G., Ross, N., Skafel, M. & Liss, S. N. (2007): Biostabilization of cohesive sediment beds in a freshwater wave-dominated environment. Limnology & Oceanography 52:577-589
ESRI (Environmental Systems Resource Institute) (2010): ArcMap 10.0. ESRI, Redlands, California.
Gerwin, W., Schaaf, W., Biemelt, D., Fischer, A., Winter, S., Hüttl, R.F. (2009): The artificial catchment "Chicken Creek" (Lusatia, Germany)--A landscape laboratory for interdisciplinary studies of initial ecosystem development. Ecological Engineering 35:1786-1796.
Holland, A. F., Zingmark, R. G., Dean, J. M. (1974): Quantitative evidence concerning the stabilization of sediments by marine benthic diatoms. Marine Biology 27:191-196
Madsen, K. N., Nilsson, P., Sundbäck, K. (1993): The influence of benthic micro algae on the stability of a subtidal sediment. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 170:159-177
Paterson, D. M., Crawford, R. M., Little, C. (1990): Subaerial exposure and changes in the stability of intertidal estuarine sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science 30:541-556
Power, M. E. (1990): Benthic Turfs vs Floating Mats of Algae in River Food Webs. Oikos 58(1):67-79
SPSS Inc. (2008): SPSS Statistics for Windows, Version 17.0. Chicago.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Hypolimnische Enclosures: Neuartiges Freilandexperiment zur Untersuchung des internen Phosphorhaushaltes und der Sauerstoffzehrung unter veränderten klimatischen und trophischen Bedingungen

Michael Hupfer, Sylvia Jordan, Christof Engelhardt, Christiane Herzog & Andreas Kleeberg

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, hupfer@igb-berlin.de

Keywords: Phosphor-Rücklösung, Sauerstoffschwund, Klimawandel, thermische Schichtung, Freiland-experiment, Enclosure

Einleitung

Durch den Klimawandel verändert sich das thermische Regime von Seen mit weit reichenden ökologischen Konsequenzen. Besonders in eutrophierten Seen stellt sich die Frage, welche Auswirkungen sich für die Sauerstoffverhältnisse und die Phosphor (P)-Rücklösung aus den Sedimenten ergeben. Seit dem Jahr 1977 ist im Arendsee (Sachsen-Anhalt) die Oberflächentemperatur des Wassers um 0,51 K pro Dekade gestiegen und die Schichtungsdauer hat sich um 8 Tage pro Dekade verlängert (Jordan et al. 2012). Auf der Basis von Klimaprojektionen ergibt sich, dass sich der Trend der Zunahme der Oberflächentemperatur fortsetzt und sich der Zirkulationstyp Mitte dieses Jahrhunderts von dimiktisch zu monomiktisch verändern wird (vgl. Kirillin 2010). Eine stabilere und längere Schichtung könnte einerseits dazu führen, dass die Nährstoffversorgung aus dem Tiefenwasser erschwert ist, was die Verfügbarkeit von Phosphor in der euphotischen Zone vermindert (Hupfer & Nixdorf 2011). Andererseits trägt die verlängerte Schichtungsdauer im Arendsee maßgeblich dazu bei, dass sich das Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser am Ende der Stagnation immer mehr vergrößert. Viele Beobachtungen an Seen zeigen, dass Sauerstoffschwund und P-Anreicherung im Tiefenwasser korreliert sind (z. B. Kasprzak 2011, Wilhelm & Adrian 2008). Für den Stechlinsee (Brandenburg) wird vermutet, dass vor allem die veränderten klimatischen Bedingungen auf diese Weise einen Anstieg der P-Konzentration und der Produktivität hervorgerufen haben. Für eine Prognose, ob sich die P-Retention im Sediment bei verlängerter Schichtung verändert, sind eine Lokalisierung und genaue Kenntnisse der ablaufenden Prozesse notwendig.

Mit einem neuartigen Freilandexperiment sollen in diesem Zusammenhang folgende wissenschaftliche und praktische Fragen bearbeitet werden: (1) Führt eine verlängerte Schichtung infolge des Klimawandels zu einer zusätzlichen Abgabe von Phosphor aus dem Sediment eines Sees? (2) Findet die P-Freisetzung im Tiefenwasser während oder nach der Sedimentation statt? Die Beantwortung der Frage ist beispielsweise bedeutsam, ob Fällmittel zur Reduzierung der P-Konzentration die P-Retention im Sediment längerfristig erhöhen können. (3) Verursachen die Sinkstoffe oder die Sedimente den Sauerstoffschwund im Tiefenwasser? (4) Wie ist das zeitliche Antwortverhalten hinsichtlich des Sauerstoffhaushaltes und der P-Rücklösung nach Maßnahmen zur Eutrophierungsverminderung?

Material und Methoden

Technische Beschreibung der Versuchsanlage

Im Arendsee (z_{max} = 50 m, A = 5,13 km^2) wurden im März 2012 neuartige **U**nter**w**asser-**E**nclosures (UWE) installiert. Die frühere und gegenwärtige Belastung mit Phosphor führte im Arendsee mit Gesamt-P Konzentrationen von gegenwärtig 190 µg P/L zur starken Eutrophierung. Seit vielen Jahren kommt es episodisch zu Massenentwicklungen von Cyanobakterien.

Die Experimentanlage besteht aus vier 30 Meter langen Schläuchen mit einem Durchmesser von drei Metern. Diese Zylinder, bestehend aus einem mit Polyethylen beschichteten Textil, sind an einer schwimmenden Ponton-Plattform befestigt. Sie reichen von 20 Meter Tiefe bis auf den Seegrund in 50 Metern und schließen unten mit dem Sediment ab (Abb. 1). Zur Stabilisierung sind Kunststoffringe im Abstand von 5 m angebracht. Das in einem Enclosures eingeschlossene Wasservolumen beträgt 212 m^3. Da die Enclosures oben offen sind, erfolgt eine natürliche Versorgung des eingeschlossenen Tiefenwassers und der Sedimente mit Sinkstoffen. Mit einer Winde können die Enclosures angehoben und gerafft werden, was eine neue Positionierung nach einem abgeschlossenen Experiment ermöglicht. Das UWE System ist modular aufgebaut, so dass eine Erweiterung der Anlage von gegenwärtig vier Enclosures auf eine größere Anzahl paralleler Ansätze möglich ist. Das mittlere Hauptseil eines Enclosure dient als Führungsseil für die Beprobung der Enclosures mit Hilfe von Multiparametersonden und anderer Probenahmegeräte. Die Enclosures wurden zudem mit je 4 D-Opto-Loggern (Fa. Zebra Tech, NZ) für die Sauerstoffmessung in unterschiedlichen Tiefen ausgestattet. Um den Wandeffekt auf die P-Konzentration innerhalb der Enclosures zu quantifizieren, wurden 11 x 7 cm große Aufwuchsträger aus dem Enclosure-Material in 5 verschiedenen Wassertiefen exponiert.

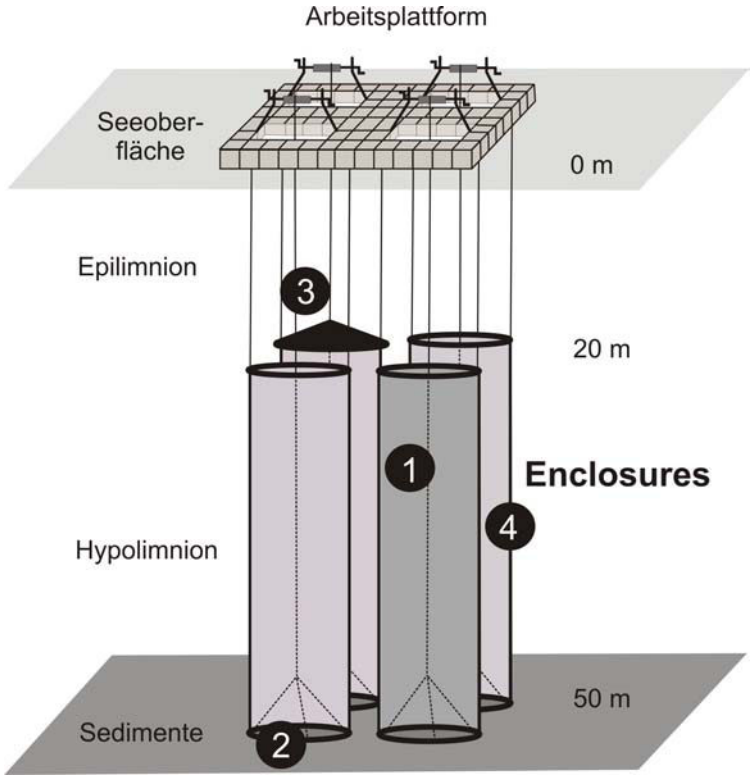


Abb. 1: Schematische Darstellung der Experimentanlage UWE (Unterwasser-Enclosure) am Arendsee. Die Zahlen geben die vorgesehenen Manipulationen an:
1- Verlängerung der Schichtung
2- Veränderungen am Sediment (z. B. Unterdrückung der P-Rücklösung)
3- Verhinderung der Sedimentation
4- Veränderungen im Tiefenwasser

Manipulationsmöglichkeiten

Es ergeben sich vier grundlegende Möglichkeiten der Manipulation mit Hilfe der beschriebenen Enclosure-Anlage: (1) Verlängerung der Schichtung: Durch natürliche und künstliche Dichtegradienten und veränderte Transportverhältnisse kann die Schichtung in den Enclosures auch während der Vollzirkulation des Sees aufrecht erhalten oder sogar meromiktische Bedingungen simuliert werden. Damit lässt sich unter naturnahen Bedingungen prüfen, welche Konsequenzen sich für das Tiefenwasser und die an der Sediment-Wasser-Grenze stattfindenden Prozesse infolge fehlender Durchmischung ergeben. (2) Unterdrückung der P-Freisetzung aus dem Sediment: Mit Hilfe von Fällmitteln, die sedimentnah eingebracht werden, wird die P-Rücklösung aus dem Sediment ausgeschlossen. Anreicherungen im Hypolimnion ergeben sich dann ausschließlich aus der Rücklösung während der Sedimentation. (3) Unterdrückung der Sedimentation: Mit Hilfe einer Abdeckung wird die Zufuhr von sedimentierendem Material minimiert. Die Sauerstoffzehrung und die P-Rücklösung ergeben sich in diesem Fall vorwiegend aus Prozessen, die im Sediment stattfinden. Damit können weniger produktive Zustände im Gewässer simuliert werden (z. B. nach einer Restaurierung). (4) Zugabe von Stoffen: Es lassen sich direkt die Auswirkungen von zugegebenen Stoffen (z. B. molekularer Sauerstoff, Sulfat) auf Prozesse im Tiefenwasser und Sediment unter natürlichen Bedingungen untersuchen.

Zur Interpretation der Ergebnisse können manipulierte Enclosures mit unmanipulierten Ansätzen und mit der Wassersäule außerhalb der Enclosures verglichen werden. Im April 2012 wurde in zwei der vier Enclosures eine Suspension von Bentophos® (Lathan-haltiges Bentonit) mit einer Menge von 0,56 kg/m^2 ein Meter über dem Sediment eingebracht.

Erste Ergebnisse des Freilandexperimentes

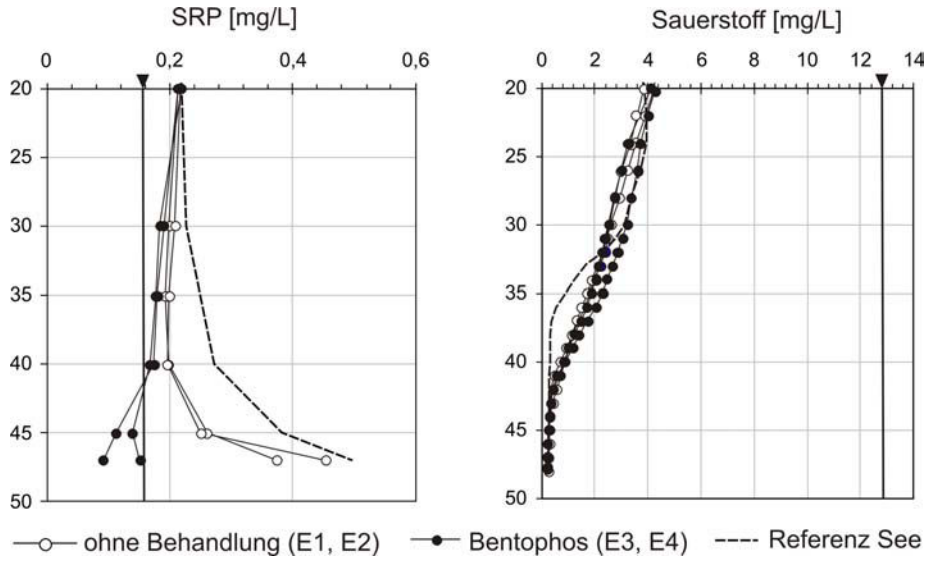


Abb. 2: Vertikale Verteilung der Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) und des Sauerstoffs innerhalb und außerhalb der Enclosures am 4. Oktober 2012. Das Dreieck kennzeichnet die Startkonzentrationen zu Beginn des Experimentes im April 2012.

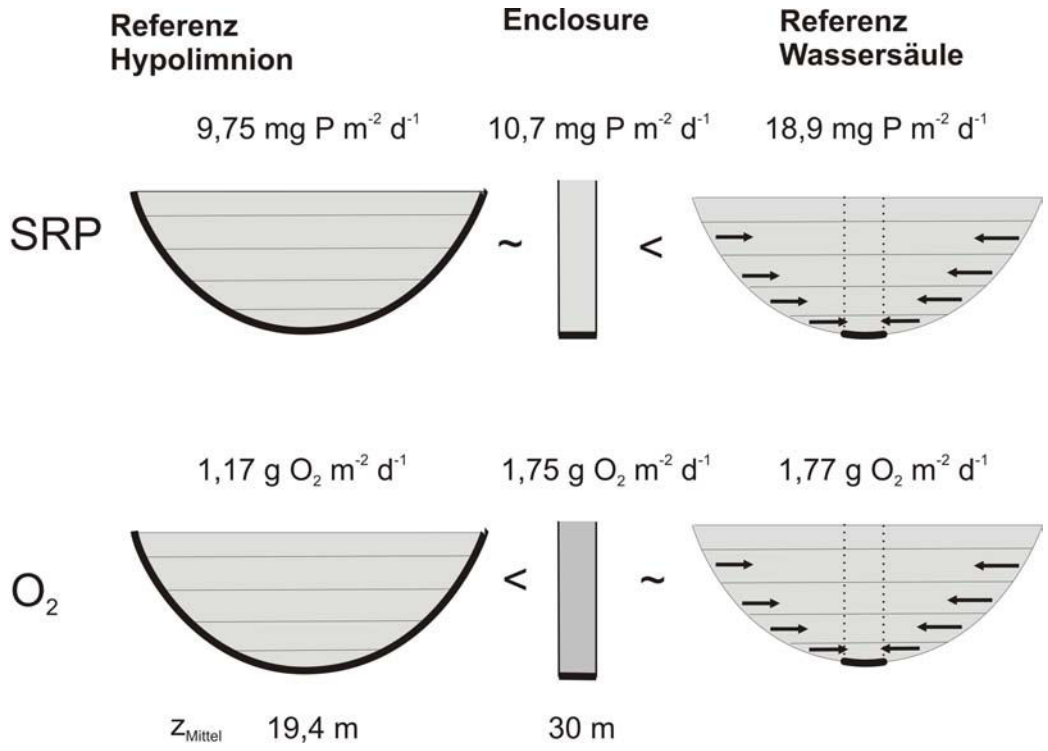


Abb. 3: Vergleich der P-Freisetzungsraten und O_2-Verbrauchsraten außerhalb und innerhalb der Enclosures (ohne Bentophos-Behandlung) von April bis Oktober. Die dick hervorgehobenen Striche geben die Fläche an, auf die sich die jeweilige Rate bezieht. Die Pfeile zeigen an, dass die gesamte Sedimentfläche im Hypolimnion unter natürlichen Bedingungen auf die vertikale Stoffverteilung an der tiefsten Stelle wirkt.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die im Arendsee installierten neuartigen Unterwasser-Enclosures weisen ein hohes Potential auf, die ablaufenden Prozesse bezüglich des Sauerstoffhaushaltes und des internen P-Haushaltes in geschichteten Seen auch unter sich verändernden Umweltbedingungen bzw. durch experimentelle Manipulation besser als bislang zu verstehen und zu lokalisieren. Die Enclosures minimieren den Sedimenteinfluss und schließen den lateralen Transport aus, was zur Interpretation des Sedimenteinflusses auf den Phosphor- und Sauerstoffhaushalt ausgenutzt werden kann. Mit der Experimentalanlage ist es möglich, die Durchmischung des Tiefenwassers zu verhindern, was weitreichende Studien zum Einfluss eines veränderten Schichtungsverhaltens infolge des Klimawandels auf Prozesse im Tiefenwasser zulässt. Auf diese Weise könnten auch meromiktische Verhältnisse simuliert werden.

Danksagung

Für den großen Einsatz beim Aufbau und der Beprobung der Enclosure-Anlage danken die Autoren vielen Mitarbeitern im IGB, insbesondere Thomas Rossoll, Maximilian Lau, Jonas Keitel, Holger Daniel, Catherin Neumann, Matthias Rothe und Jakob Wagner. Unverzichtbare technische

Unterstützung bei der Einbringung der Anlage und dem Transport auf dem Wasser wurde durch Ulrich Seedorff vom Segelclub Arendsee gewährt. Die Enclosures wurden durch die Firma Technoplan (Fehrbellin) hergestellt. Dem Amt für Wasserwirtschaft und Naturschutz in Salzwedel und dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt ist besonders für die Unterstützung bei der Erteilung der erforderlichen Genehmigungen zu danken. Wir danken dem Institut Dr. Noack für die Bereitstellung des Fällmittels Bentophos®. Die Forschungsarbeiten sind eingebunden in ein Forschungsvorhaben zu Redoxklinen, das von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG Hu 740/5) finanziert wird.

Literatur

Hupfer, M., Nixdorf, B. (2011): Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin Brandenburg, Diskussionspapier 11, Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, 71 S.

Jordan, S., Gohr, F., Rönicke, H., Kirillin, G., Hupfer, M. (2012): Langzeittrends physikalischer und chemischer Parameter des Arendsees (Sachsen-Anhalt). - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan): 282-286, Hardegsen

Kasprzak, P. (2011): Der gläserne Stechlin: Wie gravierend sind seine "Kreislaufprobleme"? Naturmagazin Berlin, Brandenburg 25, 3: 13-15.

Kirillin, G., 2010: Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. Boreal Env. Res., 15, 279-293

Wilhelm, S., Adrian, R. (2008): Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrient and phytoplankton. Freshwater Biology 53: 226–237.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Pelagische Redoxklinen und partikulärer Stofftransport: Einfluss auf den Phosphorhaushalt des Arendsees (Sachsen-Anhalt)

Catherin Neumann, Andreas Kleeberg & Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, catherin.neumann@igb-berlin.de

Keywords: Phosphor, Redoxkline, Klimawandel, Sommerstagnation

Einleitung

In eutrophen Seen kann es während der sommerlichen Schichtung zur Ausbildung starker Nährstoff- und Sauerstoffgradienten kommen. Im Epilimnion kommt es aufgrund hoher Nährstoffkonzentrationen zur intensiven Primärproduktion, während im Hypolimnion der sauerstoffzehrende Abbau der aussinkenden Biomasse dominiert. Die als pelagische Redoxklinen bezeichneten Grenzbereiche zwischen oxischen und anoxischen Wasserkörpern sind „Hot Spots" biogeochemischer Reaktionen und durch intensive Stoffumsetzungen charakterisiert (McClain et al. 2003). Durch die fortschreitende Klimaerwärmung wird die Dauer und Stabilität der Schichtung in Seen zunehmen (Gerten & Adrian 2002; Hupfer & Jordan 2011), so dass die Stoffumsatz in pelagischen Redoxklinen an Bedeutung für den See gewinnt. Bislang ist allerdings wenig darüber bekannt, welche Auswirkungen Redoxklinen auf die Verfügbarkeit von Phosphor (P) im Freiwasser und somit auf die Produktivität von Seen haben. In der Literatur wird der Einfluss von Redoxklinen auf den internen P-Zyklus kontrovers diskutiert. Nach den vorherrschenden Vorstellungen würde eine verlängerte Anaerobie im Hypolimnion die P-Freisetzung aus dem Sediment erhöhen (Malmaeus & Rydin 2006) und so die P-Konzentration im Freiwasser erhöhen. Aktuelle Studien aus der marinen Forschung belegen dagegen, dass pelagische Redoxklinen durch die Bildung von mineralischen Festphasen auch als P-Falle wirken können, so dass der P-Transport zum Sediment zunimmt (Dellwig et al. 2010).

Um den Einfluss pelagischer Redoxklinen auf die Bildung und den vertikalen Transport von P-Spezies zu untersuchen, wurde im Arendsee (Sachsen-Anhalt) der vertikale Transport partikulären Phosphors durch das dort auftretende metalimnische Sauerstoffminimum (jeweils eine Redoxkline ober- und unterhalb) analysiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Der Arendsee (Z_{max} = 51 m, A = 5,13 km^2) in Sachsen-Anhalt ist ein hocheutropher kalkreicher See. Die mittlere Gesamt-P Konzentration beträgt gegenwärtig 190 µg L^{-1}. Er ist durch eine wannenartige Morphologie und eine hohe Wasseraufenthaltszeit (ca. 40 a) charakterisiert. Während der Sommerstagnation bildet sich ein metalimnisches Sauerstoffminimum aus, in dem

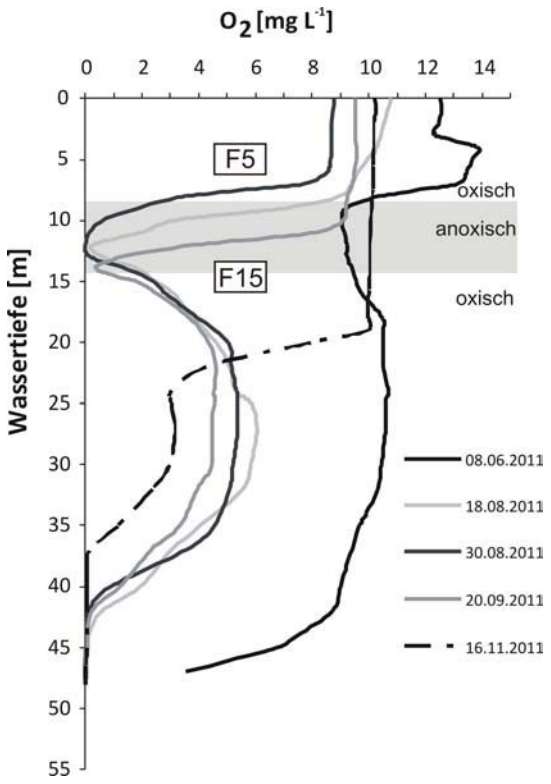
bis zu 50% der gesamten Sauerstoffzehrung unterhalb des Epilimnions während der Schichtungsperiode stattfinden (Hupfer & Jordan 2011).

Exposition und Analyse von Sedimentationsfallen

Von Juni bis November 2011 wurden an der tiefsten Stelle des Arendsees Sedimentationsfallen ober- (5 m) und unterhalb (15 m) des Metalimnions exponiert. Die Sedimentationsfallen bestehen aus jeweils einem Zylinderpaar (Ø 9 cm, H = 100 cm), das über ein Gewinde mit einem Becher (Vol = 500 mL) verbunden ist. Die Becher wurden im Abstand von zwei bis vier Wochen gewechselt und das über den Expositionszeitraum sedimentierte Material im Labor analysiert. Um Veränderungen des sedimentierten Materials durch mikrobielle Aktivität zu verhindern, wurden die Fallenbecher mit 0,11% Formaldehyd versetzt. Die Masse des sedimentierten Materials (Seston) wurde gravimetrisch durch Filtration über Celluloseacetat-Filter (0,45 µm, Sartorius) bestimmt. Der Anteil des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) wurde durch Filtration definierter Volumina über Glasfaser-Mikrofilter (MGF, Sartorius) und anschließende Elementaranalyse ermittelt. Das Fallenmaterial wurde dann bei 105 °C getrocknet und homogenisiert. In der Trockenmasse wurde nach Aufschluss mit Königswasser der Gehalt an Eisen (Fe) und Calcium (Ca) mittels optischer Emissionsspektrometrie (iCAP 600 Duo, Thermo Scientific) bestimmt. Der Gehalt des Gesamt-P (TP) wurde nach Aufschluss mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid als gelöster reaktiver P (SRP) photometrisch bestimmt (Zwirnmann et al. 1999).

Ergebnisse und Diskussion

Von Mitte August bis Ende September 2011 erreichte die metalimnische O_2-Konzentration Werte unter 1 mg L^{-1} (Abb. 1, Tab. 1).



Tab. 1: O_2-Verhältnisse im Wasserkörper 5-15m während der sommerlichen Schichtung des Arendsees

Datum	Mittlere O_2-Konz. 5- 15 m mg O_2 L^{-1}	Schicht mit < 1 mg O_2 L^{-1} m
08.06.11	10,44	0
27.06.11	7,93	0
04.08.11	5,25	0
18.08.11	5,19	1,8
30.08.11	2,96	3,95
20.09.11	6,62	1,1
19.10.11	8,08	0
16.11.11	10,09	0

Abb. 1: Ausgewählte Vertikalprofile der Konzentration des Sauerstoffs (O_2) im Arendsee während der Stagnationsperiode 2011 sowie Ausbringungstiefe der Sedimentationsfallen (F5, F15).

Während der Ausprägung des metalimnischen O_2-Defizits war die Sedimentationsrate in 15 m geringer als in 5 m Wassertiefe (Abb. 2). Berechnungen ergaben, dass unterhalb des metalimnischen O_2-Minimums zwischen dem 04.08. und dem 19.10.2011 ungefähr 40% weniger Material sedimentiert als darüber. Der Hauptteil der Verluste im Metalimnion erklärt sich aus dem Abbau von organischem Material (59,8%) und der Auflösung von Calciumcarbonat (31,0%). Ursachen für den intensiven Abbau und den daraus resultierenden Sauerstoffschwund im Metalimnion sind die längere Verweildauer der Partikel auf Grund der vertikalen Dichtegradienten und die gute Abbaubarkeit des aussinkenden Materials. In dem betreffenden Zeitraum wurden durchschnittlich 37 % des in dieser Zone ankommenden organischen Materials abgebaut. Die sehr hohen Sedimentationsraten zu Beginn des Untersuchungszeitraumes sind vor allem auf Calcitfällungen zurückzuführen. Bemerkenswert ist die deutliche Verringerung der $CaCO_3$ Sedimentation zwischen 5 und 15 m, die während der vollen Ausprägung des metalimnischen O_2-Minimiums (04.08.-19.10.11) 56 % betrug. Ursache dafür ist die Bildung und Anreicherung von CO_2 im Metalimnion. Der pH-Wert sinkt innerhalb weniger Meter von über 9 auf Werte um 7,4.

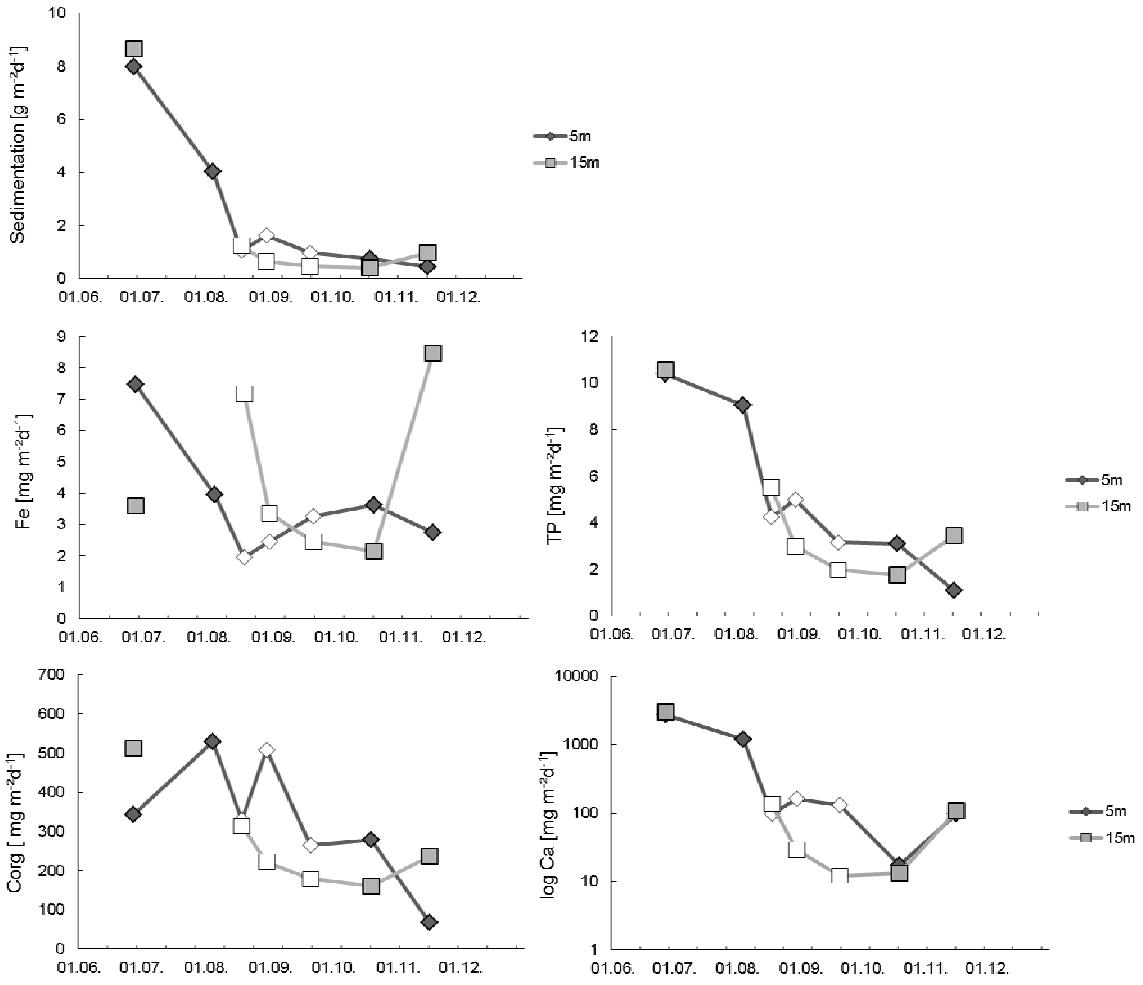


Abb. 2: Verlauf der Sedimentation (TM), des Gesamtphosphors (TP), des Eisens (Fe), des Calciums (Ca) und des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) in 5 und 15 m Wassertiefe. Am 04.08.2011 war die 15 m-Falle verlustig gegangen. Die nicht gefüllten Datenpunkte markieren die Zeitpunkte, an denen die Sauerstoffkonzentration im Metalimnion <1 mg L^{-1} betrug.

Im eutrophen Arendsee ist die Sedimentation von Phosphor eng an die Sedimentation organischer Substanz gekoppelt. Abb. 3 zeigt den Zusammenhang zwischen diesen beiden Größen. Aus den Sinkstoffen werden zwischen 5 und 15 m durchschnittlich 26% des aus dem Epilimnion aussinkenden P vor allem als Folge von Mineralisationsprozessen freigesetzt. Aussinkender Detritus ist von Bakterien besiedelt (Grossart & Simon 1998). Durch die starke Biomasseakkumulation und die längere Verweildauer des organischen Materials im Metalimnion erhöht sich die Bakterienabundanz, wodurch es zu einer Nettomineralisation von organischen Kohlenstoff und Phosphor kommt. Während der Sedimentation wird so Phosphor aus Algendetritus in die Biomasse heterotropher Bakterien eingebaut (Hupfer et al. 2007, 2010; de Vicente et al. 2010). Der höhere spezifische P-Gehalt und das geringere C:P Verhältnis in der 15 m Falle erklären sich vermutlich aus der Aufnahme von Phosphor in die Bakterienbiomasse. Ähnliche Prozesse könnten die Zunahme des Eisengehaltes erklären: Cyanobakterien und heterotrophe Bakterien können über sogenannte Siderophore z. B. gezielt lösliches Eisen aufnehmen und für marine Arten ist bekannt, dass sie einen deutlich höheren Eisengehalt als eukaryotische Algen aufweisen (Tortell et al. 1999).

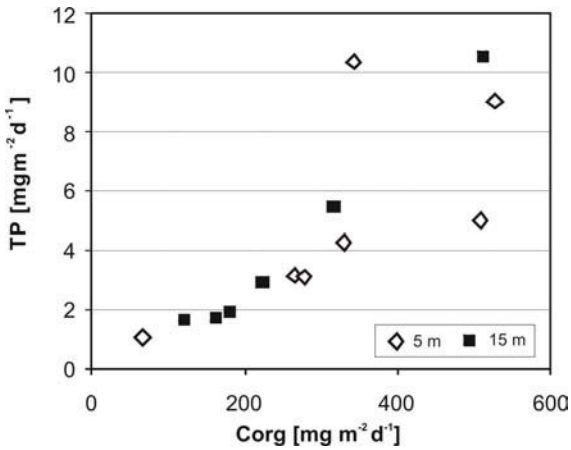


Abb. 3: Zusammenhang zwischen den Sedimentationsraten von organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtphosphor (TP)

Tabelle 2 fasst die Veränderungen während der Sedimentation durch die Thermokline zusammen. Um den Einfluss der Fällung und Auflösung von Calcit auf den spezifischen Stoffgehalt zu beachten, wurden die Gehalte auch auf die Trockenmasse ohne Calciumcarbonat bezogen.

		TM	TP	C_{org}	Ca	Fe
Fluxrate mg m^{-2} d-1	5 m	1004	3,63	319,9	86,0	3,03
	15 m	613	2,70	203,2	37,5	3,34
Gehalt mg g^{-1} TM	5 m		3,61	318,7	85,7	3,01
	15 m		4,40	331,3	61,1	5,45
Gehalt mg g^{-1} TM (ohne $CaCO_3$)*	5 m		4,58	405,5		3,84
	15 m		5,20	391,1		6,43

* $CaCO_3$ Masseanteil berechnet aus Ca * 2,5

Tab. 2 Veränderung der Fluxraten und der stofflichen Zusammensetzung während der Sedimentation von Partikeln durch das Metalimnion im Arendsee. Die Sinkstofffallen wurden in 5 und 15 m exponiert. Die Angaben beziehen sich auf den Zeitraum vom 04.08. bis 19.10.2011. TM- Trockenmasse, TP- Gesamtphosphor, C_{org}- organischer Kohlenstoff

Schlussfolgerungen

Während der Sommerstagnation 2011 kam es im Metalimnion des Arendsees zu einer starken Sauerstoffzehrung bis hin zur vollständigen Anaerobie von August bis September 2011. Aufgrund der bestehenden Dichtegradienten hat das aussinkende Material eine längere Verweildauer im Metalimnion. Eine längere Aufenthaltszeit des organischen Materials bedeutet mehr Abbau im Vergleich zu einem Wasserkörper ohne Dichtegradienten, was die niedrigeren Sedimentationsraten unterhalb und die starke Sauerstoffzehrung in diesem Bereich erklärt. Unter den im Metalimnion herrschenden Bedingungen wird zudem ein erheblicher Teil des $CaCO_3$ aufgelöst. Die P-Sedimentation ist eng an die Sedimentation organischer Substanz gekoppelt. Im Metalimnion findet eine Transformation von Phosphor aus dem Algendetritus in die bakterielle Biomasse statt, was die höheren spezifischen P-Gehalte der Sinkstoffe unterhalb der metalimnischen Sprungschicht erklärt.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des DFG-Projektes „RedoxPhos“ (HU 740/5-1) unterstützt. Wir möchten ganz herzlich den Mitarbeitern der Abteilung Chemische Analytik und Biogeochemie (IGB Berlin) für die Durchführung chemischer Analysen sowie der Arbeitsgruppe Biogeochemie für die Hilfe bei den Probenahmen danken.

Literatur

de Vicente, I., F. Guerrero, F. Jiménez-Gómez & L. Cruz-Pizarro (2010). Settling and resuspended particles: A source or a sink of phosphate in two contrasting oligotrophic high mountain lakes? Comptes Rendus Geoscience 342(1): 46-52.

Dellwig, O., T. Leipe, C. März, M. Glockzin, F. Pollehne, B. Schnetger, E. V. Yakushev, M. E. Böttcher & H.-J. Brumsack (2010). A new particulate Mn–Fe–P-shuttle at the redoxcline of anoxic basins. Geochimica Et Cosmochimica Acta 74(24): 7100-7115.

Gerten, D. & R. Adrian (2002). Effects of climate warming, North Atlantic Oscillation, and El Nino-Southern Oscillation on thermal conditions and plankton dynamics in northern hemispheric lakes. The Scientific World Journal 2: 586-606.

Grossart, H. P. & M. Simon (1998). Bacterial colonization and microbial decomposition of limnetic organic aggregates (lake snow). Aquatic Microbial Ecology. 15(2): 127-140.

Hupfer, M. & S. Jordan (2011). Analyse von Langzeitdaten zum Temperaturverhalten von Seen am Beispiel des Arendsees (II): Klimawandel und Wasserqualität-Ergebnisbericht. Auftraggeber: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft. Magdeburg.

Hupfer, M., S. Gloess & H.-P. Grossart (2007). Polyphosphate accumulating microorganisms in aquatic sediments. Aquatic Microbial Ecology. 47: 299-311.

Hupfer, M., C. Herzog & P. Schmieder (2010). Sedimentation and diagenetic transformation of particulate organic phosphorus in a stratified eutrophic lake. Verh. Internat. Verin. Limnol.

Malmaeus, J. M. & E. Rydin (2006). A time-dynamic phosphorus model for the profundal sediments of Lake Erken, Sweden. Aquatic Sciences 68(1): 16-27.

McClain, M. E., E. W. Boyer, C. L. Dent, S. E. Gergel, N. B. Grimm, P. M. Groffman, S. C. Hart, J. W. Harvey, C. A. Johnston, E. Mayorga, W. H. McDowell & G. Pinay (2003). Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Ecosystems 6(4): 301-312.

Tortell, P. D., M. T. Maldonado, J. Granger & N. M. Price (1999). Marine bacteria and biogeochemical cycling of iron in the oceans. FEMS Microbiology Ecology 29(1): 1-11.

Zwirnmann, E., A. Krüger & J. Gelbrecht (1999). Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB. Berichte des IGB 9: 3-24.

Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen*

Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Chemie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, schmitz@ph-karlsruhe.de

* **Anmerkung:** Versehentlich wurde in den erweiterten Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 der DGL in Weihenstephan anstelle dieses Beitrages auf den Seiten 380-384 der Beitrag „Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Gewässerversauerung“ (S. 370-374) doppelt abgedruckt. Daher erscheint dieser Beitrag in diesem Band.

Keywords: Modellexperimente, Gewässerversauerung, chemische Neutralisationsagenzien, Alkalinität, Acid Neutralizing Capacity (ANC), Puffersysteme, Umweltbildung

Einleitung

Ziel der im Rahmen der „Aktionstheke Wasser und Bildung“ entwickelten und vorgestellten Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen ist es, mit relativ einfachen Mitteln experimentell die Auswirkung der Versauerung von Seen zu veranschaulichen und mit Hilfe weiterführender Experimente Möglichkeiten der Sanierung saurer Seen aufzuzeigen. Wie an anderer Stelle dieses Tagungsbandes bereits ausgeführt wurde (Schmitz 2012), sollen auch diese Modellexperimente (Abb. 2) einen Beitrag zur aktiven Umweltbildung leisten. Zu betonen ist auch in diesem Zusammenhang, dass aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung direkt in Fort- und Weiterbildungsangebote im Bildungsbereich adaptiert werden können.

„Erste Hilfe“ im Kampf gegen die Versauerung: Kalken

Seen und Gewässer, die in Folge des „Sauren Regens“ versauert sind (vgl. V1 und V2), werden normalerweise auf chemischem Wege neutralisiert. Hierzu wird meist kostengünstiger Kalk $CaCO_3$ verwendet. Es kommen aber auch andere chemische Neutralisationsagenzien, wie CaO, $Ca(OH)_2$, Na_2CO_3 und $NaOH$ zum Einsatz. Kalkung als einzige Sanierungsmaßnahme ist bei sauren Tagebauseen aufgrund des Zuflusses von saurem Grund- und Sickerwasser nicht ausreichend (vgl. Nixdorf & Deneke 2004). Hierbei werden zusätzlich biologische (mikrobielle) Neutralisationsmaßnahmen (Ökotechnologie) angewendet, wie die gezielte Saprobisierung oder die gezielte Eutrophierung, um die Mechanismen der eigentlichen Versauerungsprozesse im Sediment umzukehren.

Die Kalkung saurer Seen verfolgt die folgenden chemischen Ziele (vgl. Bertills & Hanneberg 1995):

- Anhebung des pH-Wertes auf pH > 6.0 (vgl. Modellexperiment V3)
- Erhöhung der Alkalinität auf 0.1 meq/L
- Vermeidung einer Überdosierung (maximale Alkalinität < 0.2 bis 0.3 meq/L)

- Entfernung von Aluminium-Ionen durch Fällungsreaktion (vgl. Modellexperiment V4)

  Nachteilig ist hierbei die Phosphat-Fällung (vgl. Westermann 2011)

- Senkung der Schwermetallionen-Konzentration (vgl. Modellexperiment V4)

Das Entgiften des Wassers zur Erhaltung bzw. Rekolonisation der natürlichen Flora und Fauna ist ein biologisches Ziel, das bei der Sanierung saurer Seen mittels Kalkung erreicht werden soll (vgl. Bertills & Hanneberg 1995, Nixdorf & Deneke 2004).

Diese Maßnahmen sind nicht billig. Jährlich werden in Schweden 200.000 t Kalkstein zur Kalkung saurer Seen eingesetzt. Das Kalken kostet in Schweden jährlich 200.000.000 SEK (ca. 22 Millionen EUR). Dazu kommen noch Kosten in Höhe von 20.000.000 SEK (ca. 2,2 Millionen EUR) für das Umweltmonitoring hinzu (vgl. Bertills & Hanneberg 1995).

Die Alkalinität ist bezüglich des Versauerungszustandes eines Sees viel aussagekräftiger als der pH-Wert (Skjelkvåle & de Wit 2008); sie gibt gemäß Gl. 1 die Fähigkeit eines Gewässers an, Säureeinträge abzupuffern:

$$Alk = c(HCO_3^-) + \Sigma c(An^{x-}) - c(H^+) - c(\text{Al-Ionen}) \quad \textbf{(1)}$$

Von besonderer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang das Carbonat-Puffersystem (vgl. Abb. 1) sowie die Puffersysteme von Huminstoffen. Abb.1 zeigt, dass bei pH = 5.5 fast die ganze Hydrogencarbonationen-Alkalinität verloren gegangen ist. In diesem Fall stehen dann noch organische Säuren als natürliches Puffersystem zur Verfügung.

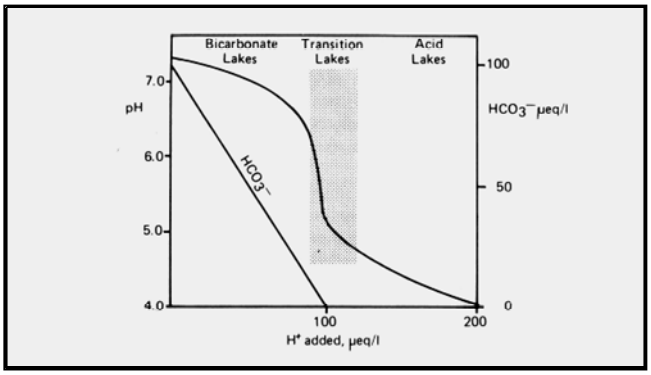


Abb. 1: „Large-Scale"-Titrationskurve einer Hydrogencarbonat-Lösung (aus: Henriksen 1980, S.70)

Die Acid Neutralizing Capacity (ANC) wird nach Gl. 2 berechnet und ist ein kritischer chemischer Parameter für Indikator-Organismen (Skjelkvåle & de Wit 2008):

$$ANC = [c(Ca^{2+}) + c(Mg^{2+}) + c(Na^+) + c(K^+) + c(NH_4^+)] - \{c(Cl^-) + c(SO_4^{2-}) + c(NO_3^-)\} \quad \textbf{(2)}$$

Modellexperimente

<u>Versuch 1</u>: Modellexperiment zur Versauerung einer Wasserprobe (ohne Alkalinität)

Zu Wasser, das mit Universalindikator angefärbt ist, wird <u>ein</u> Tropfen Salzsäure[#] der Konzentration $c(HCl_{aq})$ = 1 mol/L gegeben.

<u>Versuch 2</u>: Modellexperiment zur Versauerung einer Wasserprobe geringer bzw. hoher Alkalinität

Gegeben sind zwei Proben von mit Universalindikator angefärbten Natriumhydrogencarbonat-Lösungen mit $c(HCO_3^-)$ = 0.1 mol/L bzw. $c(HCO_3^-)$ = 1 mol/L. Mit einer Pipette wird tropfenweise Salzsäure[#], c = 1 mol/L, hinzu gegeben, bis eine signifikante Farbänderung eintritt. Wie viel Salzsäure wird jeweils benötigt?

<u>Versuch 3</u>: Modellexperimente zur Kalkung: Kalkung einer sauren Wasserprobe

Eine versauerte Wasserprobe, die mit Universalindikator angefärbt ist, wird mit festem Calciumcarbonat[#] oder festem Calciumoxid[#] versetzt.

<u>Versuch 4</u>: Modellexperimente zur Kalkung: $M(OH)_3$- Ausfällung (M=Al, Fe)

Je eine Lösung von Kalium-Aluminiumsulfat[#] bzw. Eisen(III)nitrat[#] werden mit einer Calciumhydroxid-Lösung[#] versetzt.

Abb. 2: Versuchsanleitungen. (Hinweis: In den Versuchsanleitungen werden Gefahrstoffe mit dem Symbol [#] gekennzeichnet. Die Sicherheitsbestimmungen im Umgang mit Gefahrstoffen sind zu beachten!)

Tab. 1: Auswertung der Modellexperimente.

Versuch	Beobachtungen	Deutung
V1 Versauerung einer Wasserprobe (ohne Alkalinität)	Nach Zugabe bereits eines Tropfens Salzsäure schlägt der Universalindikator in den sauren Bereich um.	Da das Wasser keine Alkalinität besitzt, wird die Säure nicht abgepuffert und der pH-Wert entspricht der Säurekonzentration nach Verdünnung.
V2 Versauerung einer Wasserprobe geringer bzw. hoher Alkalinität	Tropft man Salzsäurelösung der Konzentration $c(HCl_{aq})$= 1 mol/L zu beiden Hydrogencarbonat-Pufferlösungen hinzu, benötigt man im Falle der Hydrogencarbonat-Lösung mit der Konzentration $c(HCO_3^-)$= 0,1 mol/L nur ein Zehntel der Salzsäure-Portion verglichen mit der Hydrogencarbonat-Lösung mit $c(HCO_3^-)$= 1 mol/L.	Die Hydrogencarbonat-Lösung mit der Konzentration $c(HCO_3^-)$ = 1 mol/L hat eine höhere Pufferkapazität als die Hydrogencarbonat-Lösung mit $c(HCO_3^-)$= 0,1 mol/L. Mit Hilfe der Henderson-Hasselbalch-Gleichung kann der pH-Wert berechnet werden. Im Falle von eingesetzten 10 mL Pufferlösung mit $c(HCO_3^-)$= 1 mol/L sinkt der pH-Wert lediglich um etwa eine Einheit nach Zugabe von 1 mL der eingesetzten Salzsäure. Im Falle der Pufferlösung mit $c(HCO_3^-)$= 0,1 mol/L ist dieser Effekt bereits nach Zugabe von 0,1 mL erreicht (Verdünnung vernachlässigt), bei Zugabe von 1 mL ist der Puffer komplett erschöpft.
V3 Kalkung einer sauren Wasserprobe	Nach Zugabe einer Calciumcarbonat-Portion bzw. einer Calciumoxid-Portion zu einer stark versauerten Wasserprobe sinkt der Feststoff auf den Gefäßboden ab. Im Falle von Calciumcarbonat ist eine Gasentwicklung zu beobachten. Ohne Umrühren ergibt sich eine vom Boden zur Oberfläche aufsteigende Zonierung der Universalindikatorfarben von grünblau über grün, gelb, orange und im Oberflächenbereich rot. Nach Umrühren ist der obere Bereich gelb gefärbt.	Die Säure wird neutralisiert. Im Falle von Calciumcarbonat entsteht Kohlenstoffdioxid. Aufgrund des Absinkens der Calcium-Verbindungen findet die Neutralisation zunächst an der Phasengrenze Feststoff/Lösung statt. Daher verfärbt sich der Universalindikator an der Bodenzone des Gefäßes grünblau. Durch Umrühren wird schließlich eine vollständige Neutralisation in der gesamten Wassersäule erreicht.
V4 $M(OH)_3$-Ausfällung, (M=Al, Fe)	Bei Zugabe einer Calciumhydroxid-Lösung zu einer Aluminiumsalz-Lösung fällt ein farbloser Niederschlag aus, bei Zugabe zu einer Eisen(III)salz-Lösung ein gelbbrauner Niederschlag.	Nach Zugabe von Calciumhydroxid-Lösung zu einer Aluminium(III)salz-Lösung fällt gemäß Gleichung (3) Aluminiumhydroxid aus, bei Zugabe von Calciumhydroxid-Lösung zu einer Eisen(III)salz-Lösung fällt zunächst Eisen(III)hydroxid gemäß Gleichung (4) aus. Dieser Niederschlag altert mit der Zeit. Es entsteht Eisenoxidhydroxid (Gleichung (5)). $Al^{3+}_{aq} + 3\ OH^- \rightarrow Al(OH)_3 \downarrow$ **(3)** $Fe^{3+}_{aq} + 3\ OH^- \rightarrow Fe(OH)_3 \downarrow$ **(4)** $Fe(OH)_3 \rightarrow FeO(OH) \downarrow + H_2O$ **(5)**

Diskussion der Modellexperimente

Die Wirkung eines Säureeintrags z.B. des „sauren Regens“ auf ein Gewässer, das keine Alkalinität aufweist, wird in Modellexperiment **V1** dargestellt. Die Säuren führen zu einem direkten Absinken des pH-Wertes. Modellexperiment **V2** zeigt die Pufferkapazität eines Gewässers mit geringer bzw. hoher Pufferkapazität bzw. Alkalinität. Mit diesem Experiment wird der Eintrag von Säuren in empfindliche Seensysteme, insbesondere den so genannten „Transition-Lakes“, anschaulich gezeigt. Gleichzeitig ist anhand der Pufferkapazität auch ersichtlich, welchen Einfluss das Kalken durch Erhöhung der Alkalinität und der Neutralisierung hat. Es lassen sich ebenso stöchiometrische Berechnungen durchführen, welche Kalkmenge zu einer versauerten Wasserprobe zugesetzt werden muss.

Modellexperiment **V3** zeigt die Neutralisation einer versauerten Wasserprobe mit Hilfe von Kalk. Anhand des auftretenden pH-Gefälles (Gewässeroberfläche zu Gewässergrund, hier im Reaktionsgefäß) wird deutlich, dass in einem versauerten See bei der Kalkung ein analoger Effekt auftritt. Aus diesem Grund muss auch bei der Sanierung saurer Seen die Gewässeroberfläche durchmischt werden.

Modellversuch **V4** zeigt, dass beim Kalken saurer Seen Al^{3+} - bzw. Fe^{3+}-Ionen als Hydroxide ausfallen. Das führt einerseits zur Entgiftung des Gewässers, andererseits bilden sich auf dem Gewässergrund braungelbe Eisenoxidhydroxid-Niederschläge, die für Fauna und Flora extrem ungünstig sind. Analog werden auch Schwermetallhydroxide ausgefällt.

Zusammenfassung

Die im Rahmen der „Aktionstheke Wasser und Bildung“ vorgestellten Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen stellen einen Beitrag dar, um aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung mit möglichst einfachen Mitteln für den Fort- und Weiterbildungsbereich im Bildungssektor didaktisch aufbereitet zur Verfügung zu stellen. Inzwischen konnten weitere Experimente zu dieser Thematik entwickelt werden (Westermann 2011).

Literatur

Bertills, U. und Hanneberg, P. (1995): Acidification in Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Henriksen, A. (1980): Acidification of freshwaters – a large scale titration. In: Drabløs, D. (Hrsg.): Ecological impact of acid precipitation: Proceedings of an International Conference, Sandefjord, Norway, March 11-14. SNSF Project, 68-64.

Nixdorf, B. und Deneke, R. (Hrsg.) (2004): Grundlagen und Maßnahmen zur biogenen Alkalinisierung von sauren Tagebauseen, Weißensee-Verlag, Berlin 2004, 281 S.

Schmitz, W. (2012): “DOC-POC” oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012, S. 375-379.

Skjelkvåle, B. L. und de Wit, H. (2008): ICP Waters – 20 year with monitoring effects of long-range transboundary air pollution on surface waters in Europe and North America, Norwegian Institute for Water Research NIVA, Oslo, Norwegen, 55 S.

Westermann, S. (2011): Gewässerversauerung – Konzeption von Modellexperimenten zur aktiven Umwelterziehung im naturwissenschaftlichen Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 132 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Flächenhafte Variabilität von Chlorophyllpigmenten im Bodensee – Satellitenbilder und „ground-truth"-Sondenmessungen

Thomas Wolf [1], Ludger Kempken[1], Karin Schenk[2] & Hans-Bernd Stich[1]

[1] Institut für Seenforschung der LUBW, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, thomas.wolf@lubw.bwl.de, [2] EOMAP, Sonderflughafen Oberpfaffenhofen, Friedrichshafener Str. 1, D-82205 Gilching, schenk@eomap.de

Keywords: Bodensee, Chlorophyll-a, Patchiness, in-situ-Fluorometrie, Satellitenfernerkundung, Wavelet

Einleitung

Die Bestimmung des Algenbestandes in einem Gewässer mittels Schöpferprobe und nachfolgender Artenanalyse durch Mikroskopie-Auszählung bzw. Flüssigkeitschromatographie (HPLC)-Algenleitpigmentanalyse stellt die Grundlagen für viele limnologische Untersuchungen in Seen dar und bildet die Basis für Bewertungen im Rahmen der EU-WRRL oder auch hinsichtlich der Primärproduktion eines Gewässers. Aufgrund des mit der Probenahme und der Analyse verbundenen Aufwandes kann im Routinebetrieb für Monitoringzwecke nur eine begrenzte Anzahl von Wasserproben mit diesen klassischen Methoden beprobt werden. Umfangreiche Studien zeigen zur gleichen Zeit, daß in aquatischen Ökosystemen eine sowohl zeitlich als auch räumlich hohe Variabilität der Algenkonzentrationen im Wasserkörper gegeben ist und eine genaue Bestimmung anhand von nur wenigen Messungen schwierig ist bzw. zu Unsicherheiten in der Quantifizierung der tatsächlich in einem Gewässer anzutreffenden Chlorophyllkonzentration und damit der Algenbiomasse führt. Aufgrund dieser Diskrepanz zwischen den Möglichkeiten der herkömmlichen, „klassischen" Analysemethoden und den Erfordernissen einer zeitlich wie auch räumlich möglichst hochaufgelösten Aufnahme von Algenkonzentrationen, wurden im Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg in den letzten zwei Jahren zwei unterschiedliche Methoden auf Ihre Anwendbarkeit für Routinemonitoringaufgaben untersucht.

Methodik

In-situ-Fluorometrie: Die FluoroProbe-Chlorophyllsonde der Firma BBE Moldaenke (www.bbe-moldaenke.de) ermittelt in-situ anhand der von den akzessorischen Leitpigmenten der Algen abgestrahlten Fluoreszenzcharakteristik die Konzentration von Algenleitpigmenten bzw. Algenklassen in der unmittelbaren Umgebung des Sensorkopfes dieser Sonde. Die Sonde gestattet eine Differenzierung hinsichtlich folgender Algenklassen: Grünalgen, Cyanobakterien, Diatomeen/Dinoflagellaten und Cryptophyceen, wobei spezielle weitere Algenklassen anhand ihres spezifischen fluoreszenzoptischen „fingerprints" optional hinzugefügt werden können. Die in-situ-Fluorometrie steht damit in der Fähigkeit zur Differenzierung des im Wasserkörper anzutreffenden Algenpools zwischen der sehr detaillierten und sehr aufwändigen Algenklassifikation mittels Mikroskop und der einfachen fluorometrischen Bestimmung des Chlorophyll-a Gehaltes mittels eines einzelnen Spektralbandes bzw. der Ermittlung des Chlorophyll-a Gehaltes mittels Fernerkundungsmethoden, die ebenfalls keine Unterscheidung hinsichtlich der Algenarten bzw. –klassen ermöglichen. Die in den Untersuchungen verwendete FluoroProbe-Sonde gestattet ein Samplingintervall

von etwa dt=2 s, was in der praktischen Anwendung bedeutet, daß sowohl bei vertikalen wie auch horizontalen Profilen eine hohe räumliche Auflösung erhalten und die räumliche Struktur der Verteilung der einzelnen Algenklassen gut aufgelöst werden kann.

Satellitengestützte Fernerkundung: Im Rahmen des EU-Projektes FRESHMON (www.freshmon.eu) wurden Satellitenbilder von der Firma EOMAP (www.eomap.de) prozessiert und in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung für den Bodensee zur Verfügung gestellt. Diese prozessierten Satellitenbilder geben Informationen über verschiedene Wasserinhaltstoffe – wie z.B.: die Konzentrationen von Schwebstoffen, Gelbstoffen und Chlorophyll-a. Dabei wurden die Informationen von verschiedenen Fernerkundungsplattformen genutzt. Zum Einsatz kamen die beiden multispektralen Sensorsysteme MERIS (Trägerplattform Envisat-Satellit) und MODIS (Trägerplattform Aqua- und Terra-Satelliten), die Informationen mit unterschiedlich räumlichen dx={250, 500, 1000} m wie zeitlichen Auflösungen dt={wenige Stunde …einige Tage} lieferten. Bei der Fernerkundung werden anhand der multispektralen Rückstreueigenschaften des Gewässers aus den verschiedenen sensorspezifischen Spektralbanden über die absorptionsspektroskopisch spezifischen, optischen Charakteristika der untersuchten Wasserinhaltsstoffe deren Konzentrationen errechnet. Mit den derzeit zur Verfügung stehenden satellitengestützten Fernerkundungsmethoden kann die Verteilung von Chlorophyll-a im Gewässer bestimmt werden. Eine Klassifizierung hinsichtlich Algenklassen oder gar Algenarten ist nicht möglich. Ein großer Vorteil der Methode ist, daß mit den zur Verfügung stehenden Satelliten der gesamte Bodensee – entsprechend gute Witterung bzw. Sichtbedingungen vorausgesetzt – mehrmals am Tag aufgenommen und eine Verteilung für Chlorophyll-a für den gesamten See errechnet werden kann.

Vergleich zwischen in-situ-Fluorometrie und Algenleitpigmentanalyse

Beide Methoden – die in-situ-Fluorometrie mittels FluoroProbe-Chlorophyllsonde und die Flüssigkeitschromatographie als klassische Methode – bestimmen Algenklassen anhand der enthaltenen akzessorischen Pigmente/Leitpigmente. Bei der in-situ-Fluorometrie geschieht dies anhand der spektralen Eigenschaften der in den akzessorischen Pigmenten angeregten Fluoreszenz. Im Falle der HPLC-Methode werden die Leitpigmente mittels Flüssigkeitschromatographie bestimmt.



Abbildung 1 Chlorophyll-a-Konz. März 2012

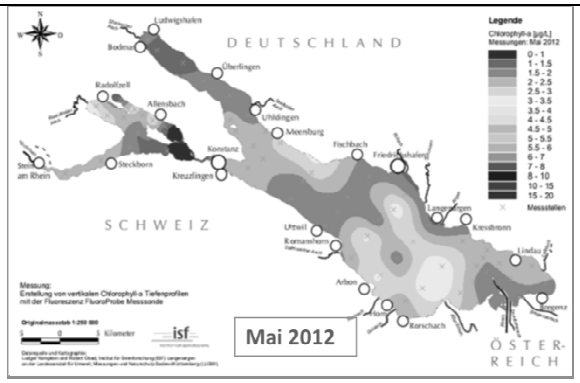


Abbildung 2 Chlorophyll-a-Konz. Mai 2012

Im Rahmen einer Bachelorarbeit (Kempken 2012, Stich & Kempken in prep.) wurden in 2012 umfangreiche Meßkampagnen mit beiden Methoden durchgeführt. Ziel dieser Untersuchungen war es 1.) die räumliche Variabilität der Algenverteilungen im Bodensee zu untersuchen und 2.) einen Vergleich der beiden Methoden herzustellen.

Für die Untersuchung wurde im Rahmen des Projektes „Räumlich-zeitliche Variabilität der Algenverteilung im Bodensee“ - ALGVAR - ein dichtes Raster von Meßpunkten festgelegt, an denen mittels der FluoroProbe-Sonde Vertikalprofile bis zu einer Wassertiefe von 20 m gemessen wurden. Gleichzeitig wurden für ausgewählte Meßpunkte Wasserproben entnommen, die später mittels HPLC auf Algenleitpigmente untersucht wurden.

Diese Meßkampagne wurde in gleicher Weise an zwei Terminen durchgeführt. Die erste Meßfahrt fand Ende März 2012 zu einem Zeitpunkt statt, an dem die vertikale Vollzirkulation des Bodensee gerade beendet war und sich die frühjährliche Temperaturschichtung wieder ausbildete. Die zweite Kampagne fand im Mai 2012 zu einer Zeit statt, als sich bereits eine frühsommerlich stabile Temperaturschichtung ausgebildet hatte. In der Märzkampagne werden relativ homogen für den gesamten Bodensee – mit Ausnahme des Untersees - mit etwa 3.5 µg/l relativ hohe Chlorophyll-a-Werte erreicht (siehe Abbildung 1). Im Gegensatz dazu stehen die Ergebnisse der Mai-Kampagne (siehe Abbildung 2) bei der im Mittel geringere Chlorophyll-a-Konzentrationen erreicht werden, die sich zwischen 1 … 3.5 µg/l bewegen, jedoch eine deutlich höhere räumliche Variabilität aufzeigen. Klar wird, daß die komplexen Verteilungsstrukturen im Mai nur mit einer entsprechenden Vielzahl an Meßpunkten aufgelöst und bei Routinemessungen nicht in ihrer Form erfasst werden können.

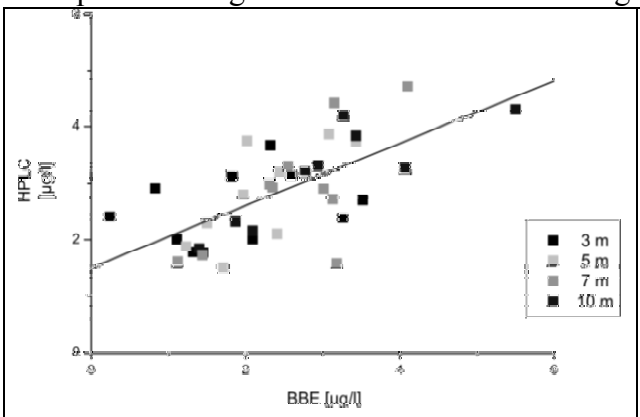


Abbildung 3 Korrelation der HPLC – und bbe-FluoroProbe-Konzentrationen der Chlorophyll-a Messwerte im Bodensee, Vergleich der Tiefenstufen: 3, 5, 7, 10 m

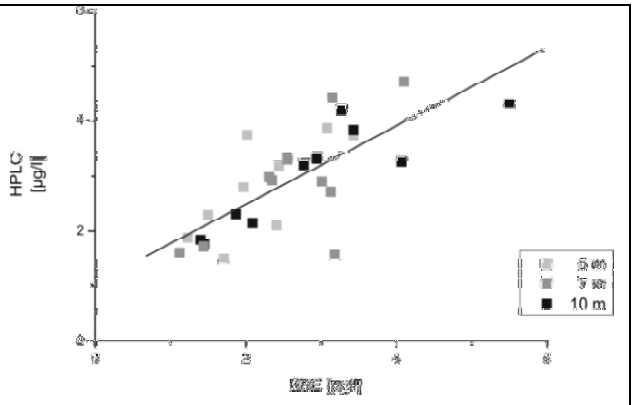


Abbildung 4 Korrelation der HPLC – und bbe-FluoroProbe-Konzentrationen der Chlorophyll-a Messwerte im Bodensee, Vergleich der Tiefenstufen: 5, 7, 10 m ohne oberflächennahe Proben (D= 3m)

Ein Vergleich der beiden Methoden (siehe **Abbildung 3** und **Abbildung 4**) zeigt eine gute Übereinstimmung der mit beiden Methoden erhaltenen Chlorophyll-a-Werte, wobei speziell für oberflächennah gewonnene Proben (Wassertiefe D=3 m) teilweise größere Abweichungen auftreten, die wahrscheinlich auf „quenching“-Effekte zurückzuführen sind.

Vergleich zwischen Chlorophyll-a-Fernerkundungsdaten und Algenleitpigmentanalyse

Im Rahmen des EU-Projektes FRESHMON werden von der Firma EOMAP Satellitenbilder prozessiert und für den Bodensee zur Verfügung gestellt (siehe **Abbildung 5**). Die abgeleiteten Fernerkundungsprodukte geben – je nach Witterung und Sichtbedingungen – für den gesamten See Informationen zur Chlorophyll-a-Verteilung mit einer mittleren bis hohen räumlichen Auflösung dx={250 … 1000}m. Anhand der Routineuntersuchungen im Rahmen des „IGKB-Monitoringprogramms“, bei denen 14-tägig fixe Probenahmepunkte im Bodensee angefahren werden und danach Wasserproben u.a. mittels klassischer HPLC-Methode untersucht werden, konnten

diese satellitengestützten Chlorophyll-a-Werte mit den Werten der HPLC-Methode verglichen und die Fernerkundungsmethodik für Chlorophyll-a für mehrjährige Zeiträume validiert werden.

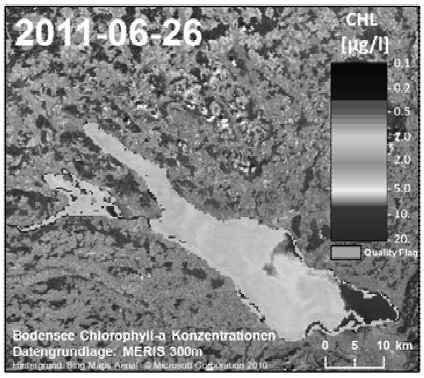


Abbildung 5 Chlorophyll-a-Konzentrationen im Bodensee am 26.6.2011 (Sensorsystem: MERIS). Deutlich wird die große räumliche Variabilität der Chlorophyll-a-Konzentrationen im Bodensee (Quelle EOMAP).

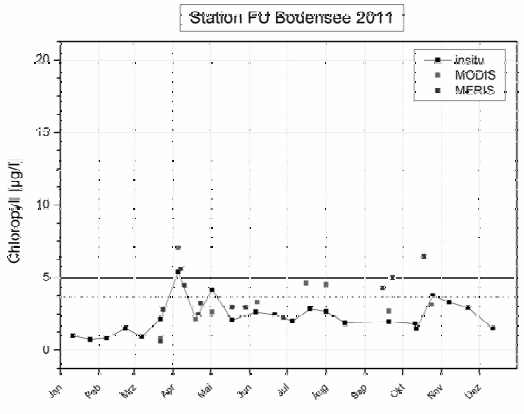


Abbildung 6 Vergleich zwischen Chlorophyll-a-Werten der HPLC-Untersuchung und den Fernerkundungsdaten die von den beiden Sensorplattformen MERIS und MODIS abgeleitet wurden (Quelle EOMAP).

Der Vergleich der Chlorophyll-a-Werte für die in Seemitte (D=254 m) gelegene Probenahmestelle Fischbach-Uttwil (siehe **Abbildung 6**) zeigt eine gute Übereinstimmung der Fernerkundungsdaten mit den Ergebnissen der HPLC-Analyse von Wasserproben. Zu berücksichtigen ist bei diesem Vergleich, daß die Fernerkungsmethodik einen Chl-a-Wert für die oberen Wasserschichten bestimmt (je nach Sichttiefe etwa für einen Bereich von etwa 2-5 m), während die HPLC-Analyse an Summenproben für das Tiefenintervall 0-20m durchgeführt wird. Größere Abweichungen treten im späten Herbst auf, wenn die satellitengestützten Chlorophyll-a-Werte überschätzt werden und im Bereich von Flußwasserfahnen (hier nicht dargestellt) in denen sehr hohe Schwebstoffkonzentrationen auftreten.

Beschreibung der Patchiness von Algenverteilungen – ein methodisches Konzept

Die vorhergehenden Untersuchungen zeigen, daß im Bodensee – wie auch in anderen Seen – die Verteilung von Algen bzw. Algenklassen einer hohen räumlichen wie zeitlichen Variabilität unterliegt. Diese Irregularität und der hohe Grad an Inhomogenität wird auch als Patchiness der Algenverteilung bezeichnet. Patchiness kann dabei sehr unterschiedliche Ursachen haben und durch biologische (z.B.: Fraßdruck), chemische (z.B.: Nährstoffgradienten) oder auch physikalische (z.B.: interne Wellen) Wirkfaktoren bedingt sein. Die sich ergebenden Strukturen und Muster der Algen- bzw. Pigmentverteilungen sind unter Umständen in hohem Maße irregulär, inhomogen und die statistischen Eigenschaften der Verteilungen anisotrop. Um eine Beschreibung dieser patchy Verteilungen zu ermöglichen werden unterschiedliche Merkmale untersucht. 1.) mittlere Eigenschaften der Verteilung: Mittelwerte und Medianwerte 2.) räumliche Variabilität : Varianz und Quantile 3.) die räumliche Persistenz und Kontinuität der Verteilungswerte : Variogramm und Variogramm-Range (siehe **Abbildung 7**) 4.) Strukturen und Skalen auf denen Veränderungen stattfinden: Spektralanalyse und Waveletanalyse (siehe **Abbildung** 8)

Mit diesen Methoden kann eine mehrparametrige Beschreibung der Patchiness mittels eines Patchiness State Vector (**PSV**) erfolgen, der die verschiedenen Aspekten der räumlich-zeitlichen Struktu-

rierung dieses fundamentalen Teils des Nahrungsnetzes widerspiegelt und eine quantitative wie auch qualitative Beschreibung der vorgefundenen Verteilungsmuster ermöglicht

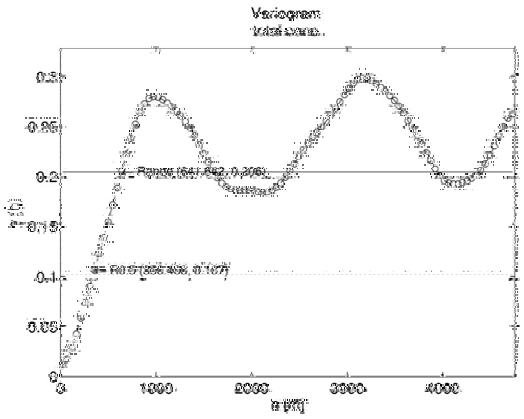


Abbildung 7 Variogrammanalyse eines horizontalen Chlorophyll-a-Profiles das mittels der FluoroProbe-Chlorophyllsonde aufgenommen wurde. Der Variogramm-Range beträgt 640 m.

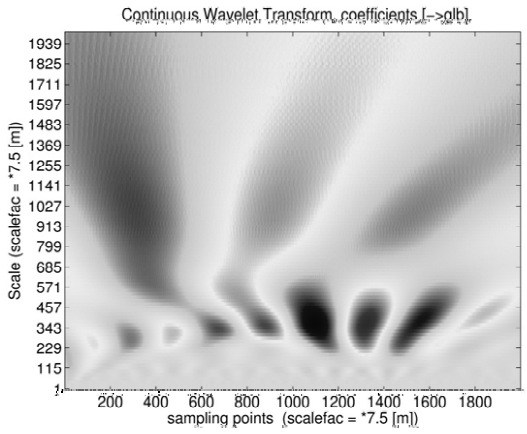


Abbildung 8 Waveletanalyse des gleichen Transekts wie in Abb. 7. Deutlich werden die dominanten Skalen auf denen die Änderungen der Chlorophyll-a-Konzentrationen stattfinden.

Zusammenfassung

Es wurden die Chlorophyll-a-Werte zweier alternativer Bestimmungsmethoden – der in-situ-Fluorometrie (FluoroProbe-Chlorophyllsonde) und von satellitengestützen Fernerkundungsdaten - für die Bestimmung der räumlichen Variabilität von Algenklassen bzw. Chlorophyll-a im Bodensee verwendet. Beide alternative Methoden zeigen eine gute Korrelation und Übereinstimmung mit den Ergebnissen der klassischen Bestimmung von Algenleitpigmenten mittels Flüssigkeitschromatographie (HPLC). Es zeigt sich, daß im Bodensee teilweise eine sehr hohe räumliche wie auch zeitliche Variabilität von Algenverteilungen gegeben sein kann und ein die Bestimmung des Algenbestandes signifikant beeinflussender Grad an Inhomogenität anzutreffen ist. Die klassischen Methoden der Algenbestandsermittlung (Auszählung mit Mikroskop und Algenleitpigmentanalyse mit HPLC), die in ihrer Anwendung aufgrund des hohen logistischen wie methodischen Aufwands beschränkt sind, können um Messungen mit der in-situ Fluorometrie und mit satellitengestützten Fernerkundungsdaten ergänzt werden. Dadurch kann ein beträchtlicher Zugewinn an Informationen erlangt werden und die häufig „patchy“ Verteilung der Algen besser erfaßt werden. Eine genauere Analyse der Patchiness von Algenverteilungen wird auf der Grundlage eines mehrere Verteilungsparameter der Algen bestimmenden Verfahrens möglich, daß neben Mittelwerten, Varianzen und der räumlichen Persistenz auch die Strukturen und Skalen der Algenverteilungen mittels Waveletanalyse ermittelt und diese Werte zur Bildung eines Patchiness State Vector (PSV) verwendet, anhand dessen eine Charakterisierung der räumlichen Verteilung der Algenpigmente möglich wird.

Literatur

Kempken L., 2012: Untersuchungen zur fluorometrischen Chlorophyll-Bestimmung beim Gewässermonitoring, Arbeit zur Erlangung des Bachelorgrades, Fachhochschule Münster, University of Applied Sciences, Steinfurt August 2012

Stich H.B. & L.Kempken in prep.: Spatial and temporal distribution pattern of Algae in Lake Constance, in prep.

ÖKOLOGIE UND BIOGEOCHEMIE VON MOOREN

MAAßEN, S., D. BALLA & R. DANNOWSKI: Nutzung des Reinigungspotenzials wiedervernässter Niedermoore zum Abbau prioritärer Stoffe

WAGNER, S., H. BIESTER & K.-H. KNORR: Biogeochemische Charakterisierung und Spurenelementverteilung zweier Hochmoore des Thüringer Waldes

Nutzung des Reinigungspotenzials wiedervernässter Niedermoore zum Abbau prioritärer Stoffe

Sebastian Maaßen[1], Dagmar Balla[2] & Ralf Dannowski[3]

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, [1] maassen@zalf.de, [2] dballa@zalf.de, [3] rdanno@zalf.de

Keywords: Niedermoor, Abwasserreinigung, Biomasseproduktion

Einleitung

Im Rahmen des im Jahre 2011 gestarteten Verbundprojektes ELaN werden Handlungsoptionen für ein nachhaltiges Landmanagement an der Schnittstelle zwischen Land-, Wasser- und Stoffnutzungen (Lischeid et al. 2012) in verschiedenen Modellregionen (Berlin, Barnim, Uckermark) untersucht. Hierbei wird u.a. getestet, inwieweit die degradierten Niedermoorböden der Randow-Welse-Niederung in der dünnbesiedelten ländlichen Region Uckermark im Nordosten Deutschlands für eine Biomasseproduktion (Kurzumtriebsplantagen, Schilf) geeignet sind. Im Sinne der Nachhaltigkeit sind dabei Torfmineralisierungsprozesse durch hohe Wasserstände zu drosseln. Dieses wiederum bedeutet, dass neben Maßnahmen zum Wasserrückhalt auch Zusatzwasser aus dem Einzugsgebiet in das Moor geleitet werden muss, da sich der notwendige, hohe Wasserstand aufgrund der negativen klimatischen Wasserbilanz in dieser Region allein durch Niederschläge nicht einstellen kann (Dietrich et al. 2000; Dannowski & Balla 2002). Weiterhin ist es denkbar, die wiedervernässten Niedermoore aktiv in eine weitergehende Reinigung von gereinigtem Abwasser einzubeziehen. Diese Hypothese ergibt sich aus folgenden Überlegungen:

1. Gereinigtes Abwasser ist nicht frei von toxischen und ökotoxischen Stoffen. Weltweite Studien haben gezeigt, dass Medikamentenrückstände, Körperpflegemittel, Reinigungsmittel usw. („emergent pollutants“) zu endokrinen und ökotoxikologischen Problemen der Aqua- und Avifauna geführt haben (Ternes et al. 1999; Positionspapier 2010).

2. Aus Gründen des vorbeugenden, flächendeckenden Grundwasserschutzes ist gereinigtes Abwasser auf schnellstem Wege abzuleiten. Ist keine Vorflut vorhanden, kann das gereinigte Abwasser im Ausnahmefall in den Untergrund versickert werden (geringe Abwassermengen). Bei einer schnellen Ableitung und kurzen Fließwegen jedoch ist die Abbaubarkeit in den Fließgewässern gering, sodass ökotoxikologische Beeinflussungen stattfinden können.

3. Wiedervernässte Moore bieten durch den hohen Gehalt an organischer Substanz und infolge anoxischer Bedingungen im Grundwasserbereich Möglichkeiten für einen anaeroben, mikrobiell gesteuerten Stoffabbau. Bei gedrosseltem Wasseraustausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser ergeben sich hohe Verweilzeiten der Stoffe im Grundwasser und somit eine längere potentielle Prozessdauer für den Stoffabbau (Abb. 1).

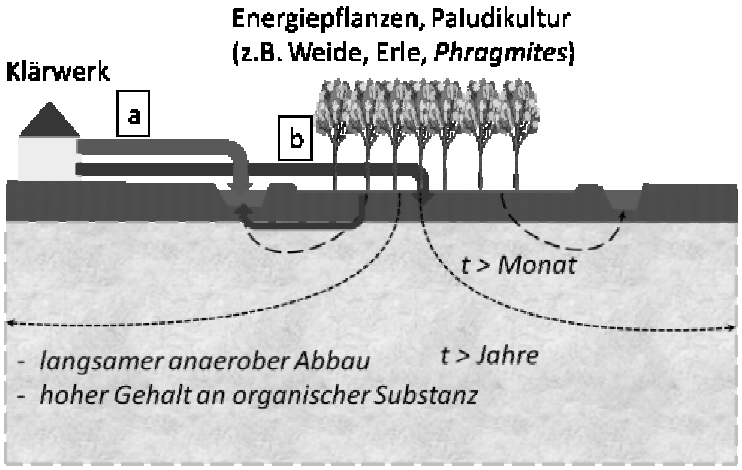


Abb. 1: Prinzipskizze für die Nutzung von wiedervernässten Niedermooren sowohl zur weitergehenden Abwasserreinigung als auch zur Energieerzeugung, (a) bisherige Praxis - Einleitung von gereinigtem Abwasser in die Vorflut, (b) weitergehende Reinigung im Moor durch anaerobe Bedingungen, lange Verweilzeiten [t] sowie und hohe Gehalte an organische Substanz der Moorböden.

Voraussetzung für die Umsetzung dieses Prinzips ist die Umweltverträglichkeit bezüglich gefährlicher Schadstoffe gegenüber dem Schutzgut Grundwasser. Die Brandenburger Verwaltungsvorschrift (2001) erlaubt das Versickern von Klarwasser nur bei einem Grundwasserflurabstand > 1,5 m, um die Filterpassage in der ungesättigten Bodenzone für einen aeroben Stoffabbau zu nutzen. Das jedoch steht im Widerspruch zu den hohen Grundwasserständen der wiedervernässten Moore. Ziel ist es, die Umweltverträglichkeit der Aufbringung von Klarwasser auf diesen grundwassernahen Standorten gemäß der Grundwasserverordnung (GrwV vom 9. November 2010, Anlage 7, Liste gefährlicher Schadstoffe und Schadstoffgruppen) zu untersuchen und ggf. einen weitergehenden Stoffabbau durch die Moorpassage in einem Feldversuch unter natürlichen Bedingungen nachzuweisen.

Material und Methoden

Die 8 ha große Pilotanlage Biesenbrow (Abb. 2) liegt im südlichen Teil der Randow-Welse-Niederung (Uckermark). Die Torfauflage ist stellenweise noch 1,20 m stark, der Torf aber durch intensive Nutzung seit den 1970-80er Jahren stark degradiert. Die Fläche ist von Muddebändern unterlagert, jedoch nicht durchgängig, sodass ein Wasseraustausch mit dem darunterliegenden sandigen, ca. 25 m mächtigen Aquifer gegeben ist. Das für die Wiedervernässung nötige Zusatzwasser wird aus dem Mittelgraben entnommen, dem zentralen landwirtschaftlichen Vorfluter des Gebietes. Der Wasserstand im Graben wird manuell über Bohlen-Staubauwerke eingestellt und damit entsprechend auch der Grundwasserstand in der Fläche reguliert. Dieses ist auch deshalb notwendig, da sich die umliegenden Nachbarflächen weiterhin in konventioneller Grasland-/Weidenutzung befinden und zu hohe Grundwasserstände bzw. Überschwemmungen zu vermeiden sind. Einem Absinken der Grundwasserstände im Sommer, wenn ein Wasserdefizit aufgrund der geringen Niederschläge und der hohen Evapotranspiration des Schilfbestandes eintritt, wird durch oberflächige Verrieselung entgegengewirkt. Dafür wird das Wasser aus dem Mittelgraben (Oberflächenwasser) in das höher gelegene Speicherbecken gepumpt und im freien Gefälle der Fläche über

ein Rohrleitungssystem zugeleitet. Die Ausmündungen der unter der Fläche verlegten Dränrohre wurden Ende der 1990er Jahre verschlossen, um Wasserverluste zum Mittelgraben zu verringern.

Die Pilotanlage zur Wiedervernässung wurde im Zeitraum von 1996-2002 im Rahmen eines Vorgängerprojektes angelegt und wissenschaftlich betrieben. Es erfolgte ein abiotisches Monitoring des Bodens sowie des Grund- und Oberflächenwasser vor und während der Wiedervernässung. Vor Beginn wurde das vorhandene Grünland letztmalig umgebrochen und gewalzt, eine Höhenvermessung der Fläche durchgeführt und die Fläche mit *Phragmites australis* unterschiedlicher Provenienz und verschiedenen Carex-Arten bepflanzt. Im Zeitraum von 2002-2011 fand kein Wassermanagement durch Einstau und Verrieselung statt, sodass die Fläche nicht immer ausreichend feucht war. Mit Beginn des ELaN-Projektes 2011 wurde vor der Aufbringung des gereinigten Abwassers die Fläche gemäht, die Biomasse bestimmt (9 Areale, jeweils 0,36 m^2) sowie eine erneute, GPS-gestützte topographische Vermessung im Raster von 50 m x 50 m vorgenommen.

Der Wasserbedarf der Fläche wird während der Vegetationsperiode (April-Oktober) aus einem Gemisch von Klarwasser und Oberflächenwasser gedeckt, wobei das gereinigte Abwasser aus dem nahegelegenen Klärwerk Passow per Achse transportiert wird. Das Mischungsverhältnis beträgt ca. 1:10, das tägliche Klarwasservolumen 30 m^3 und die damit bevorteilte wiedervernässte Fläche ca. 4 ha. Dieser versuchstechnisch bedingte Kompromiss ergibt sich einerseits aus der Lage der Versuchsfläche Biesenbrow zum Klärwerk Passow, der zur Verfügung stehenden Abwassermenge insgesamt sowie der aus Gründen des Grundwasserschutzes mit Vorsicht zu betreibenden Anlage. Im Rahmen des Monitorings werden monatliche Analysen von gereinigtem Abwasser, Oberflächen- und Grundwasser an ausgewählten Grundwassermessstellen (Abb. 2, GW2 und GW4) durchgeführt. Diese sind kombiniert mit Bodenreferenzplätzen zur Bestimmung der bodenchemischen Parameter (HUB) sowie zur Durchführung von ökotoxikologischen Tests (ECT Oekotoxikologie GmbH Flörsheim/ Main). Spurenstoffanalysen von ausgewählten Schadstoffen gemäß Anlage 7 der GrwV erfolgen monatlich durch die Berliner Wasserbetriebe. Gleichzeitig werden Schwermetalle, Anionen und Kationen untersucht. Vor und nach der jährlichen Versuchsperiode (April und Oktober) erfolgt ein komplettes Monitoring, bei dem auch die Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz organische Spurenstoffe analysiert. Dieses umfangreiche, kostenintensive Monitoringprogramm ist notwendig, um den erteilten behördlichen Auflagen Folge leisten und ggf. schnell auf Verunreinigungen reagieren zu können.

Aufenthaltszeiten bzw. potenziell mögliche Abbauzeiten für Spurenstoffe im Grundwasser der Pilotanlage sowie mögliche Stoffeinträge in das Grundwasser der Nachbarflächen werden anhand eines numerischen 2D-Modells mit FEFLOW (DHI-WASY) ermittelt. Zur Kalibrierung und Validierung des Modells werden wöchentliche Grundwasserstandsmessungen durchgeführt. Mittels kontinuierlicher Messungen der vertikalen Temperaturverteilung an der Gewässersohle des Mittelgrabens (thermodynamischer Messplatz) werden direkt an der Gewässersohle der Exfiltrations- und Infiltrationsflux und somit die zwischen Hauptgraben und Grundwasser ausgetauschten Stofffrachten ermittelt (Maassen & Balla 2010).

Vorläufige Ergebnisse und Diskussion

Status quo der Fläche vor Beginn der Klarwasseraufbringung

Im Vergleich zur Höhenvermessung im Jahre 1995 ergab die Vermessung im Jahre 2011 einen mittleren Höhenverlust von 6,6 cm mit einem Minimum von 0 cm und einem Maximum von 18 cm (Abb. 2, rechts). Die Höhendifferenzen sind sehr heterogen verteilt. Die ungleiche Verteilung der Mudde, die unterschiedliche Mächtigkeit der Torfauflagen sowie die mit dem Relief örtlich variie-

renden Grundwasserflurabstände sind mögliche Ursachen für die stark variierende Torfdegradierung. Bezogen auf die 16-jährige Zeitspanne mit Nutzungsauflassung der Fläche beträgt die Mineralisierungsrate ca. 0,4 cm pro Jahr. Dies ist bedeutend weniger als die Mineralisierungsrate von 1 cm, die unter den regionalen Bedingungen ermittelt wurde (Zeitz 1997). Wird angenommen, dass während der Wiedervernässungsphase (1996-2002) kein Torfschwund entstanden ist (die Phragmites-Rhizome könnten auch Torfbildung initiiert haben), so beträgt die Mineralisierungsrate während des Zeitraumes ohne Wassermanagement immerhin noch 0,7 cm pro Jahr. Diese Tatsache macht die Bedeutung des stabilen Wassermanagements auf den wiedervernässten Moorflächen im Sinne der Nachhaltigkeit deutlich.

Die im Frühjahr 2011 geerntete Biomasse von 20 t/ha Trockenmasse aus Schilf und Seggen haben 9,7 t/ha Kohlenstoff und 0,29 t/ha Stickstoff gespeichert. Dies bestätigt frühere Ergebnisse von der Pilotfläche Biesenbrow (Koppitz und Budrus, 2004).

Die hydrochemischen Untersuchungen des Grundwassers zeigen eine signifikante Zunahme der Sulfat-Konzentration (SO_4) sowie eine Abnahme von gelöstem Phosphor (SRP) und gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) während der letzten 10 Jahre (Abb. 3). Die Chlorid-Konzentrationen (Cl) bleiben nahezu konstant. Die Zunahme der SO_4-Konzentrationen bis fast 700 mg/l ist auf eine SO_4-Freisetzung infolge der Torfmineralisierung in der oberen Bodenschicht zurückzuführen, wobei der Trend der anderen Parameter auch auf veränderte hydrologische Bedingungen während der „Trockenphase“ hinweisen. Durch gefallene Grundwasserstände in der Fläche der Pilotanlage nimmt der Einfluss des regionalen Grundwasserzustroms zu.

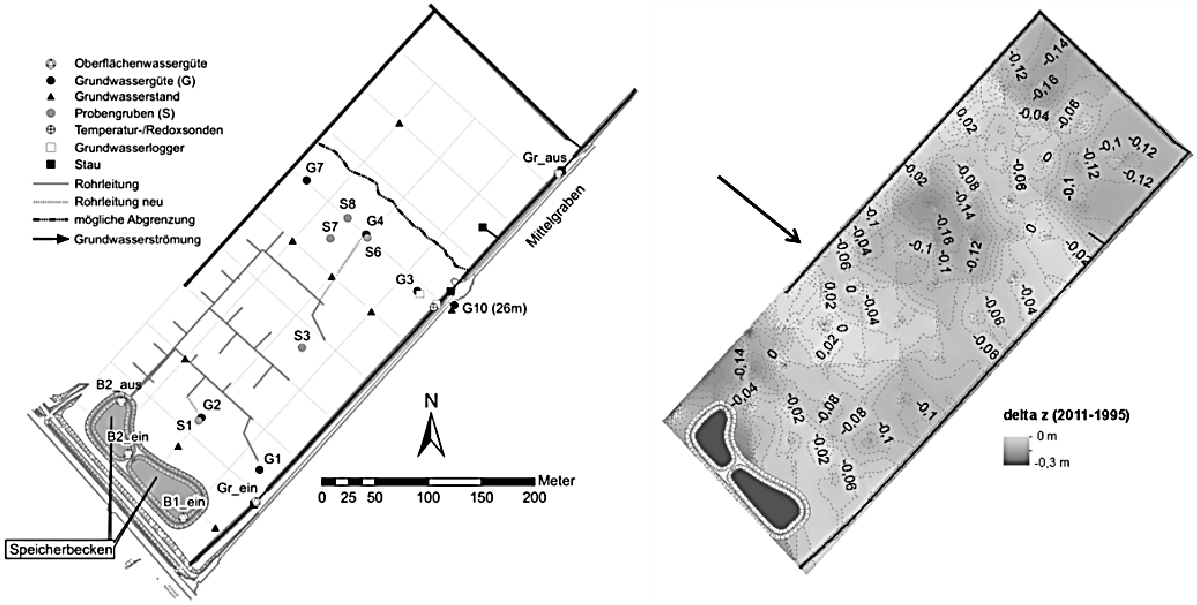


Abb. 2: Links: Untersuchungs- und Pilotanlage Biesenbrow zur Aufbringung von gereinigtem Abwasser sowie Monitoring-Messstellen. Rechts: Höhenabnahme delta z, entstanden zwischen 1995 und 2011.

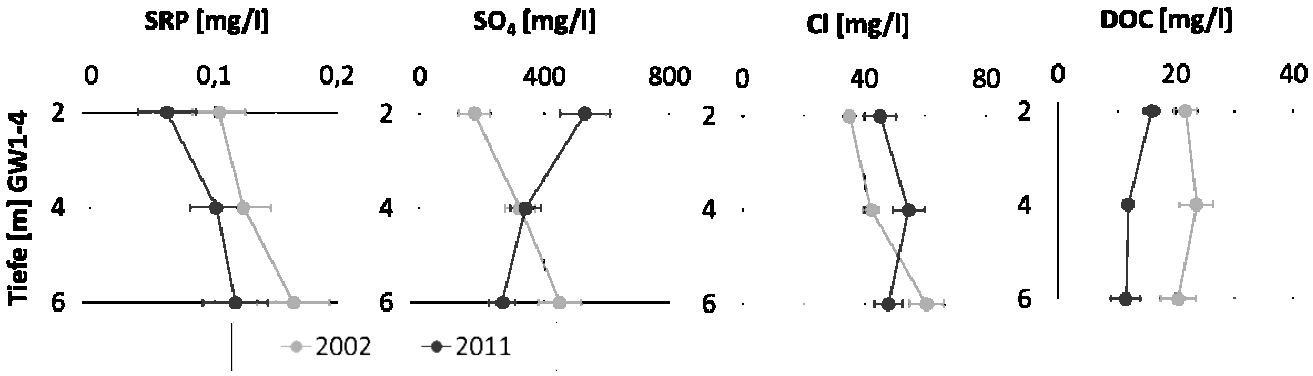


Abb. 3: Veränderungen der hydrochemischen Parameter während des 10-jährigen „Trockenfallens" der wiedervernässten Pilotanlage Biesenbrow für ausgewählte Grundwassermessstellen in 3 Entnahmetiefen.

Aufbringung von gereinigtem Abwasser

Nach der fast zweijährigen Versuchsdauer (insgesamt 6 Monate während der Vegetationsperioden 2011 und 2012) wurden ca. 1.000 m^3 gereinigtes Abwasser und 10.000 m^3 Grabenwasser auf einer Fläche von ca. 4 ha verrieselt. Dabei wurden bisher keine negativen Effekte auf das Grundwasser festgestellt. Einige Stoffgruppen zeigen im gereinigten Abwasser „hot spots" in den Konzentrationen (Pharmaka Diclophenac und Carbamazepin, Flammenschutzmittel Tris-(chlorisopropyl)-phosphat). Am Auslauf der Speicherbecken, nach der Vermischung mit Oberflächenwasser, werden diese Stoffe bereits nicht mehr nachgewiesen. Ein möglicher Grund dafür könnt eine zu hohe Verdünnung (ca. 1:10) mit Oberflächenwasser sein, so dass die Mischkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Mit Hilfe von hydrologischen Tracer-Tests sollen Aufenthaltszeiten in den Speicherbecken bzw. bevorzugte Fließbahnen und vor allem Toträume, in denen eine Akkumulation unerwünscht ist, ermittelt werden.

Schlussfolgerungen

Wiedervernässte Moore brauchen einerseits ein stabiles Wassermanagement, was mit Dauerkosten verbunden sein kann. Andererseits kann eine Wertschöpfung neben der Biomassenutzung durch eine weitergehende Reinigung von geklärtem Abwasser, insbesondere im ländlichen Raum, erzielt werden. Davon profitieren Fließgewässer infolge geringerer eingeleiteter Schadstofffrachten, aber auch eine Einbeziehung der degradierten Moore in künftige infrastrukturelle Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung bzw. -nutzung ist denkbar.

Danksagung

Das ELaN-Projekt (www.elan-bb.de) wird im BMBF-Rahmenprogramm FONA (Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Landmanagement") gefördert.

Literatur

Dannowski, R., Balla, D. (2004): Wasserhaushalt und geohydrologische Situation einer vernässten Niedermoorfläche mit Schilfanbau in Nordost-Brandenburg. Arch. für Nat. Lands. 43: 27-40.

Dietrich, O., Dannowski, R., Tauschke, R., Stornowski, K., Leschke, V. (1999): Wiedervernässung einer degradierten Niedermoorfläche als Voraussetzung für den Schilfanbau. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 38: 233-249.

Koppitz, H., Buddrus, K. (2004): Wachstum, Produktivität, Stickstoffhaushalt und genetische Diversität einer Schilfpflanzung auf degradiertem Niedermoor. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 43: 5-26.

Lischeid, G., Moss, T., Nölting, B., Schäfer, M., Steinhardt, U. (2012): Mit ELaN! Forschung für integrierte Land-, Wasser- & Stoffnutzung. RaumPlanung 163 (3): 56-57.

Maaßen, S., Balla, D. (2010): Impact of hydrodynamics (ex- and infiltration) on the microbially controlled phosphorus mobility in running water sediments of a cultivated northeast German wetland. Ecological Engineering 36 (9): 1146-1155.

Positionspapier (2010): Verwendung von gereinigtem Abwasser für Maßnahmen zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes. http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2342.de/wasserhh.pdf.

Ternes, T.A., Stumpf, M., Mueller, J., Haberer, K., Wilken, R.D., Servos, M. (1999): Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants. Investigations in Germany, Canada and Brazil. Science of the Total Environment 225: 81-90.

Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung zur Einleitung gereinigter Abwässer in das Grundwasser vom 29. Januar 2001, ABl. Brandenburg Nr.9 vom 28.2.2001.

Zeitz, J. (1997): Zur Geochemie von Mooren. In: J. Matschullat, H.J. Tobschall und H.-J. Voigt (Hrsg.), Geochemie und Umwelt: 75-94.

Biogeochemische Charakterisierung und Spurenelementverteilung zweier Hochmoore des Thüringer Waldes

Sindy Wagner[1], Harald Biester[2] & Klaus-Holger Knorr[1]

[1]Limnologische Station, Lehrstuhl für Hydrologie Universität Bayreuth Universitätsstr. 30 95447 Bayreuth Sindy-Wagner@gmx.de , [2]Institut für Geoökologie, Technische Universität Braunschweig Langer Kamp 19c, 38106

Keywords: Hochmoore, Tiefenverteilung, Methan,CO_2, Torfisotopie, C/N-Verhältnis

Einleitung

Moore bedecken rund 3% der Erdoberfläche (Aselmann & Crutzen, 1989) speichern jedoch gegenwärtig bis zu ein Drittel (390-455 Pg) des terrestrischen Kohlenstoffs (Freeman et al., 2004; Gorham, 1991). Moore, die sich dabei kuppelartig über die umgebende Landschaft erheben und Einträge von Basen und Nährelementen in den Torfkörper ausschließlich aus atmosphärischer Deposition beziehen, werden als ombrotrophe Hochmoore bezeichnet. Diese Moore befinden sich hauptsächlich in der borealen und subarktischen Zone. Durch Torfbildung wird atmosphärischer Kohlenstoff durch Photosynthese sequestriert, der durch stark verlangsamte Zersetzung nicht wieder freigesetzt wird (Gorham, 1991). Da Moore stark von den hydrologisch-klimatischen Randbedingungen abhängig sind, wird jedoch erwartet, dass sich ändernde Klimabedingungen einen Einfluss auf das Gleichgewicht zwischen Photosynthese und Zersetzung in Mooren haben werden: beispielsweise können somit durch steigende Photosynthese- und Zersetzungsraten, Methanemissionen und den Austrag von gelöstem Kohlenstoff in Flüsse, die Moor-Kohlenstoffsenken destabilisiert werden (Gorham, 1991; Limpens et al., 2008). Auswirkungen auf den Wasserspiegel durch steigende Temperaturen oder sich Ändernde Niederschlagsmuster könnten zu einem Absinken des Grundwasserspiegels und einer damit verbundenen Torfoxidation führen (Moore & Knowles, 1989). Moore haben somit einerseits eine Kohlenstoff-Senkenfunktion, andererseits sind sie auch Quellen klimarelevanter Spurengase und gelöster organischer Substanz (DOM).

Die Kammlagen des Thüringer Waldes zeichnen sich durch vergleichsweise hohe Belastungen durch Nähr- und Schadstoffeinträge vor Allem aus atmosphärischer Deposition aus, jedoch finden sich hier noch naturnahe Hochmoore. Wegen der hohen Bedeutung naturnaher Moore wurden hier erstmals das Beerbergmoor (BBM, 982m) und das Schützenbergmoor (SBM, 896m) einer ausführlichen biogeochemischen Untersuchung unterzogen in deren weiterem Rahmen besonderer Wert auf die Tiefenverteilung von Makro und Mikroelementen im Torfkörper gelegt werden soll.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die beiden Untersuchungsgebiete befinden sich im Mittelgebirgsraum in den Kammlagen des Thüringer Waldes. Die Bildung von Hochmooren wird durch die kühlen höheren Lagen mit hohen jährlichen Niederschlägen ermöglicht in denen sich Moorgleye entwickeln können (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, 2004).

Das Klima wird hauptsächlich durch die Oberflächenform (Höhe, Richtung) der Bergrücken geprägt, sowie den mit ihnen verbundenen Luv/Lee Effekten. Das Beerbergmoor (BBM) liegt auf dem Nordhang des Großen Beerbergs (945- 983m). Für diesen Standort wird eine jährliche Niederschlagssumme von 1300mm bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 4°C angegeben (Jeschke, Paulson, & Geocad-Ingeniuergesellschaft mbH, 2000). Das Hochmoor bedeckt eine Fläche von 41ha wobei der zentrale Torfkörper 12,5ha einnimmt und eine Mächtigkeit von bis zu 4m erreicht (Görner, Haupt, Hiekel, Niemann, & Westhus, 1984). Es ist ein holozänes Hochmoor, dessen Entstehung während einer Phase erhöhter Niederschläge vor ca. 4500 Jahren begann (Görner et al., 1984; Martens, 2003), es verfügt über kein Einzugsgebiet. Das Schützenbergmoor (SBM) liegt auf einer Höhe von 884-893m ü. NN (Görner et al., 1984) auf einem rückenähnlichen Hang. Es erhält einen Jahresniederschlag von 1230mm und hat eine Jahresmitteltemperatur von 5°C (Fischer, 2009). Entgegen des Beerbergmoores verfügt es über ein kleines Einzugsgebiet von ca. 0,5 ha, wird jedoch als ombrotroph angesehen (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, 2002). Es bedeckt eine Fläche von 4ha bei einem Torfkörper von 1,4ha dessen mächtigste Torfakkumulation 2,5m beträgt (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, 2002).

Material und Methoden

Flüssig- und Gasproben wurden mittels Multi Level Piezometern (MLP) bis zu 260cm Länge und Dialysekammern (DK) bis 60cm Länge gewonnen (Beer & Blodau, 2007; Hesslein, 1976). Zur Stabilisierung der Flüssigproben für die Gasmessung wurde 50µL 6N HCL (MLP: 7,5mL Crimpvial, 2mL Probevolumen) bzw. 20µL 6N HCL (DK: 1,8mL GC-Vials, 0,5mL Probevolumen) vorgelegt. Die Gase wurden unter Annahme von Equilibrierung im Headspace gaschromatographisch unter Benutzung eines Methanizers oder TDC und FID (Flammen Ionisationsdetektor) bestimmt (SRI 8610 C Gas Chromatograph, SRI Instruments, Torrance, USA und GC 6890, Agilent, Santa Clara, USA). Die Bestimmung von Fe(II) und H_2S erfolgte photometrisch mittels Methylen-Blau-Methode (Hofmann & Hamm, 1967) für H_2S und Phenanthrolin-Methode (Tamura, Goto, Yotsuyanagi, & Nagayama, 1974) für Fe(II). Torfproben wurden mittels Eijkelkamp Torfbohrer in 50cm Segmenten extrahiert, gekühlt gelagert und gefroren. Nach Gefriertrocknung erfolgte die Analyse mit einem Element Analysator (NA 1108,CE Instruments, Mailand, Italy) mit gekoppeltem Isotopen Massenspektrometer (delta S, Finnigan MAT, Bremen, Germany). Hierbei wurden die Gesamtgehalte von N und C, in Bezug zum Trockengewicht der Probe, sowie die Isotopenverhältnisse von $^{12}C/^{13}C$ und $^{14}N/^{15}N$ quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Ergebnisse und Diskussion – gelöstes CO_2 und CH_4

Im BBM wurden für gelöstes CO_2 ähnliche (max. 4200µmol/L), für CH_4 höhere (max. 1500µmol/L) Konzentrationen erreicht als im SBM (max. 550µmol/L CH_4) (Abb.1). Dies passt zu den höheren Gehalten an Fe und S als potentielle Elektronenakzeptoren zur Unterdrückung der Methanogenese (Abb.2). Im BBM zeigten sich stärkere Schwankungen in der Tiefenverteilung von CH_4. In einer anderen Studie in Patagonien wurde auch bereits ein deutlich weiteres CO_2/CH_4 Verhältnis in einem Elektronenakzeptor-reicherem, stärker zersetzten Moor im Vergleich mit einem ärmeren, wenig zersetzten gefunden (Broder, Blodau, Biester, & Knorr, 2011). Die Zersetzungsindizes für den Standort SBM liegen jedoch noch nicht vor.

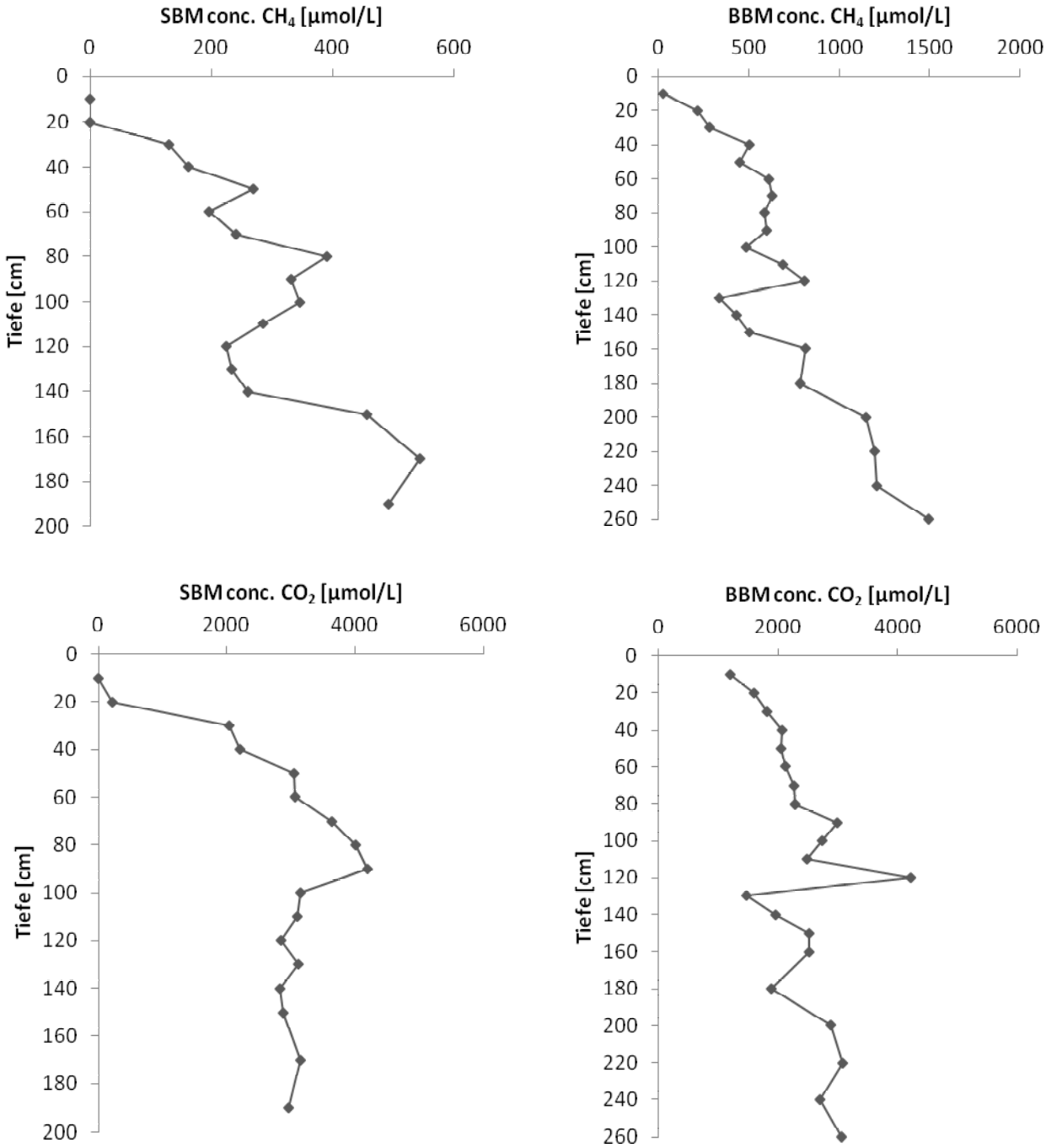


Abb.1 Tiefenprofile der mittels MLP gewonnenen Gasproben (CO_2 und CH_4) in µmol/L für die Standorte SBM (links) und BBM (rechts)

Ergebnisse und Diskussion – Fe(II) und H2S

Fe(II) Konzentrationen im SBM sanken von 98 µmol/L im Oberboden auf <10 µmol/L ab. Die H_2S Konzentrationen schwankten um 1µmol/L ohne eindeutigen Trend (Abb.2). Vermutlich bewirkte die Aktivität der Vegetation und Zersetzung eine Anreicherung von Fe nahe der Oberfläche, die Konzentration freien Sulfids blieb niedrig. Am Standort BBM, verliefen die Fe(II) Konzentrationen invers zu H_2S: Fe(II) Abnahme von 50 auf <10 µmol/L, H_2S Zunahme von <1 µmol/L auf >4

µmol/L(Abb.2). Somit ist am Standort SBM durch eine geringere Fe-Anreicherung nahe der Oberfläche noch freies Sulfid in Lösung. Damit scheint das Lösungsgleichgewicht von Sulfiden auch in der organischen Torfmatrix noch wichtig für die Elementfestlegung. Spurenelementgehalte stehen noch aus.

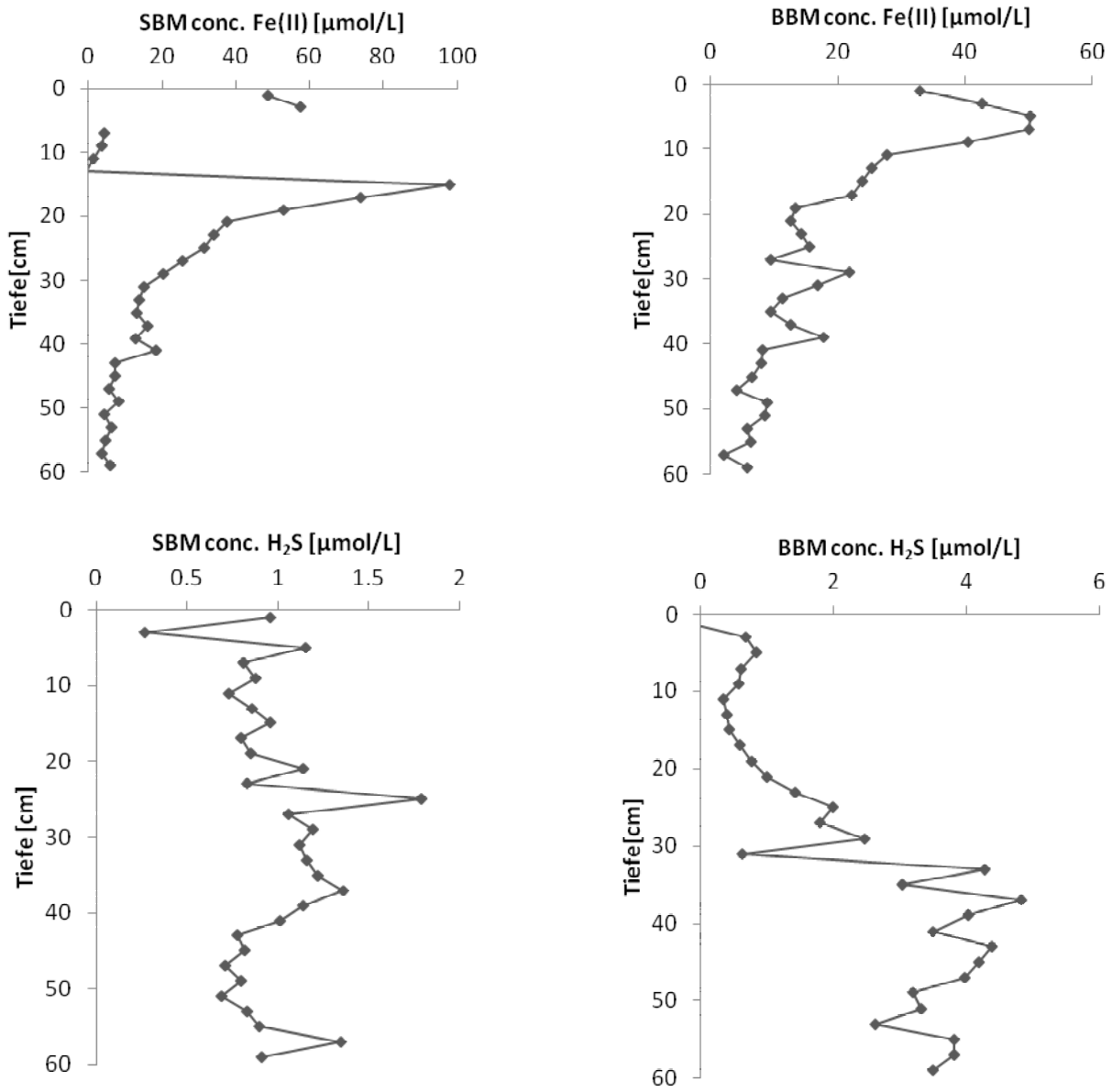


Abb.2 Tiefenprofile der mittels DK gewonnenen und photometrisch ermittelten Werte für Fe(II) und H_2S in µmol/L für die Standorte SBM (links) und BBM (rechts)

Ergebnisse und Diskussion – Torfisotopie und C/N

Die stabile Isotopenverteilung der Torfproben im Standort BBM variierte zwischen -27 und -22 ‰ für Kohlenstoff und -8 bis +2 ‰ für Stickstoff (Abb.3). Diese sind im Einklang mit Ergebnissen aus vorangegangen Studien (Asada, Warner, & Aravena, 2005; Jędrysek & Skrzypek, 2005). Ebenfalls wurde auch der hier beobachtete, inverse Zusammenhange von δ13C und C/N bereits gefunden (Broder et al., 2011), mit hohen C/N-Verhältnissen (schwache Zersetzung) bei weniger negativen $\delta^{13}C$ Werten (vermutlich kühl-feuchtere Bedingungen, (Jędrysek & Skrzypek, 2005). Geringere

C/N-Verhältnisse nahe der Oberfläche könnten einen erhöhten Stickstoffeintrag anzeigen (Bragazza et al., 2006), in größeren Tiefen reflektieren enge C/N-Verhältnisse vermutlich trockene, warme Perioden – beide Faktoren erhöhen die Zersetzung.

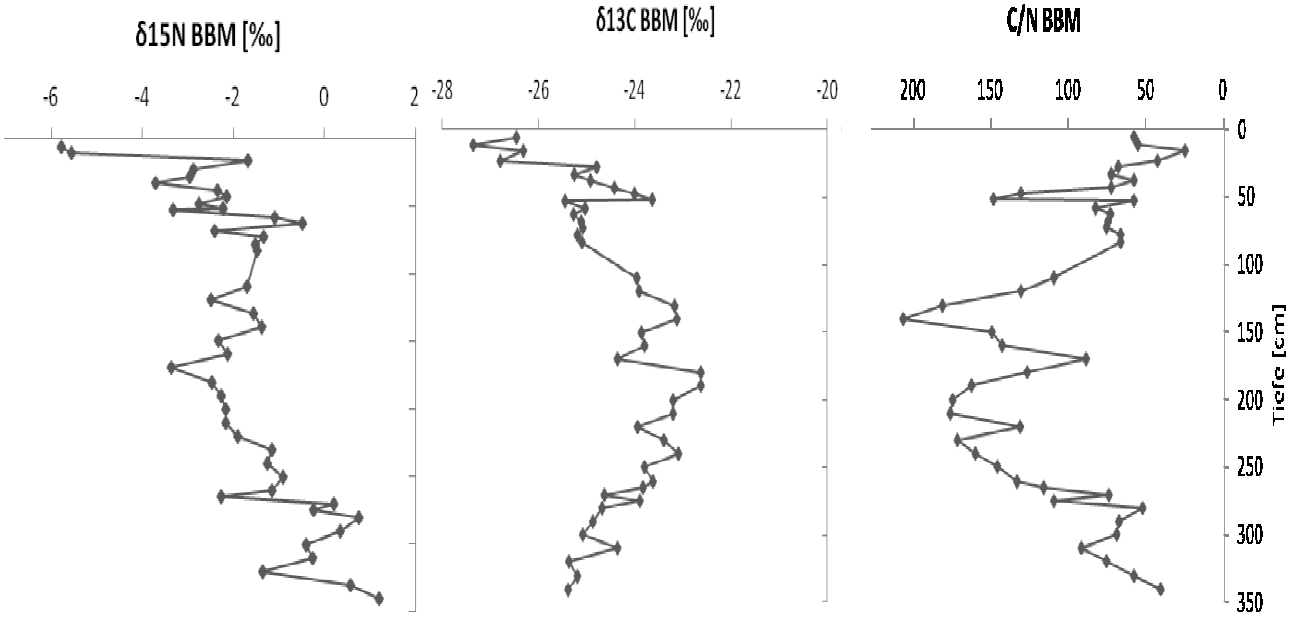


Abb.3 Tiefenprofile für $\delta^{15}N$, $\delta^{13}C$ [‰] und C/N-Verhältnisse des Standorts BBM

Zusammenfassung/Schlußfolgerungen

Im Rahmen der untersuchten Parameter konnte gezeigt werden, dass die beiden Standorte ähnliche Werte wie bisher untersuchte naturnahe Moore aufwiesen. Damit konnte gezeigt werden, dass die Untersuchungsstandorte noch in einem vergleichsweise sehr gutem Zustand sind. Da bisher keine umfassenden biogeochemischen Untersuchungen für beide Untersuchungsgebiete vorliegen stellt dies einen Wissensgewinn sowohl für die Wissenschaft als auch die beteiligten Behörden dar.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit der Universität Bayreuth im Studiengang Geoökologie und Umweltnaturwissenschaften in Zusammenarbeit mit dem Biosphärenreservat Vessertal, den Unteren Naturschutzbehörden Ilm-Kreis und Schmalkalden-Meiningen sowie dem ThüringenForst.

Literatur

Asada, T., Warner, B. G., & Aravena, R. (2005). Nitrogen isotope signature variability in plant species from open peatland. *Aquatic Botany*, *82*(4), 297–307. doi:10.1016/j.aquabot.2005.05.005

Aselmann, I., & Crutzen, P. J. (1989). Global Distribution of Natural Freshwater Wetlands and Rice Paddies , their Net Primary Productivity , Seasonality and Possible Methane Emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry*, *8*, 307–358.

Beer, J., & Blodau, C. (2007). Transport and thermodynamics constrain belowground carbon turnover in a northern peatland. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *71*(12), 2989–3002.

Bragazza, L., Freeman, C., Jones, T., Rydin, H., Limpens, J., Fenner, N., Ellis, T., et al. (2006). Atmospheric nitrogen deposition promotes carbon loss from peat bogs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *103*(51), 19386–9.

Broder, T., Blodau, C., Biester, H., & Knorr, K.-H. (2011). Peat decomposition records in three pristine ombrotrophic bogs in southern Patagonia. *Biogeosciences Discussions*, *8*(5), 10543–10576.

Fischer, K. (2009). Das Schützenbergmoor. *Thüringer Naturbrief*. Retrieved August 23, 2011, from http://www.thueringer-naturbrief.de/index.php?option=com_content&task=view&id=4838&Itemid=104

Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N. J., Kang, H., Dowrick, D. J., Reynolds, B., Lock, M. a, et al. (2004). Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature*, *430*(6996), 195–8.

Gorham, E. (1991). Northern Peatlands : Role in the Carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Society of America*, *1*(2), 182–195.

Görner, M., Haupt, R., Hiekel, W., Niemann, E., & Westhus, W. (1984). *Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik Bezirke Erfurt,Suhl und Gera* (Band 4., p. 344). Leipzig: Urania- Verlag Leipzig Jena Berlin.

Hesslein, R. H. (1976). An in situ sampler for close interval pore water studies ’. *Limnol. Oceanogr.*, *21*((6)), 912–914.

Hofmann, K., & Hamm, R. (1967). Determination of hydrogen sulfide with N,N-dimethyl-p-phenylene diamin and iron (III) chloride. *Zeitschrift für Analytische Chemie Fresenius*, *232*(3), 167.

Jeschke, L., Paulson, C., & Geocad-Ingeniuergesellschaft mbH. (2000). *Pflege- und Entwicklungspläne für die Hochmoore in den Kammlagen des Thüringer Waldes, Beerbergmoor, Saukopfmoor, Schneekopfmoor und Schützenbergmoor*. Unveröff. Gutacht. im Auftr. Staatl. Umweltamt Erfurt.

Jędrysek, M.-O., & Skrzypek, G. (2005). Hydrogen, carbon and sulphur isotope ratios in peat: the role of diagenessis and water regimes in reconstruction of past climates. *Environmental Chemistry Letters*, *2*(4), 179–183.

Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J. G., Freeman, C., Holden, J., Roulet, N., et al. (2008). Peatlands and the carbon cycle : from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences*, *5*, 1475–1491.

Martens, T. (2003). *Sammlung Geologischer Führer- Thüringer Wald* (95th ed., p. 252). Berlin,Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.

Moore, T. R., & Knowles, R. (1989). The Influence of water table levels on Methane and Carbon Dioxide emissions from peatland soils. *Canadian Jouirnal of Soil Science*, *69*(1), 33–38.

Tamura, H., Goto, K., Yotsuyanagi, T., & Nagayama, M. (1974). Spectrometric determination of iron (II) with 1,10-Phenatholine in the presence of large amounts of iron (III). *Talanta*, *21*(4), 314–318.

Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. (2002). *Moore in den Kammlagen des Thüringer Waldes*. *Naturschutzreport* (Vol. 19, p. 287). Jena.

Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. (2004). *Die Naturräume Thüringens*. *Naturschutzreport* (Vol. 21, p. 384). Jena.

GRUNDWASSER, QUELLEN UND HYPORHEISCHES INTERSTITIAL

DAU, A.-CH. & P. MARTIN: Die Salzquellen von Bad Oldesloe- Struktur und Fauna eines Extremlebensraumes

FUMETTI VON, ST., S. BONTA & P. NAGEL: Charakterisierung von Quellen und ihren Lebensgemeinschaften im Tessin (CH)

GUTJAHR, S., S. BERKHOFF & H. J. HAHN: Grundwasserhabitate in der Landschaft - ein datenbasierter Klassifikationsansatz

HANSEN, M. & P. MARTIN: Kalktuffquellen - Allgemeine Charakterisierung und Stand der Dinge in Schleswig-Holstein, Deutschland und der Europäischen Union

REISS, M., H. STEINER & ST. ZAENKER: Verbreitung, Lebensraum und Gefährdung der endemischen Rhön- Quellschnecke (Bythinella compressa Frauenfeld, 1857) in Hessen als Beitrag zur internationalen Biodiversitätskonvention (CBD)

SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna - Versuch einer Prognose

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Die Salzquellen von Bad Oldesloe- Struktur und Fauna eines Extremlebensraumes

Ann-Christin Dau[1] *& Peter Martin*[2]

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, [1] ann.christin_dau@yahoo.de, [2] pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: FFH-Gebiet, August Thienemann, Charakterarten, Halophile

Einleitung

Gemäß dem EU Code 1340 werden „Salzwiesen im Binnenland“ definiert als „natürlich entstandene Binnenlandsalzstellen mit ihrem gesamten Lebensraumkomplex. Dieser besteht aus salzhaltigen Quellaustritten, salzhaltigen Fließ- und Stillgewässern sowie der angrenzenden halophyten Vegetation“ (BfN 2012). In dieser Arbeit liegt der Schwerpunkt der Betrachtungen zu diesem Lebensraumtyp auf der Fauna der Salzquellen selbst, somit streng genommen nur auf einem Teil des Lebensraumtyps. Die Entstehung einer Salzquelle ist durch Salzablagerungen im Boden und einer höheren Verdunstungs- als Niederschlagsrate bedingt (TMLNU 2012). In Schleswig-Holstein handelt es sich vorrangig um oberflächenfernes Grundwasser, das durch salzführende Gesteinsschichten an der Oberfläche als salziges Quellwasser austritt.

In Schleswig-Holstein ist der Lebensraumtyp insgesamt selten (vgl. Lorenz 2012, Lorenz & Martin 2013), einzelne Salzquellen sind jedoch in der Vergangenheit in einzigartiger Weise gründlich untersucht worden. Vor dem Hintergrund der geringen limnofaunistischen Kenntnisse stellen diese Daten einen wissenschaftshistorischer Schatz dar, der in dieser Untersuchung analysiert und einer Nutzung im Naturschutz zur Verfügung gestellt werden sollte.

Zu Beginn der 1920er Jahre untersuchte August Thienemann an Salzquellen in und bei Bad Oldesloe sowohl die terrestrische als auch die aquatische Fauna. Unter Mithilfe zahlreichen Fachkollegen erstellte er eine Monographie über sieben der Salzquellen (Thienemann 1925, 1926). Diese Datengrundlage ist vermutlich weltweit einmalig. Es wurden jedoch nur die Gruppen nacheinander aufgeführt, eine Gesamtauswertung erfolgte bedauerlicherweise nicht. Daher erschien es sinnvoll, diese wertvollen Daten gründlich aufzuarbeiten und die Fauna auf die besonders an den Lebensraum gebundenen Arten abzuklopfen, die bei der Charakterisierung und Bewertung des Lebensraumtyps von Bedeutung sein könnten. Insgesamt sollten folgende Fragen bearbeitet werden:

Existieren die Quellen noch und wie haben sich ihre Struktur und die physikochemischen Parameter des Quellwassers verändert?

Wie stellt sich die damalige Fauna bei einer Gesamtbetrachtung dar und kann man Charakterarten ausfindig machen? Und kann man daraus Hinweise zur Einbeziehung der aquatischen Fauna in die Beschreibung des Lebensraumtyps ableiten?

Material und Methoden

Erfassung der heutigen Struktur der Quellen und Untersuchung der abiotischen Faktoren

Nach einer Kartenanalyse wurde der jeweilige Standort aufgesucht. Es erfolgte eine Fotodokumentation sowie das Ausfüllen eines standardisierten Quellerfassungsbogens (QEB_SH 2011), um die Untersuchungsgebiete in ihrem heutigen Zustand zu charakterisieren. Es wurden GPS-Koordinaten sowie verschiedene Angaben zur Quelle selbst (u.a. Schüttungstyp, Substrate) sowie zu ihrem Umfeld und der anthropogenen Beeinträchtigung erfasst .

Für die Erfassung der abiotischen Parameter heutzutage wurden vor Ort Messungen durchgeführt, andere Parameter nach Transport einer Wasserprobe im Labor analysiert. Es wurden Temperatur [°C], pH-Wert, Sauerstoffgehalt [%], Leitfähigkeit [mS/cm], Salinität [%] und Chloridionen-Konzentration [mg/l] ermittelt sowie Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat [alle in µg/l].

Fauna damals und heute

Das wichtigste Ziel der Faunenrecherche war, sämtliche historischen Angaben zur Fauna der Salzquellen in eine möglichst vollständige aktuelle systematisch-nomenklatorische Form zu überführen. Alle Artnamen aus der Monographie wurden zunächst in ihrer Originalangabe in eine Tabelle übertragen. Diese Artenliste wurde vervollständigt, indem die heute gültigen Artnamen über Internetdatenbanken (z.B. Fauna Europaea 2012) oder Fachliteratur recherchiert wurden. Die Ökologie der Arten wurde v.a. nach der Limnofauna Europaea (Illies 1978) und anderen Quellen ermittelt. Es wurde speziell nach Angaben gesucht, die Hinweise ergaben, ob Arten als halotolerant, halophil oder halobiont gelten. All diese Arten mit einer gewissen Vorliebe für Salzstandorte wurden aufgrund der Unklarheit mancher Angaben in der späteren Darstellung der Ergebnisse als Halophile (im weiteren Sinne) bezeichnet. Um einzelne noch unklare Arten zu identifizieren, die eigenen Recherchen abzusichern und darüber hinaus Hinweise auf ihre Ökologie zu bekommen, wurden zahlreiche Experten per E-mail befragt: Prof. W. Traunspurger (Bielefeld): Nematoda, Dr. W. Ahlrichs (Oldenburg): Rotatoria, Dr. K. Voigtländer (Görlitz): Diplopoda, Prof. U. Irmler (Kiel): Araneae, Dr. A. Wohltmann (Bremen): Acari terr. (Parasitengona), Dr. A. Christian (Görlitz): Acari terr. (Gamasida), Prof. G. Alberti (Greifswald): Acari terr. (Bdellidae), Dr. H. Schatz (Innsbruck): Acari terr. (Oribatida), C. Meisch (Luxemburg): Ostracoda, J. Deckert (Berlin): Heteroptera, Dr. R. Mühlethaler (Berlin), Dr. Ch. Bückle (Tübingen): Auchenorrhyncha, St. Gürlich (Buchholz): Coleoptera, Dr. E. Stur (Trondheim): Chironomidae, Prof. R. Wagner (Kassel), Dr. H. Meyer (Kiel): Diptera varia, Dr. P. Havelka (Karlsruhe): Diptera-Ceratopogonidae, Dr. H. Reusch (Suhlendorf): Diptera-Tipulomorpha, Prof. R. Bährmann (Köln): Diptera-Ephydridae.

Kursorisch erfolgte einmalig auch die Beprobung der aktuellen Fauna mit einem Handkäscher.

Ergebnisse und Diskussion

Struktur und Abiotik

Trotz der sehr knappen historischen Beschreibungen konnten sechs der sieben Quellen wiedergefunden werden. Die Quelle IV existiert nicht mehr, da dort anstelle eines Salztorfstichs heute Privatgrundstücke liegen. Neben dem Brenner Moor (Quelle I) mit der Salinität von 20,7% wies die Quelle III mit 16,1% die höchste Salzkonzentration auf, die Salinität der übrigen lag bei 4-12,4%. Nur die Quelle VII der „Salzteich“ liegt mit 1% gerade an der von Schönborn (2003) angegebenen Grenze zur „Solquelle“. Insgesamt scheinen alle Quellen im Gegensatz zu früher einen höheren

Salzgehalt zu haben, obwohl leider die genauen Messmethoden von damals nicht nachvollziehbar waren.

Die Fauna der Quellen

Die ohne aktualisierte Überarbeitung von Thienemann und seinen Fachkollegen festgestellte Artenzahl betrug 529 Arten (inklusive Arten höherer Taxa). Die Überarbeitung hin zu einer aktualisierten Liste ergab hingegen 483 „echte" Arten und 21 weitere Taxa, die mindestens einer Art zuzuordnen sind. Die im Datensatz festgestellte Mindestartenzahl an terrestrischen und aquatischen Arten beträgt somit 504 Arten (siehe Tab. 1). Die Gesamtzahl hat sich somit durch inzwischen erfolgte Synonymisierung von Arten etwas reduziert. Manche Arten wurden damals beispielsweise nicht als Variation einer Nominatart angesehen, sondern als eigene Art.

Tab. 1: Systematische Übersicht der Familien- und Artenzahlen der aus Thienemann (1925, 1926) ermittelte Tiere.

	Familien	Arten
Protozoa	1	1
Turbellaria	3	3
Nematoda	11	13
Rotatoria	12	28
Mollusca	1	2
Oligochaeten	3	5
Diplopoda	6	15
Araneae	11	40
Acari terr.	17	42
Hydrachnidia	4	6
Ostracoda	3	5
Copepoda	6	9
Phyllopoda	1	1
Malacostraca	2	2
Hemiptera	20	51
Coleoptera	27	190
Diptera	25	85
Odonata	1	3
Pisces	1	2
Tetrapoda	1	1
	156	**504**

Es wurden von Protozoa bis zu den Tetrapoda sehr unterschiedliche Gruppen bearbeitet, die artenreichsten waren die Coleoptera (190 Arten, 27 Familien), gefolgt von den Diptera (85, 25) und den Hemiptera (51, 20) (Tab. 1).

Nach den **Roten Listen** der Käfer und Spinnen Schleswig-Holsteins wurden zwei Arten als „vom Aussterben bedroht" (z.B. *Paracymus aeneus* (Germar 1824)), sieben Arten als „stark gefährdet" (z.B. *Blethisa multipunctata* (Linnaeus 1758), *Sitticus caricis* (Westring 1861)) und elf Arten als „gefährdet" (z.B. *Stenus crassus* (Stephens 1833), *Pirata latitans* (Blackwall 1841)) eingestuft (Reinke et al. 1998, Gürlich et al. 2011). Außerdem werden sechs der Käferarten in der Roten Liste dem FFH-Lebensraumtyp (Code 1340) „Salzwiese des Binnenlandes" zugeordnet (Gürlich et al. 2011). Zusätzlich ist mit der Wechselkröte (*Bufo viridis* (Laurenti, 1768)) eine „vom Aussterben bedrohte" Rote-Liste Art unter den Amphibien vertreten (Klinge 2003).

Betrachtet man die Ökologie sämtlicher Arten, so kann man feststellen dass es insgesamt 74 Halophile (z.B. *Saldula pilosella* (Thomson 1871)) gefunden wurden.

Die insgesamt festgestellten 504 Arten unterteilten sich dabei in 302 (59,9%) terrestrische und 202 (40,1%) aquatische Arten. Ähnlich wie für die Gesamtfauna der „normalen", süßen Quellen Schleswig-Holsteins (vgl. Martin 2012) ist somit festzustellen, dass in den früheren Untersuchungen der Quellbesiedlung ein hoher Wert auf die Gesamtfauna des Quell-Lebensraumes gelegt wurde. Es wurde sich somit nicht auf einzelne Taxa oder auf terrestrische oder aquatische Teillebensräume beschränkt, wie dies heutzutage meist geschieht.

Abschließend sollen die aquatischen Vertreter etwas genauer betrachtet werden. Es sei dabei darauf hingewiesen, dass v.a. unter den Diptera eine Einteilung der Lebensweise der Larven oft schwierig ist. Es konnten insgesamt 186 Arten und zusätzlich mind. 16 Arten höherer Taxa als aquatisch eingestuft werden (202 Arten insgesamt). Es konnten 13 Arten als halobiont, 19 Arten als halophil und 17 Arten als marin eingestuft werden, also insgesamt insgesamt 49 als halophil im weiteren Sinne. Eine der Käferarten konnte nach der Roten Liste (Gürlich et al. 2011) dem Lebensraumtyp „Salzwiese des Binnenlandes“ zugeordnet werden und 13 Arten werden von Illies (1978) als Charakterarten der „binnenländliche Salzgewässer“ geführt. Die meisten aquatischen Halophilen findet man mit 19 Arten unter den Diptera, gefolgt von den Rotatoria (13), Nematoden (8) und Copepoden (6, vgl. Abb 1).

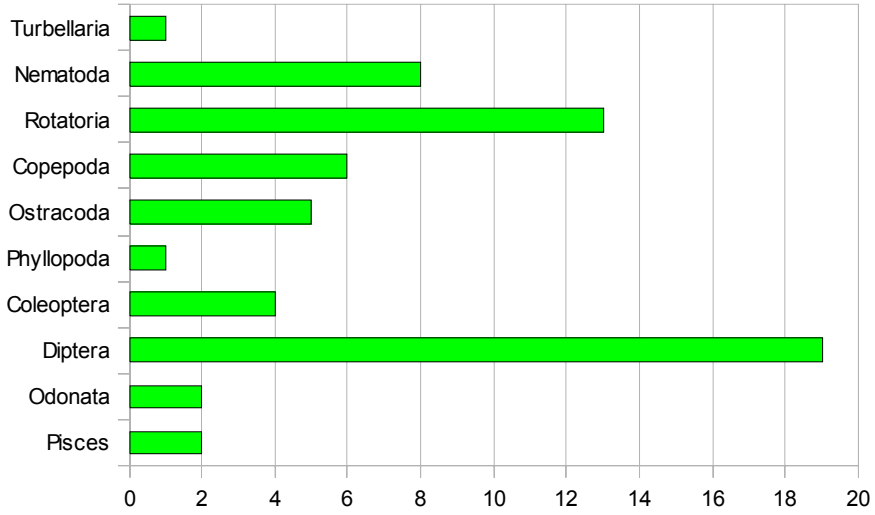


Abb. 1: Artenzahlen der als halophil einzustufenden aquatischen Arten der unterschiedlichen Taxa.

Betrachtet man die Verteilung der Halophilen der aquatischen Arten auf die einzelnen Quellen, so kann man feststellen, dass an der Quelle I das größte Vorkommen der Halophilen (35 Arten/ 77 aquatische Arten) zu beobachten ist, gefolgt von Quelle IV (33/68) und III (28/48). An den Quellen V (14/49) und VII (12/69) fehlen einige Gruppen komplett und es gibt insgesamt nur sehr wenige Halophile.

Bei der Betrachtung der aquatischen Halophilen der verschiedenen Tiergruppen an den Quellen, stellt man fest, dass die Diptera an fast allen Quellen die bezüglich der Artenanzahl dominierende Gruppe unter den Halophilen bildet und an Quelle II am artenreichsten vorkommt. Auch die Rotatoria kommen überall vor, an Quelle IV mit den meisten Arten. Die Nematoda kommen nur an fünf der sieben Quellen vor, am artenreichsten an Quelle I. Die Copepoda sind, bis auf Quelle VII, überall vertreten und mit maximaler Artenanzahl an Quelle I und VI. Die Ostracoda wurden an fünf Quellen mit fast identischen Artenzahl festgestellt. Die Coleoptera kommen (bis auf Quelle V) an allen Quellen nur mit einzelnen Arten vor.

Schlussfolgerungen

Die von August Thienemann und seinen Kollegen in den sieben untersuchten Salzquellen nachgewiesenen ca. 500 Arten belegen eine enorm hohe Biodiversität. Besonders die etwa 200 aquatischen Arten erstaunen, da es sich limnologisch bei den Salzquellen um einen Extremlebensraum handelt, bei dem man eher eine Artenarmut erwarten sollte. Artenarm oder gar nicht vorhanden sind jedoch einige der Gruppen, die man beispielsweise in normalen Quellen der Region regelmäßig findet z.B. Wassermilben, Stein- und Köcherfliegen; vgl. Martin 2012).

Interessanterweise konnten demgegenüber - abgesehen von den Dipteren – die potentiellen aquatischen Charakterarten v.a. unter den Nicht-Insektengruppen herausgearbeitet werden, z.B. unter den Diptera *Setacera breviventris* (Loew, 1860), Rotatoria *Brachionus plicatilis* (Müller, 1786), Nematoda *Eurystomina terricola* (de Man, 1907) und Copepoda *Schizopera longicauda* (Sars 1905). Da die salzgebundenen Arten 12,5% aller und sogar 33,9% der aquatischen Arten ausmachen, sollte man diese Gruppen insgesamt oder einzelne Arten in Zukunft in die Beschreibung dieses besonderen Lebensraumes mit aufnehmen. Ein hoher Anteil solcher spezialisierter Arten könnte sowohl die Schutzwürdigkeit eines Binnensalzwiesen-Standortes unterstreichen als auch der Erfolgskontrolle bei Renaturierungsmaßnahmen dienen.

Danksagung

Die hier vorgestellten Teilbefunde sind im Rahmen einer Bachelorarbeit erhoben worden (Dau, in Vorbereitung).

Bedanken möchten wir uns bei den oben genannten Experten, die es möglich gemacht haben, alle historischen Artnamen zu identifizieren und ökologische Eigenschaften der Arten in die Auswertung mit einfließen zu lassen.

Literatur

Dau, A.-Ch. (2013): Die Salzquellen von Bad Oldesloe- Struktur und Fauna eines Extremlebensraumes. Bachelorarbeit. Universität Kiel, Abteilung Limnologie.

Fauna Europaea (2012) Fauna Europaea version 2.4. Web Service available online at http://www.faunaeur.org

Gürlich, S., Suikat, R. & Ziegler, W. (2011): Die Käfer Schleswig-Holsteins, Rote Liste. LLUR SH – Natur - RL 23, Band 1-3.

Klinge, A. (2003): Die Amphibien und Reptilien Schleswig-Holsteins, Rote Liste. 62pp.

Lorenz, I.A. (2012): Salzquellen im Binnenland als Lebensraumtyp. Labor- und Freilandpraktikum, Universität Kiel.

Lorenz & Martin (2013): Salzquellen im Binnenland als Lebensraumtyp. Allgemeine Charakterisierung und Situation von Salzquellen in Europa, Deutschland und Schleswig-Holstein

Martin, P. (2012): Die Diversität der Quellfauna Schleswig-Holsteins - ein erster Überblick. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012, 211–215.

Reinke, H.-D., Irmler, U. & Klieber, A. (1998): Die Spinnen Schleswig-Holsteins, Rote Liste. 44pp.

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

Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) (2012): Online: http://www.thueringernaturbrief.de/index.phpoption=com_content&task=view&id=4708&Itemid=104

Thienemann, A. (1925): Das Salzwasser von Oldesloe. Biologische Untersuchungen unter Mitwirkung zahlreicher Fachgenossen. I. Hälfte. Mitt. geogr. Ges. u. naturh. Mus. Lübeck (s.2.) 30, 51-195.

Thienemann, A. (1926): Das Salzwasser von Oldesloe. Biologische Untersuchungen unter Mitwirkung zahlreicher Fachgenossen. 2. Hälfte. Mitt. geogr. Ges. u. naturh. Mus. Lübeck (s.2.) 31, 25-195.

Charakterisierung von Quellen und ihren Lebensgemeinschaften im Tessin (CH)

Stefanie von Fumetti [1], Simone Bonta[2] & Peter Nagel[3]

[1]Departement Umweltwissenschaften der Universität Basel, Forschungsgruppe Biogeographie, St. Johanns-Vorstadt 10, CH-4056 Basel; stefanie.vonfumetti@unibas.ch, s.bonta@unibas.ch, peter.nagel@unibas.ch

Keywords: Quellen, Tessin, Leitfähigkeit, Schüttung, intermittierend, perennierend

Einleitung

Quellen sind einzigartige Habitate an der Schnittstelle zwischen dem Oberflächenwasser und dem Grundwasser, die vielen Organismen einen speziellen Lebensraum bieten. In der Schweiz sind Quellen unzureichend gesetzlich geschützt und in manchen Regionen sind nur noch wenige naturnahe Quellen zu finden (Zollhöfer 1997). In den letzten Jahren wurden die verbliebenen naturnahen Quellen in der Schweiz und ihre Fauna verstärkt untersucht. Die Quellen auf der Schweizer Alpensüdseite wurden bisher von der Forschung wenig beachtet und sind insbesondere faunistisch kaum erforscht. In dieser Studie sollten nun erstmals Quellen im Tessin umfassend kartiert und faunistisch untersucht werden. Hierfür wurden der Monte Generoso und der Monte San Giorgio am Lago di Lugano als Untersuchungsgebiete ausgewählt, da sie sich in ihrer Geologie und dem Klima stark voneinander unterscheiden. Ziel der Arbeit war eine allgemeine Charakterisierung der Quellen, um eine Aussage über die Naturnähe der noch vorhandenen Quellen im Tessin treffen zu können. Des Weiteren wurde untersucht, ob sich die unterschiedlichen geologischen und klimatischen Voraussetzungen auf die Zusammensetzung der Quellfauna in den beiden Regionen auswirken.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Der Monte San Giorgio (1096 m ü. M.) ist berühmt für seine lange geologische Geschichte und wurde aufgrund seiner fossilen Funde aus der Trias-Zeit 2003 zum UNESCO Weltnaturerbe erklärt. Er ist geprägt von Buchenmischwald und einem relativ humiden Klima. Die Quellen haben häufig linearen Charakter, sind zum Teil intermittierend und reich an organischem Substrat. Der Monte Generoso (1704 m ü. M.) ist für seine hohe Artenvielfalt und das Vorkommen endemischer Arten bekannt. Das Klima ist relativ trocken, Magerwiesen und trockene Buchenwälder sind vorherrschend. Die Quellen werden durch ein ausgedehntes Karstsystem gespiesen, sie sind aber dennoch alle perennierend. Während sich die Quellen am Monte San Giorgio alle in einem naturnahen Zustand befinden, sind viele Quellen am Monte Generoso anthropogen überprägt. Insbesondere die Quellen in der Nähe von Siedlungen wurden in früherer Zeit zu sogenannten *Caselli* umgewandelt, die zur Kühlung von Milchprodukten dienten. Diese *Caselli* sind heutzutage zum grossen Teil zerfallen.

Für die Untersuchung wurden fünf Quellen am Monte San Giorgio und 13 möglichst naturnahe Quellen am Monte Generoso ausgewählt. Diese wurden zunächst mit dem Bewertungsverfahren von Lubini (2009) kartiert und strukturell bewertet. Des Weiteren wurden physikochemisch-hydrologische Daten wie z.B. die Leitfähigkeit und die Schüttung erfasst. Letztere wurde in vier Schüttungsklassen nach Hoffsten & Malmqvist (2000) abgeschätzt. Im Mittelpunkt der Studie stand die Aufnahme des Makrozoobenthos der Quellen, welches quantitativ mittels eines Surber-Samplers (10x10 cm, 500 µm Maschenweite) nach Von Fumetti et al. (2006) im Frühjahr und Herbst 2011 mit jeweils vier Proben pro Quelle erfasst wurde. Im Anschluss erfolgte das Aussortieren der Proben im Labor sowie das Bestimmen der gefundenen Taxa möglichst bis auf Artniveau. Für die statistische Auswertung wurden die Frühjahr- und Herbst-Probenahmen einer Quelle jeweils summiert und mit PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley 2006) analysiert.

Ergebnisse

Die Quellen am Monte am Monte San Giorgio können strukturell alle als naturnah eingestuft werden. Bei den Quellen am Monte Generoso reicht der strukturelle Zustand der Quellen von naturnah bis zu mässig beeinträchtigt, eine Quelle ist sogar als geschädigt einzustufen. Diese beeinträchtigten Quellen liegen alle in der Nähe von Siedlungen und wurden bzw. werden zur Trinkwassergewinnung oder als *Caselli* genutzt. Die meisten Quellen am Monte Generoso befinden sich in einem bedingt naturnahen Zustand.

Mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) konnten von organischem Substrat geprägte Quellen mit einer hohen Temperatur-Amplitude (Tamp) (PC1 negativ: Detritus/Schlamm: -0.355; Tamp: -0.354; Wurzeln: -0.342; Pflanzen: -0.329) von solchen Quellen unterschieden werden, die sich vor allem durch einen hohen Sauerstoffgehalt (PC1 positiv: 0.320) und durch einen hohen Anteil an Sand (PC2 positiv: 0.406) bzw. Steinen (PC2 negativ: -0.486) auszeichnen. Komponente 1 erklärte hierbei 28.1 % der Varianz und Komponente 2 19.5 % der Varianz. Komponenten 1-3 erklären zusammen 62.1 % der Varianz. Die von organischem Substrat geprägten Quellen befanden sich alle am Monte Generoso.

Insgesamt wurden 109 verschiedene Taxa bestimmt Am Monte San Giorgio wurden 45 Taxa mit 750 Individuen nachgewiesen, am Monte Generoso 99 Taxa mit 5717 Individuen. Besonders individuenreich waren die Enchytraeidae, Chironomidae und *Nemoura* spp. Besonders viele Arten (21) konnten bei den Trichoptera nachgewiesen werden, 11 davon am Monte San Giorgio und 18 am Monte Generoso.

Eine Analysis of Similaritis (ANOSIM) auf Grundlage der faunistischen Daten zeigt eine signifikante Abgrenzung der Quellen am Monte San Giorgio von denen am Monte Generoso (R: 0.524, p: 0.01; Ähnlichkeitsindex: Bray Curtis similarity, Transformation: Fourth root). Ebenfalls deutlich wird ein signifikanter Einfluss der Leitfähigkeit auf die Zusammensetzung der Quellfauna (Abb. 1). Es lassen sich drei Gruppen mit einer Leitfähigkeit <550 µS/cm, <750 µS/cm und >750 µS/cm abgrenzen (R: 0.76, p: 0.001). Auch die Schüttung hat einen signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung der Quellfauna (R: 0.48, p: 0.001), wobei Quellen mit einer Schüttung von 1-5 l/min überwiegen. Die höchste Schüttung und Schüttungsdynamik zeigte die Quelle *Buco della Sovaglia* (So-Sov) mit weit über 50 l/min im Frühjahr und einem nahezu trockenen Bachbett im Herbst.

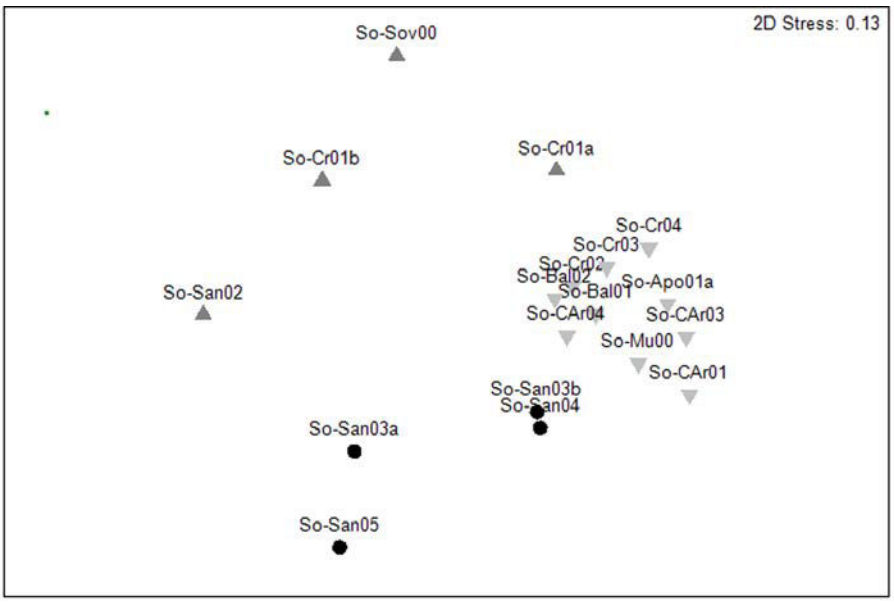


Abb. 1: nonMetricMultidimensional Scaling (nMDS) und Analysis of Similarities (ANOSIM) der Quellfauna. Summierte Daten beider Probenahmen, abgrenzender Faktor: Leitfähigkeit: ▼: <550 µS/cm, ●: <750 µS/cm, ▲: >750 µS/cm. Transformation: Fourth root, Ähnlichkeitsindex: Bray Curtis similarity; R. 0.76, p: 0.001.

Diskussion

Die Betrachtung des strukturellen Zustands verdeutlicht, dass auch die Quellen auf der Alpensüdseite in der Schweiz zum Teil stark durch anthropogene Eingriffe beeinträchtigt sind. Dennoch sind gerade die verfallenen Caselli durchaus geeignete Lebensräume für Quellorganismen und strukturell nicht per se als negativ einzustufen. Es konnte bereits mehrfach gezeigt werden, dass ungenutzte, verfallende anthropogene Strukturen wie z.B. die *Caselli*, aber auch mit Moos überwachsene Rohre für die Quellfauna kein Besiedlungshindernis darstellen (von Fumetti 2004; Schindler 2004).

Die Geologie und das Klima wirken sich klar auf die Quellen der beiden untersuchten Regionen aus. Am Monte San Giorgio gibt es vor allem lineare Quellen, die von regionalen Niederschlagsereignissen abhängig sind und bei langanhaltender trockener Witterung trocken fallen. Aufgrund dessen werden diese intermittierenden Quellen von weniger Arten besiedelt. Es kommen vor allem r-Strategen mit einer kurzen Entwicklungsdauer vor, die sich mit ihrem Lebenszyklus an die harschen Bedingungen angepasst haben. Auch die in den untersuchten Quellen nachgewiesene Köcherfliege *Micropterna lateralis* ist typisch für intermittierende Quellen (Wood et al. 2005). Die Quellen am Monte Generoso sind davon geprägt, dass sie einem reich verzweigten Karstsystem entspringen, das offenbar so gross ist, dass die Quellen auch in Trockenperioden nicht versiegen. Einzig die Quelle *So-Sov* zeigt eine ausgeprägte Schüttungsdynamik. Generell lassen sich die stabilen, perennierenden Quellen am Monte Generoso von den intermittierenden Quellen am Monte San Giorgio faunistisch unterscheiden, was auch in anderen Untersuchungen gezeigt werden konnte (z.B. Smith & Wood 2002).

Einen besonderen Einfluss auf die Zusammensetzung der Quellfauna scheint die Leitfähigkeit zu haben, die am Monte Generoso im Allgemeinen deutlich niedriger ist als es aufgrund der Karstver-

hältnisse zu erwarten wäre. Dies liegt vermutlich daran, dass der Moltrasio-Kalk einen hohen Anteil an Tonmineralen und Silikat hat (Bianchi-Demichelli & Oppizzi 2006). Die sehr hohe Leitfähigkeit der Quellen So-Sov und So-Cr01a/b geht mit einer hohen Schüttung einher, wodurch verstärkt lösliche Partikel aus dem Untergrund gelöst werden können. Die Leitfähigkeit reflektiert die hydrogeologischen Verhältnisse der beiden Regionen, die sich in der Quellfauna widerspiegelt.

Zusammenfassung

In dieser Studie wurden 18 Quellen am Monte San Giorgio und am Monte Generoso im Tessin (CH) strukturell kartiert und bewertet sowie physikochemisch und faunistisch beprobt. Die Quellen in den beiden Regionen lassen sich deutlich voneinander abgrenzen. Dies ist vor allem auf die Hydrogeologie zurückzuführen: Die Quellen im Kalkgestein des Monte San Giorgio haben eine hohe Leitfähigkeit und zeigen starke Schüttungsschwankungen. Dies zeichnet sich in der dünnen Besiedlung der Quellen ab. Die Quellen in der Karstregion des Monte Generoso haben aufgrund der besonderen Geologie eine niedrigere Leitfähigkeit, die Schüttung ist aber stabiler, was sich in der Zusammensetzung der Quellfauna widerspiegelt. Im Allgemeinen sind die Quellen auf der Alpensüdseite der Schweiz vor allem in der Nähe von Siedlungen als gefährdet einzustufen, kaum eine der Quellen am Monte Generoso befand sich in einem naturnahen Zustand, was die starke anthropogene Nutzung verdeutlicht.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit, die in der Forschungsgruppe Biogeographie des Departements Umweltwissenschaften der Universität Basel durchgeführt wurde. §

Literatur

Bianchi-Demicheli, F, Oppizzi, N (2006): Grotte e sorgenti del Monte Generoso. Memorie 8. Bollettino della Società ticinese di Scienze naturali.

Clarke, K.R., Gorley, R.N. (2006): PRIMER v6: user manual. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Hoffsten, P.O., Malmqvist, B. (2000): The macroinvertebrate fauna and hydrogeology of springs in central Sweden. Hydrobiologia, 436: 91–104.

Lubini, V., Stucki, P., Vicentini, H. (2009): Ökologische Bewertung von Quellen. Entwurf Nov. 2009. BAFU Sektion Arten- und Biotopschutz, Abteilung Natur, Bern

Schindler, H. (2004): Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und die Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz. Dissertation. Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Bericht 17: 203 S.

Smith, H., Wood, P.J. (2002): Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. Hydrobiologia, 487: 45-48

Von Fumetti, S. (2004): Anwendung ökologischer Quellbewertungsverfahren auf Quellen im Basler Umland. Diplomarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg: 70 S.

Von Fumetti, S., Nagel, P., Scheifhacken, N., Baltes, B. (2006): Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. Hydrobiologia, 568: 467–475.

Wood, P., Gunn, J. Smith, H., Abas-Kutty, A. (2005): Flow permanence and macroinvertebrate community diversity within groundwater dominated headwater streams and springs. Hydrobiologia, 545: 55-64.

Zollhöfer, J. (1997): Quellen die unbekannten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. Bristol-Schriftenreihe, Zürich, Bd. 6: 153 S.

Grundwasserhabitate in der Landschaft - ein datenbasierter Klassifikationsansatz

Simon Gutjahr[1], Sven Berkhoff[2] & Hans Jürgen Hahn[3]

1, 2, 3 Universität Landau, Arbeitsgruppe Molekulare Ökologie, Grundwasserökologie, Fortstraße 7, 76829 Landau, 1 gutjahr@uni-landau.de, 2 berkhoff@uni-landau.de, 3 hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserökosysteme, Klassifikation, Sammeleffizienz, Grundwassermeiofauna

Die Klassifizierung von Grundwasserlebensgemeinschaften und ihrer Habitate beschäftigt Wissenschaftler bereits viele Jahrzehnte. Daher gibt es eine ganze Reihe von Versuchen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen, um diese Biozönosen zu beschreiben. Allerdings sind die meisten dieser Ansätze theoriebasiert oder von Kenntnissen über die Lebensgemeinschaften der Oberflächengewässer abgeleitet (Husmann 1966, 1967, Illies 1967, Botoseanu 1986, Gibert et al. 1997, Gibert 2001).

Hier wird ein erster datenbasierter Ansatz vorgestellt, der Grundwasserlebensgemeinschaften auf regionaler Ebene beschreibt und auf den aktuellsten Klassifizierungsansätzen dieser Ebene basiert (Hahn 2006, Schmidt & Hahn 2012, Gutjahr et al. 2013).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Für diese Untersuchung wurden grundwasserfaunistische und hydrochemische Daten aus Grundwasserbeobachtungsrohren im Süden von Rheinland-Pfalz ausgewertet (Abb. 1). In drei Naturräumen (Pfälzerwald, Haardtrand und Rheinebene) wurden Messstellen an kleinen Fließgewässern (Klammtal, Kolbental, Modenbachtal und Offenbacher Wald) transektartig vom Berghang hin zum Gewässer angelegt und in den Jahren 2001-2002 über 18 Monate beprobt. Die Messstellen waren mit je drei geschichteten Fallensystemen (siehe dazu Hahn 2005) ausgestattet, die Proben aus verschiedenen Tiefen ermöglichen. Des Weiteren wurde pro Gewässer eine Hyporhealfalle wenige Dezimeter unter der Gewässersohle vergraben. Für diese Auswertung wurden Messstellen berücksichtigt, die mindestens 13-15 Beprobungen erfuhren. Einige Messstellen fielen öfter trocken, sodass sie nicht mit in die Auswertung einflossen.

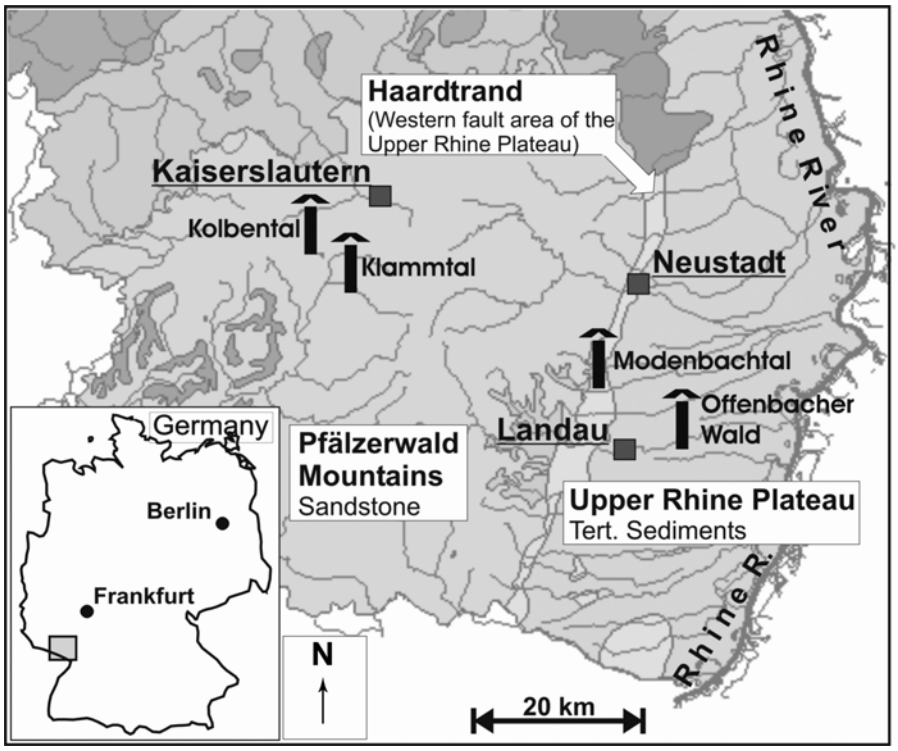


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes. Î zeigt die untersuchten Standorte. Jeder Standort ist mit vier bis fünf Grundwassermessstellen orthogonal zum Gewässerverlauf ausgestettet. (Nach Hahn 2006, verändert).

Faunistisch ähnliche Messstellen wurden durch eine Clusteranalyse (single linkage) identifiziert und zu Gruppen zusammengefasst. Die gefundenen Gruppen wurden mittels einer Ähnlichkeitsanalyse (ANOSIM) sowie einer verteilungsfreien Diskriminanzanalyse (DA) auf die Güte der Abtrennbarkeit von den anderen Gruppen untersucht.

Die Ähnlichkeit der faunistischen Gemeinschaften innerhalb einer Falle wurde durch eine SIMPER-Ähnlichkeitsanalyse berechnet, die Aussagen über die Stabilität der erfassten Lebensgemeinschaften über den Untersuchungszeitraum zulässt.

Ergebnisse &Diskussion

Die Clusteranalyse errechnete fünf Messstellengruppen:

Gestresste MEssstellen

Stabile Messstellen

Bodenwassergespeiste Messstellen

Oberflächenwassergespeiste Messstellen

Ökotonale Messstellen.

Die Gruppentrennung ist deutlich (ANOSIM Global R=0,61; p=0,001 und DA = 90% der Messstellen richtig zugeordnet), mit einigen Überschneidungen zwischen den stabilen Messstellen und den bodenwassergespeisten Messstellen sowie den stabilen und den gestressten Messtellen.

Gestresste Messstellen wurden im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Sie zeichnen sich durch eine verarmte echte Grundwasserfauna mit niedrigen Abundanzen (Gutjahr et al. 2013) aus oder durch einige, zumeist einmalig auftretende Ubiquisten aus. Daraus resultieren die niedrigsten

SIMPER-Ähnlichkeiten der faunistischen Gemeinschaften der Einzelstandorte. Diese Messstellen sind entweder durch Nahrungsmangel (Pfälzerwald) oder Sauerstoffmangel und besiedlungsfeindlichen Eisenocker mit einhergehender Hypoxie (Offenbacher Wald) gekennzeichnet.

Faunistisch **stabile Messstellen** sind rar (Gutjahr et al. 2013). In dieser Untersuchung wurde eine faunistisch stabile Messstelle erfasst. Unter diesem Messstellentypus werden Messstellen zusammengefasst, die eine echte Grundwasserfauna in stabiler Artzusammensetzung mit einer hohen SIMPER-Ähnlichkeit und in niedrigen Abundanzen beherbergen. Sie sind gut abgeschirmt von Oberflächenwassereinflüssen, weisen niedrige Frachten an organischem Material und moderate Sauerstoffgehalte auf.

Bodenwassergespeiste Messstellen (Schmidt & Hahn 2012) wurden ausschließlich im Pfälzerwald und dort an den hangnahen Messstellen gefunden. Das Grundwasser sickert über eine lange Bodenpassage von den Hängen durch Klüfte weiter talwärts und weist niedrige Temperaturstandardabweichungen sowie hohe DOC-Gehalte auf. Faunistisch ist diese Messstellengruppe charakterisiert durch einen hohen Anteil Stygobionter, mittlere bis hohe Individuen- und Artzahlen sowie mittelmäßig stabilen Lebensgemeinschaften. Damit scheint dieser Messstellentyp nur einem geringen Oberflächenwassereinfluss zu unterliegen.

Oberflächenwassergespeiste Messstellen (Schmidt & Hahn 2012) weisen im Gegensatz zu den bodenwassergespeisten hohe Standardabweichungen der Temperatur, einen höheren Anteil an ubiquistischen Tieren sowie niedrige SIMPER-Ähnlichkeiten auf. Diese Merkmale zeigen deutlich den Einfluss von Oberflächenwasser an. Im Gelände waren diese Messstellen alle in der Nähe von Gewässern oder vernässten Bereichen verortet.

Dem stärksten Oberflächenwassereinfluss unterliegen **Ökotonale Messstellen** (Schmidt & Hahn 2012). Für sie wurden die höchsten Temperaturstandardabweichungen, Detritusmengen und Tierabundanzen sowie die höchsten Anteile ubiquistischer Tiere ermittelt. Interessanterweise wurden hier mittlere SIMPER-Ähnlichkeiten für die faunistischen Gemeinschaften errechnet. Vermutlich liegt dies im ausgeglichenen Abflussregime der untersuchten Gewässer. Pulsartige Hochwasser sind hier selten. Im Gelände lagen Messstellen dieses Typs direkt im Hyporheal oder maximal einen Meter vom Gewässer entfernt.

Literatur

Botoseanu, L. (1986): Stygofauna Mundi. A faunistic, distributional and ecological synthesis of the world fauna inhabiting subterranean waters (including the marine interstitial). Brill, Backhuys, Leiden

Gibert, J., Mathieu, J., Fournier, F. (1997): Groundwater/surface water ecotones: biological and hydrological interactions and management options. Cambridge University Press, Cambridge

Gibert, J. (2001): Basic attributes of groundwater ecosystems. In: Griebler, C., Danielopol, D., Gibert, J., Nachtnebel, HP., Notenboom, J. (eds) Groundwater ecology, a tool for management of water resources. Office for Official Publications of the European Community, Luxemburg

Gutjahr, S., Bork, J. Schmidt, S. I., Hahn, H.J. (2013): Efficiency of sampling invertebrates in groundwater habitats. Limnologica 43: 43-48

Hahn, H.J. (2005): Unbaited phreatic traps: A new method of sampling stygofauna. Limnologica 35: 248-261

Hahn, H.J. (2006): The GW-Fauna-Index: a first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. Limnologica 36: 119-137

Husmann, S. (1966): Versuch einer ökologischen Gliederung des interstitiellen Grundwassers in Lebensbereiche eigener Prägung. Archiv für Hydrobiologie 62: 231-268

Husmann, S. (1967): Die ökologische Stellung der Höhlen und Spaltengewässer innerhalb der subterranaquatilen Lebensbereiche. International Journal of Speleology 2:409-436

Illies, J. (1967): Limnofauna Europaea, 1st edn. G. Fischer Verlag, Stuttgart

Schmidt S.I., Hahn H.J. (2012): What is groundwater and what does this mean to fauna? – An opinion. Limnologica 42: 1-6

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Kalktuffquellen - Allgemeine Charakterisierung und Stand der Dinge in Schleswig-Holstein, Deutschland und der Europäischen Union

Mareike Hansen[1] & Peter Martin[2]

[1] mareike.hansen@t-online.de, [2] Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abteilung Limnologie, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Natura 2000, Flora-Fauna-Habitat-Schutzgebiete, FFH-Lebensraumtyp 7220, Cratoneurion

Einleitung

Kalktuffquellen sind ein Lebensraum, der im Rahmen der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie einen prioritären Schutzstatus hat (Natura 2000-Code 7220). Es handelt sich um eine Ausprägung des limnischen Lebensraums Quelle, die sich durch einen charakteristischen hohen Kalkgehalt des Wassers sowie Kalkausfällungen auszeichnet. Dieser Kalkgehalt wird durch geologische Umstände bestimmt, die dafür sorgen, dass dieser Lebensraum europaweit nur eine relativ beschränkte Verbreitung aufweist. Dies trifft insbesondere auch auf Schleswig-Holstein zu, wo sich lediglich ein Dutzend ausgewiesene FFH-Gebiete mit Kalktuffquellen finden lassen. Über das Vorkommen des Quelltyps außerhalb dieser Gebiete ist bisher wenig bekannt. Das seltene Vorkommen hat dazu geführt, diesem Lebensraumtyp eine besondere Priorität zuzuweisen, was für Quellen einzigartig ist.

Im Rahmen eines Laborpraktikums wurde eine umfassende Literatur- und Internetquellenrecherche zum Thema Kalktuffquellen und diesen Lebensraum betreffender Schutzmaßnahmen durchgeführt (Hansen 2012). Sie sollte zudem eine erste Übersicht über die für Kalktuffquellen typische floristische und faunistische Besiedlung enthalten. Im vorliegenden Beitrag werden die wichtigsten Befunde dieser Recherche zusammengefasst, um einen Überblick über die Situation der Kalktuffquellen in der EU, in der Bundesrepublik Deutschland und insbesondere in Schleswig-Holstein zu geben. Auf dieser Grundlage können Naturschutzmaßnahmen daraufhin beurteilt werden, ob sie bereits in ausreichendem Maße durchgeführt wurden oder zukünftig ausgebaut werden müssten.

Material und Methoden

Da es sich bei dieser Arbeit primär um eine Literaturarbeit handelt, stand für die Erarbeitung der Thematik die Suche nach und Zusammenfassung von Informationen über Kalktuffquellen in Schleswig-Holstein, Deutschland und der gesamten EU im Vordergrund. Dafür wurde zunächst eine Anzahl von wissenschaftlichen Arbeiten gesichtet, die tier- oder pflanzenökologische Aspekte von Kalktuffquellen an verschiedenen Standorten untersuchen. Zusätzlich wurden unterschiedliche Rote Listen zur Recherche herangezogen.

Nach Abschluss dieses Teils der Recherchen und der Auswertung der so gewonnenen Erkenntnisse begann die Suche nach Informationen über naturschutzfachliche Aspekte von Kalktuffquellen hinsichtlich ihrer Kategorisierung als prioritärer Flora-Fauna-Habitat-Lebensraumtyp. Dafür wurden zunächst Informationen zum EU-weiten Netzwerk Natura 2000 und den damit verbundenen Projekten gesammelt und ausgewertet. Parallel dazu erfolgte eine Recherche zum Vorkommen von

Kalktuffquellen in FFH-Gebieten in Deutschland und den weiteren Mitgliedsstaaten der EU. Zusätzlich zur Informationsrecherche und -auswertung wurde zu Beginn und gegen Ende des Praktikumszeitraums (03.05.2012 und 06.06.2012) jeweils eine Exkursion zu verschiedenen Kalktuffquellstandorten in Schleswig-Holstein unternommen. Dabei fand eine Begehung und augenscheinliche Untersuchung der Quellen mit zusätzlicher Fotodokumentation statt. Dabei flossen die erworbenen Kenntnisse über Kalktuffquellen in die Beobachtung mit ein.

Ergebnisse

Charakterisierung von Kalktuffquellen

Kalktuffquellen zeichnen sich dadurch aus, dass es bei diesem zu den Karbonatquellen zählenden Quelltyp zur sichtbaren Ausfällung von Kalk in Form von Kalksinter kommt, der aufgrund seiner porösen Struktur auch als Kalktuff bezeichnet wird. Der pH-Wert von Karbonatquellen ist höher als 7, zudem liegt die elektrische Leitfähigkeit des Wassers über 300µS cm-1 (Schönborn 2003). Kalk oder Carbonat wird in Fließgewässern im Rahmen der chemischen Kalkfällung dadurch gebildet, dass ein Verlust von CO_2, Kohlensäure und Hydrogencarbonat stattfindet, wodurch in Gegenwart von Calcium Kalk bzw. Calciumcarbonat ausfällt (Brehm & Meijering 1990). Dies führt dazu, dass beispielsweise Steine, Moose und Blätter mit einer Kalkkruste überzogen werden, die auch Travertin genannt wird (Schwoerbel & Brendelberger 2005). Im Falle der Kalktuffquellen kommt jedoch zusätzlich die biogene Kalkfällung zum Zuge, bei der Kalk von photosynthetisierenden Wasserpflanzen ausgefällt wird (Brehm & Meijering 1990).

Bei Kalktuffquellen handelt es sich um einen durch die Flora-Fauna-Habitat-Richtline anerkannten Lebensraumtyp. Die Bezeichnung des Lebensraumtyps als „Kalktuffquellen (Cratoneurion)“ mit dem Natura 2000-Code 7220 entspricht dem Anhang I der FFH-Richtlinie. Das ausschlaggebende Merkmal für die Zurechnung einer Quelle zu diesem Lebensraumtyp ist die erkennbare Kalktuffbildung in allen zur Quelle zählenden Bereichen sowie das Vorhandensein und die Ausbreitung der zur Vegetationsgesellschaft Cratoneurion zählenden Vegetation (BfN).

Vorkommen von Kalktuffquellen in der EU und in Deutschland

Das Vorhandensein des FFH-Lebensraumtyps 7220 (Kalktuffquellen) ist in den Regionen innerhalb der Europäischen Union sehr unterschiedlich. Der FFH-Lebensraumtyp Kalktuffquellen ist vorrangig in der kontinentalen und in der alpinen biogeografischen Region anzutreffen, stellt jedoch insgesamt einen europaweit vorkommenden Lebensraumtyp dar. Lediglich in der biogeografischen Region „Steppe“ sind keinerlei Kalktuffquellen zu finden.

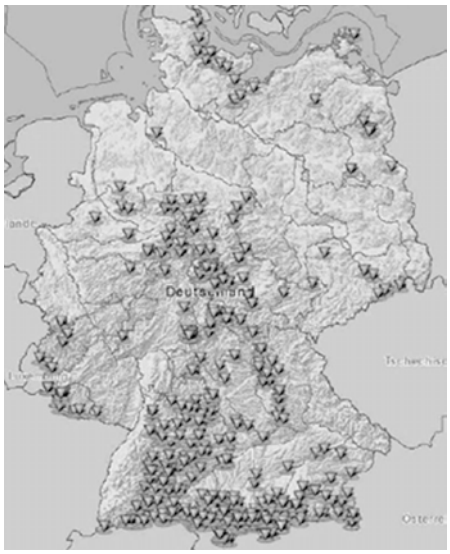


Abb. 1 Übersichtskarte der FFH-Gebiete mit dem LRT 7220 in Deutschland (Quelle: Kartendienste BfN)

Insgesamt existieren derzeit im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland 332 FFH-Gebiete, in denen sich Kalktuffquellen befinden (vgl. Abb. 1). Diejenigen Bundesländer, in denen Kalktuffquellen am zahlreichsten vorkommen, sind Baden-Württemberg und Bayern. In den übrigen Bundesländern gibt es wesentlich weniger FFH-Gebiete mit Kalktuffquellen. In Bremen, Hamburg und Sachsen-Anhalt gibt es aktuell keine FFH-Gebiete mit Kalktuffquellen. Das Vorkommen von Kalktuffquellen ist somit in besonderem Maße von der geologischen Beschaffenheit des betreffenden Gebiets abhängig (BfN).

In Schleswig-Holstein sind insgesamt zwölf FFH-Gebiete ausgewiesen worden, in denen der Lebensraumtyp Kalktuffquellen anzutreffen ist. Sie befinden sich ausnahmslos im Bereich des Östlichen Hügellandes und erstrecken sich von Norden nach Süden über die gesamte Länge des Landes. Der Grund für die Lokalisation von Kalktuffquellen im Östlichen Hügelland liegt darin, dass kalkreiche Quellen vorwiegend auf die Jungmoräne beschränkt sind. Der Kalkgehalt des Grundwassers ist jedoch oftmals nicht hoch genug für die Bildung von Kalkkrusten, weshalb Kalktuffquellen in Schleswig-Holstein sehr selten vorkommen (Gebietssteckbrief FFH DE 1626-352). Zudem lassen sich Kalktuffquellen bzw. Quellen mit Kalksinterbildung auch außerhalb der FFH-Gebiete finden. Diese wurden stichprobenartig von Martin (2004) im Rahmen einer hydromorphologischen und physikochemischen Erhebung von Quellen in verschiedenen Naturräumen Schleswig-Holsteins kartiert. Bei der Kartierung dieser Quellen ist darauf zu achten, die Kalkablagerungen nicht im Eu-, sondern im Hypokrenal bzw. im Quellbach zu suchen. Einige dieser Quellen sind in der Geest zu finden, was eine Ausnahme von der Regel darstellt, dass Kalktuffquellen vorrangig in Jungmoränengebiet zu finden sind (Martin 2004).

Typische Besiedlung von Kalktuffquellen in Schleswig-Holstein

Floristische Besiedlung

Kalktuffquellen sind durch eine Besiedlung mit Quellmoosen gekennzeichnet. In erster Linie handelt es sich dabei um die Lebensgemeinschaft des Cratoneurion, das durch ausgedehnte Moosteppiche der Art *Cratoneuron communatum* und die Bildung von Kalktuff charakterisiert ist (Richter 2008). Die Bezeichnung für diese Art ist laut der Roten Liste der Moose Schleswig-Holsteins inzwischen nach Koperski et al. (2000) in *Palustriella commutata* geändert worden. Insbesondere für stark schüttende kalkreiche Quellen ist diese Art charakteristisch und kommt derzeit nur in wenigen Kalkquellen der Jungmoräne vor. Die Art ist in Schleswig-Holstein in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen, sodass sie als stark gefährdet eingestuft wird (Schulz & Dengler 2006). Die Gemeinschaft des Cratoneurion wird auch als Cratoneurion communati (Kalk-Quellflur-Gesellschaft) bezeichnet und zählt sowohl zum Inventar der Roten Liste Schleswig-Holsteins als auch der Roten Listen gefährdeter Pflanzengesellschaften Deutschlands (Dierssen 1983).

Faunistische Besiedlung

Im Gegensatz zur floristischen Besiedlung von Quellstandorten mit Kalktuff, die in den letzten Jahren und Jahrzehnten immer wieder gerade auch in Schleswig-Holstein untersucht wurde, ist die Datenlage für die Zusammensetzung der faunistischen Besiedelung von Kalktuffquellen in Deutschland weniger umfangreich. Es lag bisher keine umfassende faunistische Untersuchung von Kalktuffquellen in Schleswig-Holstein vor. Erwartbar wäre beispielsweise das Vorkommen der Köcherfliegenart *Tinodes unicolor*, die kalkreiches, hartes Wasser bevorzugt, jedoch in Schleswig-Holstein vom Aussterben bedroht ist (Speth et al. 2006). Auch das Vorkommen einiger Chironomiden-Arten, die an eine stark kalkhaltige Lebensumgebung angepasst sind, indem die Larven Kalk zum Röhrenbau verwenden, wäre anzunehmen (Schönborn 2003). Zu den am häufigsten in Kalktuffquellen nachgewiesenen Tiergruppen zählen die Plecoptera und die Trichoptera (Richter 2008, Dürrenfeldt 1978, Hager 2011, Iven 2004). Bei den Mollusca sind die krenobionte Art *Pisidium casertanum* bzw. die Gattung *Pisidium* sowie einige Arten aus der Gattung *Bythinella* typisch für Kalktuffquellen und wurden bei einer Reihe von Untersuchungen nachgewiesen (*Pisidium*: Dürrenfeldt 1978, Iven 2004, Gerber 2006, Richter 2008; *Bythinella*: Dürrenfeldt 1978, Gerber 2006, Weber 2006, Hager 2011).

In einer in der Zwischenzeit fertiggestellten ersten Untersuchung zur Besiedlung der Kalktuffquellen Schleswig-Holsteins zeigte sich, dass diese Quellen sich weniger durch Charakterarten als durch das Fehlen einzelner Arten (v.a. unter den Käfern) auszeichnen (Wischniowsky 2012).

Kalktuffquellen und Naturschutz

Naturschutzfachliche Bewertung des Lebensraumes Kalktuffquellen in Schleswig-Holstein

Der Lebensraumtyp der Kalktuffquellen lässt sich in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands wiederfinden. Kalktuffquellen im nordwestlichen Tiefland, zu dem auch Schleswig-Holstein zählt, sind stark gefährdet und teilweise von vollständiger Vernichtung bedroht. Dies ist vor allem aus dem Grund ernst zu nehmen, da Kalktuffquellen als kaum regenerierbar eingestuft werden (Riecken et al. 2006). Neben der Bedrohung des Lebensraumes durch eine Beeinträchtigung des Wasserhaushalts, den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen aus der Umgebung und durch von Weidevieh verursachte Trittschäden sind es vor allem auch Baumaßnahmen, von denen eine Gefährdung ausgeht. So sind Kalktuffquellenbiotope in Schleswig-Holstein zur Zeit konkret durch Erweiterungsbaumaßnahmen des östlichen Nord-Ostsee-Kanals und der A20 im Natura-2000-Gebiet „Travetal“ zwischen Weede und Wittenborn in ihrer Existenz bedroht (Landesportal Schleswig-Holstein).

EU- und bundesweite Renaturierungsbemühungen

Im Rahmen des Natura 2000-Projekts und der FFH-Richtlinie sind einige zentrale Maßnahmen zum Schutz des Lebensraumtyps Kalktuffquellen festgelegt worden. So soll die Beeinträchtigung des Wasserhaushalts durch eine Erhaltung bzw. Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushalts behoben werden. Auch ein Schutz der Quellbiotope vor Trittschäden wird vorgesehen. Um dem Eintrag von Nähr- und Schadstoffen aus der Umgebung entgegenzutreten, wird die Einrichtung von Pufferzonen vorgeschlagen (BfN). Über die konkrete Umsetzung dieser Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen in Schleswig-Holstein ließen sich jedoch derzeit keine näheren Informationen ermitteln.

Schlussfolgerungen

Derzeit besteht noch ein großes Wissensdefizit, was Kalktuffquellen in Deutschland angeht. Zwar sind die Standorte einiger Kalktuffquellen bekannt, jedoch sind diese bisher nur stichprobenartig untersucht worden. Es ist zu vermuten, dass viele Kalktuffquellen noch nicht kartiert worden sind. Vor allem eine eingehende und umfassende Analyse der faunistischen Besiedelung steht noch aus. Angesichts der starken Gefährdung ihres Zustandes und insbesondere auch der konkreten Bedrohung von mehreren der ohnehin seltenen Kalktuffquellenstandorte durch Großbaumaßnahmen in Schleswig-Holstein muss hier ein Umdenken geschehen. Es wäre wünschenswert, wenn das Augenmerk der zuständigen Stellen zukünftig neben einer intensivierten Forschungsarbeit inklusive Kartierung von Quellstandorten primär auf dem Schutz dieses Lebensraums und der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen liegen würde.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand anlässlich eines Labor- und Freilandpraktikums im Masterstudiengang Biologie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Ich danke hiermit der gesamten Abteilung für Limnologie an der CAU Kiel dafür, dass diese Arbeit zustande kommen konnte. Des Weiteren danke ich meinen Kommilitoninnen A.-C. Dau, I. A.

Lorenz und L. Wischniowsky sowie A. Meerheim, da sie es als Hilfswissenschaftlerin auf sich genommen hatte, uns Studierende zu den besuchten Exkursionsorten zu begleiten.

Literatur

Brehm, J. & Meijering, M. P. D. (1990): Fließgewässerkunde: Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. 2. Aufl., Heidelberg, 295 S.

Bundesamt für Naturschutz (BfN): Die Lebensraumtypen und Arten (Schutzobjekte) der FFH- und Vogelschutzrichtlinie. Online im Internet: URL: http://www.bfn.de/0316_typ7220.html [Stand 2012-06-05]

Dierssen, K. (1983): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. Hrsg: Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. Kiel, 159 S.

Dürrenfeldt, A. (1978): Untersuchungen zur Besiedlungsbiologie von Kalktuff – faunistische, ökologische und elektronenmikroskopische Befunde. In: Arch. Hydrobiol./Suppl. 54, S. 1-79.

ETC/BD Paris (2010): Terrestrial Alpine Region Reference List / Terrestrial Atlantic Region Reference List / Terrestrial Black Sea Region Reference List / Terrestrial Alpine Region Reference List / Terrestrial Boreal Region Reference List / Terrestrial Continental Region Reference List / Terrestrial Macaronesian Region Reference List / Terrestrial Mediterranean Region Reference List / Terrestrial Pannonian Region Reference List / Terrestrial Steppic Region Reference List. Online im Internet: URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/sites_hab/biogeog_regions/index_en.htm [Stand: 2012-07-24]

Gerber, J. 2006: Schnecken und Muscheln (Mollusca: Gastropoda et Bivalvia) im Kalkquellmoor „Benninger Ried“ bei Memmingen, Bayern. In: Lauterbornia 57: 71-78.

Hager, I. (2011): Faunistische Untersuchung von Quellbiotopen der Hangleitenwälder der Alz. Ergebnisbericht 2010, Altötting, 10 S.

Hansen, M. (2012): Kalktuffquellen - Allgemeine Charakterisierung und Stand der Dinge in Schleswig-Holstein, Deutschland und der Europäischen Union. Protokoll zum Labor- und Freilandpraktikum (MNF-biol-404), Universität Kiel, 39pp + Anhang. [Wird auf Anfrage gerne zugeschickt!]

Iven, H. (2004): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an ausgesuchten Quellen im ostholsteinischen Hügelland, Universität Kiel.

Koperski, M, Sauer, M., Braun, W. & Gradstein, S. R.: (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. In: Schriftenr. Vegetationskd. 34, Bundesamt f. Naturschutz, Bonn, 519 S.

Landwirtschafts- und Umweltportal Schleswig-Holstein: FFH-Gebiete. Online im Internet: URL: http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/NaturschutzForstJagd/05_Natura2000/023_FFH_Gebiete/ein_node.html [Stand: 2012-07-10]

Gebietssteckbrief FFH DE 1626-352: Kalkquelle am Nord-Ostsee-Kanal in Kiel (FFH DE 1626-352). Online im Internet: URL: http://www.umweltdaten.landsh.de/public/natura/pdf/gebietssteckbriefe/1626-352.pdf [Stand: 2012-07-10]

Martin, P. (2004): Hydromorphologische und physikochemische Erhebung von Quellen in verschiedenen Naturräumen Schleswig-Holsteins. Abschlussbericht einer Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 6S. + Anhang.

Richter, R. V (2008): Untersuchungen zur Ökologie an naturschutzfachlich optimierten Kalktuffquellen in der mittleren und südlichen Frankenalb, Fachhochschule Weihenstephan.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz. Bonn, 318 S.

Schönborn, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart, 588 S.

Schulz, F. & Dengler, J. (2006): Verbreitungsatlas der Moose in Schleswig-Holstein und Hamburg. Hrsg: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Flintbek, 400 S.

Speth, S., Brinkmann, R., Otto, C.-J. & Lietz, J. (2006): Atlas der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen Schleswig-Holsteins. Hrsg: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Flintbek, 251 S.

Schwoerbel, J. & Brendelberger, H. (2005): Einführung in die Limnologie. 9. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

Weber, M. (2006): Erfassung, Bewertung und strukturelle Typisierung naturnaher Quellen im Schweizer Alpenraum, Fachhochschule Eberswalde.

Wischniowsky, L. (2012): Kalktuffquellen in Schleswig-Holstein - Versuch einer faunistischen Charakterisierung. Bachelorarbeit Universität Kiel, 50pp. + Anhang.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Verbreitung, Lebensraum und Gefährdung der endemischen Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa* Frauenfeld, 1857) in Hessen als Beitrag zur internationalen Biodiversitätskonvention (CBD)

Martin Reiss[1], Helmut Steiner[2] & Stefan Zaenker[3]

1 Philipps-Universität Marburg, FB Geographie, Deutschhhausstr.10, 35032 Marburg, reissm@geo.uni-marburg.de, 2 Landesverband für Höhlen- und Karstforschung in Hessen e.V., Französische Allee 2, 63450 Hanau, helmut.steiner@hoehlenkataster-hessen.de, 3 Landesverband für Höhlen- und Karstforschung in Hessen e.V., Königswarter Str. 2a, 36039 Fulda, stefan.zaenker@hoehlenkataster-hessen.de

Keywords: Quellen, Mollusken, Quellschnecken, Rhön, Biologische Vielfalt, CBD

Einleitung: Anlass und Motivation

Die Kenntnis zur aktuellen Verbreitung der endemischen Rhön-Quellschnecke, dem Zustand des Lebensraums sowie der Gefährdung von Art, Lebensgemeinschaft und Lebensraum innerhalb der administrativen Natur- und Artenschutzverwaltung im Bundesland Hessen beruht auf der im Jahr 1996 veröffentlichte Roten Liste der Schnecken und Muscheln in Hessen (Jungbluth 1996, aktueller Status Jungbluth & Knorre 2009). Aufgrund langjähriger Aktivitäten im Bereich quellökologischer Kartierkampagnen wurde der Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V. im Jahr 2010 vom Land Hessen (Hessen-Forst FENA – Forsteinrichtung und Naturschutz) mit der Erstellung eines Gutachtens zur gesamthessischen Situation der Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa*) beauftragt (Zaenker & Steiner 2010). Fortlaufende Felderhebungen und ein Promotionsprojekt am Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg (Reiss 2011) ergänzen die Datengrundlage der vorliegenden Ergebnisse. Die Ziele des Gutachtens waren die Dokumentation der aktuellen und historischen Verbreitung, die Kennzeichnung des ökologischen Zustands der Lebensräume (Quellgewässer) und deren Gefährdung, sowie die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen.

Material und Methoden

Die methodische Vorgehensweise gliedert sich in drei Arbeitsschritte: 1. Literatur- und Datenrecherche; 2. Geländearbeit; 3. Dokumentation und Archivierung. Datengrundlage für die Recherche war das Biospeläologische Kataster von Hessen (BKH) (Zaenker 2001), das fortlaufend als Datenbank aktualisiert wird. Außerdem wurde die Datenbank der Senckenberg-Bibliothek (Referenzbibliothek für Biologie in Deutschland) durchsucht und fehlende Belege im BKH ergänzt. In der Untersuchung wurden nur Objektdaten mit Flächenbezug zum Bundesland Hessen ausgewertet.

Auf Grundlage der bislang bekannten Verbreitung der Rhön-Quellschnecke erfolgte eine Untersuchung hessischer Quellgewässer in den Naturräumen Rhön und Vogelsberg, aber auch in den umgebenen Randgebieten. Das Untersuchungsgebiet repräsentiert einen Ausschnitt der zentralen deutschen Mittelgebirgsschwelle, das weitestgehend dem Osthessischen Bergland zugeordnet werden kann. Einbezogen werden auch Bereiche von Spessart, Südrhön und der Mainfränkischen Platten

Die Geländearbeit erfolgte mit Hilfe einer standardisierten und systematischen Erfassungsmethodik für Quellgewässer (Reiss & Zaenker 2007), wobei Sichtungen und Messungen (Wasser- und Lufttemperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit) in einen einseitigen Kartierbogen eingetragen werden. Quellaustritte werden als Grenzlebensraum (Ökoton) erfasst (Reiss 2011, Reiss & Zaenker 2007), d.h. es werden die Wirbellosen (Invertebraten) in aquatischen und terrestrischen Übergangsbereichen berücksichtigt. Die Daten wurden in eine relationale Datenbank übertragen. Die gesammelte Fauna wird im Labor bestimmt, sowie taxonomisch aufgeschlüsselt archiviert. Die gefundenen Taxa sind mit den erhobenen Objektdaten verknüpft und können digital abgefragt und ausgewertet werden. Der Flächenbezug des Biospeläologischen Katasters von Hessen ist das Katastergebiet Nr. 4 des Deutschen Verbands für Höhlen- und Karstforschung, welches neben dem gesamten Bundesland Hessen den rechtsrheinischen Teil von Rheinland-Pfalz und den baden-württembergischen Odenwald nördlich des Neckars beinhaltet (Reiss, Steiner & Zaenker 2009).

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt konnten 3.226 Quellen in Hessen ausgewertet werden, wobei die Rhön-Quellschnecke in 557 Quellen (17%) nachzuweisen ist. Folgende naturräumlichen Verbreitungsgebiete können quantitativ festgestellt werden (Tab.1):

Tab. 1: Vorkommen der Rhön-Quellschnecke nach Naturräumen. Fett = erstmalige Nachweise für diesen Naturraum.

Naturraum	Quellen mit Funden der Rhön-Quellschnecke [absolut]	Quellen mit Funden der Rhön-Quellschnecke [relativ]
Hohe Rhön	337	61%
Vorder- und Kuppenrhön	147	26%
Hoher Vogelsberg	52	9%
Fulda-Haune-Tafelland	**8**	**2%**
Unterer Vogelsberg	8	1%
Sandsteinspessart	**5**	**1%**

Das Hauptverbreitungsgebiet der endemischen Rhön-Quellschnecke ist die Rhön (87%) und der Vogelsberg (10%). Die Art kommt hier häufig und in meist hohen Individuendichten vor. Es lassen sich jedoch auch in den Randgebieten Fulda-Haune-Tafelland (2%) und Sandsteinspessart (1%) Vorkommen mit geringer Artmächtigkeit nachweisen. Möglicherweise deutet dies auf eine vormals flächendeckendere Verbreitung hin und wir sehen heute eine in Rückgang befindliche Art, bzw. beobachten momentan eine Ausdünnung von *Bythinella compressa* in den Randgebieten. Die Vorkommen werden demnach als Reliktvorkommen interpretiert. Die Art kommt heute fast ausschließlich in montanen Waldgebieten (87% der untersuchten Quellen) vor, obwohl eine weitläufigere Verbreitung in der offenen Kulturlandschaft beschrieben wurde (Strätz 2001). Die Art besiedelt exklusiv ständig kalte Quellaustritte und die oberen Abschnitte der Quellbäche (Wassertemperatur-Mittelwert 7,2 Grad Celsius), d.h. die Rhön-Quellschnecke ist eine ausgenommen kalt-stenotherme Art und gilt zudem als Glazialrelikt (Benke et al. 2011). Das Quellwasser ist nährstoffarm (elektrische Leitfähigkeit 224 µS cm^{-1} Mittelwert) und neutral bzw. höchstens schwach alkalisch oder schwach sauer (pH-Wert 7,0 Mittelwert). Als Mikrohabitate werden nasser, mineralischer Boden-

schlamm (Psammopelal: 35%), Totholz (22%), grobpartikuläres organisches Material (CPOM, meist Fall-Laub: 14%) und Grobkies (Mikrolithal: 13%) besiedelt (Reiss 2011). Die Nahrung besteht zumeist aus Feindetritus oder Bakterienrasen (Schmedtje & Colling 1996).

Tab. 2: Begleitfauna nach Stetigkeit (Frequenz).

Taxon	Deutscher Name	Anzahl relativ [%]	Ökotonbereich
Crunoecia irrorata	Quell-Köcherfliege	46.0	hygropetrisch
Pisidium sp.	Erbsenmuschel	45.2	aquatisch
Crenobia alpina	Alpenstrudelwurm	43.8	aquatisch
Niphargus schellenbergi	Schellenberg-Grundwasserflohkrebs	41.7	aquatisch
Sericostoma sp.	Masken-Köcherfliege	40.6	aquatisch
Gammarus fossarum	Bachflohkrebs	35.9	aquatisch
Leuctra sp.	Nadel-Steinfliege	30.2	aquatisch
Carychium sp.	Zwerghornschnecke	28.2	liminarisch
Bezzia sp.	Gnitze	27.5	aquatisch
Dixa sp.	Doppeladermücke	19.7	hygropetrisch
Protonemura sp.	Steinfliege	16.7	aquatisch
Monachoides incarnatus	Rötliche Laubschnecke	16.0	hygrophil-terrestrisch
Polycelis felina	Vielaugen-Strudelwurm	15.4	aquatisch
Nemoura sp.	Steinfliege	15.3	aquatisch
Trichoniscus pusillus	Zwergassel	14.2	hygrophil-terrestrisch
Anacaena sp.	Wasserkäfer	13.6	hygropetrisch
Eiseniella tetraedra	Wasser-Regenwurm	13.5	hygrophil-terrestrisch
Ulomyia sp.	Schmetterlingsmücke	13.1	liminarisch
Carychium tridentatum	Schlanke Zwerghorn-schnecke	12.0	liminarisch
Discus rotundatus	Gefleckte Schüsselschnecke	10.8	hygrophil-terrestrisch

Eine Auswahl der Begleitfauna ist in Tab. 2 dargestellt. Insgesamt sind bislang 146 Taxa (Gattung, Art) determiniert. Die meisten Arten zeigen ebenfalls eine enge Bindung an ständig kalte und nährstoffarme Quellgewässer.

In Quellen, in denen die Rhön-Quellschnecke historisch nachgewiesen war und als ausgestorben berichtet ist, konnten keine Neufunde von *Bythinella compressa* festgestellt werden.

Gefährdungen des Lebensraumes und der Begleitfauna erfolgen vor allem durch strukturelle Eingriffe bzw. gewässermorphologische Veränderungen. Der Verbau von Quellen durch Fassungen bewirkt einen deutlichen Rückgang der Lebensgemeinschaft bzw. der Artenvielfalt (Reiss 2011). Die Berechnung eines Diversitäts-Index (Shannon-Index) zeigt, dass naturnahe Quellen mit einem Index von 1,4 auf 0,7 bei verbauten Quellen abfallen, d.h. die Artenvielfalt halbiert sich. Drastisch ist vor allem der Rückgang der Individuenzahlen, wobei meist nur noch ein Viertel der vormals festgestellten Artmächtigkeiten zu kennzeichnen sind. Eine Gefährdung liegt insgesamt bei 34% der Quellen vor, in denen die Rhön-Quellschnecke nachgewiesen werden konnte. Ursachen der Gefährdung liegen vor allem in der Zerschneidung der ökologischen Passierbarkeit des Quellbachs durch Wegquerungen (47%), Wild- oder Viehvertritt (20%), Verbau/Quellfassung (16%), Nährstoffeinträge durch Viehweiden (12%) und Wasserentnahmen (5%). Weitere Faktoren sind Müllablagerungen und forstwirtschaftliche Maßnahmen, die z.B. durch Rückefahrzeuge oder Baumfällarbeiten entstehen.

Die Einschätzung der Gefährdung der Rhön-Quellschnecken-Populationen selbst ist schwierig. Es liegt nur eine äußerst geringe Anzahl historischer Daten in der Literatur vor, deren Qualität einen Vergleich erlaubt. Häufige Defizite sind unspezifische Ortsangaben oder fehlende Individuenzahlen. Ein auf die Vergleichbarkeit hin angelegtes systematisches Monitoring fehlt bisher. Ebenso fehlt eine flächendeckende Grundlagenerfassung. Es bestehen immer noch „Kartierlücken“, so dass bestimmte Kartenblätter (TK 1:25.000) ungenügend bearbeitet sind. Weiterhin sind die Kenntnisse zur möglichen Ausbreitungsfähigkeit der Art ungenügend. Hier fehlen empirische Daten und Angaben zur Frage, wie die Rhön-Quellschnecke Habitate besiedelt (Strätz & Kittel 2011) und ob rezent überhaupt noch eine Neubesiedelung stattfindet Wir haben keine gesicherte Kenntnis des Migrationsverhaltens und der Verbreitungsstrategie von *Bythinella compressa*. Die genannten Aspekte dieses Forschungsdefizits müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Handlungsempfehlungen

Die Ergebnisse lassen zwei Schlussfolgerungen bezüglich der Biodiversitätsforschung zur Rhön-Quellschnecke, der Begleitarten sowie deren Lebensräume zu. Zum einen besteht nach wie vor Bedarf in der Grundlagenforschung. Zum anderen ist es dringend notwendig, dass handlungsorientierte Forschung gefördert und insbesondere praxisrelevante Maßnahmen zum Quellschutz und der Arterhaltung von *Bythinella compressa* umgesetzt werden. Konkrete Handlungsempfehlungen sind:

- Inventarisierung und Unterschutzstellung der noch von der Rhön-Quellschnecke besiedelten Quellgebiete
- der Rückbau von Quellfassungen und Teichanlagen im Quellbereich, sowie die Öffnung von Verrohrungsstrecken oder deren Umbau unmittelbar nach der Quelle
- die Berücksichtigung von Quellbereichen bei forstwirtschaftlichen Tätigkeiten
- ein Baumartenwechsel innerhalb von Quellgebieten durch Ansiedlung standorttypischer Arten
- die Verlegung von Viehtränken aus den direkten Quellbereichen, sowie Einrichten von Pufferzonen
- das Auszäunen von Quellen auf Viehweiden
- der Verzicht auf Spritz- und Düngemitteln in Quellgebieten
- die Berücksichtigung und Förderung der Öffentlichkeitsarbeit und Weiterbildungsangebote (capacity building) für unterschiedliche Akteure (Forst- und Landwirtschaft, Tourismus)

Schlussfolgerungen

Untersuchungen zur Gefährdung der endemischen Rhön-Quellschnecke zeigen nicht nur den besonderen Bedarf an Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen zur Erhaltung einer einzigen Art, sondern besonders die Notwendigkeit eines umfassenden Schutzes der Lebensgemeinschaft von Quellen und deren Lebensraum. Zahlreiche Erkenntnisse zur Gefährdungssituation lassen sich zur Einschätzung naturschutzfachlicher Handlungsempfehlungen heranziehen. Der Bund und die Länder haben eine besondere Verantwortung für die Rhön-Quellschnecke. In Zukunft sollten vor allem handlungsorientierte Forschungsprojekte und insbesondere praxisausgerichtete Umsetzungen zum Erhalt der Artenvielfalt von Quellgewässern gefördert werden.

Danksagung

Wir danken dem Land Hessen (Hessen-Forst FENA – Forsteinrichtung und Naturschutz) für die Beauftragung des Gutachtens und die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

Literatur

Benke, M., Brändle, M., Albrecht, C., Wilke, T. (2011): Patterns of freshwater biodiversity in Europe: lessons from the spring snail genus Bythinella. In: Journal of Biogeography 38, pp.2021–2032

Jungbluth, J. H., Knorre, D. (2009): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] in Deutschland. 6. Revidierte und erweiterte Fassung 2008. In: Mitt. dtsch. malakozool. Ges., Jg. 81, S. 1–28

Jungbluth, J.H. (1996): Rote Liste der Schnecken und Muscheln Hessens. 3. Fassung, Bearb.-Stand: 01. Oktober 1995. Wiesbaden: Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Natur in Hessen)

Reiss, M. (2011): Substratpräferenz und Mikrohabitat-Fauna-Beziehung im Eukrenal von Quellgewässern. Dissertation am Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg. [http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2011/0108/]

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

Reiss, M., Zaenker, S. (2007): Quellen in der Rhön - Faunistisch-ökologische Erfassung im Biosphärenreservat Rhön. In: Beiträge Region und Nachhaltigkeit, Jahrgang 4, Heft 4, S.153-163

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

Strätz, C. (2001): Rhön-Quellschnecke - Zeiger unbelasteter und naturbelassener Waldquellen. In: LWF-aktuell, Jg. 29, ohne Seitenzahlen

Strätz, C., Kittel, K. (2011): Die Verbreitung der Rhön-Quellschnecke Bythinella compressa (Frauenfeld 1857) in Nordbayern. In: Mitt. dtsch. malakozool. Ges., Jg. 84, S. 1–10

Zaenker, S. (2001): Das Biospeläologische Kataster von Hessen. Die Fauna der Höhlen, künstlichen Hohlräume und Quellen. Verband der deutschen Höhlen- und Karstforscher: München (= Abhandlungen zur Karst- und Höhlenkunde 32)

Zaenker, S., Steiner, H. (2010): Gutachten zur gesamthessischen Situation der Rhön-Quellschnecke (Bythinella compressa). Ein Beitrag zur Biodiversitätskonvention (CBD). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von Hessen-Forst FENA. Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V., Fulda

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose

Cornelia Spengler[1] *& Hans Jürgen Hahn*[2]

1 Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Im Fort 7, D-76829 Landau, email: spengler@uni-landau.de, 2 Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Im Fort 7, D-76829 Landau, email: hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Klimawandel, anthropogene Grundwassererwärmung, Grundwasserlebensgemeinschaften, Temperaturversuche

Einleitung

Eine wesentliche Eigenschaft des Lebensraumes Grundwasser ist, im Gegensatz zu epigäischen Lebensräumen, die Konstanz der Temperatur. Diese unterliegt kaum tages- und jahreszeitlichen Schwankungen und ist, da sie der mittleren Jahrestemperatur an der Erdoberfläche entspricht, generell niedrig. Bei uns in Deutschland beläuft sich diese auf ca. 9°C. Da die durchschnittliche Jahrestemperatur in Mitteleuropa innerhalb der Interglazialphasen, über einen Zeitraum von ca. 1,8 Millionen Jahren, nie über 14°C lag, fand sehr wahrscheinlich eine Anpassung der Fauna an diese konstant kühlen Temperaturen statt. Veränderungen der Grundwassertemperatur durch die zunehmende Nutzung von Grundwasser zur Gebäudeklimatisierung und die prognostizierte Klimaerwärmung werden die hochspezialisierten Grundwasserorganismen daher höchstwahrscheinlich stark beeinflussen. Erste Hinweise darauf, dass sich eine Erwärmung des Grundwassers negativ auf die Fauna auswirkt, zeigen Untersuchungen von Brielmann *et al.* (Brielmann *et al*. 2009, 2011)**.**

Das vorgestellte Projekt soll daher einen Beitrag zur Abschätzung der Folgen einer Erwärmung für die Lebensgemeinschaften des Grundwassers leisten.

Um zukünftige Effekte bereits heute untersuchen zu können, werden künstlich erwärmte Grundwasservorkommen (z.B. durch Kühlwassernutzung) als Modelle für die Auswirkungen einer Temperaturerhöhung genutzt. Die Artenvielfalt sowie die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in natürlich temperierten und anthropogen erwärmten Grundwasserlebensräumen sollen im Zuge dessen verglichen und bewertet werden.

Der Untersuchung liegen folgende Arbeitshypothesen zugrunde:

1. Die meisten Grundwasserarten **reagieren sehr empfindlich** auf erhöhte Grundwassertemperaturen.
2. Veränderungen der Temperatur werden durch die **Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften** reflektiert.
3. **Anthropogen erwärmte Aquifere** eignen sich als Modell für die Auswirkungen der Klimaerwärmung.

In dieser Zusammenfassung sollen Ergebnisse auf Großgruppenniveau für den Untersuchungsstandort Freiburg vorgestellt werden. Zudem werden erste Ergebnisse simpler Temperaturversuche mit Bathynellen und Amphipoden, die im Rahmen einer studentischen Qualifizierungsarbeit von Maria Zangmeister durchgeführt wurden, präsentiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Von den insgesamt 70 Grundwassermessstellen befinden sich 39 im Untersuchungsgebiet Freiburg im Breisgau in Baden-Württemberg. Die Messstellen (s. Abb. 1) liegen im Oberrheingraben und somit im größten Trinkwasservorkommen Deutschlands. Dieses Gebiet ist durch Lockergestein charakterisiert und weist generell eine hohe Besiedlung mit Grundwasserfauna auf. Im nördlich gelegenen Industriegebiet und dem im Abstrom befindlichen Mooswald liegen 34 Grundwassermessstellen. Die erhöhten Grundwassertemperaturen lassen sich hier auf die industrielle Nutzung zurückführen. Weitere fünf Messstellen befinden sich im Stadtzentrum Freiburgs. Hier ist die 2011 in Betrieb genommene Kühlanlage der Universitätsbibliothek der Grund für eine Erwärmung des Grundwassers.

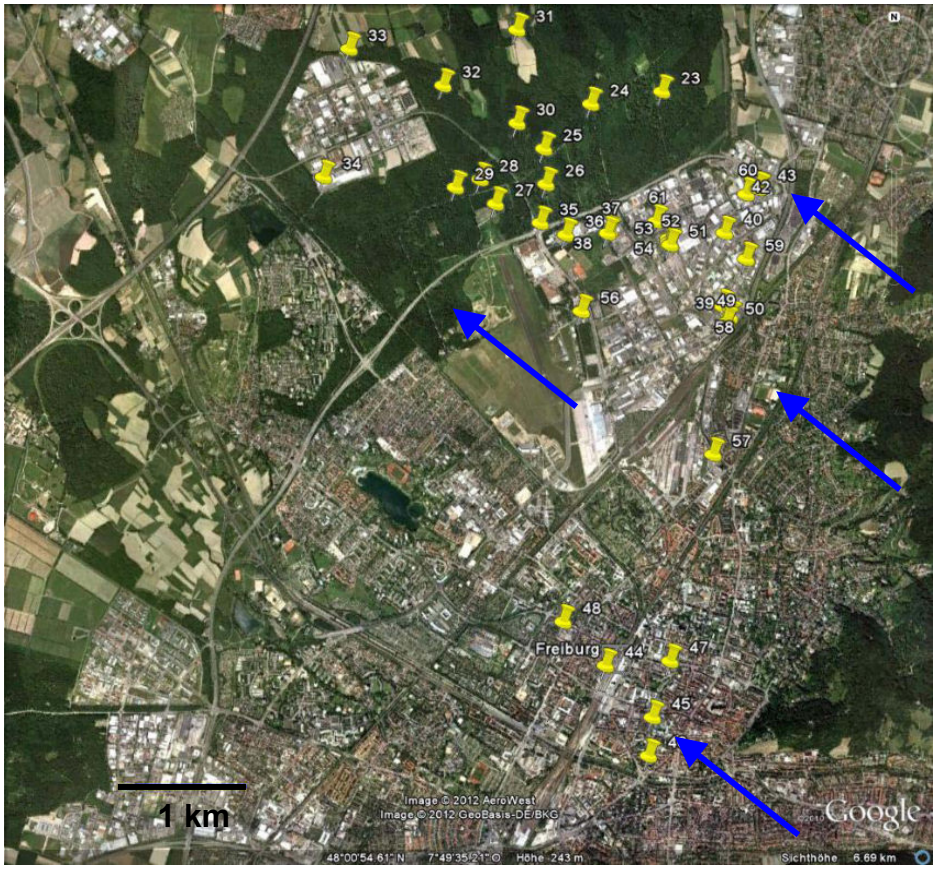


Abb. 1: Lage der Messstellen im Untersuchungsgebiet Freiburg im Breisgau: Pinnadeln = Grundwassermessstellen, Pfeile = Grundwasserfließrichtung

Durchführung

Freilanduntersuchung

Die insgesamt 70 Grundwassermessstellen wurden sechsmal im Abstand von zwei Monaten über einen Zeitraum von einem Jahr beprobt.

Zur repräsentativen Erfassung der Besiedlungsverhältnisse hinsichtlich der Dichte und der Diversität, wurde der sog. Netzsammler (s. Abb. 2) verwendet. Der speziell für die Erfassung der Grundwasserfauna entwickelte Netzsammler gewährleistet, im Gegensatz zu diversen Pumpmethoden, eine schonende Entnahme der Tiere und somit die Bestimmbarkeit dieser anhand morphologischer Merkmale. Die Methode entspricht einem halbquantitativen Verfahren, mit dem sich die Artenzusammensetzung des umgebenden Aquifers repräsentativ erfassen lässt (Steenken 1998, Matzke & Hahn 2002, Hahn 2002, Hahn 2005).



Abb. 2: Bestandteile des Netzsammlers

Vor Ort wurden die Feldparameter: Temperatur, Sauerstoffgehalt und -konzentration, der pH-Wert, sowie die elektrische Leitfähigkeit erfasst. Zusätzlich wurden chemischen Parameter (Gesamteisen, Nitrat, Phosphat und Carbonathärte) und die Kolonienbildende-Einheit (KBE) bestimmt. Die Entnommene Fauna wurde mit Ethanol fixiert und mit Bengalrosa angefärbt. Die Aufarbeitung des Probenmaterials erfolgte im Labor. Hierbei wurde die Zusammensetzung des Substrates betrachtet und die jeweilige Menge mit Hilfe von Schätzklassen beurteilt. Zudem wurden die Tiere für die spätere Bestimmung auf Großgruppenniveau vorsortiert. Die statistische Auswertung der Daten erfolgt mit den Programmen SPSS 15 und mit Primer (multivariate Analysen). Die Feldarbeiten sind mittlerweile abgeschlossen und die Tiere werden derzeit auf Artniveau bestimmt.

Laborversuche

Im Rahmen der Temperaturversuche wurden Individuen von *Crangonyx subterraneus* (Amphipoda) und *Bathynella freiburgensis* (Bathynellidae) für 31 Tage parallel bei fünf unterschiedlichen Temperaturen (10°C, 14,5°C, 16°C, 20°C und 26°C) gehältert. Der Ansatz mit 10°C diente als Kontrolle. Die Temperatur und die Lethalität der Tiere wurden in einem zweitägigen Rhythmus überprüft und tote Tiere zur Bestimmung in 70%igem Ethanol fixiert. Da eine Vermehrung von Grundwassertieren aufgrund der langen Entwicklungsdauer und der sehr geringen Nachkommenschaft nicht möglich ist, wurden Wildfänge für die Versuche eingesetzt. Die Tiere wurden mit Hilfe des Netzsammlers gesammelt. Zusätzlich wurde Grundwasser, für die Hälterung der Tiere im Labor, mit Hilfe eines Schöpfers entnommen.

Ergebnisse und Diskussion

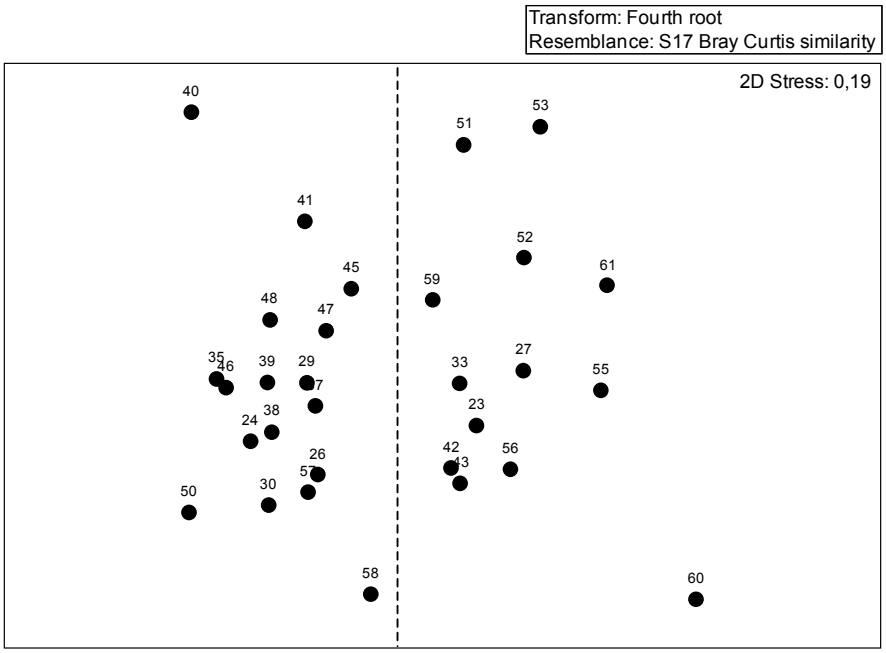


Abb. 3: MDS der Messstellen in Freiburg basierend auf faunistischen Ähnlichkeiten, Daten aggregiert

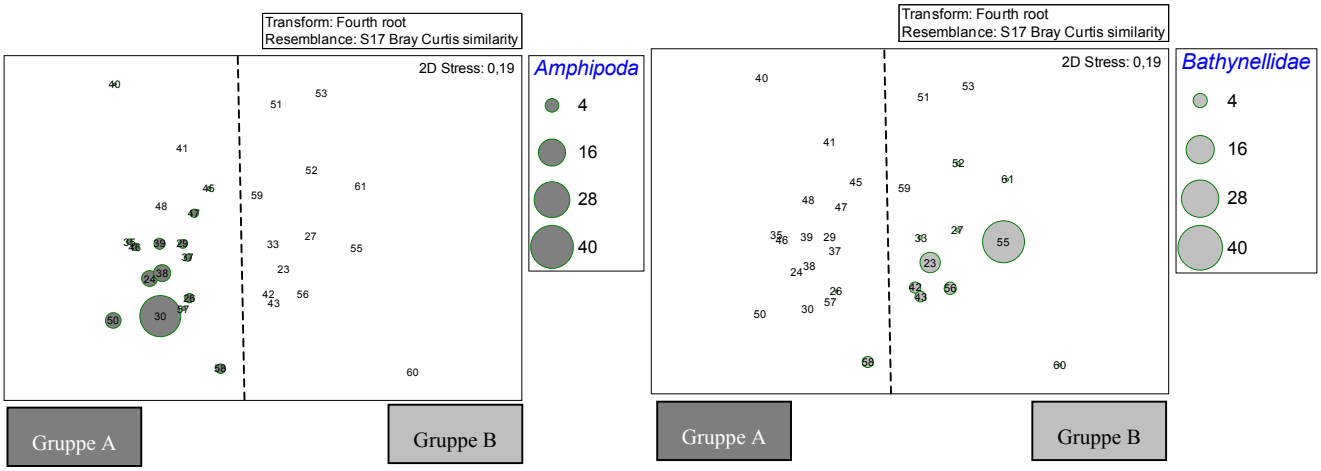


Abb. 4: MDS der Messstellen basierend auf faunistischen Ähnlichkeiten und Amphipoda / Bathynellidae

In Abb. 3 ist das Ergebnis der MDS, die faunistische Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Lebensgemeinschaften widerspiegelt, dargestellt. Für die statistische Auswertung wurden ausschließlich ungestresste Messstellen, d. h. Messstellen die ausreichend Sauerstoff und geringe Mengen an lebensfeindlichen Sedimenten (z.B. Schluff) enthielten, berücksichtigt. Die Daten der insgesamt sechs Beprobungstermine wurden für die jeweiligen Messstellen aggregiert. Die faunistischen Ergebnisse basieren auf Großgruppenniveau. Anhand der Anordnung der Messstellen in der MDS lassen sich zwei Gruppen (A und B) unterscheiden (s. Abb. 3). Bei zusätzlicher Berücksichtigung der Großgruppen (s. Abb. 4) zeigt sich ein interessantes Muster: Bathynellen (Brunnenkrebse) waren überwiegend in Messstellen der Gruppe B anzutreffen. Im Kontrast dazu wurden Amphipoden (Flohkrebse), ebenso Isopoden (Asseln), ausschließlich in Messstellen der Gruppe A vorgefunden. Die Ergebnisse im Hinblick auf weitere Großgruppen, die aus Gründen des Platzangebots hier nicht dargestellt werden konnten, zeigen, dass Messstellen der Gruppe B generell weniger Taxa und geringere Abundanzen aufweisen.

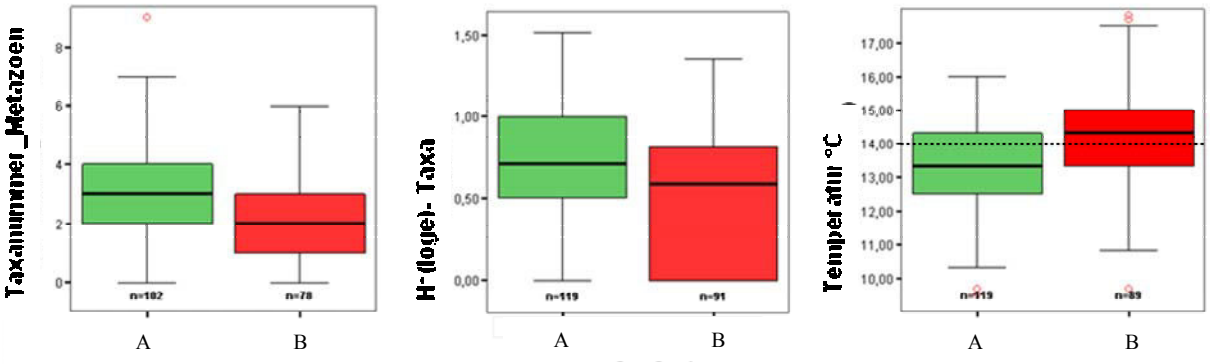


Abb. 5: Taxaanzahl, Diversität und Temperatur in Gruppe A = Amphipoda-Gruppe und B = Bathynellidae-Gruppe

Die in Abb. 5 aufgeführten Boxplots stützen diese Erkenntnis. Sowohl die Taxaanzahl als auch die Biodiversität sind in Gruppe A signifikant höher im Vergleich zu Gruppe B. Von besonderer Bedeutung für diese Untersuchung ist der Parameter Temperatur. Auch hier zeigen sich signifikante Unterschiede im Hinblick auf die zwei Gruppen. Gruppe B, welche Messstellen mit geringer Taxaanzahl einschließt, weist höhere Temperaturen auf. Bemerkenswert ist zudem, dass der Median in Gruppe B über einer Temperatur von 14°C und somit der maximalen mittleren Jahrestemperatur der letzten 1,8 Millionen Jahre liegt (Müller-Beck 2005). Wir gehen davon aus, dass diese Temperatur als kritischer Schwellenwert für die Fauna zu sehen ist.

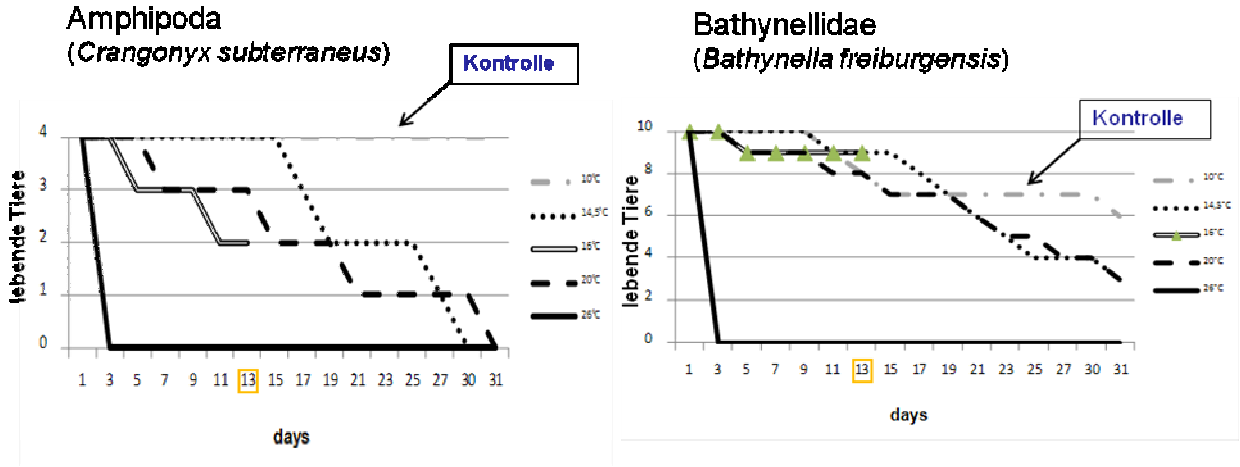


Abb. 6: Ergebnisse der Temperaturtests, durchgeführt von Maria Zangmeister, markiertes Datum: Ausfall der Klimakammer (16°C), 10°C = Kontrolle

Die in Abb. 6 dargestellten Graphiken zeigen den Verlauf der Temperaturversuche mit *Crangonyx subterraneus* und *Bathynella freiburgensis* mit unterschiedlichen Temperaturen über einen Zeitraum von 31 Tagen. Die Amphipoden zeigen in dieser Versuchsreihe eine deutliche Intoleranz gegenüber erhöhten Temperaturen. Keines der Tiere überlebte eine Erwärmung über 10°C bis zum Ende der Versuchsdauer. *Bathynella freiburgensis* scheint dagegen erhöhte Temperaturen besser zu tolerieren. Drei von insgesamt zehn Tieren überlebten die Hälterung bei 20°C. Da auch Tiere im Kontrollansatz gestorben sind, ist nicht auszuschließen, dass die Tiere durch zusätzliche Stressoren beeinflusst waren. Nichtsdestotrotz weist der Kontrollansatz die höchste Anzahl an überlebenden Tieren auf. Diese ersten Ergebnisse stützen die Beobachtungen im Freiland.

Zusammenfassung

Die Grundwassermessstellen am Standort Freiburg lassen sich anhand der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in zwei Gruppen unterscheiden. Diese Gruppen weisen signifikante Unterschiede bezüglich der Taxaanzahl, der Biodiversität sowie der Temperatur auf, wobei die wärmeren Messstellen durch niedrigere Taxazahlen und das Auftreten von Bathynellen gekennzeichnet waren. Inwiefern die Fauna von zusätzlichen negativen Effekten beeinflusst wird, bedarf noch der Klärung. Einfache Temperaturversuche legen den Schluss nahe, dass Amphipoden sensitiver auf Temperaturerhöhungen reagieren als Bathynellen, was sich mit den Freilandbeobachtungen deckt.

Danksagung

Die Arbeit wird im Rahmen einer Promotion im Bereich Grundwasserökologie durchgeführt. Besonderer Dank geht an die Hans-Böckler-Stiftung, die dieses Vorhaben finanziell und ideell unterstützt.

Literatur

Brielmann *et al.* (2009): Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems, FEMS Microbiol. Ecol., 68: 273-286.

Brielmann *et al.* (2011): Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme, Grundwasser – Zeitschrift für Fachsektion Hydrogeologie, 16: 77-91.

IPCC (2007): IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 , in http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/contents.html (12.09.11).

Müller-Beck, H. (2005): Die Eiszeiten, Verlag C.H. Beck oHG, München.

PLANKTISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN

AMS, K., M. BRETZINGER, A. K. BÜHLER & K. GRABOW: Die Artemiasphäre – Herstellung und Einsatz

BECKER, K., J. RÜCKER & B. BRIGITTE: Licht- und Temperaturabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales

BÖLLMANN, J. & M. MARTIENSSEN: Nitratreduktionsraten in zwei verschiedenen Binnengewässern basierend auf Zellzahl und Reaktionskinetik

GROSSART, H.-P. & C. DZIALLAS: Microbes in and on Organisms: Gain or Pain?

RAMM, J., J. RÜCKER, TH. GONSIORCZYK, C. WIEDNER, M. KNIE & B. NIXDORF: Überwinterungsstrategien nostocaler Cyanobakterien in Seen Norddeutschlands

Die Artemiasphäre – Herstellung und Einsatz

Katharina Ams, Manuela Bretzinger, Ann Kathrin Bühler & Karsten Grabow

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, katharina-ms@web.de, m.bretzinger@googlemail.com, annkabuehler@web.de, grabow@ph-karlsruhe.de

Keywords: *Artemia*, Ökosphäre, geschlossenes Ökosystem, Dauereier, Langzeitversuch,

Einleitung

In den letzten Jahren werden verstärkt Mini-Ökosysteme im Handel angeboten. Dabei handelt es sich um hermetisch abgeschlossene Glaskugeln, die mit der anpassungsfähigen Roten Hawaii-Garnele *Halocaridina rubra*, Algen und Bakterien bestückt sind. Mit Preisen um die 90 € und einer Haltbarkeit von 2-3 Jahren (Garantie je nach Größe: 6-12 Monate) sind sie eher eine zweifelhafte Dekoration. Mit einfachen Mitteln lässt sich ein ähnliches Ökosystem jedoch preisgünstig nachbauen. Basierend auf den Erfahrungen von Bergleiter (2004) mit einer Dauerkultur von *Artemia*, wollten wir verschiedene Ansatzmethoden ausprobieren. Als Hauptbestandteil sollen die als Fischfutter, Zeitschriftenbeilage und aus Kinderforschungssets bekannten und leicht zu beschaffenden Salinenkrebse der Gattung *Artemia* dienen. Es werden Hinweise zur Größe Nahrungsgrundlage und zur Einrichtung einer Artemiasphäre gegeben.

Material

- Einmachglas
- Spielplatzsand
- Meersalz (aus dem Lebensmittelhandel)
- Leitungswasser
- *Artemia*-Dauereier
- Mikrozell (Futter)
- Digitale Haushaltswaage
- Küchensieb
- Messbecher mit Literangabe



Abb. 1: Benötigtes Material für die Artemiasphäre

Praktische Erfahrungen

Wie Bergleiter (2004) arbeiteten wir zunächst mit eingefahrenem Meerwasser aus Aquarien von einer Zoohandlung und dem Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe. Zusätzlich fügten wir

noch lebendiges käufliches Phytoplankton als Futterquelle hinzu. Jedoch enthielt dieses Wasser auch Zooplankton, welches sich von dem zugefügten Phytoplankton ernährte und somit den Salinenkrebsen die Lebensgrundlage entzog. Daher wurde alternativ mit künstlich angesetztem Meerwasser gearbeitet.

Die ersten Versuchsansätze mit Leitungswasser und Meersalz erfolgten bereits im Januar 2012 und hielten sich ca. 5 Monate. Die Ansätze befanden sich auf der Fensterbank eines nach Norden ausgerichteten Fensters. Sowohl die im Januar als auch die im Juni angesetzten Versuche kippten jedoch im Juli mit steigender Temperatur und darauffolgender zunehmender Veralgung um.

Die ersten Ansätze geschahen mit eingefahrenem Aquarien-Meerwasser und z.T. lebendem Phytoplankton. Um diese Materialien zu besorgen, benötigt man eine gut sortierte Zoofachhandlung (mit Meerwasserabteilung). Wobei lebendes Phytoplankton deutlich schwerer zu bekommen war, vor allem in den Sommermonaten. Bei den im März angesetzten Versuchen wurde deshalb nach einfacheren Alternativen gesucht. Dabei zeigte sich das der zu Dekorationszwecken eingesetzte Sand Algen enthielt, die als Artemia-Futter geeignet waren. Das aus Lebensmittel-Meersalz frisch angesetzte Meerwasser funktionierte ebenso gut wie das eingefahrene Meerwasser.

Wie oben erwähnt, empfiehlt sich ein Ansetzen der Artemiasphäre während der Wintermonate. Die Ansätze, die auf der Tagung in Koblenz im September 2012 präsentiert und Anfang August angesetzt wurden, tragen sich noch heute. Für die praktische Umsetzung eignen sich daher alle Jahreszeiten, jedoch muss im Sommer besonders auf die Umgebungstemperatur geachtet werden. Nun zeigt sich, dass die Umgebungstemperatur der ausschlaggebende Faktor für das Ungleichgewicht der Artemiasphäre war. In einer Artemiasphäre mit einem Liter Meerwasser entwickelten sich in fünf Monaten drei Generationen mit durchschnittlich fünf adulten Tieren.

Anleitung zum Ansatz einer Artemiasphäre

Einmachglas mit lauwarmem Wasser ausschwenken und trocknen. 100g gesiebten und leicht gewaschenen Spielplatzsand als Bodengrund einfüllen. In einem Liter Leitungswasser 32g Meersalz lösen und vorsichtig in das Einmachglas einfüllen, sodass es zu möglichst wenig Aufwirbelung des Sandes kommt. Warten, bis sich der Sand abgesetzt hat. Anschließend jeweils eine Spatelspitze *Artemia*-Dauereier und Futter hinzugeben und vorsichtig umrühren. Zum Schluss Deckel schließen und an einen hellen und 22° bis 28°C warmen Ort stellen. Am besten, mehrere Ansätze mit unterschiedlichem Sand und evtl. verschiedenem „Meerwasser“, parallel herstellen.



Abb. 2: Fertige Artemiasphären

Ausblick

Die Artemiasphäre bietet eine kostengünstigere Variante gegenüber den kommerziellen Ökosphären. Der handlungsorientierte Ansatz bietet Kindern die Möglichkeit, das Funktionieren eines Ökosystems zu erfahren und den Entwicklungszyklus von Salinenkrebsen zu beobachten. Bei dem Ansatz mit Spielplatzsand und frisch angesetztem Meerwasser lebten die Tiere bis zu 5 Monate und vermehrten sich. Um sicher zu gehen, dass man eine funktionierende Artemiasphäre erhält, empfiehlt es sich, mehrere Ansätze zu planen (z.B. Sand verschiedener Herkunft, mit und ohne Futterzusatz). Auch die Aufstellungsorte sollten je nach Umgebungstemperatur und die Lichtintensität angepasst werden. Weitere Variationen mit anderen Behältern, anderem Material oder anderer Größe sind vorstellbar.

Die Artemiasphäre gelingt sowohl mit frisch angesetztem Meerwasser als auch mit Wasser aus einem eingefahrenen Meerwasseraquarium. Weniger Kosten und Aufwand verursacht jedoch die Methode mit frisch aufgesetztem Meerwasser.

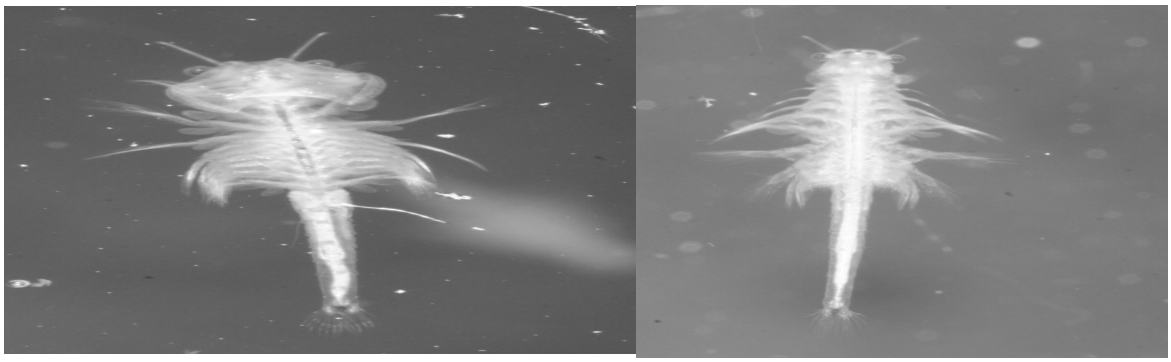


Abb. 3: Ausgewachsenene *Artemia* (links: Männchen, rechts: Weibchen)

Danksagung

Wir danken der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe, besonders dem Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung und unserem Dozenten Prof. Dr. Andreas Martens für die tatkräftige Unterstützung bei der Umsetzung dieses Projekts. Auch möchten wir uns bei Christian Schlagenhaufer für die Bereitstellung der Fotos auf dem Poster bedanken.

Literatur

Bergleiter, S. (2004): Salinenkrebschen in Dauerkultur auf der Fensterbank. DATZ 3: 34-36.

Hayo, M. & Schwarz, G. (1996): Artemia. Der Urzeitkrebs – mehr als nur Fischfutter. M und S-Verlag, Remagen: 63 S.

Steinhauser, A. (2008): Krebse – tested by NASA. Unterricht Biologie 339: 44-45.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Licht- und Temperaturabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales

Katja Becker, Jacqueline Rücker & Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTUC), Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestrasse 45, 15526 Bad Saarow. katja.becker@tu-cottbus.de

Keywords: Stickstofffixierung, Acetylenreduktion, Nostocales

Einleitung

Cyanobakterien der Ordnung Nostocales bilden einen speziellen Zelltyp aus, Heterozyten, die das Enzym Nitrogenase enthalten, das die Umwandlung von Luftstickstoff in Ammonium katalysiert und ihn so für weitere Stoffwechselvorgänge verfügbar macht (Fay 1992). Durch ihre Fähigkeit zur Fixierung von atmosphärischem Stickstoff erlangen Nostocales bei Stickstofflimitation einen entscheidenden Konkurrenzvorteil gegenüber Spezies ohne diese Fähigkeit (De Nobel et al. 1998, Dolman et al. 2012). Erste Messungen im Scharmützelsee, Langen See und Müggelsee im Jahr 2011 zeigten die starke saisonale Bedeutung dieses Prozesses, der an das Vorkommen von Nostocales gebunden war. Dabei ergaben sich Hinweise auf eine Lichtlimitation der N_2-Fixierung.

Die Lichtintensität spielt zusammen mit der Temperatur eine entscheidende Rolle bei der Wachstumsregulation der Nostocales. Steigende Temperaturen beeinflussen die Wachstumsrate nostocaler Cyanobakterien, im Besonderen die der eingewanderten Spezies, positiv (Mehnert et al. 2010). Wenn eine erhöhte Photonenflussdichte zu einer Steigerung der Stickstofffixierung führt, müsste sich den nostocalen Cyanobakterien ein entscheidender Konkurrenzvorteil infolge Trophiereduktion (verbunden mit einer Erhöhung des Unterwasserlichtdargebotes) und Climate Change (Erhöhung der Wassertemperatur) bieten (Wiedner et al. 2007). Inwieweit die Nitrogenaseaktivität von Licht und Temperatur beeinflusst wird, soll im Rahmen dieser Studie an Hand von Reinkulturen von Nostocales-Stämmen untersucht werden.

Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden vier Cyanobakterienstämme aus zwei polymiktischen Flachseen sowie einem dimiktischen See der Scharmützelseeregion ausgewählt. Diese Seen wurden monatlich bis 14tägig beprobt. Die Beschreibung von Probenahme und Berechnung des Unterwasserlichtes sind in Wiedner et al. (2007) beschrieben. Tabelle 1 gibt Auskunft über die Herkunft der Stämme und die morphometrischen Eigenschaften der Ursprungsgewässer (Ballot et al. 2010). Neben *Anabaena planctonica* aus dem Scharmützelsee und *Cylindrospermopsis raciborskii* aus dem Melangsee wurden zwei jeweils aus dem Langen See und dem Scharmützelsee isolierte Stämme von *Aphanizomenon gracile* für die Bestimmung der N_2-Fixierungskapazität verwendet (Abb. 1).

Die Cyanobakterien wurden zur Induzierung der Stickstofffixierung in einem stickstoffarmen Medium (Zehnder-Medium: Z8X modifiziert nach Kótai (1972)) semikontinuierlich kultiviert und vor der Messung für mindestens eine Woche an die entsprechenden Bedingungen angepasst: Die Untersuchung der Lichtabhängigkeit erfolgte unter Photonenflussdichten (PFD) von 50, 100 und 200 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} sowie einer Temperatur von 20°C. Für die Analyse des Temperatureinflusses hingegen wurden die Kulturen an Temperaturen von 15, 20 und 25°C sowie eine PFD von 100 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} adaptiert.

Tab. 1: Herkunft der verwendeten Stämme und morphometrische Eigenschaften der Ursprungsgewässer (vgl. Ballot et al. 2010).

Art	Stamm	Ursprungs-gewässer	Mittl. Tiefe (m)	Max. Tiefe (m)	Mixis typ	Isolierer (Jahr)
Anabaena planctonica	AB2008/24	Scharmützelsee	9	29.5	Di	A. Ballot 2008
Aphanizomenon gracile	AB2008/18	Scharmützelsee	9	29.5	Di	A. Ballot 2008
Aphanizomenon gracile	AB2008/39	Langer See	2.1	3.8	Poly	A. Ballot 2008
Cylindrosper-mopsis raciborskii	19 F 6	Melangsee	1.6	3.3	Poly	K. Preussel 2004

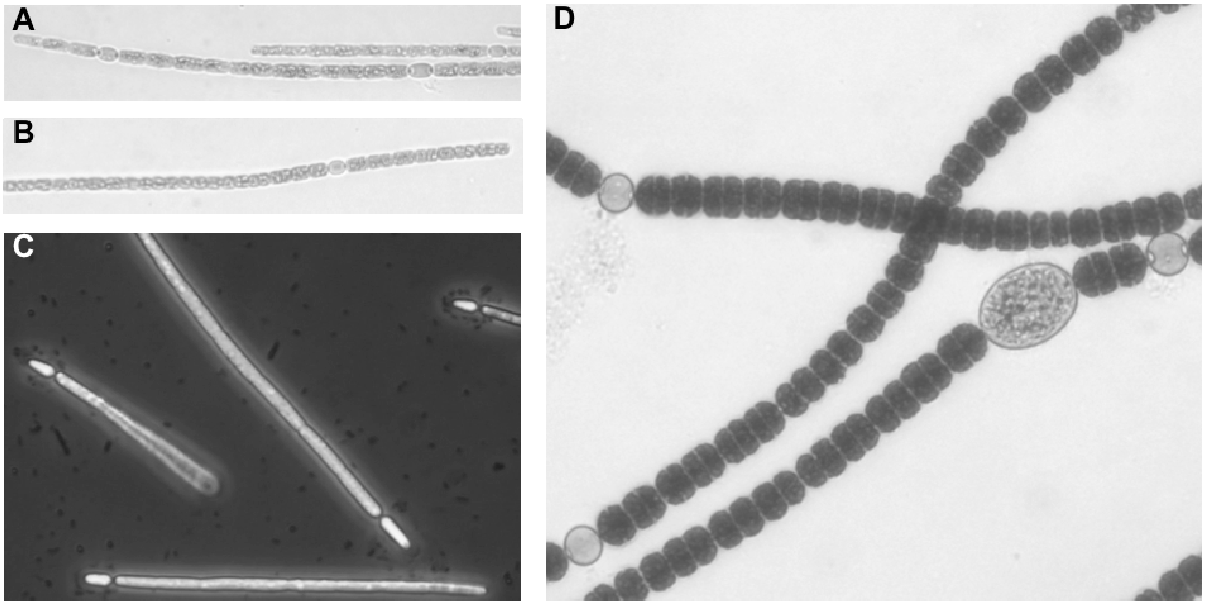


Abb. 1: A - *Aphanizomenon gracile* (AB 2008/39) isoliert aus dem Langen See, B - *Aphanizomenon gracile* (AB 2008/18) aus dem Scharmützelsee, C - *Cylindrospermopsis raciborskii* (19 F 6) aus dem Melangsee und D - *Anabaena planctonica* (AB 2008/24) aus dem Scharmützelsee.

Die Stickstofffixierungskapazität wurde anhand der Acetylen-Reduktionsmethode (Capone 1993, Stewart et al. 1968, Hardy et al. 1968) ermittelt. Dazu wurden 7 mL einer Algenkultur in 21-mL-

Glasvials mit 1,4 mL Acetylen versetzt. Anstelle des molekularen Stickstoffs setzt das für den Fixierungsprozess verantwortliche Enzym Nitrogenase das Substrat Acetylen ausschließlich zu Ethylen um. Die Konzentration des Endproduktes Ethylen wurde im Anschluss an eine Inkubationszeit von vier Stunden gaschromatographisch bestimmt. Die Inkubation erfolgte im Kulturenschrank unter den gleichen Bedingungen wie die Anzucht der Kulturen. Eine Unterprobe der Kultur wurde mit Lugolscher Lösung fixiert und das Biovolumen der Nostocales sowie Heterozytenzahl und Heterozytenbiovolumen, die als Bezugsgröße der Nitrogenaseaktivität dienten, am Umkehrmikroskop in Utermöhlkammern (Utermöhl 1958) bestimmt. Um Ungenauigkeiten bezüglich des Umrechnungsfaktors zu umgehen, wurde auf eine Umrechnung der Acetylenreduktionsraten in Stickstofffixierungsraten verzichtet (Howarth et al. 1988).

Ergebnisse und Diskussion

1. Entwicklung des Unterwasserlichtdargebotes und der Nostocales

Als Folge von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet zu Beginn der 1990er Jahre und einer veränderten Landnutzung konnte in den Seen der Scharmützelseeregion ein Trophierückgang beobachtet werden (Grüneberg et al. 2011), der in den Flachseen zu einer leichten, im Scharmützelsee zu einer deutlich verbesserten Lichtverfügbarkeit führte (Abb. 2A). Hier stieg nach der Trophieverbesserung von eutroph auf mesotroph seit 2003 das durchschnittliche Lichtangebot in der durchmischten Schicht (I_{mix}) von etwa 50 auf 75 mit Maxima über 200 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} an.

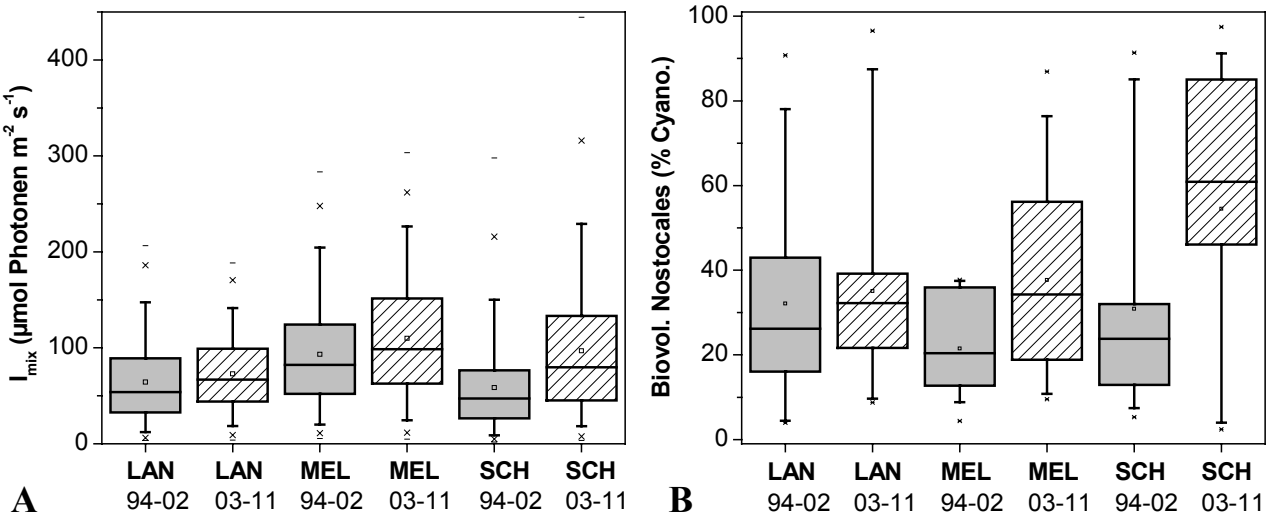


Abb. 2: Box-Whisker-Plot der Tagesmittelwerte des Lichtdargebotes im durchmischten Teil der Wassersäule (I_{mix}) für die Monate April bis Oktober (A) sowie des Anteils des Biovolumens der Nostocales am gesamten Biovolumen der Cyanobakterien in den Monaten Juli bis September (B) im Langen See (LAN), Melangsee (MEL) und Scharmützelsee (tiefste Stelle; SCH), jeweils für den Zeitraum 1994 – 2002 und 2003 - 2011.

Im gleichen Zeitraum (1994 bis 2011) verringerte sich in allen drei hier vorgestellten Gewässern die Biomasse der Cyanobakterien. Von diesem Rückgang waren insbesondere die Oscillatoriales (v.a. *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Limnothrix redekei*) betroffen, was zu einer Zunahme des relativen Anteils der Nostocales an der gesamten Cyanobakterienbiomasse führte (Abb. 2B). Zusätzlich konnte eine Erhöhung der Artenzahl, insbesondere der Gattung *Anabaena*, beobach-

tet werden. Während vor 2000 im Scharmützelsee nur zwei *Anabaena*-Arten nachgewiesen werden konnten, hat sich seit 2003 die Artenzahl auf zehn erhöht.

2. Lichtabhängigkeit der N_2-Fixierungskapazität

Bezogen auf die **Heterozytenzahl** wies *Anabaena planctonica* mit bis zu 400 fmol Ethylen Het^{-1} h^{-1} die höchsten Fixierungskapazitäten auf, wobei die gemessenen Raten mit erhöhter Lichtverfügbarkeit deutlich anstiegen (Abb. 3A). Den gleichen Trend einer zunehmenden Nitrogenaseaktivität mit steigendem Lichtdargebot zeigte die eingewanderte Art *Cylindrospermopsis raciborskii* ebenfalls, erreichte jedoch deutlich geringere Raten von bis zu 130 fmol Ethylen Het^{-1} h^{-1}. *Aphanizomenon gracile* fixierte unter Schwachlicht am meisten atmosphärischen Stickstoff pro Heterozyte und Stunde, was die hohe Effizienz der Fixierungsaktivität bei geringen Lichtintensitäten für diese Gattung bestätigt (Bradburn et al. 2012).

Da die Gattung *Anabaena* im Vergleich zu allen anderen verwendeten Cyanobakterienarten sehr große Heterozyten bildet, wurden auch die **Biovolumina der Heterozyten** als Bezugsgröße eingesetzt (Abb. 3B). In diesem Fall blieb der ansteigende Trend der N_2-Fixierungsaktivität bei *Cylindrospermopsis raciborskii* und *Anabaena planctonica* erhalten, jedoch erreichte die ursprünglich tropische Art *Cylindrospermopsis raciborskii* die höchsten Acetylenreduktionsraten von bis zu 6,5 µmol C_2H_4 $mm_{(Het)}^{-3}$ h^{-1}, *Anabaena planctonica* jedoch nur maximal 1,3 µmol C_2H_4 $mm_{(Het)}^{-3}$ h^{-1}. Die aus dem Scharmützelsee stammende Kultur von *Aphanizomenon gracile* (AB2008/18) wies auch bezogen auf das Heterozytenbiovolumen die maximale Nitrogenaseaktivität im Schwachlicht mit abnehmender Tendenz im Zuge einer Erhöhung der PFD auf.

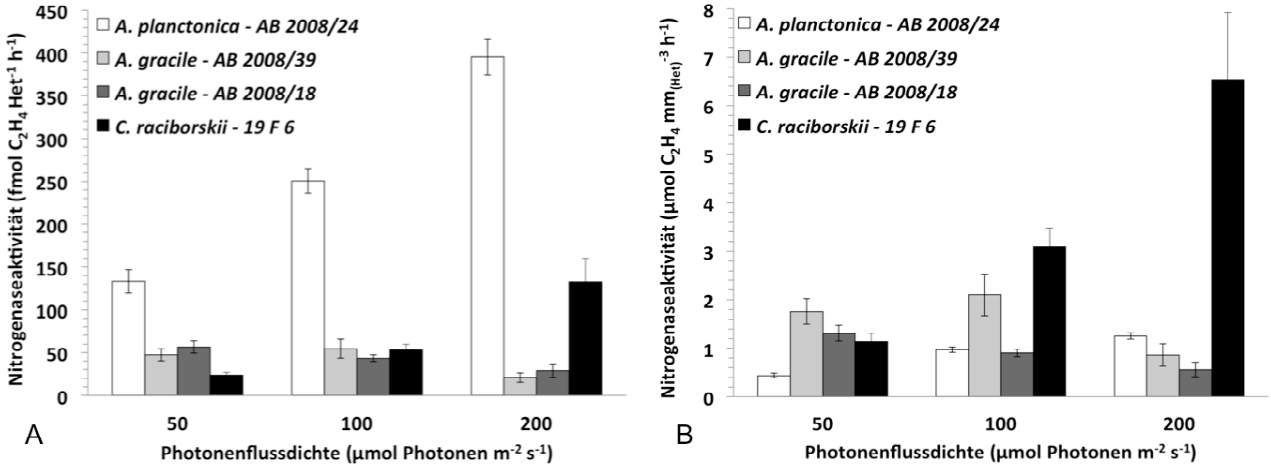


Abb. 3: N_2-Fixierungskapazität in Bezug auf die Heterozytenzahl (A) sowie das Heterozytenbiovolumen (B) in Abhängigkeit von der Photonenflussdichte.

3. Temperaturabhängigkeit der N_2-Fixierungskapazität

Bezogen auf die **Heterozytenzahl** zeigte *Anabaena planctonica* mit 333 fmol Ethylen Het^{-1} h^{-1} maximale Fixierungskapazitäten bei der niedrigsten Temperatur von 15°C, während die übrigen verwendeten Cyanobakterienstämme diese deutliche Tendenz nicht aufwiesen (Abb. 4A).

Der temperaturbedingte Rückgang der Fixierungsaktivität von *Anabaena planctonica* mit steigender Temperatur blieb auch erhalten, als die Heterozytenzahl als Bezugsgröße durch das **Heterozytenbiovolumen** ersetzt wurde, wobei die absoluten Raten mit maximal 1,3 µmol C_2H_4 $mm_{(Het)}^{-3}$ h^{-1} im direkten Artvergleich eher gering ausfielen (Abb. 4B). *Cylindrospermopsis raciborskii* setzte mit

3,1 µmol C_2H_4 $mm_{(Het)}^{-3}$ h^{-1} die größte Menge des zur Verfügung gestellten Acetylens je Stunde bei einer Temperatur von 20°C um (Abb. 4B). Eine ähnliche Tendenz maximaler Nitrogenaseaktivität im mittleren Temperaturbereich zeigte auch *Aphanizomenon gracile* aus dem Langen See (AB2008/39), deren Umsatzraten nur um 25% geringer als bei *C. raciborskii* ausfielen.

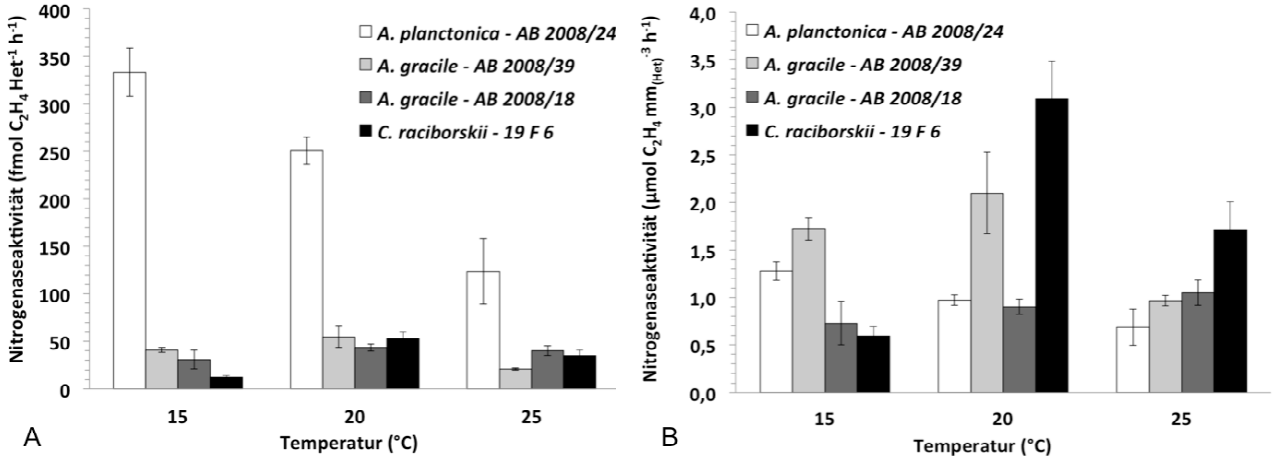


Abb. 4: N_2-Fixierungskapazität in Bezug auf die Heterozytenzahl (A) sowie das Heterozytenbiovolumen (B) in Abhängigkeit von der Temperatur.

Insgesamt lagen die Heterozytenzahl-basierten Fixierungsraten von *Anabaena* deutlich über jenen der Gattung *Aphanizomenon*, die vergleichsweise hohe Heterozytenzahlen bildet, was die Ergebnisse von Granhall and Lundgren (1971) bestätigte. Des Weiteren verdeutlicht die Gegenüberstellung der Heterocytenzahl- und Heterocytenbiovolumen-basierten Ergebnisse die große Bedeutung der Bezugsgröße bei der Interpretation der Daten.

Zusammenfassung

Im Vergleich zu den wenigen in der Literatur verfügbaren Messwerten von Nitrogenaseaktivitäten fallen die aktuell ermittelten Fixierungskapazitäten je Heterozyte für die Gattung *Anabaena* um 33% höher sowie für die Gattung *Aphanizomenon* um den Faktor 20 geringer aus (Carlton and Paerl 1989). Die Zunahme der Nitrogenaseaktivität von *Anabaena planctonica* mit erhöhten Photonenflussdichten weist auf einen Konkurrenzvorteil dieser Art gegenüber *Cylindrospermopsis raciborskii* und *Aphanizomenon gracile* unter verbesserten Lichtbedingungen hin. Die nachgewiesenen Artunterschiede in der N_2-Fixierungskapazität passen sehr gut zu den Ergebnissen von Dolman et al. (2012), wonach *Anabaena* eher in Seen mit geringerer Trophie und in der Regel höherer Lichtverfügbarkeit vorkommt als *Aphanizomenon gracile* und *Cylindrospermopsis raciborskii*, die häufiger in Seen höherer Trophie und damit größerer Trübung anzutreffen sind. Bei niedrigen Temperaturen von 15°C sind die heimischen Stämme der eingewanderten Art klar überlegen. Diese Unterschiede gleichen sich jedoch bereits bei einer Wassertemperatur von 20°C an, und im Fall ansteigender Wassertemperaturen könnte *Anabaena planctonica* infolge einer reduzierten Nitrogenaseaktivität an Bedeutung verlieren. Somit ist bezüglich der N_2-Fixierungskapazität die eingewanderte *Cylindrospermopsis raciborskii* bei mittleren und hohen Wassertemperaturen und Lichtintensitäten den heimischen Nostocales-Arten mindestens ebenbürtig oder sogar überlegen.

Danksagung

Die vorgestellte Studie entstand im Rahmen der Dissertation von Katja Becker. Katja Becker und Jacqueline Rücker werden durch das BMBF-Verbundprojekt NITROLIMIT (FKZ 033L041A) gefördert. Die Cyanobakterienstämme wurden von Dr. Claudia Wiedner zur Verfügung gestellt.

Für die zuverlässige Probenahme und Analyse der Gewässer seit 1993 danken wir den technischen Mitarbeitern des Lehrstuhls Gewässerschutz, vor allem Ingo Henschke, Gudrun Lippert und Ute Abel sowie für die Planktonanalysen Annette Tworeck (LBH Hoehn, Freiburg). Ältere Phytoplanktondaten stammen von Dr. Paul Zippel, Dr. Claudia Wiedner und Dr. Ute Mischke. Frau Prof. Martienssen (Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung, BTU Cottbus) und ihren Mitarbeitern danken wir für die Nutzung der Laborräume sowie das zur Verfügung gestellte Equipment und die Unterstützung. Die Langzeituntersuchungen der drei Gewässer wurden im Rahmen mehrerer Projekte durch das BMBF (FKZ 0330792B, FKZ 02WT0985, FKZ 0339547), die DFG (AZ NI347/5-1) und das KWB Berlin (CYLIN) finanziert.

Literatur

Ballot, A., Fastner, J., Wiedner, C. (2010): Paralytic shellfish poisoning toxin-producing cyanobacterium Aphanizomenon gracile in Northeast Germany. Applied and Environmental Microbiology 76 (4): 1173-1180.

Bradburn, M.J., Lewis Jr., W.M., McCutchan Jr., J.H. (2012): Comparative adaptations of Aphanizomenon and Anabaena for nitrogen fixation under weak irradiance. Freshwater Biol. 57: 1042–1049.

Capone, D.G. (1993): Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. In: Kemp, P.F., Sherr, B.F., Sherr, E.B., Cole, J.J., eds., Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers, Boca Raton: 621-631.

Carlton, R.G., Paerl, H.W. (1989): Oxygen-induced changes in morphology of aggregates of Aphanizomenon flos-aquae (Cyanophyceae): implications for nitrogen fixation potentials. J. Phycol. 25: 326-33.

De Nobel, W.T., Matthijs, H.C.P., Von Elert, E., Mur, L.R. (1998): Comparison of the light-limited growth of the nitrogen-fixing cyanobacteria Anabaena and Aphanizomenon. New Phytologist 138: 579-587.

Dolman, A.M., Rücker, J., Pick, F.R., Fastner, J., Rohrlack, T., et al. (2012): Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. PLoS ONE 7(6): e38757.

Fay, P. (1992): Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria, Microbiol. Rev. 56: 340–373.

Granhall, U., Lundgren, A. (1971): Nitrogen fixation in Lake Erken. Limnol. Oceanogr. 16: 711-719.

Grüneberg, B., Rücker, J., Nixdorf, B., Behrendt, H. (2011): Dilemma of Non-Steady State in Lakes - Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. Internat. Rev. Hydrobiol. 96 (5): 599-621.

Hardy, R. W. F., Holsten, R. D., Jackson. E. K., Burns, R. C. (1968): The acetylene-ethylene assay for N2 fixation: laboratory and field evaluation. Plant Physiol. 43: 1185-1207.

Howarth, R. W., Marino, R., Lane J. and Cole, J. J. (1988): Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. Limnol. Oceanogr. 33 (4): 669-687.

Kótai, J. (1972): Instructions for preparation of modified nutrient solution Z8 for algae, publication B-11/69. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway

Mehnert, G., Leunert, F., Cirés, S., Jöhnk, K. D., Rücker, J., Nixdorf, B. and Wiedner, C. (2010): Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. J. Plankt. Res. 32 (7): 1009-1021.

Stewart, W.D.P., Fitzerald, G.P., Burris, R.H. (1968): Acetylene reduction by nitrogen fixing blue-green algae. Arch. Microbiol. 62: 336–348.

Utermöhl H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol. 9: 1-38.

Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R., Nixdorf, B. (2007): Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. Oecologia 152: 473-484.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Nitratreduktionsraten in zwei verschiedenen Binnengewässern basierend auf Zellzahl und Reaktionskinetik

Jörg Böllmann & Marion Martienssen*

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

Keywords: Freiwasser, Sediment, Denitrifikation, Jahresgang

Einleitung

Im Verbundprojekt NITROLIMIT werden für verschiedene Gewässertypen die Ein- und Austräge von Stickstoff sowie die relevanten Stickstoffumsätze untersucht. Im Mittelpunkt steht die Frage, ob eine weitere Verringerung des verfügbaren Stickstoffes ökologisch und wirtschaftlich sinnvoll ist. In den prozessorientierten Teilprojekten werden dabei die relevanten Stickstoffumsätze für verschiedene Gewässertypen erfasst.

Die zahlreichen Ansätze zur Ermittlung von Stoffumsatzraten in Gewässern haben verschiedene Vor-und Nachteile, sind oftmals aufwändig, fehlerbehaftet oder geben nur Nettoumsätze an, ohne die genauen Vorgänge zu untersuchen. Ziel der durchgeführten Untersuchungen war es daher, die Umsatzraten der entscheidenden mikrobiellen Prozesse unter gegebenen Umweltbedingungen basierend auf den Zellzahlen der beteiligten Mikroorganismen sowie reaktionskinetischer Parameter zu berechnen und im Jahresgang zu modellieren. Dadurch wird ein alternativer Ansatz zur punktuellen direkten Bestimmung der Stoffumsätze (z.B. mit Isotopentechniken) oder Fluxmessungen (z.B. Benthoskammern) ermöglicht. Die Ergebnisse sollen für eine Bilanzierung der Stoffumsätze mit anderen Prozessen im Stickstoffkreislauf kombiniert werden. Durch Einbettung in andere Modelle, wie z.B. QSim, sollen im Gesamtergebnis Prognosen über die Auswirkungen von geänderten Stickstoffeinträgen in verschiedenen Gewässer erstellt werden.

Material und Methoden

Für die Untersuchungsgewässer Untere Havel (ein Flusssee mit etwa 9 m Tiefe, der kaum sommerliche Schichtung aufweist) und Scharmützelsee (ein mesotropher dimiktischer See mit bis zu 30 m Tiefe) wurden die Nitratreduktionskapazitäten und –raten im Jahresgang 2011-2012 untersucht. Die ermittelten Kapazitäten geben die maximal möglichen Umsatzraten unter nicht limitierenden Bedingungen an und sind direkt abhängig von den ermittelten Zellzahlen. Diese wurden vor allem mittels MPN-Methode bestimmt. Alternativ zur MPN-Methode, die die Zellzahl u.U. teilweise unterschätzt (Amann et al 1995), erwies sich die direkte Messung des Umsatzpotentials von Sedimentproben im Labor als geeignet (Abb. 2). Dabei wurden teils gute Übereinstimmungen erreicht, vor allem bei hohen Zellzahlen aber auch deutliche Abweichungen zwischen beiden Methoden festgestellt.

Aus den Kapazitäten wurden mit Hilfe der reaktionskinetischen Parameter und unter Berücksichtigung der gemessenen Umgebungsbedingungen die tatsächlichen Umsätze unter den gegebenen Umweltbedingungen (Umsatzraten) abgeleitet. Die reaktionskinetischen Parameter (spezifischen Umsatzrate, Michaelis-Menthen-Konstante(K_m) von NO_3, NO_2, DOC bzw. BSB_5, Ki für Sauerstoff) wurden im Labor anhand von Anreicherungskulturen unterschiedlicher Herkunft ermittelt. Weiterhin wurden mehrfach die Zellzahlen von nitratreduzierenden Bakterien in den einzelnen Abschnitten des Pelagial und in den oberen Sedimentschichten mittels MPN sowie die erforderlichen chemischen Umweltparameter bestimmt.

Der verwendete Modellansatz lässt sich für eine eindimensionale Problemstellung wie folgt zusammenfassen:

$$\frac{dc}{dt} = v_{sp} \times n \times \left(\frac{c_{NO3}}{k_{NO3} + c_{NO3}}\right) \times \left(\frac{DOC}{k_c + DOC}\right) \times \left(\frac{1}{1 + \frac{c_{O2}}{ki}}\right) \times \theta^{T-R}$$

Folgende Parameter wurden verwendet: Km NO_3-N: 2,26 mg/l, Ki O2: 0,38 mg/l, θ: 1,116, K_m DOC: 70 mg/l, Spez. Umsatzrate vsp: 2,6x10-8 mg/(Zelle*d)

Ergebnisse

Erste Auswertungen der Ergebnisse zur Nitratreduktion zeigen Umsatzkapazitäten von 1000-10000 mg NO_3-N/(m²*d) für das Pelagial und Sediment der Unteren Havel. Die Werte für den Scharmützelsee lagen zwischen 100 und 10000 mg NO_3-N/(m²*d) (Abb. 1-4).

Die berechneten Umsatzraten sind um Größenordnungen geringer und lagen zwischen 0 mg und maximal 100 mg NO_3-N/(m²*d) für das Pelagial bzw. Sediment. Zwischen einzelnen Gewässertypen, aber auch im Jahresgang zeigten sich deutliche Unterschiede in den Umsatzraten.

Im Freiwasser der Havel war der Nitratumsatz vor allem von den Zellzahlen, der Temperatur und der Nitratkonzentration abhängig, welche einer deutlichen jahreszeitlichen Schwankung unterliegen. Die Konzentration von organischem Kohlenstoff bleibt hingegen über das gesamte Jahr annähernd konstant, liegt jedoch weit unterhalb des Km-Wertes und wirkt damit limitierend auf die Denitrifikation.

Im Scharmützelsee wurde als entscheidender Faktor für die Umsatzraten das Nitrat selbst identifiziert, welches nach maximalen Konzentrationen im Frühjahr bis zur Nachweisgrenze im Sommer absingt. Dadurch kommt es auch im Sediment zu starken saisonalen Schwankungen zwischen durchmischter Phase mit relativ hohen Umsatzraten und der sommerlichen Schichtungsphase mit minimalen Umsätzen. Die Havel war bis auf wenige Tage gut durchmischt, wodurch ganzjährig Nitrat in den oberen Sedimentschichten nachgewiesen werden konnte, welches entsprechend ganzjährig umgesetzt wird.

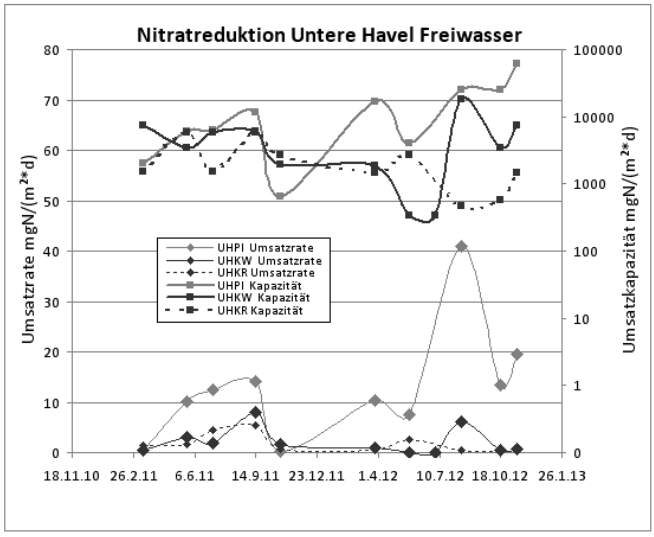


Abb. 1: Jahresgang der potentiellen Nitratreduktionsraten und der berechneten Nitratumsätze in Freiwasser der Unteren Havel (Pichelsdorfer Gemünd, Kälberwerde und Krughorn)

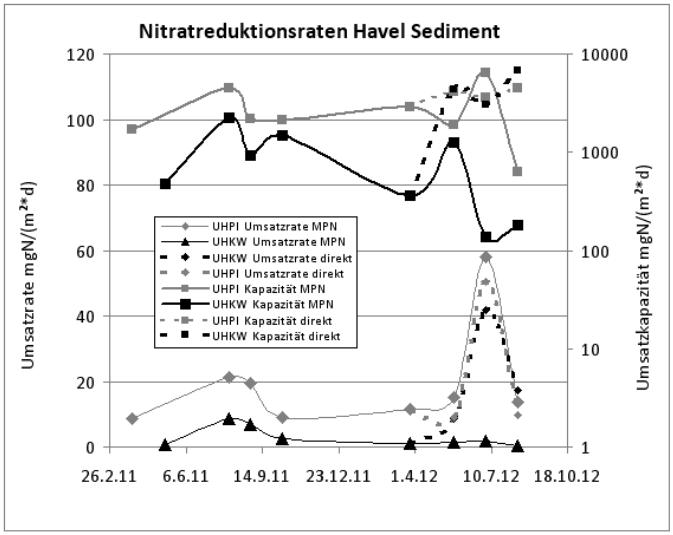


Abb. 2: Jahresgang der potentiellen Nitratreduktionsraten und der berechneten Nitratumsätze im Sediment der Unteren Havel (Pichelsdorfer Gemünd, Kälberwerder und Krughorn)

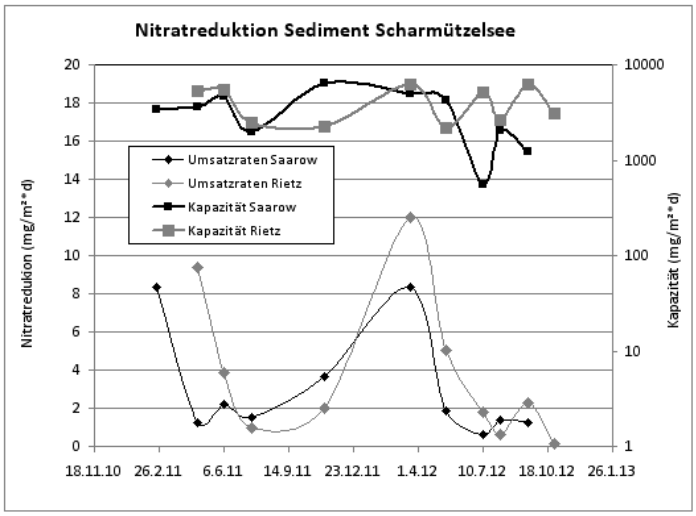


Abb. 3: Jahresgang der potentiellen Nitratreduktionsraten und der berechneten Nitratumsätze in Freiwasser des Scharmützelsee (Saarow und Rietz)

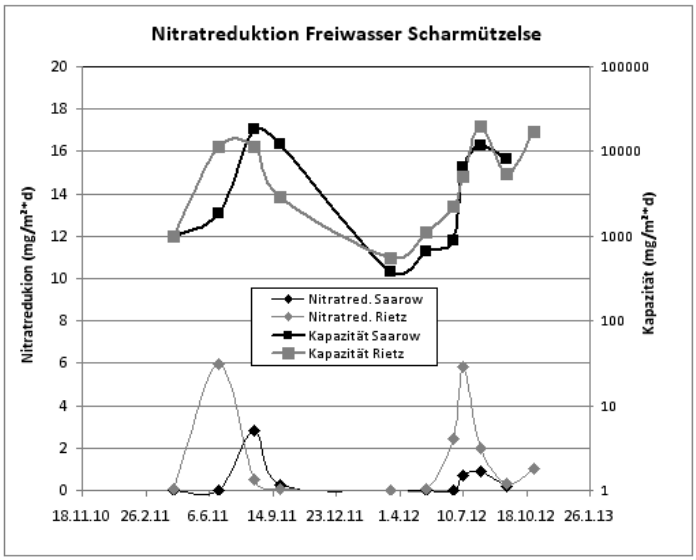


Abb.4: Jahresgang der potentiellen Nitratreduktionsraten und der berechneten Nitratumsätze im Sediment des Scharmützelsee (Saarow und Rietz)

Diskussion

Eine Veränderung der Nitratkonzentrationen hat in weiten Bereichen direkten Einfluss auf die Stoffumsätze. Die oberen Sedimentschichten sind vor allem bei der Havel auf Grund des besseren Verhältnisses zwischen Freiwasser und Sediment und den höheren Nitratkonzentrationen maßgeblich an der Nitratreduktion beteiligt. Entscheidend für die Kalkulation der Nitratumsätze des Sedimentes sind die zu Grunde liegenden Nitratkonzentrationen, welche durch weitere Messungen, u.a. durch Gel-Peeper präzisiert werden sollen. Kohlenstoff und nitratreduzierende Bakterien sind in beiden Sedimenten ausreichend vorhanden.

Die Berechnungen für Juli 2012 zeigen deutlich die Abhängigkeit der Nitratreduktion von einzelnen Faktoren. Hier sind Nitratkonzentration, Temperatur und Zellzahl ausreichend hoch und führen zu

entsprechend hohen Umsatzraten. Die Endringtiefe bzw. der Einfluss von Sauerstoff ist ebenfalls wichtig, da dieser einerseits hemmend auf die Denitrifikation wirkt, andererseits aber auch zur Bildung von Nitrat im Sediment durch nachgewiesene Nitrifikanten führt (Blackburn and Blackburn 1992, King and Nedwell 1987) Hier sind weitere Untersuchungen notwendig. Die Berechnungen zeigen wechselnde Abhängigkeiten und Limitationen der Nitratreduktion im Jahresgang. Im Scharmützelsee z.B. wird Nitrat im Sommer limitierend, was zu einer minimalen Nitratreduktion im Sediment, als auch in Teilen des Freiwassers führt. Die ermittelten Raten können mit anderen Methoden (Peepern, Berechnungen aus Porenwasserprofielen, Benthoskammern) verglichen werden, haben Einfluss in die Gesamtbilanzierung der Nährstoffflüsse und tragen zur Modellierung verschiedener Szenarien bei.

Danksagung

Wir möchten uns bei den Förderern des Projektes, insbesondere dem BMBF (FONA, Förderkennzeichen: 033L041 A-G) und den Kooperationspartnern (Lehrstuhl Gewässerschutz in Bad Saarow, Berliner Senat, IGB) bedanken. Für die Probenahmen und Aufbereitungen gilt unser Dank den Herren Björn Grüneberg, Ingo Henschke, Thomas Wolburg, Erwin Banscher, Herrn Brand sowie dem Laborpersonal Frau Pech, Frau Krahl und Frau Herrmann.

Referenzen

Amann, R. I., Ludwig, W., Schleifer, K. H. (1995): Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells with-out cultivation. Microbiol.Rev.59, 143-169.

Zarnetzske, J.P., Haggerty, R., Wondzell, S.M., Bokil, V.A., Gonzales-Pinzon, R. (2012): Coupled transport and reaction kinetics control the nitrate source-sink funktion of hyporheic zones. Water Resourses. Research 48, W11508 28.

Blackburn, T. H., Blackburn, N. D. (1992): Model of nitrification
and denitrification in marine sediments. -FEMS Microbiol. Lett., 100: 51-52.

King, D., Nedwell, L. D. B. (1987): The adaptation of nitrate-reducing bacterial communities in estuarine sediments in response to overlying nitrate load. FEMS Microbiol. Ecol., 45: 15-20.

Microbes in and on Organisms: Gain or Pain?

Hans-Peter Grossart[1] & Claudia Dziallas[2]

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Deutschland; 1hgrossart@igb-berlin.de, 2 Marine Biological Section, University of Copenhagen, Helsingør, Denmark, 2 cdziallas@bio.ku.dk

Keywords: Bacteria-organism interactions, Microbial networks, Syntrophy, Symbiosis, Parasitism, Pathogens

Introduction

Bacteria are often studied separately from other components of the aquatic food web, e.g. phytoplankton and zooplankton. However, they are often regarded as 2 separate entities and despite recent advances in methodology in aquatic microbial ecology, aquatic microbial communities are mainly seen as "free-living" and independent of living organisms (Tang et al. 2010). Recent studies have, however, highlight that interactions between microorganisms and other organisms are rather the rule than an exception (Grossart 2010). Moreover, there exist vast and hidden "microbial networks" (Grossart and Tang 2010) within the water column, connected via various microhabitats including non-living detrital aggregates and feces, but also living, higher organisms. Bacteria associated to organisms can contribute substantially to both bacterial abundance and activities of microbial food webs. Thus, our common knowledge in traditional aquatic microbial ecology represents only a glimpse of the total microbial world and the multiple facets of bacterial interactions. Bacteria can travel long distances, communicate and closely interact with other bacteria and higher organisms, thereby efficiently exchanging metabolic products, energy and also genetic information with one another. Organisms often carry a high abundance of diverse bacteria at an equivalent or even higher concentration than in the ambient water. Living organisms provide organic matter rich microenvironments which provide ideal growth conditions and also shelter for bacteria.

In particular, ciliates represent a highly diverse group of aquatic organisms (Finlay et al. 1998; Foissner et al. 2007) which harbor an enormous diversity of microorganisms. Endosymbiosis seems to represent a general evolutionary strategy by which phagotrophic protists acquire novel metabolic functions such as photosynthesis, nitrogen fixation and recycling, methanogenesis, and sulphide oxidation (reviewed in Dziallas et al. 2012). Therefore, they can be regarded as an important source of genetic innovation (Nowack and Melkonian, 2010). These protists not only harbor bacteria, but also other microorganism such as algae, fungi and viruses (Gibson, 1974). They can be even seen as popular symbioses initiators with other microorganisms, whereby both endosymbiosis and ectosymbiosis can occur. Despite their early discovery, the diversity and ecological function of ciliate symbioses are surprisingly little understood.

Depending on the prevailing environmental conditions and also on the phylogenetic affiliation, attached microorganisms can switch from symbiosis to parasitism. Thereby, the shift in bacteria-organism interaction can be gradual and often depends on the physiology of the host which is regu-

lated by, e.g. nutrient and energy supply, temperature, growth stage etc. On the other hand, microorganisms also frequently harbor pathogenic or pathogen-related bacteria including Legionella, Chlamydia and Rickettsiaceae which constitute a potential risk not only for the host but also for human health. Thus it remains an open question whether microbes in and on organisms should be regarded as a gain or pain. We have studied a wide variety of microbe-organism interactions to unravel phylogenetic, ecological and evolutionary consequences. In particular, we have studied the freshwater *Stentor amethystinus* as a model system representing one "metaorganism" forming a functional network composed of heterotrophic bacteria, cyanobacteria, green algae and the ciliate host with profound ecological implications.

Material and Methods

The model system *Stentor amethystinus*

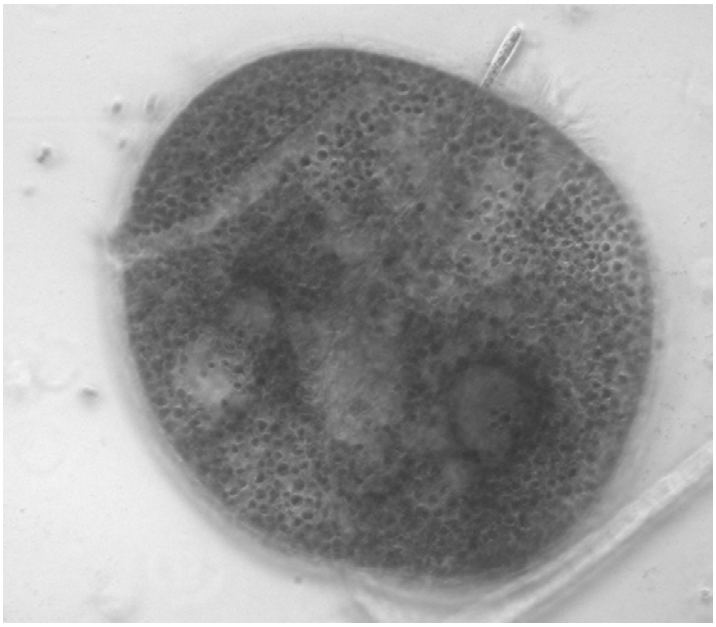


Abb. 1: The freshwater ciliate *Stentor amethystinus* from Lake Stechlin, NE Germany. The endosymbiotic algae can be well seen as green dots in this light microscopical image (400x).

Molecular Analyses

Abundance of specific microbial communities has been determined by CARD-FISH (catalyzed reporter deposition fluorescence *in situ* hybridization) and the phylogenetic affiliation of organism-associated microorganisms has been determined by DNA extraction and amplification of the partial 16S rRNA gene using PCR (polymerase chain reaction). The amplified DNA has been either fingerprinted by DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) or 454 pyrosequencing for phylogenetic analysis of the retrieved sequences in ARB (http://www.arb-home.de/). To also analyse the fraction of active bacteria we have also extracted RNA and transcribed into cDNA. In addition to the universal Bacteria and Archaea primers, we used a set of primers suitable to amplify genes of key enzymes in element cycling like dissimilatory sulfite reductase (dsrB) and dissimilatory adenosine-5-phosphosulfate reductase (aprA) for sulfur cycling, methyl-Coenzyme A reductase (mcrA) and methane monooxygenase (pmoA) for methanogenesis and methane oxidation, cytochrome cd1-depending nitrite reductase (nirS) and the copper-depending nitrite reductase (nirK) encoding for genes involved in denitrification. This allowed us to relate microbial phylogeny to functionality to better characterize the functional role of the different organism-associated bacteria.

Results and Discussion

In Lake Stechlin, an oligotrophic lake in Northeastern Germany, annual mass developments of the ciliate *Stentor amethystinus* occurred from ca. 1995 to 2009 particularly during summer stratification. Massive blooms took place in the water column which even led to a black coloration of the surface water, especially in 2007. Samples from 2006 to 2009 (water column) and 2009 (directly above the sediment) revealed that the bacterial symbionts of *S. amethystinus* characterized by DNA fingerprinting varied within both year and with sampling location. Phylogenetic analyses of microbes associated with *S. amethystinus* yielded green algae, cyanobacteria, actinobacteria, proteobacteria and *Archaea*. Interestingly, Archaea and diazotrophs were detected in all *Stentor* samples by PCR. Clone libraries on the *nifH* gene indicate that the diazotrophs consisted of diverse cyanobacteria and heterotrophic *Bacteria* and that composition was consistent among locations. Hence, diazotrophs were a genuine component of the *Stentor* associated bacterial community. Moreover, *Bacteria* and *Archaea* known as ammonium oxidizers and denitrifiers were present in most samples. Thus, the ciliates may host a diverse symbiotic community capable of at least several steps of the nitrogen cycle. Our results suggest that symbiontic *Bacteria* and *Archaea* facilitate survival and proliferation of ciliates under conditions that would otherwise be unfavorable. They could enable mass development of the host despite nutrient limitations such as nitrogen. The molecular analyses were confirmed by microscopy (Abb. 2)

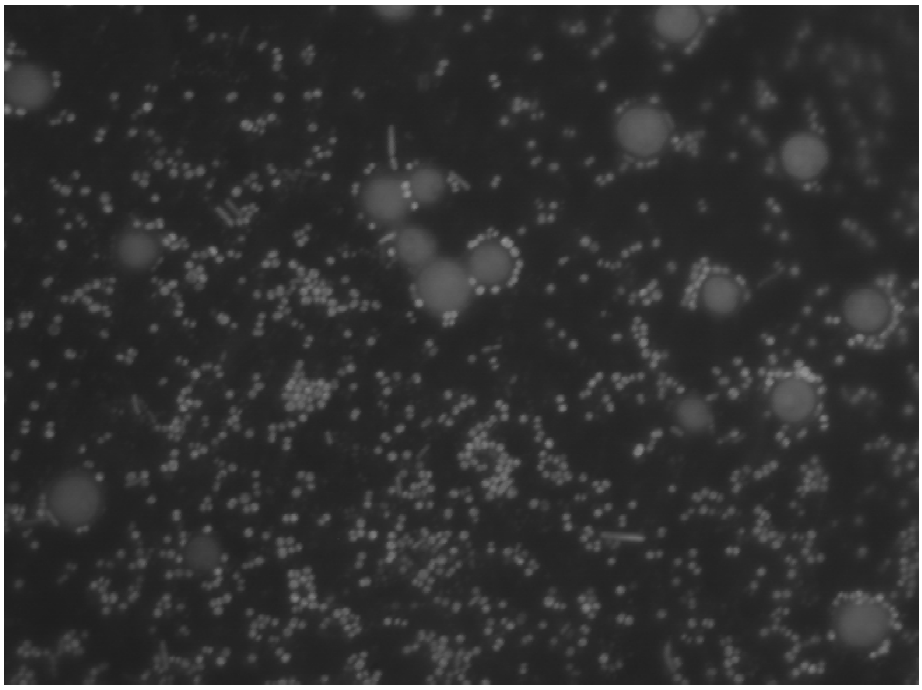


Abb. 2: Epifluorescence microscopy image (1000x) of microbial endosymbionts of the freshwater ciliate *Stentor amethystinus*. The big orange spheres represent endosymbiotic green algae, the small orange spheres and rods are endosymbiotic bacteria and the small green spheres are specific bacteria, labeled with an oligonucleotide probe (CARD-FISH).

It is also interesting that *S. amethystinus* from the dark zone of the lake harbored cyanobacterial diazotrophs. On the other hand, the ciliates near the shore were inhabited by a similar diazotrophic bacterial community although the oxygen content in this water is saturated. Diazotrophs, however, can only fix N_2 under anaerobic or microaerobic conditions, which are supposedly provided by the host. The large variety of diazotrophs nevertheless suggests that they are active and live under favorable conditions. An additional hint for the diazotrophic activity of microbial *Stentor* symbionts

is represented by ouralpha-proteobacterial isolate closely (99%) related to Methylobacterium sp., a bacterial group which is known to consist of diazotrophs (Federov et al. 2008).

In general, the aquatic ciliates are characterized by a huge variety of associated microorganisms which might greatly affect nutrient and energy availability as well as health of the host (reviewed by Dziallas et al. 2012). For example, the associated green algae and cyanobakteria are able to produce carbohydrate photosynthetically whereas heterotrophic bacteria may provide vitamins and poly unsaturated fatty acids (PUFAs). Interestingly, diazotrophic microorganisms transfer atmospheric N_2 dissolved in the water to ammonium which can be used by the symbiotic photoautotrophs, but also by the host and other zooplankton. These diazotrophs frequently occurr in *S. amethystinus* of oligotrophic Lake Stechlin, but they are not present in the more N_2 rich Lake Grosse Fuchskuhle. To test whether these "symbionts" are essential for survival of *S. amethystinus* in nutrient-poor waters, we incubated his "relatives" from Lake Grosse Fuchskuhle together with diazotrophs and food. After 4 weeks of incubation we found high numbers of diazotrophs in *S. amethystinus*, which multiplied well. This experiment demonstrates that the ciliate is able to select for and to take up potentially beneficial symbionts to overcome unfavorable environmental conditions.

Summary/Conclusions

Understanding the evolution of symbioses is crucial for the comprehension of species formation and adaptation to before non-favourable conditions. To get new insights into this broad topic the symbiosis between nitrogen-fixing prokaryotes (diazotrophs) and aquatic ciliates (Protozoa) will serve as a model system. It has been known for a long time that aquatic ciliates harbour phototrophic algae as symbionts and that anaerobic ciliates can contain methanogenic *Archaea*. However, knowledge about other symbionts is scarce but essential for understanding the ecology of the hosting ciliates. In a lake limited by nitrogen compounds presence of diazotrophic symbionts in a ciliate species was evident which is also supported by recent reports on diazotrophic symbionts in dinoflagellates and zooplankton. Our studies provide new insights into the formation, maintenance and specificity of symbioses between aquatic ciliates and their prokaryotic symbionts in dependence on environmental conditions. This will help understanding general evolution with focus on symbiosis.

Acknowledegment

Financial support has been provided by the research focus I (Aquatic Biodiversity) at IGB and the German Rsearch foundation (DFG; GR 1540/11-1,2, GR1540/12-1).

Literatur

Dziallas, C., Allgaier, M., Monaghan, M.T., Grossart, H.P. (2012):Act together-implications of symbioses in aquatic ciliates. Front Microbiol 3: 288, doi: 10.3389/fmicb.2012.00288

Federov, D.N., Ivanova, E:G:, Doronina, N.V., Trotsenk, Y.A. (2008): A new system of degenerate oligonucleotide primers for detection and amplification of nifHD genes. Microbiol 77: 247-249

Finlay, B. J., Esteban, G. F., and Fenchel,T. (1998): Protozoan diversity: converging estimates of the global number of free-living ciliate species. Protist 149: 29–37.

Foissner, W., Chao, A., and Katz, L. A. (2007): Diversity and geographic distribution of ciliates (Protista: Ciliophora). Biodivers. Conserv. 17: 345–363

Gibson, I. (1974): The endosymbionts of Paramecium. Crit Rev Microbiol 3: 243–273

Grossart H-P. (2010): Ecological consequences of bacterioplankton lifestyles: changes in concepts are needed. Env Microbiol Reports 2:706-714. DOI:10.1111/j.1758-2229.2010.00179.x

Grossart, H.-P. & Tang, K.W. (2010): www. aquaticmicrobial.net. Mini-review, Comm Integr Biol, http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3038046/pdf/cib0306_0491.pdf
Nowack,E.C.M.,andMelkonian,M.(2010): Endosymbiotic associations within protists. Philos Trans R Soc Lond. B Biol Sci 365: 699–712
Tang KW, Turk V, Grossart HP (2010): Linkage between crustacean zooplankton and aquatic bacteria. Aquat Microb Ecol 61:261–277

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Überwinterungsstrategien nostocaler Cyanobakterien in Seen Norddeutschlands

Jessica Ramm[1], Jacqueline Rücker[2], Thomas Gonsiorczyk[3], Claudia Wiedner[4], Matthias Knie[5] & Brigitte Nixdorf[6]

[1 2 4 5 6]Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTUC), Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestrasse 45, 15526 Bad Saarow, [1]ramm@tu-cottbus.de, [3] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin-Neuglobsow, togo@igb-berlin.de

Keywords: Nostocales, Überwinterung, Akineten, vegetative Zellen, *Aphanizomenon*, *Anabaena*

Einleitung

Cyanobakterien der Ordnung Nostocales sind befähigt, zwei Typen spezialisierter Zellen zu bilden i) Heterocyten zur Fixierung atmosphärischen Stickstoffs und ii) Akineten, differenzierte dickwandige Dauerzellen zur Überdauerung ungünstiger Umweltbedingungen. In Seen der gemäßigten Breiten ist die dormante Überwinterung durch Akineten am Sediment mit Keimung der Akineten im Frühjahr bei günstigen Licht- und Temperaturbedingungen und dem anschließenden pelagischen, vegetativem Wachstum die wahrscheinlich häufigste und am besten dokumentierte Form des Lebenszyklus von Nostocales (Hense & Beckmann 2006; Kaplan-Levy et al. 2010).

Im Vergleich dazu beobachteten Suikkanen et al. (2010) bei Nostocales in der Ostsee abweichende Strategien der Überwinterung: *Aphanizomenon flos-aquae* überwinterte ausschließlich vegetativ als Filament in der Wassersäule trotz vorhandener Akineten im Sediment, *Anabaena* spp. überwinterten als Akineten am Sediment, bei *Nodularia spumigena* hingegen wurden sowohl Akinetenbildung als auch überwinternde Filamente beobachtet. Des Weiteren ist von der invasiven, ursprünglich tropischen Art *Cylindrospermopsis raciborskii* bekannt, dass sie im Gegensatz zu ihrem Lebenszyklus in den Tropen, wo sie ganzjährig vorkommt (Padisák 2003), in den gemäßigten Breiten Akineten zur Überwinterung bildet und als Startpotenzial für die Populationsentwicklung im folgenden Frühjahr nutzt (Rücker et al. 2009).

Zurzeit sind nur wenige Ergebnisse zur vegetativen Überwinterung von nostocalen Cyanobakterien im Pelagial von Seen bekannt (Wildman et al. 1975; Üveges et al. 2012). Ein Grund dafür kann die geringe Abundanz überwinternder Filamente sein, für die eine Anreicherung mittels Planktonkammern (Utermöhl 1958, Nixdorf et al. 2010) gegebenfalls zur routinemäßigen Detektion nicht ausreicht.

Ziel dieser Studie war es folglich zu klären, a) ob eine stärkere Anreicherung der Planktonproben einen besseren Nachweis überwinternder Filamente der nostocalen Gattungen im Pelagial ermöglicht und b) ob es art- bzw. gattungsspezifische Unterschiede in der Überwinterungsstrategie nostocaler Cyanobakterien in den Seen gibt.

Material und Methoden

Folgende Seen in der Norddeutschen Tiefebene wurden untersucht: Der Melangsee (MEL), ein polymiktischer Flachsee mit einer maximalen Tiefe von 2.4 m und der Scharmützelsee (SCH), ein mesotropher dimiktischer See mit der tiefsten Stelle bei 29.5 m, beide liegen im Südosten Brandenburgs sowie der Stechlinsee (ST), ein oligo-mesotropher, mono-dimiktischer See mit 69.5 m maximaler Wassertiefe im Nordosten Brandenburgs.

Das routinemäßig durchgeführte Langzeitmonitoring des Phytoplanktons im Pelagial fand von 2005 bis 2011 monatlich bis vierzehntägig jeweils an der tiefsten Stelle des Sees statt. Es wurde eine Mischprobe des durchmischten Teils der Wassersäule (Epilimnion bei thermischer Schichtung bzw. Pelagial bei Vollzirkulation (SCH 0-27 m, ST 0-20 m) hergestellt, in dem in 1-m-Schritten mit einem Wasserschöpfer entnommene Wasserproben in einem Fass gemischt wurden. Abundanz und Biovolumen vegetativer Zellen und Akineten wurden mikroskopisch in mit Lugol'scher Lösung fixierten Proben nach der Methode von Utermöhl (1958) in Planktonkammern bestimmt.

Da es im Winter schwierig ist, seltene bzw. gering abundante Arten in den Routineproben zu erfassen, wurde zusätzlich von November 2009 bis April 2011 monatlich ein Winter-Intensivmessprogramm an derselben Probenahmestelle durchgeführt. Ein Gesamtvolumen von 8 L (MEL) bzw. 30 L (SCH, ST) wurde durch ein Planktonnetz (25 µm) gegeben und auf 100 ml Probenvolumen eingeengt. In diesen Proben wurde die Abundanz von Filamenten als Verbreitungseinheiten sowie filamentgebundene Akineten mikroskopisch wie oben beschrieben ermittelt. Durch die Aufkonzentrierung konnte die theoretische Nachweisgrenze deutlich gesenkt werden: für MEL auf 53 Verbreitungseinheiten L^{-1}, SCH auf 22 Verbreitungseinheiten L^{-1} und für ST auf 26 Verbreitungseinheiten L^{-1} (nach CEN TC 230; 2003). Die verschiedenen Grenzwerte ergeben sich aus der unterschiedlich starken Anreicherung der Planktonproben.

Zur Bestimmung des Akineten-Pools im Sediment wurde Oberflächensediment (0–1 cm) an der tiefsten Stelle der drei Seen mit einem Uwitec-Sedimentstecher entnommen (ø 50 mm), Mischproben von 3 Kernen hergestellt und mit Formalin (Endkonzentration 4 %) fixiert. Der Melangsee wurde einmalig im November 2009, Scharmützelsee im Winter 2010 vierteljährlich und Stechlinsee monatlich beprobt. Die Bestimmung der Akinetenabundanz erfolgte nach Utermöhl (1958).

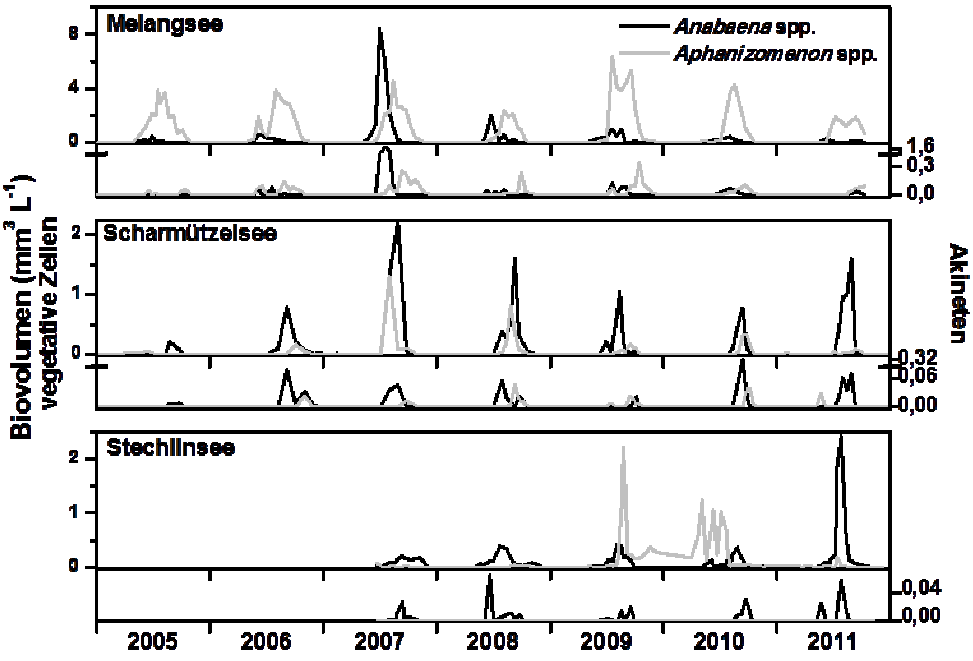


Abb. 1: Biovolumen der vegetativen Zellen und Akineten von *Anabaena* spp. und *Aphanizomenon* spp. in den drei Untersuchungsgewässern im Zeitraum von 2005-2011 (Langzeitmonitoring).

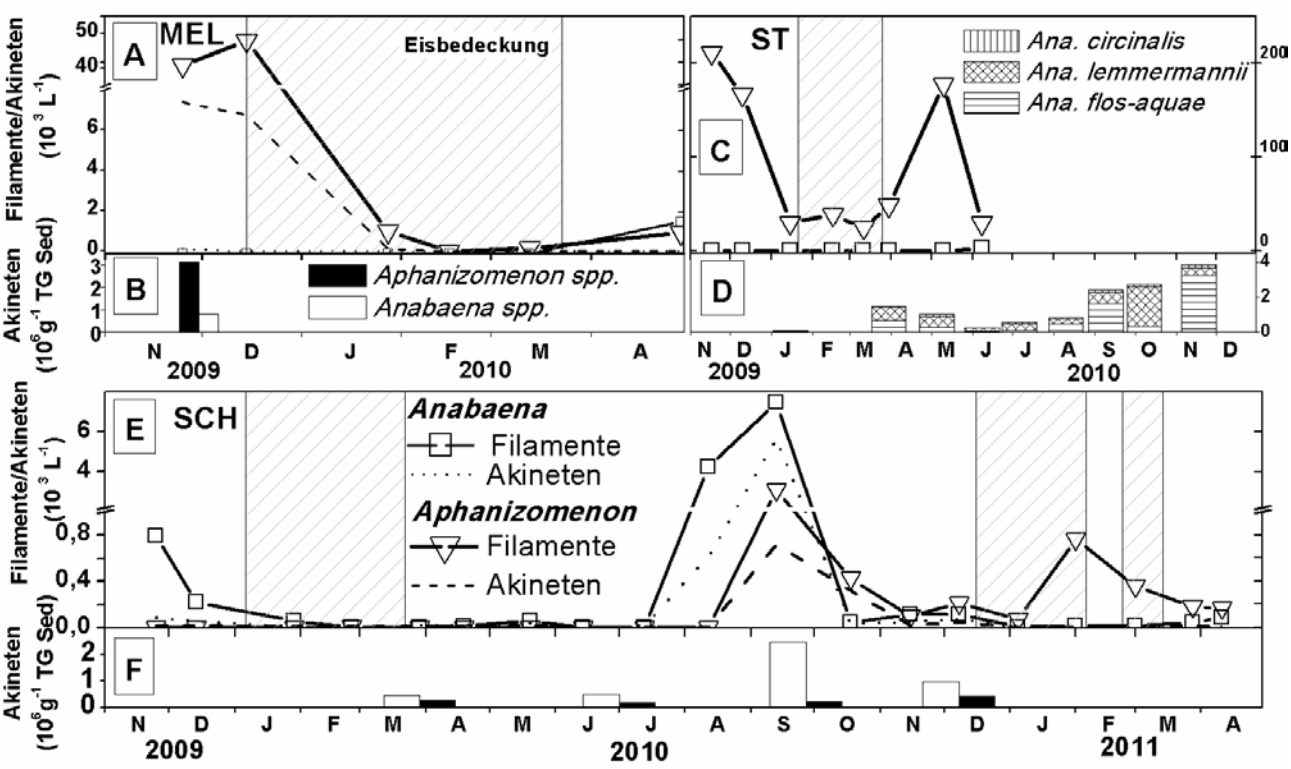


Abb. 2: Abundanz von vegetativen Zellen und filamentgebundenen Akineten von *Anabaena* und *Aphanizomenon* im Pelagial (A, C, E; aufkonzentrierte Proben) und Akineten im Sediment (B, D, F) im Zeitraum von November 2009 bis April 2011 (Winter-Intensivmessprogramm).

Ergebnisse und Diskussion

Anabaena flos-aquae und *Aphanizomenon flos-aquae* waren die wichtigsten Vertreter der Nostocales im Scharmützelsee und Stechlinsee im Untersuchungszeitraum. Im Melangsee kamen *Anabaena macrospora* und *Aphanizomenon gracile* sowie *Cylindrospermopsis raciborskii* häufig vor. Der Seenvergleich konzentriert sich folglich auf die Gattungen *Anabaena* und *Aphanizomenon*, die in allen Gewässern vorkommen.

Das Biovolumen im Melangsee zeigte eine relativ einheitliche saisonale Dynamik von 2005 - 2011 mit einem jährlichen Sommermaximum von *Aph. gracile* (Abb. 1). *Ana. macrospora* wies im Vergleich zu den anderen Untersuchungsjahren ein Populationsmaximum im Juli 2007 (8,4 mm^3 vegetative Zellen L^{-1}) mit hohem Akinetenbiovolumen (1,7 mm^3 L^{-1}) auf. In den Routineproben wurden *Anabaena* und *Aphanizomenon* von Dezember bis März nicht nachgewiesen. Die Ergebnisse des Winter-Intensivmessprogramms mit den aufkonzentrierten Proben verdeutlichten, dass ab Dezember 2009 die Zahl der *Aphanizomenon*-Filamente im Pelagial unter Eisbedeckung bis unter die Nachweisgrenze im Februar 2010 zurückging (Abb. 2A). Hier war die Abundanz auch in den Netzproben mit 99 % Wahrscheinlichkeit niedriger als die theoretische Nachweisgrenze. Ab März wurden jedoch bereits wieder Filamente detektiert. Da im März die Temperatur für die Keimung von Akineten noch zu niedrig war, kann von einer Überwinterung einer sehr geringen Zahl von *Aphanizomenon*-Filamenten ausgegangen werden. *Anabaena* war vegetativ bereits im November in der Wassersäule nicht mehr nachweisbar. Erst im April, nach Aufbruch der Eisdecke (Ende März), wurden wieder Filamente gefunden.

Die Sedimentprobe zeigte, dass beide Gattungen Akineten im Melangsee bildeten (Abb. 2B). Im November wurden 0,8 Mio. *Anabaena*-Akineten pro Gramm Trockengewicht (g^{-1} TG) Sediment und mehr als 3 Mio. *Aphanizomenon*-Akineten g^{-1} TG Sediment festgestellt.

Der Scharmützelsee wies im Sommer 2007 ebenfalls einen höheren Biovolumen-Peak von *Anabaena* spp. (2,2 mm^3 L^{-1}) im Vergleich zu den anderen Jahren auf (Abb. 1). Hier wurde deutlich, dass ein erhöhtes Biovolumen an vegetativen Zellen nicht gleichzeitig eine erhöhte Produktion an Akineten bedeutete. *Anabaena* und *Aphanizomenon* konnten in den Routineproben zwischen Dezember und Februar nicht bzw. sehr selten nachgewiesen werden. Die Untersuchung der aufkonzentrierten Phytoplanktonproben ergab, dass die *Anabaena*-Filamente im Scharmützelsee am Anfang des Winters 2009/2010 abnahmen. Von Februar bis April 2010 wurden keine *Anabaena*-Filamente nachgewiesen. *Aphanizomenon*-Filamente wurden von November 2009 bis August 2010 nicht gefunden außer im Februar mit 3 L^{-1} deutlich unterhalb der Nachweisgrenze (Abb. 2E). Die höchste Filament- und Akinetenabundanz im Pelagial wurde im September 2010 gleichzeitig mit einer hohen Akinetenanzahl von *Anabaena* im Sediment gefunden (ca. 2,5 Mio Akineten g^{-1} TG Sediment; Abb. 2F). *Aphanizomenon* verzeichnete hingegen erst im Dezember 2010 einen Anstieg in der Akinetenzahl im Sediment.

Die Langzeitmonitoring-Daten aus dem Stechlinsee (Abb. 1) standen uns erst ab 2007 zur Verfügung, wo *Aph. flos-aquae* mit minimalem Biovolumen erfasst wurde und 2009 erstmalig einen Sommer-Peak bildete. Die Art überwinterte im Pelagial mit relativ hoher Biomasse (0,3 mm^3 L^{-1}) und 2010 erreichte sie ein sommerliches Biovolumen von 1,2 mm^3 L^{-1}. Dagegen wurden im Winter 2010/2011 keine Filamente im Pelagial nachgewiesen und es erfolgte ein Dominanzwechsel von *Aph. flos-aquae* zu *Anabaena spp*. im Sommer 2011. Aufkonzentrierte Proben wurden für den Stechlinsee nur im Winter 2009/10 untersucht (Abb. 2C). Hier konnten *Aphanizomenon*-, aber keine *Anabaena*-Filamente nachgewiesen werden. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes konnten weder in Sediment- noch in Wasserproben Akineten von *Aph. flos-aquae* detektiert werden. Im Gegensatz dazu wurden Akineten von *Ana. flos-aquae*, *Ana. circinalis* und *Ana. lemmermannii* im Sediment nachgewiesen (Abb. 2D).

Zusammenfassung

In den untersuchten Seen wurden unterschiedliche Überwinterungsstrategien von Nostocales festgestellt (Zusammenfassung in Abb. 3). Es traten intraspezifische Unterschiede im Fall von *Aphanizomenon flos-aquae* auf: im Scharmützelsee mit Akinetenbildung, im Stechlinsee ohne Akinetenbildung. Interspezifische Unterschiede konnten zwischen *Anabaena spp.* und *Aphanizomenon spp.* in allen Seen beobachtet werden. *Anabaena* spp. überwinterte ausschließlich dormant in Form von Akineten im Sediment. Somit stimmten unsere Beobachtungen mit denen in der Ostsee überein (Suikkanen et al. 2010). Für *Aphanizomenon gracile* im Melangsee wurde eine Überwinterung sowohl als Akineten als auch als Filamente festgestellt. Dabei machte es die Anreicherung der Winterproben um das 80fache bzw. 300fache möglich, Filament- bzw. Akinetenabundanzen von 3 Einheiten L^{-1} nachzuweisen, die bei der routinemäßigen Planktonzählung nicht detektiert worden wären.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass Filamente von Nostocales-Arten in Binnenseen überwintern und daher theoretisch zu einem Aufbau von Nostocales-Populationen im Frühjahr beitragen können. Es ist zu vermuten, dass sich unter veränderten klimatischen Bedingungen die Bedeutung verschiedener Überwinterungsstrategien verschieben kann und somit die interspezifische Konkurrenz zwischen den Phytoplanktonarten im Frühjahr beeinflusst.

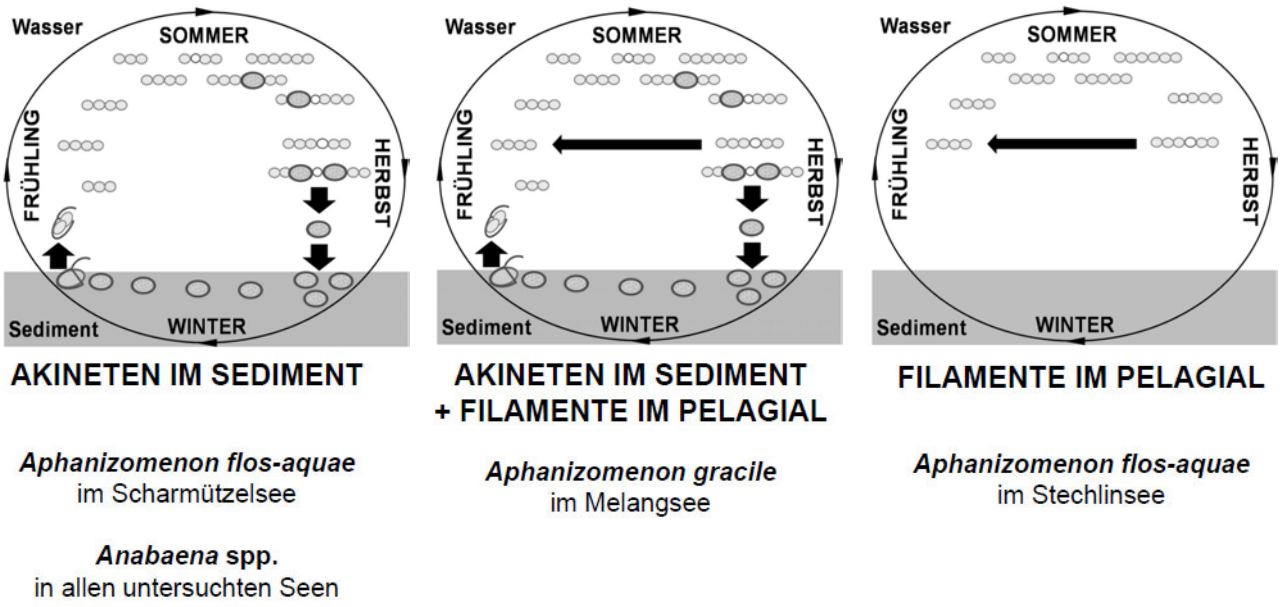


Abb. 3: Überwinterungsstrategien der untersuchten Nostocales in den Untersuchungsgewässern.

Danksagung

Wir danken Ingo Henschke für die Probenahme, Gudrun Lippert und Ute Abel für die Arbeit im Labor und Annette Troweck (LBH Hoehn, Freiburg) für die Routine-Phytoplankton Zählung. Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Doktorarbeit von J. Ramm im Deutsch-Israelischen BMBF-Verbundprojekt: Lebenszyklus von Nostocales – eine spezifische dynamische Komponente zur Vorhersage von Cyanobakterienblüten in Seen und Staugewässern, Förderkennzeichen: 02WT0985.

Literatur

CEN TC 230/WG 2/TG 3/N73 - Phytoplankton enumeration (2003): Water quality – Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique). S. 12.

Hense, I., Beckmann, A. (2006): Towards a model of cyanobacteria life cycle e effects of growing and resting stages on bloom formation of N2-fixing species. Ecological Modelling 195: 205-218.

Kaplan-Levy, R. N., Hadas, O., Summers, M. L., Rücker, J., Sukenik, A. (2010): Akinetes: Dormant cells of cyanobacteria. In: Lubzens, E., Cerdà, J & Clark, M. (eds.): Dormancy and Resistance in Harsh Environments. Topics in Current Genetics, Vol. 21. Springer-Verlag. S. 5-28. ISBN 978-3-642-12421-1.

Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL (III-4.3.1). Handbuch Angewandte Limnologie - 27. Erg.Lfg. 4/10: 1-24.

Padisák, J. (2003): Estimation of minimum sedimentary inoculum (akinete) pool of *Cylindrospermopsis raciborskii*: a morphology and life-cycle based method. Hydrobiologia 502: 389-394.

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. J. Plankton Res. 31: 1151-1159.

Suikkanen, S., Kaartokallio, H., Hällfors, S., Huttunen, M., Laamanen, M. (2010): Life cycle strategies of bloom-forming, filamentous cyanobacteria in the Baltic Sea. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 57: 199-209.

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 9: 1-38.

Üveges, V., Tapolczai, K., Krienitz, L., Padisák, J. (2012): Photosynthetic characteristics and physiological plasticity of an *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria, Nostocaceae) winter bloom in a deep oligo-mesotrophic lake (Lake Stechlin, Germany). Hydrobiologia DOI 10.1007/s10750-012-1103-3.

Wildman, R. B., Loescher, H., Winger, C. L. (1975): Development and germination of akinetes of *Aphanizomenon flos-aquae*. J. Phycol 11: 96-104.

BENTHISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN

DITSCHE-KURU, P., J. MICHELS, A. KOVALEV, J. KOOP & ST. GORB: Der Einfluss des Biofilms auf das Haltevermögen freibeweglicher aquatischer Insektenlarven

FEHSE, C. & TH. ZUMBROICH: Neubesiedlung im Gewässer - Entwicklung des Makrozooobenthos nach Offenlegung einer Verrohrung in einem Zulauf der unteren Sieg

GEISMAR, J., J. SAUER, ST. PAULS, P. HAASE & C. NOWAK: Ausbreitungspotential von Wasserinsekten – ein vergleichender populationsgenetischer Ansatz

HÜSECKEN, F., C. FEHSE & A. HAMM: Akkumulation von Schwermetallen am Beispiel des Bachflohkrebses Gammarus fossarum

KAEHLERT, S., TH. KLEINTEICH, ST. GORB, & P. DITSCHE-KURU: Strömungsanpassung von Ecdyonurus sp. - Hat der Femur die Eigenschaften einer Tragfläche?

SERDAR, O. & B. VEREP: Determination of Water Quality of Iyidere and Çiftekavak Streams using Benthic Macroinvertebrates

SPECHT, H., O. SCHMIDT-FORMANN, E. I. MEYER & H.W. RISS: Einfluss wechselnder Wasserstände auf die Lokomotionsaktivität von Gammarus pulex (Linnaeus 1758) und Echinogammarus berilloni (Catta 1878)

STEINKE, S., E. I. MEYER & H. W. RISS: Mikrohabitate der Chironomidae (Diptera) in ausgewählten Karstbächen

Der Einfluss des Biofilms auf das Haltevermögen freibeweglicher aquatischer Insektenlarven

Petra Ditsche-Kuru[1, 2], Jan Michels[1], Alexander Kovalev[1], Jochen Koop[3] and Stanislav Gorb[1]

[1]Funktionelle Morphology und Biomechanik, Zoological Institut der Universität Kiel, p.ditschekuru@zoologie.uni-kiel.de, [2]BIC Innovationszentrum, Hochschule Bremen, [3]Referat Tierökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Einleitung

Im Gegensatz zu terrestrischen Insekten welche direkten Kontakt mit der Substratoberfläche haben, ist die Situation für aquatische Benthostiere komplizierter. Nach nur 2 Stunden Exposition in einer aquatischen Umwelt bilden organisches Material, Bakterien und Pilze einen primären Biofilm auf der Oberfläche der Substrate [1]. Später kommen autotrophe Mikroorganismen und Algen hinzu. Die Mikroorganismen sondern extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) ab, welche Bakterien, Algen, Pilze und Detritus in eine organische Schicht einbetten. Im Gegensatz zum ursprünglichen Substrat ist dieser Biofilm i. d. R. weicher und verändert die Oberflächenstruktur und -chemie. Diese Faktoren haben Einfluss auf die Stärke der Haftung[1] [2] und können daher die Bedingungen für die Haftung wesentlich beeinflussen.

Während der Einfluss des Biofilms auf Besiedlung und Anhaftung für viele sessile aquatische Tiere untersucht wurde [3-10], blieb dieser Aspekt für freibewegliche Süsswassertiere nach unserem Wissen bisher völlig unberücksichtigt. Unsere jüngsten Forschungsergebnisse deuten jedoch darauf hin, dass der Biofilm die Haftung aquatischer Insektenlarven deutlich beeinflussen kann [11, 12]. In dieser Studie gehen wir folgenden Fragen nach: (1) Beeinflusst der Biofilm die Fähigkeit von lebenden *Epeorus assimilis* Larven (Ephemeroptera) sich am Substrat festzuhalten? (2) Wenn ja, ist dieser Einfluss von der Oberflächenrauheit des ursprünglichen Substrates abhängig?

Methoden

Zur Aufklärung der genannten Fragen untersuchten wir einerseits die Eigenschaften des Biofilms und führten andererseits Haftungsexperimente mit *Epeorus assimils* Larven durch. Die Oberflächenstruktur des Biofilms wurde mittels CLSM (Confocal Laser Scanning Microscopy) untersucht. Zur Messung biomechanischer Eigenschaften des Biofilms, wie Elastizität und Härte, führten wir Indentierungsmessungen durch.

Für die Haftungsexperimente haben wir vier künstliche Substrate verschiedener Rauheit (S1-glatt, S2-geringe Rauheit, S3-mittlere Rauheit, S4-höhere Rauheit) mittels Replikation von Schleifpapier erstellt. Diese Substrate haben gegenüber natürlichen Substraten den Vorteil, dass Einflüsse durch heterogene Oberflächenstrukturen oder unterschiedliche Materialien ausgeschlossen werden kön-

[1] Haftung wird in diesem Beitrag im weiteren Sinne verstanden, also als Überbegriff entsprechend des englischen Wortes „attachment“, d.h. hierunter fallen neben Adhäsion auch Reibung, Verklammerung etc.

nen. Ein Satz der Substrate wurde vor den Versuchen 2 Wochen in der Fließrinne exponiert, so dass ein Biofilm darauf wachsen konnte. Für die Versuche verwendeten wir auf all vier Substrattypen jeweils mit und ohne Biofilm.

Für die Kraftmessungen präparierten wir von fixierten Larven den Tarsus mit den Krallen ab (jeweils 1. Beinpaar). Diese Krallenpräparate wurden mit einem feinen Draht an einem Kraftsensor befestigt und dann mit Hilfe eines Mikromanipulators parallel zur Oberfläche über das jeweilige Substrat gezogen.

Weiterhin untersuchten wir die Haftung freibeweglicher *E. assimilis* Larven in einer künstlichen Fließrinne. Dazu wurden die Larven auf das jeweilige Substrat gesetzt und die Fließgeschwindigkeit der Rinne langsam erhöht bis die Larven das Substrat verließen bzw. die maximale Geschwindigkeit erreicht wurde. Es wurde die Fließgeschwindigkeit bestimmt bis zu welcher die Larven auf dem Substrat verblieben.

Ergebnisse und Diskussion

Unsere Untersuchungen des Biofilms zeigen, dass sich die Oberflächenstruktur der Ursprungssubstrate nach der Entwicklung eines Biofilms deutlich verändert. Auf glatten, leicht- und mittelrauen Substraten (S1-S3) stieg die Oberflächenrauheit im Vergleich zu den ursprünglichen Substraten signifikant an. Auf den starkrauen Substraten (S4) blieb die Rauheit dagegen vergleichbar. Die biomechanischen Messungen des Biofilms ergaben ein E-Modul von 188 ± 112 kPa (Mittel ± Standardabweichung) und eine Härte von 2.057 ± 0.41 kPa.

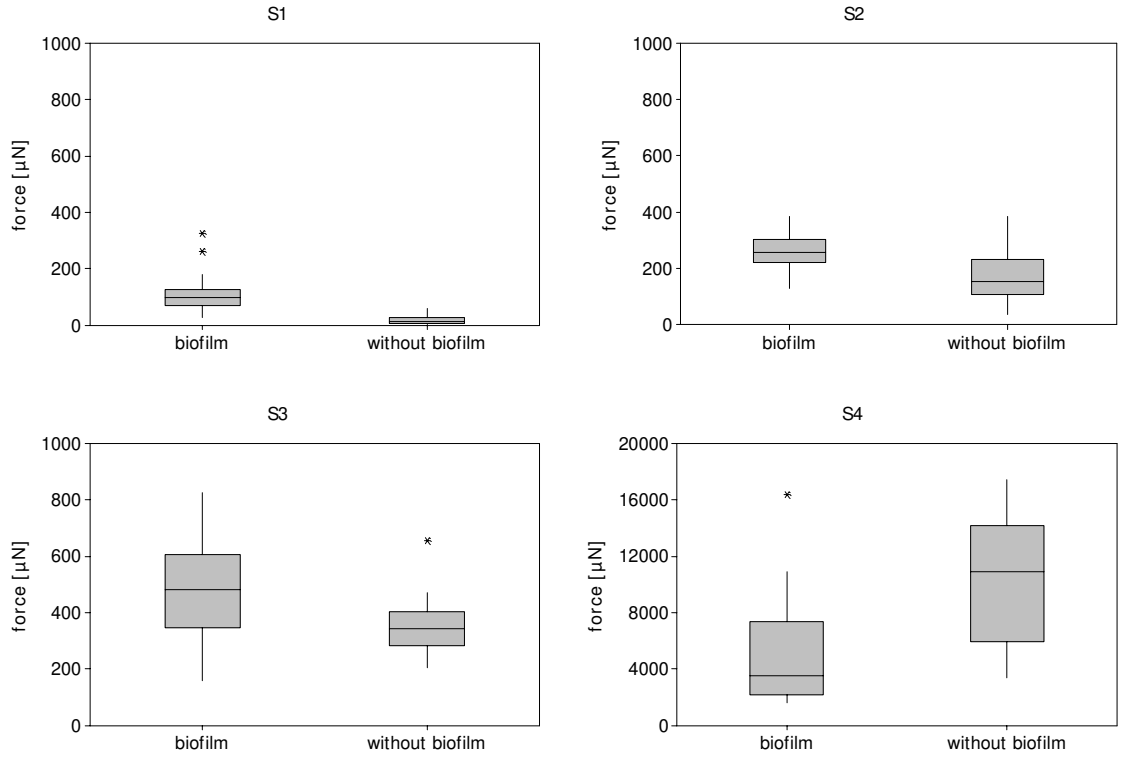


Abb. 1. Haftkräfte der Krallen auf Substraten unterschiedlicher Rauheit, jeweils mit und ohne Biofilm. Die Haftkräfte können sowohl durch Reibung als auch durch Verklammerung der Krallen mit den Unebenheiten der Oberfläche bedingt sein.

Die für die Krallen gemessenen Haftkräfte zeigen deutliche Unterschiede für die untersuchten Substrate. Auf glatten, leicht- und mittelrauen Substraten (S1-S3) stieg die Haftkraft der Krallen bei Vorhandensein eines Biofilms signifikant an. Im Gegensatz dazu war der Effekt des Biofilms auf den starkrauen Substraten (S4) der umgekehrte. Dennoch waren die Haftkräfte hier im Vergleich zu den anderen Substraten noch sehr hoch.

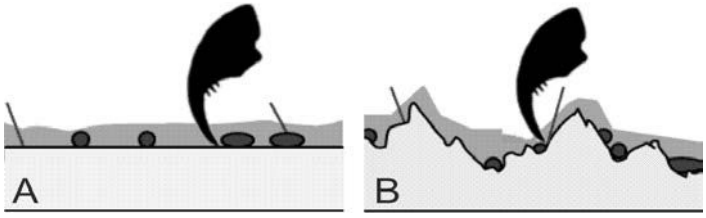


Abb. 2. Schema zu den hypothetischen Interaktionen zwischen Krallen und glatten (A) sowie rauen Substraten (B), die mit einem Biofilm überzogen sind.

Auf den glatteren Substraten (S1-S3) erhöht der Biofilm die Oberflächenrauheit, während dies auf den starkrauen Substraten nicht zu beobachten war. Wenn die Organismen des Biofilms sich in Vertiefungen der stark rauen Oberflächen anlagern, kann die Rauheit tendenziell sogar verringert werden. Die Härte des Materials von Krallen [13] ist um Größenordnungen höher als die Härte des Biofilms. Daher können die Krallen den Gel-artigen Biofilm leicht durchdringen und sich mit den Unebenheiten der Oberfläche verklammern.

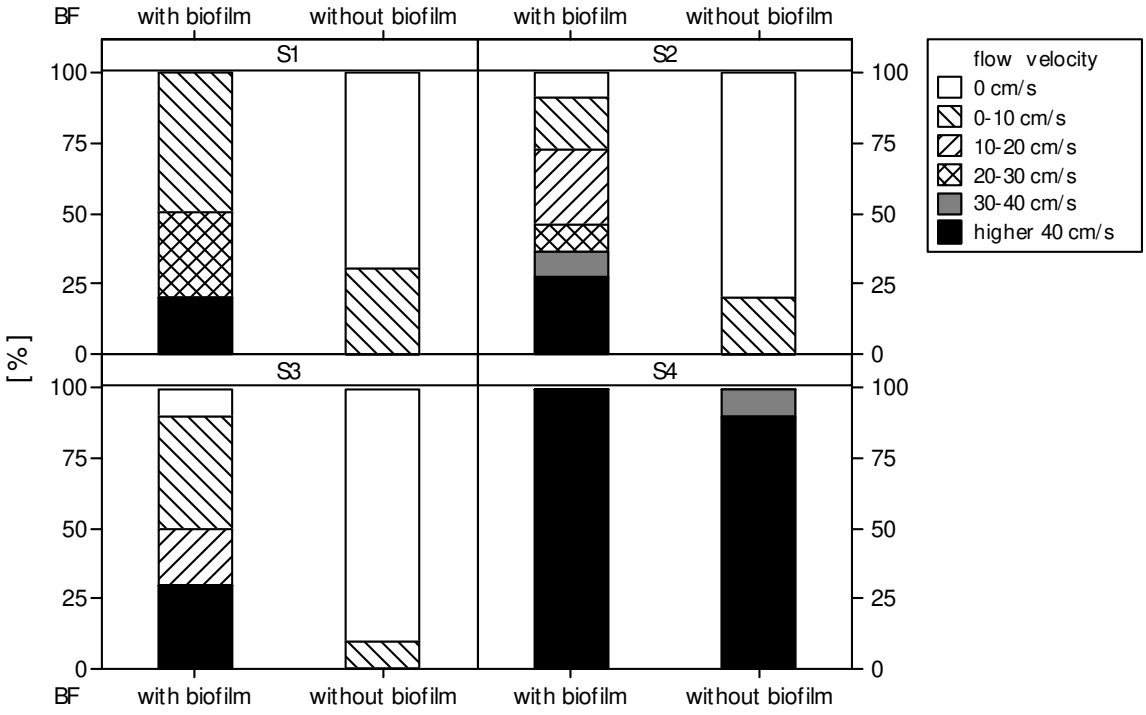


Abb. 3. Haftexperimente mit freibeweglichen *E. assimilis* Larven auf Substraten unterschiedlicher Rauheit, jeweils mit und ohne Biofilm. Die Fließgeschwindigkeit der Rinne wurde langsam erhöht bis die Larven das Substrat verließen bzw. die maximale Geschwindigkeit erreicht wurde. Es wird die maximale Fließgeschwindigkeit dargestellt bis zu welcher die Larven auf dem Substrat verblieben.

Die oben beschriebenen Ergebnisse für die Krallen stimmen sehr gut mit den Haftexperimenten der lebenden Larven überein. Sind die Substrate mit einem Biofilm überzogen, können die Larven auf den Substraten mit ursprünglich glatter, leicht- und mittelrauer Oberfläche (S1-S3) höheren Fließgeschwindigkeiten standhalten (Abb. 3). Im Gegensatz dazu verbleiben die Larven auf starkrauen Substrate (S4) mit und ohne Biofilm bis zur maximalen Geschwindigkeit der Fließrinne.

Zusammenfassung

Hartsubstrate in aquatischen Systemen sind nach kürzester Zeit mit Biofilm überzogen. Daher ändern sich die Haftbedingungen im Vergleich zu den Ursprungssubstraten wesentlich. In dieser Studie untersuchen wir zum ersten Mal den Einfluss des Biofilms auf die Haftung lebender Fließgewässerinsekten sowie auf die abpräparierten Krallen. Auf rauen Substraten können sich die Larven mit und ohne Biofilm gut halten. Auf glatteren Substraten dagegen, auf denen die Krallen kaum Oberflächenunebenheiten zum Verklammern finden, erhöht der Biofilm die Reibungskräfte der Krallen signifikant. Dadurch sind die Larven in der Lage sich auf diesen Substraten auch bei höheren Fließgeschwindigkeiten zu halten. Der Biofilm ist somit ein wichtiger Einflussfaktor auf die Fähigkeit der Larven verschiedene Fließgewässerhabitate zu besiedeln.

Danksagung

Wir danken Carola Winkelmann und Bernd Mockenhaupt (beide Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz) für die Unterstützung bei der Anzucht des Biofilms. Teile dieser Studie wurden finanziell von der Deutschen Forschungsgesellschaft unterstützt (DFG GO-10-1).

Literatur

1 Korte, V. L. & Blinn, D. W. 1983 Diatom colonization on artificial substrata in pool and riffle zones studied by light and scanning electron microscopy. *J. Phycol*. 19 332-341.

2 Scherge, M. & Gorb, S. N. 2001 *Biological Micro- and Nanotribology*. Springer.

3 Crisp, D. J., Walker, G., Young, G. A. & Yule, A. B. 1985 Adhesion and substrate choice in mussels and barnacles. *J. Colloid. Interface Sci.* 104, 40-50.

4 Baier, R. E., Gucinski, H., Olivieri, M. P. & Meyer, A. E. 1992 Rapid underwater bond formation and adhesion of zebra mussel attachment disc protein. Proceedings of the 6 th International Symposium of Structure of Adhesive Bondings, American Preparedness Association, Washington, D.C, 1-9.

5 Kiel, E. 1996 Effects of Aufwuchs on colonization by simuliis (Smuliidae, DIptera*). Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 81 (4), 565-576.

6 Kitamura, H. & Hirayama, K. 1987 Effect of cultured diatom films on the settlement of larvae of a bryozoan Birgirlu neririnu. - *Nippon Suisan Gakkaishi*, 53, 1383-1385.

7 Maki, J. S., Rittschof, D., Samuelsson, M. O., Szewzyk, U., Yule, A. B., Kjelleberg, S., Costlow, J. D. & Mitchell, R. 1990 Effects of marine bacteria and their exopolymers on the attachment of barnacle cypris larvae. *Bulletin of Marine Science* 46, 499-511.

8 Hadfield, M. G. & Paul V. J. 2001 Natural chemical cues for settlement and metamorphosis of marine-invertebrate larvae. In: McClintock JB, Baker JB (eds) *Marine chemical ecology*. CRC Press, Boca Raton, FL, 431–460.

9 Dahms, H. U., Dobretsov, S. & Qian, P. Y. 2004 The effect of bacteril and diatoms biofilm on the settlement of the bryozoans *Bulgula neritina*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 313: 91-209.

10 Bao, W. Y., Satuito, C. G., Yang, J. L. & Kitamura, H. 2007 Larval settlement and metamorphosis of the mussel *Mytilus galloprovinicilis* in response to biofilms. *Mar. Biol.* 50: 565-574.

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

12 Ditsche-Kuru P., Barthlott W. & Koop, J. H. E. (2012). At which surface roughness do claws cling? – Investigations with larvae of the running water mayfly larvae *Epeorus assimilis* (Heptageniidae, Ephemeroptera). *Zoology*. http://dx.doi.org/10.1016/j.zool.2011.11.003.

13 Dai, Z.,Gorb, S.N., & Schwarz, U. (2002) Roughness-dependent friction force of the tarsal claw system in the beetle Pachnoda marginata (Coleoptera, Scarabaeidae). *J. Exp. Biol.* 205: 2479–2488.

Neubesiedlung im Gewässer - Entwicklung des Makrozooobenthos nach Offenlegung einer Verrohrung in einem Zulauf der unteren Sieg

Catherine Fehse[1] *& Thomas Zumbroich*[2]

1 Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Fachbereich Ökologie der Kulturlandschaft, Abteilung Tierökologie, Melbweg 42 D-53127 Bonn, 2 Planungsbüro Zumbroich, Breite Str. 21, 53111 Bonn

Keywords: restoration of rivers and streams, management of running waters, imbalance of species of macroinvertebrates

Einleitung

An einem Zulauf der unteren Sieg (vgl. Abb. 1) wurde ein verrohrter Bachabschnitt auf einer Länge von 458 m geöffnet. Die Maßnahme erfolgte in zwei Bauabschnitten, von denen einer im Winter 2008/2009 und einer im Jahr 2010 umgesetzt wurde.

Im Rahmen eines hydrobiologischen Monitorings wird seitdem die Wiederbesiedlungsdynamik beobachtet.

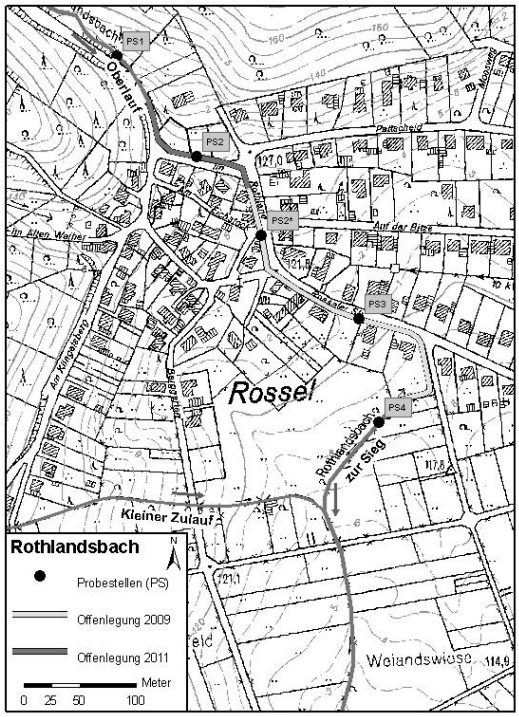


Abb. 1: Rothlandsbach in Rossel, Windeck, NRW, Germany (1,6 km² Einzugsgebiet, 120 m ü. NN)

Material und Methoden

Die Beprobungen erfolgten jeweils ein Jahr nach Öffnung von zwei Rohr-Teilstrecken, und zwar oberhalb, innerhalb und unterhalb der Offenlegung (PS1 bis PS4 in Abb. 1).

Die Lage der Probestellen PS1, PS3 und PS4 blieb über die beiden Jahre identisch. Probestelle PS2 und PS2* lag in der jeweils zuletzt offengelegten Strecke.

Die Aufsammlung der Makroinvertebraten erfolgte in Anlehnung an das Multi-Habitat-Sampling. Die Tiere wurden vollständig aus dem Substrat heraussortiert und determiniert.



Abb. 1: PS2 im offen gelegten Rothlandsbach mit Zugängen zu den Wohnhäusern

Ergebnisse

Die Individuendichte ist nach der vollständigen Offenlegung im Jahr 2011 an allen Probestellen angestiegen. Dies betrifft insbesondere die Probestelle 3 (vgl.

Tabelle 1).

Biodiversitätsindex, Eveness und RETI-Index sind sowohl in als auch unterhalb der offen gelegten Strecke im Untersuchungszeitraum gesunken. Oberhalb des Maßnahmenabschnitts (PS1) ist der Reti-Index gesunken, der Saprobienindex leicht gestiegen.

Tabelle 1: Eckdaten der Makrozoobenthosaufnahmen 2009 und 2011

Eckdaten	PS1 2009	PS1 2011	PS2* 2009	PS2 2011	PS3 2009	PS3 2011	PS4 2009	PS4 2011
Anzahl der Tiere	565	718	199	526	283	3023	264	372
Taxa	36	35	26	23	37	34	23	18
Anzahl EPT-Taxa	17	17	10	13	16	13	10	5
Saprobienindex	1,1	1,5	1,4	1,5	1,8	1,9	1,8	1,9
Reti-Index	0,51	0,38	0,38	0,25	0,35	0,25	0,26	0,22
Biodiversitätsindex (Shannon Weaver)	2,2	2,4	2,5	1,9	2,4	1,3	2,2	1,7
Eveness	0,6	0,7	0,8	0,6	0,7	0,3	0,7	0,5

Ein Vergleich der Artenidentität nach Jaccard (Mühlenberg 1993) zwischen den entsprechenden Probestellen in den Jahren 2009 und 2011 zeigt bachabwärts eine kontinuierliche Abnahme der Artenähnlichkeit zwischen den jeweiligen Probestellen (vgl. Tabelle 2)

Tabelle 2: Artenidentität nach Jaccard (Mühlenberg 1993) zwischen 2009 und 2011 an allen Probestellen

2009/2011	PS1	PS2	PS3	PS4
Jaccard-Index	36,54	28,95	27,59	24,24

Diese Veränderungen sind vor allem der Faunenverschiebung zugunsten von Chironomidae und Oligochaeta geschuldet. Gleichzeitig hat der Bewuchs von emersen Makrophyten zugenommen. Insbesondere die Probestelle 3 hatte fast Stillgewässercharakter (vgl. Abb. 2 und 4).

Die eindeutige Einstufung der Gewässerzone anhand autökologischer Parameter der Taxa nach PERLODES ist an Probestelle 1 nur noch bedingt, an Probestelle 3 fast nicht mehr möglich (vgl. Einstufung der Zonierung in Abb. 2und Abb. 3).

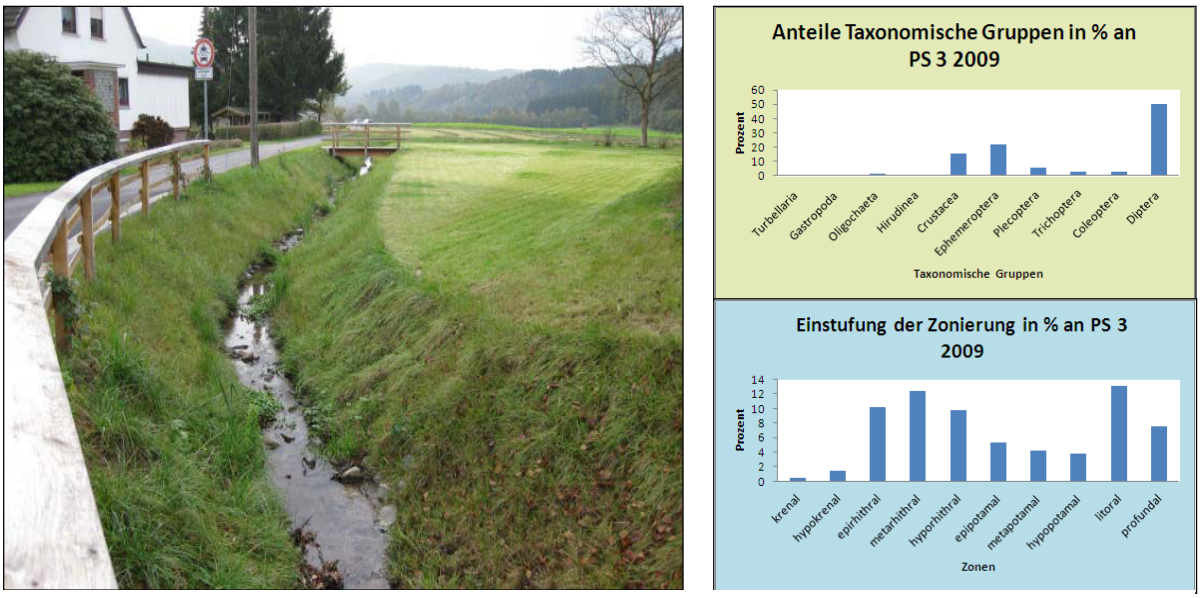


Abb. 2: PS3 im Jahr 2009 mit Verteilung der Taxonomischen Gruppen und ihrer Einstufung in ihre bevorzugte Gewässerzone (Zonierung)

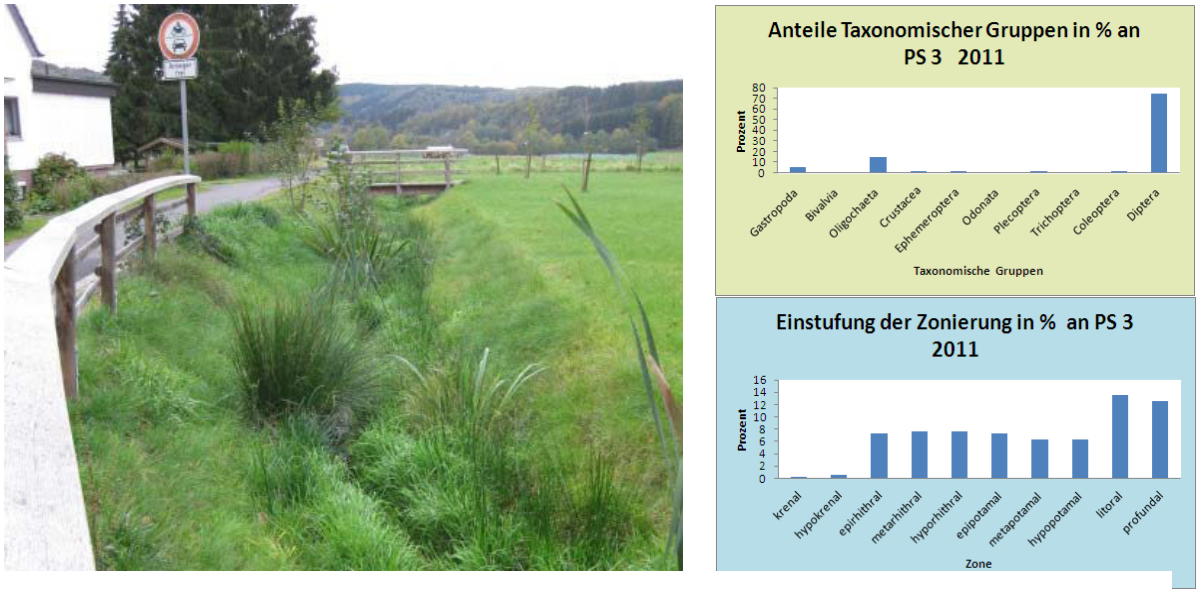


Abb. 3: PS3 im Jahr 2011

Die Veränderungen innerhalb des Zeitraumes sind auch bei den Ernährungstypen zu beobachten.

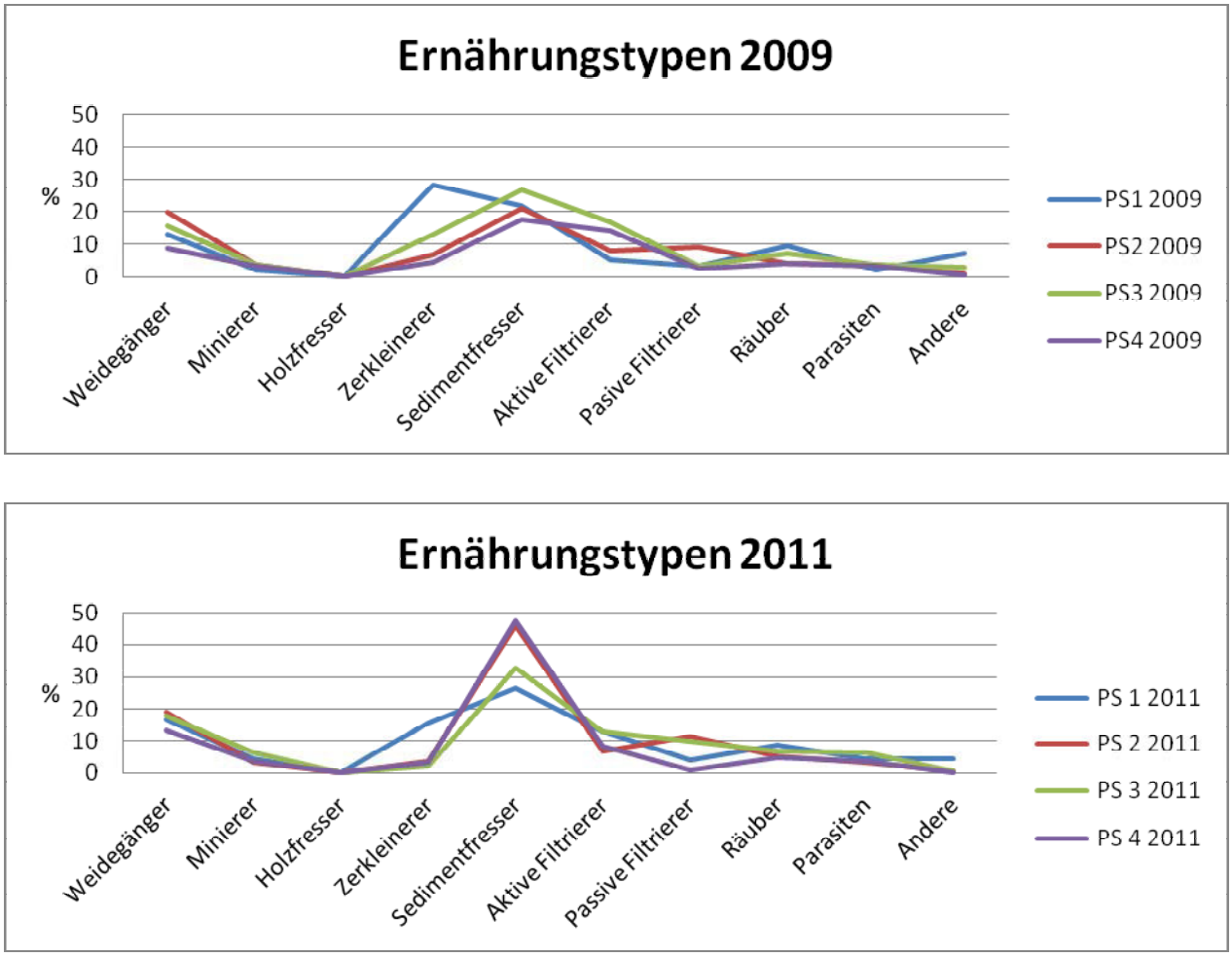


Abb. 4: Ernährungstypen in den Jahren 2009 und 2011

Zusammenfassung:

Die vorliegende Untersuchung umfasst ein zweijähriges Monitoring des Makrozoobenthos im Anschluss an eine ca. 450 m lange Offenlegung in einem Zulauf der Sieg in NRW. Die spontane Erstbesiedlung war durchaus für die Gewässerzone typisch. Sie wich jedoch zwei Jahre nach der endgültigen Wiederherstellung der Durchgängigkeit einer von Chironomidae dominierten Bachfauna. Starke Besiedlung mit emersen Makrophyten sowie Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit in einem Teilabschnitt der Offenlegung beeinflussen auch bachabwärts die faunistische Zusammensetzung.

Literatur

http://www.fliessgewaesserbewertung.de/news/news.php?id=23 (09.2011)
Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Auflage, UTB.
Wasserverband Rhein-Sieg-Kreis (2012): Erfolgskontrolle der Maßnahme Offenlegung des Rothlandsbaches in Windeck-Rossel (unveröff).
Fehse C. & Th. Zumbroich (2012):
Neubesiedlung im Gewässer. Natur in NRW, Heft Nr. 1/2012.

Danksagung

Die technische Ausstattung wurde freundlicherweise vom Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Fachbereich Ökologie der Kulturlandschaft, Abteilung Tierökologie, Leiter Prof. Dr. Wittmann bereitgestellt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Ausbreitungspotential von Wasserinsekten – ein vergleichender populationsgenetischer Ansatz

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

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

Keywords: Mikrosatelliten, Populationsgenetik, Ausbreitungspotential

Einleitung

Durch die räumliche Begrenzung von Süßgewässern sind Fließgewässerhabitate per se fragmentiert und Populationen zu einem gewissen Grad voneinander isoliert. Anthropogene Einflüsse, wie bauliche Eingriffe, Wasser- und Sedimentbelastung oder Veränderungen des Klimas, können diese Isolationswirkung weiter verstärken und zu einem lokalen Aussterben von Populationen führen (Naiman & Turner 2000). Der Grad der Isolation hängt stark vom Ausbreitungs- und Besiedlungspotential der betreffenden Arten ab. Dabei wird das Ausbreitungspotential von Fließgewässerinsekten innerhalb eines Gewässers und über Wasserscheiden hinweg aufgrund des terrestrischen Adultstadiums als höher angesehen als bei hololimnischen Arten (Bilton et al. 2001). Bisherige genetische Studien zeigten bei Fließgewässerinsekten ein sehr unterschiedliches Potential hinsichtlich lateraler Dispersion (Monaghan et al. 2002; Schultheis et al. 2002). So wurde bei montanen Arten mit einer inselartigen Verbreitung ein niedriges bis moderates Ausbreitungsvermögen über Wasserscheiden hinweg nachgewiesen (Lehrian et al. 2009; Pauls et al. 2006), wohingegen das Potential in tieferen Lagen artspezifisch variiert (Petersen et al. 2004). In einem vergleichenden Ansatz untersuchten wir das Vorhandensein interspezifischer Muster in der Ausbreitung flugfähiger Wasserinsekten und wählten dafür als Modellarten die montane Köcherfliege, *Drusus discolor*, und die potamale Steinfliege, *Brachyptera braueri*.

In montanen Regionen, in denen die indirekten anthropogenen Einflüsse eine größere Bedeutung haben, kommt es aufgrund der Klimaerwärmung zu einer Verschiebung der Habitate polwärts und in höhere Lagen (Hickling et al. 2006). Aufgrund der mäßigen Höhe deutscher Mittelgebirge ist eine vertikale Arealverschiebung nur im begrenzten Maße möglich (Sauer et al. 2011). Inwieweit montane Fließgewässerinsekten dieser Verschiebung folgen können oder wie eingeschränkt ihre Ausbreitung innerhalb von Gebirgszügen ist, ist weitestgehend noch nicht untersucht. Anhand der gut untersuchten Köcherfliege *Drusus discolor* untersuchten wir die Populationsstruktur und den rezenten Genfluss innerhalb zweier deutscher Mittegebirge, um Rückschlüsse auf die Populationsdynamik und deren Beeinflussung durch die Landschaftsstruktur zu ziehen.

In tiefer liegenden Flussabschnitten führen Verschmutzung und Eingriffe in den Gewässerverlauf verstärkt zu einem Wegfall geeigneter Habitate, was zu einem lokalen Aussterben zahlreicher Arten führen kann (Dudgeon et al. 2006). Bisherige Untersuchungen zeigen, dass die Entfernung einer Quellpopulation stark mit dem Erfolg einer Wiederbesiedelung korreliert (Sundermann et al. 2011). Wenig untersucht ist die Ausbreitungsdynamik von Populationen innerhalb oder zwischen Gewässersystemen, die indirekt mittels genetischer Methoden erfasst werden kann. Die Steinfliege *Bra-*

chyptera braueri wurde um die Jahrtausendwende, nach knapp 100 Jahren, in Mitteldeutschland wiedergefunden (Brettfeld & Bellstedt 2000), was die Frage nach dem Ausbreitungspotential der Art aufwirft. Basierend auf der genetischen Populationsstruktur der Art untersuchten wir, ob die Wiederbesiedelung durch eine schnelle Rekolonisierung aus den bekannten, benachbarten Reliktstandorten erfolgte.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Von der montanen Köcherfliege *D. discolor* sammelten wir 1029 Tiere an 44 Probestellen in zwei deutschen Mittelgebirgen; (a) Schwarzwald und b) Thüringer Wald) (Abb. 1). Es wurde versucht, immer mehrere Populationen sowohl innerhalb eines als auch zwischen benachbarten Abflusssystemen zu beproben, um zwischen einer larvalen und adulten Ausbreitung, innerhalb eines Systems, sowie einer adulten Dispersion, zwischen verschiedenen Systemen, zu differenzieren.

465 Individuen der Steinfliege *B. braueri* wurden an 20 Probestellen in Flüssen der vier Einzugsgebiete Deutschlands (Donau, Weser, Elbe, Oder) gesammelt (Abb. 2), um die Wiederbesiedelung aus kurzer Entfernung (Oberlaufpopulationen) oder über lange Strecken zwischen verschiedenen Systemen bewerten zu können.

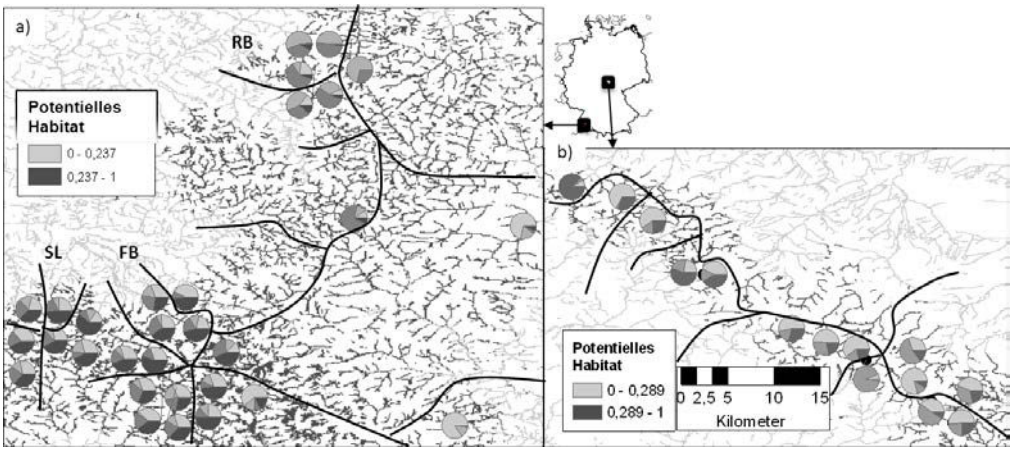


Abb. 1: Fundstellen von *D. discolor* im a) Schwarzwald, b) Thüringer Wald. Im Gewässer sind potentielle Habitate (dunkelgrau) und ungeeignete Habitate (hellgrau, unterhalb des Schwellenwerts) basierend auf einer Nischenmodellierung (Maxent) eingezeichnet. Genetische Clusteranalyse zeigt die geographische Verteilung von 4 Clustern im Schwarzwald (a) und 3 im Thüringer Wald (b)

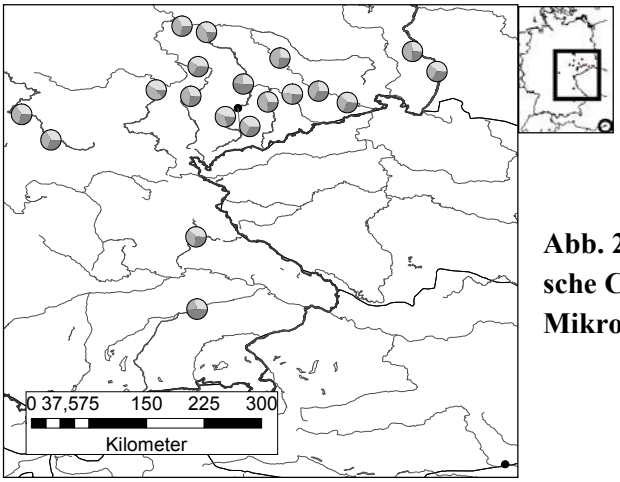


Abb. 2: Fundstellen *B. braueri*. Dargestellt sind 3 genetische Cluster basierend auf einer individuenbasierten Mikrosatelliten-Analyse

Genetische Analysen

Nach der DNA-Extraktion aller verwendeten Proben mit dem Blood & Tissue Kit (Qiagen) wurden bei *D. discolor* 22 und bei *B. braueri* 13 polymorphe Mikrosatelliten-Marker mittels Polymerasekettenreaktion (PCR) amplifiziert und die Fragmentlängen auf einem ABI 3730 Kapillarsequenzierer (Applied Biosystems) analysiert. Allellängen wurden mit der Software GeneMarker V 1.90 (SoftGenetics LLC) bestimmt und die genetische Struktur mittels einer Diskriminanzanalyse von Hauptkomponenten (DAPC, (Jombart et al. 2010) analysiert. Die fünf *B. braueri*-Individuen aus Österreich wurden aufgrund der geringen Anzahl von der Mikrosatelliten Analyse ausgeschlossen. Für die Art *D. discolor* wurde die Korrelation der genetischen Differenzierung (F_{ST}) mit der geographischen Distanz (euklidisch) (ED) mit einem Mantel-Test (Genalex V 6.4) überprüft. Dabei wurden potentielle Gewässerhabitate mit einer Nischenmodellierung mittels Maxent bestimmt, um zu überprüfen ob sich die Anzahl potentieller Habitate (A_{Gew}) zwischen zwei Fundpunkten auf die genetische Differenzierung auswirkt und in folgende Gleichung eingezogen: $d' = (ED/A_{Gew}) * ED$. Des Weiteren wurde bei 79 Individuen von *B. braueri* eine Sequenzanalyse der mitochondrialen Cytochrom-Oxidase I (Folmer et al. 1994) auf einem ABI 3730 Kapillarsequenzierer durchgeführt, um ältere genetische Strukturen in die Analysen einzubeziehen. Die Sequenzen wurden mit Sequence Scanner 1.0 (Applied Biosystems) überprüft und schließlich ein Haplotypen-Netzwerk in MEGA 5.0 erstellt. Haplotypen, die sich in weniger als zwei Mutationsschritten unterschieden, wurden zu einer Gruppe zusammengefasst.

Ergebnisse und Diskussion

Eine starke Differenzierung der Populationen von *D. discolor* zwischen den beiden Gebirgen (F_{ST} 0,16-0,28) stimmt mit einer arealweiten Studie basierend auf mitochondrialen Sequenzdaten (Pauls *et al*. 2006) überein. Innerhalb der Gebirge zeigen sich im Schwarzwald vier genetische Cluster, von denen eins vorwiegend im Süden, eins im Osten und zwei im Norden lokalisiert sind (Abb. 1a). Allerdings gehören etwa 58% des südlichen Clusters (Feldberg) genetisch zu den nördlichen Clustern (28%) bzw. zu den östlichen Populationen (30%). Von diesen beiden Gruppen werden auch 12-25% anderen genetischen Clustern zugewiesen. Der Thüringer Wald unterteilt sich in 3 Cluster (Abb. 1b), die auf keine geographische Strukturierung schließen lassen. Dies deutet im Thüringer Wald auf eine panmiktische Population hin. Die Ausbreitung ist in beiden Regionen durch ‚isolation-by-distance' (SW $r^2=0,60$ $p<0,001$, TW $r^2=0,22$ $p<0,01$) geprägt und findet vorwiegend zwischen naheliegenden Populationen statt (Abb. 3a, c). Die Anzahl von Gewässern als potentielle Trittsteinhabitate zwischen beprobten Populationen beeinflusst die Ausbreitung scheinbar nicht (Abb. 3b, d). Eine stärkere Fragmentierung der Habitate wird nicht durch eine Dispersion über lange Distanzen ausgeglichen.

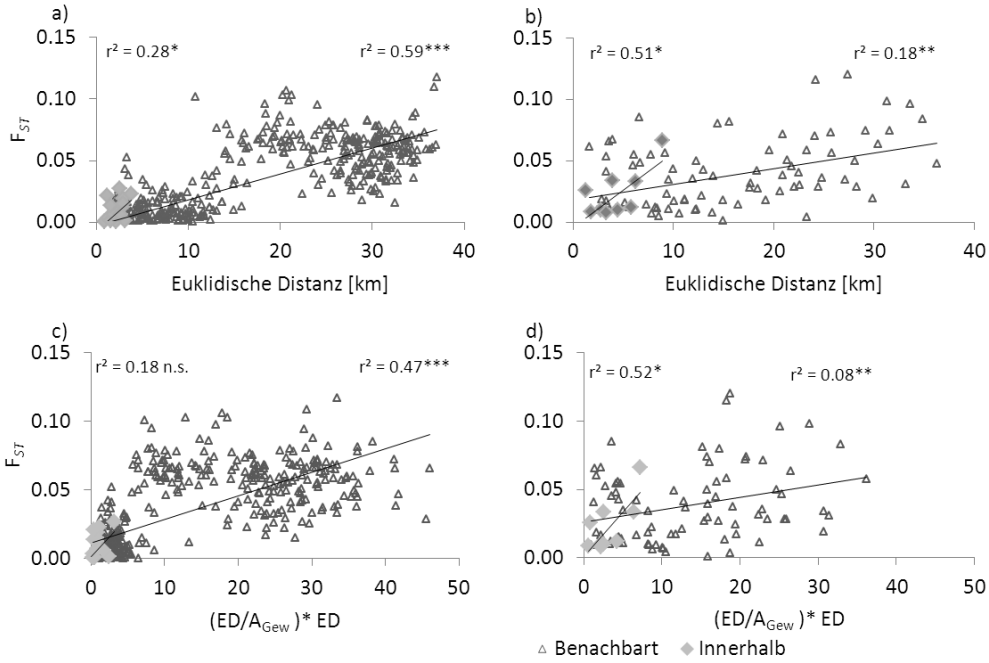


Abb. 3: Korrelation genetischer Differenzierung mit Euklidischer Distanz (a, b) und ‚stepping-stone' Distanz (c, d) im Schwarzwald (a, c) und Thüringer Wald (b, d); Unterteilung in Vergleiche von Populationen innerhalb eines Abflusses (Raute) und zwischen verschiedenen Systemen (Dreieck), Signifikanzwerte als p<0,05*, p<0,01, p<0,001*** gekennzeichnet.**

Ein gegensätzliches Ergebnis liefert die Mikrosatellitenanalyse bei der Steinfliege *B. braueri*. Die drei genetischen Cluster kommen in allen Fundstellen mit Frequenzen zwischen 14,6% bis 53,1% vor (Mittelwerte der einzelnen Cluster 31,3 – 35,1%). So vermuten wir bei dieser Art die Ausbreitung über größere Wasserscheiden hinweg. Dies trifft auch bei weiteren Flussarten anderer Wasserinsektengruppen zu (z.B. Wilcock et al. 2007). Das rezent beobachtete Wiederauftauchen zahlreicher mitteldeutscher Populationen könnte daher potenziell auf eine aktive Wiederbesiedlung aus entfernteren Gebieten zurückzuführen sein. Die Untersuchung mitochondrialer Sequenzdaten, die 39 Haplotypen in 10 Haplogruppen ergab (Daten nicht gezeigt), zeigt vier Haplogruppen, die sowohl im Donausystem als auch mindestens in einem der anderen Drainagesystemen vorkommen. Da fünf Haplogruppen ausschließlich in den mitteldeutschen Populationen vorkommen, ist davon auszugehen, dass die heutigen mitteldeutschen Populationen nicht ausschließlich durch eine rezente Rekolonisierung aus den süddeutschen Reliktpopulationen hervorging.

Zusammenfassung

Bei beiden Arten wurden kleinräumig keine bzw. nur geringe genetische Differenzierungsmuster gefunden, was lokal auf ein hohes Ausbreitungspotential auch zwischen getrennten Gewässersystemen hindeutet. Bei der montanen Art *D. discolor* scheint eine Ausbreitung über 15 Kilometern oder mehr nicht regelmäßig stattzufinden, da bei diesen Distanzen eine signifikante genetische Differenzierung vorhanden ist. Eine stärkere Fragmentierung isolierter Populationen kann möglicherweise nicht durch aktive Dispersion ausgeglichen werden und könnte so zu einem lokalen Aussterben einzelner Populationen führen. Die Steinfliege *B. braueri* kann sich dagegen aller Wahrscheinlichkeit nach überregional ausbreiten; hier wurde kein Hinweis auf genetische Isolationswirkungen im Untersuchungsgebiet festgestellt. Eine detailliertere Untersuchung der geneti-

schen Muster steht allerdings hier noch aus und die präsentierten Daten dürfen noch nicht als final angesehen werden.

Danksagung

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

Literatur

Bilton, D. T., Freeland, J. R., Okamura, B. (2001): Dispersal in Freshwater Invertebrates. Annual Review of Ecology and Systematics, 32, 159-181.

Brettfeld, R., Bellstedt, R. (2000): Wiederfund der Steinfliege Brachyptera braueri (Klapálek, 1900) nach fast hundert Jahren in Thüringen (Insecta: Plecoptera). Abhandlungen und Berichte des Museums der Natur Gotha, 21, 111-112.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Leveque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews, 81, 163-182.

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

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

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

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

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

Naiman, R. J., Turner, M. G. (2000): A future perspective on North America's freshwater ecosystems. Ecological Applications, 10, 958-970.

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

Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A. G., Ormerod, S. J. (2004): Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. Journal of Applied Ecology, 41, 934-950.

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

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

Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications, 21, 1962-1971.

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

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Akkumulation von Schwermetallen am Beispiel des Bachflohkrebses *Gammarus fossarum*

Friederike Hüsecken[1], Catherine Fehse[2] & Andreé Hamm[3]

1,2,3 INRES, Abteilung Tierökologie Universität Bonn, Melbweg 42, 53127 Bonn, fhueseck@uni-bonn.de, a.hamm@uni-bonn.de

Keywords: Bioakkumulation, Schwermetalle in Fließgewässern, *Gammarus fossarum*

Einleitung

Schwermetalle kommen ursprünglich nur in sehr geringen Konzentrationen in der Umwelt vor. Dabei gelangen sie in Grund- und Oberflächengewässer natürlicherweise durch Auswaschung, Abtrag oder Verwitterung von Gesteinen und Böden. Zusätzliche Belastungen der Gewässer können darüber hinaus durch anthropogene Tätigkeiten entstehen. So werden z.B. bei Abbau- und Produktionsvorgängen der Industrie häufig schwermetallhaltige Stäube und Lösungen freigesetzt, die zu einer sehr starken Kontamination von Gewässern führen können. Da Schwermetalle nicht abbaubar sind, kann es zu einer Anreicherung (Bioakkumulation) in den Organismen kommen. Da Schwermetalle weiterhin als starke Zellgifte fungieren, kann eine solche Anreicherung zur Schädigung oder sogar zum Tod der jeweiligen Organismen führen. Bei gewässerökologischen Untersuchungen am Hardtbach, einem Tieflandbach bei Bonn (NRW) wurden unter anderem in einem historisch von Schwermetallaltlasten geprägtem Gewässerabschnitt sowohl der Boden, das Wasser, als auch Pflanzen und Tiere hinsichtlich ihrer Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn) untersucht.

Material und Methoden

An insgesamt vier Probestellen wurden jeweils Boden-, Sediment-, Laub-, Wasser- und Bachflohkrebsproben entnommen und hinsichtlich ihrer Gehalte an Cadmium, Blei und Zink analysiert. Um zu überprüfen, ob es bei den Krebstieren zu einer Anreicherung der Schwermetalle im Körper bzw. Exoskelett kommt, wurden zum einen ganze Tiere und zum anderen Tiere, aus denen zuvor der Darm herauspräpariert wurde, analysiert. Die Aufbereitung der Boden- und Sedimentproben erfolgte mit Königswasser. Bei den Laub- und Tierproben wurde hingegen ein Säuredruckaufschluss durchgeführt, die Wasserproben wurden angesäuert. Die anschließenden Messungen erfolgten mittels ICP-OES (optische Emissionsspektroskopie) bzw. beim Wasser mittels ICP-MS (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma).

Ergebnisse

Tab. 1: Zinkgehalte in mg/kg Trockenmasse (TM) bzw. mg/l, Grenzwerte (GW): Boden 200 mg/kg TM, Pflanzen 100 mg/kg TM, Wasser 0,4 mg/l

	Probestelle 1	Probestelle 2	Probestelle 3	Probestelle 4
Bachufer	224,1	742	550,5	2,4
Bachmitte	133,5	146,5	87	1,4
Laub	314,8	106,6	140,85	1,41
Wasser	0,0061	0,0132	0,0121	0,0027
Bachflohkrebse, ganze Tiere	54,5	71,5	64,3	1,11
Bachflohkrebse, ohne Darm	53	53,38	47,32	0,91

Tab. 2: Cadmiumgehalte in mg/kg Trockenmasse (TM) bzw. mg/l, Grenzwerte (GW): Boden 1,5 mg/kg TM, Pflanzen 0,4 mg/kg TM, Wasser 0,003 mg/l

	Probestelle 1	Probestelle 2	Probestelle 3	Probestelle 4
Bachufer	1,05	18,63	30,58	0,02
Bachmitte	0,33	0,93	0,55	0,01
Laub	0,28	0,18	0,43	0,01
Wasser	0	0,00003	0,00002	0
Bachflohkrebse, ganze Tiere	0,13	1,29	1,78	0,02
Bachflohkrebse, ohne Darm	0,13	1	1,75	0,02

Tab. 3: Bleigehalte in mg/kg Trockenmasse (TM) bzw. mg/l, Grenzwerte (GW): Boden 100 mg/kg TM, Pflanzen 5 mg/kg TM, Wasser 0,025 mg/l

	Probestelle 1	Probestelle 2	Probestelle 3	Probestelle 4
Bachufer	86,65	3667	2381	1,32
Bachmitte	24	202	105,5	0,47
Laub	4,88	10,7	46,18	0,2
Wasser	0,00081	0,0066	0,0047	0,00048
Bachflohkrebse, ganze Tiere	1,69	5,88	7,45	0,1
Bachflohkrebse, ohne Darm	1,38	4,94	7,19	0,1

Die Ergebnisse bestätigten zunächst den Befund, dass die Böden im Uferbereich des Baches an der Probestelle PS 1, aber insbesondere an den Probestellen PS 2 und PS 3 im Vergleich zu der Referenzstelle PS 4, stark durch die drei Schwermetalle belastet waren (Tab. 1-3). Demzufolge wurden auch in den Laubproben Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen, die z.T. deutlich über den angegebenen Grenzwerten lagen (Tab. 1-3).

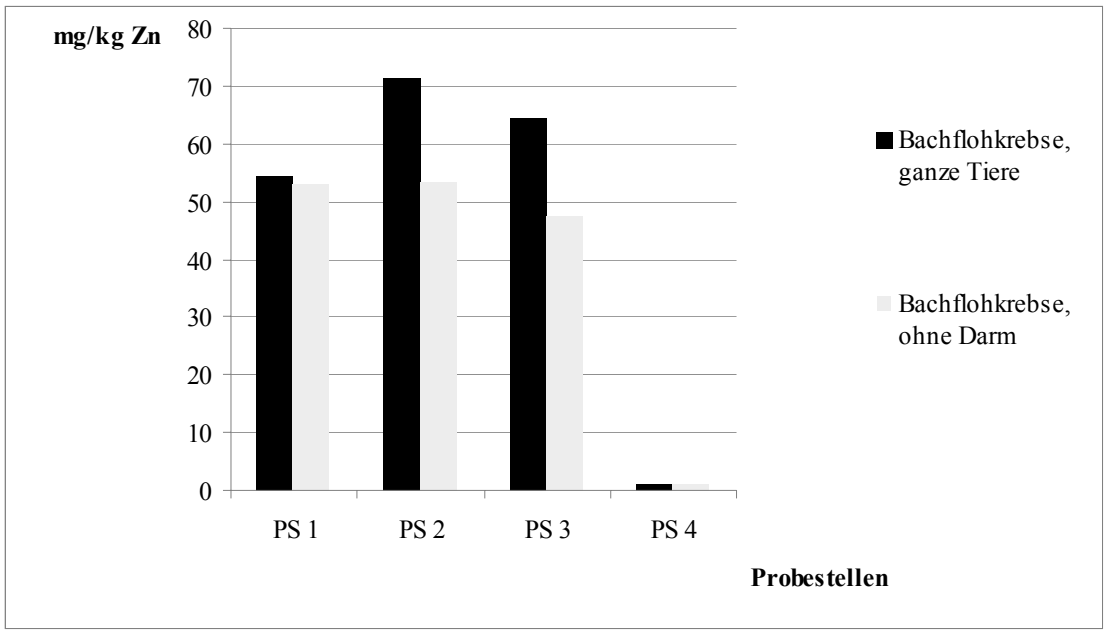


Abb. 1: Zinkgehalte in den Bachflohkrebsen

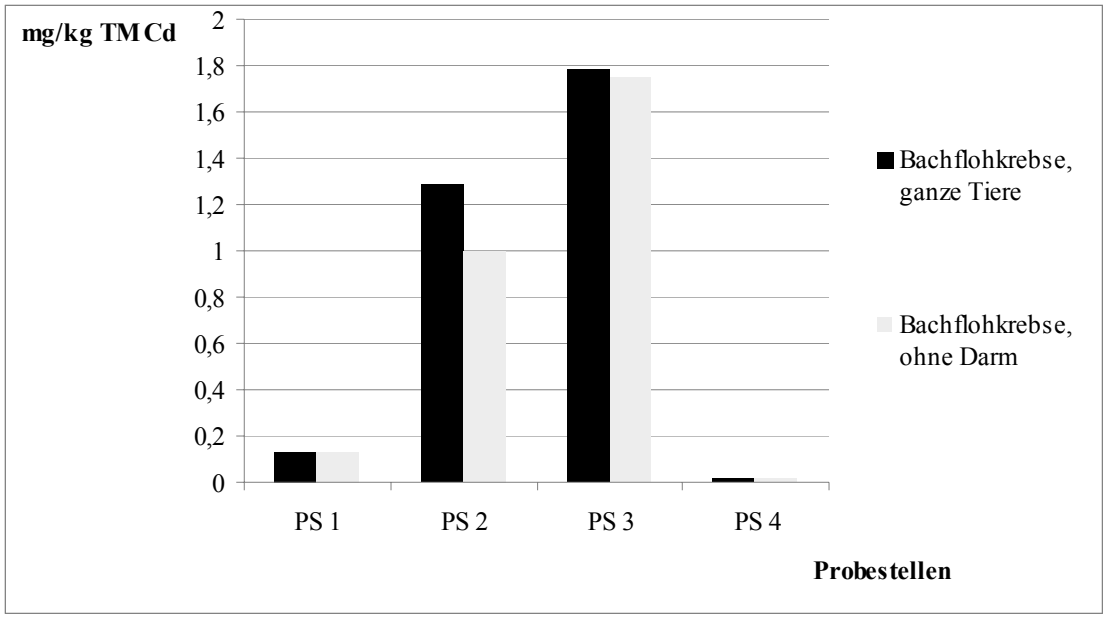


Abb. 2: Cadmiumgehalte in den Bachflohkrebsen

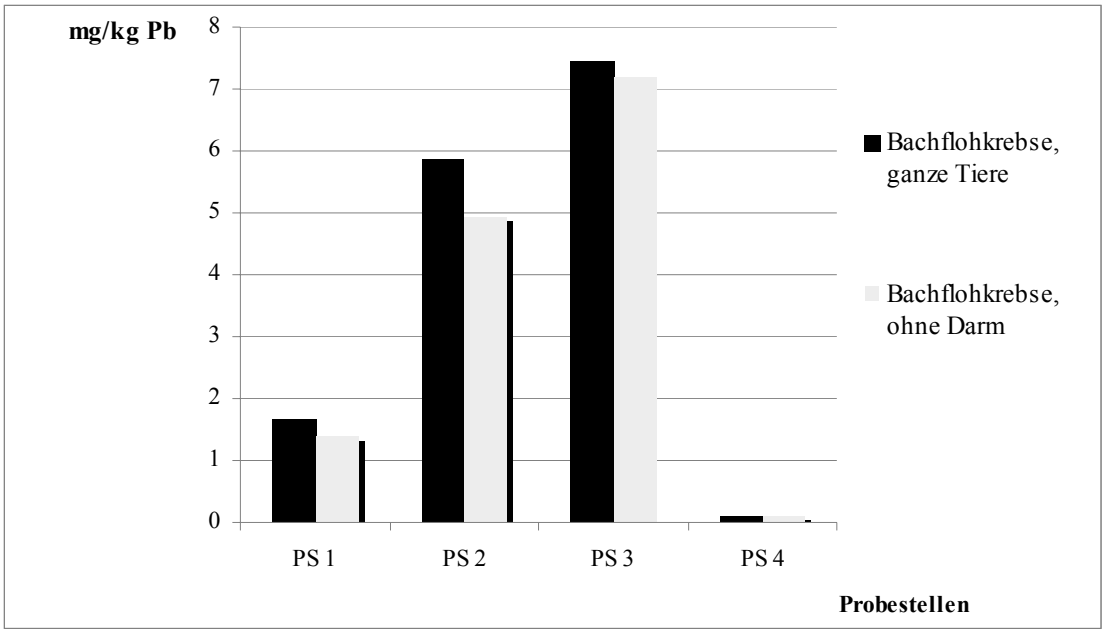


Abb. 3: Bleigehalte in den Bachflohkrebsen

Auch die untersuchten Bachflohkrebsproben waren ebenfalls sehr stark mit Zink, Cadmium und Blei belastet. Dies gilt insbesondere für die Proben, die an den stark kontaminierten Probestellen PS 2 und PS 3 entnommen wurden. So lag hier z.B. die Bleibelastung der Bachflohkrebse um das 70-fache höher als in den Tieren, die an der Referenzstelle (PS 4) entnommen wurden (vgl. Abb. 1-3).

Die Tatsache, dass die Bachflohkrebse mit und ohne Darm ähnlich hohe Belastungswerte aufweisen (Abb. 1-3), zeigt, dass es bereits während der relativ kurzen Lebensdauer von ca. 12-18 Monaten zu einer erheblichen Akkumulation von Schwermetallen in aquatisch lebenden Organismen kommen kann. Auch die deutlich höhere Cadmiumbelastung der Tierproben im Vergleich zu den Laubproben (Nahrungsquelle), untermauert diesen Befund (Tab. 2).

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass sich Schwermetalle wie Blei, Cadmium und Zink in aquatisch lebenden Organismen wie Bachflohkrebsen bereits nach relativ kurzer Zeit z.B. durch die Aufnahme von kontaminiertem pflanzlichem Bestandsabfall in nicht unerheblichem Maße anreichern können. Da Bachflohkrebse ihrerseits anderen Organismen wie z.B. Fischen als Nahrung dienen, ist davon auszugehen, dass die nicht abbaubaren Schwermetalle innerhalb der Nahrungsketten weitergegeben werden und es in Fließgewässern in Organismen höherer Ordnung ebenfalls zu einer Anreicherung kommen kann. Inwieweit letztendlich auch der Mensch davon betroffen ist, sollte unbedingt Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

Danksagung

Diese Untersuchungen fanden im Rahmen der Diplomarbeit des Projektes „Bewertung des ökologischen Zustandes des Hardtbaches unter besonderer Berücksichtigung anthropogen bedingter Schwermetallbelastungen“ statt. Das Projekt wurde von der „Stiftung der VR-Bank Bonn“ gefördert. Die Autoren bedanken sich für diese Unterstützung.

Literatur

Alloway, B. (1999): Schwermetalle in Böden: Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.

Strömungsanpassung von *Ecdyonurus sp.* - Hat der Femur die Eigenschaften einer Tragfläche?

Sarah Kaehlert[1], Thomas Kleinteich[1], Stanislav Gorb[1], & Petra Ditsche-Kuru[1, 2]

[1]Abteilung für Funktionelle Morphologie und Biomechanik, Universität Kiel, Am Botanischen Garten 9, 24118 Kiel, sarahkaehlert@gmx.de, pditschekuru@zoologie.uni-kiel.de; [2]Bionik-Innovations-Centrum der Hochschule Bremen, Neustadtwall 30, 28199 Bremen,

Keywords: Makrozoobenthos, Heptageniiden, Strömungsanpassung, Morphologie

Einleitung

Eintagsfliegenlarven, die in Fließgewässern leben sind sehr gut an die Strömung angepasst. Im Wasser halten sie sich vornehmlich auf Steinen auf, wo sie sich von dem dort wachsenden Aufwuchs ernähren. Aufgrund von Fraßfeinden halten sich die Larven tagsüber meist unter den Steinen und nachts auf den Steinen auf. Entsprechend ist die Strömungsumgebung, mit der die Larven zurechtkommen müssen sehr unterschiedlich. Weissenberger et al. (1991)[1] hat bei unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten die Auftriebs- und die Widerstandskraft u. a. von Larven der Familie der Heptageniidae gemessen. Die Ergebnisse der Messungen ergaben einen großen Schwankungsbereich bei gleichen Strömungsgeschwindigkeiten für die gemessenen Auftriebskräfte. Bei der Art *Ecdyonurus sp.* wurde sogar auch Abtrieb gemessen. Die Autoren vermuten, dass die Larven in der Lage sind durch ihr gekipptes Kopfschild und ihre „Spoiler"-förmigen Femora die Auftriebskräfte zu verringern. Wir haben in unserer Studie die mögliche Funktion der Femora näher untersucht. Dazu haben wir die Morphologie der Eintagsfliegenlarve genauer untersucht. *Ecdyonurus sp.* hat einen flachen Körper und drückt sich in Orientierung gegen die Strömung flach an den Untergrund. Anders, als man es erwarten würde, exponiert die Larve ihre Beine gegen die Strömung[2]. Die Femora sind im Vergleich zum gesamten Bein stark verbreitert. Unsere Hypothese ist, dass das Profil der Femora dem einer umgekehrten Tragfläche ähnelt und die Tiere damit in Abhängigkeit vom Anstellwinkel aktiv Abtrieb mit ihren Beinen erzeugen können.

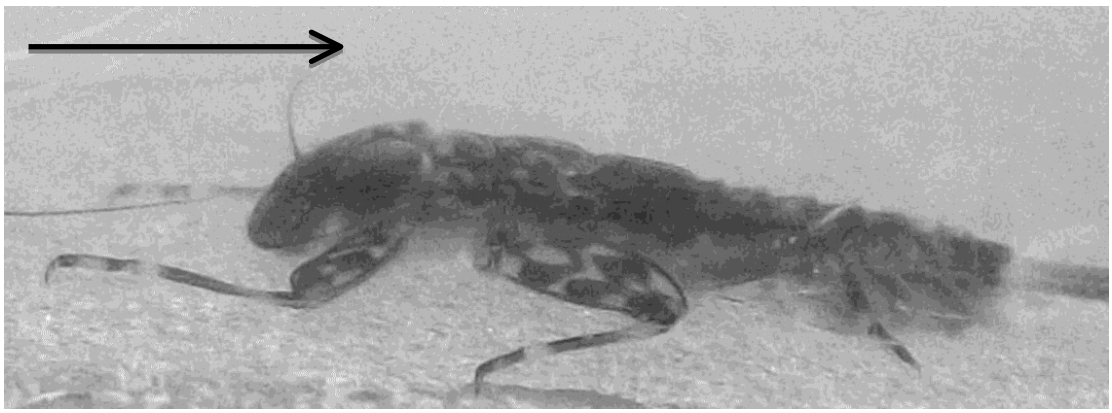


Abb. 1: *Ecdyonurus sp*. Larve in der Fließrinne. Der schwarze Pfeil zeigt die Strömungsrichtung an.

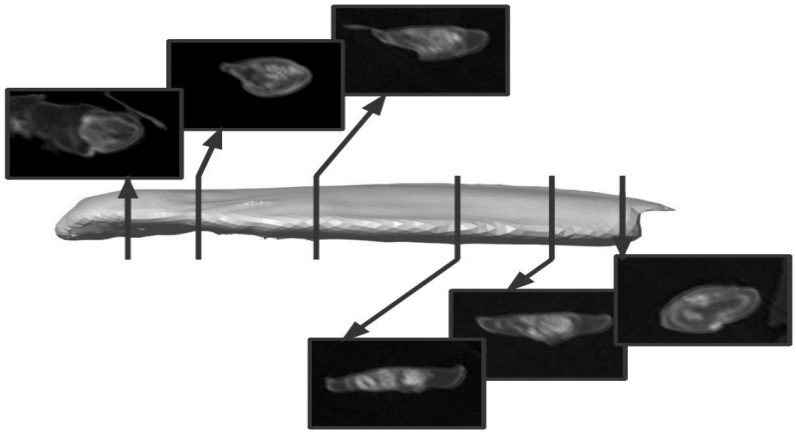


Abb. 2: 3D Ansicht eines Femurs mit Querschnitten. Nicht Maßstabsgetreu.

Material und Methoden

Im April 2012 haben wir Larven der Art *Ecdyonurus sp.* im Schlingenbach bei Overath, Nordrhein-Westfalen gesammelt. Ein Teil der Larven haben wir in 70% Ethanol (EtOH) fixiert, einen anderen Teil lebend zu einer im Labor aufgebauten Fließrinne an der Universität Kiel transportiert.

Zur Erstellung von Querschnitten der Femora haben wir von 10 Individuen jeweils ein Bein in Epoxidharz eingebettet. Anschließend haben wir mit Hilfe einer Rasierklinge Querschnitte des Femurs erzeugt und diese unter einem Binokular fotografiert.

Von einem in 70% EtOH fixierten Tier wurde ein CT Scan mit dem Phoenix Nanotom (GE - General Electrics) erstellt (Spannung 45 kV, Stromstärke 230 µA, Rotation 360°**,** Rotation pro Bild 0.3°, Gesamtbildzahl 1200, Pixelgröße 9 µm). Abbildung 2 zeigt eine 3D-Aufnahme des Femurs. Aus dem Bildstapel haben wir mit der Bildanalysesoftware ImageJ Version 1.46r[3] Querschnitte an 8 verschiedenen Stellen entlang der Längsachse des Femurs sichtbar gemacht. Die ermittelten Querschnitte haben wir vermessen. Dazu wurde die Position der breitesten Stelle, die größte Breite, die Position der größten Wölbung und die Wölbung gemessen und der jeweilige Mittelwert bestimmt. Aus den daraus resultierenden Werten haben wir ein NACA (National Advisory Committee for Aeronautics) Profil erstellt. NACA Profile wurden für verschiedene Formen von Tragflächen entwickelt. Es wurde eine 4-stellige-Serie für einfache und eine 5-stellige Serie für die Beschreibung komplexer Flügelformen entwickelt. Die 4-stellige-Serie definiert das Profil durch NACA-XXXX [4].

Zur Berechnung des Auftriebs eines Profils wird der Anstellwinkel benötigt. Hierzu habe wir mit Hilfe eines Messmikroskops von in 70% EtOH fixierten und rehydrierten Larven die minimalen und maximalen Anstellwinkel vermessen. Die Tiere haben wir mit Insektennadeln manipuliert und das Bein maximal ausgelenkt. Die Anfangs- und Endstellung des Beines wurden im dreidimensionalen Raum vermessen. Unser Ziel war es, den maximalen Anstellwinkel zu ermitteln, welchen wir zur Berechnung der maximalen Auftriebskraft benötigen werden. Die Auswertung der Winkelmessungen erfolgte mit der 3D Software Alias Design 2011. Für den gemessenen Winkelbereich konnten wir unter Anwendung der Software XFOIL[5] für das NACA-Profil die jeweiligen Auftriebskoeffizienten berechnen. Der Auftriebskoeffizient, auch als Auftriebsbeiwert bezeichnet, ist eine dimensionslose Kenngröße zur Beschreibung des Auftriebsverhaltens eines Profils. Er ist abhängig vom Anstellwinkel. Mit Hilfe der Potentialtheorie haben wir zusätzlich theoretische Auftriebskoeffizienten für kleine Anstellwinkel von 0° bis -10° berechnet [6].

Formel der Potentialtheorie zur Berechnung des Auftriebskoeffizienten:

$$C_l = 2\pi\alpha(rad) \qquad (1)$$

Für die Auftriebskoeffizienten des NACA-Profils und der Potentialtheorie haben wir anschließend die Auftriebskräfte berechnet. Die Länge des Femurs für die Berechnung wurde aus der gemittelten Länge der 10 eingebetteten Beine ermittelt.

Formel Auftriebskraft:

$$F_l = C_l \cdot 0{,}5\ \rho\ \cdot v \cdot\ c\ \cdot 1 \qquad (2)^6$$

C_l = Auftriebskoeffizient, ρ = Dichte H_20, v = Geschwindigkeit, c = Tiefe, l = Länge Femur

Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund des kurzen Laufweges auf der Oberseite und des relativ langen Laufweges auf der Unterseite, erzeugt der Umriss des Femurs auch ohne angestellt zu sein Abtrieb. Wird das Femur angewinkelt, wie *Ecdyonurus sp.* es tut, so wird die Abtriebskraft noch verstärkt. Abbildung 3 zeigt einen in Epoxidharz eingebetten Querschnitt.



Abb. 3: Querschnitt Femur, Epoxidharz-Einbettung.

Das Ergebnis der Vermessung der Querschnitte ist das Profil NACA (16)443. Die Kodierung bedeutet, dass das Profil eine maximale Wölbung von **16**% bei **40**% der Sehnenlänge hat und eine maximale Dicke von **43**% bei 50% der Sehnenlänge. Abbildung 4 zeigt dieses Profil.

0

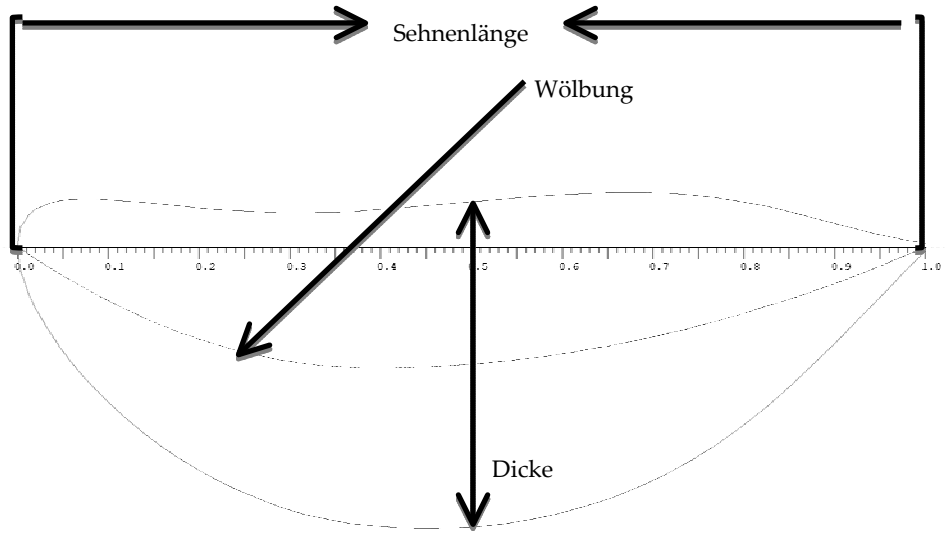


Abb. 4: Das Profil NACA (16)443 ist das Ergebnis der Vermessung der Querschnitte des Femurs

Die Messungen mit dem Messmikroskop ergeben einen maximalen Anstellwinkel von –30,98 ± 7,97°. Das bedeutet, dass die Tiere ihre Oberschenkel stark anwinkeln können. Der Anstellwinkel hat einen Einfluss auf die Abtriebskräfte. Je größer der Winkel ist, desto größer ist der erzeugte Abtrieb (Abb. 5).

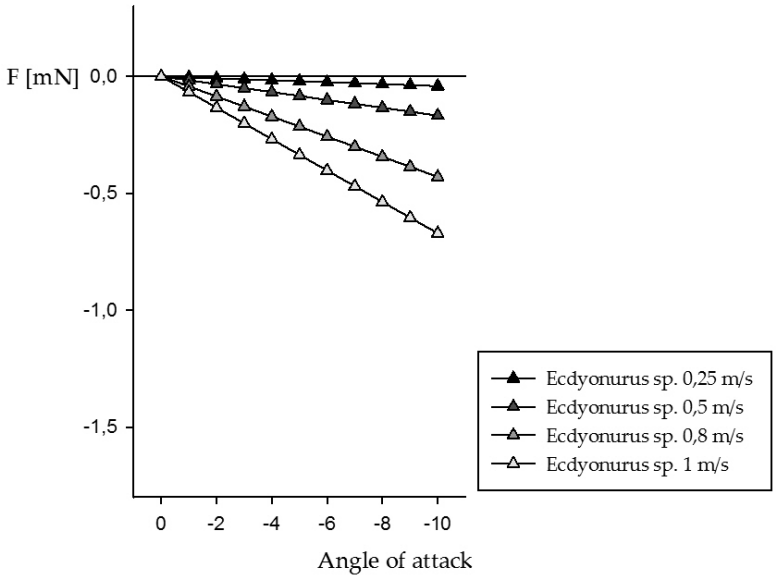


Abb. 5: Abtriebskräfte eines Femurprofils bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten. Werte beruhen auf die Potentialtheorie.

Neben dem Anstellwinkel hat auch die Fließgeschwindigkeit einen Einfluss auf die Abtriebskraft (Abb. 5).

Die Vermessung der eingebetteten Femora ergibt eine Breite **c** von 1,11 ± 0,13 mm und eine Länge **l** von 2,14 ± 0,28 mm. Beispielhaft berechnet für das Femurprofil in einer Wasserströmung mit einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,5 m/s ergeben sich folgende Auftriebskräfte für einen Anstellwinkel von -10°, verglichen werden die Ergebnisse des NACA Profils und der theoretischen Werte der Potentialtheorie:

NACA (16)443 → - 0,58 mN

Potentialtheorie → - 0,2 mN

Beide Ergebnisse zeigen einen negativen Auftrieb (=Abtrieb). Bei Weißenberger et al[1] wurden Auftriebskräfte im Bereich von -1,2 bis +1,2 mN gemessen. Somit liegen unsere Ergebnisse in einer vergleichbaren Größenordnung. Unsere Ergebnisse zeigen somit, dass es den Tieren möglich ist mit dem 1. Beinpaar Abtrieb zu erzeugen.

Offen bleibt die Frage, wie die weiteren Beinpaare sich verhalten, ob sie ebenfalls zum Abtrieb beitragen und in welcher Größenordnung der ventral abgeflachte Körper Auftrieb erzeugt. Die 2ten und 3ten Beinpaare werden auch Abtrieb erzeugen, da die Profile ebenfalls asymmetrisch sind. Die Larven positionieren diese Beine aber nicht genau senkrecht zur Strömung, wie sie es mit dem 1. Beinpaar tun, so dass genaue Berechnungen nach den bereits verwendeten Methoden nicht möglich sind. Durch die Möglichkeit, Abtrieb mit den Femora zu erzeugen, ist das Tier in der Lage den Auftrieb zu kompensieren, welcher durch ihren ventral abgeflachten Körper erzeugt wird[7]. Aus persönlichen Beobachtungen, und Messungen mit dem Messmikroskop konnten wir zeigen, dass die Larven den Anstellwinkel ihrer Femora ändern können. Dadurch sind die Larven in der Lage, sich an variierende Strömungsverhältnisse anzupassen, während sie auf Steinen in der Strömung nach Nahrung suchen. Weitere Untersuchungen einzelner Körperteile, Vermessungen der Anstellwinkel für alle Beinpaare und komplexere dreidimensionale Strömungssimulationen würden die Frage, wie die Larven in der Lage sind die auf sie wirkenden Kräfte zu beeinflussen noch genauer beantworten. Unsere Studie hat die Hypothese, dass das Profil der Femora dem einer umgekehrten Tragfläche ähnelt und die Tiere damit in Abhängigkeit vom Anstellwinkel aktiv Abtrieb mit ihren Beinen erzeugen können unterstützt.

Literatur

1. Weissenberger, J., Spatz, H.-C., Emanns, A. & Schwoerbel, J. Measurement of lift and drag forces in the mN range experienced by benthic arthropods at flow velocities below 1.2 ms^{-1}. *Freshwater Biology* **25**, 21-31 (1991).
2. Gonser, T. Beiträge zur Biologie südneotropischer Ephemeropteren. Dissertation (1990).
3. Http://rsbweb.nih.gov/ij/ ImageJ. (2004).at <http://rsbweb.nih.gov/ij/>
4. Jacobs, N.E., Ward, K.E. & Pinkerton, R.M. *Report No. 460 The characteristics of 78 related Airfoil sections from tests in the variable-density wind tunnel*. 299-354 (1933).
5. http://web.mit.edu/drela/Public/web/xfoil/ XFOIL.
6. Böswirth, L. Technische Strömungslehre. *Technische Strömungslehre* 1-10 (2010).
7. Statzner, B. & Holm, T.F. 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 (1982).

Determination of Water Quality of İyidere and Çiftekavak Streams using Benthic Macroinvertebrates

Osman Serdar[1] & Bülent Verep[2]

[1]Tunceli University Faculty of Fisheries oserdar@tunceli.edu.tr , [2]Recep Tayyip Erdogan University Faculty of Fisheries verepoglu@hotmail.com

Keywords: Water quality, Benthic macroinvertebrate, Saprobic Index, Iyidere Stream and Çiftekavak Stream.

Introduction

An accurate assessment of water pollution is not possible by only chemical analyses. It is therefore essential to employ a biological assessment of water quality to assist and complete the chemical analyses. Biological assessments show the cumulative effects of physical, chemical and biological stresses in the water as whole. Besides being an important link in the food chain, macroinvertebrates can also serve as an indicator of water quality. Some stream-bottom macroinvertebrates cannot survive in polluted water while others can survive or even thrive in polluted water. A healthy ecosystem supports diversity of organisms, so in a healthy stream, the streambottom community will include a variety of pollution sensitive macroinvertebrates. Conversely, an unhealthy stream will support only a few types of non sensitive macroinvertebrates. Aquatic macroinvertebrates provide information about the quality of a stream over long periods of time (Duran 2006).

It may be difficult to identify stream pollution with water analysis such as pH and dissolved oxygen, which can only provide information for the time of sampling. Even the presence of fish may not provide information about a pollution problem because fish can move away to avoid polluted water and then return when conditions improve. However, most aquatic macroinvertebrates cannot move to avoid pollution. A macroinvertebrate sample may provide information about pollution that is not present at the time of sample collection. Water chemistry and aquatic habitat assesment values were compared and evauleted for sampling points.

Having not carried out these type of studies in Turkey should be seen as lacking and assessment of water quality using macro invertebrates be employed (Duran 2006). In Turkey, running waters have received much less attention from limnologists than lakes, and the assessment of water quality is based mainly on physicochemical variables. However, and ecosystem analysis using macroinvertebrates together with physical and chemical variables has recently been conducted in Turkey (Girgin, & Kazancı, 1994; Kazancı, at all,1997; Kazancı, & Dügel, 1996).

Materials and Methods

Study Area

Rize has been set up north east in turkey. This city's climate, cool summers, and winters are mild and it has every season rainy climate. Thanks to the rainy climate and the many sources of underground water has a very rich hydrographic structure. Rize more than 5 km in length there are the 23

streams. İyidere stream is all of them the largest with lenght of 78,4 km. Also it has six large tributary. Çiftekavak stream is under heavy urban effect. Its long is only 7 km and it has low flow and discharge.

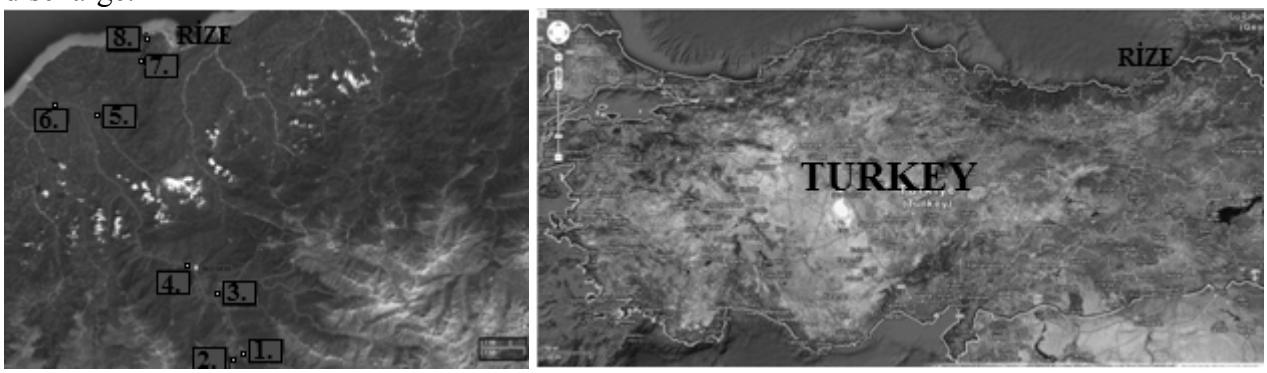


Figure 1. Study area

The investigation was carried out on the streams of Çiftekavak and İyidere in Rize between April 2010 and March 2011. Samples were taken monthly from the station which chosen 6 sample points on Iyidere and 2 sample point on Çiftekavak stream. Water quailty was evaluated according to benthic macroinvertebrates. In this study, seven different biotic index such as SI (Saprobi Index), FBI (Family Biotik Index), BMWP (Biological Monitoring Index Scores), BBI (Belgium Biotic Index), ASPT (Avarage Score Per Taxon) and EPT taxon number were used in evaluation according to benthic macroinvertabrates. Water temperature, dissolved oxygen, pH, and specific conductivity were measured in the field with portable instruments (YSI Professional plus).

Benthic macroinvertebrates were collected by kicking for 3 minutes with 20 replications at 8 sampling sites with a handnet (frame, 30 cm high and 30 cm wide) every station. Macroinvertebrates are seperated from sediments at the laboratory by visual examination and steoromicroscope (Olympus C×21). Consequently, the scores are calculeted according to selected biotic indeces. The collected material and organisms were preserved in 4% formaldehyde. Taxa were determined to genus level. In this study, using asterics software, seven different biotic index such as SI (Saprobi Index), FBI (Family Biotik Index),BMWP (Biological Monitoring Index Scores), BBI (Belgium Biotic Index), ASPT (Medium Taxon Index) and EPT taxon number were carried out in evaluation according to benthic macroinvertabrates. Consequently, the scores are calculeted according to selected biotic indeces.



Figure 2. Kick sampling (AQEM 2002)

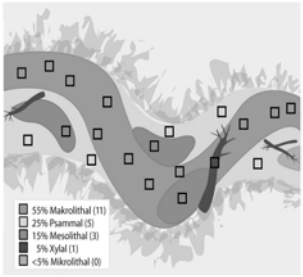


Figure 3. Multi habitat sampling (De Pauw 1983)

Results

Water temperature (ºC), oxygen saturation (%), dissolved oxygen (mg/L), pH, salinity, calcium (mg/L) and magnesium(mg/L) were measured in the field with portable instruments (YSI Professional plus). Sampling points belong to datas maximum, minimum and mean (Table 2).

Table 2. The lowest, mean and highest values of measured physico-chemical parameters at the sites

	Station	Temp.	Salinity	pH	Oxygen	Oxygen Saturation	CO2	Ca	Mg
		°C	ppt		mg/L	%	mg/L	mg/L	mg/L
max		16,70	0,23	8,56	14,11	102,40	1,94	26,50	9,14
min	I	0,60	0,00	7,82	9,32	88,50	0,42	7,21	2,53
mean		8,60	0,04	8,00	11,13	97,53	0,96	12,83	5,54
max		16,00	0,21	8,39	13,02	108,40	2,00	18,44	5,15
min	II	2,10	0,00	7,67	9,19	87,50	0,30	6,41	2,41
mean		9,04	0,04	7,84	11,02	98,33	0,72	11,37	4,25
max		19,20	0,16	8,32	13,98	119,60	1,52	15,63	6,08
min	III	2,10	0,00	7,58	8,98	94,00	0,33	4,81	1,17
mean		9,96	0,03	7,79	11,26	100,78	0,71	9,27	3,73
max		19,40	0,39	8,04	13,14	116,10	1,69	18,04	6,56
min	IV	2,70	0,00	7,55	9,60	89,50	0,22	6,41	2,14
mean		11,09	0,06	7,81	11,03	101,04	0,66	11,19	4,30
max		27,30	0,33	9,13	12,60	126,30	1,78	24,85	18,24
min	V	7,40	0,00	7,61	7,86	91,00	0,30	10,02	2,83
mean		15,80	0,07	8,20	10,58	103,68	0,79	16,50	9,21
max		21,30	0,31	8,35	14,08	130,00	1,65	21,64	8,75
min	VI	5,40	0,00	7,79	8,40	92,40	0,20	8,42	2,34
mean		13,15	0,06	8,15	11,26	106,39	0,65	13,51	5,90
max		28,50	0,44	8,25	12,61	140,80	1,74	33,27	15,31
min	VII	8,30	0,00	7,82	7,20	94,40	0,35	12,02	2,92
mean		16,80	0,08	7,96	10,54	108,19	0,86	22,63	11,45
max		28,70	0,39	8,90	12,18	128,20	1,86	32,46	14,73
min	VIII	8,60	0,00	7,63	7,00	99,80	0,38	12,83	3,12
mean		17,05	0,08	8,18	10,32	107,29	0,82	23,69	11,48

Table 3. Distribution of benthic macroinvertebrates

	Sitations							
Groups of taxa	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Gammarus sp.	×	×	×		×		×	
Planaria sp.	×	×	×	×				
Potamon sp.							×	
Agabus sp.	×	×						
Onychogomphus forcipatus						×	×	
Helobdella stagnalis	×		×				×	
Ephemerella sp.	×	×	×	×	×	×	×	
Epeorus sp.	×	×	×	×	×	×	×	
Baetis sp.	×	×	×	×	×	×	×	×
Baetis rhodani	×	×	×	×	×		×	
Iron sp.	×	×	×	×	×		×	
Tipula sp.	×	×	×	×	×		×	
Chironomidae	×	×	×	×	×	×		×
Atherix sp.	×	×	×	×			×	
Dicranota sp.	×	×	×	×				
Tabanus sp.	×	×	×	×	×			
Simulium sp.	×	×	×	×				
Hydropsyche sp.	×	×	×	×	×	×	×	
Lepidostoma sp.	×	×	×	×	×	×	×	
Rhyacophila sp.	×	×	×	×	×		×	
Perla sp.	×	×	×	×	×	×	×	
Leuctra sp.	×	×	×	×	×	×	×	
Isoperla sp.	×	×	×	×	×			
Protonemura sp.	×	×	×	×	×	×		
Eiseniella sp.							×	
Tubifex sp.	×	×	×	×	×	×	×	×
Acariformes	×	×	×				×	

The total of 27 macroinvertebrate taxa were recorded (Table 3) and they were grouped as; Ephemeroptera, Amphipoda, Tricladida, Coleoptera, Decapoda, Rhynchobdellida, Odonata, Diptera, Trichoptera, Plecoptera, Tubificida and Arthropoda. According to the results of the macroinvertebrate survey, the upper section of İyidere Stream was characterized as having Class I water quality by Ephemeroptera, Odonata, Diptera and Coleoptera (Table 4). However, Çiftekavak stream was characterized as having Class III-IV water quality with a low species richness (Table 3-4).

Table 4. Classes of water quality based on some biotic indices

	Water Quality Classes							
Stations	1	2	3	4	5	6	7	8
SI	II	II	II	II	II	II	II	II
FBI	I	I	I	I-II	I-II	III	II	III-IV
BMWP	II	II	II	II	II	III	II	V
ASPT	I	I	I	I	I	I	I	III
BBI	I	I	I	I	I	I	I	IV
EPT	12	12	12	12	12	10	12	1

Discussion

As a result of the water quality assessment using biotic indices, according to all indices, The first, second and third stations are said to have very clean water, they have similar character. According to the FBI the fourth and fifth stations have much less polluated. The sixth station found to be slightly polluted. The seventh station was found to be less contaminated. And the 8th stations were determined as the excessive polluted-part of the stream.

All stations according to Saprobic Index was found to be contaminated with inadequate as β-mesosaprob.

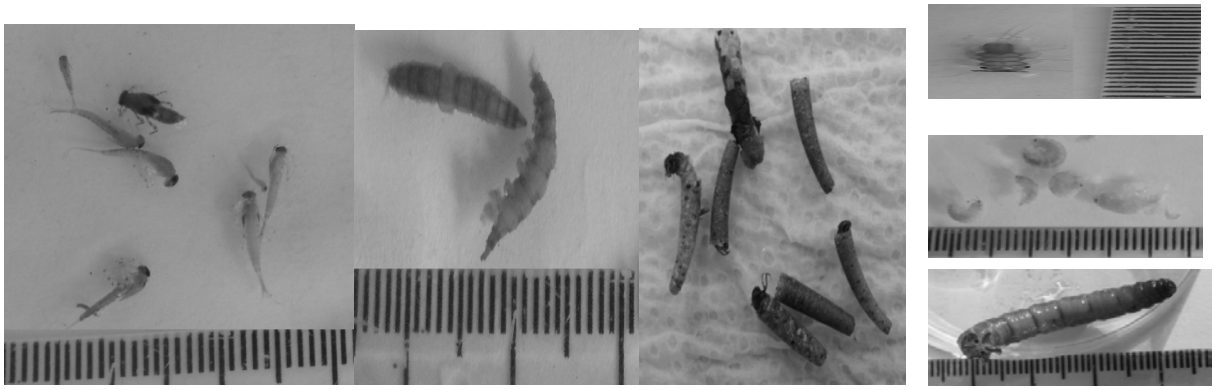


Figure 4. Some macroinvertabrates collected from study's area

Acknowledgements

This master thesis study has been supported by Recep Tayyip Erdoğan University of Scientific Study Project with code of 2011.103.01.1

References

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. (www.aqem.de).

De Pauw, N. & Vanhooren, G. (1983): Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia 100: 153- 168.

Duran M. (2006): Monitoring Water Quality Using Benthic Macroinvertebrates and Physicochemical Parameters of Behzat Stream in Turkey., Polish J. of Environ. Stud. Vol. 15, No.5 (2006), 709-717

Girgin, S. & Kazancı, N., (1994): Researches on inland waters of Turkey I. Evaluation of water quality of Ankara Stream using physicochemical and biological parameters. Özyurt Printing House, 184 pp. Ankara (in Turkish with English summary)

Kazancı, N., Girgin, S., Dügel, M.,& Gökçe, D. (1997): Researches on inland waters of Turkey II. Biotic index method for assesment of environmental quality of running waters. Özyurt Printing House, 100 pp Ankara (in Turkish with English summary).

Kazancı, N. & Dügel, M. (1996): Aquatic insects of the Köycegiz-Dalyan nature reserve area with their usage for evaluation of environmental quality of running waters. XX. Int. Congress of Entomology Florasa, Italy.

Einfluss wechselnder Wasserstände auf die Lokomotionsaktivität von Gammarus pulex (Linnaeus 1758) und Echinogammarus berilloni (Catta 1878)

Specht, Hendrik[1] (hendrikspecht@gmx.de), Schmidt-Formann, Oliver[1,2] (schmidtformann@stadt.hamm.de), Meyer, Elisabeth I.[1] (meyere@uni-muenster.de) & Riss, H.W.[1] (riss@uni-muenster.de)

[1]Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, [2]Stadt Hamm, Umweltamt – Untere Wasserbehörde, Gustav-Heinemann-Straße 10, 59065 Hamm (Westf.)

Keywords: Tidomat, Wasserstandssimulation, Stresseinwirkung, Bewegungsaktivität

Einleitung

Trockenperioden beeinflussen das Leben in kleineren Gewässern in besonderem Maße. Häufiges Trockenfallen von limnischen Systemen ist für viele Organismen mit Stress verbunden. Daher sind spezielle Anpassungen notwendig. Besonders sensibel auf äußere Faktoren reagieren Amphipoden, weshalb sie auch vermehrt als Bioindikatoren verwendet werden (Rinderhagen et al., 2000).
Im Stadtgebiet von Hamm (Westf.) kommt in der Ahse, einem Lippezufluss, neben dem einheimischen Amphipoden *Gammarus pulex* der invasive *Echinogammarus berilloni* vor. Aus Verbreitungsdaten geht hervor, dass *E. berilloni* seit 1997 im Hauptgewässer Ahse lokal in hohen Abundanzen vorkommt, jedoch in den Nebengewässern, die durch größere Wasserstandsschwankungen charakterisiert sind, im Gegensatz zu den einheimischen Arten, nicht nachzuweisen ist (Schmidt-Formann et al. 2011).
Die zentrale These dieser Studie ist, dass verschiedene Wasserstände Einfluss auf das Verhalten und demzufolge die kleinräumige Verbreitung von Amphipoden haben. Genauer formuliert wird davon ausgegangen, dass *E. berilloni* unter dem Einfluss verschiedener Wasserstände höhere Aktivität zeigt und Gewässer meidet, die unter starken Wasserschwankungen stehen. Zu diesem Zweck wurde ein experimenteller Versuchsaufbau entwickelt, der die Messung der Lokomotion beider Taxa bei verschiedenen Wasserständen ermöglicht. Der Arbeitstitel für diesen Versuchsaufbau „Tidomat“ wurde nach dem periodischen Wechsel der Wasserstände konstruiert. Jeweils zwei Schalen sind mittels kommunizierender Röhren miteinander verbunden und ermöglichen den stündlichen Wechsel der Wasserstände. Die Versuchsorganismen in den Schalen werden nach einem festen Zeitplan einen ganzen Versuchstag den verschiedenen Wasserständen ausgesetzt. Die Messung ihrer Lokomotionsdaten liefert die Datengrundlage für die Auswertung. Die Resultate könnten Rückschlüsse auf die beobachtete Verteilung von *E. berilloni* im unteren Einzugsgebiet der Ahse ermöglichen. Ebenso wäre es möglich, dass die Ergebnisse Antworten darauf geben, weshalb *G. pulex* sich teilweise in temporären Zuflüssen der Ahse etablieren konnte ohne von den Bedingungen der verschiedenen Wasserstände dauerhaft beeinflusst zu werden.

Material und Methoden

Versuchsdesign Tidomat

Um die verschiedenen Wasserstände in einem Versuchsaufbau simulieren zu können, wurde eine Versuchsapparatur entwickelt. Aufbau und Funktionsweise werden im Folgenden schrittweise erörtert.

Für die Untersuchung wurden pro Versuchstag zehn Tiere herangezogen, die jeweils einzeln in präparierten Schalen exponiert wurden. In sechs Schalen wurden verschiedene Wasserstände ermöglicht und in vier Kontrollen wurde dauerhaft „Hochwasser“ simulierten. Das Gefäß, in welchem sich ein Individuum eines Taxons während des Versuchs aufhielt, war ein achteckiges Gefäß aus durchsichtigem Kunststoff mit einer Tiefe von acht- und einem Durchmesser von zwölf Zentimetern. Der Boden wurde gleichmäßig mit kleinen Kieselsteinen (75 bis 120 mm) im Abstand von 1,5 x 1,5 cm beklebt. Eine einheitliche Belichtung für alle Gefäße garantierte eine seitliche Ummantelung aus weißem Papier sowie braunem Papier unter dem Schalenboden. Dies soll den Grund eines Gewässers simulieren und so irreführende Reize auf das Testtier minimieren. Um den Wasserstand in dem Gefäß von Außen beeinflussen zu können, wurde das Prinzip der kommunizierenden Röhren (Schlauchwaage) angewandt (Abb. 1). Ein Partnergefäß, ein ca. einen Meter langer handelsüblicher Schlauch (DN 6, 1,5 mm Wandstärke), ein feinmaschiges Stück Edelstahldrahtgeflecht (500 µm) und Aquariumsilikon waren Bestandteile des Systems. Letzterer wurde wegen seiner neutralen Inhaltsstoffe eingesetzt und vermied eine Beeinflussung der Tiere. In der Mitte aller Gefäße, die verschiedene Wasserstände ermöglichen sollen, wurde ein angepasst großes Loch gestanzt und das Schlauchstück eingepasst. Weiter wurde es verklebt und mit einem, an den Durchmesser des Schlauchs angepassten, Stück Drahtgeflechts abgedeckt. Das Schlauchstück ragte ca. einen Zentimeter in das Gefäß hinein, um den späteren Wasserstand beim Abfließen des Wassers auf dieser exakten Höhe zu halten. Das gleiche Verfahren wurde bei allen anderen Gefäßen durchgeführt. Das Prinzip der kommunizierenden Röhren ermöglichte es nach Füllung eines Gefäßes und dessen vertikaler Ausrichtung den Wasserstand in der jeweils anderen Schale zu beeinflussen. Für einen einheitlichen Ablauf des Versuchs wurde eine Holzkonstruktion entwickelt, an der jedes Schalenpaar mit seiner Schlauchverbindung einzeln aufgehängt und mittels Schwenkarmtechnik individuell und stufenlos in seiner Höhenlage eingestellt werden konnte. Um zu garantieren, dass die Gefäße immer waagerecht und somit der Wasserstand innerhalb des Gefäßes immer gleich war, wurde die Aufhängung mit Ketten und Drahtringen gefertigt, welche durch ihr Eigengewicht kontinuierlich dieselbe Position der Gefäße sichern. Die Einstellung der Höhen erfolgt manuell anhand Markierungen, die empirisch vorher festgelegt wurden.

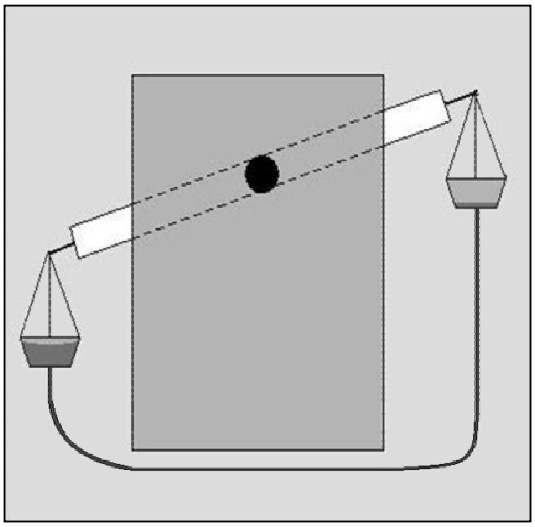


Abb. 1: Prinzipskizze kommunizierende Röhren

Versuchsdurchführung

Die Schalenpaare wurden im Tidomat arretiert und zusammen mit den Kontrollen auf einem Tisch zentral unter der künstlichen Lichtquelle mit Tageslichtspektrum angeordnet. Danach wurden die einzelnen Schalen mit Wasser gefüllt, wobei die Kontrollen jeweils ganz, und die korrespondierenden Schalenpaare zur Hälfte gefüllt wurden. Dies sollte zu Beginn des

Versuchstages für die Tiere eine einheitliche Akklimatisierung ermöglichen. Danach wurden die Tiere eingesetzt, wobei in jede Schale nur ein Versuchstier gesetzt wurde. Bis zur ersten Veränderung wurde eine halbe Stunde Eingewöhnungszeit eingehalten. Nach einem festen Zeitplan wurden die Schwenkarme periodisch in Hoch- und Tiefstellung gesetzt, sodass jedes Individuum im Verlaufe des Versuchstages den gleichen periodischen Wechseln ausgesetzt war. Das Zeitintervall zwischen jeder Veränderung betrug für alle Schalen eine Stunde. Begonnen wurde stets mit einer Verlagerung in dieselbe Richtung. Nach 30 Minuten Exposition wurde für fünf Minuten mittels des Computerprogramms „etho“ (Dr. H. W. RISS, Institut für Evolution und Biodiversität 1997, Münster) eine Messung durchgeführt. Ziel der Messung war es, die Lokomotion des Versuchstieres zu dokumentieren und den prozentualen Anteil der definierten Verhaltensmuster für die statistische Auswertung zu erfassen. Unterschieden wurde bei den Verhaltensformen zwischen „Schwimmen“, „Kriechen“ und „Ruhen“. Als schwimmend wurde ein Tier gewertet, wenn es sich aktiv von einem Ausgangsort weg bewegte und länger als eine Sekunde nicht in Kontakt mit festem Untergrund stand. Als kriechend wurde jedes Tier gewertet, welches sich fortbewegte und dabei den Kontakt mit einem festen Untergrund, wie den aufgeklebten Steinen oder dem Behälter behielt. Als ruhend galt ein Tier ab dem Moment, wo es sich länger als eine Sekunde nicht in seiner Gesamtheit im Sinne der vorangestellten Bewegungsformen bewegte. Pleopodenschläge zählten nicht zu einer aktiven ganzheitlichen Bewegung.

Die statistische Auswertung wurde mit R durchgeführt. Sie konzentrierte sich auf die Herausstellung von signifikanten Unterschieden im Datensatz einerseits zwischen den beiden Arten und andererseits innerhalb einer Art.

Ergebnisse

Als Ergebnis steht fest, dass alle Verhaltensformen von sämtlichen Individuen gezeigt wurden. Die Ausprägung der Verhaltensmuster variiert jedoch bei jedem Tier stark. Es gibt Individuen, die äußerst aktiv sind und einen Großteil der beobachteten Zeit schwimmen und es gibt Individuen, die sehr viel kriechen oder ruhen.

Einen Überblick über die signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Arten liefert

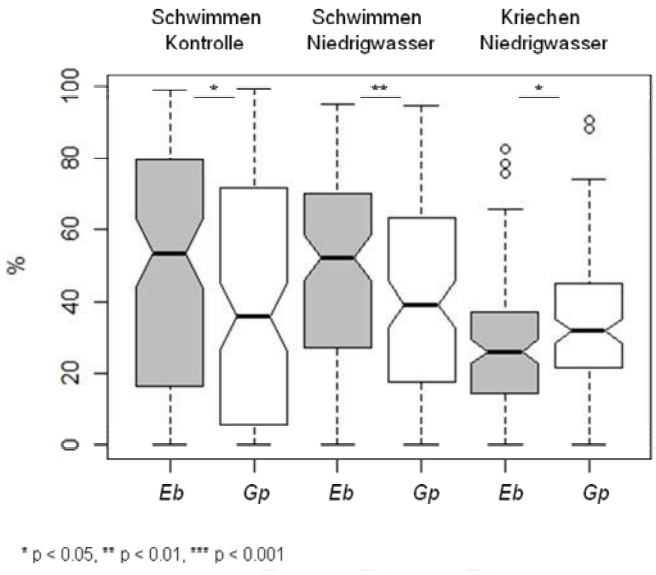


Abbildung 2. Diese zeigt *E. berilloni* bezogen auf das Schwimmverhalten sowohl in der Kontrolle, als auch bei Niedrigwasser, als aktivere Art. Für Niedrigwasser ist der Unterschied zwischen dem Kriechverhalten von *E. berilloni* und *G. pulex* ebenfalls signifikant (*p < 0.01*), jedoch zugunsten von *G. pulex* verschoben.

Die signifikanten Unterschiede innerhalb der Arten, werden in Abbildung 3 dargestellt. Darin ist zu erkennen, dass E. berilloni bei Niedrigwasser signifikant ($p < 0.05$) mehr kriecht als in der Kontrolle. Für G. pulex zeigt sich der einzige signifikante Unterschied beim Vergleich des Ruhens in der Kontrolle und bei Niedrigwasser, wobei in der Kontrolle mehr geruht wurde als beim Einfluss der verschiedenen Wasserstände.

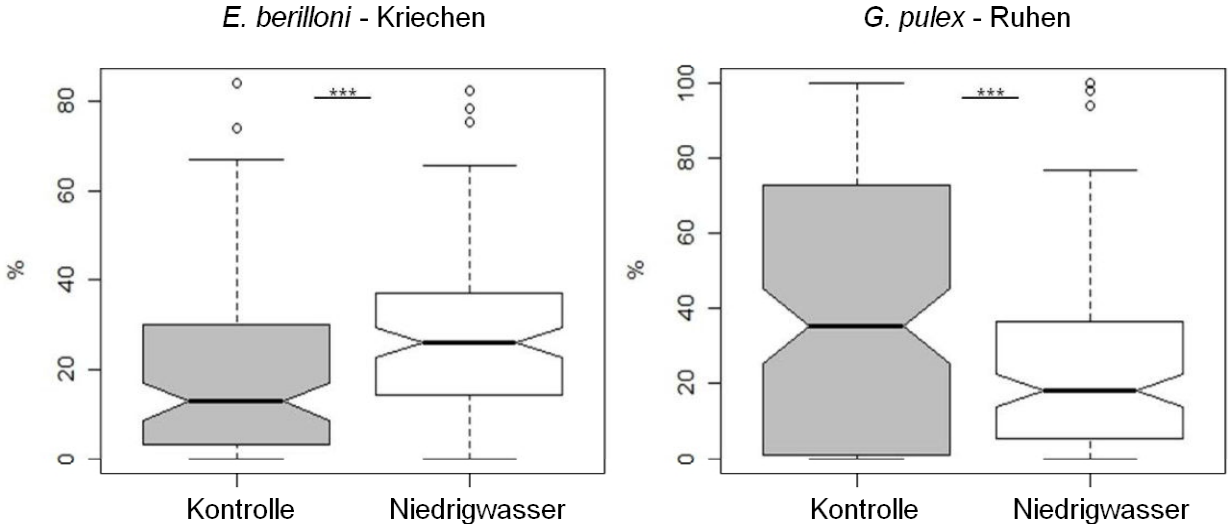


Abbildung 3: Unterschiede Innerhalb der Arten

Abbildung 4 fasst alle Verhaltenstendenzen der Ergebnisse zusammen. Daraus ist ersichtlich, dass *E. berilloni* unabhängig von den Wasserständen im Vergleich zu *G. pulex* mehr aktives Schwimmverhalten und weniger Kriech- und Ruheverhalten gezeigt wurde.

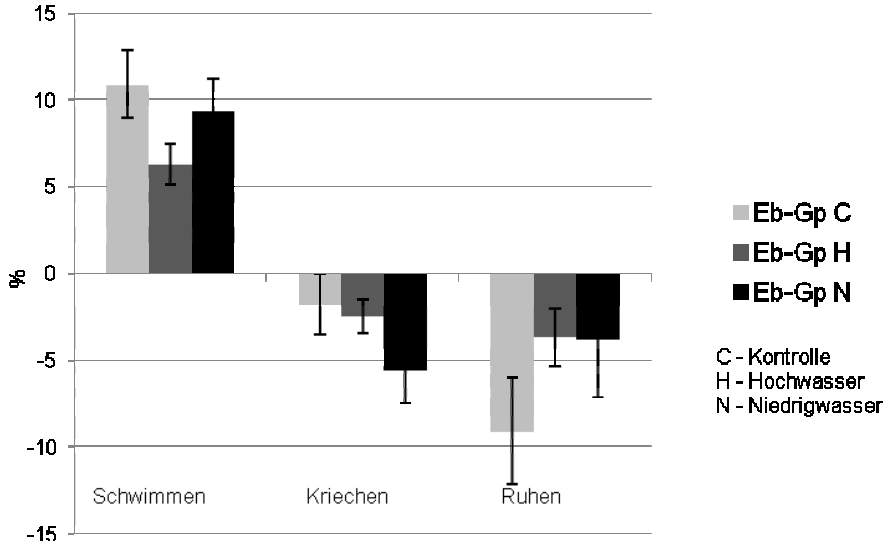


Abbildung 4: Differenz der Intensitäten aller Verhaltensweisen und Standardfehler (Legende: C = Kontrolle, H = Hochwasser, N = Niedrigwasser)

Diskussion

Verschiedene Wasserstände haben Einfluss auf das Verhalten von *E. berilloni* und *G. pulex*. Die Steigerung der Aktivität im Kriech- und Schwimmverhalten bestätigt verschiedene Wasserstände als Stressor für die Tiere. Die Reaktionen der beiden Taxa auf die wechselnden Bedingungen sind im Vergleich zueinander jedoch unterschiedlich. Bei der Besiedlung temporärer Gewässer, deren Charakteristik im Experiment simuliert wurde, ist *G. pulex* gegenüber *E. berilloni* bevorteilt. In Bezug auf die geringere Schwimmaktivität scheint *G. pulex* von den verschiedenen Wasserständen weniger gestresst als *E. berilloni*. Basierend auf den Ergebnissen kann festgehalten werden, dass *E. berilloni* bei Niedrigwasser mit erhöhter Schwimmaktivität reagiert, was bedeuten kann, dass die Art mit großer Wahrscheinlichkeit dieser Situation besser entfliehen kann als *G. pulex*. Die hohe Aktivität speziell in Kontroll- und Hochwasserphasen deutet zudem auf die Fähigkeit von *E. berilloni* hin, einer Stresssituation frühzeitig zu entgehen. Ausgehend von diesen Ergebnissen können Rückschlüsse über die Besiedlung im Ahsegebiet getroffen werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Wasserstände Einfluss auf das Verhalten der Amphipoden haben. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass es Verhaltensunterschiede bei den Amphipoden *E. berilloni* und *G. pulex* unter Einfluss der verschiedenen Wasserstände gibt. Die Deutungen daraus können Interpretationshilfen für die Verteilung der Amphipoden im Ahsegebiet sein. E. berilloni zeigt durch sein hohes Schwimmverhalten, dass verschiedene Wasserstände erhöhtes Stessverhalten erzeugen. Andererseits hat E. berilloni die Fähigkeit frühzeitig dieser Stresssituation zu entgehen. Auf G. pulex wirken diese Einflüsse ebenfalls, jedoch in geringerem Maße, sodass ein Vorteil bei der Besiedelung temporärer Gewässer zu sehen ist.

Danksagung

Für die Unterstützung bei dieser, im Rahmen einer Bachelorarbeit entstandenen, Studie möchte ich mich einerseits bei Oliver Schmid-Formann, für die theoretische und praktische Unterstützung in allen Arbeitsphasen, und andererseits bei Frau Prof. Dr. Elisabeth Meyer und ihrem Arbeitskreis sowie Dr. Wolfgang H. Riss bedanken.

Literatur

Schmidt-Formann, O., N. Kaschek u. E.I. Meyer (2011): Charakterisierung der Ahse (Einzugsgebiet Lippe, NRW) und ihrer Nebengewässer anhand chemisch-physikalischer Parameter unter Berücksichtigung der Verbreitung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen. 2011, 282-286.

Rinderhagen, M., Ritterhof, J. u. Zauke, G. P. (2000). Crustaceans as bioindicators. In: Gerhardt, A., Biomonitoring Polluted Water. Review on Actual Topics. Environmental Research Forum, Trans Tech Publications – Scitech Publications. 161-194.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Mikrohabitate der Chironomidae (Diptera) in ausgewählten Karstbächen

Sonja Steinke [1], Elisabeth I. Meyer [2] & H. Wolfgang Riss [3]

[1] Carl von Ossietzky Universität , Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Gewässerökologie und Naturschutz, 26111 Oldenburg, sonja.steinke@uni-oldenburg.de; [2+3] Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster; [2]meyere@uni-muenster.de, [3]riss@uni-muenster.de

Keywords: Chironomidae, Mikrohabitate, Karst, Larvenstadium, Strömungsgeschwindigkeit

Einleitung

Chironomiden sind die arten- und individuenreichste Insektenfamilie unserer Gewässer. Sie besiedeln vielfältige Lebensräume und sind auf unterschiedlichste Weise an die Anforderungen ihrer Habitate angepasst (Brundin 1966, zitiert in Bass 1986). Bei vielen Arten konnten Zusammenhänge zwischen Substrattyp und Verbreitungsmuster nachgewiesen werden (Bass 1986; Chaloner & Wotton 1996; Maasri et al. 2008a & 2008b). Gleichzeitig kann oft eine Koexistenz verschiedener Arten in einem Substrat, mitunter auf sehr engem Raum, beobachtet werden (Drake 1983; Pinder 1995; Tokeshi & Townsend 1987). Interspezifische Konkurrenz ist unter den Larven meist eher gering (Drake 1983; Rae 1985; Tokeshi 1986). Im Rahmen dieser Arbeit wurde daher nach Hinweisen auf ökologische Trennfaktoren koexistierender Gattungen gesucht. Hierzu wurde die Verteilung epilithischer Artengemeinschaften auf Mikrohabitate untersucht.

Material und Methoden

Probenentnahme

Zwischen April und Juni 2011 wurden Proben aus zwei Fließgewässern (Ellerbach und Schmittwasser) auf der Paderborner Hochfläche (NRW), einem großen Karstgebiet im Osten Nordrhein-Westfalens, entnommen. Innerhalb eines jeweils möglichst homogenen Bachabschnittes wurden differenzierbare Seiten überspülter Steine anhand verschiedener Parameter als Mikrohabitate unterschieden:

1. angrenzende Strömungsgeschwindigkeit ($m \cdot s^{-1}$)
2. Anteil der von Algen bewachsenen Steinoberfläche (%)
3. Dicke der Algenschicht (mm)
4. Makrophytenbewuchs
5. Rugosität (Tiefe der Oberflächenunregelmäßigkeiten in mm)

Nach Messung der angrenzenden Strömungsgeschwindigkeit (Mini Air 2, Schiltknecht, Messtechnik AG, Gossau) wurden die Steine aus dem Wasser entnommen. Die unterschiedlichen Seiten wurden vorsichtig abgebürstet und die Chironomidenlarven in Alkohol (70 %) konserviert, bevor alle weiteren Parameter aufgenommen und die Steine vermessen wurden (die untersuchten Steinseiten werden im Folgenden als Mikrohabitate beschrieben).

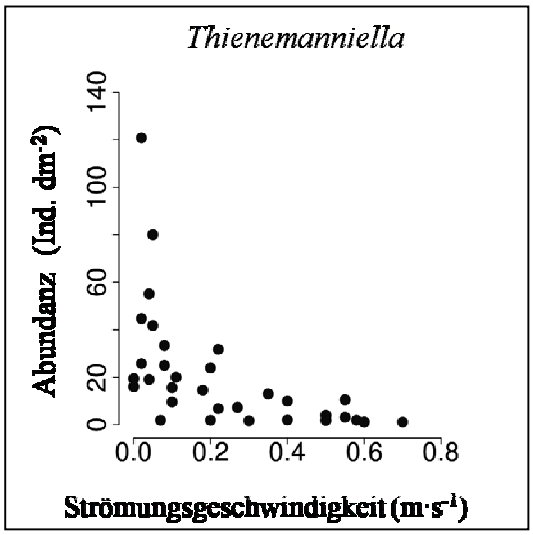
Die Chironomidenlarven wurden in Euparal (3C 239 Euparal, Waldeck GmbH & Co. KG, Münster) präpariert und nach Wiederholm (1983) und Schmidt (1993) bis auf Gattungsniveau bestimmt.

Datenanalyse

Für alle Mikrohabitate wurde die Abundanz der gefundenen Gattungen (Ind. dm^{-2}) bestimmt. Die Abundanzen der Gattungen wurden anhand eines Permutationstests (R, 2011, R Developing Core Team, Wien, Österreich) in klassifizierten Mikrohabitaten verglichen. Die Klassifizierung erfolgte nach den zuvor gemessenen Parametern Strömungsgeschwindigkeit, Größe der von Algen bewachsenen Oberfläche, Dicke der Algenschicht und Rugosität anhand der Klassen „hoch", „mittel" und „gering". Eine auffällige Alge auf einigen untersuchten Steinen konnte als die Rotalge Audouinella identifiziert werden. Als einziger Makrophyt wurde darüber hinaus Fontinalis auf einigen Steinen gefunden. Die Mikrohabitate wurden daher zusätzlich nach An- oder Abwesenheit von Audouinella und Fontinalis klassifiziert. Die entsprechenden Daten können im Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung Limnologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster eingesehen werden.

Ergebnisse

Insgesamt konnten 15 verschiedene Gattungen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden (Ellerbach: 13 Gattungen, Ø 22 Ind. dm^{-2}, max. 104 Ind. dm^{-2}; Schmittwasser 14 Gattungen, Ø 141 Ind. dm^{-2}, max. 617 Ind. dm^{-2}). Die häufigsten Gattungen waren *Orthocladius*, *Eukiefferiella*, *Thienemanniella*, *Tvetenia* und *Polypedilum*.



Für verschiedene Gattungen konnten Zusammenhänge zwischen Mikrohabitatcharakter und Abundanz nachgewiesen werden. An beiden Probestellen war *Thienemanniella* (Abb. 1) signifikant häufiger bei geringer als bei mittlerer oder hoher Strömungsgeschwindigkeit (Ellerbach: $F = 6.9$, $n = 33$, $p < 0.05$/ Schmittwasser: $F = 14.7$, $n = 47$, $p < 0.01$, Abb. 1). Auch *Corynoneura* zeigte eine Tendenz für dieses Verteilungsmuster ($F = 3.9$, $n = 15$, $p < 0.1$).

Abb. 1: Abundanz von *Thienemanniella* (Schmittwasser) aufgetragen gegen die Strömungsgeschwindigkeit ($m \cdot s^{-1}$)

Orthocladius sp. A und *Tvetenia* (Schmittwasser) waren signifikant häufiger in Mikrohabitaten mit großflächigem Algenwachstum als in solchen mit geringem Algenbewuchs ($F = 19.7$, $n = 24$, $p < 0.001$, Ellerbach/ $F = 4.7$, $n = 30$, $p < 0.05$, Schmittwasser). Auch die Individuenzahlen von *Polypedilum* und *Eukiefferiella* sp. A. waren positiv von der Dicke der Algenschicht beeinflusst. Beide Gattungen waren signifikant häufiger in Mikrohabitaten mit starkem Algenwachstum als in Mikrohabitaten mit mäßig oder schwach ausgeprägter Algenschicht ($F = 11$, $n = 14$, $p < 0.01$/ $F = 3.7$, $n =$

29, $p < 0.05$). In Mikrohabitaten mit schwach ausgeprägtem Algenbewuchs wurde *Polypedilum* nicht gefunden. Die Anwesenheit der Rotalge *Audouinella* hatte einen signifikanten Effekt auf die Abundanz von *Eukiefferiella* spp. ($F = 7.8$, $n = 19$, $p < 0.01$) und *Tvetenia* ($F = 6.27$, $n = 30$, $p < 0.05$, Abb. 2). Diese Gattungen waren signifikant häufiger in Anwesenheit der Rotalge als in ihrer Abwesenheit. Die Präsenz von *Fontinalis* auf den untersuchten Steinen hatte Einfluß auf die Verteilung von *Corynoneura*. Diese Gattung war signifikant häufiger in Mikrohabitaten mit *Fontinalis*-Bewuchs ($F = 6.1$, $n = 15$, $p < 0.05$).

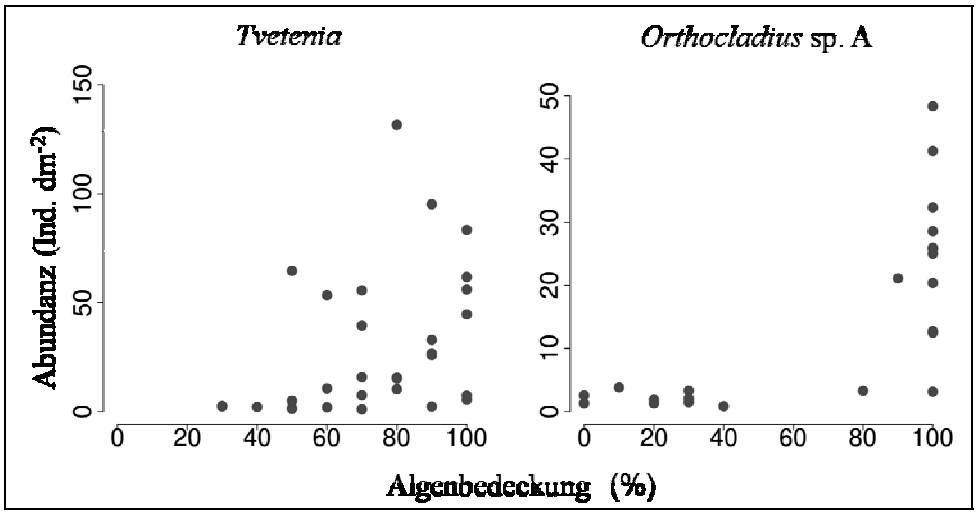


Abb. 2: Abundanz von *Tvetenia* und *Orthocladius* aufgetragen gegen den prozentualen Anteil der von Algen bewachsenen Steinoberfläche

Die Gattung *Synorthocladius* wurde nur auf Steinen mit mittlerer oder hoher Rugosität gefunden und war signifikant häufiger bei hoher Rugosität ($F = 7.4$, $n = 11$, $p < 0.05$).

Diskussion

Bei der Untersuchung der Mikrohabitatverteilung der Chironomidenlarven konnten Hinweise auf Assoziationen einiger Gattungen mit bestimmten Habitateigenschaften gefunden werden. Bestimmte Verteilungsmuster auf Mikrohabitate sind bereits von epiphytischen Artengemeinschaften bekannt (Drake 1983; Tokeshi & Townsend 1987). In der vorliegenden Untersuchung epilithischer Artengemeinschaften weisen die Beobachtungen darauf hin, daß vor Allem das Algenwachstum von Bedeutung für viele Gattungen ist. So war z.B. *Eukiefferiella* mit starkem Algenwachstum assoziiert. Verschiedene Arbeiten zeigten bereits eine positive Korrelation der Abundanz dieser Gattung mit der periphytischer Biomasse (Quinn et al. 1996; Maasri et al. 2008a). Maasri et al. (2008a) beobachtete außerdem bei *Eukiefferiella* das Abgrasen von epilithischen Algen. Algen können eine wichtige Nahrungsquelle für Chironomidenlarven darstellen (Mason & Bryant 1975). Auch die Assoziation mit der Rotalge hängt vermutlich mit dem Fressverhalten zusammen. Zellen von *Audouinella* konnten im Darminhalt von *E. claripennis* nachgewiesen werden (Maasri et al. 2008b). Jedoch haben nicht nur Larven, die sich von der Alge selbst ernähren, einen Vorteil von der Assoziation mit starkem Algenwachstum. Arten, die hauptsächlich Detritus als Nahrungsquelle nutzen, profitieren ebenfalls, da vor Allem filamentöse Algen abgelagertes, partikuläres Material akkumulieren können (Maasri et al. 2008b; Brennan et al. 1978). In diesem Zusammenhang spielen Algen eine Rolle als indirekte Nahrungsquelle.

Auch der Einfluß von *Fontinalis* in den untersuchten Habitaten auf die Abundanz von *Corynoneura* ist nicht überraschend. Moore (1980) beschrieb bereits einen positiven Effekt von Makrophytenbewuchs auf die Abundanz und Diversität der Chironomidae und Untersuchungen an *Fontinalis neomexicana* zeigen, daß Chironomidenlarven die häufigsten Insekten waren, die diesen Bryophyten besiedeln (Maurer & Bruvsen 1983). Als Nahrungsquelle spielen Makrophyten offenbar eine eher untergeordnete Rolle (Berg 1995; Soszka 1975). Für die vergleichsweise kleinen Larven von *Corynoneura*, die als freilebende Art keine Röhren zu ihrem Schutz baut, könnte der Makrophyt als Versteckmöglichkeit von Bedeutung sein. *C. carriana* und *C. edwarsi* wurden von Thienemann (1954, zitiert in Learner et al. 1989) in hohen Individuenzahlen auf *Polygonum* und *Myriophyllum* gefunden.

Die Bedeutung des hydraulischen Regimes für die Verteilung aquatischer Invertebraten ist aus vielen Arbeiten bekannt (Brooks et al. 2005; Pastuchovã et al. 2010; Syrovátka & Brabec 2010). In dieser Arbeit konnte nur für *Thienemanniella* ein signifikanter Effekt dieses Parameters nachgewiesen werden. Die Präferenz für geringe Strömungsgeschwindigkeiten könnte damit zusammenhängen, daß auch die Larven von *Thienemanniella* freilebend sind und keine Röhren bauen. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten können für diese Gattung daher das Risiko erhöhen, von der Strömung weggetragen zu werden. Diese Vermutung wird durch die Tendenz von *Corynoneura* für ein ähnliches Verteilungsmuster unterstützt. Des Weiteren ernährt sich *Thienemanniella* bevorzugt von Detritus (Coffman & Ferrington 1996) und die Verfügbarkeit dieser Nahrungsquelle kann ebenfalls von hoher Strömungsgeschwindigkeit verringert werden. Ein ähnlicher Zusammenhang wurde von Syrovatka und Brabec (2010) beschrieben. Sie konnten nachweisen, daß der Anteil an „Detritusfressern“ mit zunehmendem hydraulischem Gradienten abnimmt.

Die Ergebnisse dieser Arbeit weisen darauf hin, daß Habitatpräferenzen meist die Ernährungsweise der Chironomidenlarve reflektieren. In zukünftigen Untersuchungen dieser Art wäre daher eine Analyse der Darminhalte sinnvoll. Trotz der großen Bedeutung der Chironomidae in unseren limnischen Systemen ist nur wenig über individuelle Arten bekannt (Bass 1986; Franquet 1999). Die Untersuchung von Mikrohabitaten ist ein vielversprechender Ansatz für ein besseres Verständnis der Ökologie dieser Insektenfamilie.

Danksagung

Für die Unterstützung bedanke ich mich bei den Mietgliedern der Abteilung Limnologie der Universität Münster. Die vorliegende Arbeit enstand im Rahmen einer Masterarbeit.

Literatur

Bass, D. (1986): Habitat ecology of chironomid larvae of the Big Thicket streams. Hydrobiologia 134 (1): 29-41.

Berg, M.B. (1995): Larval food and feeding behaviour. In: Armitage, P.D., Cranston, P.S. and L.V.C. Pinder (eds). The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges. Chapman and Hall, London, UK. Ch. 7: 136–168.

Brennan, A., McLachlan, A.J., Wotton, R.S. (1978): Particulate material and midge larvae (Chironomidae: Diptera) in an upland river. Hydrobiologia 59 (1): 67-73.

Brooks, A.J., Haeusler, T., Reinfelds, I., Williams, S. (2005): Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. Freshwat. Biol. 50 (2): 331-344.

Chaloner, D.T., Wotton, R.S. (1996): Substratum preferences by larvae of three species of midge (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia 339 (1-3): 93-99.

Coffman, W.P., Ferrington, L.C. (1996): Chironomidae. In Merritt, R.W. and Cummins, K.W. (ed). An introduction to the aquatic insects of North America, 3rd ed. Kendall-Hunt. Ch. 26: 635-754.

Drake, C.M. (1983): Spatial distribution of chironomid larvae (Diptera) on leaves of the bulrush in a chalk stream. J. Anim. Ecol. 52 (2): 421-437.
Franquet, E. (1999): Chironomid assemblage of a Lower-Rhone dike field: Relationships between substratum and biodiversity. Hydrobiologia 397: 121-131.
Learner, M.A., Wiles, P.R., Pickering, J.G. (1989): The influence of aquatic macrophyte identity on the composition of the chironomid fauna in a former gravel pit in Berkshire, England. Aquat. Insects 11 (3): 183-191.
Maasri, A., Fayolle, S., Franquet, E. (2008a): Epilithic chironomid community structure: is it a matter of algae? Bol. Mus. Mun. Funchal 13: 133-140.
Maasri, A., Fayolle, S., Gandouin, E., Garnier R., Franquet, E. (2008b): Epilithic chironomid larvae and water enrichment: Is larval distribution explained by epilithon quantity or quality? J. N. Am. Benthol. Soc. 27 (1): 38-51.
Mason, C.F., Bryant, R.J.B. (1975): Periphyton production and grazing by chironomids in Alderfen Broad, Norfolk. Freshwat. Biol. 5: 211-211.
Maurer, M. A., Bruvsen, M.A. (1983): Insect abundance and colonization rate in Fontinalis neo-mexicana (Bryophyta) in an Idaho Batholith stream, USA. Hydrobiologia 99: 9-15.
Moore, J.W. (1980): Factors influencing the composition, structure and density of a population of benthic invertebrates. Arch. Hydrobiol. 88 (2): 202-218.
Pastuchovã, Z., Greskovã, A., Lethoskã, M. (2010): Spatial distribution pattern of macroinvertebrates in relation to morphohydraulic habitat structure: perspectives for ecological stream assessment. Pol. J. Ecol. 58 (2): 347–360.
Pinder, L.C.V. (1995): The habitats of chironomid larvae. In: Armitage PD, Cranston PS and LVC Pinder (eds). The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges. Chapman and Hall, London, UK. Ch. 6: 107–135.
Quinn, J.M., Hickey, C.W., Linklater, W. (1996): Hydraulic influences on periphyton and benthic macroinvertebrates: Simulating the effects of upstream bed roughness. Freshwat. Biol. 35 (2): 301-309.
Rae, J.G. (1985): A multivariate study of resource partitioning in soft bottom lotic Chironomidae. Hydrobiologia 126 (3): 275-285.
Soszka, G.J. (1975): Ecological relations between invertebrates and submerged macrophytes in the lake littoral. Ekol. pol. 23 (3): 393-415.
Syrovátka, V., Brabec, K. (2010): The response of chironomid assemblages (Diptera: Chironomidae) to hydraulic conditions: A case study in a gravel-bed river. Fundamental and Applied Limnology 178 (1): 43-57.
Tokeshi, M. (1986): Resource utilization, overlap and temporal community dynamics: a null model analysis of an epiphytic chironomid community. J. Anim. Ecol. 55: 491-506.
Tokeshi, M., Townsend, C.R. (1987): Random patch formation and weak competition: coexistence in an epiphytic chironomid community. J. Anim. Ecol. 56 (3): 833-845.

FISCHE

BÄTHE, J., E. CORING, E. I. MEYER & J. ROMMELMANN: Entwicklung von Fischeiern und -larven in anthropogen salzbelasteten Fließgewässern

BRUNKE, M., J. DIERKING & CH. EIZAGUIRRE: Untersuchungen zur Biologie und Status einer Wandermaräne, dem Nordseeschnäpel

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Entwicklung von Fischeiern und -larven in anthropogen salzbelasteten Fließgewässern

Jürgen Bäthe[1], Eckhard Coring[2], Elisabeth I. Meyer[3] & Jürgen Rommelmann[4]

[1,2] EcoRing, Lange Str. 9, 37170 Hardegsen, info@ecoring.de, [3] Department of Limnology, Institute for Evolution and Biodiversity, University of Münster, Hüfferstrasse 1, D-48149 Münster, meyere@uni-muenster.de, [4] LIMNA, Rosdorfer Weg 14, 37073 Göttingen, info@limna.de

Keywords: Fischeier, Fischlarven, Fließgewässer, anthropogene Salzbelastung, Werra, Fulda, Weser

Aktueller Zustand der Fischfauna im Werra-Weser-System

Im Zuge der Reduzierung der Salzbelastung in der Werra haben sich die verschiedenen Kompartimente der aquatischen Lebensgemeinschaft seit dem Jahr 2000 dort überwiegend positiv entwickelt. Dabei wird der "gute ökologische Zustand" im Sinne der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) jedoch nicht erreicht. Vielmehr bestehen nach wie vor deutliche Defizite in der Artenzusammensetzung beim Makrozoobenthos, der Fischfauna sowie den floristischen Komponenten Makrophyten und Phytobenthos.

Hinsichtlich der Fischfauna wird in der Werra ein unbefriedigender bis schlechter Zustand festgestellt TLUG (2010). Auch der nicht salzbelastete Werraabschnitt bei Breitungen zeigt starke Abweichungen vom Referenzzustand. Die individuenarme und artenverarmte Fischfauna wird unter anderem mit den strukturellen Defiziten der Werra in Zusammenhang gebracht.

Untersuchungen zur Fischfauna der unteren Werra und der Weser werden seit 1993 vom Dezernat für Binnenfischerei im Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit des Landes Niedersachsen (LAVES) regelmäßig durchgeführt. Zusätzliche Elektrobefischungen wurden im Bereich Gerstungen vorgenommen, ergänzt durch Erhebungen des Jungfischbestandes im Abschnitt zwischen Unterrohn und dem Letzten Heller (DVWK 1998; MATTHES & WERNER 2010); ECORING & LIMNA 2010; ROMMELMANN et al. 2010).

MATTHES & WERNER (2010) dokumentieren erhebliche Verbesserungen der Fischfauna gegenüber dem Zeitraum der höchsten Salzbelastungen, wobei die Autoren noch bestehende Defizite explizit herausstellen. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang u.a. nekrotische Veränderungen bei älteren Tieren als Folge akuter oder chronischer Kaliumtoxizität.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurden die Fragen untersucht, ob eine Ei- und Larvenentwicklung unter der vorhandenen Salzbelastung möglich ist.

Abiotische Rahmenbedingungen im Flusswasser

Die Salzbelastung der Werra ist durch diffuse Salzwasserzutritte, direkte Salzwassereinleitungen und Verdünnungen durch Zuflüsse uneinheitlich ausgeprägt. Die maximale Salzbelastung ist im Bereich Gerstungen gegeben. Vor dem Zusammenfluss mit der Fulda (u.h. Stauwehr Letzter Heller) werden ca. 1.000 – 1.500 mg/l Cl^- und ca. 100 mg/l K^+ erreicht.

Tabelle 1: Analysenwerte des Werrawasser während der Freilandversuche

	Analysenwerte Werrawasser Hauptversalzungszone					
Standort	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**Na^+**	**K^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Gerstungen 20.05.2011	**2161**	**511**	**1047**	**150**	**138**	**222**
Dankmarshausen 21.05.2012	**2014**	**467**	**1006**	**159**	**111**	**214**

Ziel und Durchführung der Untersuchungen

Untersuchungen zu den Jungfischvorkommen in der Werra aus dem Jahr 2010 (ECORING & LIMNA 2010) zeigten, dass Jungfische in weiten Teilen der Unteren und Mittleren Werra in zum Teil erheblicher Dichte auftreten. Ein direkter Reproduktionsnachweis über ausgebrachte künstliche Laichsubstrate konnte in der Arbeit hingegen nicht erbracht werden. Daher wurden Expositionsexperimente mit Fischeiern ausgewählter Fischarten zur weiteren Untersuchung der Reproduktionsbedingungen für Fische in der Werra gewählt.

Durchgeführt wurden Expositionsexperimente zur Larvalentwicklung von Barben *(Barbus barbus)* und Mühlkoppen *(Cottus gobio)* in Werra, Fulda und Weser. Die Barbe wurde als namensgebender Fisch für die den Gewässern zugeordnete Fischregion neben der nahezu omnipräsenten Mühlkoppe als Modellfisch ausgewählt.Als übergeordnetes Ziel der Experimente galt es zu prüfen, ob die derzeit gegebene Salzbelastung Einfluss auf den Schlupf und die Larvalentwicklung der ausgewählten Fischarten hat. Da unter Freilandbedingungen eine Vielzahl von Faktoren wirken und sich gegenseitig beeinflussen können, wurde die Betrachtung auf ein kurzes Zeitfenster in der frühen Entwicklung von Fischen fokussiert, in dem hauptsächlich die Wasserqualität den wichtigsten Faktor darstellt. Dieses Zeitfenster umfasst das Erreichen des Augenpunktstadiums bis zum Ende des Dottersackstadiums. Der gesamte Versuchsansatz umfasst Freiland- und Laboruntersuchungen, welche in Zusammenarbeit mit der Universität Münster durchgeführt wurden.

Methodik und Untersuchungsdesign



Die Untersuchungen wurden als aktives Monitoring angelegt. Jeweils 4 Whitlock-Vibert Boxen wurden im Flusssediment und 4 Boxen auf dem Sediment in einer Expositionsbox dem Versuchsmedium ausgesetzt. Dabei enthielt jede Whitlock-Vibert Box 100 befruchtete Eier. So konnte deren Entwicklung in einem vor Prädatoren geschützten, aber nach außen für den Wasseraustausch offenen Behälter beobachtet werden. Über die Anzahl geschlüpfter Larven und die Überlebensrate der Brütlinge bis zum Ende der Dottersackphase (Beginn der Freischwimmphase) war es möglich Prognosen zu Reproduktionsschwächen und zur Entwicklung der Population aufzustellen (vgl. DOLLENMEIER et al. 2004).

Abbildung 1: Expositionsstandorte an Werra, Fulda und Weser

Die Experimente wurden sowohl im Freiland als auch an der Universität Münster unter Laborbedingungen in einer Klimakammer durchgeführt. Es wurden insgesamt sechs Freilandstandorte (vier in der Werra, jeweils ein Standort in Fulda und Oberweser) berücksichtigt. Ziel war es hier, ein möglichst breites Spektrum der gegebenen Salzbelastung im Werra-Weser-System zu erfassen.

Innerhalb der Laborexperimente wurden jeweils Süßwasserbedingungen gegenüber einem salzbelasteten Ansatz (2.200 bis 2.700 mg/l Chlorid) getestet. Als Basismedium diente sterilfiltriertes, salzunbelastetes Werrawasser. Diesem Basismedium wurde Kaliabwasser in kontrollierter Dosis zugesetzt, um die aktuellen Verhältnisse in der Werra nachzubilden. Die Laborexperimente dienten insbesondere der Eliminierung von Störfaktoren wie z.B. spezifischen Standortfaktoren, Vandalismus, Fraßdruck, Sauerstoffdefiziten etc. sowie der Plausibilisierung der im Freiland erarbeiteten Ergebnisse.

Zur Bereitstellung befruchteter Eier wurde in der Fischzuchtanstalt Kreuzstein des österreichischen Bundesamtes für Wasserwirtschaft eine Lohnerbrütung von Barben- und Mühlkoppeneiern in Auftrag gegeben. Nachdem ausgesuchte Elterntiere die erforderliche Laichreife erreicht hatten, wurden jeweils Rogner und Milchner abgestreift und die künstlich befruchteten Eier in Zugergläsern zur weiteren Entwicklung bis zur Abholung gehältert.

Ergebnisse der Freilandexposition von Barben- und Mühlkoppeneiern

Am Referenzstandort ohne Salzbelastung (Breitungen/Werra) zeigten sich in der 1. und 2. Kontrolle bei beiden Fischarten geringe Verluste auf dem Sediment bei zugleich hoher Schlupfrate. Im Sediment waren die Verluste zum Zeitpunkt der 1. Kontrolle erhöht, insgesamt war die Schlupfrate zum Ende der Expositionszeit dort höher als an der Sedimentoberfläche. Insgesamt war das Heranreifen der Barben und Mühlkoppen in der Referenzstrecke möglich.

In der Hauptversalzungsstrecke der Werra (Standort Dankmarshausen) konnten in der letzten Kontrolle rund 27% lebender Barben-Larven auf dem Sediment nachgewiesen werden. Im Sediment waren aufgrund einer pessimalen Sauerstoffsituation deutlich höhere Verluste zu verzeichnen. Die exponierten Mühlkoppen wiesen zum Versuchsende rund 45% lebendige Larven im Sediment auf, an der Sedimentoberfläche hingegen nur 10%. Das Heranreifen der Barben und Mühlkoppen war trotz erheblicher Verluste in der Hauptversalzungsstrecke möglich.

In der Oberweser bei km 35,8 (Standort Wahmbeck) betrug der Anteil lebendiger Barben-Larven zum Versuchsende auf dem Sediment 31% und im Sediment 24%. Die Larven von *Cottus gobio* waren zu 15% bzw. 12% vital. Auch hier traten im Sediment höhere Verluste durch eine pessimale Sauerstoffsituation auf. Die Überlebensraten der Eier und Larven sind unter Berücksichtigung des vorgegebenen Salzgradienten im Flusssystem nicht allein mit der Salinität der Gewässerstrecken zu erklären.

Ergebnisse der Laborexperimente mit Barben- und Mühlkoppeneiern

In den Laborexperimenten waren keinen signifikante Unterschiede zwischen den aufgesalzten Ansätzen und den Ansätzen mit steril filtriertem Werrawasser aus Breitungen festzustellen. Die Schlupf- und Überlebensraten der Barben betrugen 60%-80%, die Mühlkoppen erreichten 67%. Die verwendeten Salzlösungen in den Versuchsansätzen mit *Barbus barbus* enthielten maximale Chloridkonzentrationen von 2.830 mg/l und maximale Kaliumkonzentrationen von 126 mg/l. In den Testreihen mit *Cottus gobio* wurden maximale Chlorid- bzw. Kaliumkonzentrationen von 2.105 mg/l und 140 mg/l angewendet.

Es konnten keine direkt schädigenden Wirkungen der getesteten Salzlösungen auf die Entwicklung der beiden Fischarten festgestellt werden.

Tabelle 2: Beurteilung der Überlebensraten von Eiern bis zum Augenpunktstadium oder bis zum Schlüpfen (nach Dollenmeier et al. 2004).

Überlebensrate [%]	Bewertung
80–100	**sehr gute Entwicklung**
60–80	**gute Entwicklung**
40–60	***mäßige Entwicklung***
20–40	**schlechte Entwicklung**
0–20	**sehr schlechte Entwicklung**

Die Überlebensraten von Eiern bis zum Augenpunktstadium oder bis zum Schlüpfen wurden nach DOLLENMEIER et al. (2004) beurteilt und für jeden Versuchsansatz eine Entwicklungsprognose erstellt. Die Populationsentwicklung der Barben und Mühlkoppen wurde aufgrund der Versuchsergebnisse für alle Freilandstandorte als schlecht bis sehr schlecht bezeichnet. Der Anteil lebender Larven auf und im Sediment war zum Ende der Freilandexposition geringer als 40%. Am Referenzstandort Bonaforth/Fulda war einmal die Schwelle zur Bewertungsstufe "mäßig" für *Barbus barbus* knapp überschritten. Die Populationsentwicklung von *Cottus gobio* im Sediment war am Referenzstandort Breitungen/Werra sowie in der Hauptversalzungsstrecke des Flusses bei Dankmarshausen als "mäßig" zu bewerten (54% bzw. 51% lebende Larven zum Versuchsende).

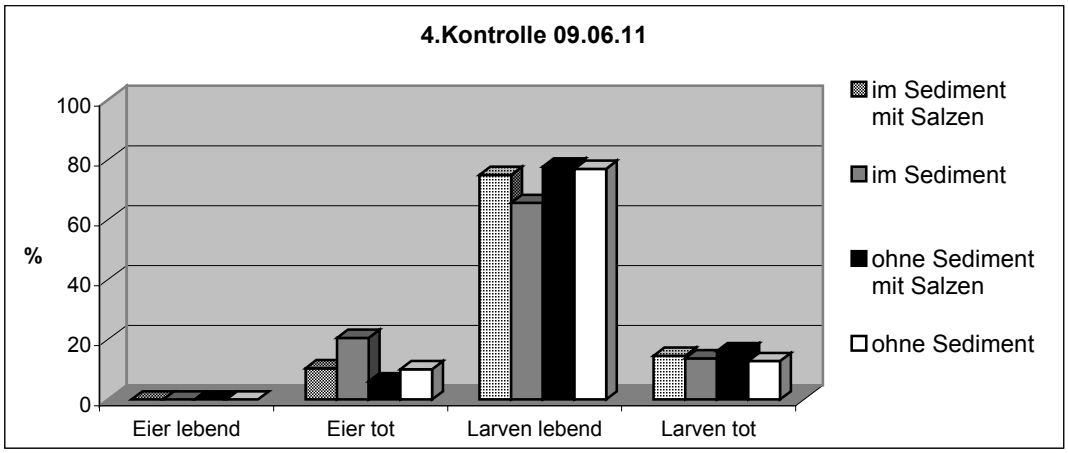


Abbildung 2: Abschlusskontrolle des Laborexperiments mit *Barbus barbus* am 09.06.2011.

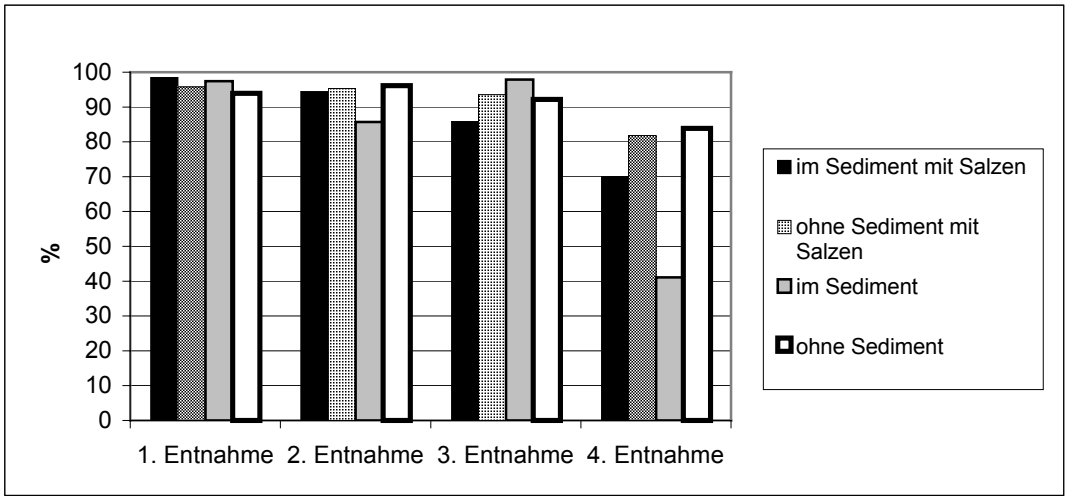


Abbildung 3: Überlebensraten der Eier und Larven von *Cottus gobio* im Labor (Versuchsende 14.05.2012).

Die Laboransätze führten uneingeschränkt zu guten bis sehr guten Entwicklungsprognosen für die Barben- und Mühlkoppenpopulationen. Die Anteile lebender Larven erreichten zum jeweiligen Versuchsende 66%-84%.

Zusammenfassung

Für *Barbus barbus* und *Cottus gobio* konnte der Schlupferfolg und das Anwachsen der Larven über das Dottersackstadium hinaus an allen Freilandstandorten nachgewiesen werden.

Die Entwicklungsprognosen für die beiden Fischarten sind für das Freiland ungünstig, unter Laborbedingungen jedoch gut. Dabei lassen sich aus den Freiland- und Laboruntersuchungen keine Hinweise auf eine direkte schädigende Wirkung der derzeit in der Werra vorhandenen Salzbelastungen bzw. Ionenkonzentrationen auf die Larvalentwicklung der getesteten Groppen und Barben ableiten.

Die Laborexperimente erbrachten hinsichtlich der Salzbelastung keinen Hinweis zu einer schlechteren Entwicklung der Eier bzw. der Larven. Die Freilandexperimente zeigten ebenfalls keine Tendenz zu höheren Überlebensraten in Flussabschnitten mit geringeren Salzgehalten.Im Freiland liegt eine multifaktorielle Beeinträchtigung vor, die Salzbelastung ist dabei nicht als vorrangig anzusehen.

Aktuell wirksame Störgrößen sind eine hohe Schwebstoffsedimentation und sauerstoffzehrende Prozesse mit ausgeprägten Sauerstoffpessima im Interstitial. An den Expositionsstandorten war ein hoher Prädationsdruck durch Massenentwicklungen von *Gammarus tigrinus* (Werra) und *Dikerogammarus villosus* (Fulda, Weser) festzustellen.

Literatur

Dollenmeier, P. et al. (2004): Dem Fischrückgang auf der Spur.- Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz – „Fischnetz“. EAWAG, Dübendorf. Link: http://www.fischnetz.ch/content_d/publ/Publications/Kurz_Schlussbericht/schlussbericht_deutsch.pdf

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1998): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. - Bonn, 196 S.

EcoRing & Limna (2010): Biologisch-ökologisches Monitoring zur Abschätzung veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra – Jungfischuntersuchungen in der Werra zwischen Dankmarshausen und Unterrieden. Untersuchungsbericht im Auftrag der K+S Kali GmbH. 24 S. + Anhang.

EcoRing & Limna (2011): Freiland- und Laborexperimente zur Larvalentwicklung von Barben (Barbus barbus) in Werra, Fulda und Weser. Untersuchungsbericht im Auftrag der K+S Kali GmbH.

Matthes, U. & R. Werner (2010): Elektrobefischungen von Abschnitten der Werra zwischen Breitungen und Creuzburg im Jahr 2009. -Bericht über den Fischbestand der Werra unter Berücksichtigung der Einleitung von Kaliabwässern. Untersuchungsbericht im Auftrag der K+S Kali GmbH. Veröffentlicht unter: http://www.k-plus-s.com/de/pdf/2010/untersuchungsbericht-elektrobefischung.pdf.

Rommelmann, J.; Drescher, D.; Eckermann, G.; Coring, E.; Bäthe, J.; Busse, J.; Hübenthal, U.; (2010): Untersuchung zum Vorkommen von Jungfischen im Einleitungsbereich von Kaliendlaugen in der Werra in Hessen und Thüringen. Untersuchungsbericht im Auftrag von EcoRing, Büro Limna, Göttingen.

Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) (2010): Gewässerrahmenplan 2010. - Weitere Angaben unter: http://www.tlug-jena.de/gwrpl/pdf_files/*.*

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Untersuchungen zur Biologie und Status einer Wandermaräne, dem Nordseeschnäpel

Matthias Brunke[1], Jan Dierking[2] & Christophe Eizaguirre[2]

[1] Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, [2] Helmholtz Zentrum für Ozeanforschung (IFM GEOMAR), [3] mit Unterstützung weiterer Wissenschaftler, Fischer und Angler

Keywords: Nordseeschnäpel, Langdistanzwanderfischart, Treene, Population, Hydridisierung,

Zusammenfassung

Der Nordseeschnäpel ist eine streng geschützte anadrome Maräne, die in vielen Flüssen seit Mitte des 20. Jahrhunderts ausgestorben war. Im Jahr 1987 bis 1989 fand eine Wiederbesiedlung der Treene in Schleswig-Holstein mit Brutmaterial des Schnäpels aus der dänischen Vidau statt. Seitdem wird jedes Jahr ein Besatz mit Brutmaterial durchgeführt, das aus den Aufsteigern gewonnen wird. Ein Monitoring- und Untersuchungsprogramm wurde 2009 begonnen, um das Wissen zur Biologie der Art zu verbessern und den Erhaltungszustand dieser nach der FFH-RL als prioritär eingestuften Arten beurteilen zu können. Aufgrund des unklaren genetischen Status des Schnäpels und der Neigung zu Hybridisierungen bei Maränen bestehen Diskussionen zum Artbegriff und der Differenzierung zwischen Nordsee-, Ostee- und ehemaligen Rheinschnäpel.

Das Monitoring soll Informationen zur Anzahl der Wiederkehrer, zum Verhalten der Adultiere in den Binnengewässern, zum Nachweis von natürlicher Reproduktion, zur Genetik des Bestands, zu möglichen Gefährdungsursachen und der Habitatqualität liefern.

Hierzu wurde ein Fangprogramm mit Netzbefischungen und elektrischen Befischungen durchgeführt: morphometrische Vermessung, Markierung, Erfassung der Koordinaten aller Fangorte, Analysen zum Mageninhalt, zur Isotopenzusammensetzung im Gewebe, zur Genetik gefangener Aufsteiger; Einsatz von Planktonnetz und Lichtfalle zum Nachweis von Larven aus Eigenreproduktion. Die bisher erzielten Ergebnisse werden vorgestellt.

Einleitung

Der Nordseeschnäpel ist eine anadrome Maräne, die in vielen Flüssen seit Mitte des 20. Jahrhunderts ausgestorben war. Vermutlich war auch bei dieser Langdistanzwanderfischart ein Komplex aus mehreren Belastungen hierfür ursächlich, u.a. sicherlich die Verschmutzung der großen Flüsse mit Schadstoffen sowie die Unterbrechung der Durchgängigkeit. Der Schnäpel war ursprünglich von fischereilicher Bedeutung, da bis zu 30 to jährlich gefangen wurden.

Mitte der 1980iger Jahre war der Bestand bis auf eine letzte Population in der dänischen Vidau zurück gegangen und akut vom Aussterben bedroht (Jepsen et al. 2012). Durch ein Besatzprogramm auch in benachbarte Flüsse konnte der lokale Bestand dann jedoch bis 1993 stabilisiert

werden. Zudem fand von 1987 bis 1989 eine Wiederbesiedlung des Nordseezuflusses Treene in Schleswig-Holstein mit Brutmaterial des Schnäpels aus der dänischen Vidau statt (Jäger 1999). Im Jahr 1989 kehrten dann die ersten Adulttiere zum Laichen in die Treene zurück. Seitdem wird jedes Jahr ein Besatz mit Brutmaterial durchgeführt, das aus den Aufsteigern gewonnen wird (Dauster & Hahn 1999). Ein Monitoring- und Untersuchungsprogramm wurde 2009 begonnen, um das Wissen zur Biologie der Art zu verbessern und den Erhaltungszustand dieser nach der FFH-RL als prioritär eingestuften Arten beurteilen zu können.

Aufgrund des unklaren genetischen Status der Art und einer Neigung zu Hybridisierungen bei Maränen bestehen Diskussionen zum Artbegriff und der Differenzierung zwischen Nordsee-, Ostee- und ehemaligen Rheinschnäpel. Nach Freyhof & Schöter (2005) ist der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* ausgestorben und es handelt sich bei den noch vorkommenden Tieren im Einzugsgebiet der Nordsee um *Coregonus maraena*, die auch im Ostseeraum vorkommt. Die Autoren beschäftigen sich nicht mit möglichen taxonomischen Unterschieden zwischen Nord- und Ostseepopulationen. Hansen et al. (2008) verwenden weiterhin die Bezeichnung *C. oxyrinchus*, basierend auf genetischen Untersuchungen der dänischen Populationen. Nach der Meinung dieser Autoren ist eine Artzuweisung alleinig aufgrund morphologischer Kriterien, so wie von Freyhof & Schöter verwendet fragwürdig.

Fragestellungen und Methoden

Kenntnisse der Autökologie der Schnäpel liegen nur in Grundzügen vor. Das Wanderverhalten der Art mit einer kurzen Aufenthaltszeit im November und Dezember in den Flüssen erschwert Freilanduntersuchungen. Naturschutzfachlich sind Fragen zur Populationsstärke und dem Entwicklungstrend zu klären mit der abschließenden Frage, ob die lokale Population der Treene selbsterhaltend sein kann, also sich auch ohne ein Besatzprogramm eine dauerhaft stabilen Bestand entwickelt.

- Aufgrund des bereits über 20 Jahre laufenden Besatzprogramms und der hohen Neigung zu Hybridisierungen steht die taxonomische Zugehörigkeit zu der Ursprungspopulation aus der Vidau im Vordergrund. Die Zugehörigkeit der Schnäpelpopulation der Treene zur dänischen Vidau-Population und die Bedeutung von Hydridisierungen mit anderen limnischen Maränen oder dem Ostseeschnäpel wurde mit genetischen und morphologischen Analysen getestet. Dazu wurden morphometrische Vermessungen anhand der landmark-based Methode an 23 verschiedenen Punkten durchgeführt. Weiterhin erfolgten die für Coregonen klassischen Zählungen der Kiemenreusendornen. Die genetischen Unterschiede wurden aufgrund mitochondrialer DNA Analyse (Cytrochrom B, ND3 (Hansen et al. 1999) sowie Mikrosatelliten-Allelfrequenzen bilanziert.
- Über das Wanderverhalten der Art ist nur wenig bekannt. Es wurde zwei verschiedene Feldmethoden durchgeführt, um Migrationzeitpunkte der Ein- und Abwanderung sowie der Frage nachzugehen, ob es Wanderrhythmen gibt. Hierzu wurden Stellnetze an der Mündung der Treene bei Friedrichstadt eingesetzt. Basierend auf den Erfahrungen des Besatzprogramms wurden elektrische Befischungen unterhalb Treia bis Hollingstedt durchgeführt, um Informationen zu möglichen Aggregationsräumen der Laichaufsteiger sowie der Laichhabitate zu gewinnen.
- Anzahl, Geschlechtsverhältnis, Größe sowie Fitness bzw. Kondition der gefangenen Tiere wurden erfasst. Ein Großteil der Tiere wurden mit t-anchor bars markiert, um über spätere Wiederfänge die Größe der Laichtier-Population berechnen zu können. Anhand dieser Daten lassen sich Abschätzungen zum Risiko der Inzuchtdepression bei kleinen Populationen durchführen. Negative Effekte der Inzuchtdepression können auftreten, wenn wie in diesem Fall die Popula-

tion von nur einer geringen Anzahl von Besatztieren abstammt. Zudem kann die Gefahr des lokalen Aussterbens abgeschätzt werden. Diese ist bei kleinen Populationen, wie der des Schnäpels in der Treene stark erhöht, z.B. weil ein harter Winter oder einige Jahr mit schlechten Reproduktionsbedingungen sofort den Bestand unter eine nicht mehr selbsterhaltende Grösse drücken können.

- Über den Aufenthalt der Schnäpel in den Küstengewässern ist wie auch bei vielen anderen anadromen Arten kaum etwas bekannt. Da gelegentlich Tiere auch im Ästuar sowie in limnischen Abschnitten außerhalb der Wanderzeiten gefangen wurden, ist unklar in welchem Ausmaß die Nutzung verschiedener Gewässerkategorien (Küsten-, Übergangs-, Binnengewässer) während der Ontogenese eine Bedeutung für die Gesamtpopulation haben. Dieser Frage wurde mit der Analyse von stabilen Isotopen nachgegangen, die auch Auskunft zu Stellung der Schnäpel im Nahrungsnetz liefern. Die Daten von Mageninhaltsanalysen liefern Informationen zur Ressourcennutzung während der Wanderung sowie zu Ernährungsweise und –präferenzen (benthisch-pelagisch, generalistisch-selektiv, ontogenetischer Wandel).
- Auch nach über 20 Jahren Besatz liegen keine Beobachtungen zum Laichverhalten vor. Unklar ist grundsätzlich, in wie weit eine eigene Reproduktion vorhanden ist und konkret ob die Eientwicklung erfolgreich stattfindet. Aus diesem Grund wurde versucht driftende Junglarven mit Planktonnetzen in strömenden Strecken zu fangen sowie ältere Larven im eher stehenden Abschnitt oberhalb der Treenemündung mit Lichtfallen nachzuweisen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Treene hat ein Einzugsgebiet von 797 km^2 und besteht aus 28 Wasserkörpern nach der Wasserrahmenrichtlinie. Die Treene hat Lauflängen von jeweils 37, 15 und 32 km als sandgepräger Bach und Fluss sowie als Marschenfluss. Sie mündet in das 26 km lange Eiderästuar. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Aufsteiger nach einer Aufstiegstrecke von etwa 60 km in der Treene im Übergangsbereich zwischen dem Marschengewässer und dem sandgeprägtem Fluss aggregierten. Die Gewässerbreite beträgt in diesem Abschnitt zwischen 10 und 15 m. Aus den dänischen Gewässern ist bekannt, dass dort Schnäpel in schmalere Abschnitte aufsteigen. Einzelne Individuen wurden an der Treene auch weiter oberstrom gefangen. Derzeit besteht noch ein Einschnürungsbauwerk als Wanderhindernis, dass möglicherweise nur bei geringen Wasserständen von einzelnen Tieren überwunden werden kann. Im Zuge der Maßnahmenumsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird dieses Bauwerk vollständig durchgängig umgestaltet, jedoch bestehen dabei erhebliche Schwierigkeiten, keine gravierenden Veränderungen an den Wasserständen bei Mittel- und Hochwasser zu provozieren.

Im November und Dezember von 2009 bis 2011 wurden 437 Aufsteiger gefangen und vermessen. Von diesen wurden 336 Tiere mit t-bar anchor tags markiert. Das Geschlechterverhältnis von Männchen und Weibchen liegt bei 3,3 zu 1. Die Männchen steigen im Alter von 2 Jahren, die Weibchen ein Jahr später auf. Das Größenspektrum der Aufsteiger liegt für Männchen zwischen 28 und 54 cm, für Weibchen zwischen 38 und 56 cm.

Die Mageninhaltsanalysen dokumentieren, dass die Tiere bei der Laichwanderung Nahrung aufnehmen. Im den Mägen wurden insbesondere Amphipoden der Gattung *Gammarus* sowie verschiedene Oligochaeten festgestellt. In deutlich geringeren Anteilen konnten darüber hinaus Isopoda (Wasserassel) sowie die Larven von Ephemeroptera (Eintagsfliegen) und Plecoptera (Steinfliegen) gefunden werden. Vergleiche mit der Benthosbesiedlung der Treene im Aggregationsabschnitt zeigen, dass Würmer und Gammariden ganz offensichtlich bevorzugt werden.

Die Analyse der Isotopen offenbarte dass der Großteil der Schnäpel sich außerhalb der Laichzeiten in den Küstengewässern aufhält und die limnischen Gewässer schnell durchwandert. Jedoch scheint sich ein geringer Anteil auch im limnischen Gewässern und im Ästuar aufzuhalten. Insbesondere die jüngeren Fische scheinen nicht unbedingt schnell in die Küstengewässer einzuwandern. Ein markierter Aufsteiger wurde in der Binneneider von einem Angler gefangen. Die Binneneider ist seit dem Ausbau des Nord-Ostsee-Kanals ein nach oberstrom abgetrennter 80 km langer Abschnitt, der nahezu limnische Stillwasserbedingungen aufweist und mit dem Eiderästuar durch einen Schleusenbetrieb zeitweise durchgängig ist. Neben dem markanten anadromen Verhalten der Tiere streunen einige Individuen offenbar oder wandern nicht direkt in die Küstengewässer ab.

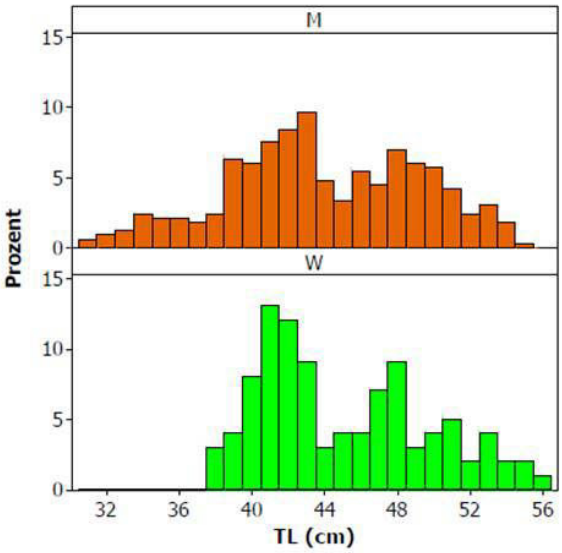


Abb. 1: Größenspektrum (Totallänge in cm) von männlichen (M) und weiblichen (W) Aufsteigern in der Treene für die Jahre 2009 bis 2011.

Die Larven der Schnäpel verdriften im März nach dem Schlupf und halten sich längere Zeit im Retentionsräumen auf. Anhand der Driftmessungen und der Lichtfalle konnten erstmalig vier natürlich geschlüpfte Individuen nachgewiesen werden. Die Zahl ist gering, jedoch ist gemessen an der Wahrscheinlichkeit des Fangs eine quantitative Abschätzung über die tatsächliche Anzahl natürlich reproduzierter Larven nicht möglich.

Die genetischen Untersuchungen belegen, dass die Schnäpelpopulation der Treene nahezu identisch zur Ausgangspopulation der Vidau ist. In der Treenepopulation tritt ein nur kleiner Anteil von Hybridisierungen auf. Die Populationen der Treene und Vidau unterscheiden sich aufgrund genetischer Merkmale vom Ostseeschnäpel aus der Peene. Wir schließen uns daher der Meinung von Hansen et al. (2008) an, dass es sich bei den beiden Populationen (Vidau, Treene) um *Coregonus oxyrinchus* handelt und nicht um den Ostseeschnäpel *C. maraena*. Die vorgefundenen genetischen Unterschiede legen nahe, dass es sich nicht unbedingt um zwei Arten handelt. Die beiden Populationen des Nordseeschnäpels sind jedoch deutlich reproduktiv isoliert. Mit dem andromen Wanderverhalten und physiologischen Anpassungen an den Salinitätswechsel stellen die Populationen des Nordseeschnäpels einen bedeutendenden Teil der evolutiven Eigenschaften der Art dar. Die Population der Treene und Vidau können ebenso wie die der Peene derzeit als “Evolutionarily Significant Units“ (Waples 1991) innerhalb des *Coregonus lavaretus*-Komplexes begriffen werden.

Literatur

Freyhof J, Schöter C (2005) The houting Coregonus oxyrinchus (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. Journal of Fish Biology 67:713—729

Hahn A, Dauster H (1999) Fischbrutanstalt Altmühlendorf - eine Einrichtung des Verbandes der Binnenfischer und teichwirte Schleswig-Holsteins e.V. - der Nordseeschnäpel. Fisch des Jahres. Hrsg. Verband Deutscher Sportfischer, 38-47

Hansen MM, Fraser DJ, Als TD, Mensberg K-LD (2008) Reproductive isolation, evolutionary distinctiveness and setting conservation priorities: The case of European lake whitefish and the endangered North Sea houting (Coregonus spp.). BMC Evolutionary Biology 8:137:17

Hansen MM, Mensberg K-LD, Berg S (1999) Postglacial recolonization patterns and genetic relationships among whitefish (Coregonus sp.) populations in Denmark, inferred from mitochondrial DNA and microsatellite markers. Molecular Ecology 8:239-252

Jäger T (1999) Die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels. Fisch des Jahres. Hrsg.: Verband Deutscher Sportfischer, 3-11

Jepsen N, Deacon M, Koed A (2012) Decline of the North Sea houting: protective measures for an endangered anadromous fish. Endangered Species Research 77:77–84

Waples RS (1991) Pacific Salmon, Oncorhynchus spp. and the definition of 'species' under the endangered species act. Mar. Fish. Rev. 53:11-22.

INVASIVE ARTEN

EGGERS, TH. O.: Aquatische Neozoen in Fließgewässern des urbanen Raumes der Stadt Braunschweig

KOESTER M., S. CLAßEN & R. GERGS: Trophische Ökologie invasiver und einheimischer Makroinvertebraten: Kombination von Genetik und Stabilen Isotopen

SHILTON, D., E. I. MEYER, W. RISS, F. LEESE, R. TOLLRIAN & O. SCHMIDT-FORMANN: Der invasive Gammarid Echinogammarus berilloni (Amphipoda) im Einzugsgebiet der Ahse (Einzugsgebiet Lippe,NRW) :Verbreitung und Habitatbindung im Vergleich zu einheimischen Amphipoden

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Aquatische Neozoen in Fließgewässern des urbanen Raumes der Stadt Braunschweig

Thomas Ols Eggers [1,2]

1 Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Süd, Standort Braunschweig, Rudolf-Steiner-Str. 5, 38120 Braunschweig, Deutschland, thomas-ols.eggers@nlwkn-bs.niedersachsen.de. 2 Abteilung Umweltsystemanalyse, Institut für Geoökologie der TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, Deutschland, t.eggers@tu-braunschweig.de

Keywords: non-indigenous species, urban waterways, habitat characteristics, Braunschweig, Lower-Saxony

Einleitung

Aquatische Neozoen werden heute bereits in einer Vielzahl von Gewässern angetroffen. Von der systematischen Seite her sind es besonders Taxa mit einem geringen natürlichen Ausbreitungspotenzial, wie etwa Crustacea oder Mollusca, die einen Großteil der bei uns in aquatischen Habitaten als Neozoen auftretenden Taxa ausmachen (z.B. KINZELBACH 1995). Als Ausbreitungsvektoren spielen neben der Verknüpfung von Einzugsgebieten über Kanalverbindungen und dem Bereitstellen anthropogener Transportvektoren (Binnenschiffen) welches primär auf große Fließgewässer zutrifft bei den kleineren Gewässern auch die Verschleppung über Wasservögel oder eine Aussetzung durch Aquarianer eine Rolle (z.B. KINZELBACH 1995).

Besonders für die für aquatische Organsimen nur in Ausnahmefällen barrierefrei zu erreichenden urbanen Gewässer werden die beiden letzten Neozoen-Quellen die Hauptrolle spielen. Hierbei kommt für die mögliche Immigration und Ansiedlung in diese Abschnitte die für urbane Gewässer typische Charakteristik zu tragen. Zum einen der bauliche Zustand mit z.T. wilden Verbau der Uferbereiche, verrohrten Abschnitten, regelmäßige Unterhaltung, einer in weiten Abschnitten kaum möglichen eigendynamische Entwicklung und auch hohem Nutzungsdruck durch Bevölkerung.

Auch aus hydrologischer Sicht kommen einige eine Besiedlung mit Neozoen begünstigende Faktoren dazu. Die Speisung der Fließgewässer geschieht primär aus Regenwasservorflut, aufgrund des hohen Versiegelungsgrades der Flächen im Einzugsgebiet kommt es zu hohen Abflussschwankungen, einer geringen Wasserführung im Sommer, starken Temperaturschwankungen (z.B. Abregnung überhitzter Flächen) und auch starker Ionen-Schwankung (z.B. Schmelzwasser, Straßenabrieb).

All diese auf die aquatische Lebensgemeinschaft wirkenden Stressoren sind Belastungen die zum einen ohnehin die Artengemeinschaft belasten und eher abundanzarm halten (PODRAZA 1991, MAGER et al. 1992) und die aber auch aquatische Neozoen eher tolerieren können als viele einheimische Arten (z.B. KINZELBACH 1995). In der vorliegenden Arbeit soll anhand von Benthos-Daten aus dem Gebiet der Stadt Braunschweig dieses Wirkungsgefüge auch auf Artbasis näher untersucht werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Zur Untersuchung wurden Datensätze von Makrozoobenthosprobennahmestellen im Bereich der Stadt Braunschweig (52° 16′ N, 10° 31′ O) verwendet. Braunschweig liegt am Übergang zwischen dem ostbraunschweigischen Hügelland im Süden und dem norddeutschen Tiefland im Norden. Die kleineren Fließgewässer im südlichen Bereich der Stadt können demzufolge dem LAWA-Typ 18: löss-lehmgeprägte Fließgewässer zugeordnet werden, die Fließgewässer im nördlichen Bereich dem LAWA-Typ 14: sandgeprägte Fließgewässer. Die größeren Fließgewässer Schunter und Oker gehören zum Typ 15 bzw 15_g: (große) sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse.

Methoden

Zur Auswertung kamen nicht eigens erhobene Daten, sondern es wurden Benthos-Daten anderer Monitoringprojekte aus den Jahren 2010/2011 genutzt. Von Seiten des NLWKN wurden Erhebungsdaten im Rahmen des EG-WRRL-Monitoring genutzt (Erhebung gemäß PERLODES), von Seiten der TU Braunschweig waren es Daten aus einem Drittmittelprojekt zur quartalsmäßigen Überwachung an Regenwasservorflutern (Erhebung gemäß DIN 38410, EGGERS 2012). Es konnten insgesamt 471 Datensätze genutzt werden. Alle Daten wurden in eine einheitliche Datentabelle überführt und mittels Asterics 3.3.1 hinsichtlich Neozoenanteil und saprobielle Belastung hin ausgewertet. Als ergänzendes Datenmaterial standen noch aus vielen Gewässern die zeitgleich erhobenen chemischen Parameter Temperatur, pH, Leitfähigkeit, O_2, Nitrit, Nitrat und Phosphat, sowie eine Strukturgütekartierung nach dem für den urbanen Raum der Stadt Braunschweig modifizierten Detail-Verfahren zur Verfügung.

Ergebnisse

Von den verwendeten 471 Datensätzen enthielten 214 (45 %) Neozoen. Insgesamt konnten 10 Arten aquatischer Neozoen im Gebiet der Stadt Braunschweig festgestellt werden. *Dreissena polymorpha* (Bivalvia), *Hypania invalida* (Polychaeta), *Jaera sarsi* (Isopoda), *Chelicorophium curvispinum* (Amphipoda) und *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) wurden nur an einer Messstelle im Mittellandkanal nachgewiesen und wurden bei der übrigen Bewertung nicht weiter berücksichtig. In den übrigen Gewässern gelangen Nachweise von *Physella acuta* (Gastropoda) (Vorkommen in 13 Proben ≈ 2,8 % Stetigkeit), *Physella heterostropha* (Gastropoda) (Vorkommen in 46 Proben ≈ 9,8 % Stetigkeit), *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda) (Vorkommen in 55 Proben ≈ 11,6 % Stetigkeit), *Proasellus coxalis* (Isopoda) (Vorkommen in 142 Proben ≈ 30,0 % Stetigkeit) und *Orconectes limosus* (Decapoda) (Vorkommen in 3 Proben ≈ 0,6 % Stetigkeit). Sicher wird es noch weitere Neozoen in Gewässern im Bereich der Stadt Braunschweig geben. Dies betrifft besonders den Bereich des Mittellandkanals und auch der Stillgewässer, die nicht näher untersucht wurden. Die weitere Auswertung beruht aber nur auf den Daten der einbezogenen Benthosproben. Da von *P. acuta* nur wenige und räumlich eingegrenzte Nachweise im Teileinzugsgebiet (TEZG) der Schölke vorliegen wird auch diese Art nicht weiter betrachtet. Dies trifft ebenso für *O. limosus* zu der nur an zwei Stellen im Bereich der Oker gefunden wurde.

Deutlich ist erkennbar, dass die unterschiedlichen Teileinzugsgebiete (TEZG) unterschiedlich dicht mit Neozoen besiedelt sind (Abb. 1). Hier kann man deutlich die eher innenstädtisch geprägten

Systeme mit einem hohen Neozoenanteil (Abb. 1 links), von den etwas außerstädtisch gelegenen naturnahen Systemen trennen (Abb. 1 rechts). Das Gewässer mit dem höchsten Neozoenanteil ist allerdings der im Norden das Stadtgebiet querende Mittellandkanal (Abb. 1 & 2). Bei der Betrachtung nach Gewässertypen ist eine Häufung im Bereich des Gewässertyps 18 zu erkennen (Abb. 2). Dies kann aber auch auf die Häufung dieses Typs im stärker urban geprägten Bereich zurückzuführen sein.

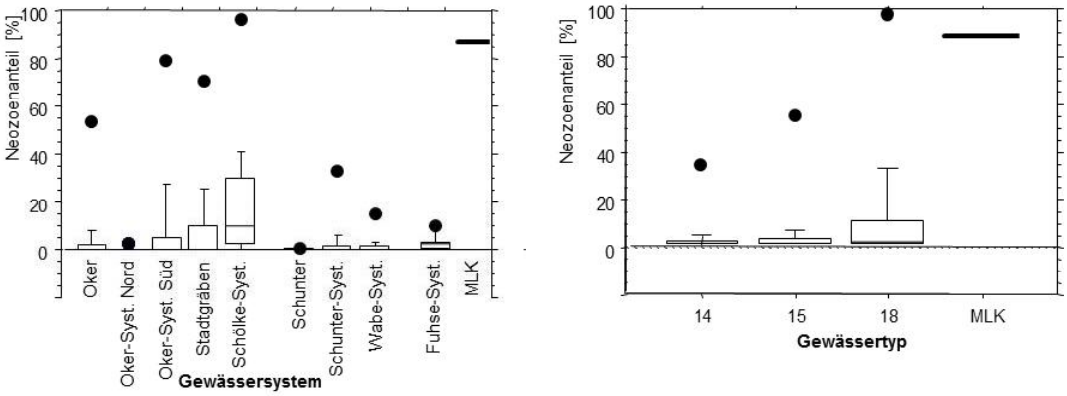


Abb. 1 & 2: Anteil der Neozoen an der Gesamtabundanz. Boxplot: dargestellt ist der Median (Querlinie), die 25-%- und 75-%-Perzentilie (Boxumrandung), die 10-%- und 90-%-Perzentilie (Querstrich), sowie der Maximalwert (kleiner Kreis). Linke Teilabbildung (Abb. 1): Verteilung auf die verschiedenen Teileinzugsgebiete im Bereich der Stadt Braunschweig. Rechte Teilabbildung (Abb. 2): Verteilung auf die verschiedenen Gewässertypen im Bereich der Stadt Braunschweig.

Gewässer mit einer relativ schlechten Strukturgüte besitzen ebenfalls einen relativ höheren Anteil an Neozoen (Abb. 3). Weniger deutlich ist dabei aber der Einfluss einer Strukturschwäche im Bereich der Sohle zu sehen (Abb. 4), so dass hier auch von einem verstärkten Einfluss des gesamten Umfeldes auszugehen ist. In Bezug auf die abiotischen Parameter der Proben sind eine positive Temperaturdifferenz (die Gewässer sind wärmer als die mittlere Gewässertemperatur der jeweiligen Probenkampagne) (Abb. 5), eine verringerte Sauerstoffsättigung (Abb. 6) und eine erhöhte Leitfähigkeit (Abb. 7) zumindest tendenziell mit dem Anteil von Neozoen in den jeweiligen einzelnen Proben korreliert.

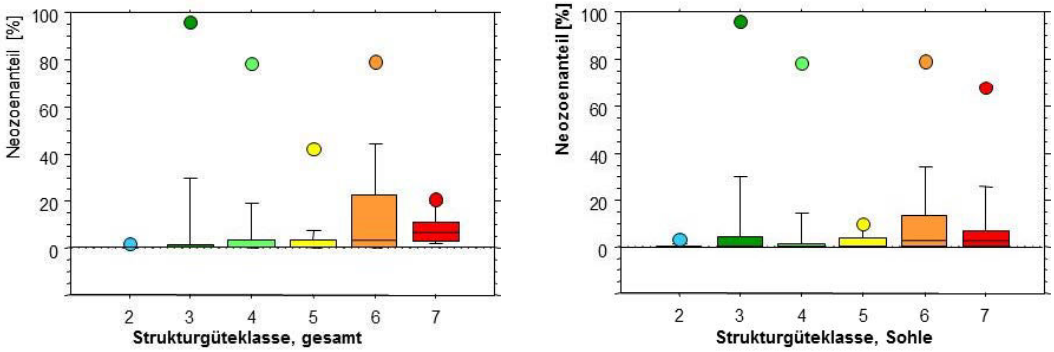


Abb. 3 & 4: Anteil der Neozoen an der Gesamtabundanz. Boxplot: Erläuterung s. Abb. 1 & 2. Linke Teilabbildung (Abb. 3): Verteilung auf die Strukturgüteklassen, gesamt. Rechte Teilabbildung (Abb. 4): Verteilung auf die Strukturgüteklassen im Bereich Sohle.

Bei Betrachtung auf Artebene zeigen sich hier aber deutliche Unterscheide zwischen den Arten. So ist auch die Verteilung in den einzelnen Teileinzugsgebieten sehr unterschiedlich. Während *Proasellus coxalis* relativ weit verbreitet ist (Abb. 8) sind *Potamopyrgus antipodarum* (Abb.9) und

Physella heterostropha (Abb. 10) nur lokal häufig anzutreffen. In Bezug auf abiotische Gewässerparameter konnte auch beobachtet werden, dass *P. coxalis* im Vergleich zu *P. antipodarum* und *P. heterostropha* am ehesten im Gewässerbereichen mit einer erhöhten ionischen Belastung im Gewässer (Parameter Leitfähigkeit) (Abb. 11, 12 & 13) und auch in Bereichen mit einer geringen Sauerstoffsättigung (Abb. 14, 15 & 16) erhöhte Abundanzen ausbilden kann.

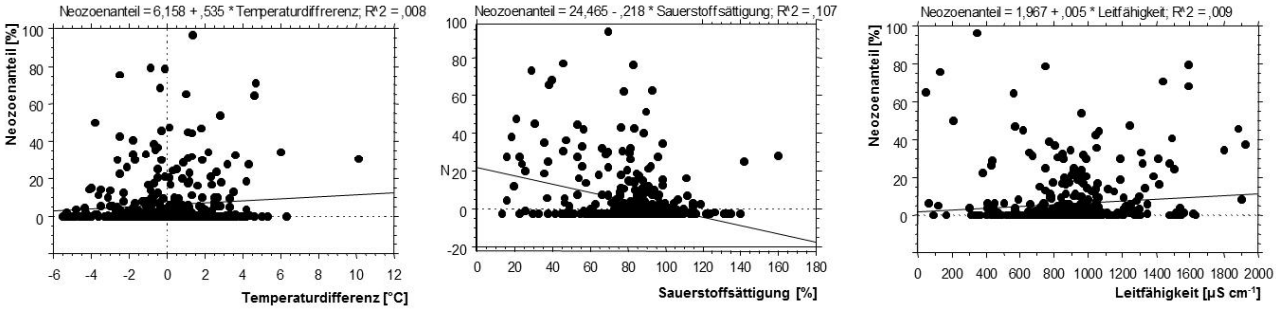


Abb. 5, 6 & 7: Anteil der Neozoen in den einzelnen Proben. Linke Teilabbildung (Abb. 5): Auftragung gegen die Temperaturdifferenz zum Temperaturmittelwert der jeweiligen Probenkampagne. Mittlere Teilabbildung (Abb. 6): Auftragung gegen die Sauerstoffsättigung der jeweiligen Probe. Rechte Teilabbildung (Abb. 7): Auftragung gegen die Leitfähigkeit der jeweiligen Probe.

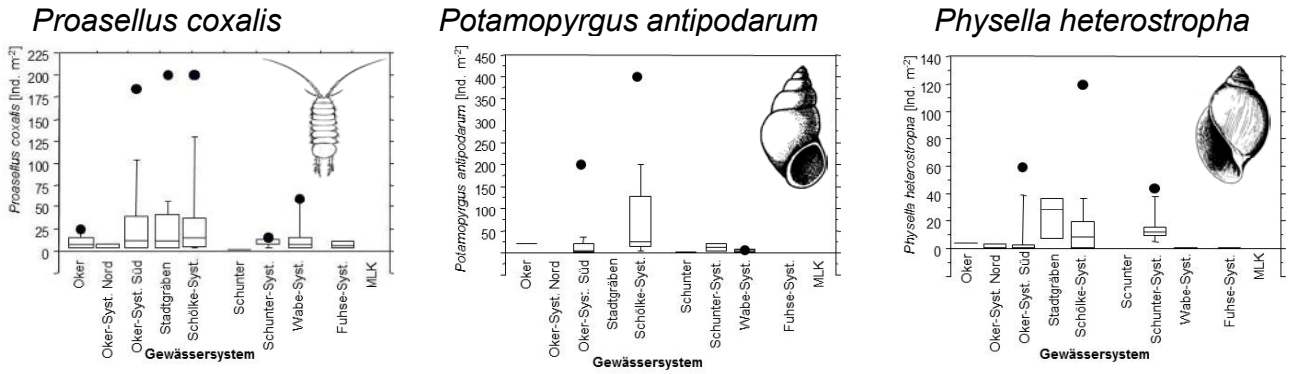


Abb. 8, 9 & 10: Abundanz einzelner Arten in den verschiedenen Teileinzugsgebieten im Bereich der Stadt Braunschweig. Boxplot: Erläuterung s. Abb. 1 & 2.

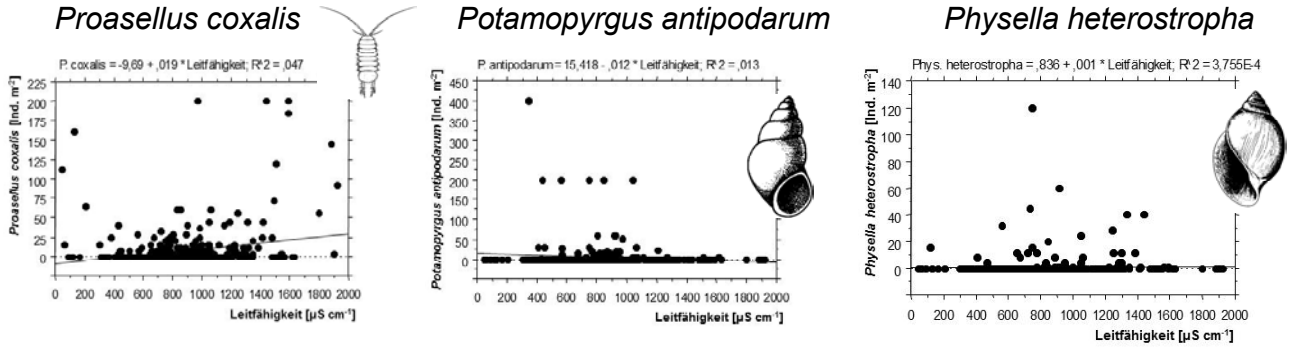


Abb. 11, 12 & 13: Abundanz der Arten in den einzelnen Proben. Auftragung gegen die Leitfähigkeit der jeweiligen Probe.

Proasellus coxalis *Potamopyrgus antipodarum* *Physella heterostropha*

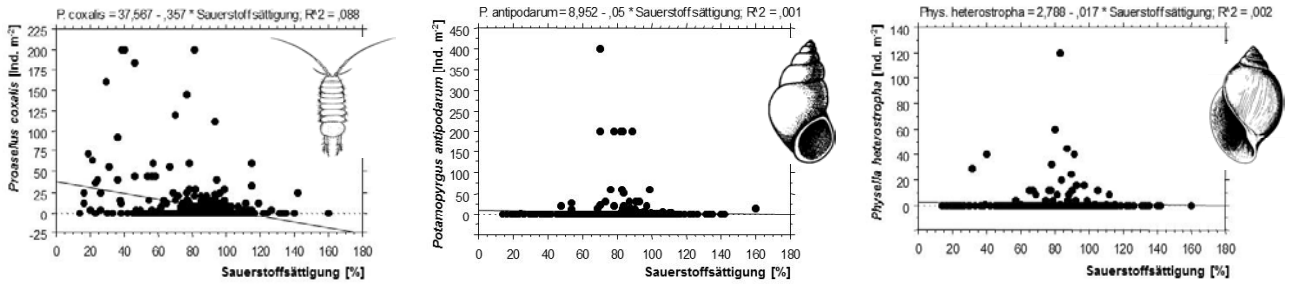


Abb. 14, 15 & 16: Abundanz der Arten in den einzelnen Proben. Auftragung gegen die Sauerstoffsättigung der jeweiligen Probe.

Diskussion & Fazit

Manche Arten der aquatischen Neozoen können suboptimale Verhältnisse wie sie typischerweiser in städtischen Gewässern vorherrschen (geringe O_2-Gehalte, hohe Leitfähigkeit) eher tolerieren und sich dort verstärkt gegen einheimische Arten durchsetzten. Auch die stadtklimatisch bedingte Überwärmung städtischer Gewässer im Vergleich zum Umland fördert Neozoen. So ist ein vermehrtes Vorkommen besonders in innerstädtischen Bereichen (in Braunschweig z.B. Westliches Ringgebiet) festzustellen. Vermehrt konnten auch an isoliert liegenden Oberläufen Vorkommen bestimmter Arten (z.B. *Proasellus coxalis*) festgestellt werden. Hier kann die unterhalb oft durch Verrohrungen u.ä. durchbrochene ökologische Durchgängigkeit die Wiederbesiedlung von unten her bremsen. Diese Barrierewirkung scheint aber nicht auf alle Arten zu wirken, auch hier wird die Verbreitung von *P. coxalis* wenig beeinflusst.

Dennoch sind stark anthropogen überformte urbane Gewässer kein „Garant“ für Neozoen. Auch in naturnahen Abschnitten kommen Neozoen vor, es bilden sich aber keine Dominanzbestände aus. Untereinzugsgebiete können trotz räumlicher Nähe und struktureller Ähnlichkeit sehr unterschiedliche Neozoen-Vorkommen haben.

Es sind deutliche artspezifische Verbreitungsmuster erkennbar, die pauschale Bezeichnung „Neozoe“ greift nicht. Die einzelnen Arten sind verschieden gut an ein Leben unter den vorherrschenden urbanen Bedingungen angepasst, besonders *Proasellus coxalis* scheint mit den Bedingungen in urbanen Gewässern gut zurechtzukommen. Da keine direkten Eintragspfade vorhanden sind treten besonders die sonst in großen Flüssen und Schifffahrtsstraßen oft dominierenden „Ponto-Caspier“ (?“vorerst“?) nicht auf. Besonders die innerstädtische Oker mit einem stark potamalen Charakter würde sicher geeignete Habitate bieten.

Mögliche Eintrittspfade nach Braunschweig für weitere Arten wären zum einen eine direkte Aussetzung, zum anderen die Einwanderung aus anderen benachbarten aquatischen Ökosystemen. Eine direkte Verbindung besteht über die Oker zur Aller hin, wo es z.B. Nachweise der *Dikerogamamrus*-Arten gibt. Hier könnte aber die relativ lange Zwischenstrecke von etwa 40 Flusskilometern mit naturnahen Abschnitten als Barriere wirken. Nähere massive Neozoenvorkommen bietet der Mittellandkanal, von wo aus es aber keine direkte Verbindung in die natürlichen Braunschweiger Gewässersysteme bestehen. Auch über den Fuhsekanal besteht theoretisch eine direkte aquatische Verbindung zum an dem Mittellandkanal direkt angeschlossenen Stichkanal Salzgitter. Hier konnten direkt im Mündungsbereich dieses Gewässers eine Vielzahl von Neozoen festgestellt werden (*Atyaephyra*

desmaresti, Chelicorophium curvispinum, Corbicula fluminea, Dendrocoelum romanodanubiale, Dikerogammarus haemobaphes, Dikerogammarus villosus, Dreissena polymorpha, Dreissena rostriformis bugensis, Hypania invalida, Limnomysis benedeni (Daten BfG und eigene Erhebung)). Aber auch hier wird eine direkte Einwanderung erschwert, da dieses künstliche Gewässersystem über eine Wasserscheide führt, der Bereich der Mündung in den Stichkanal regelmäßig trockenfällt und naturnahe Abschnitte ebenfalls als Barriere wirken können.

Zusammenfassung

Anhand der Datengrundlage verschiedener MZB-Erfassungsprogramme (Monitoring EG-WRRL, Überwachung Regenwasservorfluter, u.a,) in Fließgewässern im Gebiet der Stadt Braunschweig wurde das Arteninventar aquatischer Neozoen ermittelt. Über Abgleich mit anderen Gewässerdaten, wie z.B. Begleitfauna, Gewässertyp, Ausbauzustand, Strukturgüte, Saprobie oder chemische Parameter wurde untersucht was die Verbreitung und das Vorkommen der Arten beeinflusst.

Im eigentlichen Stadtgebiet von Braunschweig konnten *Physella heterostropha* (Gastropoda), *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda) und *Proasellus coxalis* (Isopoda) als häufigste Neozoen festgestellt werden. Besonders in den Gewässern des TEZG Schölke (westliches Ringgebiet der Stadt Braunschweig) wurden hohe Dichten festgestellt. Die möglichen Belastungen festgestellt über Strukturdefizite, hohe Leitfähigkeitswerte und niedrigere Sauerstoffwerte an den Probennahmestellen werden besonders von *P. coxalis* gut toleriert.

Literatur

Eggers, T. O. (2012): Gewässerstruktur- und Gewässergüteuntersuchungen in Fließgewässern im Gebiet der Stadt Braunschweig. Jahresbericht 2011. Institut für Geoökologie, Abt. Umweltsystemanalyse.- Gutachten im Auftrag von Stadtentwässerung Braunschweig GmbH, Braunschweig, 93 pp.

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

Mager, T., R. Berg & F. Florack (1992): Gewässergüteuntersuchungen nach DIN und Artenarmut urbaner Bäche.- Wasser & Boden 44: 730-734, Berlin

Podraza, P. (1991): Der Einfluß von Mischwasserabschlägen aus einem Regenüberlauf auf die Mazoobenthoszönose eines Stadtbaches. Erste Ergebnisse.- In: Schuhmacher, H. & B. Thiesmeier (eds.): Urbane Gewässer, 175-186, (Westarp) Essen

Strasser, T. & R. A. Patzner (2005): Aquatische Neozoen im Stadtbereich, am Beispiel der Stadt Salzburg.- Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau 9: 1-17, Braunau a.l.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Trophische Ökologie invasiver und einheimischer Makroinvertebraten: Kombination von Genetik und Stabilen Isotopen

Koester Meike[1], Claßen Silke[2] & Gergs René[1]

1Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, Deutschland, koester@uni-landau.de, gergs@uni-landau.de, 2 Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und –bewertung (gaiac), RWTH Aachen, Kackertstraße 10, 52074 Aachen, Deutschland, classen@gaiac.rwth-aachen.de [Adresse]

Keywords: *Dikerogammarus villosus*, Mageninhaltsanalysen, SSCP, Invasionsfront, intraguild predation

Einleitung

Die verstärkte Ausbreitung invasiver Arten in aquatischen Ökosystemen führt zu Veränderungen mit oftmals unbekannten Auswirkungen auf die heimische Fauna (Chandra & Gerhardt 2008). Um diese abschätzen zu können ist es von enormer Bedeutung den Einfluss dieser eingewanderten Arten auf die betroffenen Lebensgemeinschaften und Nahrungsnetze zu untersuchen. Für letzteres wird häufig die Analyse der stabilen Isotope $\delta^{13}C$ und $\delta^{15}N$ verwendet. Diese Methode kann Auskunft über die Position einer Art innerhalb eines trophischen Gefüges geben und Erkenntnisse über längerfristige trophische Zusammenhänge in einem System liefern (Post 2002). Allerdings kann die Identifikation exakter Räuber-Beute-Interaktionen auf Grund überlappender Isotopensignaturen verschiedener Arten sehr schwierig sein und zusätzliche Mageninhaltsanalysen erfordern.

Eine bedeutende invasive Art, die in vielen Gewässern Mitteleuropas starke Auswirkungen auf die Zusammensetzung der heimischen Makroinvertebratengemeinschaft hat, ist der ponto-kaspische Amphipod *Dikerogammarus villosus*. Mit seiner Einwanderung ging eine signifikanten Dichteverringerung vieler anderer Makroinvertebraten, insbesondere auch anderer Amphipodenarten einher (Dick *et al.* 2002). Als Ursache hierfür werden häufig die räuberische Eigenschaft der Art, seine Konkurrenzstärke und das hohe Reproduktionspotenzial angeführt (e.g. Dick & Platvoet 2000; MacNeil & Platvoet 2005; Pöckl 2007). In Laborversuchen konnte zwar für *D. villosus* eine starke „Intraguild predation" (IGP) auf einheimische und andere invasive Amphipoden gemessen werden (Dick & Platvoet 2000; Kinzler & Maier 2003), über ihre tatsächliche Bedeutung bei Verdrängung durch *D. villosus* im Freiland, insbesondere vor seiner Etablierung ist allerdings wenig bekannt.

Da *D. villosus* seine Beute sehr stark zerkleinert und damit ihre Morphologie zerstört, ist eine visuelle Mageninhaltsanalyse zur Identifikation der IGP als Räuber-Beute-Interaktionen nicht aussichtsreich. Die mögliche Lösung könnte hier die Kombination von Stabiler Isotopenanalyse mit genetischen Methoden zur Analyse von Mageninhalten sein. Eine genetische Methode um gefressene Beutegruppen spezifisch nachweisen zu können ist die Methode der Gruppen-spezifischen Primer für ribosomale DNA-Sequenzen.

2011 wurde, vom Hydra-Institut und Aquaplus, in der Schweiz ein Monitoring zum biologischen Zustand der Gewässer Mittelland-Reuss, Kleine Emme und Untere Lorze durchgeführt und dabei eine Invasionsfront von *D. villosus* entdeckt. In den Makrozoobethosproben dieses Monitorings wurde in der Unteren Lorze erstmals *D. villosus* gefunden und an drei Probestellen wurden ver-

schiedene Dichten *D. villosus* erfasst (Ortlepp & Mürle 2012). Diese Proben stellte uns das Hydra-Institut zur Verfügung um die Bedeutung der IGP in verschiedenen Stadien einer Invasion zu untersuchen. Unsere Hypothese: An der vordersten Front einer Invasion übt die *D. villosus* eine starke IGP auf andere Amphipoden aus, um sich etablieren zu können, während mit zunehmender Individuendichte der Art die Bedeutung der IGP sinkt.

1. Genetische Mageninhaltsanalyse

Grundprinzip Gruppen-spezifischer Primer

Jarman und seine Kollegen haben 2004 für marine Systeme die Methode der Gruppen-spezifischen Primer für ribosomale DNA-Seuquenzen etabliert (Jarman *et al.* 2004). Grundlage dieser Methode ist, dass Sequenzen innerhalb bestimmter taxonomischer Gruppen ähnlicher sind als zwischen solchen Gruppen. Für die Erstellung Gruppen-spezifischer Primer wählt man als Bindestellen Sequenzbereiche, die innerhalb einer bestimmten Zielgruppe identisch sind und bei nicht zur Zielgruppe gehörenden Arten möglichst stark abweichen (Jarman *et al.* 2004). Mit Gruppen-spezifischen Primern werden dadurch nur zur Zielgruppe gehörende Arten detektiert, während die DNA nicht zur Zielgruppe gehörender Arten nicht amplifiziert wird. Des Weiteren kann es durch einzelne Basen-Substitutionen in den amplifizierten Fragmenten Unterschiede zwischen den Sequenzen verschiedener zur Zielgruppe gehörender Arten geben. Dies ermöglicht weitere Differenzierung durch sekundäre Analysemethoden, wie SSCP-Gelelektrophorese oder Sequenzierung.

Etablierung Gruppen-spezifischer Primer

Anhand von 264 Sequenzen von Makroinvertebraten aus der Datenbank *GenBank* haben wir nach diesem Prinzip 21 neue Primer für potenziell bedeutende limnische Beutegruppen entwickelt (Tab. 1), welche anhand eines Spektrums von 130 Taxa getestet. Als spezifisch wurde ein Primer bezeichnet, wenn dieser DNA-Regionen zur Zielgruppe gehörenden Arten unseres Spektrums detektiert und Tests für alle anderen Taxa unseres Spektrums kein PCR-Produkt lieferten. Mittels dieser neu etablierten Primer können die verschiedenen Beutegruppen durch PCR und Agarose-Gelelektrophorese detektiert werden.

Fallbeispiel zur Detektion von Beute

Die Anwendung der neu etablierten Primer wurde beispielhaft an einem Fraßversuch mit *D. villosus* als Prädator und *Caenis*-Larven unbekannter Art als Beute getestet. Nach der DNA-Extraktion aus den Mägen des Prädator (nach Aljanabi & Martinez 1997) wurde die DNA der Zielgruppe mit dem entsprechenden Primer Caep28S in einer PCR amplifiziert. Das Ergebnis der Agarosegelelektrophorese zeigt sowohl für die Mageninhaltsproben, als auch für Proben dreier Referenzarten der Gattung *Caenis* je eine Bande doppelsträngiger DNA mit der entsprechenden Fragmentlänge. Die gefressenen Larven konnten also in den Mageninhalten nachgewiesen werden. Da sowohl für die drei Referenzarten als auch für die Proben der Mageninhalte jeweils nur eine Bande derselben Länge im Agarosegelbild erscheint, ist eine weitere Differenzierung innerhalb der Zielgruppe mit dieser Methode nicht möglich.

Um eine weitere Differenzierung zu ermöglichen, wurde eine "Single strand conformation polymorphism" (SSCP) Gelelektrophorese als sekundäre Analysemethode verwendet. Während die Agarosegelelektrophorese in unserem Beispiel zu Einzelbanden von Doppelstrang-DNA führte, zeigte die SSCP-Analyse der PCR-Fragmente der Referenzarten unterschiedliche Bandenmuster mehrerer Banden Einzelstrang-DNA. Ursache für die unterschiedlichen Bandenmuster dafür ist die Ausbildung von Tertiärstrukturen, deren Konformation von der primären Sequenz abhängt. Kon-

formationsänderungen innerhalb der Tertiärstruktur führen zu unterschiedlichem Laufverhalten innerhalb einer Gelmatrix und damit zu unterschiedlichen Bandenmustern. Daher kann mittels SSCP eine weitere Differenzierung innerhalb der Zielgruppe und somit eine Bestimmung der Beute bis zu einem niedrigeren taxonomischen Level erreicht werden.

Die Bandenmuster der PCR Fragmente aus den Proben der Mageninhalte wurden mit denen der Referenzarten verglichen. Dabei zeigten die Proben zweier Mageninhalte ein Bandenmuster identisch mit dem der Referenzart *Caenis luctuosa* und die dritte Probe identisch mit dem der Referenzart *Caenis horaria*. Somit war es in diesem Fall möglich mit dem Gruppen-spezifischen Primer und der SSCP-Analyse die genaue Art der gefressenen Beute zu bestimmen.

Tab. 1: 21 neue Gruppen-spezifische Primer und ihre Zielgruppen. Die Benennung "18S" bzw. "28S" gibt an ob das zu detektierende Fragment zu der kurzen oder langen rDNA-Untereinheit gehört.

Klasse	Ordnung	Target taxon	Primer	Taxazahl
Insecta	Trichoptera	***Rhyacophila***	Rhya18S	88
		Integripalpia + Spicipalpia	Inspi18S	
		Ecnomus* + *Psychomyia	Ecpsy18S	
	Diptera	**Chironomidae**	Chiro18S	
		Simulium	Sim28S	
	Ephemeroptera	**Ephemeroptera**	Epa28S	
		Caenis* + *Ephoron	Caep28S	
		Ephemera	Eph28S	
		Serratella	Serra28S	
		Heptageniidae	Hpt28S	
Malacostraca	Ampipoda	***Corophium***	Coro18S	22
		Crangonyx	Crang28S	
		Gammaridae	Gammae28S	
		Gammarus	Gam18S	
	Isopoda	***Asellus***	Ase28S	
	Mysida	**Mysidae**	Mys28S	
Bivalvia	Veneroidea	***Dreissena***	Dreis18S	3
		Corbicula	Corbicul28S	
Gastropoda	Pulmonata	***Physella***	Phys18S	6
		Bithynia	Bit18S	
Branchiobdellea	Branchiobdellida	***Branchiobdella***	Branch18S	1

2. Untersuchung einer Invasionsfront von *Dikerogammarus villosus*

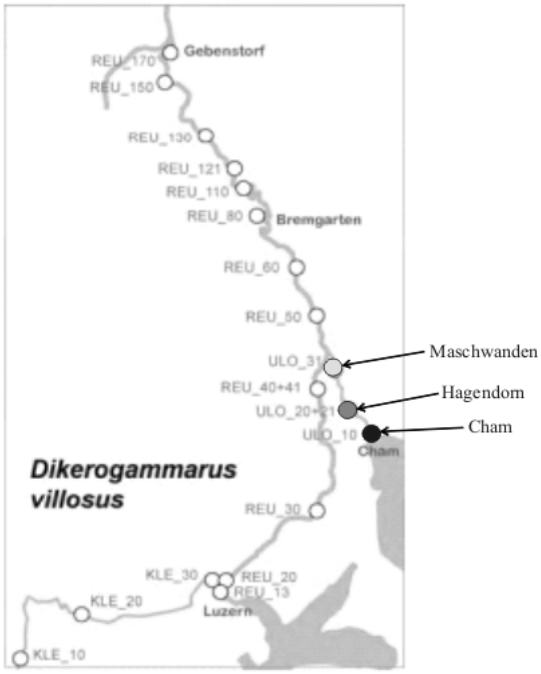


Abb. 1: Verbreitungskarte *D. villosus* (verändert nach Ortlepp & Mürle 2012)

Erfassung der Invasionsfront

2011 wurde von den Instituten Hydra und AquaPlus, im Auftrag der Schweizer Kantone Aargau, Luzern, Zug und Zürich, ein Monitoring zum biologischen Zustand der Gewässer Mittelland-Reuss, Kleine Emme und Untere Lorze durchgeführt. In den Makrozoobethosproben dieses Monitorings wurde in der Unteren Lorze erstmals *D. villosus* gefunden. Diese Proben stehen uns als Ausgangsmaterial für die Analyse der stabilen Isotope $\delta^{13}C$ und $\delta^{15}N$ und genetische Mageninhaltsanalysen zur Verfügung. An den drei Probestellen Cham, Maschwanden und Hagendorn wurden verschiedene Dichten *D. villosus* erfasst. Während die Art bei Cham schon Dichten von über 1000 Individuen m^{-2} erreicht hat ist sie bei Hagendorn in mittleren und bei Maschwanden, der vordersten Invasionsfront, nur in geringer Dichte (10-50 Ind. m^{-2}) vorhanden (Ortlepp & Mürle 2012).

Ziel der Untersuchung

Für die Probestellen Maschwanden und Hagendorn (Abb. 1) wurden die stabile Kohlenstoff- ($\delta^{13}C$) und Stickstoff- ($\delta^{15}N$) Isotopensignatur einiger potentieller Beutegruppen, sowie der einheimischen Amphipoden *Gammarus pulex/fossarum* und des invasiven *D. villosus* ermittelt. Dadurch soll die trophische Position der Amphipoden in den beiden Abschnitten dieser Invasionfront ermittelt werden. Falls die Verdrängung anderer Amphipoden an einer Invasionsfront durch IGP verursacht wird, ist zu erwarten, dass *D. villosus* eine höhere trophische Ebene besetzt als die einheimischen Amphipoden. Genetische Mageninhaltsanalysen mittels der neu etablierten Gruppen-spezifischen Primer sollen zur Verifizierung der Isotopenanalysen dienen und den direkten Nachweis der IGP erbringen. Durch diese Untersuchungen erhoffen wir uns einen ersten Einblick in die Mechanismen hinter einer Verdrängung einheimischer Arten durch *D. villosus* zu erhalten.

Erste Ergebnisse

<u>Maschwanden (vorderste Invasionsfront):</u>

Diamesinae und *Dreissena polymorpha* weisen die niedrigsten $\delta^{15}N$-Werte auf. Ihre $\delta^{15}N$-Werte sind mit 6,38 bzw. 6,24‰ (SD 0,21 bzw. 0,41) vergleichbar, aber die Kohlenstoffsignatur von *D. polymorpha* ist mit -30,28‰ (SD 2,07) deutlich höher als die der Diamesinae (-34,99‰, SD 0,25). Die Orthocladiinae weisen eine sowohl höhere $\delta^{15}N$- (6,59‰, SD 0,10) als auch höhere $\delta^{13}C$-Werte (-33,43‰, SD 0,25) auf als Diamesinae und für die Gruppe der Simuluidae wurden nochmal höhere Werte ($\delta^{15}N$ = 7,14‰, SD 0,22 und $\delta^{13}C$ = -31,99‰, SD 0,44) gemessen. Die höchsten $\delta^{15}N$-Werte wurden an dieser Stelle für die räuberischen Insektenlarven *Rhyacophila* gemessen (7,48‰, SD 0,49). Zwei Individuen von *D. villosus* zeigen $\delta^{15}N$-Werte die etwa in der Höhe wie der Wert für

Rhyacophila liegen, während zwei andere Individuen eine geringere Stickstoffsignatur als *D. polymorpha* zeigen und ein Individuum eine intermediäre Stickstoffsignatur. Die δ^{13}C-Werte von 4 Individuen sind höher als für alle anderen analysierten Gruppen (im Mittel -27,55‰, SD 0,41), während 1 Individuum zusätzlich zu einem vergleichbaren δ^{15}N-Wert auch einen δ^{13}C-Wert aufweist der mit *D. polymorpha* vergleichbar ist.

Hagendorn (mittlere Dichten *D. villosus*)

Auch hier zeigen Diamesinae die niedrigsten δ^{13}C-Werte (-33,06‰, SD 0,77) und die für sie gemessenen δ^{15}N-Werte (5,73‰, SD 1,17) sind, wie auch bei Maschwanden, niedriger als für Orthocladiinae (δ^{15}N = 6,93‰, SD 0,08; δ^{13}C = -31,23‰, SD 0,77) und Simmuliidae (δ^{15}N = 6,75‰, SD 0,38; δ^{13}C = -31,17‰, SD 1,19). Individuen von *G. pulex/fossarum* und *D. villosus* weisen im Mittel höhere δ^{13}C-Werte auf als die anderen Gruppen (*G. pulex/fossarum* = -29,20‰, SD 0,95; *D. villosus* = -29,93‰, SD 1,27). Die Individuen von *G. pulex/fossarum* zeigen δ^{15}N-Werte zwischen 5,10 und 7,41‰ und für die Individuen von *D. villosus* lagen die δ^{15}N-Werte zwischen 4,12 und 7,11‰.

Diskussion

An der vordersten Front der Invasion (Maschwanden) wiesen einzelne Individuen von *D. villosus* vergleichbare Stickstoffsignaturen auf wie räuberische Insektenlarven, während die Stickstoffsignatur anderer Individuen vergleichbar mit der eines Primärkonsumenten ist. Bei Hagendorn zeigten einzelne Individuen von *D. villosus* sogar deutlich niedrigere Stickstoffsignatur als Detritivore. Aufgrund dieser ersten Ergebnisse scheint die Population von *D. villosus* an dieser Invasionsfront nicht so räuberisch zu sein wie man erwartet hätte. Die unterschiedlichen Stickstoffsignaturen deuten vielmehr auf eine hohe Variabilität der Ernährungsweise innerhalb der Art hin.

Für Maschwanden ist ein Vergleich der trophischen Positionen des invasiven *D. villosus* und der einheimischen *G. pulex/fossarum* bisher nicht möglich, da uns hier noch die Ergebnisse für *G. pulex/fossarum* fehlen. Für die zweite Stelle zeigen einzelne Individuen von *D. villosus* deutlich geringere δ^{15}N-Werte als die gemessenen Individuen der einheimischen Arten. Somit besetzt *D. villosus* hier keine höhere trophische Ebene als *G. pulex/fossarum* wodurch die IGP eher von geringer Bedeutung für die Verdrängung der heimischen Amphipoden zu sein scheint. Zieht man auch in Betracht, dass die Gesamtpopulation von *D. villosus* auch bei Maschwanden nicht stark räuberisch zu sein scheint, ist zu erwarten, dass die IGP insgesamt von geringer Bedeutung an dieser Invasionsfront ist.

Anhand dieser ersten Ergebnisse lässt sich aber nur schwer sagen, welche Bedeutung die IGP wirklich hat und von was sich die einzelnen Individuen von *D. villosus* tatsächlich ernährt haben. Hierüber soll die genetische Magenihaltsanalyse der einzelnen Individuen Auskunft geben. Desweiteren wollen wir auch die Stelle Cham, mit der höchsten Dichte von *D. villosus*, in unsere Untersuchungen mit einbeziehen. Hier scheint die Art bereits etabliert und daher erwarten wir hier ein anderes Bild als es sich für Maschwanden und Hagendorn ergibt.

Danksagung

Großer Dank geht an diejenigen, die durch fleißiges Sammeln zu unserem großen Spektrum an Taxa beigetragen haben. Unser besonderer Dank gilt Peter Rey, Johannes Ortlepp und Uta Mürle vom Hydra-Institut, sowie AquaPlus dafür, dass uns die Proben einer Invasionsfront zur Verfügung gestellt wurden. Und nicht zu Letzt danken wir der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung unserer Arbeit.

Literatur

Aljanabi, S. M., and I. Martinez. 1997. Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. Nucleic Acids Research **25**, 4692-4693.

Chandra S, Gerhardt A (2008) Invasive species in aquatic ecosystems: issue of global concern. Aquatic Invasions **3**, 1-2.

Dick JTA, Platvoet D (2000) Invading predatory crustacean Dikerogammarus villosus eliminates both native and exotic species. Proceedings of the Royal Society of London, Series B **267**, 977-983.

Dick JTA, Platvoet D, Kelly DW (2002) Predatory impact of the freshwater invader Dikerogammarus villosus (Crustacea: Amphipoda). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **59**, 1078-1084.

Jarman SN, Deagle BE, Gales NJ (2004) Group-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. Molecular Ecology **13**, 1313-1322.

Kinzler W, Maier G (2003) Asymmetry in mutual predation: possible reason for the replacement of native gammarids by invasives. Archiv für Hydrobiologie **157**, 473-481.

MacNeil C, Platvoet D (2005) The predatory impact of the freshwater invader Dikerogammarus villosus on native Gammarus pulex (Crustacea: Amphipoda); influences of differential microdistribution and food resources. Journal of Zoology **267**, 31-38.

Ortlepp J, Mürle U (2012) Biologische Untersuchung der Mittelland-Reuss, Kleinen Emme und Unteren Lorze - Fachbericht Makrozoobenthos. Hydra AG.

Pöckl M (2007) Strategies of a successful new invader in European freshwaters: fecundity and reproductive potential of the Ponto-Caspian amphipod Dikerogammarus villosus in Austrian Danube, compared with the indigenous Gammarus fossarum and G. roeseli. Freshwater Biology **52**, 50-63.

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

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Der invasive Gammarid Echinogammarus berilloni (Amphipoda) im Einzugsgebiet der Ahse (Einzugsgebiet Lippe,NRW) :Verbreitung und Habitatbindung im Vergleich zu einheimischen Amphipoden

Dana Shilton 1,2, Meyer, Elisabeth I., 1, Riss, Wolfgang 1, Leese, Florian 2, Tollrian, Ralph 2 & Schmidt-Formann, Oliver 1,3

1 Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße, 1,48149 Münster, meyere@uni-muenster.de, 2 Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Evolutionsökologie und Biodiversität der Tiere, Universitätsstraße 150, 44801 Bochum,tollrian@rub.de3 Stadt Hamm, Umweltamt-Untere Wasserbehörde, Gustav-Heinemann-Straße 10, 59065,schmidt.formann@stadt.hamm.de

Keywords: Neozoen, *Echinogammarus berilloni*, *Gammarus pulex*, *Gammarus roeselii*

Einleitung

In dieser Arbeit stellt das Einzugsgebiet der Ahse im Kreis Soest den Untersuchungsraum dar. Ziel der Arbeit war es, die Verbreitung der drei vorkommenden Amphiod Arten: *E. berilloni*, *G. pulex* und *G. roeselii* im Untersuchungsgebiet darzustellen. Ebenfalls konnten die Habiatpräferenzen der drei vorkommenden Gammaridenarten ausgewertet werden.

Weiteres Ziel der Arbeit ist es, Aussagen über die Substratpräferenzen der drei untersuchten Arten zu tätigen.

Das Verbreitungsmuster wird anhand eigener Probenahmen und der Auswertung der zur Verfügung gestellten Makrozoobenthosdaten des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) erstellt.

Im Jahr 1997 (Schmidt- Formann 2011) konnte der invasive Amphipod *E. berilloni* erstmals in dem Einzugsgebiet der Ahse (Lippe – EG) nachgewiesen werden. Vorherige Untersuchungen zeigten ein Verbreitungsmuster von *E. berilloni* in den Hauptgewässern, wohingegen die Art in den Nebengewässern nicht nachgewiesen werden konnte. In der Ahse tritt *E. berilloni* lokal in sehr hohen Abundanzen auf, bei gleichzeitig niedrigen Abundanzen der heimischen Amphipoden an diesen Stellen.

Hypothetisch wurde vorangestellt, dass *E. berilloni* hinsichtlich seiner Verbreitung häufiger an künstliche Gewässerstrukturen gebunden ist, im Gegensatz präferieren *G. pulex* und *G. roeselii* natürliche Substrate .

Material und Methoden

Bevor die Beprobung durchgeführt werden konnte, wurden die LANUV Monitoring Daten des Untersuchungsgebietes, welche die Makrozoobenthos Daten der letzten zehn Jahre beinhalteten, ausgewertet. Dadurch konnte die bisherige Verteilung der drei Arten festgestellt werden.

Die Beprobung erfolgte im Winter 2011 sowie im Frühjahr 2012 und beinhaltete vier Gewässer, die Ahse und deren Nebenflüsse Rosenau, Soestbach und Schledde. Insgesamt wurden sechszehn Probenahmen durchgeführt, wovon sechs an der Ahse, jeweils vier an der Rosenau und Soestbach sowie zwei Proben an der Schledde genommen wurden. Die Beprobung erfolgte jeweils an einem fünf m² großen und repräsentativen Gewässerabschnitt. Der Deckungsgrad der Substrate wurde in Prozent abgeschätzt, die Beprobungsdauer von 30 Minuten wurde auf die Prozente der jeweiligen Substratdeckung heruntergerechnet. Des Weiteren wurde mit Hilfe eines Präzisions-Strömungsmessgeräts (Dostmann P6700) auf jedem Substrattyp die Fließgeschwindigkeit bestimmt. Mit Hilfe eines Mehrparameter- Messgerät (WTW Multi 350i) konnten die chemischen Parameter Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und pH - Wert bestimmt werden.

Für die statistische Analyse wurden die 14 Substrattypen in zwei Kategorien, künstliche und natürliche Substrate aufgeteilt, die Substrattypen Steine/Blöcke und Steine wurden zur Kategorie künstliche Substrattypen gezählt, die anderen 12 Substrattypen gehörten zu den natürlichen Substrattypen. Der t -test für abhängige Variablen diente zur Prüfung der Normalverteilung. Aufgrund der Methodik der Probenahme, war davon auszugehen, dass es sich um nicht normal verteilte Datensätze handelt. Dieser Ansatz wurde durch den t- test bestätigt, zur weiteren statistischen Analyse diente der Wilcoxon matched pair test, der die Mittelwerte der Individuen vom künstlichen und natürlichen Substrat miteinander vergleicht.

Des Weiteren sollte getestet werden, ob es eine signifikante Korrelation zwischen dem Auftreten der Gammariden und den chemischen Parametern: pH, Sauerstoffgehalt und der elektrische Leitfähigkeit gibt. Hierfür wurde die Spearman Rang Korrelation Funktion verwendet. Die gesamte statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm STATISTICA.

Ergebnisse

Die Untersuchung zeigte, dass *E. berilloni* in allen vier Gewässern des Gebietes vorzufinden ist (Abb.1). Der Verbreitungsschwerpunkt ist in der Ahse, hier ist *E. berilloni* die dominierende Art des Makrozoobenthos, heimische Amphipoden sind bis auf ein Refugium im Naturschutzgebiet nahe Stocklarn kaum noch an den untersuchten Stellen der Ahse anzutreffen. Im Soestbach erfolgte im Rahmen der Untersuchung ein Erstnachweis von *E.berilloni*. Im Vergleich zu den anderen beiden Arten ist *G.roeselii* an den kontrollierten Punkten am seltensten anzutreffen.

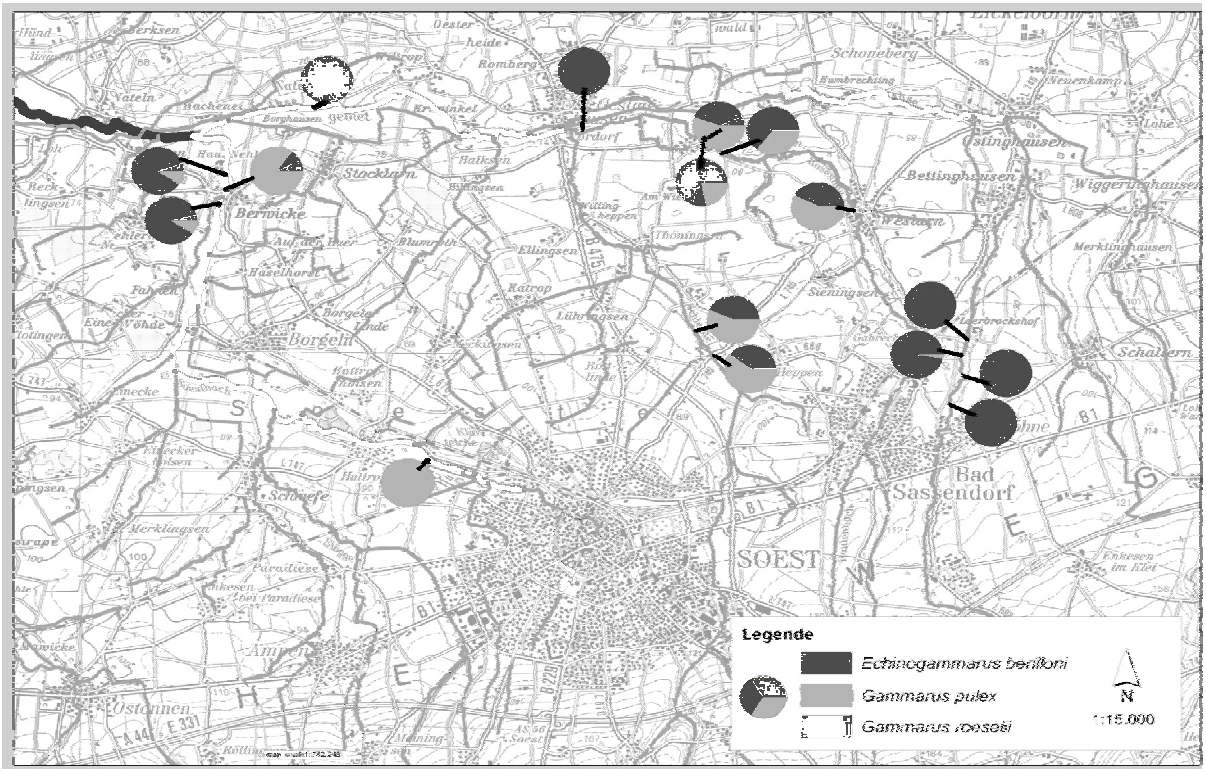


Abb.1: Verbreitung von *G. pulex*, *G.roeselii* und *E. berilloni* im Untersuchungsraum

Die Untersuchung der Habitatpräferenz für *G. pulex* zeigte dass die meisten Individuen im Sandsubstrat gefunden worden, gefolgt von dem Substrat Steine (Abb.2). Das geringste Individuenvorkommen von *G. pulex* wurde im Substrat Ton/Schluff festgestellt.

Ebenfalls hatte *G. roeselii* sein höchstes Vorkommen im Sandsubstrat, gefolgt vom Substrat Grobkies und Ton/ Schluff (Abb. 3).

E. berilloni zeigte im Rahmen der Untersuchung eine starke Präferenz für das Substrat Steine/ Blöcke, gefolgt von den Substraten Steine und Feinkies (Abb.4).

***Gemittelte Substratpräferenzen von* G. pulex**

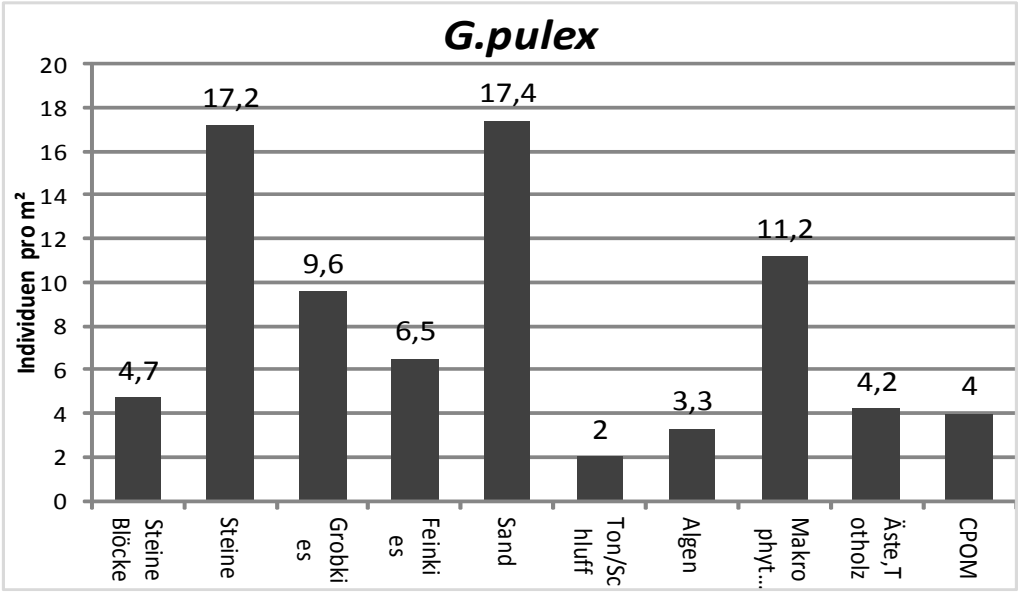


Abb. 2: Mittelwerte von G. pulex

***Gemittelte Substratpräferenzen von* G. roeselii**

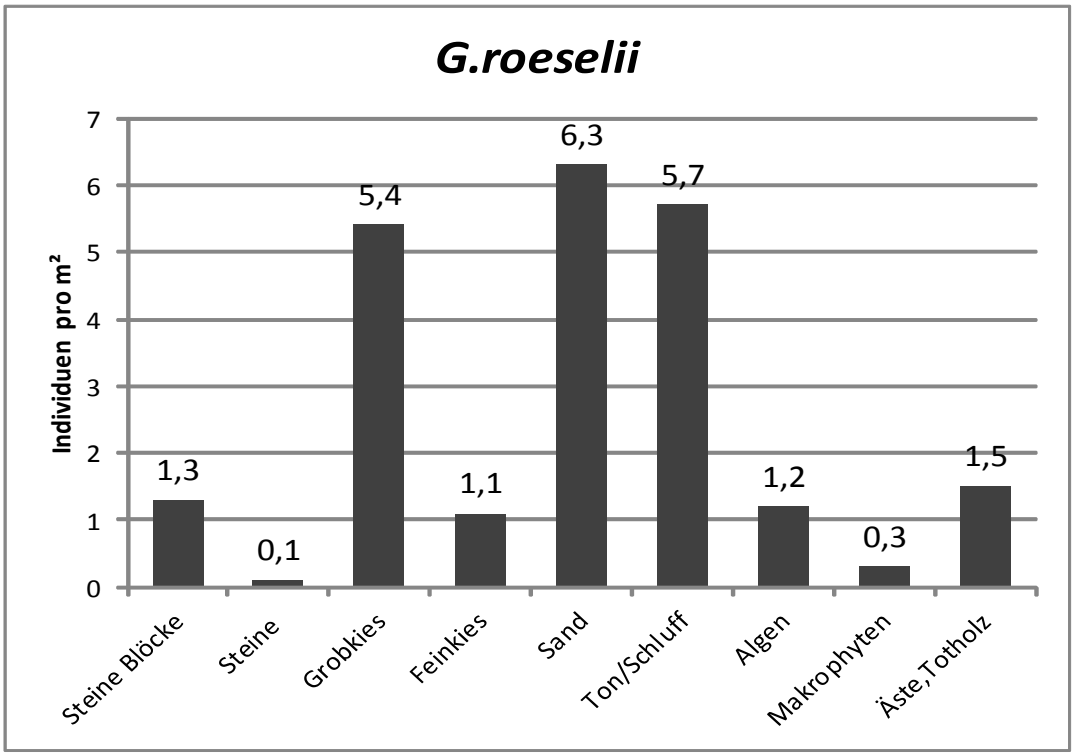


Abb. 3: Mittelwerte von *G. roeselii*

***Gemittelte Substratpräferenzen von* E. berilloni**

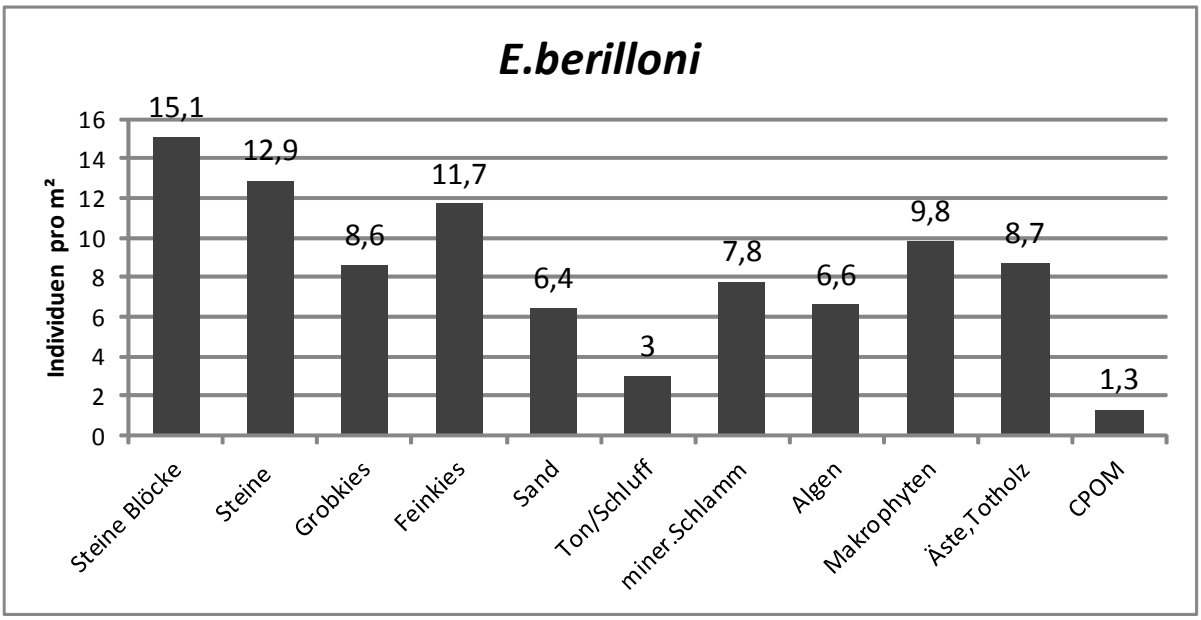


Abb.4: Mittelwerte *E.berilloni*

Die statistische Auswertung der Daten ergab einen signifikanten Unterschied $p < 0,01$ zwischen dem Vorkommen von *E. berilloni* im künstlichen und im natürlichen Substrat, (Abb. 5).

Es konnte keine Signifikanz zwischen dem Vorkommen der heimischen Gammaridenarten im künstlichen und im natürlichen Substrat festgestellt werden (Abb. 6 u.7).

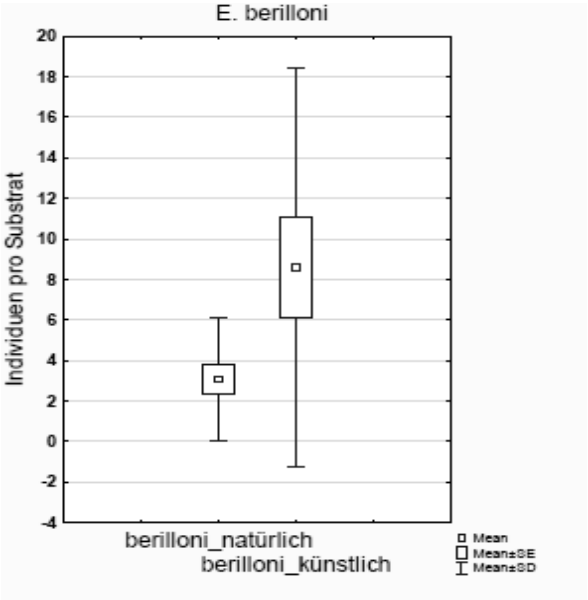


Abb.5 Wicoxon test *E. berilloni*

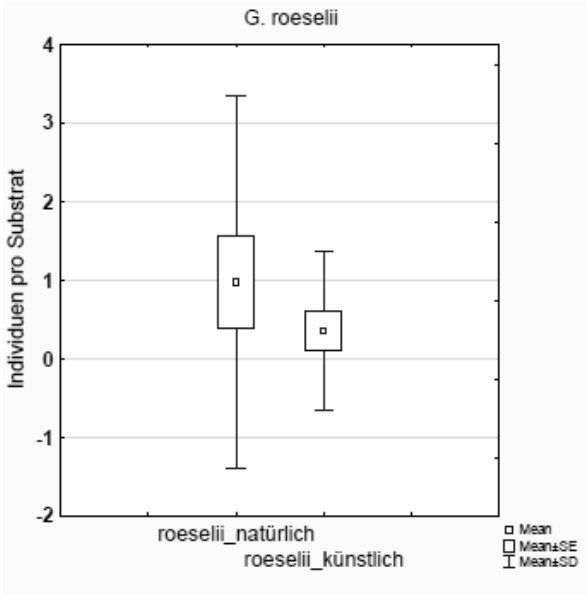


Abb.6 Wicoxon test G. *roeselii*

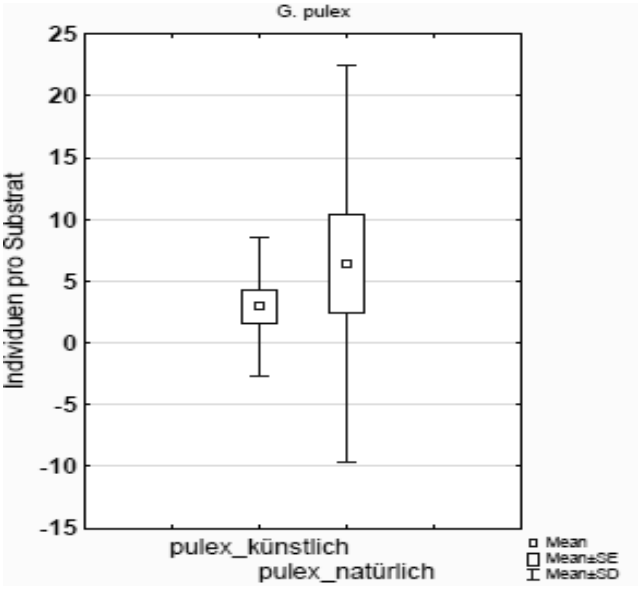


Abb.7 Wilcoxon test *G.pulex*

Diskussion

Heimische Gammariden besiedeln vor allem natürliche Habitatstrukturen, Gewässer in naturnahen Zuständen könnten die Etablierung invasiver Gammaridenarten erschweren und den Verbleib heimischer Gammaridenarten unterstützen.

Im Zuge künstlicher Gewässerstrukturen kommt es häufig zu höheren Fließgeschwindigkeiten, welche nach den Messungen in dieser Untersuchung besser von *E. berilloni* toleriert werden können als von heimischen Gammaridenarten. Die Präsenz von *E.berilloni* steigert die Driftaktivität von *G.roeselii* und *G. pulex* (Artmeyer et al 2004).Die Studie zeigt, dass *E. berilloni* den nativen *G.roeselii* ersetzt.

Hingegen früherer Untersuchungen (Eggers 2002) hat *G. pulex* seine höchste Abundanz im Sandsubstrat, wohingegen das Kiessubstrat eher dem natürlichem Vorkommen von *G. pulex* entspricht (Crane 1994). Die Präferenz für das Sandsubstrat wurde an artenarmen Messstellen festgestellt an denen folglich wenig Konkurrenz und Prädationsdruck herrschen. Diese fehlende Konkurrenz und Räuberpräsenz könnte dazu führen, dass die Amphipoden keine üblichen Versteckmöglichkeiten wie Steine oder Makrophyten suchen, sondern das Sandsubstrat an diesen Stellen bevorzugen.

Zusammenfassung

Es konnte das häufigere Vorkommen von *E. berilloni* im künstlichen Substrat statistisch belegt werden. Dies lässt den Rückschluss zu, dass artenarme, künstliche Substrate die Ausbreitung invasiver Amphioden begünstigen. In der Ahse und im Soestbach ist anhand der Untersuchung an den Probestellen die Tendenz zu erkennen, dass es bei steigender Population von *E. berilloni* zur Abnahme von heimischen Amphioden kommen kann.

Literatur

Artmeyer, C., Göcking, C., Kristmann, M., Matthes, H. & Meyer, E. (2004):, H., Müller, J. (2004): Untersuchungen zur Auswirkung des Kanusports auf die Fauna von Fließgewässern in Nordrhein – Westfalen- Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms – Universität Münster.

Crane, M. (1994): Population characteristics of *G. pulex* (L.). from five English streams. Hydrobiologia 281: 91 - 100.

Eggers, T. (2002):Verbreitungsmuster neozoischer Malacostraca in norddeutschen Schifffahrtsstrassen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Tagungsbericht: 323 – 328.

Schmidt – Formann, O., Kaschek N., & Meyer, E. (2011): Charakterisierung der Ahse (Einzugsgebiet Lippe, NRW) und ihrer Nebengewässer anhand chemisch – physikalischer Parameter unter Berücksichtigung der Verbreitung von *Echinogammarus berilloni* (Amphipoda). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardesgsen 2011: 282 – 286.

EINFLUSS VON LANDNUTZUNG AUF FLIEßGEWÄSSER

DIETRICH, D., J. VÖLKER, O. BÜTTNER, D. BORCHARDT, M. WEITERE, G. ECKARTZ-VREDEN & J. FOERSTER: Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern – eine Herausforderung bei der Implementierung der EU-WRRL

ECKARTZ-VREDEN, G. & J. FOERSTER: Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern: Ursachen- und Wirkungszusammenhänge – ein Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen

JANUSCHKE, K., CH. K. FELD, A. W. LORENZ & D. HERING: (Wieder-)Besiedlungsgemeinschaften und räumlich-zeitliche Muster in renaturierten Flussabschnitten

KLEEBERG, A.: Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässer

LINNENWEBER, CH., B. SCHNEIDER & U. DUMONT: Durchgängigkeit von Wasserkörpern

SCHARF, W.: Die Eutrophierung der Wupper im Spannungsfeld urbaner Belastungen

SCHRÖDER, M. & E. KIEL: Vergleichende Studie des Makrozoobenthos ausgewählter Gräben Nordwestdeutschlands

SCHWEDER, H. & P. PODRAZA: Analyse der Makrozoobenthosbesiedlung zur Beurteilung von bestehenden Einleitungen der Siedlungsentwässerung auf Basis von PERLODES-/ASTERICS-Auswertungen

Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern – eine Herausforderung bei der Implementierung der EU-WRRL

Desiree Dietrich1, Jeanette Völker1, Olaf Büttner1, Dietrich Borchardt1, Markus Weitere1, Gabriele Eckartz-Vreden2 & Julia Foerster2

1Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, desiree.dietrich@ufz.de, jeanette.voelker@ufz.de, dietrich.borchardt@ufz.de, markus.weitere@ufz.de, 2Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen, Gabriele.Eckartz-Nolden@lanuv.nrw.de, Julia.Foerster@lanuv.nrw.de

Keywords: Eutrophierung, Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerflora, Bewertung, Schwellenwerte

Einleitung

Die deutschen Oberflächengewässer erfüllen nur zu 10% den „guten ökologischen Zustand“ gemäß der EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Hauptursache für das schlechte Abschneiden sind hydromorphologische Degradation und Nährstoffeinträge, welche zu Eutrophierung der Gewässer führten. Eutrophierung ist nicht allein durch Nährstoffeinträge zu erklären, handelt es sich vielmehr um das Ergebnis von multikausalen Interaktionen zwischen externen und internen Faktoren wie Landnutzung, Strömung, Licht und Grazing. Besonders die Bewertung der Trophie eines Fließgewässers ist durch die Fülle der möglichen Stressoren erschwert. Unsicherheiten ergeben sich beispielsweise aus den nachweislich geringen Zusammenhängen zwischen Massenentwicklungen von benthischen Algen, der Nährstoffsituation und dem Bewertungssystem durch Indikatoren, besonders im Tiefland.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes (siehe dazu auch Tagungsbeitrag: Eckartz-Vreden & Foerster „Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern: Ursachen- und Wirkungszusammenhänge – ein Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen“) wurde in einem ersten Schritt ein konzeptioneller Rahmen erarbeitet, der Ursachen und Wirkungszusammenhänge der Eutrophierung in Tieflandfließgewässern beschreibt. In einem zweiten Schritt wurden definierte Hypothesen mit Daten aus zwei Monitoringzyklen des Landes NRW mit dem Schwerpunkt in den Tieflandfließgewässern statistisch untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass hinsichtlich der Ursachen und Wirkungszusammenhänge zwischen Einflussfaktoren und der Ausprägung der Gewässerflorakomponenten eine hohe Streuung und Variabilität insbesondere in den Tieflandfließgewässern vorliegt. Dennoch zeigten sich auch deutliche Abhängigkeiten, aus denen Schwellenwerte abgeleitet werden können. So ist der Orientierungswert nach LAWA (2007) für die Gesamtphosphat Phosphorkonzentration ein adäquater Wert, welcher eine biologische Wirkungsschwelle vor allem in den Tieflandfließgewässern aufzeigt.

Der vorliegende Beitrag fokussiert sich auf die Einflüsse von Licht und Phosphorkonzentrationen auf die Florakomponenten. Weiterführende Ergebnisse sind dem Abschlussbericht zum Projekt zu entnehmen (Veröffentlichung Anfang 2013).

Material und Methoden

Für die statistischen Analysen wurden Daten aus zwei Monitoringzyklen verwendet, die flächendeckend in Nordrhein-Westfalen in den Jahren 2005 bis 2011 erhoben wurden. Die Daten wurden vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) zur Verfügung gestellt: Stammdaten, Landnutzung, Gewässerstruktur, allgemeine chemisch-physikalische Messwerte, biologische Daten aus dem Bewertungsprogramm PHYLIB (Schaumburg et al. 2012) - Gewässerflora und PERLODES (ASTERICS 2011) - Makrozoobenthos. Für die Analysen wurden die vorhandenen Daten in einer Datenbank miteinander verschnitten. Die Auswertungen und statistischen Analysen erfolgten mit dem Programm SPSS.

Ergebnisse

Einfluss des Lichts auf die Florakomponenten

Um den Einfluss des Lichts auf die Florakomponenten zu analysieren, wurden die Hilfsvariablen „Beschattung“, „Gewässerrandstreifen“ und „Waldanteil“ verwendet.

Bei der Detailanalyse zeigte sich, dass lediglich die Variable „Beschattung“ aus den PHYLIB Vor-Ort Protokollen signifikante Korrelationen zu den Florakomponenten Makrophyten mit Spearman-Rho = -0,2 (n=637; p<0,01) und dem Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) mit Spearman-Rho = 0,19 (n=240; p<0,01) ergab.

Für eine vergleichende Darstellung der berechneten Zusammenhänge zeigt Abbildung 1 ein Box-Whisker-Plot mit den dezimalberechneten Florakomponenten Makrophyten und PoD in Abhängigkeit der Beschattung. Die Hilfslinien zeigen die Klassifizierung des „mäßigen“ Wertebereichs (zwischen 2,5 und 3,5).

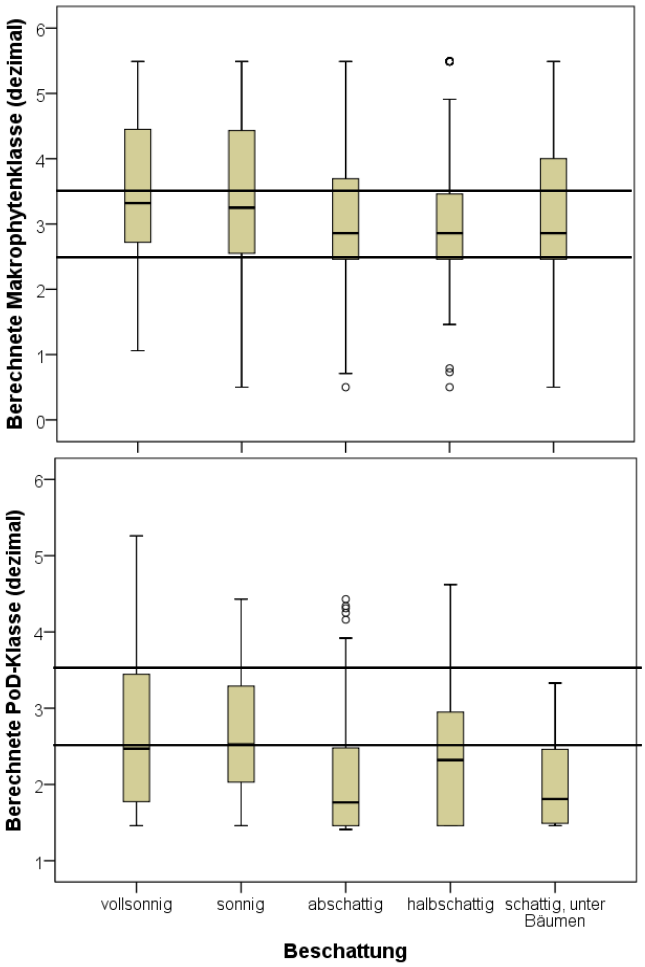


Abb.1: Box-Whisker-Plot mit den dezimalberechneten Florakomponenten Makrophyten (oben) und Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) (unten) in Abhängigkeit der Beschattung. Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75 Per-

zentil), den Median und die Spannweite.

Bei den Makrophyten zeigt sich eine Abnahme der Wertebereiche in Abhängigkeit der Beschattung, die jedoch über alle Merkmalsausprägungen den „mäßigen“ Wertebereich im Median nicht unterschreiten. Die Abhängigkeiten sind auch unter Berücksichtigung des hohen Stichprobenumfangs statisch signifikant, zeigen aber eine große Streuung und Variabilität.

Beim PoD sind die Abhängigkeiten von der Beschattung weniger linear ausgeprägt. Vielmehr zeigt sich ab einer Merkmalsausprägung „abschattig“ ein Wertesprung von einer „mäßigen“ in eine „gute“ Bewertungsklasse. Auch hier besteht eine große Streubreite in den Daten.

Einfluss des Gesamtphosphor-Phosphat-Gehaltes (TP) auf die Florakomponenten

Die Ergebnisse der Abhängigkeiten der Bewertung der Florakomponenten (Indices) von den Phosphorkonzentrationen sind in Tabelle 1 dargestellt. Für die Gesamtphosphat-Phosphorkonzentrationen wurde neben dem Jahresmittelwert, der in der Regel aus vier Einzelmessungen bestand, ein Sommermittelwert (Mai bis Oktober) berechnet. Die statistisch signifikanten Korrelationen in Tabelle 1 sind grau hinterlegt.

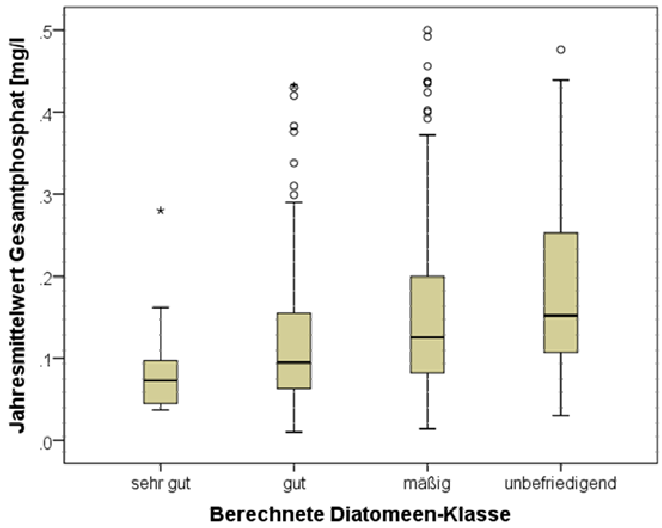
Anhand der Korrelationsberechnungen resultieren vergleichsweise hohe Koeffizienten zwischen dem Diatomeenindex und den Phosphorkonzentrationen mit einem Erklärungswert von 5 %. Geringe Korrelationen zeigt der Makrophytenindex in Abhängigkeit der Phosphorkonzentrationen, wohingegen das PoD keine Zusammenhänge zu den Nährstoffkonzentrationen aufweist.

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten nach Pearson zwischen der Variable Gesamtphosphat-Phosphor (TP Jahres- und Sommermittelwert) und den Florakomponenten in den Tieflandfließgewässern in NRW. n=Stichprobenumfang; n.s.=nicht signifikant; PoD=Phytobenthos ohne Diatomeen.

	Diatomeen Index	**Makrophyten Index**	**PoD Index**
TP Jahresmittel [mg/l]	-0,23**	-0,10**	n.s.
n	533	553	199
TP Sommermittel [mg/l]	-0.27**	-0,12**	n.s.
n	511	515	185

**. Korrelation ist signifikant auf 0.01 Niveau (2-seitig).

Abbildung 2 verdeutlicht die Zusammenhänge zwischen Gesamtphosphat-Phosphor (Jahresmittelwert) und der Diatomeen-Klasse in einer Box-Whisker Darstellung.



Bewertungsklasse	n
sehr gut	18
gut	150
mäßig	282
unbefriedigend	94
Gesamt	544

Abb. 2: Box-Whisker-Plot der Diatomeenklassen in Abhängigkeit der Gesamtphosphat-Phosphor-Konzentration in den Tieflandfließgewässern von NRW. Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75 Perzentil), den Median und die Spannweite. n=Stichprobenumfang.

Wie aus Abbildung 2 erkennbar, zeigt die mediane Verteilung der Diatomeenklassen eine nahezu lineare Abhängigkeit von den Phosphorkonzentrationen. Die Werte der Mediane (Phosphorkonzentrationen) in den Klassen betragen 0,07 mg/l („sehr gut“), 0,10 mg/l („gut“; entspricht dem Orientierungswert nach LAWA 2007), 0,13 mg/l („mäßig“) und 0,15 mg/l („unbefriedigend“). Die Streuung und Variabilität innerhalb der einzelnen Boxen umfassen teilweise den gesamten Wertebereich. Zwischen den Klassen „gut“, „mäßig“ und „unbefriedigend“ bestehen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney-U-Test; $p<0,05$).

Um diese Ergebnis zu plausibilisieren, erfolgte eine Unterscheidung der Gesamtphosphat-Phosphorkonzentrationen (Jahresmittel) in drei Kategorien, die sich an den Hintergrund- und Orientierungswerten nach LAWA (2007) orientieren:

- TP (Jahresmittelwert) < 0,05 mg/l (Referenz)
- TP (Jahresmittelwert) ≥ 0,05 bis < 0,10 mg/l („Orientierung“)
- TP (Jahresmittelwert) > 0,10 mg/l („Hoch“)

Abbildung 3 zeigt den berechneten, prozentualen Anteil der Diatomeen-Bewertung in Abhängigkeit der unterschiedlichen Gesamtphosphat-Phosphor Konzentrationen. Bei den Diatomeen ist der Einfluss der unterschiedlichen Phosphorkonzentrationen auf die Bewertung besonders deutlich und zeigt nahezu lineare Abhängigkeiten zwischen den hoch mit Phosphor belasteten Probenahmen (TP > 0,1 mg/l) und den weniger stark belasteten Probenahmen. Der Schwellenwert von 0,1 mg TP/l, der zudem dem Orientierungswert nach LAWA (2007) entspricht, liegt dabei im Bereich des biologischen Wirkungsspektrums und trennt vergleichsweise deutlich die stark eutrophen (TP > 0,1 mg/l) von den weniger stark eutrophierten Gewässern (TP < 0,1 mg/l).

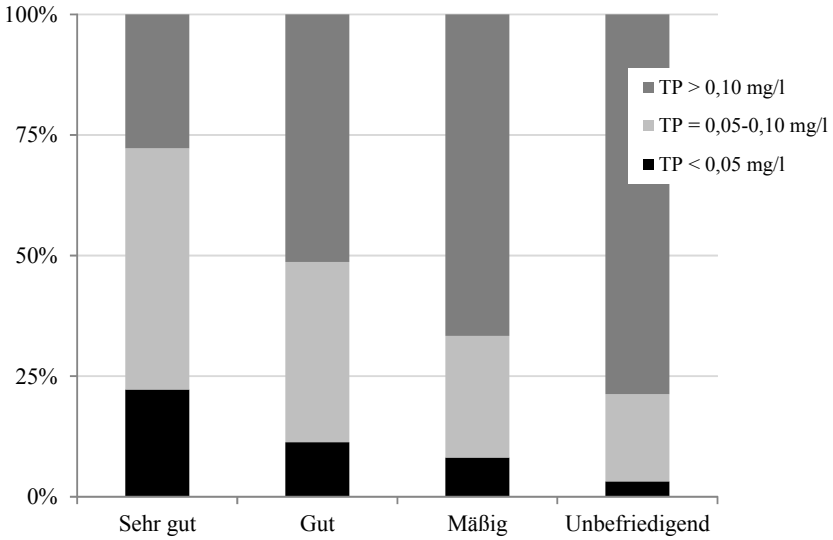


Abb. 3: Berechneter, prozentualer Anteil der Diatomeen-Bewertung bei unterschiedlichen Gesamtphosphat-Phosphor-Konzentrationen (Jahresmittel) in den Tieflandfließgewässern von NRW.

Zusammenfassung und Fazit

Unter Berücksichtigung der theoretisch abgeleiteten Ursache-Wirkungsmatrix hinsichtlich des Einflussfaktors Licht konnte nachgewiesen werden, dass Licht in Form der Hilfskomponente „Beschattung“ einen signifikanten Einfluss auf die Florakomponenten Makrophyten und PoD ausübt. Während die Makrophyten eher lineare Abhängigkeiten mit zunehmender Beschattung zeigen, liegt eine „gute“ Bewertung des PoD insbesondere im Bereich „abschattig“ vor. Hinsichtlich der Nährstoffe ist auf Basis der verwendeten Analysen der Gesamtphosphor der wesentliche Einflussfaktor für die Ausprägung der Diatomeen-Gesellschaft, während Korrelationen zwischen Gesamtphosphor und den Makrophyten bzw. des PoD entweder weitaus geringere oder keine Zusammenhänge zeigen.

Die gezeigten Ergebnisse lassen auch Aussagen über mögliche Bewirtschaftungsstrategien in den Tieflandfließgewässern zu. Hinsichtlich der Nährstoffsituation ist eine Minimierung der Phosphorkonzentrationen insbesondere dort zu priorisieren, wo diese über dem Schwellenwert von 0,1 mg/l liegen, um zunächst die hohe stoffliche Belastung in den Tieflandfließgewässern zu reduzieren und die Effizienz von morphologischen Maßnahmen, wie unter anderem die Beschattung zu erhöhen, um nachhaltig die Ziele nach EG WRRL zukünftig zu erreichen.

Danksagung

Die gezeigten Ergebnisse wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens „Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern: Ursachen- und Wirkungszusammenhänge“ im Auftrag des Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen erarbeitet. Unser Dank gilt weiterhin der Universität Duisburg-Essen für die Bereitstellung aufbereiteter Daten zur Landnutzung und zur Gewässerstruktur.

Literatur

ASTERICS - einschließlich PERLODES - (2011). Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos. Software Version 3.3 www.fliessgewaesserbewertung.de.

Europäische Gemeinschaften (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Nr. L 327/1, vom 22.12.2000.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser AO (2007): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B - Bewertungsgrundlagen und Monitoring. Arbeitspapier II Hintergrund- und orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Stand 7.03.2007.

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A.,Gutowski, A. (2012): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG –Wasserrahmenrichtlinie Teilvorhaben Makrophyten & Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamts (FKZ 3707 28 201), 550 S., Augsburg/Wielenbach.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern: Ursachen- und Wirkungszusammenhänge – ein Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen

Gabriele Eckartz-Vreden[1] & Julia Foerster[2]

[1, 2] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen, gabriele.eckartz-vreden@lanuv.nrw.de, julia.foerster@lanuv.nrw.de

Keywords: Eutrophierung, Tieflandfließgewässer, Nährstoffeinträge, strukturelle Degradation, Monitoring

Einleitung

Die Ergebnisse aus zwei Monitoringzyklen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zeigen, dass viele Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland in Nordrhein-Westfalen aktuell keinen guten ökologischen Zustand aufweisen, was auf strukturelle Belastungen ebenso wie auf zu hohe Nährstoffbelastungen zurückzuführen sein kann.

Nährstoffbelastungen und strukturelle Degradationen der Gewässer können auch miteinander verknüpft sein, denn erhöhte Nährstoffeinträge (z. T. in Verbindung mit ungenügender Beschattung und verlangsamtem Abfluss) können zur Veralgung und Kolmatierung der Gewässersohle und zur Zusetzung des Interstitials mit Feinsedimenten bzw. abgestorbenem organischem Material führen. Eine derartige Veränderung der Habitate kann die Zusammensetzung der Gewässerflora und der Gewässerfauna negativ beeinflussen. Für eine effiziente, zielgerichtete Maßnahmenplanung ist es daher wichtig zu wissen, ob strukturelle Verbesserungsmaßnahmen alleine oder nur bei einer gleichzeitigen Reduktion stofflicher Belastungen Erfolg haben werden.

Bei den erst mit Einführung der EG-Wasserrahmenrichtlinie ökologisch zu bewertenden pflanzlichen Qualitätskomponenten (Makrophyten, benthische Diatomeen und sonstige Aufwuchsalgen = PoD) bestehen noch Wissenslücken in Bezug auf Ursachen und Wirkungszusammenhänge. Diese gilt es zu schließen, besonders im Hinblick auf die Etablierung effektiver und effizienter sowie verursachergerechter Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands / Potenzials.

Die Wirkungs"kaskade" und die Vielschichtigkeit von Eutrophierungsprozessen in Fließgewässern sollen im NRW-Eutrophierungsprojekt auf Basis des vorhandenen Literatur-Wissens und unter Betrachtung der wesentlichen Steuerungsparameter und potenziellen Eutrophierungsquellen beschrieben und auf der Basis der Datensätze aus zwei Monitoringzyklen überprüft werden. Schlussfolgerungen für ein Sondermessprogramm „Eutrophierungsmonitoring" in einem Modellgebiet bzw. für Maßnahmenplanungen und ein Monitoring zur Erfolgskontrolle bei Pilotprojekten sollen abgeleitet werden.

Fließgewässertypen in NRW

Das berichtspflichtige Gewässernetz in NRW umfasst 1897 Wasserkörper, d. h. ca. 14.000 km von insgesamt ca. 50.000 km Fließgewässerlängen. Etwas mehr als die Hälfte (ca. 55%) der Gewässerabschnitte, sowohl bezogen auf die Anzahl der Wasserkörper als auch auf die Fließgewässerlängen, befindet sich im Norddeutschen Tiefland. Die Wasserkörper sind verschiedenen Fließgewässertypen (Pottgießer & Sommerhäuser 2008) zugeordnet, wobei der größte Anteil auf die kleinen Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern (Typ 19) entfällt. Die Typen 14 (sandgeprägte Tieflandbäche), 16 (kiesgeprägte Tieflandbäche) und 18 (löss-lehmgeprägte Tieflandbäche) sind mit jeweils mehr als 100 OFWK vertreten. Die sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse (Typ 15) sind zwar nicht in so großer Anzahl vorhanden, aber die Wasserkörper sind lang, so dass dieser Gewässertyp bezogen auf die Fließgewässerlängen einen Anteil von 5% ausmacht. Die restlichen Fließgewässertypen (organisch geprägte Bäche (Typ 11), organisch geprägte Flüsse (Typ 12), große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse (Typ 15g), kiesgeprägte Tieflandflüsse (Typ 17) und sandgeprägte Ströme (Typ 20)) sind nur mit wenigen Wasserkörpern und entsprechend geringen Anteilen an der Gesamt-Fließgewässerlänge vertreten.

In 2012 liegen Ergebnisse zur Biologie (Flora und Fauna) aus zwei Monitoringzyklen vor, wobei der 1. Zyklus Untersuchungen aus den Jahren 2005-2008 und der 2. Zyklus Untersuchungen aus den Jahren 2009-2011 umfasst.

Die Gewässerflora ist – wenn vorhanden - mit den drei Teilkomponenten benthische Diatomeen, sonstiges Phytobenthos (PoD – erst ab einem Deckungsgrad > 10% erfasst) und Makrophyten mit dem WRRL-konformen PHYLIB-Verfahren untersucht und bewertet worden. Die Bewertung der Makrophyten erfolgte nach PHYLIB sowie nach dem landeseigenen LUA-NRW-Verfahren.

Monitoring-Ergebnisse zur Gewässerflora im Überblick

Im Tiefland sind im 1. und 2. Monitoringzyklus viele Wasserkörper nicht mit gut bewertet worden. Insbesondere die Flora-Bewertungen haben auf Defizite hingewiesen (Abb. 1 und 2).

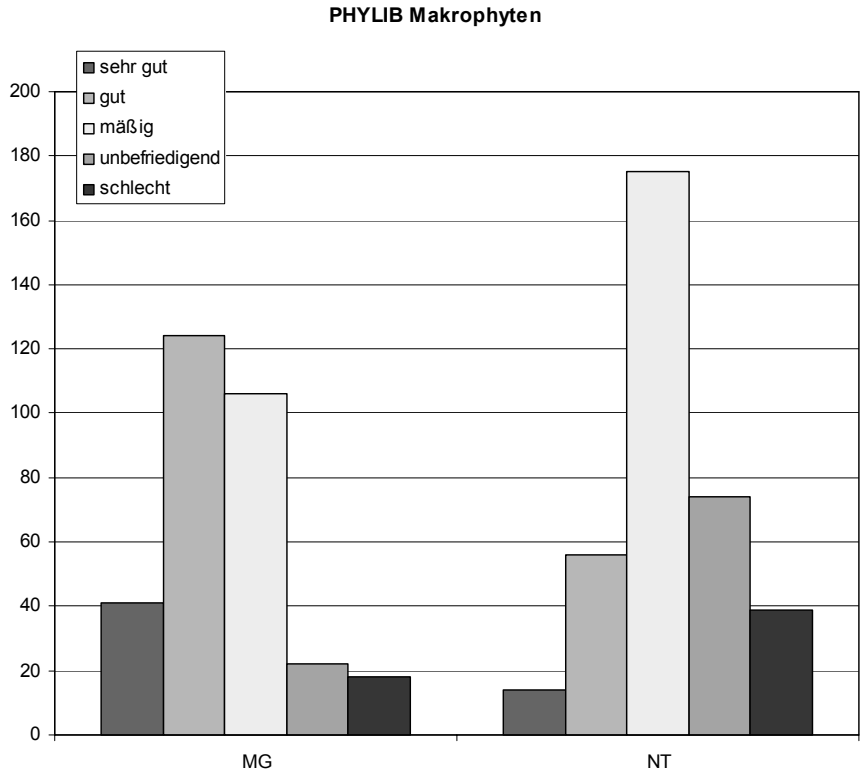
In vielen Oberflächenwasserkörpern in NRW liegen Belastungen mit Nährstoffen vor: Häufige Überschreitungen gibt es für Phosphor, seltener für Ammonium. In einigen wenigen Fällen liegen auch Überschreitungen der gesetzlich verbindlichen Normen für Nitratstickstoff vor.

Die Ursachen der Phosphorbelastungen sind regional stark unterschiedlich. In den Teileinzugsgebieten Weser NRW, Lippe, Ems NRW und Deltarhein NRW übersteigen die landwirtschaftlichen Phosphor-Einträge den Eintrag aus dem Siedlungsbereich deutlich.

Folge der Nährstoffeinträge ist eine Eutrophierung, die i. d. R. zu einer Erhöhung der pflanzlichen Biomasse bzw. zu einer Veränderung in der Zusammensetzung der typspezifischen Gewässerflora führen kann.

Eine wasserkörperbezogene Be- und Auswertung der Makrophyten auf der Basis von Mittelgebirgs- und Tieflandfließgewässertypen aus dem 2. Monitoringzyklus zeigt, dass für das Tiefland deutlich mehr Stellen mit mäßig, unbefriedigend und schlecht bewertet worden sind (Abb. 1).

Die Untersuchungsergebnisse der benthischen Diatomeen zeigen in beiden Ökoregionen einen Schwerpunkt der Bewertungen im mäßigen Bereich, der im Tiefland deutlicher ausgeprägt ist und hier im Hinblick auf Handlungsbedarf auch noch in den unbefriedigenden Bereich übergeht (Abb. 2).



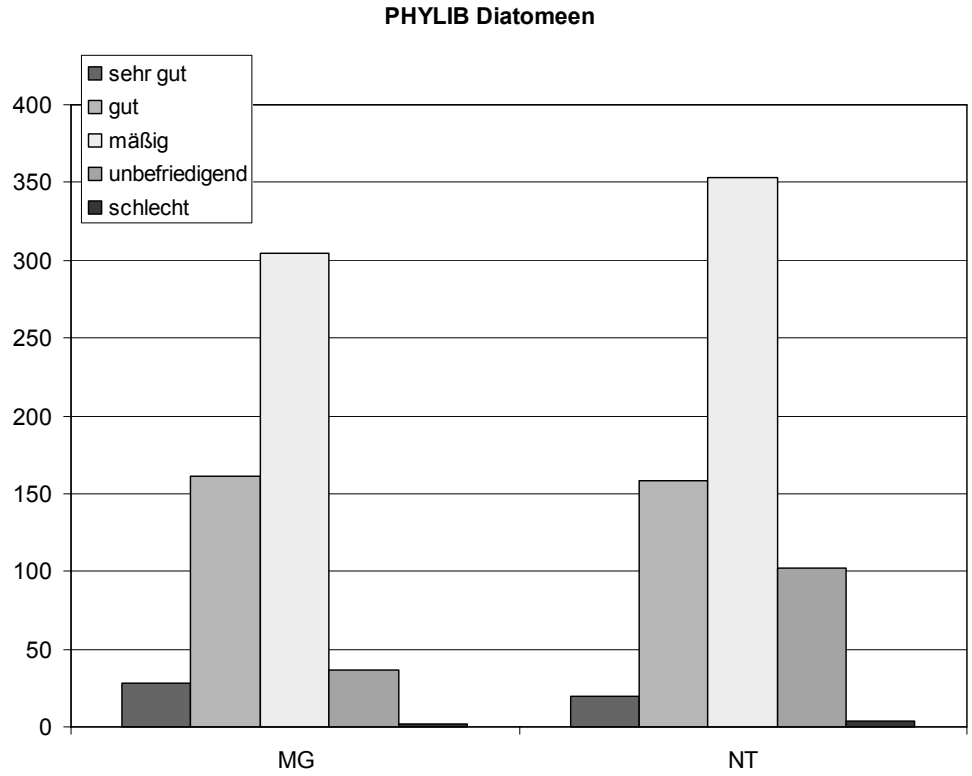


Abb. 1 (oben) und Abb. 2 (unten): Wasserkörperbezogene Makrophyten-Bewertungen und Diatomeen-Bewertungen in NRW (Ergebnisse PHYLIB). MG = Mittelgebirgs-Typen, NT = Tiefland-Typen. Ordinate = Anzahl Wasserkörper.

Verlauf des NRW-Eutrophierungsprojektes

In 2010 -2012 sind in mehreren Modulen verschiedene Aspekte bearbeitet worden:

Eine Basis- sowie eine weitergehende Literaturstudie mit dem Ziel einer theoretischen Ursache-Wirkungsmatrix zum Thema Eutrophierung sind erstellt worden.

Eine deskriptive Auswertung der Daten des 1. Monitoringzyklus sowie eine statistische Analyse aller vorliegenden Daten von 2005 – 2011 zur Überprüfung der theoretischen Aussagen, zur Darstellung von Ursachen und Wirkungszusammenhängen in NRW-Tieflandfließgewässern und zur Ableitung von Schlussfolgerungen und Handlungsoptionen sind durchgeführt worden. In einem zweiten DGL-Vortrag zum NRW-Projekt werden erste Ergebnisse vorgestellt: Dietrich, D. u. Völker, J. Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern – eine Herausforderung bei der Implementierung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

In zwei Fachgesprächen (November 2010 und Oktober 2012) mit Experten/innen aus den verschiedensten Institutionen (Landesumweltverwaltungen, Universitäten, Fachbüros) wurden die Ergebnisse aus den Modulen diskutiert.

In einem abschließenden Bericht Ende 2012 werden alle Bearbeitungsschritte und Ergebnisse ausführlich dargestellt.

Zusammenfassung

Die Wasserrahmenrichtlinie fordert eine umfassende Beurteilung des ökologischen Zustands der Gewässer. Das PHYLIB – Untersuchungs- und Bewertungsverfahren für die Gewässerflora, das im Hinblick auf die Anforderungen der WRRL entwickelt wurde (Schaumburg et al. 2012 a, b), bildet keine ausschließliche Beurteilung der trophischen Situation der Fließgewässer ab.

In den Tieflandregionen ist die Nährstoffbelastung der Fließgewässer hoch, gleichzeitig sind die Gewässer oft strukturell degradiert. Da die strukturelle Degradation der Gewässer teilweise auch durch die Nährstoffbelastung mit bedingt ist, ist es für eine effiziente, zielgerichtete Maßnahmenplanung wichtig zu wissen, ob strukturelle Verbesserungsmaßnahmen nur bei einer gleichzeitigen Reduktion stofflicher Belastungen Erfolg zeigen können.

Das LANUV NRW hat ein umfassendes Projekt zur Analyse eutrophierungsbedingter Defizite in Tieflandfließgewässern initiiert und koordiniert. Aus der Literatur wurden bekannte Ursachen- und Wirkungszusammenhänge zusammengestellt. Mittels statistischer Auswertungen wurde die Aussagekraft der Bewertungsergebnisse auf der Basis der Monitoring-Ergebnisse geprüft. Es zeigt sich, dass sich aus den im Rahmen des operativen Monitorings ermittelten Bewertungen nur begrenzt Aussagen zur aktuellen trophischen Situation der Gewässer ableiten lassen. Zur expliziten Beurteilung der Gewässertrophie müssten Kenngrößen wie z. B. Biomasse und Wachstumsraten zusätzlich erfasst sowie kontinuierliche Messungen von Sauerstoff und pH-Wert vorgenommen werden. Als weitere Einflussfaktoren müssten die Nährstoffverhältnisse im Interstitial und im Sediment sowie die hydrologischen Gegebenheiten stärker berücksichtigt werden.

Danksagung

Dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz NRW ist für die finanzielle Förderung des Projektes zu danken. Den Auftragnehmern für die einzelnen Module, „Die Gewässerexperten“ und chromgruen im Jahr 2010 sowie dem UFZ in den Jahren 2011 und 2012 danken wir für die Ausführung der beauftragten Arbeiten und die gute Zusammenarbeit.

Internetlinks

www.elwasims.nrw.de
http://wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php/Eutrophierung
http://www.flussgebiete.nrw.de/
http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/software/index.htm

Literatur

POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen – Steckbriefe und Anhang. http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/?highlight=fließgewässertyp

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A.. & GUTOWSKI, A. (2012a): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG –Wasserrahmenrichtlinie, Teilvorhaben Makrophyten & Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamts (FKZ 3707 28 201), 550 S., Augsburg / Wielenbach. http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/publikationen/doc/weiterentw_biol_untverf_uba.pdf

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A.. & GUTOWSKI, A. (2012b): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos – Phylib. Stand Januar 2012 . http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/doc/verfahrensanleitung_fg.pdf

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

(Wieder-)Besiedlungsgemeinschaften und räumlich-zeitliche Muster in renaturierten Flussabschnitten

Kathrin Januschke1, Christian K. Feld1, Armin W. Lorenz1 & Daniel Hering1

[1] Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, kathrin.januschke@uni-due.de,

Keywords: Renaturierung, Variabilität, Makrozoobenthos, Makrophyten, Laufkäfer, Auenvegetation

Einleitung

Flüsse und deren Auen beherbergen eine Vielzahl von Organismengruppen, wobei diese in ihrem Auftreten einer räumlichen und zeitlichen Variabilität unterliegen. Bislang ist über die Pionierbesiedlung frisch renaturierter Flussabschnitte und deren räumlich-zeitliche Entwicklung nur wenig bekannt, obwohl Renaturierungen im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL immer stärker in den Blickpunkt der Forschung gerückt sind. Dies gilt im Besonderen auch für Organismengruppen der Aue (z. B. Laufkäfer und Auenvegetation), die von der WRRL gänzlich unberücksichtigt bleiben. Letztere versprechen jedoch ein hohes Indikationspotenzial, gerade im Hinblick auf die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen im semi-aquatischen Uferbereich. In dieser Studie wurden daher aquatische und semi-aquatische Organismengruppen hinsichtlich ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität am Beispiel mehrerer Fließgewässerrenaturierungen im Einzugsgebiet der Ruhr (NRW) verglichen. Folgenden Fragestellungen wurde nachgegangen:

- Reagieren aquatische und semi-aquatische Organismengruppen ähnlich schnell auf Renaturierungen?
- Unterliegen die Besiedlungsgemeinschaften in renaturierten Abschnitten stärkeren zeitlichen Veränderungen als in nicht-renaturierten?
- Welche Organismengruppe spiegelt die räumlich-zeitliche des gesamten Flussabschnittes am stärksten wider?

Material und Methoden

Untersucht wurden drei Renaturierungsmaßnahmen an der Ruhr bei Arnsberg (Abb. 1), die zwischen 2008 und 2010 abschnittsweise auf einer Gesamtlänge von 4,5 km durchgeführt wurden (B1, B2 und B3), sowie zwei nicht-renaturierte Vergleichsabschnitte (B0 und N0) und eine passive Renaturierung (N1). Seit Beginn der Maßnahmendurchführung fanden jährliche Untersuchungen von Makrozoobenthos (MZB), Makrophyten (MP), Auenvegetation (AV) und Laufkäfern (LK) auf je 200m aller Probestellen einschließlich des Jahres 2011 statt.

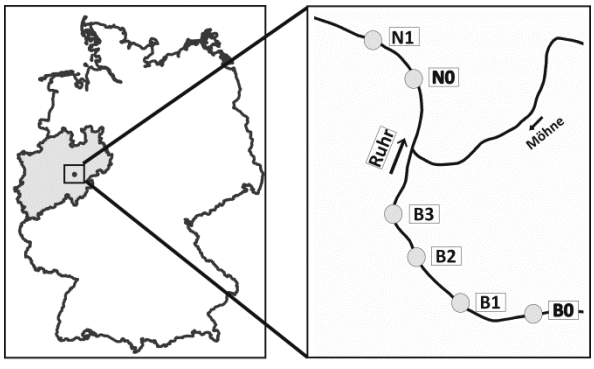


Abb. 1: Lage der Probestellen; nicht-renaturierte

Die Beprobung des Makrozoobenthos erfolgte nach dem Multihabitat-Sampling. Die vorkommenden Habitate wurden proportional zu ihrem Vorkommen an dem Fließgewässerabschnitt mit Hilfe eines Shovel-Samplers (25 x 25 cm, 500 µm Maschenweite) beprobt. Das Probenmaterial wurde konserviert und im Labor aussortiert. Die Bestimmung der Organismen erfolgte nach den Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006). Die Erfassung der Makrophyten erfolgte nach Schaumburg et al. (2004). Entgegen der Fließrichtung wurde die Pflanzenmenge jeder vorkommenden Art nach der Schätzskala von Kohler (1978) sowie der Deckungsgrad nach Londo (1975) bestimmt. Die Kartierung der Auenvegetation erfolgte auf jeweils drei festgelegten Transekten pro Fließgewässerabschnitt. Auf jedem Transekt wurden zunächst Vegetationstypen nach Oberdorfer (1983, 1992) und Ellenberg (1996) und ihre Längen auf dem Transekt kartiert und gemessen. Innerhalb der Vegetationstypen erfolgte eine Abschätzung des Deckungsgrads der Pflanzenarten auf 1-7 Einzelflächen mit einer jeweiligen Größe von 2x3m; die Anzahl an Einzelflächen pro Vegetationstyp variierte in Abhängigkeit von der räumlichen Ausdehnung des Vegetationstyps. Für die Erfassung der Laufkäfer wurde eine Kombination aus Barberfallen (Barber 1931) und Handaufsammlungen (vgl. Trautner 1999) gewählt. Pro Fließgewässerabschnitt sechs Barberfallen ausgebracht und sechs Handaufsammlungen durchgeführt. Die Barberfallen (Tiefe 8 cm, Öffnungsdurchmesser 4 cm, Volumen 200 ml) wurden mit jeweils 100 ml Renner-Lösung (Renner 1981/82) befüllt und für den Zeitraum von einer Woche ebenerdig in bewachsene Habitate ausgebracht. Unbewachsene Uferbereiche wurden mit Hilfe eines Exhaustors einmalig für einen Zeitraum von 10 Minuten beprobt. Auf einer Probefläche von jeweils 1 m^2 wurden mineralische Substrate (Steine, Kies) und organische Substrate (Blätter) umgedreht und vorkommende Laufkäfer aufgesammelt. Zusätzlich wurde jede Probefläche mit Wasser aufgeschwemmt, um auch die im Boden befindlichen Laufkäfer zu erfassen. Die Laufkäfer wurden in 70 %-iges Ethanol überführt und nach Müller-Motzfeld (2004) auf Artniveau bestimmt.

Die ermittelten Taxalisten wurden mit Hilfe einer Unähnlichkeitsanalyse auf Basis der Distanz nach Bray-Curtis untersucht und als Dendrogramm dargestellt (vgl. Van Sickle, 1997). Dabei spiegeln die Unterschiede (Distanzen) der Artengemeinschaften zwischen den Probestellen die räumliche und an einer Probestelle die zeitliche Variabilität wider (Abb. 2). Eine hohe räumliche Variabilität zwischen renaturierten und nicht-renaturierten Probestellen spiegelt eine schnelle Reaktion der Organismengruppe wider; eine hohe zeitliche Variabilität an einer Probestelle kann als Zeichen von sich ändernden Habitatbedingungen im Zuge von Dynamik und Sukzession gewertet werden. Die Berechnung erfolgte mit dem Programmpaket ‚vegan' (Oksanen, 2011) mit der Software R (Ihaka & Gentleman, 1996).

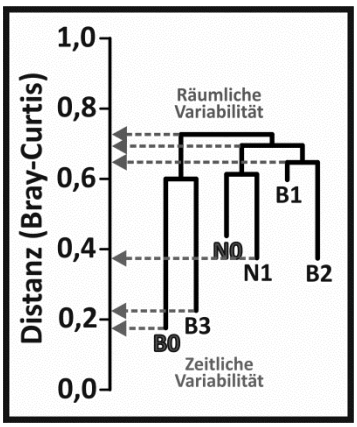


Abb. 2: Analyse-Schema zur Auswertung der räumlichen Variabilität zwischen den Probestellen und der zeitlichen Variabilität an einer Probestelle.

Ergebnisse

Renaturierungseffekte und räumlich-zeitliche Besiedlungsmuster

Hinsichtlich der räumlichen Variabilität der Biozönosen unterscheiden sich die nicht-renaturierten Flussabschnitte meist deutlich von den renaturierten (Abb. 3), insbesondere bei den Laufkäfern. Die Besiedlungsgemeinschaften der Makrophyten und der Auenvegetation in renaturierten Abschnitten unterliegen stärkeren zeitlichen Veränderungen als in nicht-renaturierten. Insgesamt zeigen Zönosen des Makrozoobenthos nur geringe räumliche und zeitliche Effekte durch Renaturierungen.

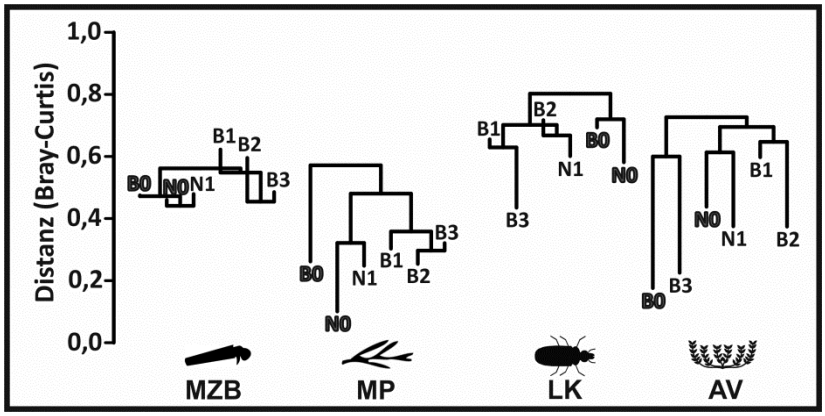


Abb. 3: Räumlich-zeitliche Besiedlungsmuster unter Betrachtung der einzelnen Probestellen; nicht-renaturierte Abschnitte in fett.

Räumlich-zeitliche Variabilität innerhalb des gesamten Flussabschnitts

Die Besiedlungsgemeinschaften der Laufkäfer und der Auenvegetation spiegeln die Heterogenität der Habitate im gesamten Flussabschnitt stärker wider als die des Makrozoobenthos und der Makrophyten (Abb. 4). Zeitliche Veränderungen zeigen sich am deutlichsten bei den Laufkäfern und dem Makrozoobenthos (Abb. 5). Insgesamt ist die räumliche und zeitliche Variabilität innerhalb des gesamten Flussabschnitts bei den Laufkäfern am größten, bei den Makrophyten am geringsten (Abb. 6).

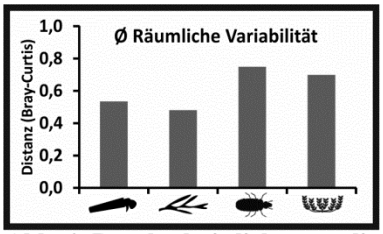


Abb. 4: Durchschnittliche räumliche Variabilität aller Probestellen

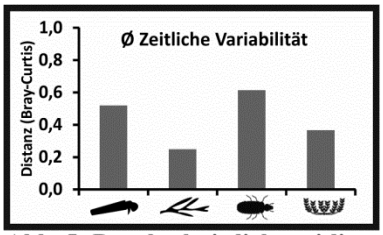


Abb. 5: Durchschnittliche zeitliche Variabilität aller Probestellen

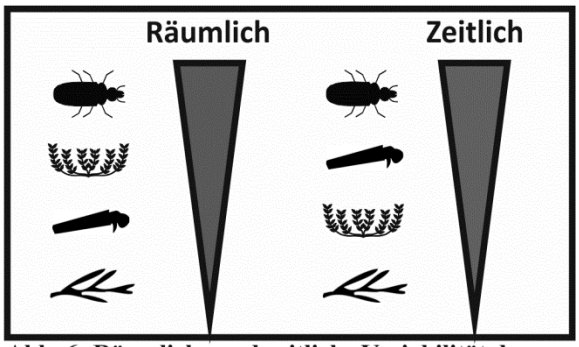


Abb. 6: Räumliche und zeitliche Variabilität der Organismengruppen im Vergleich

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Renaturierungen fördern die räumliche Variabilität von (Wieder-)Besiedlungsgemeinschaften und steigern deren zeitliche Variabilität. Aquatische und semi-aquatische Organismengruppen reagieren unterschiedlich schnell auf Renaturierungen; Laufkäfer und Pflanzen der Aue zeigen schnellere Reaktionen auf Habitatveränderungen als aquatische Organismengruppen. Sie spiegeln zudem die Heterogenität des gesamten Flussabschnitts am besten wider. Die stärkere zeitliche Entwicklung der Makrophyten und der Auenvegetation in renaturierten Abschnitten deutet auf frühe Sukzessionsstadien hin; jedoch findet die Besiedlung durch Pionierarten erst im Laufe der Jahre statt. Dagegen besiedeln die hochmobilen Laufkäfer die neu geschaffenen Habitate schon im ersten Jahr nach Durchführung der Maßnahme. Darüber hinaus weisen die Laufkäfer zusammen mit dem Makrozoobenthos die höchste zeitliche Variabilität innerhalb des gesamten Flussabschnitts auf. Als Organismengruppen, die sich im Gegensatz zu Pflanzen aktiv ausbreiten können, ist es ihnen möglich, zwischen den nah beieinander liegenden Probestellen wandern.

Um kurzfristige Veränderungen von Zönosen zu erkennen, muss nicht nur der Fluss, sondern auch die Aue betrachtet werden. Daher sollten Organismengruppen der Aue in die Erfolgskontrolle von Renaturierungen mit eingebunden werden.

Danksagung

Für die gute Zusammenarbeit bedanke ich mich bei Dr. Thomas Korte, Dr. Stefan Brunzel und Karsten Hannig.

Literatur

Barber, H.S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. JEl Mit Sci Soc 46:259-266.

Haase, P., Sundermann, A. & K. Schindehütte (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Abteilung Limnologie und Naturschutz. Forschungsinstitut Senckenberg.- http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/Informationstext_zur_Operationellen_Taxaliste_Stand_Feb_2010.pdf [30.08.2010]

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

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

Londo, G. (1974): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods in vegetation science: p. 45-49.

Müller-Motzfeld, G. (2004): Bd. 2 Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). In: Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A., Klausnitzer, B. Die Käfer Mitteleuropas. Heidelberg/Berlin: Spektrum Verlag Heidelberg/Berlin. 521 S.

Oberdorfer, E. (1983, 1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I-III. Fischer, Stuttgart, Germany.

Oksanen, J. (2011): Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. (http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf, 10.09.2012).

Renner, K. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna pflanzensoziologisch unterschiedlicher Biotope im Evessell-Bruch bei Bielefeld-Sennestadt. Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, Sonderheft 2: 145–176.

Schaumburg J., C. Schranz, J. Foerster, A. Gutowski, G. Hofmann, P. Meilinger, S. Schnei-der & U. Schmedtje (2004): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. Limnologica 34 (4): 283-301.

Trautner, J. (1999): Handfänge als effektive und vergleichbare Methode zur Laufkäfer-Erfassung an Fließgewässern – Ergebnisse eines Test an der Aich (Baden-Württemberg). Angewandte Carabidologie, Suppl. 1: 139-144.

Van Sickle, J. (1997): Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 2 (4): 370-388.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässer

Andreas Kleeberg

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, e-mail: kleeberg@igb-berlin.de

Keywords: Sulfatbelastung, Phosphor-Eisen-Schwefelkreislauf, interne Eutrophierung

Einleitung

Schwefel (S) gelangt hauptsächlich in seiner gelösten Form als Sulfat (SO_4^{2-}) aus diffusen und zumeist anthropogenen Punktquellen über die Atmosphäre und die Böden in das Grund- und Oberflächenwasser. Die SO_4^{2-}-Emissionen stellen keine direkte Gefahr für die Umwelt dar, da das SO_4^{2-} selbst eine chemisch inerte, nicht-flüchtige und nicht-toxische Verbindung ist. Zudem ist das SO_4^{2-} kein direkter Eutrophierungsfaktor, da selbst bei bemerkenswert geringen SO_4^{2-}-Konzentrationen keine S-Limitation für die Primärproduktion besteht (Lehman & Branstrator 1994). Deswegen wurde dem SO_4^{2-} im Vergleich zu anderen Nährstoffen in der Limnologie weniger Beachtung geschenkt.

Seit Ende der 1980er Jahre wurden verstärkte Eutrophierungserscheinungen beschrieben, ohne dass sich der externe Eintrag an Nährstoffen (N, P, K) geändert hätte („interne Eutrophierung", „Sulfat-Verschmutzung"). Viele Studien belegen, dass hohe SO_4^{2-}-Emissionen bzw. -Konzentrationen in Gewässern zur Erhöhung der SO_4^{2-}-Reduktion führen. In der Folge werden toxische Sulfide wie H_2S gebildet und freigesetzt, Eisen sulfidisch festlegt, so dass der eisengebundene Phosphor freigesetzt wird. Zugleich kann bei Makrophyten Eisenmangel auftreten. Vorliegender Beitrag repräsentiert einen kleinen Ausschnitt aus einem Überblicksartikel im Handbuch Angewandte Limnologie (Kleeberg 2012). Dieser Artikel gibt einen umfangreichen Einblick in die historische und aktuelle SO_4^{2-}-Belastung von Gewässern. Fallbeispiele dokumentieren, aus welchen Quellen welche Mengen an SO_4^{2-} in Gewässer eingetragen werden können. Die Konsequenzen eines erhöhten SO_4^{2-}-Eintrages für die Wasserqualität und Maßnahmen zur Verminderung zu hoher Einträge werden in diesem Beitrag komplex vorgestellt und diskutiert.

Material und Methoden

Für den Übersichtsartikel wurde eine umfangreiche Literaturstudie durchgeführt, von einer Reihe von limnologischen Einrichtungen in Deutschland SO_4^{2-}-Daten erbeten und ausgewertet sowie eigene aktuelle Forschungsergebnisse einbezogen.

Ergebnisse und Diskussion

Global hat sich die SO_4^{2-}-Konzentration der Oberflächengewässer von der vorindustriellen Phase

von 6,7 mg L^{-1} in etwa 100 Jahren auf einen Mittelwert von 11,2 mg L^{-1} nahezu verdoppelt (Caraco et al. 1993). Dieser globale Wert scheint, wenn man Europa einschließlich Deutschland mit einbezieht aus aktueller Sicht unterschätzt, da in Nordamerika deutlich geringere SO_4^{2-}-Konzentrationen als in Deutschland als charakteristisch für limnische Systeme angesehen wurden (Kleeberg 2012).

Sulfatbelastung von Fließgewässern

Fließgewässer werden mit verschiedenen S-Verbindungen bzw. SO_4^{2-} aus natürlichen und anthropogenen Emissionen verunreinigt, d. h. über den atmosphärischen Eintrag oder auch direkt durch Einleitung S-kontaminierter Abwässer sowie über den Einsatz von S-haltigen Düngemitteln über den Boden und das Grundwasser. Fließgewässer integrieren die SO_4^{2-}-Belastung aus diversen punktuellen und diffusen Quellen. Beispielsweise ist der Anstieg der SO_4^{2-}-Konzentration der pleistozänen Landschaft NO-Deutschlands auf eine über lange Zeiträume und großflächig angelegte Drainage bzw. Absenkung des Grundwasser-Spiegels der minerotrophen Torfböden bzw. Niedermoore zurückzuführen. Zugleich wurde und wird Nitrat von den landwirtschaftlichen Flächen in das Grundwasser eingetragen. In den Niederlanden haben Untersuchungen des Porenwassers austrocknender Böden gezeigt, dass ein erheblicher Teil des Gesamt-S oxidierbar ist und in die Bodenlösung gehen kann (z. B. Smolders et al. 2006).

Natürliche Bäche wie anthropogen überprägte Ströme nehmen die SO_4^{2-}-Frachten in ihren Teileinzugsgebieten auf und führen sie flussabwärts ab. Einen Überblick über die Spanne der SO_4^{2-}-Konzentrationen in Flüssen weltweit und die sich aus der Menge des abfließenden Wassers ergebenen SO_4^{2-}-Frachten gibt Abb. 1.

251658240

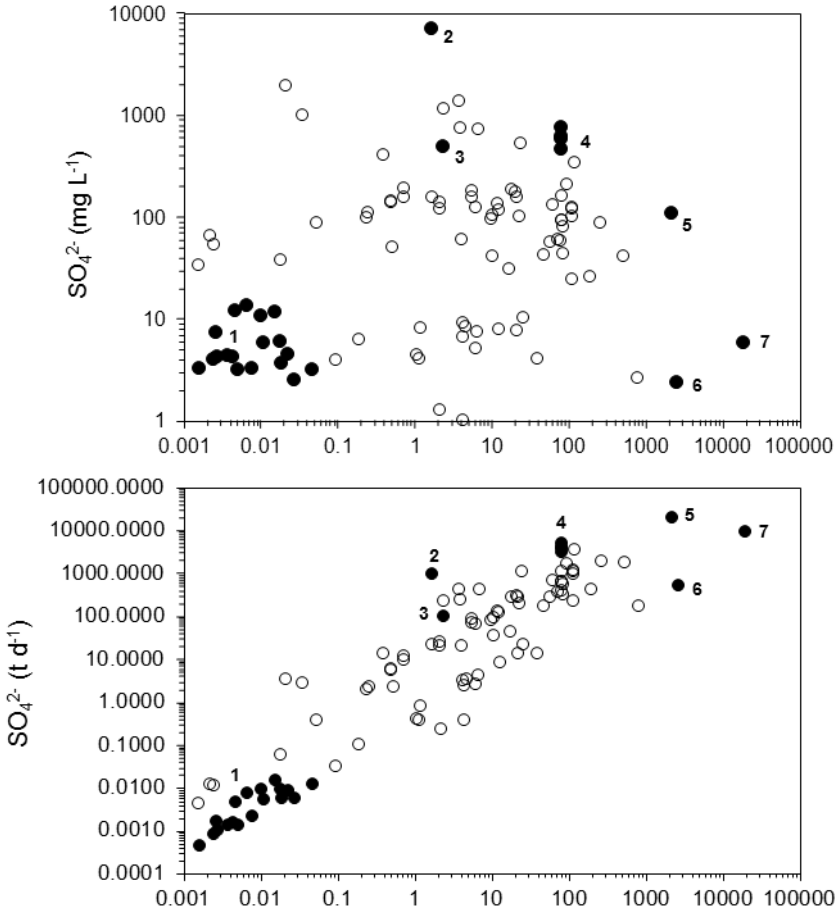


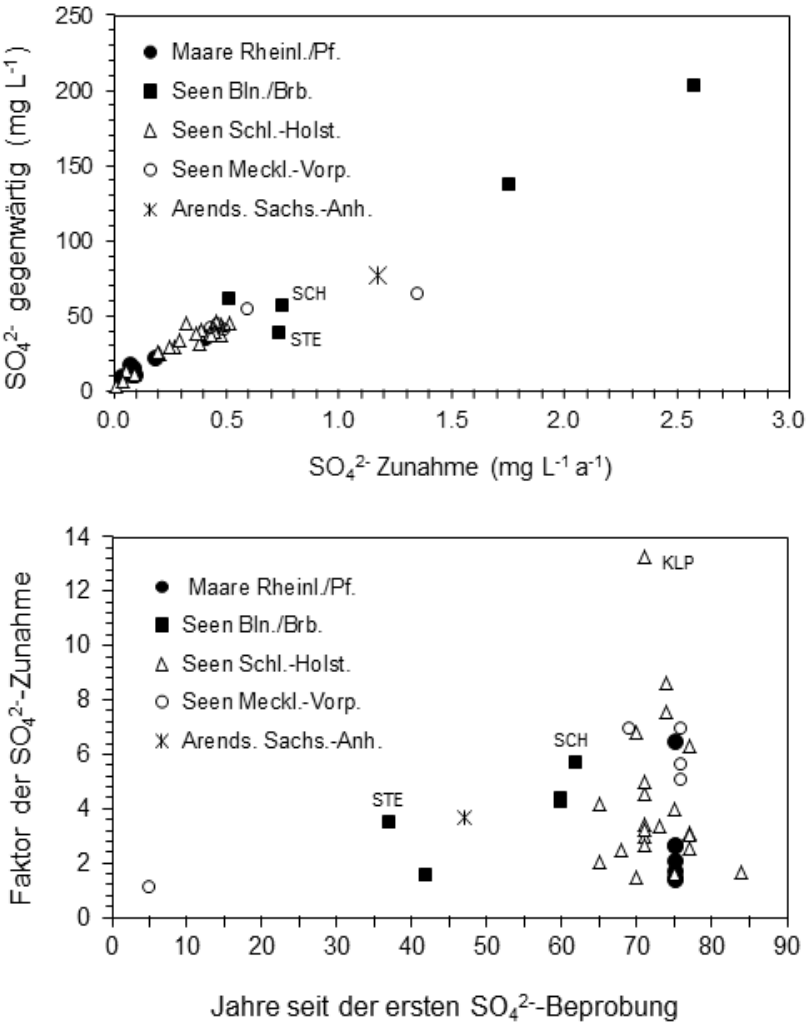
Abb. 1:

Median bzw. Mittelwert der SO_4^{2-}-Konzentrationen (oben) und -Frachten (unten) von Bächen und Flüssen weltweit, deren Größe durch den mittleren Abfluss charakterisiert wird. Beispiele: 1) 20 Waldbäche (SW Schweden); 2) Rio Tinto (Pena de Hierro, Spanien); 3) Anoia River (NO Spanien); 4) Olifants River (Wolwekrans, Mpumalanga, Südafrika); 5) Mahanadi (Cuttack City, Indien); 6) Cross River (Odukpani, Nigeria); 7) Parana River (Argentinien).

Sulfatbelastung von Seen

Haupteintragspfade von SO_4^{2-} in die Seen sind die atmosphärische Deposition direkt auf die Wasseroberfläche oder auf den Boden und damit über die Bodenlösung bzw. das Grundwasser. Geogen bedingt können die SO_4^{2-}-Konzentrationen in natürlichen Seen sowohl sehr gering als auch sehr hoch sein (vgl. Kleeberg 2012).

Nur selten finden sich Angaben zur SO_4^{2-}-Konzentration von Seen in historischen Quellen. Für viele Regionen weltweit, insbesondere für West- und Mitteleuropa inkl. Deutschland finden sich jedoch genügend Beispiele, die eine deutliche Zunahme in (geologisch gesehen) relativ kurzen Zeiträumen dokumentieren (Abb. 2). Aufgrund der Vielzahl von überregionalen und regionalen Prozessen und deren Trägheit sind die Ursachen für den Anstieg der SO_4^{2-}-Konzentration oft nicht eindeutig bekannt bzw. nur selten einer SO_4^{2-}-Quelle zuzuordnen. Bereits in den 1920er und 1930er Jahren wurden in Brandenburg Teiche und Seen durch die Fischer gedüngt, d. h. Superphosphat- und Pottaschedünger eingesetzt, die SO_4^{2-} in erheblichen Mengen als $CaSO_4$, $MgSO_4$ und KSO_4 enthalten. Unabhängig vom Konzentrationsniveau ist die Erhöhung der SO_4^{2-}-Konzentration in Seen in Deutschlands ein weitverbreitetes Phänomen (Abb. 2).



251658240

Abb. 2:

Anstieg der SO_4^{2-}-Konzentration in Maare (n = 7) in Rheinland/Pfalz (Rheinl./Pf.) und Seen verschiedener Regionen Deutschlands (Bln./Brb. – Berlin/Brandenburg, n = 5, SCH – Scharmützelsee, STE – Stechlin; Schl.-Holst. – Schleswig-Holstein, KLP – Kleiner Plöner See, n = 22): Oben; lineare Zunahme der SO_4^{2-}-Konzentration bis zu der gegenwärtig (2007 bis 2010) erreichten Konzentrationen. Unten; Faktor der Zunahme der SO_4^{2-}-Konzentration für den betrachteten Zeitraum.

Abb. 2 verdeutlicht, wie die Rate der Zunahme die gegenwärtige SO_4^{2-}-Konzentration der Seen bestimmt. Jedoch erst Untersuchungen zum SO_4^{2-}-Eintrag über atmosphärische Deposition und das Grundwasser bzw. zur Intensität der S-Umsetzungen bzw. -Retention im Sediment erlauben die Prognose einer längerfristigen Entwicklung der seeinternen SO_4^{2-}-Konzentration.

Beeinflussung von Makrophyten durch Sulfidakkumulation und Eisenmangel

Fallstudie Sumpf- und Feuchtgebiete, Niederlande

Die Zunahme der SO_4^{2-}-Konzentration in den holländischen Feuchtgebieten von < 19 mg L^{-1} auf 48 mg L^{-1} und mehr, d. h. > 288 mg L^{-1} (Lamers et al. 2002, Smolders et al. 2006) hat in kausaler Weise aquatische Ökosysteme bzw. ihren Chemismus grundlegend verändert (Abb. 3). Die Stimulierung der SO_4^{2-}-Reduktion und die damit verbundene sulfidische Festlegung von Eisen hat eine Reihe von weitreichenden Konsequenzen für einzelne Arten und damit letztendlich für das gesamte Ökosystem. Mit dem verstärkten Abbau der Sedimente kommt es einerseits zur Akkumulation und Freisetzung von Nährstoffen, die das Wachstum von Algen begünstigen, die Wasserqualität beeinträchtigen und das Lichtangebot für submerse Makrophyten verringern. Dadurch werden eutraphente Makrophytenarten gefördert, so dass konkurrenzschwache Arten verdrängt werden. Auf diese Weise ändern sich, z. T. geschützte, Pflanzengemeinschaften. Andererseits können einzelne Pflanzenarten an Fe-Mangelerscheinungen (sog. Chlorosen) leiden oder von freien Sulfiden vergiftet werden. Zudem sind die Sulfide auch für eine Reihe anderer Organismen toxisch.

251658240

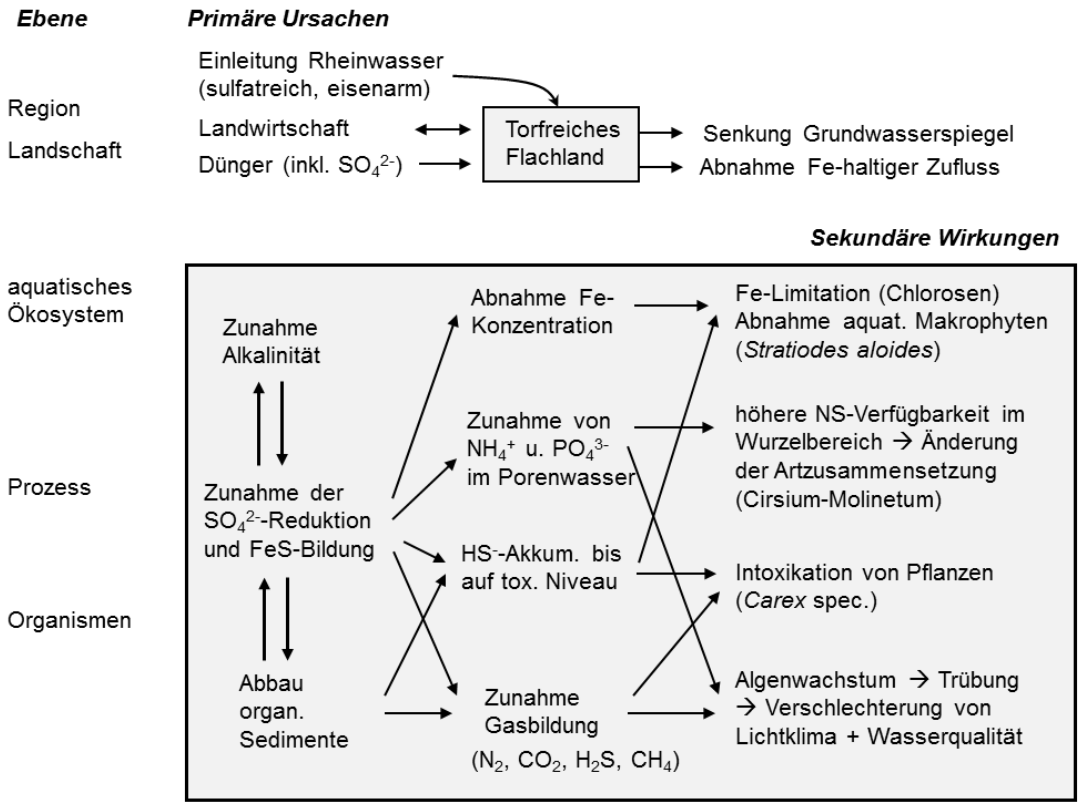


Abb. 3: Konzeptionelles, stark vereinfachtes Modell der primären Ursache (Sulfat-Verschmutzung) und seinen sekundären Wirkungen (interne Eutrophierung) in Feuchtgebieten Hollands (verschiedene Studien bzw. Experimente). Um die Wasserentnahme durch die Landwirtschaft zu kompensieren wurde sulfatreiches, eisenarmes Rheinwasser eingeleitet und somit der Abbau der torfreichen Sedimente über die Sulfatreduktion stimuliert und Nährstoffe (NS) und Sulfide (HS^-) im Porenwas-

ser akkumuliert und in das Freiwasser freigesetzt. Sowohl die Sulfidakkumulation, die sulfidische Festlegung des Eisens als auch die erhöhte NS-Zufuhr schädigen die konkurrenzschwachen Pflanzenarten bzw. deren Gemeinschaft erheblich.

Neben dem SO_4^{2-}-Eintrag aus der Atmosphäre und über das Oberflächenwasser kommt auch die Oxidation von bodenbürtigen Pyriten durch Austrocknung und die chemolithotrophe Denitrifikation nitratbelasteter Gebiete für einen SO_4^{2-}-Eintrag in Frage (z. B. LAMERS et al. 2002).

Schlussfolgerungen

Die Belastung der Oberflächengewässer mit SO_4^{2-} aus natürlichen und anthropogenen Quellen direkt oder über die Atmosphäre auf Böden und damit in die Grund- und Oberflächenwässer ist ein globales und in Deutschland überregionales Problem. Der gegenwärtige, teilweise massive Eintrag von SO_4^{2-} in Fließ- und Standgewässer und die damit verbundenen Erscheinungen sind selten auf eine einzelne Ursache zurückzuführen, sondern meist das Resultat mehrerer Ursachen, die z. T. weit in der Vergangenheit liegen können bzw. durch einen trägen Verlauf gekennzeichnet sind. Die erwartete Reaktion von Seen auf die abnehmende atmosphärische SO_4^{2-}-Deposition wird in vielen Gebieten Deutschlands durch geogene oder anthropogene SO_4^{2-}-Einträge überlagert. Der schleichende Anstieg der SO_4^{2-}-Konzentration, am deutlichsten in Seen mit langer Wasseraufenthaltszeit, hat zweifelsfrei vielfache und direkte Wirkungen auf verschiedene Ökosystemfunktionen. Die Einführung und Überwachung von SO_4^{2-}-Grenzwerten zum Schutz der Gewässer ist deshalb dringend erforderlich.

Die Prozesse bei der Formierung der Beschaffenheit von Grund- und Oberflächenwässern sind i. d. R. träge Prozesse. Anthropogene Einträge werden oft erst nach Jahren oder Jahrzehnten sichtbar; ebensolange dauern aber auch Maßnahmen zur Sanierung von Gewässern. Eine langfristige, vorausschauende Nutzung und Beobachtung der Ressource Wasser ist daher unumgänglich. Ein Nachdenken hinsichtlich der anzustrebenden „guten ökologischen Qualität der Gewässer“ sollte nicht erst einsetzen, wenn der Grenzwert für SO_4^{2-} von 250 mg L^{-1} erreicht oder überschritten wird, sondern bereits jetzt, da einige negative Einflüsse bekannt und erkennbar werden.

Danksagung

Ich möchte allen Personen bzw. Einrichtungen, die meine Arbeit direkt oder indirekt unterstützt haben, herzlich danken. Durch ihre vielfältige Beiträge, die Übergabe unveröffentlichter Daten, die Recherche oder Diskussion vorliegender Ergebnisse wäre mein Beitrag nicht zustande gekommen.

Literatur

Caraco, N. F., J. J. Cole & G. E. Likens (1993): Sulfate control of phosphorus availability in lakes – A test and re-evaluation of Hasler and Einsele’s Model. Hydrobiologia 253: 275-280.

Kleeberg, A. (2012): Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässern. In: Hupfer, M., Calmano, W., Klapper, H., Wilken, R.-D. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. Wiley-VCH, Weinheim, im Druck.

Lamers, L. P. M., S.-J. Falla, E. M. Samborska, I. A. R. van Dulken, G. van Henstum & J. G. M. Roelofs (2002): Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfat-polluted freshwater wetlands. Limnol. Oceanogr. 47: 585-593.

Lehman J. T., Branstrator, D. K. (1994): Nutrient dynamics and turnover rates of phosphate and sulfate in Lake Victoria, East Africa. Limnol. Oceanogr. 39: 227-233.

Smolders, A. J. P., L. P. M. Lamers, E. C. H. E. T. Lucassen, G. van der Velde & J. G. M. Roelofs (2006): Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. Chemistry and Ecology 22: 93-111.

Durchgängigkeit von Wasserkörpern

Christoph Linnenweber[1], Bernd Schneider[1] & Ulrich Dumont[2]

[1]Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz, Christoph.Linnenweber@luwg.rlp.de, Bernd.Schneider@luwg.rlp.de, [2]Ingenieurbüro Floecksmühle, Bachstraße 62-64, 52066 Aachen; ib@floecksmuehle.com

Keywords: River Continuity, Restoration of Fishstocks, Hydroelectric Powerstations, Barrage weirs, Migrating Fish species, Fish passes

Einleitung

Unsere Fließgewässer bilden von Natur aus miteinander vernetzte Lebensräume. Wasserausleitungen, Wehranlagen und Abstürze stören den Transport des Geschiebes und die biologische Durchgängigkeit in den Gewässern. Fische und andere im Gewässer lebende Tierarten sind dadurch in ihrem Wanderverhalten benachteiligt und können sich oft nur noch begrenzt in ihren ursprünglichen Lebensräumen ausbreiten.

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie fordert deshalb die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Fließgewässer. Wehre und Abstürze werden heute durch Sohlrampen ersetzt. An Wasserkraftanlagen werden Umgehungsgerinne oder Fischpässe gebaut, welche die biologische Durchgängigkeit wieder herstellen.

In Rheinland Pfalz wurden an den größeren Gewässern mit einem Einzugsgebiet > 100 km^2 rund 2.370 Querbauwerke oder Wasserkraftanlagen kartiert und unter verschiedenen Aspekten bewertet. Die Ergebnisse werden in einem Querbauwerksinformationssystem (QUIS) fortgeschrieben.

Die Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes hat auf der Grundlage dieses Informations- und Bewertungssystems ein landesweites strategisches Sanierungskonzept mit großräumigen Entwicklungszielen für die Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit erarbeitet. Dieses umfasst Maßnahmen an Entwicklungsstrecken für diadrome und potamodrome Fischarten im Sinne einer räumlichen und zeitlichen Priorisierung.

Das Konzept

In den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie gehört die Verbesserung der Durchgängigkeit zu den wesentlichen Maßnahmen, die zur Erreichung der vorgegebenen Ziele der Richtlinie erforderlich sind.

Da die Vielzahl der Wanderhindernisse aufgrund des finanziellen Aufwands nicht gleichzeitig durchgängig gestaltet werden kann, wurde ein Konzept zur Ermittlung der räumlich und zeitlich prioritär zu entwickelnden Gewässerstrecken erarbeitet. Die Hauptgewässer Rhein, Mosel und Lahn

wurden als Verbindungsgewässer definiert, deren Durchgängigkeit für eine landesweite Vernetzung der aquatischen Lebensräume essentiell ist.

Auf der Basis einer Variantenuntersuchung für den zukünftigen sanierten Zustand wurden „Entwicklungsstrecken“ ermittelt. Dabei wurden besonders berücksichtigt:

- **Diadrome Fischarten** d.h. Fischarten die in ihrem Lebenszyklus zwischen marinen Lebensräumen und süßwassergeprägten Lebensräumen im Binnenland wechseln müssen, beispielsweise Lachs und Aal.
- **Potamodrome Fischarten** d.h. Fischarten die die in ihrem Lebenszyklus zwischen verschiedenen Lebensräumen im Süßwasser wandern müssen, beispielsweise Nase und Esche.
- **Kosten/Nutzen-Aspekte**

Die Entwicklung des Konzeptes erfolgte in enger Kooperation von Wasserwirtschaftsverwaltung und Fischereibehörden des Landes.

Entwicklungsstrecken für diadrome Fischarten

Die Definition von Entwicklungsstrecken für diadrome Arten erfolgt anhand der für Rheinland-Pfalz ermittelten Areale, die auf Grund ihrer Morphologie und Hydrologie potenzielle Lebensräume für Aal, Lachs und Meerforelle darstellen. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse für den Lachs gelten gleichermaßen für die Meerforelle.

Areale: Gewässerstrecken, die eine Population aufgrund allgemeiner hydromorphologischer Gegebenheiten besiedelt bzw. besiedeln könnte

Habitate: durch spezielle Kartierungen ermittelte Lebensräume. Ihre Eignung wurde lokal auf der Grundlage der Substratverhältnisse und der Gewässergüte geprüft. Sie sind eine Teilmenge der Areale.

Zur Ermittlung der Gewässerstrecken, in denen die Entwicklung diadromer Fischarten künftig möglich und sinnvoll ist, wurde die Erreichbarkeit der Areale flussaufwärts sowie die Erreichbarkeit des Rheins flussabwärts vor und nach einer Sanierung bezüglich der Durchgängigkeit untersucht.

Für den Lachs ist dabei zwingend erforderlich, dass er ein bestimmtes Zielareal in den großen Flüssen oder deren Nebengewässer erreichen kann, und dass dieses über die geeigneten hydromorphologischen Eigenschaften verfügt. Der Aal ist dagegen nicht auf ein bestimmtes Areal geprägt, das er unbedingt nach dem Aufstieg im Gewässer erreichen muss. Aber auch er muss geeignete Lebensbedingungen im Gewässer vorfinden und daher bestimmte Areale erreichen können.

Der Großteil der Areale in den Zuflüssen des Rheins ist für potenziell aufwandernde Fische heute nicht erreichbar. Das gilt für die diadromen Arten Lachs und Aal gleichermaßen. Die Erreichbarkeitsraten flussabwärts zum Rhein liegen dagegen schon heute bei größeren Werten.

Die Analyse ergab, dass selbst nach einer Sanierung von Standorten die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit limitierend wirkt. Denn auch nach dem Bau einer Fischaufstiegsanlage ist ein Standort nicht zu 100 % aufwärts passierbar. Vielmehr ist mit einem Ausdünnungseffekt, z. B. in Folge einer leicht eingeschränkten Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage, zu rechnen. Daher beträgt beispielsweise die Erreichbarkeit eines Areals, das oberhalb von 10 Wanderhindernissen liegt, nur etwa 60 %, wenn die einzelnen Standorte nach dem Bau von Fischaufstiegsanlagen jeweils zu 95 % (Arbeitsannahme) durchwanderbar sind.

Ausnahmen bilden dabei der Umbau von Wanderhindernissen in gewässerbreite Raugerinne oder der Rückbau von Querbauwerken, da diese Sanierungsmaßnahmen bei korrekter Ausführung zu einer Durchwanderbarkeit von 100 % führen können.

Als Entwicklungsstrecken für diadrome Fischarten gelten diejenigen Gewässerstrecken, in die künftig (nach Sanierung) mindestens 50 % der potenziell vom Rhein aus in die Areale wandernden Fische auf- bzw. absteigen können.

Entwicklungsstrecken für potamodrome Fischarten

Die potamodromen Fischarten durchlaufen alle Entwicklungsstadien im Süßwasser und sind nicht auf den Wechsel zwischen Lebensräumen im Meer und im Süßwasser angewiesen. Sie unternehmen mehr oder weniger ausgedehnte Wanderbewegungen zwischen unterschiedlichen Lebensräumen, die zur Entwicklung, zum Laichen oder als Kinderstube erforderlich sind.

Zeitlich prioritär zu entwickelnde Gewässerstrecken für potamodrome Fischarten wurden nach folgenden Aspekten ausgewählt:

- Existenz eines hohen Entwicklungspotenzials aufgrund hoher Gewässergüte und guter Gewässerstruktur für möglichst viele Zeigerarten wie Barbe, Äsche, Nase, Schneider, sowie für Steinbeißer, Schlammpeitzger, Bitterling und Bachneunauge.
- Durch Befischungsergebnisse identifizierter vorhandener Bestand der Zeigerarten
- Entwicklung gesamter Gewässersysteme und deren Anbindung an Verbindungsgewässer zur Gewährleistung einer landesweiten Ausbreitung gefährdeter Arten, um eine Stabilisierung der Population zu erreichen.

Neben den prioritär zu entwickelnden Subsystemen muss der Oberrhein gesondert betrachtet werden: Das Hauptgewässer und die Rheinauegewässer (Nebenarme und Altarme) sowie die Mündungsbereiche der größeren Zuflüsse bis zur Niederterrasse des Oberrheins, bilden einen noch teilweise vernetzten, typischen Lebensraum für die potamodromen Fischarten. Diese Gewässer besitzen ein hohes Potenzial zur Rekrutierung dieser Fischarten. Die Mündungsbereiche der größeren Rheinzuflüsse stellen mit dem Strom und den noch vorhandenen Auegewässern einen sehr wichtigen Biotopverbund dar, den es vorrangig zu entwickeln gilt. Die Gewässersysteme sollen als ökologische Einheit von der Mündung bis in die kleineren Nebengewässer entwickelt werden. In den kleineren Gewässern ist aus wirtschaftlichen Gründen eine weitere Priorisierung durch die regionalen Behörden erforderlich.

Verbindungsgewässer

Als Verbindungsgewässer gelten Rhein, Mosel, Saar, Sauer, untere Nahe und Lahn. Sie stellen die ursprünglichen Hauptwanderachsen der anadromen Arten zu ihren Laichhabitaten dar. Für den Aal sind die Verbindungsgewässer potenzielle Hauptwanderwege und gleichzeitig wichtige Aufwuchsareale. Für potamodrome Arten sind sie Wanderkorridore zwischen Subsystemen, d. h. den Gewässersystemen, die in die Verbindungsgewässer münden wie beispielsweise Kyll und Ruwer an der Mosel. Sie sind gleichzeitig Lebensraum für die Artengemeinschaft der Barbenregion.

Die Wiederherstellung der flussauf- und -abwärts gerichteten Durchgängigkeit in den Verbindungsgewässern ist damit eine grundsätzliche Voraussetzung für die Entwicklung der potenziell natürlichen Fischfauna im gesamten Untersuchungsgebiet.

Zeitliche Priorisierung

Für die Entwicklungsstrecken wurden konkrete Methoden und Vorgehensweisen zur Verbesserung der Durchgängigkeit untersucht. Die Durchführung der Sanierungsmaßnahmen soll gemäß einer zeitlich gestaffelten Priorisierung erfolgen. Es wurde eine dreistufige Skala der Zielerreichung unter Berücksichtigung der Qualität des Habitats, der Kosten, der Kosteneffizienz und der Realisierbarkeit entwickelt.

Im Rahmen des Entwicklungskonzeptes wurden neben der zeitlichen Priorisierung in Abstimmung mit den zuständigen Regionalstellen auch standardisierte Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit an den Standorten von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen vorgeschlagen. Diese sind im Querbauwerke- Informationssystem (QUIS) des Landes Rheinland-Pfalz enthalten. Für die diadromen Entwicklungsgewässer mit der Priorität 1 wurden sie in Karten dargestellt. Ebenfalls eingezeichnet sind die häufig parallel liegenden potamodromen Entwicklungsstrecken und die Wasserkraftanlagen, die sich in Betrieb befinden und an denen ggf. Maßnahmen zur Verbesserung des Fischabstieges erforderlich sind.

Zusammenfassung

Die Entwicklung einer landesweiten Strategie zur Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit führte zur Einteilung der Gewässerstrecken gemäß folgender Kategorien:

- Entwicklungsstrecken für potamodrome Fischarten,
- Entwicklungsstrecken für diadrome Fischarten,
- Verbindungsgewässer bzw. Hauptwanderrouten.

Die Entwicklungsstrecken für potamodrome Fischarten wurden im Hinblick auf die Populationen von Zeigerarten und nach naturräumlichen Gesichtspunkten ermittelt. Grundsätzlich ist anzumerken, dass Gewässerstrecken gleichzeitig zu den diadromen und potamodromen Entwicklungsstrecken gehören können.

Als Entwicklungsstrecken für diadrome Fischarten wurden die diadromen Areale und die unterhalb befindlichen Verbindungsstrecken zu Rhein und Mosel definiert, die bei der Aufwanderung im optimierten Zustand von mindestens 50 % der Steigaale und der adulten Lachse erreicht werden können.

Bei der zeitlichen Priorisierung der Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit wurde zwischen einem nahen und einem mittleren bis fernen Zeithorizont unterschieden, wobei bereits laufende und geplante Projekte unabhängig von dieser Priorisierung weiter zu führen sind.

Zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit wurden für die Standorte, deren Durchgängigkeit gravierend eingeschränkt oder nicht gegeben ist, standardisierte Maßnahmenvorschläge erarbeitet. Wegen der kumulativen Wirkung von Querbauwerken ist anzustreben, Standorte ohne Nutzung und ohne Wasserrecht zurück zu bauen oder mit gewässerbreiten Raugerinnen umzubauen.

Literatur

LUWG RP (2008): Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz Bewertung der rheinland-pfälzischen Wanderfischgewässer hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung – Phase 2. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG). LUWG-Bericht 2/2008, 203 S..

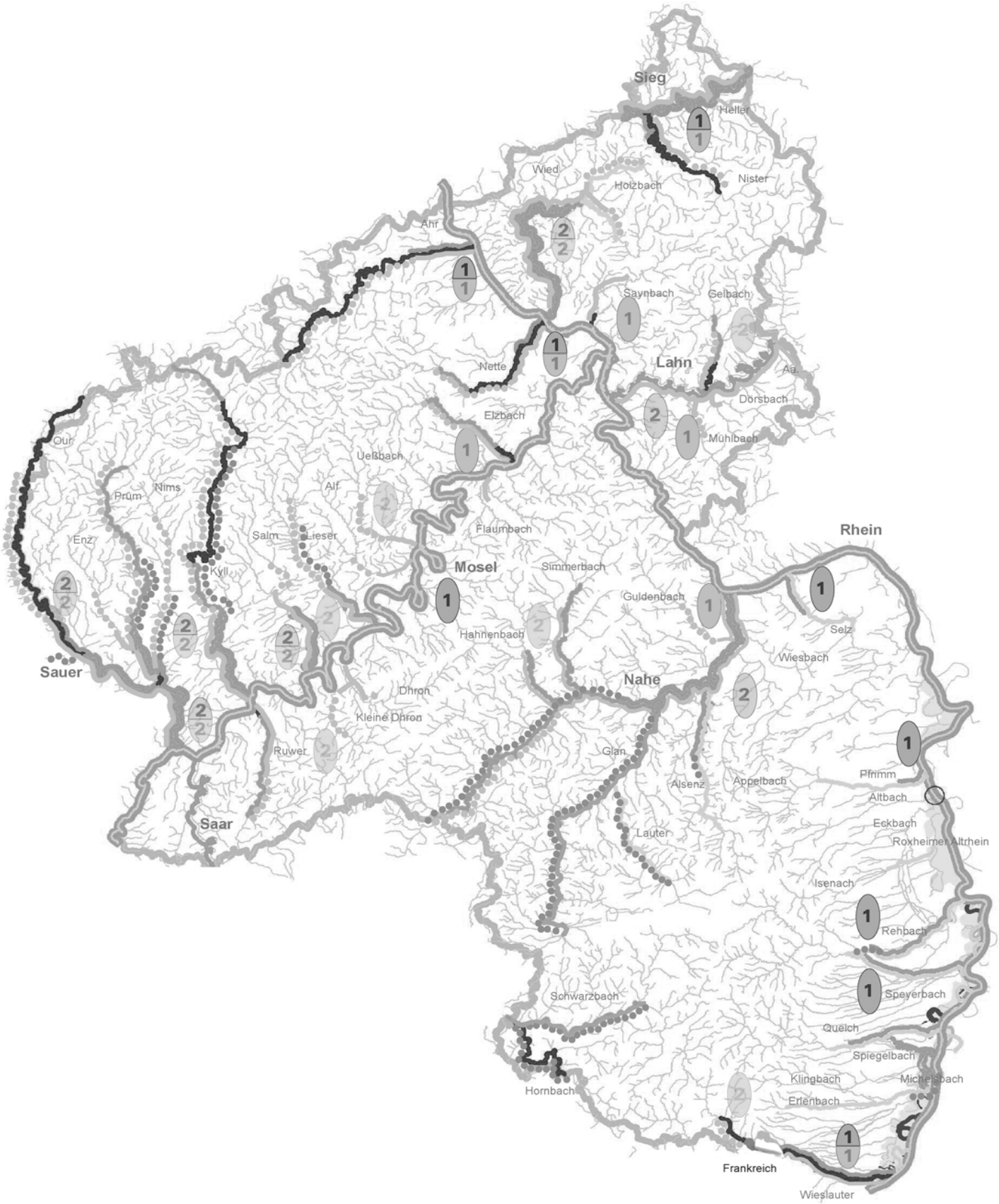


Abb.1: Übersichtskarte Entwicklungskonzept Fischdurchgängigkeit Rheinland-Pfalz

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Die Eutrophierung der Wupper im Spannungsfeld urbaner Belastungen

Wilfried Scharf

Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal; scha@wupperverband.de

Keywords: Mittelgebirgsfließgewässer, Eutrophierung, Ursachen, Wirkungen

Einleitung

Trophie und Saprobie sind die grundlegenden stoffwechseldynamischen ökosystemaren Prozesse, welche in Fließgewässern indirekt über die Artenstruktur und direkt über die Funktionsfähigkeit - den Sauerstoffhaushalt - beschrieben werden können. Bedingt durch eine defizitäre Abwasserreinigung war die Wassergütewirtschaft von Mittelgebirgsfließgewässern in der Vergangenheit eine reine Saprobiologie und die Gewässergüte wurde über den Saprobien-Index („Allo-Saprobie“) beschrieben. Eutrophierungsprobleme oblagen der Seenbewirtschaftung. Mit dem Ausbau der Abwasserreinigung und der Einführung der EG-WRRL haben sich die wassergütewirtschaftlichen Ziele für Fließgewässer verändert. Nach wie vor wird aber dem trophischen Zustand dabei nur geringe Aufmerksamkeit zuteil (Scharf, 2011), obwohl dieser eng verknüpft ist mit der Auto-Saprobie. Beschrieben wird die trophische Situation über die Phosphorkonzentration resp. die Artenstruktur der Diatomeen. Prozessbasierte Indikatoren (Sauerstoffhaushalt) finden keine Anwendung.

Für die Untere Wupper liegen an drei Stellen mehrjährige kontinuierliche Aufzeichnungen des Sauerstoffgehalts vor, welche es gestatten, Aussagen über die trophische und die saprobielle Situation und deren Veränderung im Raum-Zeit-Geschehen basierend auf prozessbasierten Indikatoren zu treffen. Diese Ergebnisse werden verschnitten mit den Ergebnissen strukturgebundener Indikatoren (Phosphor, Saprobien-Index, etc.), um Aussagen über Zustand, Ursachen und Veränderungen des trophisch-/saprobiellen Zustands abzuleiten.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Wupper ist ein silikatisch grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss der Äschenregion. Mit Erreichen des Stadtgebiets Wuppertal (km 56) erfährt die Wupper eine starke hydromorphologische Überprägung, nimmt die Niederschlagswässer aus dem Stadtgebiet (Trennkanal) und die Abwärmeinleitungen von zwei Heizkraftwerken auf. Bis zum Ende des Stadtgebiets (km 42) verschlechtert sich das Modul Allgemeine Degradation von grün auf rot. Am Ende des Stadtgebiets nimmt die Wupper die weitergehend gereinigten Abwässer der Kläranlagen Buchenhofen (km 41), Kohlfurth (km 35) und Burg (km 27) auf. Ab Müngstener Brücke (km 31) zeichnen sich beim Modul Allge-

meine Degradation erste Erholungstendenzen ab. Der Saprobien-Index ist aktuell auf dem gesamten Streckenabschnitt grün.

Ergebnisse und Diskussion

Rückblick. Die abwassertechnische Sanierung der Unteren Wupper (km 41 bis km 0) konnte zum Beginn des neuen Jahrtausends erfolgreich abgeschlossen werden. Seither liegen die allgemeinen physikalisch-chemischen Hilfskomponenten im Bereich des guten ökologischen Zustands – der Saprobien-Index indiziert im gesamten Streckenabschnitt aktuell grün.

Im Jahr 1993 wurde auf der KA Buchenhofen (km 41) eine Flockenfiltration in Betrieb genommen und die Phosphor-Konzentrationen in der Wupper deutlich reduziert (Abb.1). Zeitgleich wurde die Einleitung ökotoxikologisch wirksamer Insektizide (km 41,5) eingestellt und das Makrozoobenthos der Unteren Wupper erholte sich in der Folge. Einhergehend mit diesen Maßnahmen zeichnet sich in der Messstation Opladen (km 5,5) eine deutliche Verringerung der Sauerstoff-Tagesamplituden sowie der nächtlichen Sauerstoffdefizite und damit des trophisch-/saprobiellen Zustands ab. Ausgedehnte Teppiche fädiger Grünalgen auf der Gewässersohle verschwinden.

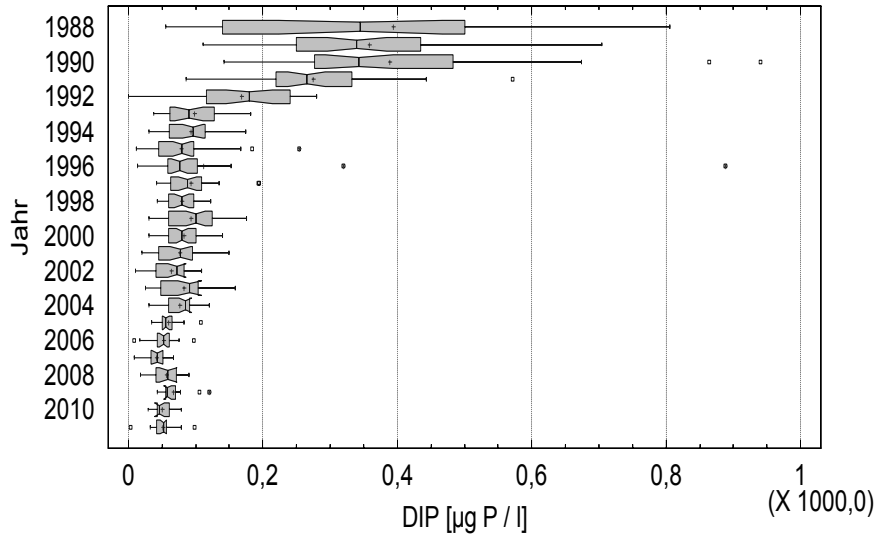


Abb. 1. Entwicklung der Phosphorkonzentration, gelöst (DIP) der Wupper in Opladen (km 5,5)

Hypothese I. Die Re-Oligotrophierung der Unteren Wupper ist auf eine P-Limitierung rückführbar („bottom-up"-Kontrolle).

Hypothese II. Die Re-Oligotrophierung der Unteren Wupper ist Folge des aufkommenden Beweidungsdrucks durch das Makrozoobenthos („top-down"-Kontrolle).

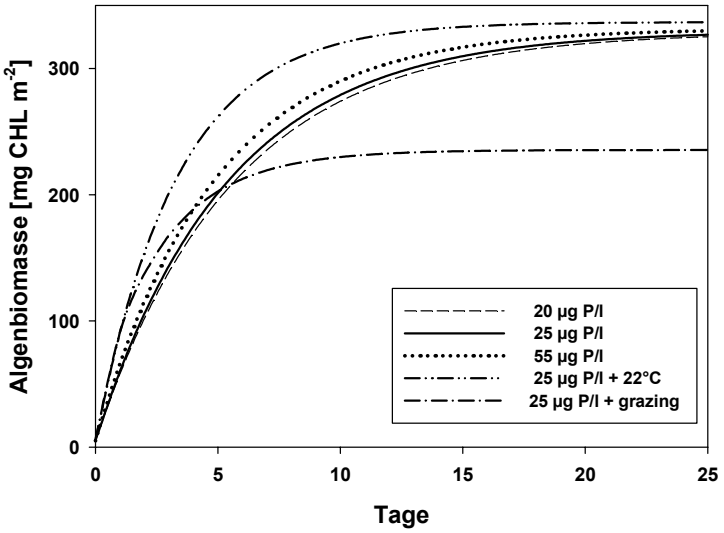


Abb. 2. Modellbasierte zeitliche Entwicklung der Algenbiomasse in Abhängigkeit des Phosphorangebots bei 18°C / 22°C mit und ohne Beweidung (Anderson et al., 1999).

Wie die Betrachtung der modellbasierten Abhängigkeit der Algenbiomassen von der Phosphorkonzentration nahelegt (Abb.2) (Anderson et al., 1999), ist die Verbesserung der trophischen Situation in der Wupper zu Beginn der 90er Jahre auf die einsetzende top-down Kontrolle der Algen rückführbar, eine These, die durch Beobachtungen von Zwick (1992) am Breitenbach gestützt wird.

***Aktuelle Situation*.** Oberhalb des Stadtgebiets (km 58) weist die Wupper im Zeitraum April-September nur geringe mittlere Sauerstoff-Tagesamplituden von 1,5 mg/l aus. Am Ende des Stadtgebiets (km 42) und in Kohlfurth (km 36) finden sich die höchsten mittleren Sauerstoff-Tagesamplituden (~ Produktionsraten) von ca. 3,5 – 4,0 mg/l, begleitet von den ausgeprägtesten nächtlichen Sauerstoffsättigungsdefiziten (~ Respirationsraten).

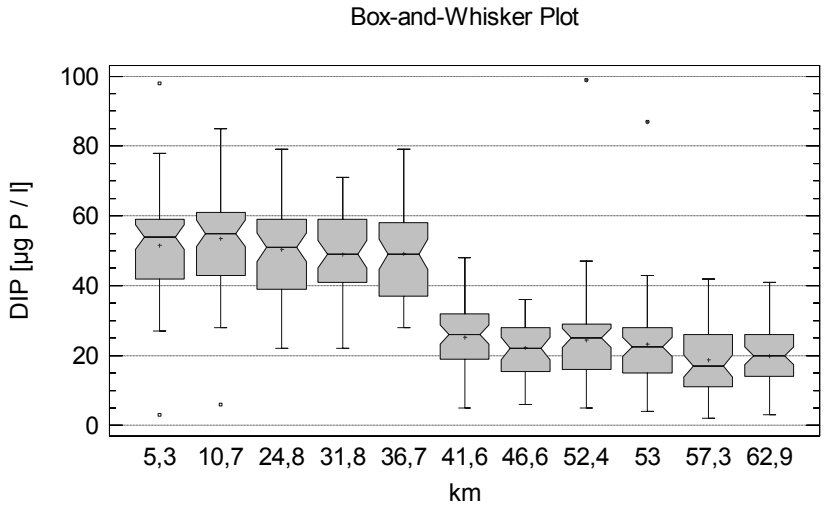


Abb.3. Aktueller Phosphor-Längsgradient der Wupper

Dieser sich aus den Messungen des Sauerstoffhaushaltes ableitende trophisch-/saprobielle Längsgradient wird von der Qualitätskomponente Phytobenthos / Diatomeen nicht nachgezeichnet. Hiernach ist der gesamte Streckenabschnitt der Unteren Wupper einheitlich eu-polytroph. Wie die Messergebnisse der Phosphor-Konzentrationen zudem zeigen, ist der aktuelle trophische Längsgradient vom Phosphorgradienten entkoppelt.

Eine Modellbetrachtung stützt auch hier das Untersuchungsergebnis, das die Produktion (~ Algenbiomassen) im gegebenen P-Konzentrationsbereich 20 – 55 µg P /l vom Phosphor entkoppelt ist. In diesem P-Konzentrationsbereich reagiert das Algenwachstum sensibler auf Temperaturänderungen (Heizkraftwerke Stadt) und veränderte grazing-Raten (insbesondere größere Ephemeropteren verschwinden im Stadtgebiet!) als auf das P-Angebot.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Wupper ist ein Mittelgebirgsfluss der Äschenregion, welche in ihrem Kläranlagen beeinflussten Streckenabschnitt (km 40 bis km 5) im Zeitraum 1988 - 2012 eine deutliche Re-Oligotrophierung erfuhr und aktuell (2005-10) einen unverkennbaren trophischen Längsgradienten im Streckenbereich km 60 bis km 5 aufweist. Die Einschätzung der aktuellen trophischen Situation der Wupper, wie sie sich aus den Ergebnissen kontinuierlicher Sauerstoffmessungen ableitet, unterscheidet sich deutlich von Einschätzungen, wie sie sich indirekt aus der Artenstruktur der biologischen Qualitätskomponente Phytobenthos / Diatomeen und der Hilfskomponente Phosphor ableitet. Insbesondere ist die trophische Situation dieses Mittelgebirgsgewässers im P-Konzentrationsbereich > 20 µg P /l deutlich entkoppelt vom P-Angebot.

Literatur

Anderson,E.J., Welch,E.B., Jacoby,J.M., Schimek,G.M. & P.R.Horner (1999): Periphyton removal related to phosphorus and grazer biomass level, Freshwater Biology 41, 633-651.

Scharf, W. (2011): Eutrophierungserscheinungen als Ursache von Defiziten des ökologischen Zustands der Mittelgebirgsfließgewässer?, Wasserwirtschaft ½, 61-66.

Zwick,P. (1992): Fließgewässergefährdung durch Insektizide, Naturwissenschaften 79, 437-442.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Vergleichende Studie des Makrozoobenthos ausgewählter Gräben Nordwestdeutschlands

Manuela Schröder & Ellen Kiel

Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU), AG Gewässerökologie und Naturschutz, D-26111 Oldenburg, E-Mail: Manuela.schroeder@uni-oldenburg.de, Ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Entwässerungsgräben, Nordwestdeutschland, Makrozoobenthos, Artengemeinschaften/Besiedlungsstrukturen, Habitatpräferenz

Einleitung

Weite Bereiche Nordwestdeutschlands werden heute durch eine hohe Dichte von Entwässerungsgräben geprägt, die vor Jahrhunderten zur Besiedlung und Nutzung der Moor- und Marschgebiete angelegt wurden. Um den Wasserabfluss und die gegenwärtige Nutzung zu garantieren, wird eine regelmäßige Unterhaltung dieser künstlichen Gewässer durchgeführt. Die bisher vorrangig wasserbaulich orientierte Unterhaltung zielte auf eine einwandfreie Funktion des Grabens im Sinne des ungehinderten Wasserabflusses ab.

Zwar fallen Entwässerungsgräben aufgrund ihrer zumeist geringen Einzugsgebietsgröße (<10 km²) nicht in den Betrachtungsbereich der EG-WRRL (EU 2000), stellen jedoch oft Belastungsfaktoren für die betrachtungsrelevanten Vorfluter dar (Springer 2006). Daher ist es für die Maßnahmenkonzeption zur Qualitätsverbesserung der WRRL-relevanten Fließgewässer sinnvoll, auch die kleineren Gewässer im Einzugsgebiet zu berücksichtigen (Davies et al. 2008). Die für ökologische Zusammenhänge wesentlichen Effekte von Gerät, Intensität und Zeitraum der Unterhaltungsmaßnahmen gelangen in Nordwestdeutschland in jüngerer Zeit in den Fokus der Unterhaltungsverbände (Jordan et al. 2010), können allerdings aufgrund einer fehlenden Grabentypologie und unklarer Vergleichbarkeit kaum bewertet werden. Trotz der extrem hohen Grabendichte in Nordwestdeutschland (Kiel et al. 2012) fehlen bisher systematische Untersuchungen der verschiedenen Qualitätskomponenten, die es ermöglichen, für größere Gebiete fundierte Konzepte zur Vereinbarkeit von Zielen der Landwirtschaft, des Naturschutzes und der EG-WRRL zu erarbeiten.

Die hier vorgestellte Untersuchung analysiert die Qualitätskomponente Makroinvertebraten und prüft, ob auf deren Basis verschiedene Grabentypen differenziert werden können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im nordwestdeutschen Tiefland, südöstlich der Stadt Oldenburg. Die untersuchten Grabenabschnitte befinden sich ausschließlich im Grünland oder Ackerland, außerhalb von Siedlungsgebieten; etwa die Hälfte säumen Gehölze. Sie sind maximal 3m (Wasserspiegelbrei-

te) breit, watbar und weisen eine permanente Wasserführung auf. Kein Graben verläuft straßen- oder bahnparallel.

Datenerfassung

An 18 Standorten wurden im Juli 2011 insgesamt 126 Proben genommen. Die Probennahme jedes Standortes (jeweils 100 m) umfasste 6 großräumig verteilte, quantitative Stechrohrproben. Parallel zur Beprobung der aquatischen Invertebraten wurden verschiedene chemische, physikalische und strukturelle Gewässerparameter erhoben: elektr. Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Strömungsgeschwindigkeit, Carbonathärte, Nährstoffgehalt, Naturraum, Bodenart, Landwirtschaftliche Nutzung, Beschattung, Deckung aquatischer Makrophyten, Gewässerbreite/-tiefe, Auflagentiefe.

Probenauswertung und Datenanalyse

Die durch das Rohr (Abwasserrohr (Ø 0,3 m)) eingegrenzte Wassersäule wurde durch ein 500 µm Sieb gegeben und die Siebrückstände im Labor bearbeitet. Alle Makroinvertebraten wurden von den übrigen Proberückständen getrennt und nach taxonomischen Ordnungen sortiert. Artenreiche, an allen Standorten auftretende und ökologisch gut charakterisierte Tiergruppen (Köcherfliegenlarven, Süßwasserschnecken, Wasserkäfer, Wasserwanzen) wurden so weit wie möglich bis zur Art bestimmt.

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Statistikprogramm R 2.14.2® (R Core Team 2012). Nicht normalverteilte Umweltvariablen wurden transformiert oder, sofern keine geeignete Transformation möglich war, bei den folgenden Berechnungen durch die Verwendung nichtparametrischer Tests berücksichtigt. Eine Clusteranalyse (Distanzmaß: CYD-Index (Cao et al. 1997), Gruppierungsalgorithmus: „Ward's-Linkage".) überprüft ggf. vorhandene Gruppierungen faunistisch ähnlicher Standorte. Die Bindung der Taxa an resultierende Cluster wurde durch den Phi-Koeffizienten beschrieben. Fisher's Exacter Test überprüft die Signifikanz dieser Bindung.

Der Zusammenhang zwischen Taxa und Umwelt wird durch eine Kanonische Korrespondenzanalyse (Constrained Correspondence Analysis - CCA) analysiert. Anhand dieses multivariaten, unimodalen Modells konnten *die* abiotischen Parameter ermittelt werden, die den größten Anteil der Variabilität der Artenverteilung erklären.

Tab. 1: Taxazahl und Individuenzahl der bearbeiteten Gruppen, von der statistischen Auswertung ausgenommen sind Einzelfunde, da sie nicht zwingend repräsentativ für den Standort sind, und Larven der Käfer und Wanzen, da diese meist nicht sicher auf Artniveau bestimmbar sind.

	Taxazahl (Anzahl Einzelfunde)	Individuenzahl	Individuenzahl ohne Larven/Einzelfunde
Gastropoda	16 (1)	6997	6951
Coleoptera	27 (6)	1362	232
Hemiptera	14 (3)	627	110
Trichoptera	9 (2)	107	90
Gesamt	66 (12)	9093	7383

Ergebnisse

Klassifikation und CCA differenzieren anhand der untersuchten Fauna (Tab. 1) drei Gruppen von Standorten (Tab. 2). Eine signifikant positive Bindung zu einer der drei ermittelten Standortgruppierungen zeigen 16 der 54 nachgewiesenen Taxa. Die größte Anzahl signifikant assoziierter Arten weist Cluster drei auf. Cluster zwei folgt mit 4 Taxa und für Cluster eins zeigen nur die Limnephilidae (Trichoptera) signifikante Präferenz. Die CCA (Abb. 1) ermittelt 4 Parameter, die einen signifikanten Anteil der Variabilität der Artenverteilung erklären können: die angrenzende landwirtschaftliche Nutzung, die Deckung aquatischer Makrophyten, die Bodenart und der Nitrat-N Gehalt.

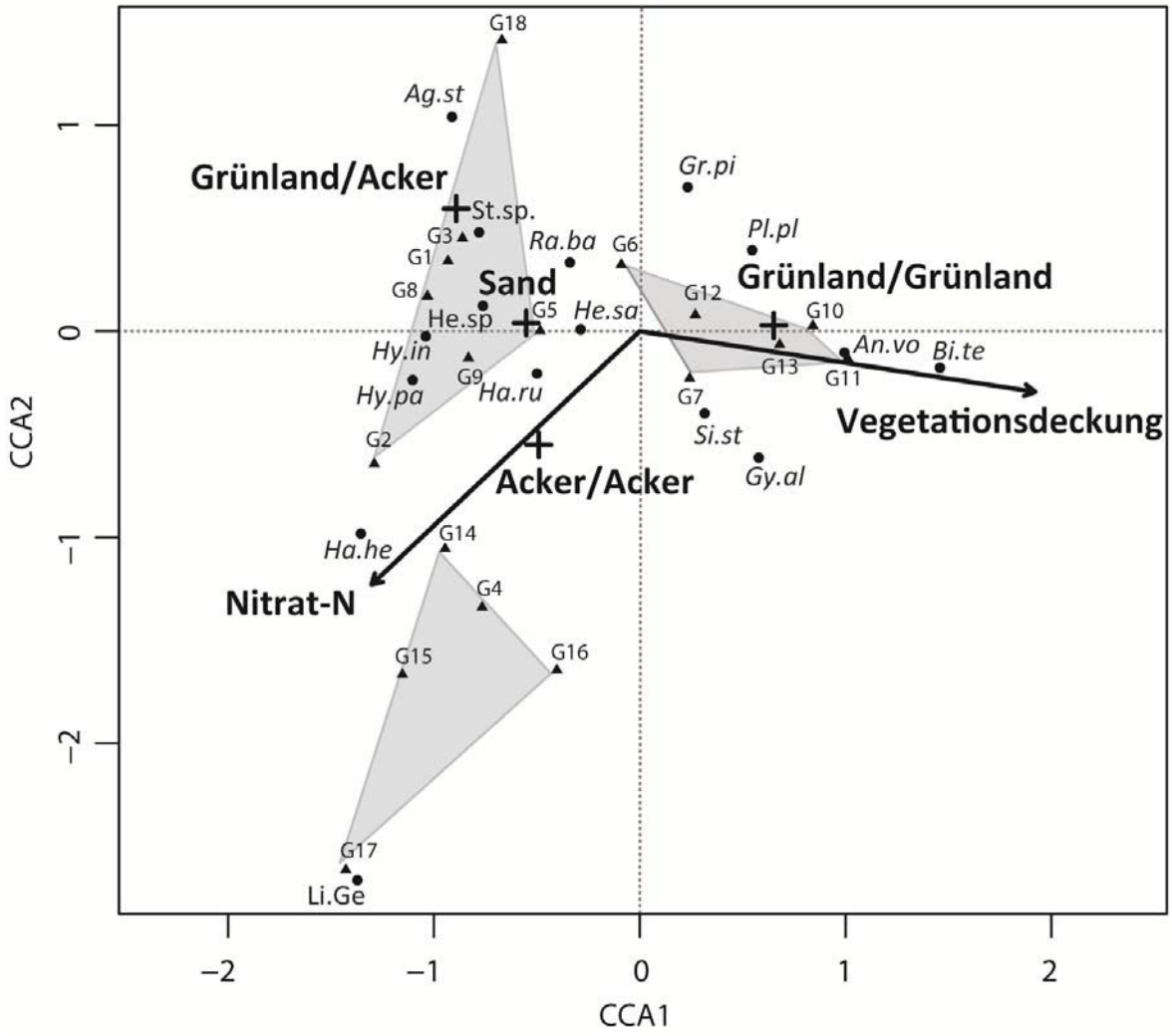


Abb.: 1 Graphische Darstellung der Gradientenanalyse, Arten ○, Standorte Δ, Umweltparameter ↗ (Ausnahme kategoriale Variablen: Umfeldnutzung/Bodenart +), Schattierung entsprechend der durch die Clusteranalyse ermittelten Standortgruppierungen; nur Taxa, die an mindestens 5 Standorten auftreten dargestellt: Ag.st: *Agabus sturmii*, An.vo: *Anisus vortex*, Bi.te: *Bithynia tentaculata*, Gr.pi: *Graptodytes pictus*, Gy.al: *Gyraulus albus*, Ha.he: *Haliplus heydeni*, Ha.ru: *Haliplus ruficollis*, He.sa: *Hesperocorixa sahlbergi*, He.sp: Helophorus spp., Hy.in: *Hydroporus incognitus*, Hy.pa: *Hydroporus palustris*, Li.Ge: Limnephilidae Gen. sp., Pl.pl: *Planorbis planorbis*, Ra.ba: *Radix balthica*, Si.st: *Sigara striata*, St.sp: Stagnicola spp..

Tab.: 2 Differenzierende Eigenschaften der Cluster; Werte, die mit einem unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich signifikant voneinander ($p<0,05$).

	Cluster 1	**Cluster 2**	**Cluster 3**
Angrenzende Nutzung	Acker/Acker	Acker/Grünland	Grünland/Grünland
Vegetationsdeckung	16,00 % *(a)*	32,14 % *(a)*	83,33 % *(b)*
Bodenart	Sand	Sand	Schluff/Niedermoor
Nitrat-N	2,24 mg/l *(a)*	1,47 mg/l *(a/b)*	0,61 mg/l *(b)*
Dominierende Taxa	(Limnephilidae Gen. sp.)	Coleoptera	Gastropoda/Heteroptera
Mittlere Taxazahl	2,8 (±1,1) *(a)*	8,7 (±4,5) *(b)*	15,2 (±6,3) *(b)*

Diskussion

Aus den bisherigen Untersuchungen aquatischer Wirbelloser ergeben sich Hinweise darauf, dass Strömung, pH-Wert und Nährstoffgehalt (Verdonschot & Higler 1989), oder hydromorphologische Merkmale (z. B. Wasserführung, Tideeinfluss (Garms 1961); Wassertiefe, Böschungsform (Painter 1999) Parameter zur Differenzierung der Grabenfauna darstellen könnten.

Den vorliegenden Ergebnissen zufolge korrespondiert der Faktor *angrenzende, landwirtschaftliche Nutzung* klar mit den Artengemeinschaften. Die Grünlandgräben weisen erwartungsgemäß andere Artengemeinschaften auf als Ackergräben (vgl. Painter 1999). Sie waren auch in dieser Studie arten- und individuenreicher besiedelt als Ackergräben. Dafür dürften zwei Gründe verantwortlich sein. *Erstens*: In Gräben der Ackerstandorte kann der erhöhte Einfluss durch Düngung, Pestizide oder Insektizide reduzierend auf die aquatischen Wirbellose wirken (Caspers & Heckmann 1981; Schäfers et al. 2006). *Zweitens*: Da im Ackerbau die Nutzung i.d.R. beidseitig bis dicht an die Grabenschulter erfolgt und die Böschungen sehr steil sind, fehlen amphibische Zonen. Diese sind besonders für Insekten von Bedeutung (verschiedene Käfer- und Köcherfliegenlarven), deren Lebenszyklus (z. B. Verpuppung, Winterruhe) terrestrische Phasen umfasst (Handke 2001). Außerdem bietet der Böschungsbereich eine wichtige Nahrungsquelle für aquatische, räuberische Arten, die sich auch von Tieren ernähren, die auf die Wasseroberfläche fallen (z.B. Insekten nach der Eiablage). Im Gegensatz zu Grünlandstandorten ist die Besiedlung der Böschungsvegetation an Ackerstandorten relativ individuen- und artenarm (Handke 2001). Trotzdem können auch die eher gering besiedelten Gräben der Ackerlandschaft von Bedeutung sein, da sie im Vergleich zu dem intensiv genutzten, eintönigen Umfeld eine kleinräumige Erhöhung der Strukturvielfalt und Artenzahl bewirken (Newbold et al. 1989). Diese ist jedoch nicht vergleichbar mit der weit höheren Artenzahl an Grünlandstandorten (Haesloop 2003).

Die Umsetzung der EG-WRRL und der daraus resultierende Bedarf nach neuen Konzepten der Unterhaltung erfordert mindestens in den grabenreichen Regionen Nordwestdeutschlands eine einheitliche Grabentypologie. Obgleich die vorliegende Untersuchung nur die Zusammenhänge im Sommeraspekt 2011 darstellt, zeigen die durchgeführten Analysen, dass standardisiert erhobene Daten zur Makroinvertebratenfauna differenzierende Aussagen zulassen und die Basis für Bewertungs- und Managementkonzepte liefern können.

Danksagung

Den Mitarbeitern des Unterhaltungsverbands Wüsting und der AG-Gewässerökologie und Naturschutz danken wir für die vielfältige Unterstützung.

Literatur

Cao, Y., Williams, W., Bark, A. (1997): Similarity measure bias in river benthic Aufwuchs community analysis. Water Environment Research 69, 95–106.

Caspers, N., Heckmann, C.W. (1981): Ecology of orchard drainage ditches along the freshwater sections of th Elbe estuary. Archiv für Hydrobiologie 77, 375–402.

Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Lee, J., Thompson, S. (2008): A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. Hydrobiologia 597, 7–17.

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft.

Garms, R. (1961): Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flußmarschen des Elbe-Ästuars. Archiv für Hydrobiologie / Supplement 26, 344–462.

Haesloop, U. (2003): Das Grabensystem des NSG "Westliches Hollerland", Bremen - Lebensraum einer außergewöhnlich bemerkenswerten Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos). Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 2002, 342–347.

Handke, K. (2001): Die Terrestrische Fauna von Gräben und Kleingewässern in der Bremer Flussmarsch. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5, 117–128.

Jordan, R., Kesel, R., Kundel, W., Zacharias, D. (2010): Erprobung von Managmentmaßnahmen in Bremen zum Erhalt der Krebsschere als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands - Endbericht zum DBU-geförderten Forschungs- und Kooperationsvorhaben Krebsschere, Bremen, 225 S.

Kiel, E., Kastner, F., Lühken, R., Schröder, M. (2012): Die Wirbellosenfauna in Gräben Norddeutschlands (The invertebrate fauna of ditches in Northern Germany). Natur und Landschaft, 8, 347-350.

Newbold, C., Honnor, J., Buckley, K. (1989): Nature Conservation and the Management of Drainage Channels. Nature Conservancy Council in conjunction with the Association of Drainage Authorities, 108 S.

Painter, D. (1999): Macroinvertebrate distribution and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. Journal of Applied Ecology 36, 33–48.

R Core Team (2012): R: A Language and Environment for Statistical Computing, http://www.r-project.org, Wien.

Schäfers, C., Hommen, U., Dembinski, M., Gonzales-Valero, J.F. (2006): Aquatic macroinvertebrates in the Altes Land, an intensely used orchard region in Germany: correlation between community structure and potential for pesticide exposure. Environmental Toxicology and Chemistry 25, 3275–3288.

Springer, P. (2006): Analyse der Interaktion zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser am Beispiel einer Flussniederung im Norddeutschen Tiefland. Diplomarbeit, Christian- Albrechts-Universität, Kiel, 191 S.

Verdonschot, P., Higler L. (1989): Macroinvertebrates in Dutch ditches: A typological characterization and the status of the Demmerik ditches. Hydrobiological Bulletin 23, 135–142.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Analyse der Makrozoobenthosbesiedlung zur Beurteilung von bestehenden Einleitungen der Siedlungsentwässerung auf Basis von PERLODES-/ASTERICS-Auswertungen

Heinrich Schweder & Petra Podraza

Ruhrverband, Essen; E-Mail: hsw@ruhrverband.de

Keywords: Siedlungsentwässerung, Makrozoobenthos, PERLODES, Integrale Entwässerungsplanung IEP, Ruhrverband

Zusammenfassung

Im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ (IEP) des Ruhrverbandes wird neben der Optimierung der gesamten Siedlungsentwässerung vor allem der mögliche Einfluss von Einleitungen auf den ökologischen Zustand der aufnehmenden Gewässer beurteilt. Gewässerabschnitte mit als möglicherweise kritisch identifizierten Einleitungen werden nach dem Verfahren PERLODES untersucht und mit ASTERICS ausgewertet. Es wird dargestellt, welche Kenngrößen der ASTERICS-Auswertung spezifisch auf durch Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung hervorgerufene Beeinträchtigungen der Makrozoobenthos-Biozönose hinweisen. Es werden typische Besiedlungsmuster vorgestellt, die z.B. übermäßige saprobielle oder andere Beeinträchtigungen aufzeigen. Beispielhaft wird verdeutlicht, dass auch auf den ersten Blick unverständlich erscheinende Befunde anhand detaillierter Recherchen kausal nachvollziehbar interpretiert werden können.

Einleitung

Zur ganzheitlichen Betrachtung der Siedlungsentwässerung führt der Ruhrverband seit dem Jahr 2005 Integrale Entwässerungsplanungen (IEP) durch. Mit der IEP wird für das jeweilige Kläranlageneinzugsgebiet neben der Optimierung der gesamten Siedlungsentwässerung vor allem der mögliche Einfluss von Einleitungen auf den ökologischen Zustand der aufnehmenden Gewässer beurteilt (Weyand, M. et al., 2009; Jardin, N. et al., 2011; Schweder, H., 2011). Im Vorfeld der hierfür notwendigen biologischen Untersuchungen werden zur Erstbeurteilung der gewässerökologischen Situation im Einzugsgebiet die Ergebnisse des Monitorings nach EU-WRRL sowie alle weiteren Gewässerdaten zur Eingrenzung möglicher Belastungen aus der Siedlungsentwässerung ausgewertet. Weiterhin wird zur Identifizierung möglicherweise kritischer Einleitungsstellen der „Vereinfachte Nachweis“ nach BWK M3 (BWK 2007) durchgeführt. Da sich die Mittelgebirgsgewässer des Ruhreinzugsgebietes im silikatischen Grundgebirge befinden, kann hier bei den meisten Fließgewässern auf eine stoffliche Nachweisführung verzichtet werden (Schweder, H., 2011). Somit ist lediglich die hydraulische Belastungssituation zu analysieren.

Als potentiell kritisch werden alle Einzeleinleitungen betrachtet, bei denen eine Überschreitung der Vorgaben des BWK M3 ermittelt wurde; diese werden durch eine detaillierte Nachweisführung im Sinne des BWK M7 (BWK 2008) biologisch mit dem Verfahren PERLODES/ASTERICS unter-

sucht. Mit dieser Nachweisführung sollen relevante und nachhaltige Effekte von Einleitungen der Siedlungsentwässerung nachgewiesen werden. Keinen Handlungsbedarf indizieren in diesem Kontext mögliche Kurzzeiteffekte, die durch ein ausreichendes Wiederbesiedlungspotenzial schnell wieder ausgeglichen werden können und auch aufgrund „natürlicher Störungen“ wie z.B. Hochwasser-ereignissen auftreten.

Aussagekräftige Kenngrößen der ASTRICS-Auswertung

Im Methodenhandbuch zum BWK M3 (BWK 2009) wird beschrieben, wie neben dem Modul Saprobie einzelne Metrics für eine Interpretation möglicher Effekte von Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung genutzt werden können. Wenn Niederschlagswassereinleitungen mit unnatürlich hoher Häufigkeit Störungen im ökologischen Sinne darstellen, dann geht die Artenzahl zurück und die Abundanzen sind weniger gleichmäßig auf die vorkommenden Arten verteilt. Wenn die Einleitungen einen nachhaltigen hydraulischen Stress für die Makroinvertebraten bedeuten, dann wird dieses in der Auswertung der Strömungspräferenz deutlich; hier wird in die Gruppen „strömungsmeidend“, „strömungsliebend“ sowie „stömungsindifferent“ differenziert. Stellt eine Niederschlagswassereinleitung eine signifikante hydraulische Belastung für die Biozönose dar, würden vor allem die strömungsmeidenden Arten zurückgehen, da sie der hydraulischen Belastung während der Entlastungsereignisse nicht standhalten können. Da jedoch zu Trockenwetterzeiten keine erhöhten hydraulischen Kräfte wirksam werden, sollten vor allem die Arten mit einem breiten Toleranzspektrum gegenüber unterschiedlichen Strömungsbedingungen im Vorteil sein. Diese sogenannten „strömungsindifferenten Arten“, die unter naturnahen Bedingungen nur einen geringen Anteil an der Biozönose stellen, sollten dann deutlich zunehmen. Verstärkte Austräge von organischen oder anorganischen Feststoffen aus der Kanalisation werden bei der Analyse der Habitatpräferenzen sowie der Ernährungstypen-Verteilung (erhöhte Dichten von anorganischem Feinsubstrat- und POM-Besiedlern sowie Sedimentfressern) offenkundig.

Auswertung und Interpretation der Ergebnisse ausgewählter gewässerökologischer Untersuchungen

Nachfolgend werden einige konkrete Beispiele für ASTERICS- Auswertungen und Interpretationen im Zusammenhang mit Einleitungen der Siedlungsentwässerung im Ruhreinzugsgebiet dargestellt. In Abbildung 1 sind Beispiele für signifikante Änderungen der Saprobie unterhalb von Einleitungen

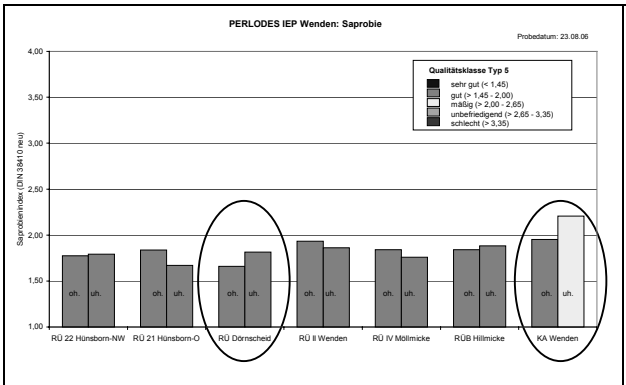


Abbildung 1: Saprobie. Signifikante Änderungen der unterhalb von Einleitungen ohne (links, RÜ) und mit (rechts, Kläranlage) Klassenwechsel. (IEP A)

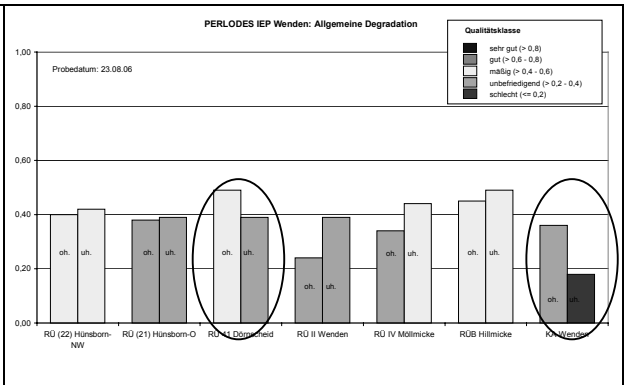


Abbildung 2: Allgemeinen Degradation. Gleiche Einleitungsstellen wie in Abbildung 1. (IEP A)

ersichtlich (siehe markierte Einleitungsstellen): bei einem Regenüberlauf (RÜ) wurde aufgrund einer verstopften Drossel permanent Mischwasser ausgetragen; die Kläranlage ist inzwischen saniert worden. Diese übermäßigen Belastungen wurden auch in der Bewertung der Allgemeinen Degradation deutlich (Abbildung 2).

Bei der Interpretation der Analysedaten ist generell Vorsicht geboten: In Abbildung 3 ist eine ganz erhebliche Verschlechterung der Allgemeinen Degradation mit Klassensprung unterhalb eines RÜ ersichtlich. Aber die Analyse der einschlägigen Einzel-Metrics dieses Moduls liefert auf den ersten Blick widersprüchliche Ergebnisse: Die in Abbildung 5 erkennbare Zunahme der Besiedler organischer Feinsedimente aufgrund einer Einleitung erscheint plausibel, allerdings wäre dann bei der Verteilung der Strömungspräferenzen eine deutliche Zunahme der Strömungsindifferenten (wie am Beispiel in Abbildung 8 ersichtlich) zu erwarten sowie eine Zunahme von Sedimentfressern und/oder Filtrierern, was hier aber nicht der Fall ist (Abbildungen 4, 6). Die Erklärung der an dieser Einleitungsstelle vorgefundenen ökologischen Befunde liegt darin, dass ein Bachaufstau die Zunahme der Strömungsmeidenden, Sedimentfresser und Zerkleinerer sowie eine Abnahme der Weidegänger und (passiven) Filtrierer verursachte.

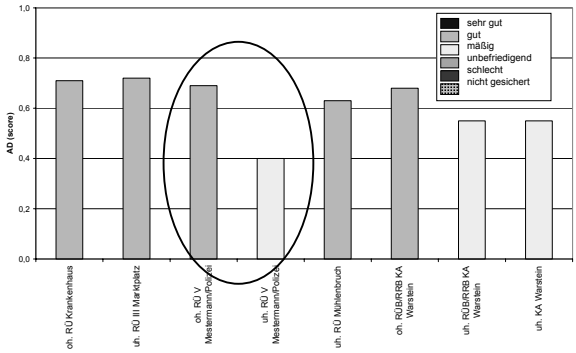


Abbildung 3: Allgemeinen Degradation. Klassensprung unterhalb eines RÜ. (IEP B)

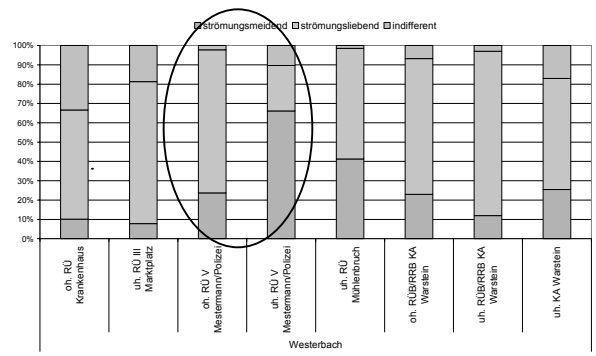


Abbildung 4: Strömungspräferenzen. Von unten nach oben: strömungsmeidend, strömungsliebend, indifferent. Gleicher RÜ wie in Abbildung 3. (IEP B)

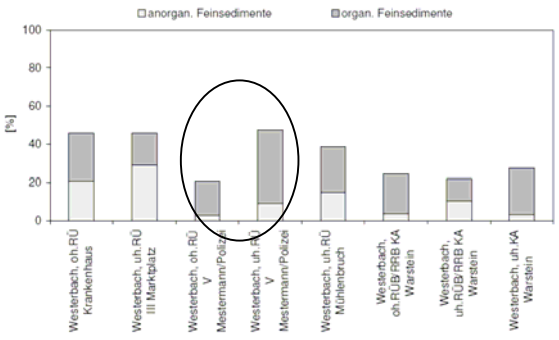


Abbildung 5: Habitatpräferenz. Unten: anorganische Feinsedimente, oben: organische Feinsedimente. Gleicher RÜ wie in Abbildung 3. (IEP B)

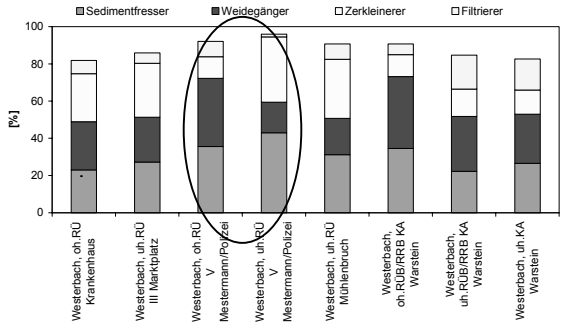


Abbildung 6: Ernährungstypen. Von unten nach oben: Sedimentfresser, Weidegänger, Zerkleinerer, Filtrierer. Gleicher RÜ wie in Abbildung 3. (IEP B)

Abbildung 7 belegt, dass unterhalb einer Kläranlage der Anteil der Filtrierer auffallend zunimmt. Hier ist allerdings – wie nähere Nachforschungen ergaben – nicht wie leicht zu vermuten der Klär-

anlagenablauf oder evtl. der Ablauf eines nachgeschalteten Schönungsteiches für diese Veränderung der Ernährungstypen-Zusammensetzung verantwortlich, sondern ein auf dem Kläranlagengelände befindliches Regenrückhaltebecken. Dieses führte - wegen teilweisen Dauerstaus mit permanentem Zulauf in das Gewässer - zu einem Dauereintrag von Plankton, welches die Zunahme der Filtrierer verursachte.

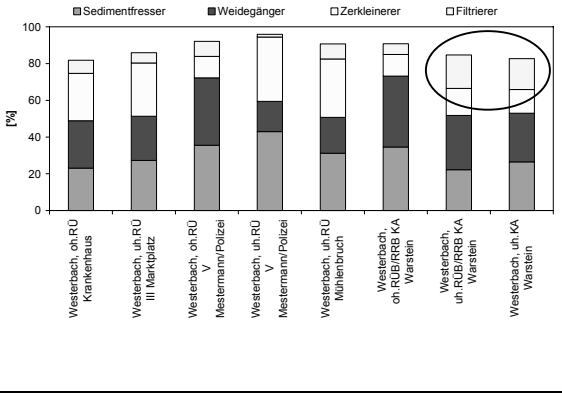


Abbildung 7: Ernährungstypen. Von unten nach oben: Sedimentfresser, Weidegänger, Zerkleinerer, Filtrierer. (IEP C)

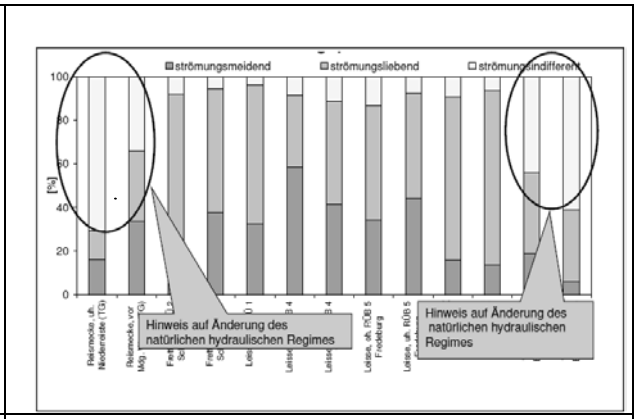


Abbildung 8: Strömungspräferenzen. Von unten nach oben: strömungsmeidend, strömungsliebend, indifferent. (IEP D)

Manchmal führt erst intensives Nachforschen zu einer plausiblen Interpretation festgestellter Befunde. So fiel unterhalb der Einleitungsstelle eines Stauraumkanales (SK) ein drastischer Abundanzrückgang auf, obwohl keine Veränderung der Taxazahl festzustellen war (Abbildung 9). Auch die Analyse der übrigen einschlägigen Kenngrößen ergab keine relevanten Veränderungen gegenüber der Besiedlungsstruktur oberhalb der Einleitungsstellen des SK. Verwunderlich war weiterhin, dass die nach BWK-M3 zulässige Einleitungsmenge nur minimal überschritten wurde, während im Ruhreinzugsgebiet nach Erfahrung des Ruhrverbandes Überschreitungsfaktoren bis 1,5 und teilweise höher unbedenklich sind. Derartige biozönotische Strukturveränderungen sind normalerweise lediglich nach Hochwasserereignissen mit Katastrophendrift, bei denen alle funktionellen Gruppen gleichermaßen betroffen werden, zu erwarten. Nachfragen beim Deutschen Wetterdienst ergaben allerdings keinerlei Hinweise auf Starkregenereignisse im relevanten Zeitraum vor der Probennahme.

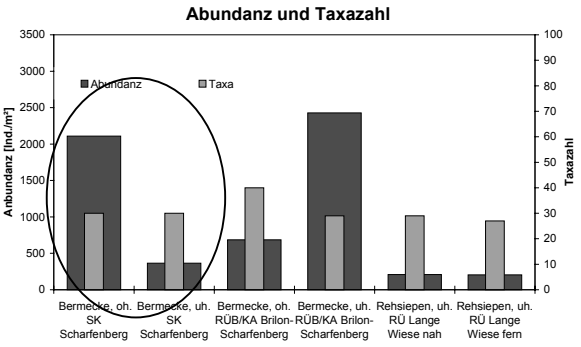


Abbildung 9: Abundanz (breite Säule) und Taxazahl. (IEP E)

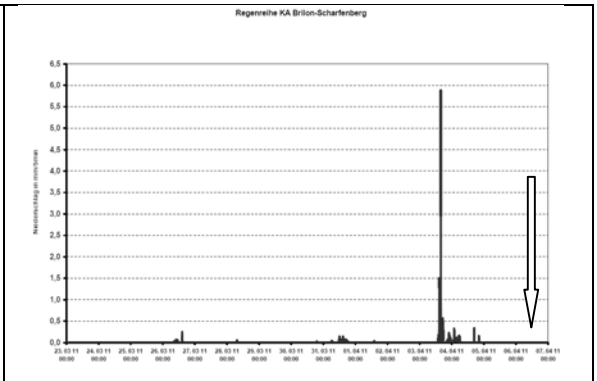


Abbildung 10: Niederschlag (mm). Pfeil: Probenahme. (IEP E)

Erst weitere Nachforschungen und Auswertungen eines nahegelegenen Regenschreibers (Abbildung 10) lieferten den Beweis für ein (theoretisch aufgrund der Datenlage zu erwartendes) lokales Starkregenereignis: ein einjährlicher Starkniederschlag nur zwei Tage vor der Probennahme. Damit war

belegt, dass das Untersuchungsergebnis der faunistischen Bestandsaufnahme lediglich einen Kurzzeiteffekt und keinen nachhaltigen Effekt einer Einleitung aus der Siedlungsentwässerung abbildete.

Bei der Analyse der bizönotischen Strukturen können sich Hinweise auf toxische Einflüsse aufgrund von Reduktion oder Ausfall bestimmter Taxa oder funktionaler Gruppen ergeben. Z.B. deuten auffällige Bestandsrückgänge von Gammariden auf Belastungen mit Schwermetallen hin. Wird derartiges bei Weidegängern festgestellt, so ist das Gewässer auf Belastungen durch Herbizide, auch allgemein durch Pestizide oder Schwermetalle zu prüfen. Zu empfehlen ist dann u.a. eine Analyse der Artenlisten mit dem SPEAR-Index (siehe: fließgewässerbewertung.de). Weiter bietet sich dann eine Überprüfung des Einzugsgebietes auf Fischsterben, relevante Betriebe, Altlasten etc. an.

Im Rahmen einer Plausibilitätsprüfung ist sicherzustellen, dass der der ASTERICS- Auswertung zugrunde gelegte Fließgewässertyp auch zutreffend ist. So befindet sich der Ruhrzufluß Icktener Bach oberhalb und unterhalb einer zu prüfenden Einleitungsstelle in einem guten ökologischen Zustand, wenn der Gewässertyp 06 „Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche“ zugrunde gelegt wird; geologische Karten und chemische Analysen bestätigen diese Einstufung. Die Ergebnisse des biologischen Nachweises belegen somit, dass für diese Einleitung keine Maßnahmen notwendig sind. Nach dem aktuell noch gültigen „Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen“, der sich derzeit in Überarbeitung befindet, wird der Bach allerdings dem Typ „kleiner Talauebach im Grundgebirge“ zugeordnet. Alle Probestellen würden auf Basis dieser Typ-Zuweisung mit „mäßiger ökologischer Zustand“ bewertet.

Fazit

Die Analyse der Makrozoobenthosbesiedlung zur Beurteilung von bestehenden Einleitungen der Siedlungsentwässerung auf Basis von PERLODES-/ASTERICS- Auswertungen liefert belastungsspezifische Erkenntnisse, ist eine schlüssige, nachvollziehbare Methode zur weitergehenden immissionsorientierten Beurteilung von - gemäß BWK-M3 - kritisch erscheinenden Einleitungssituationen, vermeidet Fehlinvestitionen der Siedlungswasserwirtschaft und gilt als biologischer Nachweis i.S. des BWK-M7. Allerdings sind dabei Prüfungen auf Plausibilität sowie eine ausreichende Berücksichtigung der Rahmenbedingungen und Begleitumstände im Umfeld der Einleitungsstelle unumgänglich.

Literatur

BWK (2007): BWK-Merkblatt 3, Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagseinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. 4. Auflage, Stuttgart.

BWK (2008): BWK-Merkblatt 7, Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3. 2008, Stuttgart.

BWK (2009): BWK –Materialien 1 – Praxishandbuch zum BWK-Merkblatt 3 und Dokumentation von Fallbeispielen, 2009, Stuttgart.

Jardin, N.; Podraza, P.; Schweder, H.; Weyand, M. (2011): Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen auf den ökologischen Zustand – Eine Zwischenbilanz nach fünf Jahren umfassender gewässerökologischer Untersuchungen. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Band 223, S. 60/1 - S. 60/15.

Schweder, H. (2011): Integrale Entwässerungsplanung (IEP) beim Ruhrverband unter besonderer Berücksichtigung von Einleitungen der Siedlungsentwässerung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011.

Weyand, M.; Jardin, N.; Podraza, P. (2009): Niederschlagswassereinleitungen und deren Auswirkungen auf den guten Zustand der Gewässer - Erfahrungen aus der Integralen Entwässerungsplanung. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Band 216, S. 11/1-11/15.

GEWÄSSERBEWERTUNG, NATURSCHUTZ, KLIMAWANDEL

BECKER, A., P. HARDENBICKER, E. NILSON & H. FISCHER: Klimawandel und Klimawirkungen in großen Flussgebieten und deren Auswirkungen auf die Gewässergüte

FELD, CH. K.: Degradiert aber divers—Biodiversität ist kein Universalindikator

LÖBER, S. & E. KIEL: Fließgewässerrenaturierung auf Kosten wertvoller Auengewässer?

MARTEN, M.: Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg – Langzeitmonitoring mit Makrozoobenthos

MIRBACH, E. & CH. LINNENWEBER: Synergieprojekte Wasserwirtschaft - Naturschutz

RECK-MIETH, E. & W. HOFMANN: Seen-Monitoring von 45 Gewässern seit 1991 im Kreis Plön

STOLL, ST., D. FRÜH, A. SEELAND, R. MÜLLER & P. HAASE: Der Einfluss des Klimawandels auf aquatische Schnecken: Interaktive Effekte multipler Stressoren

Klimawandel und Klimawirkungen in großen Flussgebieten und deren Auswirkungen auf die Gewässergüte

Becker, Annette [1], Hardenbicker, Paulin [2], Nilson, Enno [3] & Fischer, Helmut [4]

1 becker@bafg.de, 2 Hardenbicker@bafg.de, 3 Nilson@bafg.de, 4 helmut.fischer@bafg.de, 1, 2, 3, 4 Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Keywords: Klimawandel, Flussgebiete, Gewässergüte, Modellierung

Einleitung

Forschungsprogramm KLIWAS (www.kliwas.de)

Im Forschungsprogramm KLIWAS werden klimabedingte Änderungen der Abflüsse und Wasserstände für deutsche Wasserstraßen (Einzugsgebiete von Rhein, Elbe, Donau) abgeschätzt. Dabei soll die Spannweite zukünftiger hydrologischer Zustände auf die Schadstoffbelastung, die Ökologie und die Ökonomie, vor allem auf die Schifffahrt, abgeschätzt werden. Die hier vorgestellten Daten sind das Ergebnis einer umfangreichen Kette von Simulationsmodellen mit denen versucht wird, Konsequenzen von Veränderungen der Zusammensetzung der Erdatmosphäre auf die großen Ströme in Deutschland und die dort angesiedelten Lebensräume bis in das Jahr 2100 abzuschätzen. Diese Modellkette umfasst verschiedene globale und regionale Klimamodelle ("angetrieben" durch Annahmen bzgl. zukünftigen Emissionen atmosphärischer Spurenstoffe), verschiedene Biaskorrekturmodelle, hydrologische Modelle (Einzelheiten bis hierhin bei Nilson et al., 2010) und ein Gewässergütemodell. Diese Modellkette wurde im Rahmen des Forschungsprogramms KLIWAS (BMVBS, 2009) aufgebaut.

Untersuchungsgebiete und Gütemodell



Abb.1 Modellgebiet Berlin mit Abschnitt Flusshavel (oval), schwarze Linien zeigen Modellränder an, unterer Modellrand: Brandenburg (Westen)

Die frei fließenden deutschen Abschnitte von Rhein und Elbe, das Elbe Ästuar und die staugeregelten Berliner Gewässer werden im Rahmen des Forschungsprogamms KLIWAS bezüglich des Einflusses des Klimawandels auf die Gewässergüte untersucht. In den KLIWAS-Projekten 5.02 und 3.08 (www.kliwas.de) liegen Schwerpunkte auf der Wassertemperatur- und allg. Gütemodellierung, dem Einfluss von Muscheln (Rhein) sowie der Sauerstoff- und Eutrophierungsproblematik (Berliner Gewässer, Elbe-Ästuar). Es werden für die genannten Flussabschnitte Modellrechnungen mit dem Gewässergütemodell QSim (deterministisches Prozessmodell, Kirchesch & Schöl, 1999; Schöl et al. 2002, 2006; Becker et al. 2010; Quiel et al. 2011, www.bafg.de Stichwort QSim) durchgeführt. Hier wird zunächst nur ein Ausschnitt des Modellgebietes Berlin betrachtet (Abb. 1).

Material und Methoden

Methodischer Ansatz von KLIWAS

In KLIWAS werden die Unsicherheiten der Klimamodelle in den Fokus genommen. Um diese Unsicherheiten zu erfassen wurden verschiedene Kombinationen von globalen und regionalen Klimamodellen bewertet und ein "Ensemble" von 20 Klimaprojektionen ausgewählt. Auf dieser Grundlage wurden Abflüsse simuliert und Änderungen verschiedener Abflusskennwerte an relevanten Pegeln für die Zukunftszeiträume 2021-2050 ("Nahe Zukunft") und 2071-2100 ("Ferne Zukunft") ausgewertet. Die Wahl von 30-jährigen Zeiträumen folgt der Definition des Begriffes "Klima". "Klima" repräsentiert im Gegensatz zum "Wetter" (oder der "Witterung") die langfristigen charakteristischen Zustände der Atmosphäre für einen Raum.

Aufgrund der Unsicherheiten bzgl. der zukünftigen klimatischen Entwicklungen ergeben sich für diese Kennwerte Bandbreiten möglicher Entwicklungen des Abflussregimes sowie der dazugehörigen hoch- und niedrigwasserbezogenen Charakteristika. Diese Bandbreiten werden durch sog. Szenarienkorridore erfasst, die das Gros der Simulationsergebnisse umspannen (Nilson & Krahe, 2012). Das Konzept der Szenarienkorridore ist in der vorliegenden Studie noch nicht vollständig umgesetzt, da die hier zugrunde gelegten Klimaentwicklungen einer einzelnen Modellkette (A1B-ECHAM5r3-REMO-LS-HBV134) entnommen wurden. Die vorgestellten Ergebnisse decken somit nur eine Teilmenge der derzeit verfügbaren Informationen zu den projizierten Klimaänderungen ab. Eine umfassende Abbildung der Spannbreite sowie die Simulation von Auswirkungen auf die gemanagten Abflüsse wird noch folgen.

Auf Grundlage der genannten Modellkette soll geprüft werden, wie sich die simulierten Veränderungen von Abflüssen und Wassertemperaturen auf biologische und chemische Prozesse auswirken. Ein besonderer Schwerpunkt sind die Einflüsse auf den Sauerstoffhaushalt und die Algenbiomasse, die als Grundlage für das Nahrungsnetz von besonderer Bedeutung ist. Bei der Modellierung sind verschiedene datentechnische und methodische Herausforderungen zu meistern. Ziel ist die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung des ökologischen Gewässerzustandes.

Herausforderung Gewässergütemodellierung A: Datenverfügbarkeit

Die Gewässergüte hängt nicht nur vom Klima, sondern auch stark von anthropogenen Einflüssen ab. Ein ‚typischer Zustand in 30-jährigem Klimazeitraum' ist aufgrund der limitierten Datenverfügbarkeit für die Gewässergüte schwer fassbar, da es hohe Variabilitäten zwischen Jahren und ausgeprägte nutzungsbedingte Langzeittrends gibt. Beispielhaft werden hier Daten der Station Ketzin (Untere Havel Wasserstraße km 34, Havel, Daten LUWG Brandenburg) gezeigt, bei denen die

typischen saisonalen Muster und starken Rückgänge der Konzentrationen von ortho-P, Nitrat-N und Chlorophyll a im Zeitraum 1991-2011 deutlich werden (Abb. 2).

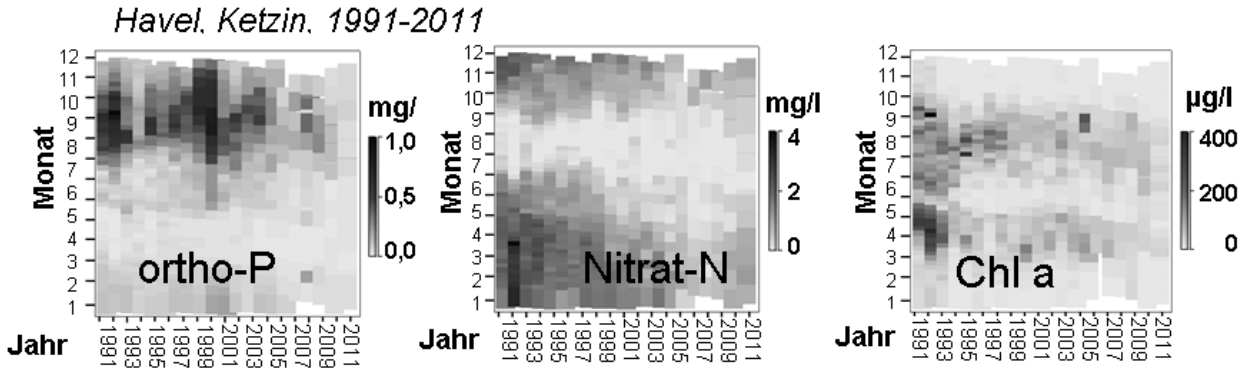


Abb. 2 Rückgang der Nährstoffkonzentrationen in der Havel (Ketzin) 1991-2011, Daten: LUWG Brandenburg

Herausforderung Gewässergütemodellierung B: Repräsentativität der Daten

Aufgrund der relativ kurzen Zeiträume mit mehr oder weniger homogenen Hintergrunddaten kann davon ausgegangen werden, dass die Datenlage nie das komplette Spektrum der möglichen Zustände repräsentiert und insofern ‚Überraschungen' (bislang nicht gemessene Systemzustände) nie auszuschließen sind, wie sie etwa 2011 an Rhein und Havel beobachtet wurden (s.u.). Zudem besteht das Problem, dass die Modellierungskapazität mit einem Prozessmodell begrenzt ist, es können deshalb nicht alle jetzt oder in Zukunft möglichen Zustände modelliert werden.

Herausforderung Gewässergütemodellierung C: Datenkonsistenz

QSim bildet nicht das komplette Einzugsgebiet, sondern nur mehr oder weniger lange Abschnitte eines Fließgewässers oder Fließgewässersystems ab. Die modellierte Entwicklung in diesen Fließgewässern hängt daher von den Eingabe-Zeitreihen der Modellränder ab. Auch diese Zeitreihen sind bereits klimaabhängig. Es erweist sich deshalb als Problem, einen kohärenten Datensatz, in dem Klima-, Abfluss- und Gütezeitreihen zusammenpassen und stimmig sind, für zukünftige Zustände zu erzeugen.

Übertragung des Klimaänderungssignals auf die Gütemodelljahre

Die Streuung zwischen einzelnen Jahren ist bei den klimasensitiven Größen (Wetterparameter und Abfluss) viel größer als der langfristige Klima-Trend, wie anhand der Monatsmittelwerte des Abflusses am Pegel Maxau (Rhein) gezeigt werden kann. Zusammenfassende statistische Auswertungen, aber auch Analysen von Zeitreihen lassen zwar einen Trend erkennen, dieser erscheint jedoch verhältnismäßig klein gegenüber der Variabilität innerhalb eines 30-jährigen Klimazeitraumes (Faktor >3).

Um das Klimawandelsignal bei der Gewässergütemodellierung zu berücksichtigen, wurde die Strategie der Übertragung der Verteilungen klimarelevanter Größen auf reelle Jahre (vgl. Quantile-Mapping bei Bias-Korrektur in Klimamodellierung) gewählt. Bei dem Ansatz wird von reellen Güte Datensätzen ausgegangen. Diese werden wie nachfolgend beschrieben modifiziert.

Die abzubildenden Güte-Modelljahre (hier: 2000-2008) werden in einen 30-jährigen Gütereferenzzeitraum 1981-2010 (Klimazeitraum = 30 Jahre) gestellt (Abb. 3), für den stationsweise alle klimasensitiven Größen (Abfluss, min./max. Lufttemperatur, Globalstrahlung, Luftfeuchte, Bedeckung, Wind) ermittelt werden. Für jede klimasensitive Größe jeder Station wird jeweils die Verteilung der Werte in den 30-jährigen Klima-Zeiträumen ermittelt (Werte werden der Größe nach sortiert, dabei wird aber Verknüpfung zur Zuordnung in der Zeitreihe beibehalten). Das gleiche Vorgehen wird

auf Klima- und Abflussdaten der Zeiträume der Klimamodellketten (Referenzzeitraum, nahe und ferne Zukunft) angewandt.

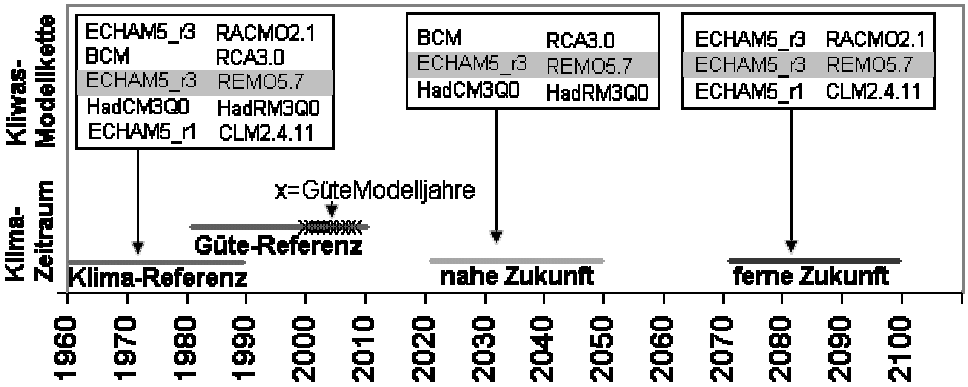


Abb. 3 KLIWAS Klimazeiträume und Modellketten (je 3 pro Zukunftszeitraum zum Abbilden der Spanne des Klimasignals am Rhein) sowie Gütejahre und Güterefe-renzzeitraum

Die Differenz zwischen den Verteilungen der Modellwerte eines Zukunftszeitraumes und der Modellwerte des Referenzzeitraumes wird gebildet (Abb. 4 links, Fläche zwischen Linien) und zur Werteverteilungen der gemessenen Werte des Gütereferenzzeitraumes addiert. Anschließend werden die gemessenen Gütereferenzdaten wieder nach ihrem Zeitbezug sortiert. Es ergeben sich modifizierte 30-jährige Zeitverläufe, die denen der Ausgangsdaten stark ähneln (Charakteristika der Jahre, Periodizitäten etc.), jedoch um das Klimaänderungssignal verändert wurden. Die statistischen Kenngrößen im 30-jährigen Zeitraum entsprechen denen der modellierten Zukunft (Mittelwerte, Median, Perzentilwerte) weitestgehend, es wird lediglich der Unterschied der Verteilungen der Modell- und Messwerte des Referenzzeitraumes berücksichtigt. Die Daten der zu modellierenden Gütejahre werden aus den projizierten Daten entnommen. Wie repräsentativ die Gütejahre für den gesamten 30-jährigen Gütereferenzzeitraum sind, muss zusätzlich betrachtet werden. Beispielhaft wird hier für das Jahr 2003 die gemessene Temperaturkurve mit der in die ferne Zukunft projizierten gezeigt (Ausschnitt aus 30-jähriger Reihe, Abb. 4 rechts).

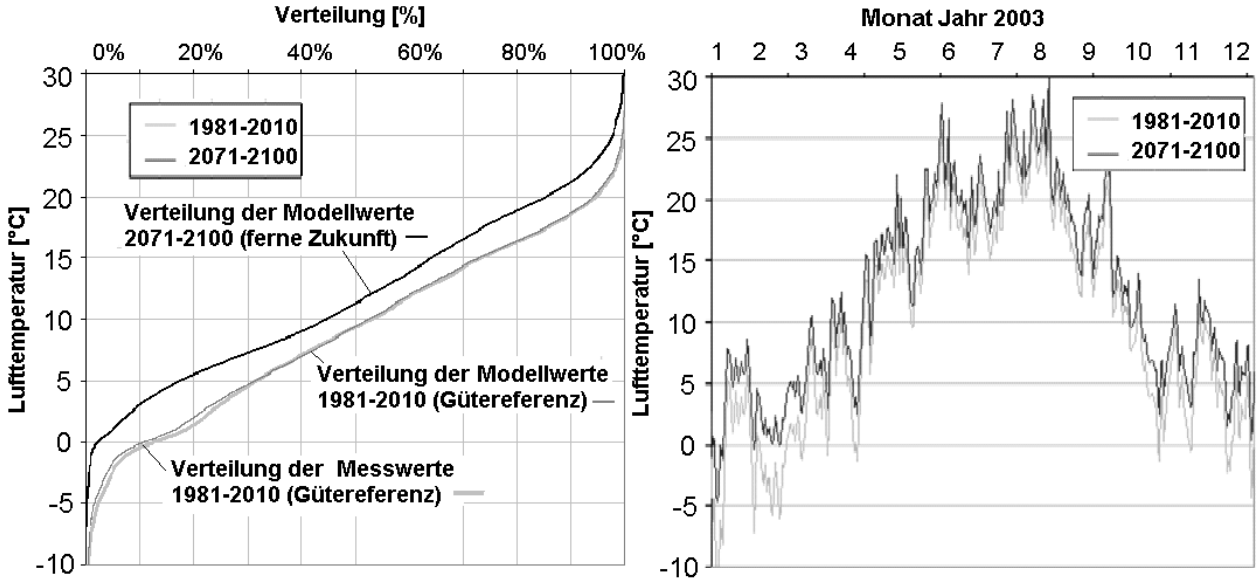


Abb. 4 Übertragung des Klimaänderungssignals auf die Gütemodelljahre, links: Verteilung der 30-jährigen Lufttemperatur-Tageswerte aus Gütereferenzzeitraum und ferner Zukunft (Modellkette A1B ECHAM5_r3 REMO 5.7), rechts: veränderte Lufttemperaturzeitreihe für das Jahr 2003, wie sie in Modellrechnungen verwendet wird

Ergebnisse und Diskussion

Gewässergüte-Sensitivität gegenüber Klimaänderung: Bsp. Flusshavel

Für einen Teil des Modellgebietes Berlin (Abb. 1), die am westlichen unteren Modellrand gelegene Flusshavel, wurde das Klima der eingangs genannten Modellkette (EH5r3_RE_ENS) für die ferne Zukunft (2070-2100) auf 9 Gütemodelljahre (2000-2008) projiziert. Dabei blieben Abfluss und Güterandreihen zunächst unverändert, nur die Wassertemperatur wurde angepasst, indem ein mit QSim ermitteltes ΔT für stehendes Wasser (3m Tiefe) für ein Referenzklima der fernen Zukunft ermittelt und auf die Wassertemperatur-Randreihe addiert wurde. Die Wassertemperaturen im Gebiet sind stark von Wärmelasten beeinflusst. Die Ergebnisse der Modellrechung wurden ausgewertet, indem die Differenz der Verteilungen verschiedener Modell-Ergebnisparameter in der fernen Zukunft und der Verteilung der entsprechenden Werte des Referenzzeitraums betrachtet wurde.

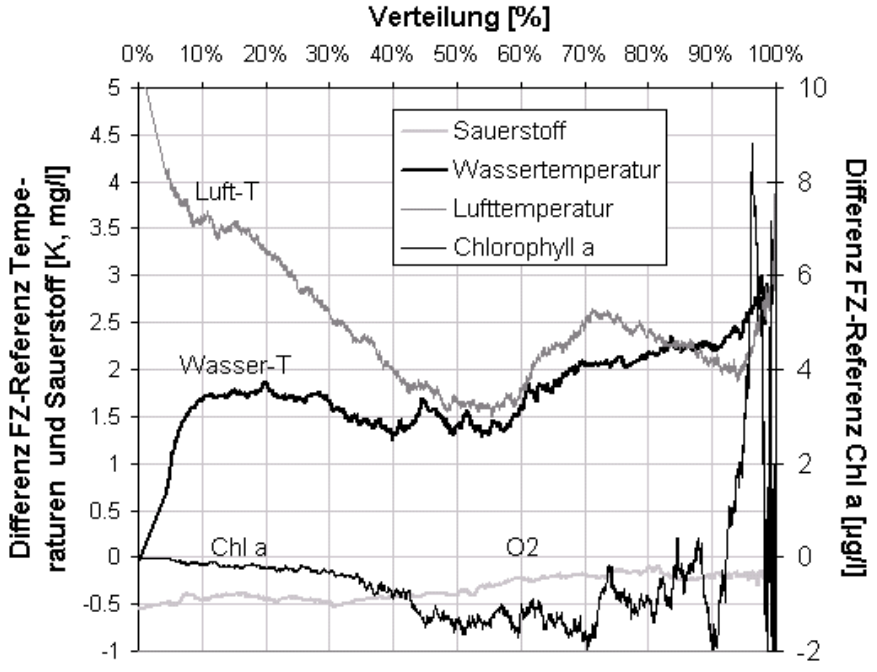


Abb. 5 erste Ergebnisse der Modellierung der Flusshavel, Differenz der Verteilungen der Modellwerte zwischen FZ und Referenzzeitraum für Lufttemperatur, Wassertemperatur, Sauerstoff und Chlorophyll a

Dabei ergab sich eine im Mittel um ca. 1,7 K erhöhte Wassertemperatur, während die Lufttemperatur der Klimaeingangsreihen im Mittel um 2,5 K erhöht war. Es fällt nicht nur auf, dass sich das Klimaänderungssignal offensichtlich schwächer in der Wassertemperatur als in der Lufttemperatur wieder findet, sondern auch, dass die Änderungen sich nicht gleichförmig über das gesamte Temperaturspektrum verteilen. Vielmehr scheint der Erwärmungseffekt bei höheren Temperaturen ähnlich hoch, während niedrigere Temperaturen in der Wassertemperatur weniger stark beeinflusst werden (Abb. 5).

Die für die ferne Zukunft modellierten Sauerstoffkonzentrationen waren um ca. 0,.3 mg/l erniedrigt, was im wesentlichen durch die bei Temperaturerhöhung niedrigere physikalische Löslichkeit des Sauerstoffs in Wasser erklärt werden kann.

Eine leichte Steigerung des Algenwachstum bei Spitzen war erkennbar. Allerdings ist zu erwarten, dass entsprechende Effekte wesentlich stärker in den Vordergrund treten, wenn das gesamte Modellgebiet betrachtet wird. Weitere Simulationen mit veränderten Abflüssen haben gezeigt, dass mit einer Sensitivität nur bei Änderungen niedriger Abflüsse in Frühjahr / Sommer zu rechnen ist.

Einordnung seltener Ereignisse

2011 fanden an Havel und Rhein Untersuchungen statt, wobei auffiel, dass dieses Jahr offensichtlich an beiden Gewässern ein ausgesprochen untypisches, ja extremes Jahr war: während an der Havel (Bsp. hier: Ketzin) beide typischen Chlorophyll-a Peaks aufgrund von Hochwasser fast voll-

ständig ausfielen, wurden am Rhein (Bsp. hier: Koblenz) ungewöhnlich hohe Algengehalte bestimmt. Außerdem kamen hier die normalerweise höchstens marginal auftretenden Blaualgen in hohen Abundanzen vor.

Es stellte sich die Frage nach der Einordnung der Beobachtungen: wie ungewöhnlich sind sie? Womit hängen sie zusammen? Und ist es möglich, Aussagen darüber zu treffen, ob sie in Zukunft häufiger auftreten könnten?

Am Rhein waren die lange anhaltenden, ununterbrochenen niedrigen Abflüsse entscheidend dafür, dass sich der beobachtete Algenpeak ausbilden konnte. Im oft zitierten Jahr 2003 wurden hier ebenfalls lange anhaltende, niedrige Abflüsse beobachtet, allerdings zu einem späteren Zeitpunkt im Jahr. Sie führten im Spätsommer, vermutlich wegen der höheren Aktivität von Grazern, nicht zu einem vergleichbaren Algenpeak. Als Abfluss-sensitiver Zeitraum zur Ausbildung eines apparenten Algenpeaks können also am Rhein die Monate März-Mai betrachtet werden. Wird in ihnen dauerhaft ein Abflussschwellenwert unterschritten, ergibt sich das Potential zur Ausbildung eines vergleichbaren Algenpeaks wie 2011.

Ein Blick auf die allgemeine, zusammenfassende Auswertung der historischen Abflussdaten und der Abflussprojektionen für den Pegel Köln lässt nicht erwarten, dass in diesen Monaten signifikante Änderungen der mittleren Abflüsse des Rheins eintreten (anders als in Winter- und Sommermonaten; Abb. 6).

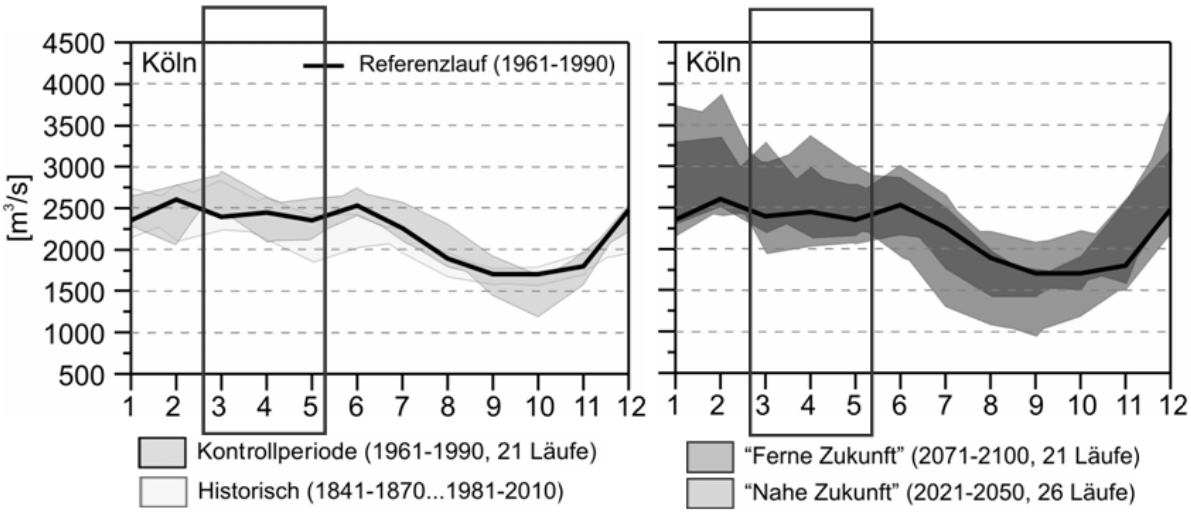


Abb. 6 Bandbreite beobachteter und projizierter Monatsabflüsse für den Rhein am Pegel Köln (Nilson et al. 2011). Umrandet ist der sensitive Zeitraum für Gewässergüte am Rhein.

Um eine Einordnung des Jahres 2011 zu treffen und im Detail zu betrachten, wie häufig oft vergleichbare hydrologische Bedingungen in den KLIWAS Modellketten zu finden sind, wurden die Abfluss-Monatsmittel am Pegel Maxau in Messdaten und in KLIWAS-Modellketten verglichen. Aufgrund der insgesamt geringen Wiederkehrwahrscheinlichkeit eines entsprechenden hydrologischen Ereignisses (0-1 mal in 30 Jahren in allen Ketten bzw. im Messzeitraum) können kaum Aussagen über mögliche Veränderungen der Wahrscheinlichkeit in der Zukunft getroffen werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Verschiedene methodische Ansätze wurden aufgezeigt, wie simulierte langfristige Änderungen der klimatischen und hydrologischen Randbedingungen in die Modellierung von Güteparametern integriert werden können.

Für die Flusshavel konnte für eine Modellkette für die ferne Zukunft (2071-2100) – bislang ohne Berücksichtigung von Abflussänderungen – die prinzipielle Klimasensitivität der Gewässergüte gezeigt werden. Ergebnisse für das ganzes Modellgebiet Berlin und die in KLIWAS beschriebene Spannweite des Klimasignals sowie bewirtschaftete Abflüsse könnten anders aussehen. Am Rhein sind wegen der geringen Abflussänderungen in den Monaten März bis Mai eher geringe klimabedingte Effekte auf die Gewässergüte zu erwarten. Modellierungsergebnisse aller Modellgebiete sollen gegen Ende der Projektlaufzeit (Ende 2013) vorliegen.

Biologisch relevante seltene Ereignisse sollen in Messdaten und Modellkettendaten eingeordnet werden, da sie durch Güte-Modellrechnungen alleine schwer zu bearbeiten sind.

Literatur

Becker, A., Kirchesch, V., Baumert, H., Fischer, H., Schöl, A. (2010): Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river. River Research and Applications. 26. 572-588

BMVBS (2009): KLIWAS - Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. Tagungsband der ersten KLIWAS - Statuskonferenz. 166 S.

Kirchesch V, Schöl A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM—Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktondynamik von Fließgewa¨ssern. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 43: 302–308.

Nilson, E., Perrin, C., Beersma, J., Carambia, M., Krahe, P., de Keizer, O. und K. Görgen (2010): Evaluation of data and processing procedures. In: Görgen, K., Beersma, J., Brahmer, G., Buiteveld, H., Carambia, M., de Keizer, O., Krahe, P., Nilson, E., Lammersen, R., Perrin, C. & D. Volken (2010): Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 Project. CHR Report I-23. pp. 51-95. Download: http://www.chr-khr.org/files/CHR_I-23.pdf

Nilson E., Carambia M., Krahe P., Larina M., Belz J.-U., Promny M. (2011): Ableitung und Anwendung von Abflussszenarien für verkehrswasserwirtschaftliche Fragestellungen am Rhein, KLIWAS Statuskonferenz, 25. – 26. Oktober 2011, BWVBS, Berlin.

Nilson, E. & P. Krahe (2012): Zum Transfer der Unsicherheiten von Abfluss-Projektionen des 21. Jahrhunderts in den politisch-administrativen Raum. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 31.12. 287-292.

Schöl A, Eidner R, Böhme M, Kirchesch V. (2006): Einfluss der Buhnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittleren Elbe. In Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe: Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Pusch M, Fischer H (eds). Weissensee Verlag: Berlin; 243–263.

Schöl A, Kirchesch V, Bergfeld T, Schöll F, Borcherding J, Müller D. (2002): Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine: interaction between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, Dreissena polymorpha. International Review of Hydrobiology 87: 295–317.

Quiel K, Becker A, Kirchesch V, Schöl A, Fischer H (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. Regional Environmental Change 11. 405-421

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Degradiert aber divers—Biodiversität ist kein Universalindikator

Christian K. Feld

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie—Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, christian.feld@uni-due.de

Keywords: Taxonomische Diversität, Funktionale Diversität, Phylogenetische Diversität, Landnutzung, Hydromorphologie, ‚Species Traits'

Einleitung

Die Diversität aquatischer Lebensräume und der darin lebenden Organismen wird regelmäßig für die Bewertung dieser Lebensräume herangezogen. Dabei wird davon ausgegangen, dass ein intakter, ökologisch-funktionaler Lebensraum gleichzeitig auch von einer hohen Biodiversität gekennzeichnet ist. Die Degradation der Lebensräume führt folglich zur Abnahme der Biodiversität, wobei mit dem Begriff ‚Biodiversität' in der Regel lediglich die Artenzahl berücksichtigt wird.

Es gibt daher berechtigte Kritik, sowohl an der viel zu engen Auffassung von Biodiversität als auch am allgemeinen Paradigma, dass naturnahe Lebensräume grundsätzlich diverser sind. Welche Rolle dabei beispielsweise funktionale Aspekte der Biozönosen spielen und wie diese auf Stressoren reagieren, bleibt meist unbeachtet. Dies betrifft meist auch den phylogenetischen Aspekt der Diversität, d. h. die Diversität auf Basis höherer taxonomischer Einheiten (z. B. Familien, Ordnungen, Klassen).

Diese Studie beschäftigte sich daher mit dem Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Aspekten der Biodiversität aquatischer Makroinvertebraten und zweier Umweltstressoren: Landnutzung und hydromorphologische Degradation.

Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden Daten von insgesamt 65 kiesig-sandigen Fließgewässerabschnitten des zentraleuropäischen Tieflands (Niederlande, Deutschland, Polen) herangezogen. Die Makroinvertebratenbeprobung erfolgte einheitlich nach dem ‚Multi-Habitat Sampling' (MHS, Hering et al. 2004). Mit Ausnahme einiger Oligochaeten und Dipteren wurden alle Organismen auf Artniveau bestimmt. Parallel zur Beprobung wurden zudem die Hydromorphologie im und am Gewässer (Feld 2004) sowie die Landnutzung im Gewässerumfeld bestimmt (Feld & Hering 2007).

Um die Einflüsse der beiden Stressoren quantifizieren zu können, wurden die entsprechenden Variablen beider Gruppen einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) unterzogen. Ziel dieser Analyse war die Ermittlung von hydromorphologischen bzw. Landnutzungsgradienten.

Diese Gradienten wurden dann mit unterschiedlichen Biodiversitätsmetrics in Beziehung gesetzt. Für den Aspekt der taxonomischen Diversität waren dies: Artenreichtum, Shannon-Wiener-

Diversität und Pielous Evenness. Die funktionale Diversität wurde unter Nutzung von elf so genannter Traits (z. B. Ernährungstypen, Körpergröße, Fortbewegung, Substrataffinität) über den Index nach Rao (1982) ermittelt. Die Berechnung der phylogenetischen Diversität (‚average taxonomic distinctness') erfolgte nach Clarke & Warwick (1998). Dabei wird die mittlere paarweise Distanz aller Arten einer Gemeinschaft entlang eines Linné'schen Stammbaums beschrieben. Gemeinschaften mit mehr Familien, Ordnungen und Klassen sind dabei phylogenetisch diverser, d. h. taxonomisch distinkter.

Beide PCAs wurden mit dem Paket ‚ade-4' (Chessel et al. 2004) in R 2.14.0 (R Development Core Team 2011) berechnet. Die Berechnung der Diversiätsmetrics erfolgte mit den Paketen ‚vegan' (Oksanen et al., 2012) und ade-4 (Chessel et al. 2004), ebenfalls in R. Für die Gegenüberstellung von Stressorengradienten und Biodiveritätsmetrics wurden Rangkorrelationen (*Rho*) nach Spearman berechnet. Unterschiede in der Biodiversität an den Stressor-Endpunkten wurden mit einer univariaten ANOVA auf Signifikanz geprüft.

Ein möglicher Artenaustausch entlang der Stressorgradienten wurde mit dem Skript TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis; Baker & King 2010) in R analysiert. Diese Art der Indikatorartenanalyse wertet die Frequenz und Abundanz der Arten entlang eines Stressorgradienten aus und sucht nach Grenzwerten entlang des Gradienten, an denen beide Kennwerte einer Art signifikant ansteigen bzw. abfallen. Die Methode indiziert somit das Ausfallen sensitiver Arten bzw. das Ansteigen eher toleranter Arten entlang des Stressorgradienten.

Ergebnisse

Sowohl die PCA der Landnutzungsvariablen (erklärte Varianz der ersten Achse: 36%) als auch die der hydromorphologischen Variablen (50%) ergab recht deutliche Umweltgradienten (Abbildung 1). Im Folgenden wird daher für die weitere Analyse jeweils nur der Hauptgradient (PCA-Achse 1, PC1) verwendet.

Die Beziehung zwischen beiden Stressorgradienten und der Artenzahl (Abbildung 2) zeigt einen nur schwach abnehmenden Trend mit steigendem Umwelteinfluss. Für die übrigen Diversitätsmaße waren noch schwächere und nicht lineare Reaktionen entlang der Stressorgradienten erkennbar (*Rho* <0,26; Ergebnisse hier nicht dargestellt).

Eine Aufteilung in drei Stressorgruppen—Probennahmeabschnitte mit den 25% höchsten und niedrigsten PC1-Achsenkoordinaten und 50% Abschnitte dazwischen—zeigt, dass selbst die Unterschiede an den Endpunkten der beiden Stressorgradienten nicht signifikant sind (Abbildung 3). Eine Ausnahme stellt die Taxazahl dar, die für beide Stressoren signifikant höher an unbeeinträchtigten Gewässerabschnitten war.

Die Indikatorartenanalyse (TITAN) könnte dabei erklären, warum der Zusammenhang zwischen Biodiversität und Stressorgradienten so schwach ist. Abbildung 4 verdeutlicht sehr anschaulich, dass es entlang des hydromorphologischen Gradienten offensichtlich zu einem Austausch von Arten kommt. Bereits bei einer geringen Beeinträchtigung (normalisierte Gradientenwerte >0,1) kommt es zum Ausfall einzelner Arten (schwarze Punkte), wohingegen ab einem Gradientenwert von ca. 0,2 sukzessive andere Arten (graue Punkte) hinzukommen. Ein Ausfall bzw. Hinzukommen ist hier zu verstehen als ein Abfallen bzw. Ansteigen der Frequenz und Abundanz einzelner Arten. Wenn beide Kenngrößen stark absinken bzw. ansteigen (große Punkte), ist der Verlust bzw. das Hinzukommen einzelner Arten anzunehmen.

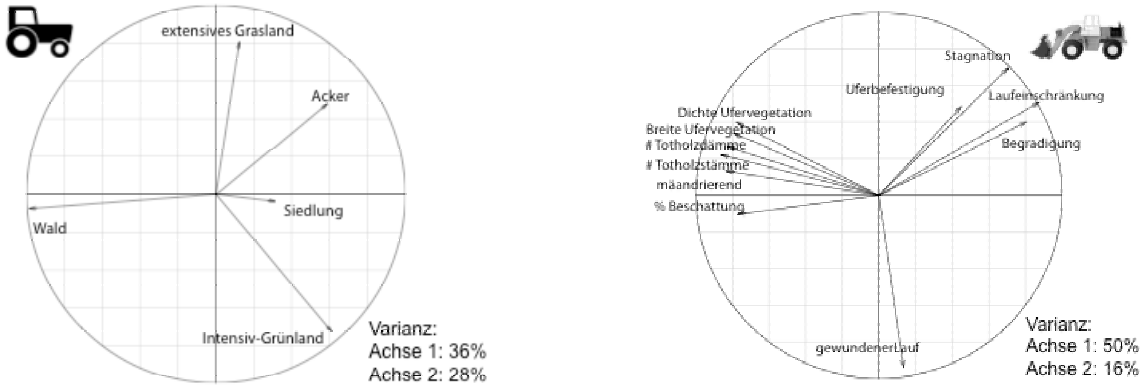


Abb. 1: Hauptkomponentenanalyse der Landnutzung (links) und hydromorphologischen Variablen (rechts). Beide Gradienten (Achse 1) beschreiben eine zunehmende Beeinträchtigung bzw. Degradation von links nach rechts.

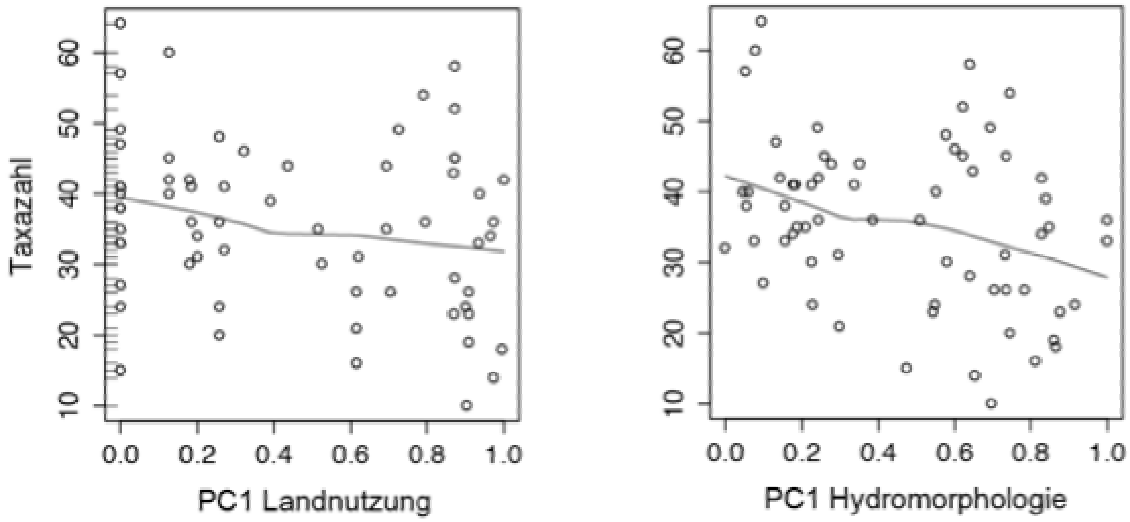


Abb. 2: Verlauf der Taxazahl entlang der normalisierten Stressorgradienten (von 0 = kein Stress zu 1 = hoher Stress). Die Rangkorrelation *Rho* beträgt -0,233 (Landnutzung) bzw. -0,313 (Hydromorpohologie). Graue Linie = gleitender Trend (‚lowess smoother')

Diskussion

Weder die taxonomisch-strukturelle Biodiversität der aquatischen Makroinvertebraten noch die funktionale und phylogenetische Diversität sind nach den vorliegenden Ergebnissen nennenswert mit den beiden Stressoren Landnutzung und hydromorphologische Degradation korreliert. Die möglichen Ursachen hierfür sind vielfältig und liegen vor allem im Artenaustausch (‚species turnover') entlang der Umweltgradienten begründet. Ein Ausfall anspruchsvoller Trichopteren (*Lasiocephala basalis*, *Lype* sp.), Plecopteren (*Leuctra* sp.) oder Coleopteren (*Macronychus quadrituberculatus*) wird von weniger anspruchvollen Arten anderer Gruppen (Mollusca, Crustacea, Diptera) aufgefangen. Auf Basis der gesamten Zönose ergeben sich somit kaum Veränderungen, die zu einem meßbaren Unterschied in den hier genutzten Biodiversitätsmetrics führen. Interessant ist in diesem Zusammenhang vor allem die geringe Korrelation von Umwelteinflüssen und funktionaler

Diversität, da allgemein angenommen wird, dass die Gewässerfunktion in unbeeinträchtigten Gewässern intakt bzw. ‚intakter' ist.

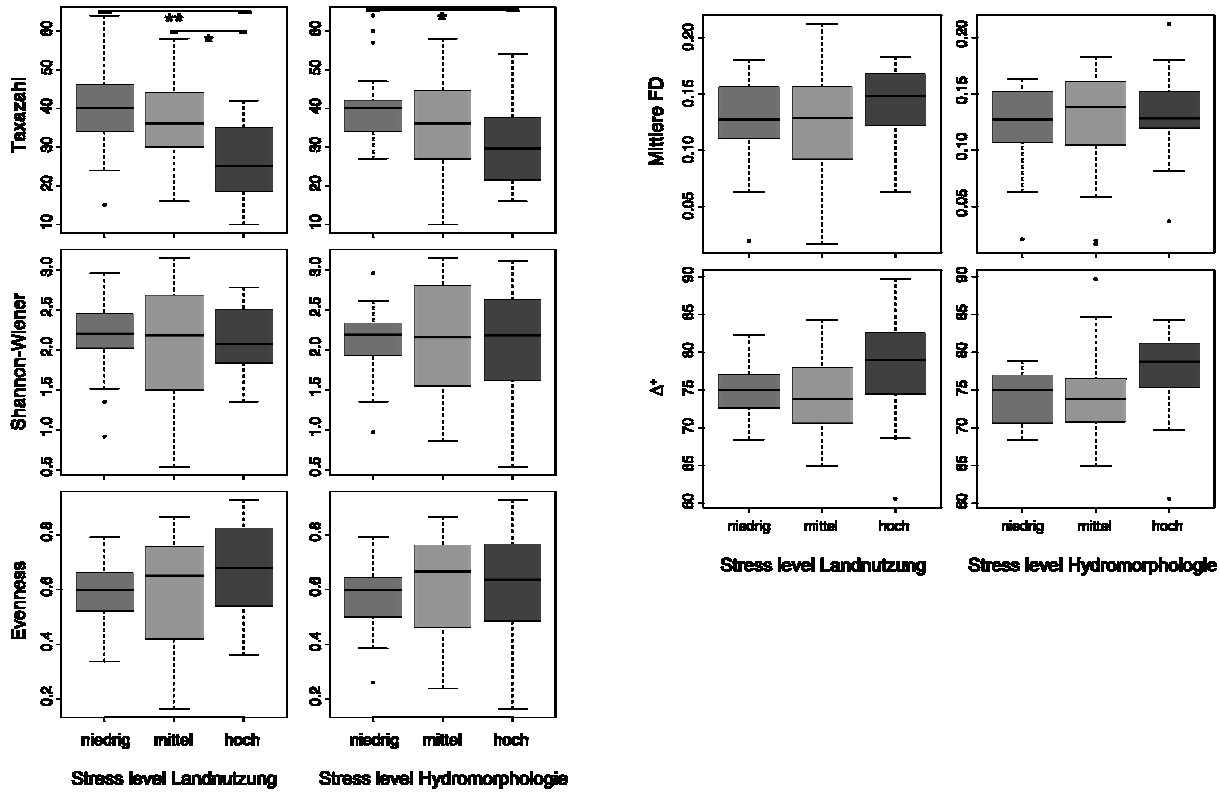


Abb. 3: Unterschiede der Biodiversität in drei Stressorgruppen. Die Stressorgruppen wurden nach den Ergebnissen der beiden PCAs ermittelt und beinhalten die Fließgewässerabschnitte mit den 25% kleinsten (niedrig) bzw. größten (hoch) PC1-Achsenkoordinaten sowie den 50% Achsenkoordinaten dazwischen (mittel).

Die Ergebnisse dieser Studie legen jedoch nahe, dass zumindest die Diversität der ‚species traits' von den gemessenen Umwelteinflüssen unbeeinträchtigt war. Ursache dafür ist vermutlich die Redundanz der durch die Traits implizierten Funktionen, die im Artenaustausch begründet liegen dürfte. Die Traits der sensitiven Arten zeigen dabei deutliche Überlappungen mit jenen der eher toleranten Arten. Dies wurde während des Vortrags in Koblenz gezeigt, kann hier jedoch nicht im Detail dargestellt werden. Ob jedoch die Gewässerfunktion an den beeinträchtigten Probennahmeabschnitten beeinträchtigt war, bleibt offen, da diese nicht gemessen wurden.

Eine weitere mögliche Ursache für die dargestellten Befunde könnte aber auch in der Art der Datenerhebung und -analyse begründet liegen. Zum Einen zielt die einmalige Beprobung von Gewässerabschnitten mittels Multi-Habitat Sampling nicht auf eine Erfassung der Biodiversität ab. Es wird vielmehr nur ein kleiner, saisonaler Ausschnitt der Biozönose betrachtet. Zum Anderen sind die ausgewählten Biodiversitätsmetrics und Traits anfällig für einen Artenaustausch. Die Metrics differenzieren nicht zwischen sensitiven (anspruchsvollen) und toleranten Arten. Die Traits lassen sich nur bedingt mit tatsächlichen Funktionen in Verbindung setzen, z B. die Ernährungstypen mit der trophischen Interaktion. Untersuchungen mit dem Ziel der möglichst vollständigen Erfassung der Biodiversität unter Berücksichtigung vor allem funktionaler Aspekte (Produktion, Dekompom-

position, Selbstreinigung, Energiefluss) könnten Aufschluss darüber geben, inwieweit die Biodiversität durch bestimmte Umwelteinflüsse beeinträchtigt wird bzw. bereits beeinträchtigt ist.

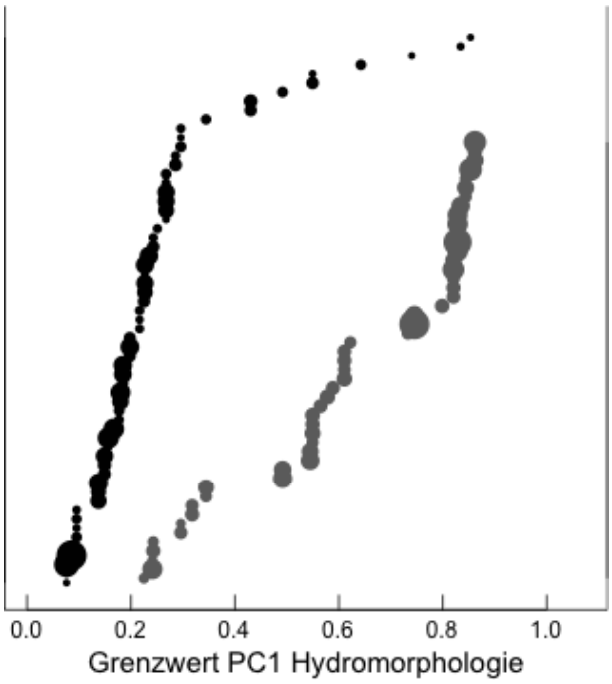


Abb. 4: TITAN-Plot mit schematischer Darstellung von Artenzunahmen (schwarz) und Artenabnahmen (grau) entlang des hydromorphologischen Gradienten. Jeder Punkt repräsentiert eine Art (Artnamen hier ausgeblendet), wobei die Punktgröße ein Maß ist für die Stärke der Abnahme/Zunahme von Frequenz und Abundanz am ermittelten Grenzwert. Es wird deutlich, dass Arten bereits sehr früh ausfallen (Grenzwert um 0,1), jedoch ab einem Grenzwert von 0,2 durch andere Arten aufgefangen werden.

Schlussfolgerungen

Auf Basis von Erhebungen im Rahmen des Gewässermonitorings sind klassische Diversitätsmetrics ungeeignete Indikatoren für den Grad der Landnutzung und hydromorphologischen Degradation von Tieflandflüssen. Obwohl die Beeinträchtigungen nachweislich zum Verlust zahlreicher anspruchsvoller Arten führen, zeigen die Metrics dies nicht an.

Danksagung

Diese Studie wurde mit Mitteln der Europäischen Union im FP7-Projekt ‚BioFresh' (Biodiversity of Freshwater Ecosystems: Status, Trends, Pressures, and Conservation Priorities'), contract No. 226874 durchgeführt.

Literatur

Baker, M.E., King, R.S. (2010): A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. Methods in Ecology & Evolution 1: 25–37.

Chessel, D., Dufour, A.B., Thioulouse J. (2004): The ade4 Package. R News 4, 5–10.

Clarke, K.R., Warwick, R.M. (1998): A taxonomic distinctness index and its statistical properties. Journal of Applied Ecology, 35, 523–531.

Feld, C.K. (2004): Identification and measure of hydromorphological degradation in Central European lowland streams. Hydrobiologia, 516, 69–90.

Feld, C.K., Hering, D. (2007): Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. Freshwater Biology, 52, 1380–1399.

Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia, 516, 1–20.

Oksanen, J. Guillaume Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2012): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-5.

R Development Core Team (2011): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: http://www.R-project.org.

Rao, C.R. (1982): Diversity and Dissimilarity Coefficients—a Unified Approach. Theoretical Population Biology 21, 24–43.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Fließgewässerrenaturierung auf Kosten wertvoller Auengewässer?

Sarah Löber[1] & Ellen Kiel[2]

1 Bismarckstr. 28, 72622 Nürtingen, sarah.loeber@gmx.net; 2 Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstr. 114-118, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Aue, Altwasser, Renaturierung, Biodiversität, Makroinvertebratenfauna

Einleitung

Naturnahe Auen kennzeichnet eine hohe Biodiversität. Vor allem die dynamischen Prozesse der Fließgewässer, wie Seitenerosionen und regelmäßige Ausuferungen, führen zu einer großen räumlichen und zeitlichen Heterogenität. Eine Vielzahl unterschiedlichster terrestrischer und aquatischer Habitate beherbergt eine artenreiche Fauna und Flora (Ward et al. 1999).

Naturnahe Auen wurden vielerorts durch intensiven Fließgewässerausbau sowie Landnutzungen in der erheblich verändert (Jürging & Patt 2005). So können in Deutschland gegenwärtig nur noch rund ein Drittel der ursprünglichen Auenflächen von Hochwassern erreicht werden. Darüber hinaus befindet sich der Großteil dieser rezenten Auen in einem überwiegend stark hydromorphologisch degradierten Zustand (BMU & BfN 2009).

Renaturierungsmaßnahmen, die auf die ökologische Aufwertung von Fließgewässern und Auen abzielen, berücksichtigen allerdings oft nicht den Wert von Auengewässern. So stellt z. B. das Bestreben Altwasser an das Fließgewässer anzuschließen eine oft übliche Planungs- resp. Renaturierungsmaßnahme dar (z.B. Schiemer et al. 1999), in der aquatische Biotope selten berücksichtigt werden. Zumindest für die Makroinvertebraten existieren kaum umfassenden Studien auf Basis derer Leitbilder und Wertmaßstäbe für Auengewässern formuliert werden können..

In dieser Untersuchung wurden exemplarisch Aspekte der Biodiversitäts von drei Altwassern verglichen. Neben der Habitatheterogenität der Altwasser wurde der Artenreichtum ausgewählter Taxa der Makroinvertebratenfauna ermittelt sowie deren Besiedlungsunterschiede dargestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist eine gefällearme Flussaue des Norddeutschen Tieflandes entlang der Hunte (Niedersachsen, Landkreis Diepholz), ungefähr 60 km südlich der Stadt Bremen (Abb. 1). Die Aue ist Teil der Hunte Geest und von Kiesen, Sanden oder lehmigen Böden geprägt (Briem 2003). Ihr natürlicher Charakter wurde zwar durch Flussausbaumaßnahmen stark verändert, allerdings handelt es sich noch um eine rezente, naturschutzfachlich wertvolle Aue. Winterhochwasser führen allerdings nur unregelmäßig zu Überflutungen, natürlicher Seitenerosion der Hunte sind ausbaubedingt (Stauhaltung, Begradigung, Eintiefung) unterbunden. Der Auenzustandsbericht (BMU & BfN 2009) weist die Aue im Untersuchungsgebiet als hydromorphologisch stark degradiert aus.

Kartierung der Altwasserstrukturen

In den drei Altwassern wurden die Strukturen: *Helophyten*, *aquatische Makrophyten*, *Totholz*, *Wurzelbereich*, *Grund*, *Freiwasserbereich* und *Bäume* im Juli 2010 und April 2011 kartiert.

Substratrepräsentative Beprobung

Die Erfassung der Makroinvertebratenfauna erfolgte substratrepräsentativ auf Grundlage der vorausgegangenen Strukturkartierung. In den zwei Beprobungsdurchgängen (Juli 2010 und April 2011) wurden insgesamt 241 Teilproben in Relation zur Gewässergröße entnommen. Innerhalb der für eine Untersuchung von Auengewässern gut bis sehr gut geeigneten Ordnungen Odonata, Heteroptera, Coleoptera und Trichoptera (Koenzen 2005) erfolgte die Determination soweit möglich bis auf Artniveau.

Auswertung

Die Habitatheterogenität wurde mit dem Shannon-Diversitäts-Index berechnet (Magurran 1988). In diese Berechnung ging für jedes Altwasser der Mittelwert der Flächenanteile der einzelnen Altwasserstrukturen aus Juli 2010 und April 2011 ein.

Für die Auswertung der Makroinvertebratenfauna wurden die beiden Probenahmen für jedes Altwasser zusammengefasst ausgewertet. Die folgenden Berechnungen beziehen sich auf bereinigte Daten, die Einzelfunde und Taxa höherer Ordnungen unberücksichtigt lassen, sofern entsprechende Taxa niedrigerer Ordnung vorlagen.

Der Artenreichtum der betrachteten Taxa beruhte auf der „rarefied species richness“. Mit dieser Methode wird die erwartete Artenzahl bei gleicher Individuenzahl ermittelt. Sie ist somit besonders gut für den Vergleich des Artenreichtums unterschiedlich großer Proben geeignet (Magurran 2011). Die Darstellung der Besiedlungsunterschiede erfolgte in einem Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS). Diese Ordination zeigt komplexe Beziehungen zwischen Objekten in einem niedrigdimensionalen Raum auf (Leyer & Wesche 2008). Als Distanzmaß diente hierfür der qualitative Sørensen-Index.

Ergebnisse

Tab. 1: Flächenanteile (gerundete Werte) der Altwasserstrukturen und Shannon-Diversität der Altwasser.

Struktur	**Altwasser 1**	**Altwasser 2**	**Altwasser 3**
Helophyten	18 %	32 %	1 %
Aquatische Makrophyten	2 %	6 %	0 %
Totholz	2 %	0 %	1 %
Wurzelbereich	33 %	0 %	4 %
Bäume	-	-	5 %
Freiwasserbereich/Grund	45 %	62 %	89 %
Shannon-Diversitäts-Index	**1,26**	**0,98**	**0,49**

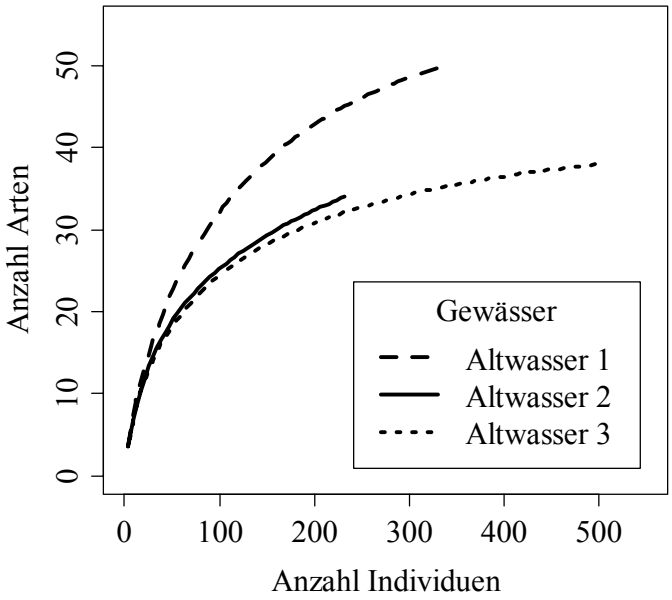


Abb. 2: Rarefaction-Kurven der Altwasser

Altwasser 1 wies die größte und Altwasser 3 die niedrigste Habitatheterogenität auf (Tab. 1).Nach der Datenbereinigung gingen insgesamt 71 Taxa und 1073 Individuen der bearbeiteten Taxa in die Berechnung des Artenreichtums und die Analyse der Besiedlungsunterschiede ein. Altwasser 1 ließ auf Basis der Rarefraction Kurve den höchsten Artenzahl erwarten: bei 232 Individuen liegt die errechnete Artenanzahl dort bei 45, in Altwasser 2 bei 34 und in Altwasser 3 bei 32 Arten (Abb. 2).

Besiedlungsunterschiede wurden sowohl zwischen den Strukturen als auch zwischen den Altwassern selbst festgestellt (Abb. 3). Die Gruppen identischer Altwasserstrukturen ordnen sich entlang der zweiten Achse an (NMDS 2) und verdeutlichen die relativ starke strukturabhängige Besiedlung. Die drei Altwassergruppen ordnen sich entlang der ersten Achse (NMDS 1) an und weisen zumindest bezogen auf die erfassten Faunengruppen für Altwasser 2 und 3 geringe Überschneidungen auf.

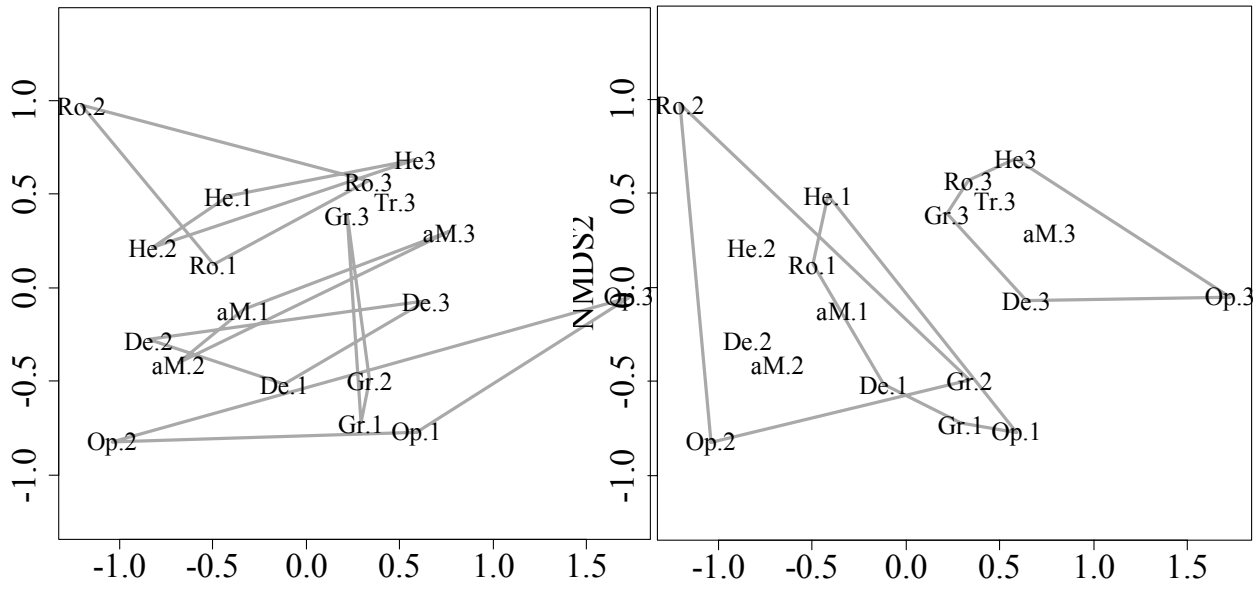


Abb. 3: NMDS der beprobten Altwasserstrukturen (Distanzmaß: Sørensen-Index, Stresswert: 11,2); links Gruppierung „Struktur“ und rechts: Gruppierung „Altwasser“. (He = Helophyten, aM = aquatische Makrophyten, De = Totholz, Ro = Wurzelbereich, Tr = Bäume.

Diskussion

Substratrepräsentative Probenahmen erfassen relativ viele Arten der Fauna und sind daher gut geeignet für Studien zur Biodiversitäts (Tolonen & Hämäläinen 2010). Die Ergebnisse der hier dargestellten Untersuchung aquatischer Makroinvertebraten zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen Habitatheterogenität der Altwasser und dem Artenreichtum der untersuchten Makroinvertebratengruppen. Dieses Ergebnis entspricht der „Habitat-Heterogenitäts-Hypothese“ (e. g. Simpson 1949).

Altwasserstrukturen und ihre räumlichen und zeitlichen Ausprägungen scheinen generell wichtige Besiedlungsfaktoren darzustellen. Die unterschiedliche Strukturausstattung von Altwassern wird deshalb als ein wesentlicher Grund für die unterschiedliche Besiedlung betrachtet. Auch Brauns et al. (2008) stellten für die Makroinvertebratenfauna Stillgewässern des Tieflandes strukturspezifische Artengemeinschaften fest. Struktur- und Habitatdiversität sollten deshalb bei zukünftigen Erhebungen zum Wert von Auengewässern einbezogen werden

Auffällig war allerdings die unerwartet hohe Übereinstimmung in der Besiedlung von *Helophyten* und *Wurzeln*. Da allerdings beide Strukturen ausschließlich im Wasserschwankungsbereich angetroffen wurden, sollte zukünftig auch geprüft werden, wie die vom Wasserstandsveränderungen ausgehenden Faktoren (z.B. Trockenfallen) wirken und für die die Selektion von spezifischen Artengemeinschaften verantwortlich sind (Wantzen et al. 2008).

Trotz starker hydromorphologischer Degradation der untersuchten Aue stellten alle drei Altwasser artenreiche Lebensräume dar. Sie zeichneten sich durch eine hohe Struktur- und Habitatdiversität aus und substratspezifische Besiedlungsmuster aus. Obwohl rezente Auen in Deutschland selten und häufig in schlechtem ökologischen Zustand sind, wird deren faunistische Diversität und die Habitatbindung ihrer Besiedler offenbar nicht systematisch erfasst und in Planung einbezogen. Dies Defizit wiegt umso schwerer, als Laufverlängerungen und Renaturierung von Fließgewässern unter Umständen starke Veränderungen Auengewässer nach sich ziehen und den naturschutzfachlichen Wert der Auengewässer nachhaltig beeinträchtigen können.

Literatur

BMU & BfN. (2009): Auenzustandsbericht : Flussauen in Deutschland. Berlin, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz.

Brauns, M., Garcia, X.-F. und Pusch, M. (2008): Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. Hydrobiologia, 613, 5-12.

Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland : morphologische Merkmale der Fließgewässer und ihrer Auen. Hennef: Abwassertechnische Vereinigung - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall

Jürging, P. & Patt, H. (2005): Fließgewässer- und Auenentwicklung : Grundlagen und Erfahrungen. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin.

Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.

Leyer, I. & Wesche, K. (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie : Eine Einführung. Berlin: Springer.

Löber, S. (2012): Nature conservation analyses on oxbow lakes in a lowland floodplain using selected macroinvertebrate taxa. Oldenburg: Carl-von-Ossietzky Universität.

Magurran, A. E. (1988): Ecological diversity and its measurement. London: Croom Helm.

Magurran, A. E. (2011): Biological diversity : frontiers in measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Schiemer, F., Baumgartner, C. und Tockner, K. (1999): Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. Regulated Rivers-Research & Management, 15, 231-244.
Simpson, E. H. (1949): Measurement of diversity. Nature, 163, 688-688.
Tolonen, K. T. & Hämäläinen, H. (2010): Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along a gradient of human disturbance. Fundamental and Applied Limnology, Archive for Hydrobiology, 176, 43-59.
Ward, J. V., Tockner, K. und Schiemer, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. Regulated Rivers-Research & Management, 15, 125-139.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg – Langzeitmonitoring mit Makrozoobenthos

Michael Marten

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Postfach 100163, D-76231 Karlsruhe, michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: Makrozoobenthos, Klimawandel, Monitoring, Fließgewässer, Trendbiomonitoring

Einleitung

Seit 1995 führt die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) eine Dauerbeobachtung des Makrozoobenthos zum Aufzeigen schleichender Veränderungen (Trendbiomonitoring) an 11 Fließgewässern mit insgesamt 30 Messstellen durch. Das Messnetz dient der ökologischen Beweissicherung von zeitlichen Veränderungen der Biodiversität der Fließgewässer und unterscheidet sich damit vom regional flächenbezogenen Ansatz der wasserwirtschaftlichen Überwachung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Aktuelle Fragestellung ist die Auswirkung des Klimawandels auf Gewässerbiozönosen. Eine Korrespondenz biozönotischer Kenngrößen wie „Zonierungsindex“ (Z) und „temperature preference index“ (tpi) mit der Entwicklung von Sonnenscheindauer und Lufttemperatur wurde bereits beschrieben (Marten 2010). Die neueste Ergebnis-Zusammenstellung findet sich in LUBW (2011). Nachfolgend wird über biozönotische Veränderungen mit Bezug zur Entwicklung der Wassertemperaturen berichtet. Die speziell dafür erarbeiteten Auswertemethoden wurden auch mit den in Deutschland mit 37 Jahren bislang längsten und dichtesten Datenreihen des Breitenbachs in Hessen (Wagner et al. 2011) geprüft und den Temperaturen im Breitenbach gegenüber gestellt.

Die Breitenbach-Daten sind von Zwick & Wagner (in Wagner et al. 2011) intensiv ausgewertet und auch unter dem Gesichtspunkt ‚Global Change‘ beleuchtet worden. Die Wassertemperatur ist von 1969-2005 um 0,851 °C gestiegen. Das Artenspektrum ist über 37 Jahre Untersuchungszeitraum stabil, selbst nach einem schwerwiegenden forstlichen Insektizid-Eintrag im Mai 1986. Für etliche Arten konnten Flugzeitvorverlagerungen festgestellt werden, für einige aber auch entsprechende Rückverlagerungen. Die starken Abundanz-Schwankungen im Zuge der Jahre werden auf den erheblich fluktuierenden Abfluss des Baches und die resultierende Habitatgestaltung zurückgeführt. Analysen mit üblichen Indikationsverfahren der Gewässerüberwachung wurden nicht durchgeführt.

Methoden

Messnetz Trendbiomonitoring, Methodik und erste Ergebnisse sind in Marten 2001 beschrieben; der hier verwendete Zonierungs-Index in Marten 2009, der temperature preference index in Marten 2010. Daten zur Wassertemperatur stammen aus der Oberflächengewässerüberwachung (http://jdkfg.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/300/). Für 63 der insgesamt 278 Messstellen mit 14-tägigen oder 4-wöchigen Stichprobenmessungen liegen jedes Jahr Temperatur-Messdaten im bisher ausgewerteten biologischen Messzeitraumes (1995-2008) vor. An 27 Standorten in Baden-Württemberg stehen kontinuierlich messende Registrierstationen, 23 davon mit Messungen in

jedem Jahr von 1995-2008. Von den ausgewählten 63 Stichprobenmessstellen sind 11 mit den 23 Registriermessstellen identisch. Der Abgleich beider Messstrategien offenbart gute bis sehr gute Übereinstimmung der über beide Messreihen mit Jahresmittelwerten gezeichneten Trends der Temperaturänderung in der Zeitreihe. Auch ändert die Interpolation über Datenlücken (Datenfilling, vgl. LUBW 2011) am Trend nicht viel, korrigiert aber einzelne Ausreißer (z. B. wegen fehlender Sommer- oder Wintertemperaturen) unter den Jahresmittelwerten.

Am Breitenbach wurden vom Max-Planck-Institut für Limnologie in Schlitz seit 1969 Emergenz-Untersuchungen durchgeführt. Emergence Trap 2 (T2) weist mit 37 Jahren, bis 2005, die längste Datenreihe auf. Fünf weitere Fallen hatten Laufzeiten von maximal 15 Jahren in unterschiedlichen Zeitfenstern. Parallel dazu wurden Temperatur und Wasserstand sowie ausgewählte chemische Parameter gemessen. Die Wassertemperaturmessung erfolgte bis 1985 mit mechanischen Trommelschreibern der Fa. Lamprecht (Göttingen) mit eingeschränkter Reproduzierbarkeit (> +/- 0,3 °C), ab 1985 elektronisch über PT100 mit kontinuierlicher Datenaufnahme. Auch die online von der Verlagshomepage beziehbaren Messdaten des Breitenbachs enthalten Datenlücken, die zunächst geschlossen wurden. Weitere Angaben zum Untersuchungsgebiet Breitenbach, Methodenbeschreibung und Ergebnisse sind der Monographie zum Breitenbach zu entnehmen (Wagner et al. 2011).

Ergebnisse

Entwicklung der Wassertemperaturen in Baden-Württemberg

An den insgesamt 75 ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg (aber 86 Messreihen, s. o.), zeigen 53 Messreihen eine Temperaturerhöhung, 33 eine Abnahme der Temperatur im Trend. Die Enz in Besigheim weist nach zwei Kanälen in der Oberrheinebene den drittstärksten Anstieg der Temperatur auf (2,0 °C in 16 Jahren bis 2008). Dagegen ist im Neckar bei Rockenau die Temperatur in den zurückliegenden 22 Jahren um 2,4 °C gesunken. Am Rhein und insbesondere am Neckar wird die Temperatur durch die Kühlwassereinleitungen der Wärmekraftwerke beeinflusst. So wurde im Jahr 2005 der Leistungsbetrieb des Kraftwerkes Obrigheim eingestellt, wodurch die Wärmelast im unteren Neckar stark reduziert wurde. An 13 seit 1988 an großen Gewässern laufenden Registriermessstationen ist die mittlere Temperatur mit 11,81 °C in 2005–2009 um 0,46 °C niedriger als jene der ersten fünf Jahre dieser Messreihen (LUBW 2011).

Die regionale Verteilung wärmer oder kälter werdender Standorte über Baden-Württemberg lässt ohne weitere Prüfung lokaler Wärmeimmissionen keine Rückschlüsse auf globale Einflüsse (Klimawandel) zu. Allein dass an kleineren Gewässern, die (einzigen) drei höher gelegenen Messstellen im Südschwarzwald kälter werden, die sechs Messstellen in den Höhen des Nordschwarzwaldes dagegen wärmer, steht gegen die Annahme eines überprägenden globalen Einflusses.

Korrelation mit biologischen Befunden aus dem Trendbiomonitoring

Mit den 75 Temperatur-Messstellen sind 13 der 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitoring identisch (7 PS) oder zumindest vergleichbar (6 PS). An 5 dieser Standorte liegen Stichproben- und Registrierstations-Messreihen vor. Die Korrespondenz der Wassertemperatur-Trends mit den Trends der Temperatur relevanten biologischen Indizes ist sehr unterschiedlich (Tab. 1). An der Brigach bei Marbach (BR009), mit via Stichprobenmessungen ausgewiesener großer Temperaturerhöhung, weist der Zonierungsindex eine (plausible) Potamalisierung aus, die auch statistisch als Korrelation gelten kann (Spearman Rangkorrelationskoeffizient Z_8//Stichproben: 0.417). Dagegen zeigt die Temperaturpräferenz der Organismen keine Veränderung an, die Spearman Rangkorrelation ist entsprechend gering. Am Neckar in Mannheim Seckenheim (YY011) ist der Trend gegen-

läufig. Während Zonierungsindex und temperature preference index leicht ansteigen, gehen die Wassertemperaturen sowohl nach Stichproben als auch nach Registrierdaten infolge der Kraftwerksabschaltung zurück, die Rangkorrelation ist beim tpi_4 entsprechend negativ. Beim Kocher bei Kochendorf (KO905) zeigt sich bei leichter Temperaturerhöhung von 0,5 °C (Registrierstation) bis 0,7 °C (Stichproben) eine positive Korrelation mit dem tpi, aber eine negative Korrelation mit dem Zonierungsindex. An der Donau bei Zimmern (QQ104) korrespondiert der tpi mit der eher rückläufigen Entwicklung der Wassertemperaturen, wiederum aber nicht der Zonierungsindex.

Tab. 1: Spearman Rangkorrelation zwischen Wassertemperatur und Zonierungsindex Z_8 resp. temperature preference index tpi_4. Kursiv = Negativ-Werte, Fett = > +/- 0,3.

Probestellen	AR028	BR009	JA903		KO905		LR008	QQ101	QQ104		SN022	XX361	YY011		YY153		YY501	YY904
Stichproben/Registrierdaten Wassertemperatur	CAR028-Argen Stichproben	CBR009-Brigach Stichproben	CJA903-Jagst Stichproben	CJA901-Jagst Registrierproben	CKO905-Kocher Stichproben	CKO907-Kocher Registrierproben	CLR008-Gr. Lauter Stichproben (v)	CQQ101-Donau Stichproben	CQQ105-Donau Stichproben (v)	CQQ105-Donau Registrierproben (v)	CSN021-Schussen Stichproben (v)	CXX359-Rhein Registrierproben	CYY003-Neckar Stichproben (v)	CYY003-Neckar Registrierproben (v)	CYY165-Neckar Stichproben (v)	CYY165-Neckar Registrierproben (v)	CYZ501-Neckar Stichproben	CYY208-Neckar Registrierproben (v)
Z_8 Korrelationskoeffizient	**0,33**	**0,42**	*-0,16*	*-0,04*	***-0,48***	***-0,34***	***-0,34***	0,13	0,00	*-0,12*	**0,51**	0,12	**0,31**	0,14	0,11	*-0,06*	*-0,19*	*-0,09*
tpi_4 Korrelationskoeffizient	*-0,15*	0,17	*-0,16*	0,00	***0,31***	***0,45***	*-0,09*	-0,18	**0,43**	**0,35**	**0,39**	**0,62**	***-0,31***	***-0,42***	**0,65**	**0,57**	***-0,33***	0,14
Δ T Wasser 20 Jahre in ° C	**0,48**	**1,87**	0,25	0,14	**0,70**	**0,47**	***-1,37***	***-1,47***	*-0,09*	***-0,38***	**0,97**	**0,53**	*-1,04*	***-0,85***	*-0,08*	***-0,41***	**0,42**	0,05

Die beste Korrelationen zwischen einem biologischen Index (hier dem tpi_4) und der Wassertemperatur ergibt sich für eine Probestelle am Neckar (YY153/165, Pleidelsheim/Poppenweiler), die nur einen vergleichsweise geringen Abfall der Temperaturen über den Beobachtungszeitraum zeigt.

Wassertemperatur und Entwicklung der Emergenz im Breitenbach

Bei Darstellung der Wassertemperaturdaten des Breitenbachs mit der MAKESENS Statistik (s. Marten 2010) ist der Trend 1969-2005 in Trap 2 statistisch signifikant (99,9 %) von Null verschieden und steigt um 1,08 °C in diesem Zeitraum an. An Lufttemperaturdaten aus Baden-Württemberg ist ein Sprung im Bereich 1987/88 zu erkennen (Marten 2010). Im Breitenbach fällt dieser Bereich um zwei Jahre verschoben mit dem Messmethodenwechsel (1985/86) zusammen. Betrachtet man hier die Zeiträume 1969-1987 und 1988-2005 separat, so ist im ersten Zeitraum keine Temperaturänderung erkennbar (-0,04 °C, n. s. ≠ Null), im zweiten Zeitraum ergibt sich ein Anstieg um 0,41 °C (auch n. s. ≠ Null). Der Niveausprung beider Regressionsgeraden zwischen 1987 und 1988 beträgt ebenfalls 0,41 °C und liegt damit im für die analoge Messung angegebenen Fehlerbereich von mindestens +/- 0,3 °C (Schmidt in Wagner et al. 2011). Vor diesem Hintergrund und bei den auftretenden Variationen von Jahr zu Jahr sind die Temperaturänderungen mit Vorsicht zu betrachten. „The measuring uncertainties, particularly for the period 1969 to 1985, do not permit any further statistical guarantee of the results" (Schmidt, l. c.).

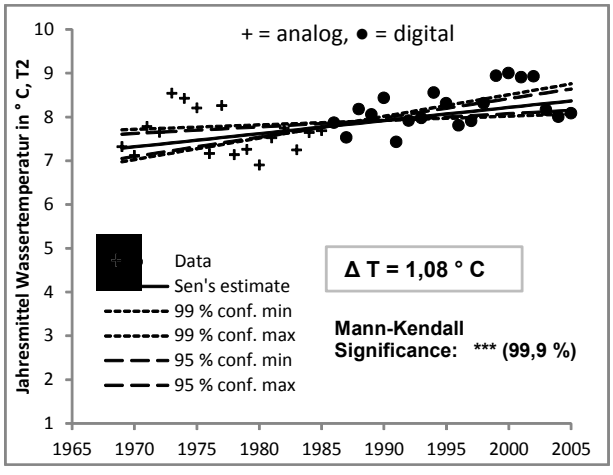
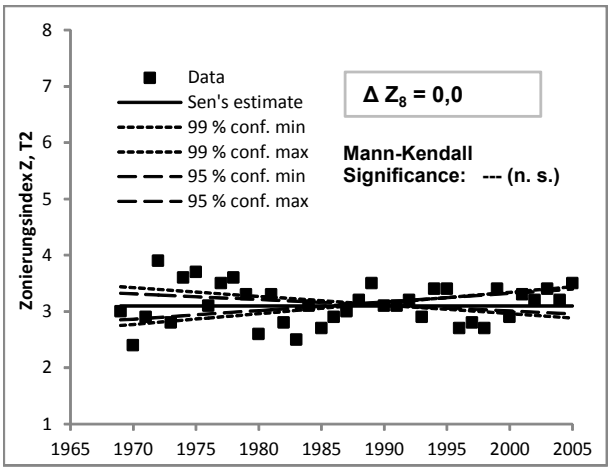


Abb. 1: Jahresmittel der Wassertemperaturen im Breitenbach bei Falle T2, 1969-2005.

Die biologischen Indices für längszonale Ausprägung und Temperaturpräferenz der EPT-Arten in Trap 2 ergeben zur gemessenen Temperaturentwicklung ein konträres Bild. Während sich gemäß Zonierungsindex der ausgewerteten Emergenzdaten die längszonale Ausrichtung der Biozönose nicht ändert, indiziert der tpi signifikant eine Abkühlung des Lebensraumes (Abb. 2 u. 3).



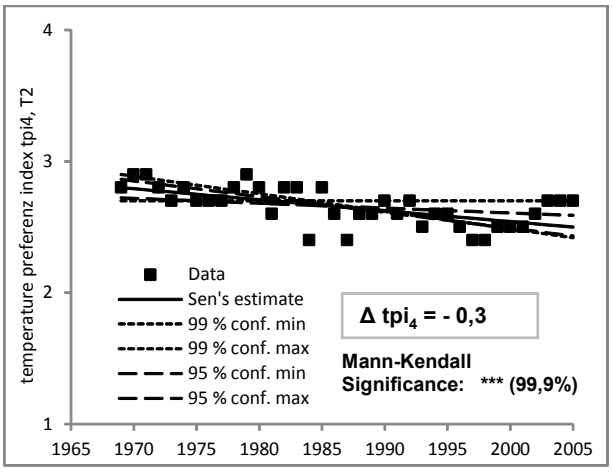


Abb. 2 u. 3: Jahres-Zonierungsindex Z_8 (links) und temperature preference index tpi_4 (rechts) für die EPT-Emergenz der Falle T2 am Breitenbach, 1969-2005.

Tabelle 2 stellt für 27 EPT-Arten die Abundanzentwicklung und die artspezifischen Indices für Zonierung (Z_8) und Temperaturpräferenz (tpi_4) dar. Die beiden häufigsten Arten, *Agapetus fuscipes* und *Baetis vernus*, sind auch diejenigen, deren Abundanz über die Zeitreihe am stärksten rückläufig ist. Erstere eine typische krenale/epirhithrale Quellbachart, letztere vom Epirhithral bis zum Epipotamal in einem vergleichsweise weiten längszonalen und sicher auch thermischen Spektrum angesiedelt. Beide Arten sind mit einem tpi von 3,0/2,9 eng bei einander für moderate Temperaturverhältnisse eingestuft. Die Art mit der deutlichsten Zunahme ist die Quellart *Wormaldia occipitalis*, deren Temperaturpräferenz bisher nicht bewertet ist. Insgesamt zeigt sich eine Tendenz zur Abnahme rhithraler und „Wärme-eingestufter" Arten, was auch die Abnahme des über alle Arten ermittelten häufigkeitsgewichteten temperature preference index erklärt (Abb. 3).

Art	Sparklines	TI	ZI_8	tpi_4	Ø n
Agapetus fuscipes		-17614	1,5	3,0	2459
Baetis vernus		-14715	4,5	2,9	4440
Baetis rhodani		-5922	4,1		1342
Tinodes rostocki		-3779	3,5		1153
Leuctra nigra		-3411	2,5	2,5	2027
Protonemura intricata		-1831	3,2	2,7	1361
Chaetopteryx villosa		-1816	3,5		358
Apatania fimbriata		-942	1,4	2,2	249
Siphonoperla torrentium		-547	2,9	2,7	350
Serratella ignita		-306	4,7		70
Sericostoma personatum		-204	2,5		135
Ephemerella mucronata		-170	3,6	2,7	92
Rhyacophila fasciata		-85	3,1		76
Protonemura meyeri		45	3,4	2,2	117
Nemoura cambrica		69	2,5	2,3	294
Nemoura marginata		180	1,7	2,0	68
Nemoura flexuosa		196	4,0	2,5	66
Drusus annulatus		212	2,1		78
Isoperla goertzi		240	2,4	2,0	136
Paraleptophlebia submarginata		257	4,7		100
Nemurella pictetii		262	2,7		167
Amphinemura standfussi		352	2,8	2,7	225
Plectrocnemia conspersa		398	3,0		83
Leuctra digitata		461	3,0	3,2	929
Leuctra prima		511	2,9	2,0	352
Protonemura auberti		550	2,5	1,6	399
Wormaldia occipitalis		1463	1,5		179
Alle Arten >50 Individuen/a		-1709	2,97	2,45	17304

Tab. 2: EPT-Emergenz mit > 50 Indviduen im Mittel der Jahre, Falle T2 Breitenbach 1969-2005. Die Sparklines (Excel 2010) geben grob den Abundanzverlauf an. Arten aufsteigend sortiert nach dem TI = Trendindex. Ø n = Mittlere Jahresabundanz. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Im Vergleich zur oberhalb am Breitenbach liegenden Falle (T1, nur 75 m unterhalb der stark schüttenden Hauptquelle Georgsborn), ist der Standort der Falle T2 um 0,36 °C wärmer, das Wasser unter Falle T6, 1845 m uh. Georgsborn, um 0,66 °C. Die Zunahme des Zonierungsindex T1 – T6 von 2,77 über 2,97 bis 3,43 entspricht dem im Fließverlauf sich ändernden Bachcharakter. Dies kommt im tpi nur unwesentlich heraus (2,45 bis 2,59, zwischen T1 und T2 kein Unterschied), allerdings ist die maximal mögliche Indexspanne mit 4 Einheiten auch nur halb so groß wie beim Zonierungsindex und die Zunahme der Jahresmittel-Temperatur mit 0,66 °C im Fließverlauf auch gering. Wegen der kurzen Messzeit in T1 und T6 erscheint eine Trendbetrachtung in der Zeitachse nur für T2 sinnvoll, die Ergebnisse für T1 (Z) und T6 (tpi) sind auch eher widersprüchlich dazu.

Falle	Lage	Zeitraum	n/a	Sparklines	TI	ZI	Δ ZI	tpi	Δ tpi	Ø T	Δ T
T1	75 m uh. Quelle Georgsborn	1983-1996	14530		305	2,77	- 0,14	2,45	0,00	8,03	-
T2	625 m uh. Georgsborn	1969-2005	17304		- 516	2,97	0,00	2,45	- 0,30	8,39	1,08
T6	1845 m uh. Georgsborn	1982-1996	10211		- 41	3,43	0,00	2,59	0,18	8,69	-

Tab. 3: Übersicht der Kenngrößen über alle EPT-Arten von drei Fallen am Breitenbach.

Fazit

Änderungen der Wassertemperaturen in baden-württembergischen Fließgewässern sind nicht vorrangig mit Änderungen der Lufttemperatur zu erklären. Lokale Einflüsse auf das Temperaturregime sind stärker als Auswirkungen des Klimawandels. Die Wassertemperaturtrends werden auch nicht konsequent durch die biologische Indikation bestätigt. Im bisherigen, für klimatische Verhältnisse sehr kurzen Beobachtungszeitraum des biologischen Messnetzes, sind die Änderungen der Wasser- und Lufttemperatur offenbar nicht der ausschlaggebende, alles andere überprägende Faktor für Veränderungen der biologischen Struktur im Gewässer.

Nach Daten aus der Langzeitstudie Breitenbach beschreibt der Zonierungsindex den biozönotischen Längsgradienten im Bachverlauf plausibel und passt in der Wertefolge auch zur längszonalen Temperaturentwicklung. Eine klimatisch gesteuerte Aufwärtswanderung der Biozönose in 37 Jahren kann aber nicht indiziert werden. Mit dem temperature preference index wird weder die Zunahme um 0,66 °C im Bachverlauf noch ein zeitlicher Temperaturgradient von 1,08 °C schlüssig dargestellt. Methodenwechsel und Unschärfe der Temperaturmessung können die beschriebene Zunahme der Wassertemperatur mit rund einem Grad C in 37 Jahren überzeichnen. Für etliche Arten fehlen noch genauere Kenntnisse zur Autökologie, resp. Einstufungen der Temperaturpräferenz.

Danksagung

Prof. Dr. Rüdiger Wagner wird für die Bereitstellung der analogen Temperaturdaten des Breitenbachs, die Durchsicht des Manuskriptes und für weitere Unterstützung herzlich gedankt.

Literatur

LUBW 2011: Trendbiomonitoring – Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. - http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/content/101750/U64-M331.pdf

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. (2009): Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010: 245-250.
Marten, M. (2010): Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus? - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011: 375-380.
Wagner, R., J. Marxsen, P. Zwick & E. J. Cox (2011): Central European Stream Ecosystems – The Long Term Study of the Breitenbach. – Wiley-VCH, Weinheim: 672 p.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Synergieprojekte Wasserwirtschaft - Naturschutz

Erika Mirbach & Christoph Linnenweber

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Kaiser- Friedrich- Str. 7, 55116 Mainz, Erika.Mirbach@luwg.rlp.de, Christoph.Linnenweber@luwg.rlp.de

Keywords: synergies, water management, watercourse development, nature conservation, Water Framework Directive, Natura 2000, Flood Risk Management Directive

Einleitung

Die europäischen Umweltrichtlinien (EG-WRRL, EG-HWRM-RL, EG-FFH-RL und EG-VRL)[1] sind Ausdruck einer zukunftsweisenden gemeinsamen Umweltpolitik der europäischen Staatengemeinschaft und einer nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung im Sinne der Agenda 21. Die Bezugsräume der Richtlinien überlagern sich und sind insbesondere im Bereich der Gewässer-Aue-Systeme identisch. Die kohärente Umsetzung der Ziele aller genannten Richtlinien im gleichen Bezugsraum erfordert also eine hohe Maßnahmeneffizienz, oft auf denselben Flächen. Schließlich muss die Umsetzung im Interesse des Allgemeinwohls auch im Einklang mit der wirtschaftlichen, sozialen und kulturellen Entwicklung Europas und seiner Regionen erfolgen.

Im Jahr 2010 wurden die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme der Flussgebietsgemeinschaften zur Umsetzung der EG-WRRL verabschiedet. Auch die Bewirtschaftungspläne für die Natura2000-Gebiete liegen vor oder werden aktuell erstellt. Die Bearbeitung der Hochwasserrisiko- Managementpläne begann im Jahr 2011. Nun gilt es, die Umsetzung der Pläne und Programme vor Ort, in den Regionen zu realisieren. Das heißt, dass die supranationalen Ziele der europäischen Staatengemeinschaft zum Gegenstand konkreter regionaler und örtlicher Aktivitäten werden müssen. Dies gilt für alle genannten Richtlinien gleichermaßen, auch wenn ein gewisser zeitlicher Versatz aus dem Beginn der jeweiligen Umsetzung resultiert.

Bedingt durch die jeweils unmittelbare Aufgabenstellung, wird bei der Umsetzung der Richtlinien ressort- und richtlinienspezifisch gearbeitet. Es besteht deshalb Bedarf an konkreten, richtlinienübergreifenden Lösungsstrategien. In der Fachliteratur finden sich zahlreiche Hinweise auf die Möglichkeiten und Notwendigkeiten eines Zusammenwirkens bei der Umsetzung der genannten Richtlinien. Allerdings fehlt es bislang an einer Operationalisierung für eine transparente Herleitung der Synergiepotentiale. Für diese Aufgabe wurde in Rheinland-Pfalz ein methodischer Ansatz erarbeitet, der neben der Ableitung konkreter Synergiepotentiale über eine Auswertung räumlicher Fachdaten auch einen konkreten Raumbezug für die Maßnahmenebene herstellt. So können landesweit besonders synergiereiche Maßnahmen und Projekte identifiziert werden.

[1] * EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), EG- Hochwasserrisikomanagement- Richtlinie (EG-HWRM-RL), EG- Flora- Fauna- Habitat-Richtlinie (EG- FFH- RL), EG- Vogelschutz- Richtlinie (EG-VRL)

Ziele des Projektes

Hauptziel des Projektes war die Identifikation von Maßnahmen und Projektgebieten mit hohen Synergiepotentialen im gesamten Land Rheinland-Pfalz. Daraus ergaben sich folgende Teilziele:

a) Entwicklung einer anwendungsreifen, transparenten und reproduzierbaren Methode zur Identifizierung und Bewertung von Synergie- und Konfliktpotentialen auf Ziel- und Maßnahmenebene mit konkretem Raumbezug.

b) Anwendung der Methode auf Basis der in Rheinland-Pfalz verfügbaren raumbezogenen Fachdaten aus allen drei Richtlinienbereichen.

c) Identifikation von besonderen Projektgebieten in Rheinland-Pfalz durch Bewertung der örtlichen Synergie-Intensität, Auswahl von Pilotprojekten.

Vorgehensweise und Methoden

Alle genannten Richtlinien wurden nach einheitlichen Kriterien untersucht und einander gegenübergestellt. Die dreidimensionale Betrachtung erfolgt mit Hilfe einer paar- weisen zweidimensionalen Gegenüberstellung. Diese bezieht sich auf insgesamt drei Ebenen: Die Richtlinienebene, auch Zielebene genannt, die Maßnahmenebene und den konkreten Untersuchungsraum.

Ergebnisse und Anwendungen

Matrices

Die Matrices gleichen die Vereinbarkeit der Ziele und Maßnahmen bei der Umsetzung der Richtlinien ab. Sie sind Grundlage für die Ableitung der Synergie-Intensitäten bezüglich übergeordneter Themen. Drei Matrices stehen zur Verfügung:

- Synergien Natura 2000 – WRRL

- Synergien Natura 2000 – HWRM-RL

- Synergien WRRL – HWRM-RL

Themenkarten

In den Themenkarten sind die Gebiete dargestellt, die ein Potenzial für Synergiewirkungen zwischen den Maßnahmengruppen der jeweiligen EU-Richtlinien aufweisen. Die Ermittlung der Zielgebiete erfolgt anhand vorhandener räumlicher Daten.

In den Themenkarten mit Bezug zu Natura 2000-Gebieten beziehen sich die Synergie-Intensitäten unmittelbar auf die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie und auf die Zielarten der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie, die in den Zielgebieten vorkommen. Die Zielgebiete aus der gesamten Darstellung der Synergien wurden beispielsweise mit den Wasserkörpern und Natura 2000- Gebieten verschnitten, so dass für jeden Wasserkörper und für jedes Natura 2000-Gebiet die Zuordnung der dort vorkommenden Zielgebiete erkennbar wird.

Überlagerte Themenkarten

„Win- Win- Situationen“ bei den Umsetzungen der europäischen Umweltrichtlinien ergeben sich bereits, wenn in den Zielgebieten nur eines Themenfeldes (z. B. Auenreaktivierung) entsprechende Maßnahmen umgesetzt werden. Da es zahlreiche Raumeinheiten gibt, in denen sich Zielgebiete verschiedener Themen überlagern, wurden zusätzlich die Synergie-Intensitäten für überlagerte Zielgebiete ermittelt.

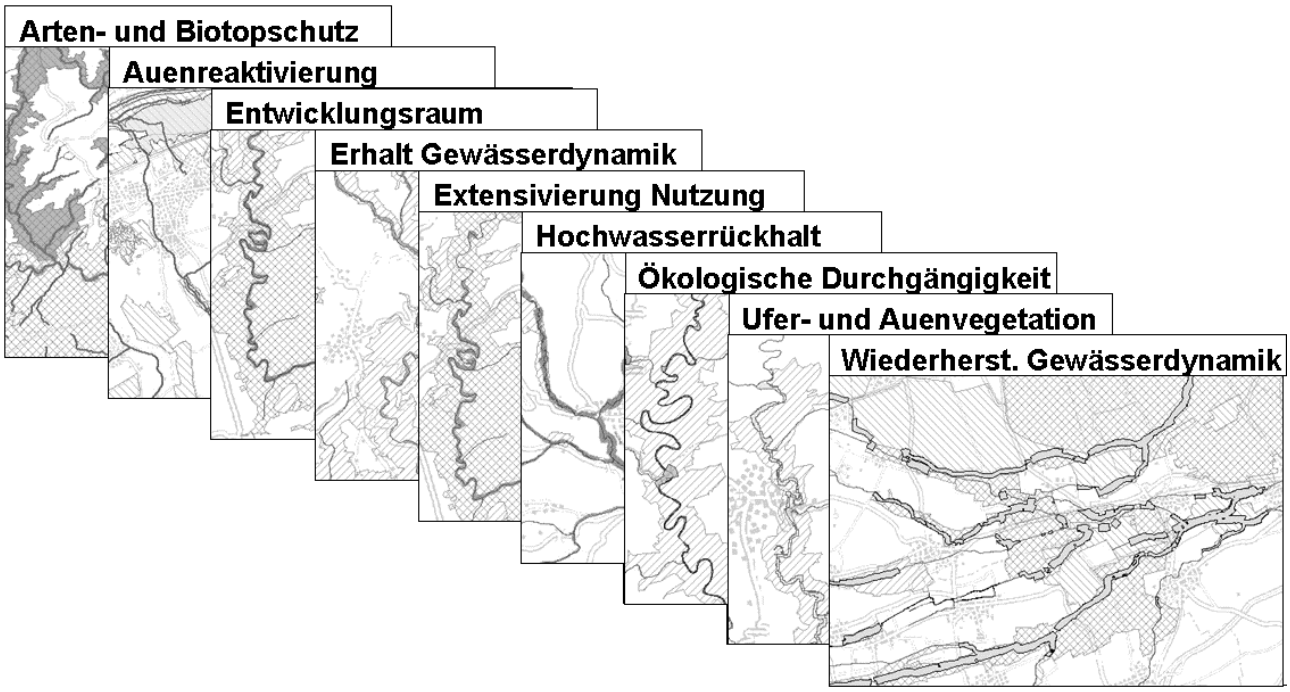


Abb. 1: Verstärkung der Synergien in Abhängigkeit der Überlagerung von Zielgebieten

Landesweite Übersichtskarte

In einer landesweiten Übersichtskarte sind beispielhaft die Ergebnisse der überlagerten Themenkarten auf das WRRL- Gewässernetz projiziert worden. Auf dieser Grundlage lassen sich Gebiete oder „Wasserkörper“ auswählen, die bei der Richtlinienumsetzung eine besonders hohe Maßnahmeneffizienz erwarten lassen.

Synergien	Prozent [%]
sehr hoch	3
hoch	27
vorhanden	60
gering	2
keine	8

Abb.2: Landesweite Statistik der Synergie-Intensität an den Gewässern in Rheinland-Pfalz

Übersichtskarte Projekttypen

Aufbauend auf den überlagerten Zielgebieten können Projekttypen abgeleitet werden. Zu jedem Projekttyp wurde eine Toolbox erstellt, mit der die Maßnahmen, die in den Zielgebieten Synergiewirkungen entfalten können, für jedes Thema charakterisiert werden.

Projektsteckbriefe

Für jedes der Projektgebiete lässt sich aus den Projektdaten ein Projektsteckbrief erstellen.

Ausblick

Aus den vorliegenden Projektergebnissen wird ersichtlich, wie groß die Potenziale einer koordinierten Umsetzung der betrachteten EG-Umweltrichtlinien an Fließgewässern sind. Dies gilt sowohl für Synergieeffekte, als auch für die identifizierten „Konflikte", die so bereits im Vorfeld einer Maßnahmenumsetzung gelöst werden können.

Die Projektgruppe

Das Projekt wurde im Jahr 2009 im Auftrag des Landesamtes für Umwelt Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz unter der Leitung von Christoph Linnenweber, Erika Mirbach und Dr. Rüdiger Burkhardt durchgeführt. Das Projekt wurde bearbeitet von Dr. Uwe Koenzen, Heike Brandt und Uwe Zellmer, Planungsbüro Koenzen, Hilden.

Literatur

ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ (2009): Naturschutz und Wasserrahmenrichtlinie – wie wächst zusammen, was zusammen gehört? - Vorträge der Veranstaltung vom 22.09.2009 - 23.09.2009 in Schneverdingen, Camp Reinsehlen. (URL: http://www.nna.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=7818&article_id=22055&_psmand=27) .

BfN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2010 a): Ökologische Untersuchungen im Isarmündungsgebiet. BfN-Skripten 276. (URL: http://www.bfn.de/fileadmin /MDB/documents/service/Skript_276a.pdf).

BfN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2010 b): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. BfN-Skripten 278. (URL: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents /service/skript_278.pdf).

BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Bonn.

DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. - Amtsblatt der Europäischen Union, Reihe L 327: 1-83.

DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2007): Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. – Amtsblatt der Europäischen Union, Reihe L 288/27.

DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1979) Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Reihe L 103: 1-6.

DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (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 Gemeinschaft, Reihe L 206: 7-50.

DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (1997): Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997 zur Anpassung der Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebens-räume sowie der

wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissen-schaftlichen Fortschritt. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Reihe L 305, 40. Jahrgang.
EU-WORKSHOP (2010): Biodiversity and Water - Links between EU nature and water legislation am 17. und 18. Juni 2010 in der Landesvertretung Nordrhein-Westfalens in Brüssel.
FUCHS, M., PREIS, S., WIRTH, V., BINZENHÖFER, B., PRÖBSTL, U., POHL, G., MUHAR, S. & JUNGWIRTH, M. (2010): Wasserrahmenrichtlinie und Natura 2000. Gemeinsame Umsetzung in Deutschland und Österreich am Beispiel der Grenzflüsse Salzach und Inn. Bonn.
HÜBNER, T. (2007): Zur Umsetzung der FFH-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht des Naturschutzes. In: NNA-Berichte, 20. Jahrgang, Heft 1 (Hrsg.: Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz): Integration von Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz - Bilanz der Umsetzung, Konfliktpotenziale und Lösungsansätze. S. 7-13. Schneverdingen.
JEDICKE, E. (1998): Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften – Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozeßschutz-Definition; in: Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (8-9): S. 229-236. Stuttgart.
KORN, N., JESSEL, B., HASCH, B. & MÜHLINGHAUS, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umwetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. Bonn.
LANDKREISE GERMERSHEIM UND SÜDLICHE WEINSTRAßE (2007): Pflege- und Entwicklungsplan Naturschutzgroßprojekt Bienwald.
LUWG – LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT (2008): Erstellung eines Entwicklungskonzeptes für den Rhein in Rheinland-Pfalz. Unveröffentlichtes Gutachten.
LUWG – LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT (2009): Studie „Bewertung der Wanderfischgewässer in Rheinland-Pfalz hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung“ - Entwicklungskonzept ökologische Durchgängigkeit Rheinland-Pfalz.
LUWG – LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT (2009): Datendokumentation - Datentechnische Ermittlung und Ableitung der defizitären Gewässerstrecken und Auenflächen sowie besonders geeigneter Entwicklungs- und Erhaltungsbereiche für Rheinland-Pfalz.
MUFV – MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009): Vorläufige Ergebnisse zum Bewirtschaftungsplan für die Gewässer in Rheinland-Pfalz nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Mainz.

Seen-Monitoring von 45 Gewässern seit 1991 im Kreis Plön

Edith Reck-Mieth1 & Wolfgang Hofmann2

1 Kreisverwaltung Plön, Amt für Umwelt, Hamburger Str. 17-18, 24306 Plön, e-mail: edith.reck-mieth@kreis-ploen.de, 2, wolfg.hofmann@web.de

Keywords: Seen-Monitoring, Ehrenamtlicher Naturschutz, Sichttiefen, Nährstoffe, www.Seen-Aktuell.de

Einleitung

Im Jahre 1991 startete der Kreis Plön ein Langzeit-Monitoring zur Beobachtung der Seen im Kreisgebiet, initiiert durch den damaligen Direktor des Max-Planck-Instituts für Limnologie, Prof. Winfried Lampert. Das Programm umfasst 44 Seen und einen Teich. Ein Hauptaugenmerk des Programms liegt auf der wöchentlichen durchgeführten **Sichttiefenmessung der Seen durch ehrenamtliche Messstellenbetreuer und Betreuerinnen**. Zudem werden einmal jährlich zum Ende des Herbstes an 60 Messstellen Wasserproben gezogen und insbesondere hinsichtlich der **Nährstoffgehalte** analysiert. Im Hochsommer wird ein **Temperatur/Sauerstoffprofil** erfasst. Ergebnisse aus dem Seen-Beobachtungsprogramm sollen zeitnah auf der Internetseite www.Seen-Aktuell.de veröffentlicht werden. Hierdurch wird es Bürgerinnen und Bürgern ermöglicht, die Entwicklung der sie interessierenden Gewässer zu verfolgen.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Der Kreis Plön gehört mit mehr als 80 Binnenseen zu den seenreichsten Kreisen Deutschlands und weist mit dem großen Plöner See und dem Selenter See die beiden größten Seen Schleswig-Holsteins auf. Von den in das Programm einbezogenen 44 Seen zeigen 17 eine Wasserflächengröße von mehr als 50 ha und acht Seen von mehr als 20 ha. Neun Gewässer haben eine Wasserfläche von 10 ha oder kleiner.

Tab. 1: Untersuchungsgewässer im Kreises Plön

Behler See	Heidensee	Passader See	Stolper See
Bothkamper See	Hochfelder See	Plußsee	Suhrer See
Dannauer See	Höftsee	Postsee	Trammer See
Dieksee	Holzsee	Rosensee	Trenthorster See
Dobersdorfer See	Honigsee	Scharsee	Trentsee
Edebergsee	Kirchsee	Schierensee (Belau)	Unterer Ausgrabensee
Fuhlensee	Kl. Madebrökensee	Schierensee/Grebin	Vierer See
Görnitzer See	Kl. Plöner See	Schluensee	Wielener See
Gr. Binnensee	Kolksee	Schöhsee	
Gr. Madebrökensee	Kronsee	Selenter See	
Gr. Plöner See	Lanker See	Stadtsee	
Grebiner See	Löptiner See	Stocksee	

Chemisch-physikalische Parameter

Zeitnah innerhalb von drei Tagen werden an 60 Messstellen zum Ende des Herbstes jährlich Wasserproben gezogen und folgende Parameter ermittelt: **pH-Wert, Leitfähigkeit, Gesamt-Phosphor gelöst und partikulär, Orthophosphat-Phosphor, Gesamt-Stickstoff gelöst und partikulär, Nitrat, Ammonium, Partikulärer Kohlenstoff, gelöster Kohlenstoff, DOC.** Die Analysen erfolgten bis einschließlich 2006 im Labor des damaligen Max-Planck-Instituts für Limnologie in Plön und anschließend unter Anwendung derselben Methoden im Labor des Zoologischen Instituts der Christian-Albrechts-Universität in Kiel unter Anleitung von Prof. Heinz Brendelberger.

Erfassung der Sichttiefen

Auf Grund der großen Anzahl von im Seen-Monitoring einbezogenen Gewässern ist es nur mit Hilfe von ca. 50 **ehrenamtlichen Helfern und Helferinnen** möglich, die Sichttiefe regelmäßig zu erfassen. Bei den Messstellenbetreuern und Betreuerinnen handelt es sich um Mitglieder von 10 Angelvereinen, vier Wassersportvereinen sowie um Binnenfischer , See-Eigentümer und See-Anlieger. Die Sichttiefe wird großer Kontinuität - einvernehmlich mit den Seeeigentümern - während der Vegetationsperiode oder auch darüber hinaus gehend wöchentlich erfasst. Bei den größeren Seen erfolgt dies an mehreren Messstellen. Zum Einsatz kommen seit Start des Programms einheitlich gestaltete weiße Secchi-Scheiben mit einem Durchmesser von ca. 20 cm.

Ergebnisse

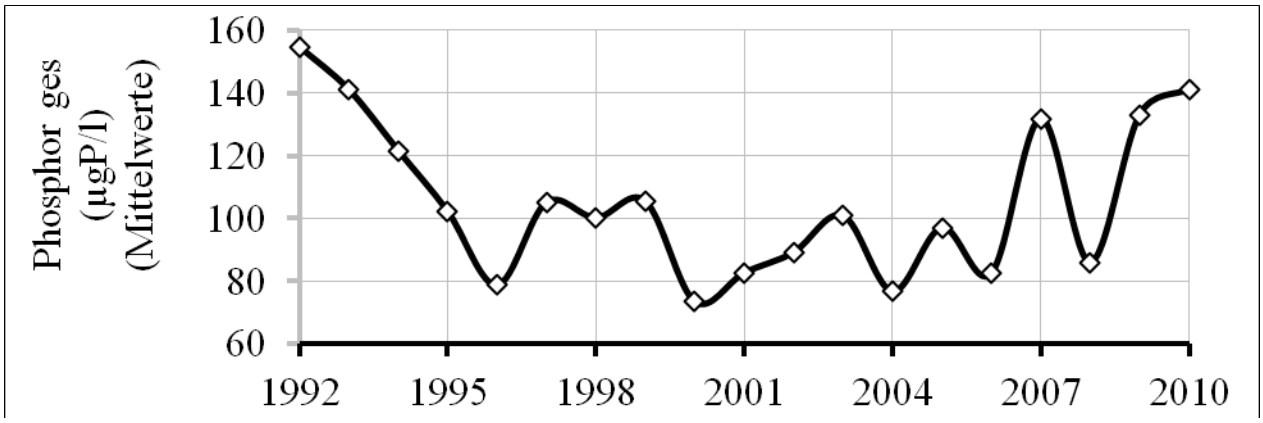


Abb. 1: Trend der Phosphor-Konzentrationen auf der Grundlage von 43 Seen (Mittelwert)

Maximale **Gesamt-Phosphorkonzentrationen** (Abb.1) sind 1991 beim Start des Programms zu verzeichnen und treten erst ab 2007 erneut auf. Die Entwicklung der **Nitrat-Werte** (Abb.2) ist durch enorme Schwankungen insbesondere in den Jahren 1992 bis 1999 gekennzeichnet. In der Folgezeit deutet sich eine maximale Konzentration erstmals 2010 an (Abb.2). Es zeigt sich, dass Maxima und Minima in den unterschiedlichsten Gewässern synchron auftreten können (Abb.3). Eine solche synchrone Abfolge ist zu beobachten bei Gewässern der verschiedensten Einzugsgebiete, bei Flachgewässern ebenso wie bei geschichteten Gewässern.

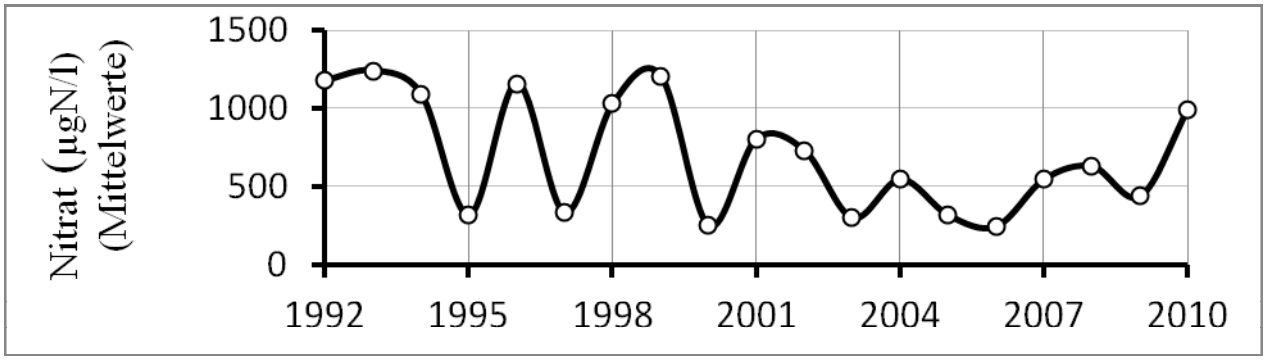


Abb. 2: Trend der Nitrat-Konzentrationen auf der Grundlage von 43 Seen (Mittelwert)

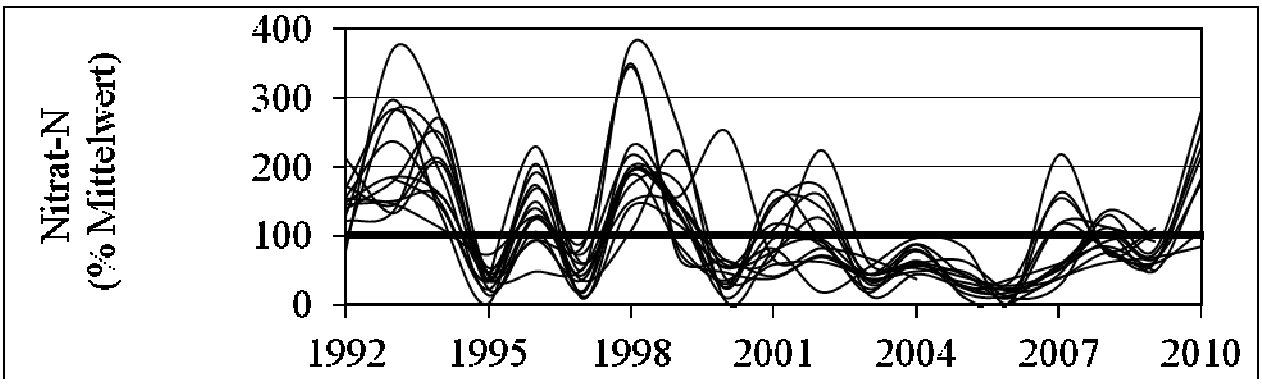


Abb. 3: Synchrone Schwankungen des Nitratgehaltes an 13 Seen. Der langjährige Mittelwert eines jeden Sees stellt die Bezugsgröße von 100% dar. Als Maß für die Veränderung dienen die prozentualen Abweichungen eines jeden Sees von seinem langjährigen Mittelwert.

Im folgenden (Abb.4) werden die Sichttiefen von 31 Seen als saisonale Mittelwerte dargestellt. Als **„Frühjahr“** gilt die Periode von der 12. Kalenderwoche bis zum Beginn des Klarwasserstadiums bzw. bis zur 20. Woche. Die **Sommer-Sichttiefen** beziehen sich auf den Zeitraum von der 27. bis zur 39. Kalenderwoche. Daran schließt sich der **„Herbst“** bis einschließlich der 48. Woche an. Zur Einbeziehung in die Mittelwertberechnung sind in den Randzeiten Frühjahr bzw. Herbst mindestens drei Messungen Voraussetzung gewesen.

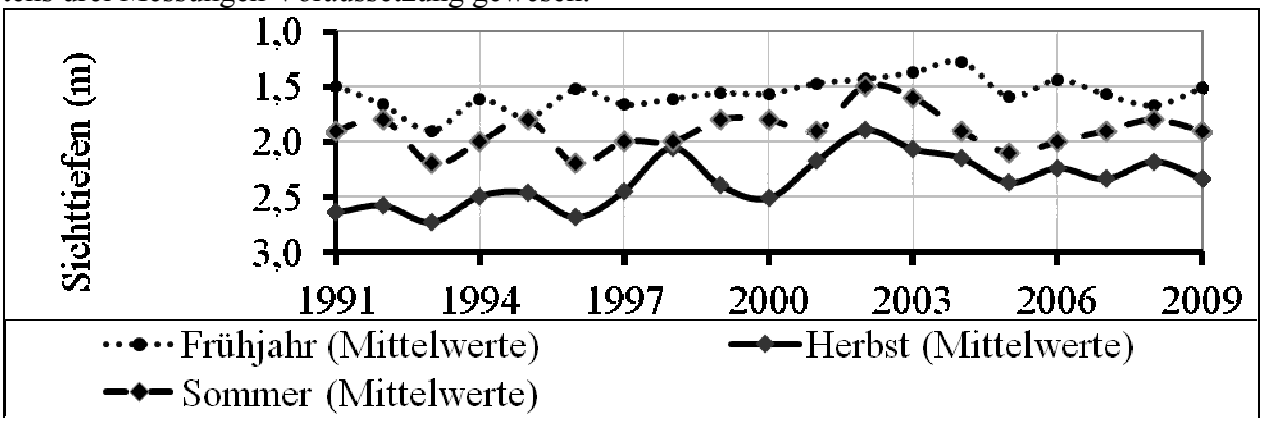


Abb. 4: Trend der saisonalen Sichttiefen (Mittelwert von 31 Seen)

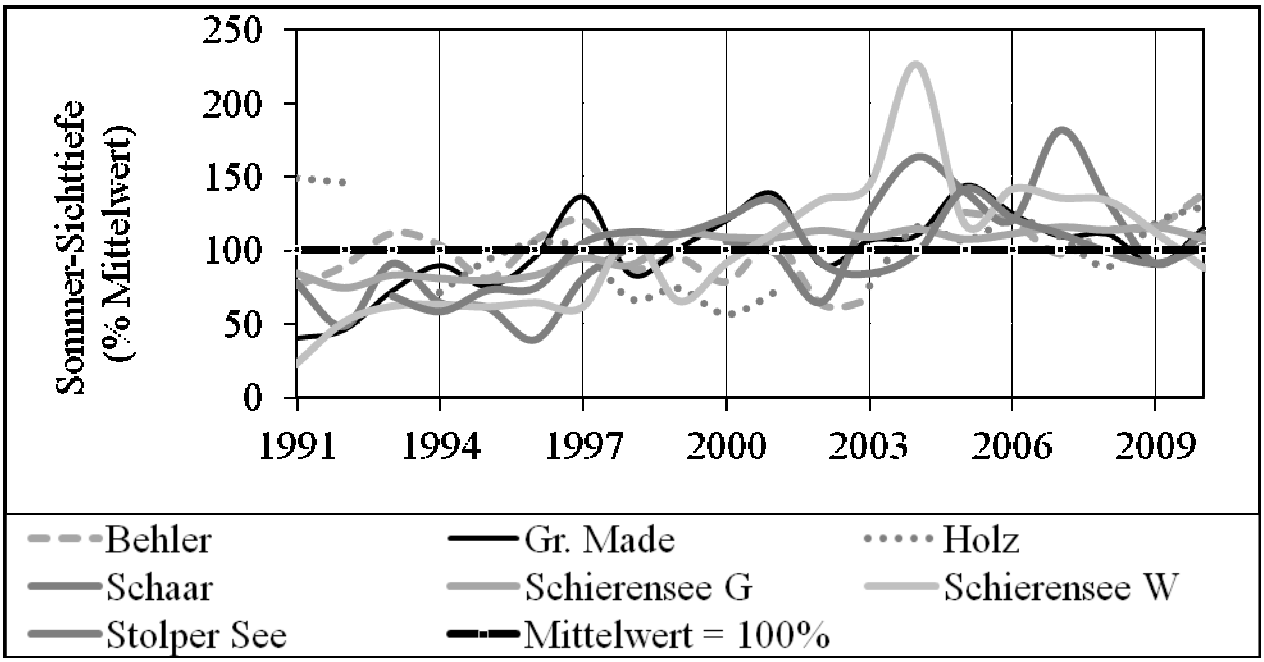


Abb. 5: Der langjährige Mittelwert eines jeden Sees stellt jeweils die Bezugsgröße von 100% dar. Als Maß für die Veränderung dienen die prozentualen Abweichungen eines jeden Sees von seinem langjährigen Mittelwert.

Der Mittelwert der Sommersichttiefe liegt tendenziell im Jahre 2010 bei sieben Gewässern über dem langjährigen Mittelwert (Abb.5) und bei zehn Seen unter dem langjährigen Mittelwert (Abb.6) der Sommersichttiefe. Solche gegenläufigen Tendenzen heben sich bei der Darstellung des Sommer-Mittelwertes (Abb.4) gegenseitig auf. Eine Zunahme der Herbstsichttiefen (Abb. 4) lässt sich an vielen der beobachteten Seen feststellen. Seit Start des Programms wurden mehr als 34.000 Sichttiefen erfasst.

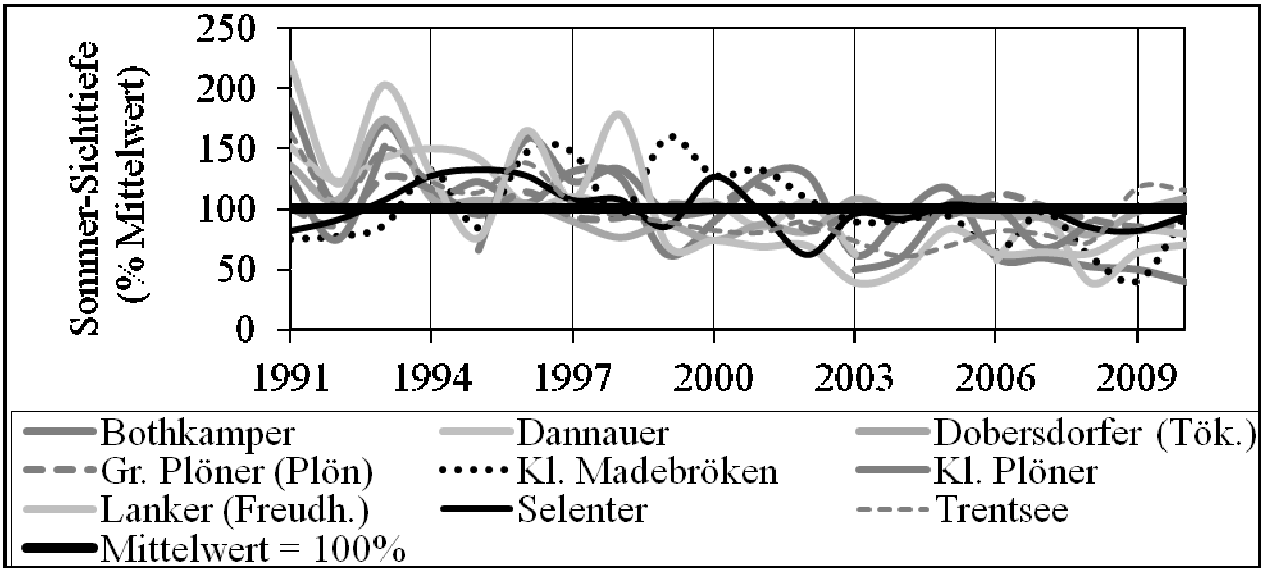


Abb. 6: Der langjährige Mittelwert eines jeden Sees stellt jeweils die Bezugsgröße von 100% dar. Als Maß für die Veränderung dienen die prozentualen Abweichungen eines jeden Sees von seinem langjährigen Mittelwert

Zur Auswertung des Seen-Monitorings unter verschiedenen Gesichtspunkten

Im Rahmen der Seen Monitorings wurden bisher zwei Ergebnisberichte veröffentlicht über die Zeiträume 1991 bis 1995 und 1991 bis 2000. Eine dritte Auswertung mit dem Schwerpunkt **„ Seenvergleiche“** über den gesamten Zeitraum bis 2010 ist in Bearbeitung von Wolfgang Hofmann, ehemals Max-Planck-Institut für Limnologie in Plön und Mitautor dieser Ausführungen.

Zusätzliche Auswertungen zu aktuellen Fragestellungen wären im Rahmen von **wissenschaftlichen Untersuchungen** wünschenswert. Für spezielle Fragestellungen bieten sich mögliche Modellgewässer an wie z.B. für die Untersuchung zur **Entwicklung eines von Algen dominierten Sees zu einem von Makrophyten dominierten See.** Die Bedeutung von **Witterungseinflüssen zum Nährstoffeintrag** in die Gewässer stellt ein wichtiger Aspekt dar. Interessant wäre insbesondere auch die Untersuchung von einzelnen Gewässern **unter dem Gesichtspunkt von Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet und mögliche Auswirkungen auf den See** sowie die **Entwicklung von Gegenstrategien wie z.B. Schutzmaßnahmen.** Denn das Einzugsgebiet der meisten Gewässer wird geprägt durch landwirtschaftliche Nutzflächen, die mehr als 70 % der Kreisfläche darstellen. Das Langzeit-Monitoring des Kreises Plön könnte eventuell als **Langzeitkontrolle für die Effektivität von Maßnahmen dienen. Aspekte zum Klimawandel** ebenso wie **Untersuchungen zu Verschiebungen von Klarwasserphasen** wären eventuell denkbare **Themen für Bachelor- und Masterarbeiten. Hierfür soll an dieser Stelle eine Einladung zur Auswertung der Datenbank aus dem Seen-Monitoring des Kreises Plön ausgesprochen werden.**

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt den Messstellenbetreuern und Betreuerinnen, die mit größter Kontinuität und Zuverlässigkeit ihre ehrenamtliche Arbeit in das Seen-Beobachtungsprogramm des Kreises Plön einbringen. Dank gebührt Prof. Heinz Brendelberger, Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität in Kiel, und insbesondere seiner Mitarbeiterin Sabine Geisler für die Durchführung der Wasseranalysen.

Literatur

(1998): Seen-Beobachtung, Kreis Plön (Hrsg)
(2002): 10 Jahre Seen-Beobachtung im Kreis Plön
Vertrieb: Kreis Plön, Amt für Umwelt, Hamburger Str. 17-18, 24306 Plön

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Der Einfluss des Klimawandels auf aquatische Schnecken: Interaktive Effekte multipler Stressoren

Stefan Stoll[1,2], Denise Früh[1,2], Anne Seeland[2,3], Ruth Müller[2,3] & Peter Haase[1,2]

[1]Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseen Frankfurt, Abteilung Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen. (stefan.stoll@senckenberg.de, denise.frueh@senckenberg.de, peter.haase@senckenberg.de), [2]Biodiversitätund Klima-ForschungszentrumFrankfurt (BiK-F), Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt. [3]Universität Frankfurt, Abteilung Aquatische Ökotoxikologie, Max-von-Laue-Str. 13, 60438 Frankfurt. (seeland@bio.uni-frankfurt.de, RuthMueller@bio.uni-frankfurt.de)

Keywords: Multistressorengefüge, Physella acuta, allgemeine lineare Modelle, Temperatur, Salz, biotische Interaktion

Einleitung

Mit verschiedenen Forschungsansätzen wird derzeit untersucht, wie sich der Klimawandel auf aquatische Arten oder ganze Zönosen auswirken könnte. Dabei spielt die Modellierung eine immer größere Rolle (Domisch et al. 2011). Zu den Schwachpunkten vieler dieser Ansätze gehört, dass die prognostizierten Veränderungen des Klimawandels isoliert und nicht im Kontext eines Multistressorengefüges betrachtet werden. So bleiben insbesondere interaktive Effekte zwischen verschiedenen Variablen unberücksichtigt, obwohl diese für die Reaktion von Arten und Zönosen entscheidend sein können.

In dieser Studie soll ein Auswahlprozess exemplarisch vorgestellt werden, anhand dessen die wichtigsten Umweltvariablen aus einem multivariaten physikochemischen Datensatz ausgewählt werden können. Dieser zweistufige Auswahlprozess beinhaltet zuerst eine empirische statistische Modellierung, mittels derer die relative Wichtigkeit einzelner Variablen sowie ihrer interaktiven Effekte abgeschätzt werden kann. Im nächsten Schritt wird dann die Kausalität der identifizierten Wirkungsbeziehungen in Laborversuchen verifiziert. In dieser Studie soll dabei insbesondere die Rolle von Interaktionen zwischen Temperatur und anderen Umweltvariablen untersucht werden.

Material und Methoden

Statistische Modellierung zur Auswahl der wichtigsten physikochemischen Umweltvariablen

Für diese Analyse standen Daten von Makrozoobenthosproben aus hessischen Bächen (Fließgewässertypen 5, 5.1, 6, 7) zur Verfügung. Den Makrozoobenthosprobestellen wurde jeweils eine Messstelle zugeordnet, an der physikochemische Daten erhoben wurden. Dabei wurden drei Kriterien berücksichtigt: i) Die Makrozoobenthosprobestelle und die Physikochemiemessstelle durften nicht weiter als 2 km auseinander liegen, ii) kein Gewässer durfte zwischen den beiden Stellen einmünden und iii) das Datum der beiden Probenahmen mussten zusammen passen. Minimalanforderung

an die physikochemischen Daten war eine Messreihe über mindestens 12 Monate mit einer mindestens monatlichen Auflösung.

Unter Berücksichtigung dieser Anforderungen standen 363 Datensätze zur Verfügung, die jeweils Makrozoobenthosdaten nach dem Multihabitat-Beprobungsverfahren nach Haase et al. (2004) enthielten, dazu jährliche Mittelwertdaten zu den Konzentrationen folgender Substanzen: PO4, NO3, NH4, O2, TOC, Cl, sowie Mittelwerte der monatlichen Temperaturminima und Temperaturmaxima (Hijmans et al. 2005).

Für die statistischen Analysen wurde als Kennzahlen des Makrozoobenthos auf Gemeinschaftsebene die Anzahl an Taxa pro Probestelle nach der operationellen Taxaliste der EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie der Shannon-Wiener-Diversitätsindex ausgewählt, als Beispiel für eine Teilgruppe die Präsenz oder Absenz von Neozoen und als Beispiel für eine einzelne Gattung die Dichte der aquatischen pulmonaten Schnecken der Gattung *Physa* (Wethington & Lydeard 2007). Die Analysen wurden mit allgemeinen linearen Modellen durchgeführt; im Falle der Präsenz-Absenz-Daten wurde ein logarithmisches Modell für binomische Daten gewählt. Die Modelle wurden schrittweise rückwärts selektioniert bis zum Minimum des Akaike Information Criterion. Im ersten Ansatz wurden keine Interaktionsterme im Modell implementiert, in einem zweiten Ansatz wurden Interaktionen zweiten Grades zwischen der Temperatur und anderen Umweltvariablen zusätzlich berücksichtigt.

Laborexperiment zum interaktiven Effekt von Temperatur und Salzkonzentration auf die Reproduktion von P. acuta

Die Laborexperimente wurden mit der Wasserlungenschnecke *P. acuta* durchgeführt. Dafür wurden je drei adulte, fertile Individuen in 0,2 L Bechergläsern in einem orthogonalen Design mit drei Temperaturstufen (15, 20, 25°C) und vier Salzkonzentrationen (100, 200, 400, 800 mg/L NaCl) für eine Versuchsdauer von 28 Tagen gehältert. Das komplette Versuchsdesign wurde fünfmal repliziert. Die Temperaturstufen sollten niedrigen aktuellen Sommerwassertemperaturen (15°C), hohen aktuellen Sommerwassertemperaturen (20°C) und zukünftigen Sommerwassertemperaturen unter Klimawandeleinfluss (25°C) entsprechen.

Die Salzkonzentrationen waren den chemischen Gewässergüteklassen nach LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) entlehnt, wobei 100 mg/L einer tolerablen mäßigen Belastung entspricht und 800 mg/L einer sehr hohen Belastung, wobei im Freiland z.T. noch höhere Werte vorkommen. Wasserwechsel und ad libitum-Fütterung mit handelsüblichem Aquarienflockenfutter erfolgten zweimal wöchentlich. Täglich wurden neu gelegte Eigelege vorsichtig entfernt und in 2 mL Multiwellplatten bei der entsprechenden Salzkonzentration und Temperatur erbrütet. Die Anzahl der geschlüpften Nachkommen pro Eigelege wurden protokolliert.

Der Effekt von Salz und Temperatur auf die Reproduktion von *P. acuta* wurde mittels einer zweifaktoriellen ANOVA (Effekt von Salz, Effekt von Temperatur) mit Interaktion untersucht. Um die Varianzhomogenität der Daten zu gewährleisten, wurde die Anzahl der Nachkommen logarithmiert.

Ergebnisse

Statistische Modellierungen

Die Analysen zeigten, dass die Einbeziehung von Interaktionstermen die Erklärkraft der statistischen Modelle in drei von vier Beispielfällen signifikant erhöhte (Tab. 1). Zusätzlich zu dieser quantitativen Veränderung der Modelle änderten sich die Modelle auch qualitativ. So verschwanden durch die Berücksichtigung der Interaktionen einige Effekte, z.B. der Effekt von Chlorid auf die Anzahl der Arten. Es wurden aber auch neue Effekte sichtbar, z. B. der Effekt von TOC auf Neozoen. Darüber hinaus kam es vor, dass die Richtung der Auswirkung umgekehrt wurde, wie bei der Beziehung zwischen TOC und dem Shannon-Wiener-Index. Besonders auffällig war, dass sich sämtliche vormals sichtbare Temperatureffekte in die Interaktionsterme verlagerten, nur beim Modell für *Physa* kam ein neuer direkter Effekt der Temperatur hinzu.

Tab. 1: Ergebnisse der allgemeinen linearen Modelle, (a) ohne Berücksichtigung von Interaktionen und (b) mit Berücksichtigung von Interaktionen zwischen Temperatur und anderen Umweltvariablen. Signifikante ($p<0,05$), hochsignifikante ($p<0,01$) und höchst signifikante ($p<0,001$) positive Zusammenhänge wurden mit +, ++, und +++ markiert, entsprechende negative Zusammenhänge mit -, -- und ---. Die Modelle mit und ohne Interaktionen wurden mit χ^2-Tests verglichen, signifikante Unterschiede ($p<0,05$) in (b) mit * markiert.

a)	R^2adj.	T_{min}	T_{max}	O_2	Cl	PO_4	NO_3	NH_4	TOC
N Arten	0,32	+++	--	---	--			---	
Shannon-Wiener	0,25	+		--	---	+		---	---
Invasive Arten	0,18		+		+++	++			
Physa	0								

b)	R^2adj.	T_{min}	T_{max}	O_2	Cl	PO_4	NO_3	NH_4	TOC	T_{min}× Cl	T_{min}× PO_4	T_{min}× NO_3	T_{min}× NH_4	T_{min}× TOC	T_{max}× PO_4	T_{max}× NH_4	T_{max}× TOC
N Arten*	0,37			---			-	---	---		--	++				+++	---
Shannon-Wiener*	0,30			-	-	+		---	+				+			+++	--
Invasive Arten	0,20				++	+++			-					+			
Physa*	0,20	--			-	---			-	-			-	++	+++		

Laborexperimente

Im Laborexperiment wurde ein positiver Effekt von steigender Temperatur ($p=0,005$), ein negativer Effekt der Salzkonzentration ($p<0,001$) und ein interaktiver Effekt beider Variablen auf die Nachkommenzahl pro Schnecke nachgewiesen ($p=0,016$) (Abb. 1). Während die Schnecken bei mäßigen Salzkonzentrationen bis 200 mg/L bei 25°C ihre Nachkommenzahl gegenüber dem Ansatz bei 15°C verdreifachen konnten, änderte sich ihre Nachkommenzahl bei hohen Salzkonzentrationen mit steigenden Temperaturen überhaupt nicht.

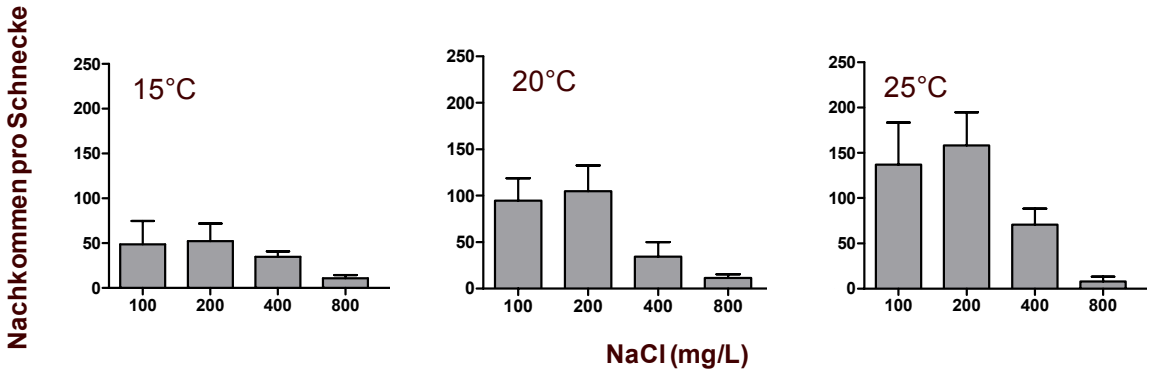


Abb. 1: Anzahl geschlüpfter Nachkommen im Laborexperiment pro Individuum von *Physella acuta* bei verschiedenen Salzkonzentrationen und Wassertemperaturen.

Diskussion

Die Analysen zeigten, dass die Temperatur im Wesentlichen in Interaktion mit anderen Umweltvariablen auf das Makrozoobenthos wirkt. Ohne Einbeziehung dieser anderen Umweltvariablen sind realistische Abschätzungen von Temperatureffekten, z.B. im Zusammenhang der Klimawandelfolgenforschung, kaum möglich.

Allgemeine lineare Modelle haben sich zur Auswahl der wichtigsten aus einer größeren Menge von Umweltvariablen bewährt. Zwar fällt bei solchen linearen Modellen der Anteil der erklärten Variabilität in der Regel niedriger aus als bei nichtlinearen Statistiken, dafür können aber aus signifikanten Interaktionstermen direkt Wirkungshypothesen abgeleitet werden, die dann in Laborversuchen auf Kausalität getestet werden können. Diese Überprüfung ist notwendig, da aufgrund der hohen Kovariabilität vieler Umweltvariablen sich die in statistischen Modellen errechneten Effekte sprunghaft ändern können, je nachdem welche Variablen und Interaktionsterme im Modell berücksichtigt werden.

Zusammenfassung

Bei der Modellierung des Einflusses von klimawandelbedingten Temperaturveränderungen auf Organismen oder ganze Zönosen, z.B. mit Art-Areal- oder empirischen Modellen, werden die Interaktionen zwischen Temperatur und anderen Umweltvariablen bislang kaum berücksichtigt. In dieser Studie wird mittels statistischer Modellierung und Laborexperimenten gezeigt, dass diese Interaktionen Temperatureffekte erheblich modifizieren können. Der Vergleich von allgemeinen linearen Modellen mit und ohne Interaktionen zur Auswirkung von acht physikochemischen Variablen auf Makrozoobenthos (Arten, funktionelle Gruppen, Zönosen) zeigen, dass die Hinzunahme von Interaktionstermen die Erklärkraft der Modelle signifikant erhöht. Temperatureffekte werden dabei fast komplett in die Interaktionsterme mit anderen Umweltvariablen verlagert. Mittels Laborexperimenten wurden interaktive Effekte von Temperatur und anderen Umweltvariablen anhand der Wasserlungenschnecke *Physella acuta* als Modellart untersucht. Es wurde gezeigt, dass diese Art prinzipiell von steigenden Temperaturen profitiert, indem sich die Reproduktion erhöht. Werden die Schnecken jedoch gleichzeitig freilandüblichen hohen Salzkonzentrationen ausgesetzt, dann profitieren die Schnecken nicht von der Temperaturerhöhung. Diese Studie zeigt, dass eine sichere Prognose von Klimawandeleffekten nur unter Einbezug weiterer, für die jeweiligen Taxa wichtiger

Umweltvariablen möglich ist. Dabei können komplexe Interaktionen zwischen verschiedenen sich ändernden Umweltvariablen die Gesamtreaktion des Systems dominieren.

Danksagung

Wir danken dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie für die Bereitstellung von Makrozoobenthosdaten und Daten zur Physikochemie der beprobten Gewässerabschnitte. Benjamin Westerwald und Vera Paquet halfen bei den Laborexperimenten. Die Studie wurde unterstützt von ‘‘LOEWE - Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz’’ vom Hessischen Ministerium für Wissenschaft und Kunst.

Literatur

Domisch S., Jähnig S.C. & Haase P. 2011. Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. Freshwater Biology 56: 2009-2020.

Haase P., Lohse S., Pauls S., Schindehütte K., Sundermann A., Rolauffs P. & Hering D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardized protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. Limnologica 34:349-365.

Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. & Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25: 1965-1978.

Wethington A.R. & Lydeard C. 2007. A molecular phylogeny of Physidae (Gastropoda: Basommatophora) based on mitochondrial DNA sequences. Journal of Molluscan Studies 73: 241-257.

MODELLIERUNGSANSÄTZE IN DER FLIEßGEWÄSSERÖKOLOGIE

AßMANN, S. & W. KONOLD: Ökologische Aufwertung strukturell defizitärer Fließgewässerabschnitte durch anliegende naturnahe oder renaturierte Gewässerstrecken

GIES, M., M. SONDERMANN, D. HERING & CH. K. FELD: Einfluss der Degradation im Einzugsgebiet auf die Nischenmodellierung benthischer Wirbelloser

KUEMMERLEN, M., B. GUSE, B. SCHMALZ, N. FOHRER, QINGHUA CAI & S. C. JÄHNIG: Catchment-scale models of freshwater ecosystems: what is there to learn?

SCHRÖDER, M., M. SONDERMANN, M. GIES, CH. K. FELD & D. HERING: Identifizierung von Quellpopulationen in Fließgewässern -Entwicklung eines Verbreitungsmodells in einem Tieflandgewässer (Treene) und Vergleich mit aktuellen Ansätzen aus dem Mittelgebirge (Ruhr)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Ökologische Aufwertung strukturell defizitärer Fließgewässer-abschnitte durch anliegende naturnahe oder renaturierte Gewässerstrecken

Sabine Aßmann[1] *& Werner Konold*[1]

[1] Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Landespflege, Tennenbacher Str. 4, 79106 Freiburg, E-Mail: sabine_assmann@landespflege.uni-freiburg.de

Keywords: Renaturierung, degradierte Gewässerstrecken, Strahlwirkung, Makrozoobenthos, Metrics

Einleitung

Naturnahe oder renaturierte Fließgewässerstrecken in einem guten ökologischen Zustand sollen einen positiven Effekt auf die Ökologie von anliegenden strukturell schlechteren Abschnitten haben. Diese These beruht auf dem Ansatz des Strahlwirkungseffektes, der vom Deutschen Rat für Landespflege (DRL) 2008 vorgestellt wurde. Strahlwirkung beschreibt ein Phänomen, bei dem auch in naturfernen, begradigten und befestigten Fließgewässerabschnitten gewässertypische Lebensgemeinschaften nachgewiesen werden können und somit der ökologische Zustand eines Fließgewässers aufgewertet wird. Es wird hierbei davon ausgegangen, dass naturnahe, hydromorphologisch intakte Gewässerabschnitte (Strahlursprung) ein großes Arteninventar aufweisen, woraus Organismen auch in anschließende naturferne Abschnitte (Strahlweg) abwandern oder -driften können, diese besiedeln oder weitere Strahlursprünge erreichen und sich somit auf ganzer Fließgewässerlänge ein guter ökologischer Zustand einstellt (DRL 2008, 2009). Weiter wird angenommen, dass mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung der Strahlwirkungseffekt abnimmt, also das Artenvorkommen und die Artenhäufigkeit geringer wird. Mit Trittsteinen – punktuelle Gewässeraufweitungen oder Einbringen von Strukturen wie zum Beispiel Totholz – lässt sich diese Wirkung verlängern.

Somit können durch gezielte räumlich begrenzte Maßnahmen, die der Ausdehnung und Vernetzung von Lebensräumen dienen, flächendeckende Verbesserungen des ökologischen Zustandes erreicht und Defizite kompensiert werden.

Im Zuge einer Forschungsarbeit am Institut für Landespflege der Universität Freiburg, wird diese These anhand des Makrozoobenthos geprüft. Im speziellen sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Ist die Makrozoobenthosfauna in renaturierten Gewässerabschnitten ähnlich zu anschließenden degradierten?
- Wie verändert sich die Fauna mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung?
- Welchen Einfluss haben Faktoren wie Umfeld, Sohle, Ufer, EZB, etc.?
- Kann auf eine mögliche Strahlwirkung geschlossen werden?

Im Folgenden werden erste Ergebnisse präsentiert.

Material und Methoden

Der Sasbach – in der badischen Oberrheinebene gelegen mit einem Einzugsgebiet von ca. 20 km² - wird dem Fließgewässertyp 5.1 feinmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach zugeordnet. Ein großer Teil des Sasbachs wurde Mitte der 60er Jahre im Zuge der Acher-Rench-Korrektion (ARE-KO) begradigt und im Trapezprofil ausgebaut. Die Sohle wurde mit Blocksteinen befestigt. 1995/96 wurde er auf einer Länge von 1400 m naturnah umgestaltet.

Das Untersuchungsgebiet umfasst ca. 3,4 km Bachlänge und schließt im Oberlauf die Renaturierungsstrecke und einen flussab direkt darauf folgenden noch degradierte Abschnitt mit einer Länge von 2 km mit ein. Es wurde eine Gewässerstrukturkartierung nach dem LAWA-Verfahren sowie eine Substratkartierung der Gewässersohle an den Stellen, an denen die Makrozoobenthos-Beprobung vorgenommen wurde, durchgeführt.

Bisher wurden jeweils im Frühjahr 2011 und 2012 Makrozoobenthos-Proben der Renaturierung (6 Probestellen) und der degradierten Bachstrecke (10 Probestellen) mittels der Multi-Habitat-Sampling-Methode (z.B. Meier et al. 2006) entnommen. Vom Ende der Renaturierung ausgehend wurde der degradierte Abschnitt im Abstand von 200 m beprobt, um die Veränderung der Makrozoobenthos-Zusammensetzung mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung berechnen zu können. Die Proben wurden möglichst bis auf Art-Niveau bestimmt und die Taxalisten mit dem Fließgewässerbewertungsprogramm ASTERICS/PERLODES (www.fliessgewaesser-bewertung.de) ausgewertet.

Anhand einiger Metrics, die für diesen Gewässertyp bzw. Fragestellung von Bedeutung sind, wurden die Renaturierung und die degradierten Bachabschnitte miteinander verglichen. Die Diversität der Lebensgemeinschaften, die EPT-Fauna (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera-Fauna) und die Anzahl der Indikator-Taxen geben Rückschlüsse auf die Habitatdiversität. Der Deutsche Fauna-Index bewertet die Auswirkungen struktureller Degradation auf Habitat- und Einzugsgebiet-Ebene. Er wird insbesondere durch die Substratdiversität sowie den Waldanteil im Einzugsgebiet beeinflusst. Ein weiterer Metric ist der Rheoindex, der das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Arten eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten angibt. Er spiegelt somit die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse wieder (Universität Duisburg Essen, 2012).

Ergebnisse und Diskussion

Vorab muss erst der Frage nachgegangen werden, ob die Renaturierung im Sasbach den Anforderungen eines Strahlursprungs nahe kommt. Die folgende Tabelle 1 zeigt die Anforderungen an einen potenziellen Strahlursprung im Allgemeinen wie es das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW, 2011) beschreibt und zeigt auf, ob die Renaturierung des Sasbachs diese erfüllt.

Tab. 1: Anforderungen an einen potenziellen Strahlursprung (nach LANUV NRW 2011) und Erfüllung der Renaturierung. ✓ bedeutet „wird erfüllt“, ~ bedeutet „wird nur bedingt erfüllt“.

Anforderungen	Potenzieller Strahlursprung	Renaturierung Sasbach
Länge des Strahlursprungs	mind. 500 m	✓
Gewässerstruktur	naturnahe gewässertypspezifische Strukturen	
- Sohle	(GSG <3)	~
- Ufer		✓
- Umfeld		✓
Durchgängigkeit	keine – geringe Defizite	✓
Rückstau	kein Rückstau	✓
Gewässerunterhaltung	bedarfsorientiert, ökologisch verträglich	✓
Biologie	mind. gut	~

Morphologisch erfüllt die Renaturierung beinahe alle Anforderungen, Einschränkungen treten bei der Gewässersohle auf. Auch bei dem Arteninventar (Biologie) müssen Defizite verzeichnet werden. Generell zeigt sich die Makrozoobenthosfauna nicht so divers und individuenstark wie von einem Strahlursprung gewünscht. Darauf wird nun im Folgenden anhand von Bewertungs-Metrics genauer eingegangen.

Die Diversität der Lebensgemeinschaften nach dem Shannon-Wiener-Index weist in beiden Jahren im Längsverlauf des Baches - ausgehend von den Probestellen der Renaturierung über die Probestellen des ausgebauten Bachabschnittes - nur eine geringe Abnahme auf.

Der Rheoindex der renaturierten und degradiertern Gewässerabschnitte liegen in beiden Jahren im untersten Bereich (Klasse 4 und 5). In den Proben der Renaturierung wurden im Vergleich zur ausgebauten Strecke durchschnittlich aber weniger rheophile Taxen gefunden.

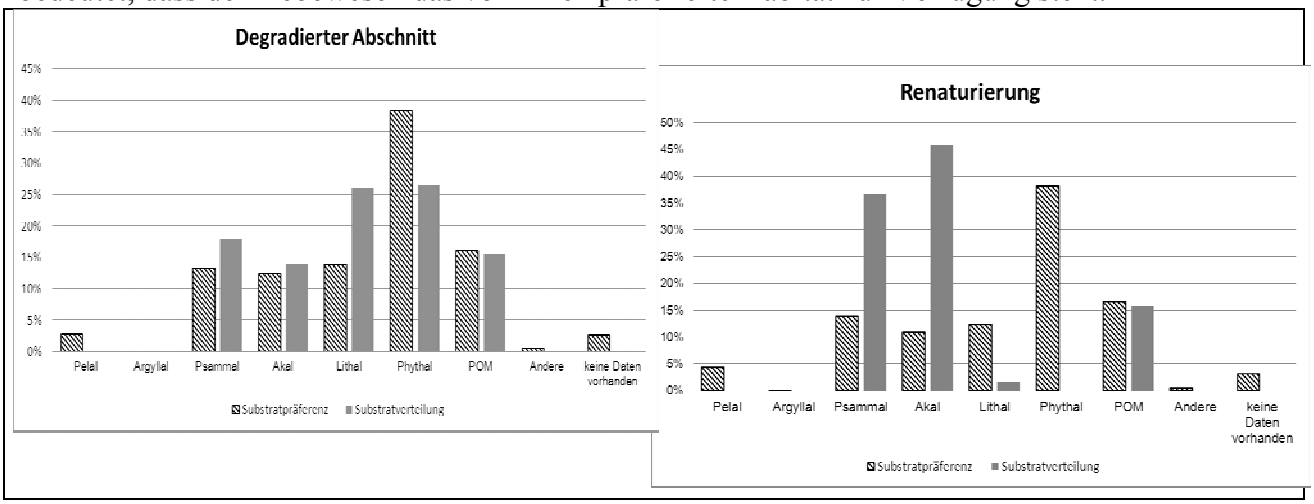
Die Anzahl der EPT-Fauna und die der Indikator-Taxa der Proben der Renaturierung und des degradierten Bereiches zeigen weder im Jahr 2011 noch in 2012 einen signifikanten Unterschied.

Der Deutsche Fauna-Index zeigt jedoch ein überraschendes Ergebnis: 2011 wird die degradierte Bachstrecke mit „sehr gut“ bewertet, die Renaturierung hingegen mit „unbefriedigend“. Dieses Ergebnis ist unter anderem auf das Vorkommen der gewichtungsschweren Libellenart *Calopteryx virgo*, der Eintagsfliege *Ephemera danica* und der Köcherfliegenlarve *Halesus sp.* in der degradierten Strecke zurückzuführen. 2012 werden beide Gewässerabschnitte als „mäßig“ beurteilt. Der Deutsche Fauna-Index wird insbesondere durch die Substratdiversität beeinflusst, da die Choriotop-Zusammensetzung neben weiteren Faktoren von entscheidender Bedeutung für die Zusammensetzung und Menge der Fließgewässerfauna ist (Thorup 1966, Bretschko 1995).

Die Substratzusammensetzung der degradierten Bachstrecke ist viel diverser als in es in der Renaturierung der Fall ist (Abbildung 1). Das Sohlsubstrat setzt sich zum Großteil aus Makrophyten, Grob-, Mittel- und Feinkies, Wurzelteile, u.v.m. zusammen. Organische Substrate stellen meist einen sehr dicht von Makrozoobenthos besiedelten Lebensraum dar, indem zwei- bis fünfmal so viel Biomasse pro Bezugsfläche vorhanden ist als in benachbarten minerogenen Sandorten (Jungwirth et al. 2003). Die Renaturierung weist hingegen einen sehr hohen Anteil an Fein- und Mittelkies (45,8 %) auf, der Sand-Anteil beträgt ca. 37 %. In Sanden ist meist nur eine geringe Benthos-Biomasse vorhanden, wenn sie nicht in Flüssen des Potamals vorliegen. Der hohe Sand-Anteil

könnte somit einer der ausschlaggebenden Faktoren für den arten- und individuenarmen Renaturierungsabschnitt sein.

Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass die in der ausgebauten Gewässerstrecke vorhandenen Substrate stark mit den Substratpräferenzen des Makrozoobenthos korrelieren (Abbildung 1). Dies bedeutet, dass den Lebewesen das von ihnen präferierte Habitat zur Verfügung steht.



Spearmann-Rho 0,905**
** auf Niveau 0,01 signifikant

Spearmann-Rho 0,456

Abb. 1: Verhältnis zwischen der Substratpräferenz der gefunden Arten und der vorhandenen Substratzusammensetzung im degradierten und renaturierten Bachabschnitt im Jahr 2011.

In der renaturierten Gewässerstrecke ist diese Korrelation weniger stark ausgeprägt. Wie bereits weiter oben erwähnt überwiegen hier Sand- und Kieshabitate. Die vorgefunden Arten sind größtenteils jedoch Makrophyten- und Totholz-Besiedler.

Aufgrund dieser Ergebnisse kann somit vermutet werden, dass das die hohe Diversität des Makrozoobenthos nicht nur zum Zeitpunkt der Probenahme im degradierten Gewässerbereich zu finden ist, sondern durch das Vorkommen passender Habitatstrukturen auch die Möglichkeit hat sich dort länger aufzuhalten und sogar anzusiedeln.

Schlussfolgerungen und Ausblick

17 Jahre sind seit der Renaturierung eines großen Abschnittes des Sasbach vergangen – genügend Zeit für eine Wiederbesiedlung. Morphologisch hat eine positive Entwicklung weitgehend stattgefunden. Dennoch ist die Substratdiversität in der degradierten Bachstrecke höher als in der Renaturierung. Diese ist durch einen hohen Sand-Anteil gekennzeichnet.

Die ersten Ergebnisse der biologischen Untersuchung zeigen, dass zwischen den degradierten und renaturierten Gewässerschnitten keine klaren Unterschiede in der Makrozoobenthos-Zusammensetzung erkennbar sind. Der Grund hierfür könnte wieder auf den hohen Anteil an Sand in der Renaturierung und die vergleichsweise hohe Substratdiversität im degradierten Gewässerabschnitt zurückgeführt werden. Die geringe Fließgeschwindigkeit im Bereich der Renaturierung lässt sie wie ein „Sandfang“ wirken. Dies wirkt sich mit einem sehr geringen Aufkommen von rheophilen Arten in der gesamten Untersuchungsstrecke aus. Es liegt die Vermutung nahe, dass mit der erfolgten Planung, Umsetzung oder Entwicklung der Renaturierung nicht der gewünschte Erfolg erzielt werden konnte. Weiterer Einflussfaktor für dieses Ergebnis könnte aber auch das oberhalb der Untersuchungsstrecke liegende Siedlungsgebiet sein. Dieses macht die Abwesenheit einer ver-

fügbaren Population, die für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung nötig ist und nicht nur aus Ubiquisten besteht, sehr wahrscheinlich. Darauf deutet auch der niedrige Wert des Deutschen-Fauna-Indexes hin.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass aufgrund dieser ersten Ergebnisse eine Strahlwirkung im Sasbach nicht ausgeschlossen werden kann. Auch wenn die Renaturierung des Sasbachs im Hinblick auf den ökologischen Zustand nicht den gewünschten Erfolg erzielt hat, weist der anschließende degradierte Fließgewässerabschnitt dieselbe Fauna auf, und dies auf der gesamten untersuchten Länge von 2 Kilometern.

Im Zuge dieser Forschungsarbeit wurden noch weitere Bäche im AREKO-Gebiet untersucht und zusätzliche Probenahmen sind für das Frühjahr 2013 geplant. Die Daten werden auch auf eine Veränderung der Makrozoobenthos-Zusammensetzung im Längsverlauf hin überprüft. Es sollen weitere Einflussfaktoren wie das Einzugsgebiet, Umfeld, Ufer, Sohle, etc. identifiziert und mit einbezogen werden. In Abhängigkeit vom Vorhandensein früherer Daten, werden Vergleiche zwischen dem ökologischen Zustand vor und nach der Renaturierungsmaßnahme durchgeführt.

Danksagung

Diese Untersuchung entsteht im Rahmen einer Doktorarbeit am Institut für Landespflege der Universität Freiburg und wird durch den Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) finanziert.

Literatur

Bretschko, G. (1995): The ecological importance of stream bedsediments, regardless of whether or not they are inundated. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Brunensis Biologia 91: 5-17.

DRL – Deutscher Rat für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des DRL, Heft Nr. 81.

DRL – Deutscher Rat für Landespflege (2009): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des DRL, Heft Nr. 82.

Jungwirth, M.,Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. (2003): Angewandte Fischökologie in Fließgewässern. Fakultas, Wien: 167-168.

LANUV NRW – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2011): Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis. LANUV-Arbeitsblatt 16. Recklinghausen.

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Online im Internet: URL: http://www.fliessgewaesser-bewertung.de (Stand vom 07.11.2012)

Thorup, J. (1966): Substrate type and its value as a basis for the delimination of bottom fauna communities in running waters. In Cummins K.W., C.A. Trypon & R.T. Hartmann (eds.). Organism-substrate relationships in streams. Special publications Nr. 4, Pymatuning Laboratory of Ecology. Univ. of Pittsburg: 59-74.

Universität Duisburg Essen (2012): Fließgewässerbewertung. Online im Internet: URL: http://www.fliessgewaesser-bewertung.de (Stand vom 07.11.2012)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Einfluss der Degradation im Einzugsgebiet auf die Nischenmodellierung benthischer Wirbelloser

Maria Gies, Martin Sondermann, Daniel Hering & Christian K. Feld

Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, maria.gies@uni-due.de

Keywords: Makrozoobenthos, Einzugsgebiet, Verbreitungsmodell, Degradation, NPMR, Validierung, ROC

Einleitung und Fragestellung

Renaturierungen haben trotz signifikanter Verbesserungen der Hydromorphologie oft nicht die erwarteten positiven Effekte auf die Lebensgemeinschaften und damit auf die Gewässerbewertung (Jähnig et al. 2009). Die Aufwertung der Lebensgemeinschaften durch eine Wiederbesiedlung renaturierter Abschnitte mit anspruchsvollen Arten erfordert das Vorhandensein von Quellpopulationen dieser Arten in der Nähe von Renaturierungen (Sundermann et al. 2011). Verbreitungsmodelle (hier synonym zu Nischenmodelle oder Habitatmodelle verwendet) können dabei helfen, mögliche Quellpopulationen auf Basis von gegebenen Umweltparametern im Einzugsgebiet vorherzusagen. Das Vorkommen von wirbellosen Arten in Gewässern ist bekanntermaßen abhängig von vielen äußeren Umwelteinflüssen (z.B. Nahrungsverfügbarkeit, Physikochemie, biotische Interaktionen), artspezifischen Eigenschaften (Physiologie, Mobilität) und dem Vorhandensein bestimmter Habitatstrukturen. Zudem hat die Landnutzung oberhalb eines Gewässerabschnitts Einfluss sowohl auf die Hydromorphologie vor Ort (Kail et al. 2009) als auch auf die Besiedlung und damit die Bewertung eines Gewässerabschnitts (Kail & Hering 2009, Lorenz & Feld 2012). Da eine umfassende Modellierung, die alle nötigen Faktoren berücksichtigt, oftmals sehr komplex ist, wird in der Verbreitungsmodellierung meist auf Habitatstrukturen zurückgegriffen. In dieser Studie wurden die Gewässerstrukturgütekartierung sowie Landnutzungsdaten herangezogen. Diese Daten bilden mögliche hydromorphologische als auch landwirtschaftlich bedingte Degradation im Einzugsgebiet sehr gut ab. So stellt sich bei der Verbreitungsmodellierung auf regionaler Ebene die Frage, inwieweit unterschiedliche Degradationsgradienten in Einzugsgebieten Modellergebnisse und damit die Übertragbarkeit von Modellen beeinflussen. Dieser Einfluss kann potentiell auf drei Ebenen greifen:

- Arten: Gibt es artspezifische Unterschiede in der Modellierbarkeit von Arten in unterschiedlichen Einzugsgebieten?
- Prädiktoren: Spiegeln die Prädiktoren in den Modellen den Degradationsgrad im Einzugsgebiet wider?
- Modellgüte: Unterscheidet sich die Vorhersagequalität von Modellen derselben Art in unterschiedlichen Einzugsgebieten?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete und Eingangsdaten

Die Studie wurde im Einzugsgebiet (EZG) der oberen Ruhr (inkl. der Lenne) in Nordrhein-Westfalen durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet wird durch grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5) und fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Typ 9/9.2) charakterisiert. Die Lenne ist einer der größten Zuflüsse in die Ruhr und im gesamten Einzugsgebiet stark durch Uferverbau, zahlreiche Querbauwerke und eine hohe Besiedlungsdichte überformt. Das oberhalb der Lennemündung gelegene Einzugsgebiet der oberen Ruhr ist hingegen durch eine Mischung aus hydromorphologischer Degradation und Landwirtschaft geprägt.

In den Jahren 2010 und 2011 wurde an insgesamt 225 Gewässerabschnitten von 100 m Länge (112 Abschnitte der Lenne, 113 Abschnitte der oberen Ruhr) die Präsenz/Absenz von elf Makroinvertebraten habitatspezifisch überprüft: *Calopteryx virgo*, *Dinocras cephalotes*, *Gammarus pulex*, *Hydropsyche dinarica*, *Hydropsyche incognita*, *Hydropsyche instabilis*, *Leuctra geniculata*, *Perla marginata*, *Silo pallipes*, *Silo piceus* und *Siphlonurus lacustris*. Als unabhängige Umweltparameter wurden die großräumig verfügbaren Daten zur Gewässerstrukturgüte am Gewässerabschnitt (auf Einzelparameter-Niveau) sowie die Landnutzung oberhalb des Gewässerabschnitts in 5 Kategorien (Acker, urbane Flächen, Nadel-Misch-Wald, Laubwald, extensive Landnutzung) herangezogen. Insgesamt ergaben sich daraus 32 unabhängige Variablen, die in die Modellierung einbezogen wurden. Zudem wurde der Datensatz nach artspezifischer Verbreitungspräferenz bezüglich der Quellentfernung unterteilt, um den unterschiedlichen größenabhängigen Gewässercharakteristika Rechnung zu tragen.

Modellierungsmethode und Validierung

Für die Verbreitungsmodellierung wurde die Nichtparametrische Multiplikative Regression (NPMR) verwendet, die bisher hauptsächlich in der Vegetationsökologie (z.B. McCune 2007, Yost 2008) Anwendung fand und neuerdings auch zur Modellierung von Makroinvertebraten genutzt wird (Jyväsjärvi et al. 2011). Diese Regressionsmethode sucht iterativ die besten Wirkungsvariablen (d.h. Umweltparameter) und Kombinationen aus der Gesamtheit heraus, indem die Umweltparameter schrittweise zu den Modellen hinzugefügt werden (*forward stepwise*) (McCune 2006). Dabei setzt die NPMR Umweltparameter untereinander und mit dem Vorkommen von Arten multiplikativ in Beziehung, sodass Interaktionen zwischen den Faktoren berücksichtigt werden. Hier wurde auf Basis von Binärdaten ein gewichtetes lokales Modell mit einer Gauss-Funktion ausgewählt, die die Umweltparameter abhängig von der Distanz zum Optimum gewichtet. Der Zusammenhang zwischen Artvorkommen und ausgewählter Prädiktoren (*goodness of fit*) wird durch eine dimensionslose Zahl, den logB-Wert, angegeben. Das Modell mit dem höchsten logB wurde als bestes Modell ausgewählt. Die Methode integriert eine Kreuzvalidierung, die die Berechnung einer Sensitivität jedes Prädiktors (Einfluss des Prädiktors im Modell) als auch eines kreuzvalidierten AUC-Wertes zulässt (s.u.).

Um abzuschätzen, wie zuverlässig ein Modell der Realität entspricht, bietet sich eine unabhängige Validierung mit Fremddaten mittels einer ROC-Analyse an. Die Methode der *receiver operating characteristic* (ROC) findet zunehmend in der ökologischen Modellierung Anwendung (z.B. Bartelt et al. 2011). ROC vergleicht die Modellvorhersagen für eine Art mit den Eingangsdaten (Kreuzvalidierung) oder unabhängigen Artvorkommen und dient damit der Bewertung der Diskriminanzfähigkeit eines Modells (siehe Fawcett 2006). Ein ROC-Diagramm zeigt typischerweise eine gekrümmte, aufsteigende Kurve. Der AUC-Wert (*area under the curve*) beschreibt den Flächenanteil

unter der Kurve und indiziert, wie gut das Modell zwischen Präsenz und Absenz einer Art unterscheiden kann. Nähert sich die ROC-Kurve der Diagonalen an (AUC = 0,5), so ist die Trefferquote gleich der Falsch-Positiv-Quote, was dem Zufall entspricht. Im Allgemeinen indizieren AUC-Werte von 0,8 - 0,9 eine akzeptable Modellgüte. Werte ≥ 0,9 zeigen eine hohe Prognosegenauigkeit an (Swets 1988).

Für eine Validierung mit unabhängigen Daten zu Präsenz/Absenz der Arten wurden Monitoringdaten aus dem Ruhreinzugsgebiet herangezogen. Diese umfassten insgesamt 107 Probestellen im EZG der Lenne und 132 Probestellen im EZG der oberen Ruhr.

Ergebnisse

In Abb. 1A sind die logB-Werte beider Einzugsgebiete gegeneinander aufgetragen. Vor dem Hintergrund der unterschiedlich ausgeprägten Degradation in beiden EZGs zeigt sich erwartungsgemäß eine Gruppe von Arten mit höheren logB-Werten in der Ruhr (≥ 7) und gleichzeitig niedrigen logB-Werten in der Lenne (*L. geniculata*, *S. piceus*, *S. lacustris*). Den höchsten logB-Wert zeigt *H. instabilis* mit 9,75. Eine deutliche Gruppierung ist in den Lenne-Modellen nicht erkennbar. Das Modell von *D. cephalotes* zeigt hier den zweithöchsten logB-Wert mit 5,32, der im Ruhr-Modell einen vergleichbaren Wert von 5,45 beträgt. Einige Arten wie *S. pallipes*, *C. virgo* und *H. incognita* zeigen in beiden EZGs keine gute Modellierbarkeit.

Abb. 1B zeigt ein entsprechendes Diagramm mit den kreuzvalidierten AUC-Werten beider EZGs. Die drei besten Arten in der Ruhr erreichen ebenfalls einen guten AUC-Wert >0,8, diese Modelle weisen damit eine gute Diskriminanzfähigkeit für Präsenz und Absenz dieser Arten auf. Auch *H. instabilis* erreicht eine gute Modellgüte mit einem kreuzvalidierten AUC-Wert von 0,83. *D. cephalotes* liegt bei einem akzeptablen AUC-Wert von 0,78. Auffällig ist hier, dass die Modelle von *H. incognita* trotz einem schlechten Modellzusammenhang in beiden EZGs einen sehr hohen AUC-Wert >0,9 aufweisen.

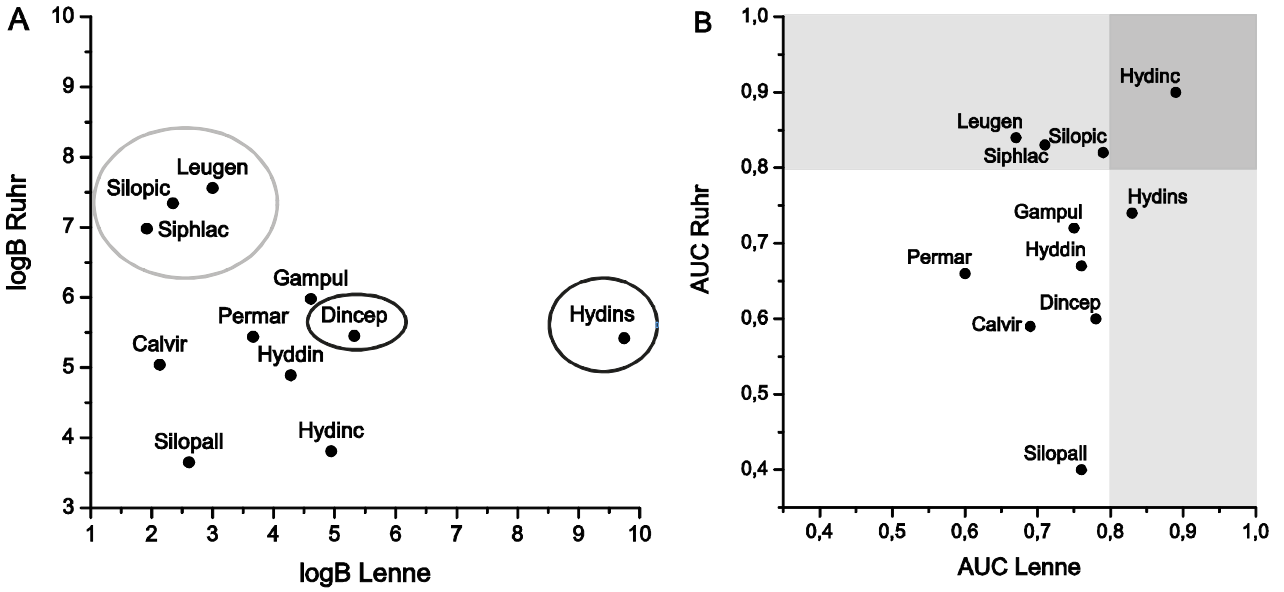


Abb. 1: Punktdiagramm von logB-Werten (A) und aus der Kreuzvalidierung resultierenden AUC-Werten (B) beider Einzugsgebiete Lenne und Ruhr. In A sind die jeweils höchsten logB-Werte eingekreist (schwarz Lenne, grau Ruhr), in B ist der Bereich guter Diskriminanzfähigkeit (0,8 – 1,0) grau hinterlegt.

Um den Einfluss bestimmter Prädiktoren in den Modellen zu vergleichen, wurden die GSG-Parameter in drei Gruppen (Sohle, Ufer, Umfeld) eingeteilt, die Landnutzungsvariablen wurden entsprechend in Wald, extensiver (Grünland) und intensiver Landnutzung (Siedlung/Industrie, Acker) klassifiziert. Die über alle Modelle gemittelten Sensitivitäten der Prädiktoren ergeben somit den mittleren Einfluss dieser Prädiktorengruppe, die durch die Kreisgröße relativ angegeben wird. Die Zahl in der Mitte der Kreise gibt die Anzahl der Prädiktoren in der entsprechenden Gruppe an. In Abb. 2 ist der Einfluss der Prädiktoren der Gewässerstrukturgüte (A) und der Landnutzung (B) in beiden EZGs angegeben. In den Lenne-Modellen spielen gemäß der starken hydromorphologischen Degradation Umfeldparameter keine Rolle, wohingegen hauptsächlich Sohl- als auch Uferstrukturen einen großen Einfluss in den Modellen haben. Hinsichtlich der Landnutzung haben v.a. Wald als auch extensive Landnutzung den größten Einfluss, intensive Landnutzung ist entgegen der Erwartung in den Lenne-Modellen von geringerer Bedeutung. In den Ruhr-Modellen zeigt sich eher eine Mischung verschiedener Einflüsse, wobei Uferstrukturen den höchsten Einfluss in den Modellen haben. Hinsichtlich der Landnutzung zeigt sich hier ebenfalls der größte Einfluss bei Waldparametern, jedoch ist der Einfluss im Vergleich zu den Lenne-Modellen geringer.

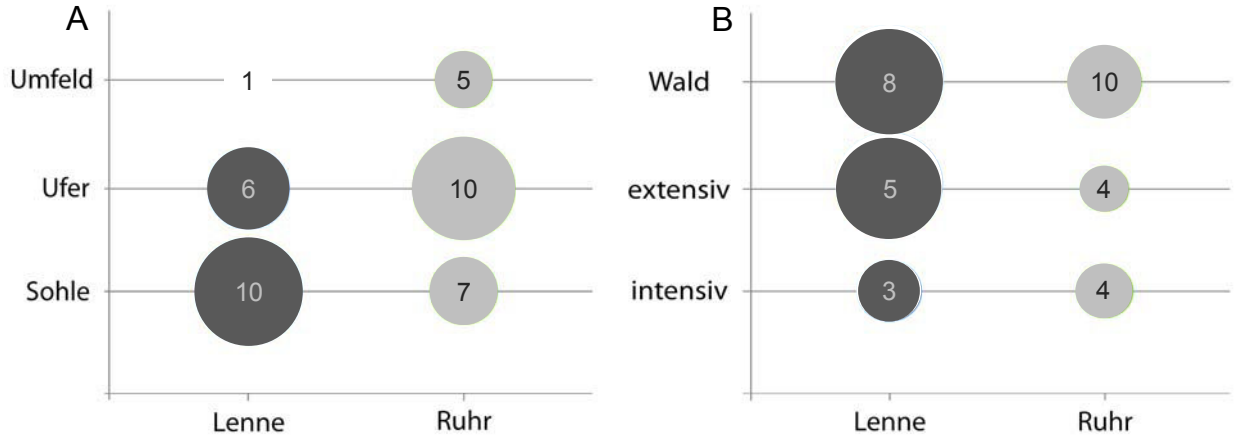


Abb. 2: Mittlerer Einfluss von Parametergruppen der Gewässerstrukturgüte (A) und der Landnutzungsanteile (B) in beiden Einzugsgebieten Lenne und Ruhr. Die Größe der Kreise gibt den Einfluss der jeweiligen Gruppe gemittelt über alle Modelle des jeweiligen EZGs an, die Zahl in der Mitte der Kreise gibt die Anzahl der Prädiktoren innerhalb der jeweiligen Gruppe an.

Die unabhängige Validierung (ROC) mit Monitoringdaten ergibt insgesamt nur sehr niedrige AUC-Werte von unter 0,7 (Abb. 3). Teilweise liegen die AUC-Werte um 0,5 (z.B. *G. pulex*, *S. pallipes*, *P. marginata*) und zeigen somit nur zufällige Modellvorhersagen an. Im Allgemeinen liegen die unabhängigen AUC-Werte unter den kreuzvalidierten Werten. Auch die Art *H. incognita*, die in der Kreuzvalidierung sehr hohe AUC-Werte in beiden EZGs erreicht, weist in der unabhängigen Validierung nur Werte von 0,6 auf. Ein Unterschied auf Artebene ist nicht erkennbar.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Verbreitungsmodellierung für zwei unterschiedlich degradierte Teileinzugsgebiete der Ruhr hat gezeigt, dass die Charakteristika dieser Einzugsgebiete die Modellierbarkeit einiger Arten deutlich beeinflussen. Einige Arten zeigten deutliche Unterschiede in der Modellierbarkeit: mit Ausnahme von *Hydropsyche incognita* waren die als eher anspruchsvoll einzustufenden Arten *Hydropsyche instabilis* und *Dinocras cephalotes* im hydromorphologisch degradierten EZG der Lenne gut model-

lierbar, wohingegen die eher habitattolerantere Art *Leuctra geniculata* im naturnäheren bis landwirtschaftlich geprägten EZG der oberen Ruhr besser modellierbar war. Auffällig war dabei das inverse Bild in der Modellgüte: die beiden besten Modellarten im jeweiligen EZG waren deutlich schlechter im jeweils anderen EZG. Die Prädiktoren spiegelten teilweise die Charakteristika der Einzugsgebiete in den Modellen wider, vor allem die Gewässerstrukturgüte scheint ein guter Indikator des Degradationszustandes zu sein. Aufgrund der Modellunterschiede ist jedoch eine Übertragbarkeit von Verbreitungsmodellen auf regionaler Ebene als schwierig zu betrachten.

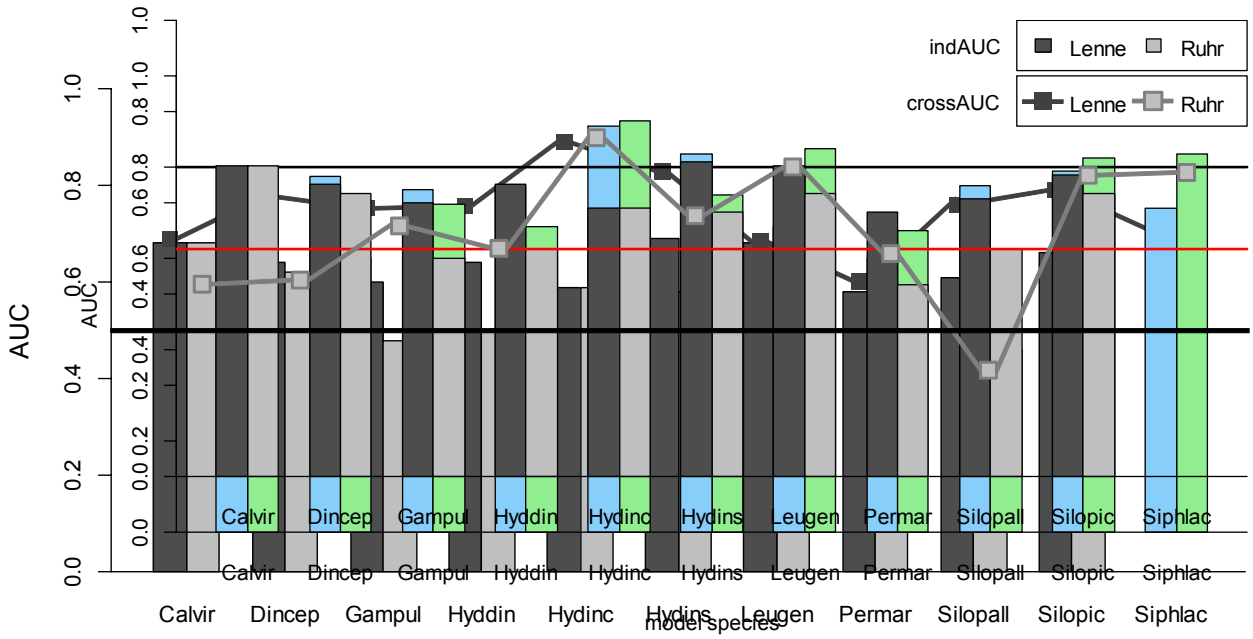


Abb. 3: AUC-Werte für alle Modelle resultierend aus der unabhängigen Validierung mit Monitoringdaten aus beiden EZGs. Die unabhängigen AUC-Werte (indAUC) sind als Balken angegeben, die Kurven geben vergleichend die AUC-Werte aus der modellinternen Kreuzvalidierung (crossAUC) an. Die horizontale Linie indiziert eine zufällige Diskriminanzfähigkeit bei einem AUC = 0,5.

In dieser Studie wurden nur großräumig verfügbare Umweltparameter (Gewässerstrukturgüte und Landnutzung) verwendet, um eine großräumige Vorhersage zum Vorkommen der Arten zu ermöglichen. Eine Verbesserung der Modelle durch Einbeziehen lokaler Umweltparameter wie Physikochemie und Substrate ist zu erwarten.

Das Beispiel *H. incognita* zeigt, dass ebenfalls die Prävalenz, d.h. die Vorkommenshäufigkeit einer Art Einfluss auf die Modellergebnisse hat. Die Art wies eine besonders niedrige Prävalenz in beiden Einzugsgebieten von unter 10% auf. Bei solch niedrigen Häufigkeiten ist es statistisch wahrscheinlicher Absenzen korrekt vorherzusagen, sodass dadurch zwangsläufig ein hoher AUC-Wert in der Kreuzvalidierung resultiert. Bei einer Prävalenz von 10% gibt es statistisch eine 90%ige Wahrscheinlichkeit, Absenzen einer Art korrekt vorherzusagen, sobald mit einer Annahme von 100% Absenzen verglichen wird. Liu et al. (2005) empfehlen eine Prävalenz um die 50%, um solche Artefakte zu vermeiden. Bei der Interpretation von Verbreitungsmodellen sollten neben der *goodness of fit* (hier logB) sowohl die Ergebnisse der Kreuzvalidierung als auch die Prävalenz der Arten berücksichtigt werden.

Zusätzlich zur Kreuzvalidierung sollte zudem eine unabhängige Validierung mit Realdaten durchgeführt werden, um die Modellvorhersagen mit der Realität zu vergleichen. In dieser Studie wurden dafür Monitoringdaten herangezogen, die auf der Standardmethode des Multi-Habitat-Samplings basieren. Die abhängigen Eingangsdaten für die Modelle basieren jedoch auf einer höher aufgelösten, habitatspezifischen Beprobung, sodass diese Daten das Vorkommen von Arten sicherer angeben. Es ist davon auszugehen, dass sich an den Monitoringstellen die Prävalenzen der Arten und die Rate korrekt vorhergesagter Vorkommen erhöht und damit der gezeigte Vergleich der Modellergebnisse mit Monitoringdaten eher unterschätzte AUC-Werte ergibt. Bei einer unabhängigen Validierung sollten sich die herangezogenen Daten sowohl hinsichtlich der Auflösung als auch der Besammlungsmethode entsprechen.

Danksagung

Mein Dank gilt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Förderung der Dissertation, in deren Rahmen diese Untersuchung durchgeführt wurde. Dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) danken wir für die Bereitstellung von Monitoringdaten.

Literatur

Bartelt, P.E., Gallant, A.L., Klaver, R.W., Wright, C.K., Patla, D.A. & C.R. Peterson (2011): Predicting breeding habitat for amphibians: A spatiotemporal analysis across Yellowstone National Park. Ecological Applications 21(7): 2530-2547.

Fawcett, T. (2006): An introduction to ROC analysis. Pattern Recognition Letters 27: 861-874.

Jähnig, S., Lorenz, A. & D. Hering (2009): Habitat mosaics and macroinvertebrates – does channel form determine community composition? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19: 157-169.

Jyväsjärvi, J., Aroviita, J. & H. Hämäläinen (2011): Evaluation of approaches for measuring taxonomic completeness of lake profundal macroinvertebrate assemblages. Freshwater Biology 56(9): 1876-1892.

Kail, J., Jähnig, S.C. & D. Hering (2009): Relation between floodplain land use and river hydromorphology on different spatial scales: a case study from two lower-mountain catchments in Germany. Fundamental and Applied Limnology 174(1): 63-73.

Kail, J. & D. Hering (2009): The influence of adjacent stream reaches on the local ecological status of central european mountain streams. River Research and Applications 25(5): 537-550.

Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P. & R.G. Pearson (2005): Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. Ecography 28: 385-393.

Lorenz, A.W. & C.K. Feld (2012): Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. Hydrobiologia.

McCune, B. (2006): Non-parametric habitat models with automatic interactions. J. Veg. Sci. 17: 819-830.

McCune, B. (2007): Improved estimates of incident radiation and heat load using non-parametric regression against topographic variables. Journal of Vegetation Science 18: 751-754.

Sundermann, A., Stoll, S. & P. Haase (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications 21 (6): 1962–1971.

Swets, J.A. (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science 240: 1285–1293.

Yost, A.C. (2008): Probabilistic modeling and mapping of plant indicator species in a Northeast Oregon industrial forest, USA. Ecological Indicators 8(1): 46-56.

Catchment-scale models of freshwater ecosystems: what is there to learn?

Mathias Kuemmerlen[1], Björn Guse[2], Britta Schmalz[2], Nicola Fohrer[2], Qinghua Cai[3] & Sonja C. Jähnig[1]

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

Keywords: SDMs, BIOMOD, benthic macroinvertebrates, catchment, small scale.

Introduction

The use of species distribution models (SDMs) in ecology has rapidly increased in recent years, mainly because of the insights they provide on species' occurrence and the environment, but also because their outcomes can be readily applied for conservation purposes. Most abundant in the terrestrial realm, there are growing numbers of applications in freshwater ecosystems. This statistical modeling method has received critics in the past, as often there are only weak links to ecological theory and because there are technical issues that need to be resolved. Yet SDMs continue to be improved to overcome these shortcomings and to evolve into dependable tools which improve the understanding of species distributions, while providing valuable information to conservation practitioners (Elith and Leathwick, 2009).

A key factor when designing SDMs is the choice of scale, not only because it defines the area that will be studied, but because it limits the number and resolution of suitable environmental variables used as predictors. Scale is also an important factor for the effective conservation of freshwater ecosystems, as it determines the success of any measure taken. According to Dudgeon et al. (2006) the basin scale (i.e. catchment), is the appropriate scale for freshwater ecosystem management.

Catchments encompass the environmental information which is relevant to a stream and its biota. This information, often referred to as physical or abiotic factors, is observable as gradients in the stream network, and measurable inside the stream in the form of e.g. discharge, water temperature and sediment transport; or outside the water like precipitation, slope and different land uses (Vannote et al., 1980; Malmqvist, 2002). Most of these physical factors can be grouped into one of four categories: bioclimatic, topographic, hydrologic and land use (Fig.1). By elaborating SDMs with these physical factors grouped in these categories, it is possible to determine the relative importance of the predictors for species distribution patterns by comparing the modeled predictions.

The availability of reliable information on freshwater ecosystems and their organisms is extremely important if we consider that freshwater biodiversity is declining worldwide (Dudgeon et al., 2006). Here we present a preliminary study for a method to test and apply SDMs as management information tools at the catchment scale. In the first phase of the study we elaborated models based on a raster cell approach, where each raster cell bears its value for an environmental predictor. The results are presented below. In a second phase, the predictors will be calculated such as to obtain a dataset in which each raster cell reflects a value representative of the upstream sub-catchment (e.g. sub-catchment average). Later it should be possible to define which of the two approaches is more suitable for each predictor category.

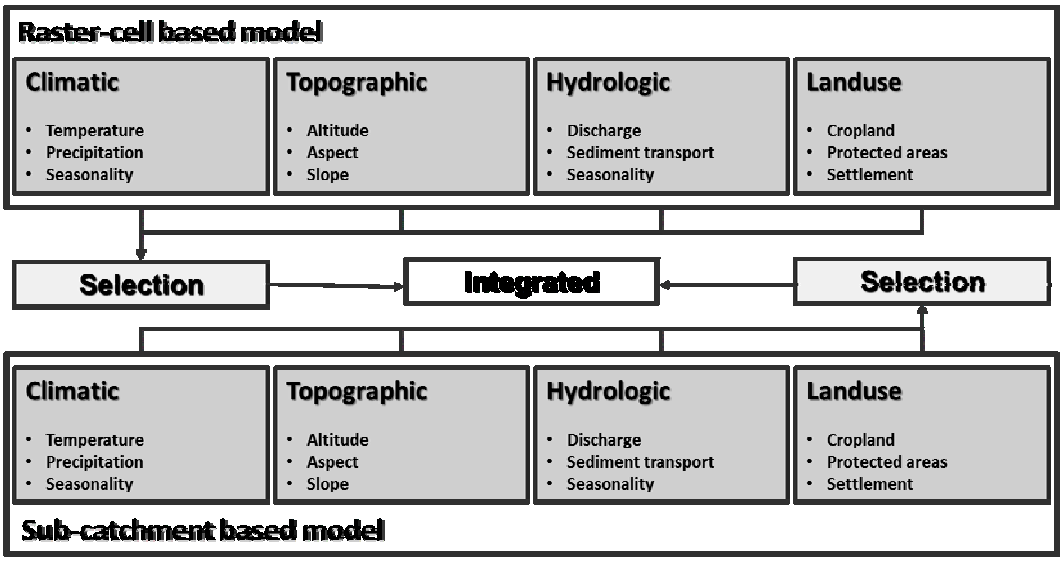


Fig. 1: Modeling scheme of the raster-cell and sub-catchment models

Methods

Study site

The modeled catchment is drained by the river Treene, which flows into the Eider River before reaching the North Sea. The area taken into account is located upstream of the tide-influenced section of the river, to account for true freshwater habitats only. The catchment is part of the northernmost German state of Schleswig-Holstein and covers area of 481 km^2. The Treene catchment is characterized by a lowland topography, its altitude ranging between 2 and 80 m.a.s.l.

Modelling procedure

The stream network was split up into 11 159 raster cells with a 25m resolution and used as a template to extract the values of the environmental predictors. Bioclimatic predictors (mean diurnal range, temperature seasonality, lowest temperature of coldest month, precipitation of driest month, precipitation seasonality) were calculated according to Nix (1986) using the DIVA-GIS software (Hijmans et al., 2005) based on temperature and precipitation data of the 'German Weather Service' (DWD; Mueller-Westermeier, 1995) and were later downscaled from 1km to 25m by means of bilinear interpolation. The topographic predictors (aspect, altitude, flow accumulation, flow direction, slope) were based on a 25m digital elevation model (DEM; © GeoBasis-DE / BKG, 2011) and computed using Spatial Analyst on ARCGis (ESRI, 2011). Hydrological predictors (mean annual

discharge, discharge seasonality, monthly discharge variation, spring discharge variation, spring sediment variation) were derived from a hydrological model set up for the Treene catchment using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT, version 2009 9.3.7; Arnold et al., 1998). The hydrological model output consisted of discharge data in monthly steps at 108 sites on the stream network, for the period between 2000 and 2005. Discharge data was later extrapolated to the complete stream network with a linear interpolation using the topographical predictor flow accumulation, as they show high correlation. Land use predictors (cropland, protected areas, settlement, settlement proximity, forest) were modified from basic land use model (ATKIS® Basis-DLM, © GeoBasis-DE / BKG, 2011).

Every SDM was set up using the R package BIOMOD (R Development Core Team 2011, Thuiller et al., 2009; v. 1.1.6-9) for benthic macroinvertebrates with reliable datasets, distributed in four orders and nine species: Ephemeroptera (*Ephemera danica* MÜLLER 1764, *Heptagenia sulphurea* MÜLLER 1776, *Kageronia fuscogrisea* RETZIUS 1783, *Paraleptophlebia submarginata* STEPHENS 1836, *Serratella ignita* PODA 1761), Trichoptera (*Brachycentrus subnubilus* STEPHENS 1835, *Lepidostoma hirtum* FABRICIUS 1775), Odonata (*Calopteryx splendens* HARRIS 1782) and Coleoptera (*Orectochilus villosus* MÜLLER 1776). The calculation of the presence only model used five different algorithms (GLM, GBM, CTA, ANN and FDA). Occurrence data was split into a 70% model training set and a 30% model testing set and 10 replicate runs were performed to be combined into a final model ensemble.

The five most relevant predictors were chosen across all categories, based on the relative importance of each one in their respective category models; correlating variables were removed. With the selected set of predictors a final 'integrated' model was elaborated. The performance indicators of the four category models and the integrated models were compared using Mann–Whitney U test.

Tab. 1: Predictors and their relative importance in the integrated model.

Environmental predictors	Relative importance
Mean discharge	58.8 ± 12.0
Slope	14.8 ± 2.4
Temperature seasonality	13.7 ± 7.0
Discharge seasonality	9.1 ± 4.2
Settlement proximity	3.6 ± 1.5

Results

From every category, one predictor was selected for the integrated model except for the hydrologic category, where two were included. Mean discharge explained most of the variation in the model (59%; Table 1). The performance indicators for all models ranged from good to very good, with some variability in the results being evident among the modeled species, especially in the bioclimatic and the land use models. The integrated model achieved significantly higher AUC values than all models for the single categories ($p<0.002$ for all comparisons). TSS results for the integrated model showed higher values of statistical significance only when compared to the models from the bioclimatic and the land use categories ($p<0.001$ for both comparisons, Fig. 2).

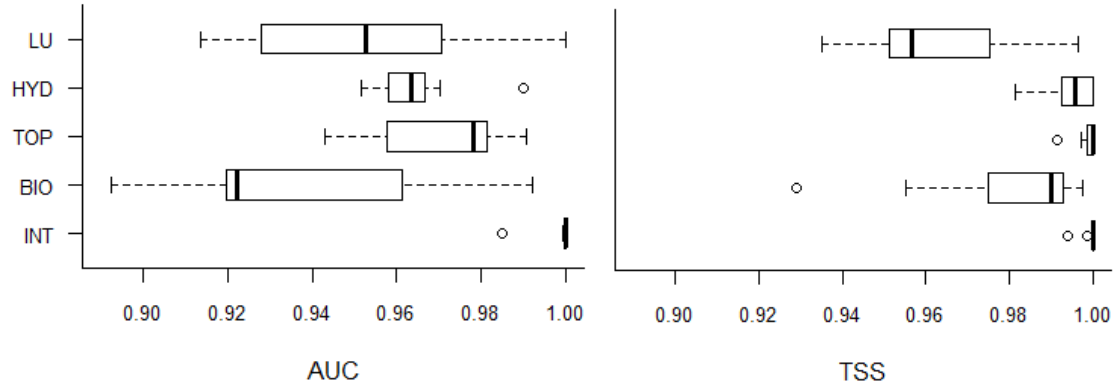


Fig. 2: AUC and TSS values for 4 category models: land use (LU), hydrologic (HYD), topographic (TOP) and bioclimatic (BIO), as well as for an integrated model (INT).

Discussion

All of the AUC and half of the TSS values of the single category models (bioclimatic, topographic, hydrologic & land use) were significantly inferior to those of the integrated model. This indicates that a model elaborated with combined predictors from different categories, yields improved results. An integrated model also delivers much more credible results from an ecologist's perspective, as it relies on more than only one predictor category, but a set of environmental variables, some of which are known to affect the occurrence patterns of benthic macroinvertebrates. This is of particular importance when modelling at a small scale, where an incremental amount of physical factors determine the composition of the community (Malmqvist, 2002).

More ecologically relevant variables such as nutrient load, pollutants and water temperature just to name a few, remain to be considered. Their inclusion in SDMs will have to wait either for the development of measurement methods that deliver them as 'environmental surfaces' or for models which predict their values longitudinally through the stream network. In addition, future scenarios of environmental predictors, with small scale or catchment accuracy, would permit predicting changes in the distribution of species.

At the current state of development, catchment scale SDMs can aid conservation practitioners to take more informed decisions. Models of this sort can be elaborated for specific species of interest (e.g. threatened or indicator species) in order to locate areas important to their subsistence. At the same time it should be possible to determine which environmental variables shape their distributions, at to what extent they are relevant. With the correct predictors at hand, it should be possible to predict the outcome of a specific conservation measure or to assess the resilience of species to global change.

Acknowledgements

This investigation is part of a PhD studentship funded by the German Research Foundation (DFG) with the project 'Integrated modeling of the response of aquatic ecosystems to land use and climate change in the Poyang Lake region, China' as part of the National Natural Science Foundation of China (NSFC)/DFG joint funding program 'Land Use and Water Resources Management under Changing Environmental Conditions'. This work was also funded in part by the German Federal

Environmental Foundation (DBU) (project code 20007/897). We wish to thank the 'Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein' (LLUR) for providing the species records, 'Schleswig-Holstein's Government-Owned Company for Coastal Protection, National Parks and Ocean Protection' (LKN-SH) for the discharge data, the 'German Weather Service' (DWD) and the 'Potsdam Institute for Climate Impact Research' (PIK) for the climate data.

References

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., and Williams, J.R. (1998). Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association *34*, 73–89.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews *81*, 163–182.

Elith, J., and Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics *40*, 677–697.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., and Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology *25*, 1965–1978.

Malmqvist, B. (2002). Aquatic invertebrates in riverine landscapes. Freshwater Biol *47*, 679–694.

Mueller - Westermeier, G. (1995). Numerisches Verfahren zu Erstellung klimatologischer Karten (Offenbach am Main: Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes).

Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., and Araújo, M.B. (2009). BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography *32*, 369–373.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., and Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *37*, 130–137.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Identifizierung von Quellpopulationen in Fließgewässern – Entwicklung eines Verbreitungsmodells in einem Tieflandgewässer (Treene) und Vergleich mit aktuellen Ansätzen aus dem Mittelgebirge (Ruhr)

Maria Schröder1, Martin Sondermann1, Maria Gies1, Christian K. Feld1, Daniel Hering1

1Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, maria.schroeder@uni-due.de

Keywords: Verbreitungsmodellierung, Renaturierung, Makrozoobenthos, Boosted Regression Trees, Logistische Regression, Nicht-parametrische multiplikative Regression

Einleitung

Die Vorhersage von Vorkommen anspruchsvoller Arten ist insbesondere vor dem Hintergrund aktueller Renaturierungsmaßnahmen von Bedeutung. Stressoren auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen beeinflussen das Vorkommen benthischer Wirbelloser und begrenzen damit möglicherweise den Erfolg lokal durchgeführter Renaturierungen (Feld & Hering 2007). Eine Übersicht der Verteilung von Quellpopulationen für ausgewählte Arten in Form von Verbreitungskarten kann in diesem Zusammenhang wertvolle Informationen liefern um Fließgewässerabschnitte zu identifizieren, die nahe an Quellpopulationen liegen und somit für Renaturierungszwecke geeignet sind. Ziel der Verbreitungsmodellierung ist es, mit Hilfe von Umweltvariablen Aussagen über die Habitatverfügbarkeit für Makrozoobenthosarten zu formulieren und ihre Auftrittswahrscheinlichkeit für Fließgewässerabschnitte zu bestimmen. Hierzu wurden sowohl großräumige Umweltparameter wie die Landnutzung im Einzugsgebiet als auch hydromorphologische Variablen „vor Ort“ und die Verteilung der Substrate auf der Gewässersohle mit dem Auftreten der Arten in Beziehung gesetzt. Anhand unserer Untersuchung soll für die Arten der Gattung *Calopteryx* sp. beispielhaft gezeigt werden, wie unter Anwendung verschiedener Modellierungsansätze in Tiefland (für *Calopteryx splendens*) und Mittelgebirge (für *Calopteryx virgo*) die Verbreitung einer Art prognostiziert werden kann. Im Zuge der Modellierung werden darüber hinaus Umweltvariablen identifiziert welche das Vorkommen von *Calopteryx splendens* und *Calopteryx virgo* in den jeweiligen Untersuchungsgebieten bestmöglich beschreiben.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete und Datengrundlage

Die Verbreitungsmodellierung für *Calopteryx* sp. wurde in zwei Einzugsgebieten durchgeführt. Das Einzugsgebiet der Treene in Schleswig-Holstein erstreckt sich über ein Gebiet von ca. 270 km^2. Der Hauptlauf der Treene ist vorwiegend sandgeprägt (Fließgewässertyp 15) während weitere Gewässer im Einzugsgebiet den Fließgewässertypen 14 und 16 zuzuordnen sind. Das Einzugsgebiet der oberen Ruhr umfasst ein Gebiet von ca. 3.450 km^2. Die Gewässer sind überwiegend grobmaterialreich-silikatisch geprägt und werden den Fließgewässertypen 5, 9 und 9.2 zugeordnet.

Für das Einzugsgebiet der Treene wurden die Makrozoobenthosproben aus den vergangenen Fließgewässermonitoring-Erhebungen im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie ausgewertet und auf das Vorkommen von *Calopteryx splendens* untersucht. Insgesamt wurden 77 Probestellen für Modellierungszwecke ausgewählt. Gleichermaßen wurde in den Jahren 2010 und 2011 für das Einzugsgebiet der Ruhr an 225 Gewässerabschnitten das Vorkommen von *Calopteryx virgo* überprüft. Die Probenahmen beziehen sich auf die Gewässerabschnitte analog zur Erhebung der Gewässerstrukturgüte (Länge 100m). Die Angaben zum Artvorkommen liegen in Form von Präsenz/Absenz-Daten vor (0/1).

Die Prognose des Vorkommens der Arten für ein gesamtes Einzugsgebiet wurde korrelativ mit Hilfe von Umweltparametern (Prädiktoren) ermittelt. Um eine flächendeckende Voraussage des Artvorkommens durchzuführen, wurden für die Berechnung der Verbreitungsmodelle hydromorphologische Bewertungsindizes der Gewässerstrukturgütekartierung (GSG) sowie Landnutzungsvariablen herangezogen. Die ufernahen Landnutzungsanteile wurden in verschiedenen Puffergeometrien (Pufferstreifen unterschiedlicher Länge und Breite) in einem Geographischen Informationssystems (GIS) ermittelt. Die Entfernung von der Quelle und die Höhe über NN wurden als zusätzliche Umweltparameter bestimmt. Im Vorfeld der Modellierung wurden die Umweltparameter identifiziert welche nur durch einen kurzen Umweltgradienten gekennzeichnet waren. Weiterhin wurden Korrelationsanalysen durchgeführt, um deutlich untereinander korrelierte und damit redundante Umweltparameter zu identifizieren. Diese Umweltparameter wurden im Vorfeld der Modellierung aus dem Prädiktorenpool entfernt.

Modellierungsansätze

Für die Prognose der Verbreitung von *Calopteryx* sp. wurden unterschiedlichen Modellierungstechniken angewendet.

Für die Berechnung des Verbreitungsmodell für *Calopteryx splendens* im Einzugsgebiet der Treene wurde die Methode der Boosted Regression Trees (BRT) gewählt (Elith et al. 2008). Als Grundlage für die Berechnung von BRT dienen Regressionsbäume. Hierbei werden zur Erklärung der abhängigen Variablen (Vorkommen einer Art) binäre Entscheidungsbäume gebildet, welche mit Hilfe der verwendeten Umweltvariablen (Prädiktoren) eine bestmögliche Klassifikation der Daten (Vorkommen/Nicht-Vorkommen einer Art) ermöglichen. Bestmöglich bedeutet hierbei, den Vorhersagefehler (Residuen) zu minimieren. Anstelle der Berücksichtigung eines einzelnen Entscheidungsbaumes zur Modellierung einer Art kombinieren BRTs eine Vielzahl von Entscheidungsbäumen. Es wird demnach nicht ein einzelner Baum zur Erklärung des Vorkommens einer Art herangezogen sondern es werden eine Vielzahl von Bäumen gebildet welche zusammen ein additives Modell ergeben und damit häufig die Vorhersagequalität des Modells erhöhen.

Zur Prognose des Vorkommens von *Calopteryx virgo* für das Einzugsgebiet der Ruhr wurden die logistische Regression (LR) und die nicht-parametrische multiplikative Regression (NPMR) angewendet. Bei der LR wird nach einer logistischen Funktion gesucht, die den Zusammenhang zwischen einer abhängigen und mehreren unabhängigen Variablen (Umweltvariablen) abbildet (Hosmer & Lemeshow 2000). Diese Gleichung beschreibt den Zusammenhang zwischen der Veränderung unabhängiger Variablen einerseits und der Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit zu einer Kategorie (Vorkommen/Nicht-Vorkommen der Art) der abhängigen Variablen andererseits. Die LR eignet sich daher besonders für die Modellierung binärer Datensätze (hier: Präsenzen und Absenzen von *Calopteryx virgo*). Im Gegensatz zur additiven Berechnungsweise der logistischen Regression liegt der Methode der NPMR ein multiplikativer Algorithmus zu Grunde. Die multiplikative Berechnungsweise ermöglicht dabei die Berücksichtigung komplexer Beziehungen zwischen

den einzelnen Prädiktoren. Die NPMR findet sowohl für binäre Datensätze, also auch für quantitative Datensätze Verwendung (McCune 2006).

Mittels der genannten Modellierungsansätze ist es möglich, die Wahrscheinlichkeit des Artvorkommens für jeden Fließgewässerabschnitt im Einzugsgebiet zu definieren. Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens liegt dabei zwischen 0 und 1. Üblicherweise wird in jedem Modellierungsverfahren ein Trennwert ermittelt, welcher eine Aussage über Präsenz oder Absenz der Art zulässt. Standardmäßig wird ein Wahrscheinlichkeitswert von 0.5 zur Auftrennung des Datensatzes herangezogen.

Ergebnisse

Die Abbildung 1 zeigt beispielhaft die Verbreitung von *Calopteryx virgo* im Einzugsgebiet der Ruhr (logistische Regression). Die schwarzen Abschnitte markieren die Fließgewässerabschnitte, in denen das Vorkommen von *Calopteryx virgo* als positiv eingestuft wird. Helle Bereiche stellen Fließgewässerabschnitte dar, in denen die Art fehlt, d.h. in denen die vor Ort herrschenden Habitatbedingungen ein Vorkommen von *Calopteryx virgo* möglicherweise einschränken. Es ist zu erkennen, dass *Calopteryx virgo* häufig in Oberläufen der Gewässer als vorkommend gewertet wird.

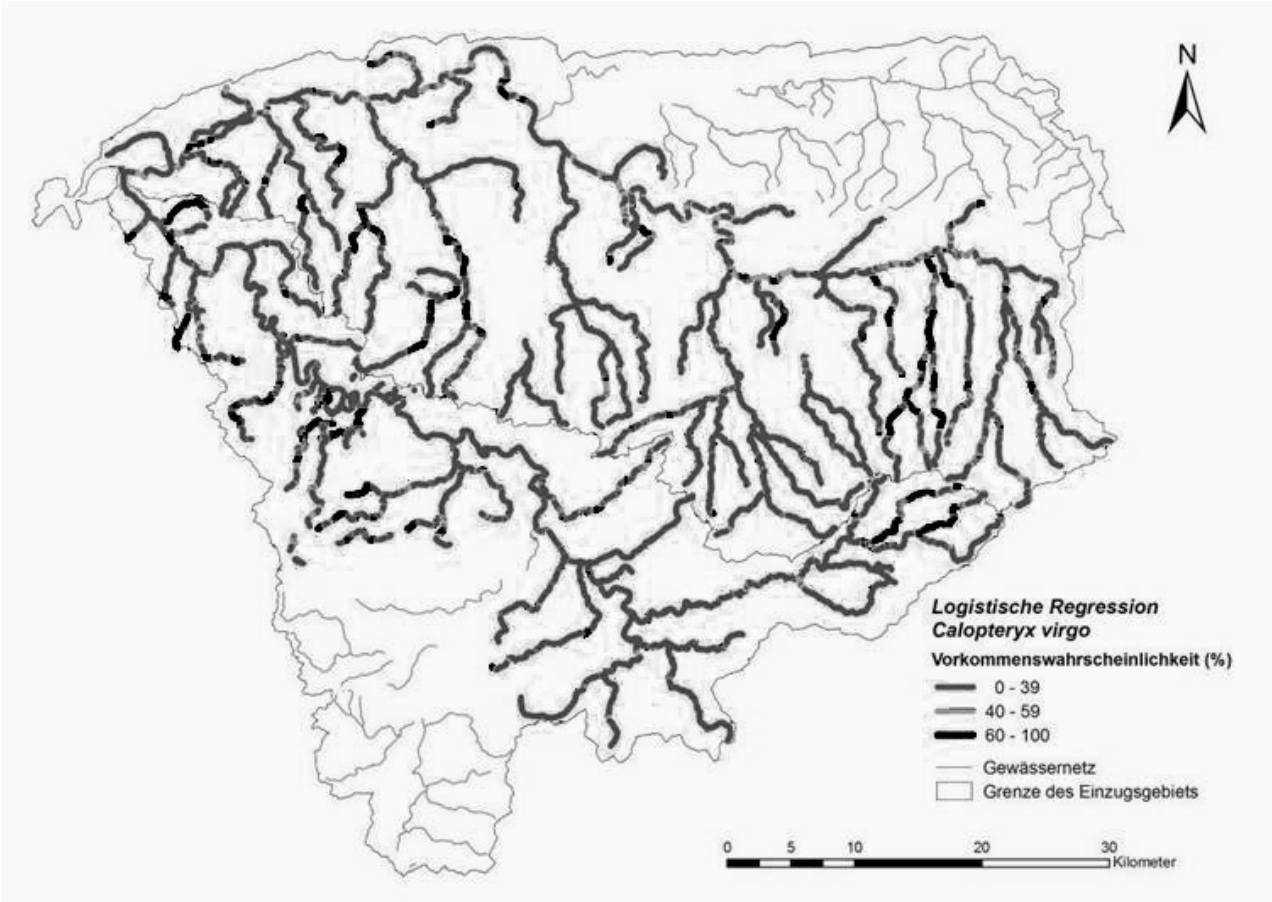


Abbildung 1: Quellpopulationen von *Calopteryx virgo* im Einzugsgebiet der Ruhr (LR)

Um die Überstimmung beider Modellansätze (LR, NPMR) für die Prognose des Vorkommens von *Calopteryx virgo* im Einzugsgebiet der Ruhr zu vergleichen wurde die prozentuale Übereinstimmung für die Vorhersage in allen Fließgewässerabschnitten errechnet. Insgesamt wurde eine Prognose für 10152 Fließgewässerabschnitte erstellt. Die prozentuale Überstimmung für beide

Modellansätze lag bei 82 %. Für knapp 1/5 der Fließgewässerabschnitte stimmten die Modellprognosen nicht überein.

Für das Vorkommen von *Calopteryx virgo* im Einzugsgebiet der Ruhr wurde die Höhe als bedeutsamste Variable in beiden Modellansätzen ermittelt (siehe Tab. 1). Die mit LR ermittelten Umweltvariablen finden sich auch im Variablenpool der NPMR wieder. Für die optimale Vorhersage von *Calopteryx splendens* im Tiefland wurden über BRT fünf Umweltvariablen identifiziert. Die Höhe über NN ist hier negativ mit dem Auftreten der Art korreliert.

Tab. 1: Variablenselektion für unterschiedliche Modelle in Tiefland und Mittelgebirge für Arten der Gattung *Calopteryx* . (+) indiziert eine positive Korrelation, während (–) einen negativen Zusammenhang zwischen der Umweltvariablen und dem Auftreten der Art beschreibt. Die Variablen sind gemäß ihrer Bedeutung für das Vorkommen der Art gelistet.

Methode	BRT (Tiefland)	LR (Mittelgebirge)	NPMR (Mittelgebirge)
Variable 1	Laufentwicklung 500 m oberhalb der Probestelle (+)	Höhe über NN (+)	Höhe über NN (+)
Variable 2	% Anteil Feuchtflächen (+)	Strömungsdiversität (+)	Uferbewuchs (+)
Variable 3	% Anteil Wasserflächen (+)	Verhältnis Wald zu intensiver Landwirtschaft (+)	% Anteil extensiver Landwirtschaft (+)
Variable 4	% Anteil Sand an Gewässersohle (+)		Verhältnis Wald zu intensiver Landwirtschaft (+)
Variable 5	Höhe über NN (-)		Substratdiversität (+)

Diskussion

Die Prognose des Vorkommens von *Calopteryx virgo* im Mittelgebirge zeigt, dass die Verwendung unterschiedlicher Modelle zur Berechnung des Vorkommens einer Art bei identischer Datengrundlage leicht unterschiedliche Ergebnisse produziert. Für etwa 20 % aller Fließgewässerabschnitte differieren die Prognosen. Um eine „abgesicherte“ Prognose zu ermöglichen wäre es daher sinnvoll nur beiderseits positive Prognosen als Vorkommen von Quellpopulationen zu werten.

Die Identifizierung der wichtigsten Umweltvariablen für das Vorkommen der Arten der Gattung *Calopteryx* in Tiefland und Mittelgebirge ist teilweise durch ihre autökologischen Charakteristika zu erklären. *Calopteryx splendens* präferiert Mittel- und Unterläufe größerer Fließgewässer (% Anteil Wasserflächen (+)), deren angrenzende Landschaft sich durch einen erhöhten Offenland Anteil auszeichnet. Der damit einhergehende höhere Besonnungsgrad führt zu einer Erwärmung des Gewässers. Höhere Nährstoffeinträge im Vergleich zu Oberläufen kleinerer Fließgewässer begünstigen weiterhin die Verkrautung der Gewässer (in den Sommermonaten). *Calopteryx virgo* besiedelt in Mittelgebirgsbächen hingegen häufig Fließgewässerabschnitte in Ober-und Mittelläufen, die sich im Allgemeinen durch eine niedrige Temperatur, erhöhte Strömung und geringere Nährstofffracht auszeichnen. Beide Arten zeigen demnach häufig eine unterschiedliche Einnischung gemäß ihrer ökologischen Präferenzen (Sternberg & Buchwald 2000). Ein syntopes Vorkommen beider Arten ist jedoch bekannt. Ein natürliches Gewässerumfeld scheint in beiden Einzugsgebieten das Vorkommen der Art zu begünstigen (Verhältnis Wald/intensive Landwirtschaft im Mittelgebirge (+), % Anteil von Feuchtflächen im Tiefland (+)).

Danksagung

Hiermit möchte ich mich bei meinen Arbeitskollegen Maria Gies und Martin Sondermann für die Bereitstellung der Daten bedanken. Christian K. Feld und Daniel Hering danke ich für die wertvollen Kommentare und fachliche Unterstützung im Rahmen der Auswertung. Dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR) gilt mein besonderer Dank für die Bereitstellung der biologischen Datengrundlage.

Literatur

Elith, J., Leathwick, J.R., T. Hastie (2008): A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology, 77, 802–813.

Feld, C.K. & Hering, D. (2007): Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. Freshwater Biology, 52, 1380–1399.

Hosmer, D.W, Lemeshow, S. (2000): Applied Logistic Regression. John Wiley & Sons, New York.

McCune, B. (2006): Non-parametic habitat models with automatic interactions. Journal of Vegetation Science. 17, 819–830.

Sternberg, K. & R. Buchwald (2000): Libellen Baden-Württembergs. Band 1. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.

RÖNICKE, H., K. FRIESE & K. RAHN: Phytoplanktondynamik in den Vorsperren der Rappbode-Talsperre (Harz) 2011

SCHARF, W.: Was wäre wenn? Klimawandel, Füllstand und Gewässergüte von Talsperren

WILLMITZER, H.: Trinkwassertalsperre Leibis/Lichte - Wasserqualität während des Probestaus 2005 bis 2010

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Phytoplanktondynamik in den Vorsperren der Rappbode-Talsperre (Harz) 2011

Rönicke, Helmut[1]; Friese, Kurt[2] & Rahn, Karsten[3]

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Seenforschung Brückstrasse 3a, 39114 Magdeburg, E-mail: [1] helmut.roenicke@ufz.de, [2] kurt.friese@ufz.de, [3] karsten.rahn@ufz.de

Keywords: Phytoplankton, Chlorophyll, Nährstoffe, Vorsperren

1. Einführung

Die Rappbode- und Hasselvorsperre im Ostharz (Sachsen-Anhalt, Abb. 1) dienen dem Geröll- und Schlammrückhalt sowie der Nährstoffrückhaltung und speisen die Rappbodetalsperre. Sie bewirken damit eine mechanische und biologische Vorreinigung des Wassers, bevor es in die Hauptsperre fließt. Die Rappbodetalsperre sowie ihre Vorsperren werden vornehmlich für die Trinkwasserversorgung genutzt und bilden das Kernstück des Rappbode-Talsperrensystems. Darüber hinaus dienen sie dem Hochwasserschutz. Die zwei Vorsperren liegen nicht weit voneinander entfernt (1,6 km Luftlinie) und sind hinsichtlich ihrer Morphometrie und Verweilzeit sehr ähnlich. Die Einzugsgebiete sind gleich groß (44 km2) und in vergleichbarer Höhe gelegen (ca. 600 m). Während das Einzugsgebiet der Rappbode zu 72 % forstwirtschaftlich genutzt wird, dominiert landwirtschaftliche Nutzung mit 58 % im Einzugsgebiet der Hassel. Die Vorsperren und Einzugsgebiete sind Teil des Talsperrenobservatoriums (TOR), in dem Mobilisierung, Transport und Abbau von DOC erfasst werden.



Abb. 1: Lage der Rappbode- und Hasselvorsperre im Ostharz

Phosphor und anorganischer Stickstoff

Bei Betrachtung der Phosphorkonzentrationen (TP) im euphotischen Wasserkörper beider Vorsperren (Abb. 2) fällt auf, dass in der Hassel Vorsperre gegenüber der Rappbode Vorsperre zum Teil bedeutend höhere Phosphorkonzentrationen analysiert wurden (Juli/August, November/Dezember). Sie schwankten in der Hassel Vorsperre zwischen 20 µg/L zu Jahresbeginn und 59 µg/L im Sommerzeitraum (Juli). In der Rappbode Vorsperre betrugen sie 13 µg/L im zeitigen Frühjahr (März) und 31 µg/L Ende August. Die höchsten TP-Konzentrationen in beiden Vorsperren wurden in den Sommermonaten erfasst.

Ein ähnliches Bild zeigt die Darstellung der anorganischen Stickstoffkonzentrationen (Abb. 3). Sie lagen in der Hassel Vorsperre auf einem deutlich höherem Niveau gegenüber den Stickstoffgehalten in der Rappbode Vorsperre. Im Frühjahr konnten Spitzenkonzentrationen von über 2 mg/L erfasst werden. Bis zum Sommer fielen sie beständig und erreichten im August nur noch weniger als 100 µg/L. Im Herbst und Winter erhöhte sich die Konzentration an mineralischem Stickstoff kontinuierlich. Deutlich niedriger lagen die N-Konzentrationen im Jahresverlauf in der Rappbode Vorsperre. Die höchsten Gehalte wurden im zeitigen Frühjahr mit Werte zwischen 0,76 und 0,86 mg/L analysiert und erreichten ihr Minimum im Sommer mit Konzentrationen von weniger als 70 µg/L. Ende des Jahres lagen die Konzentrationen an mineralischem Stickstoff wieder auf dem Niveau des Frühjahres.

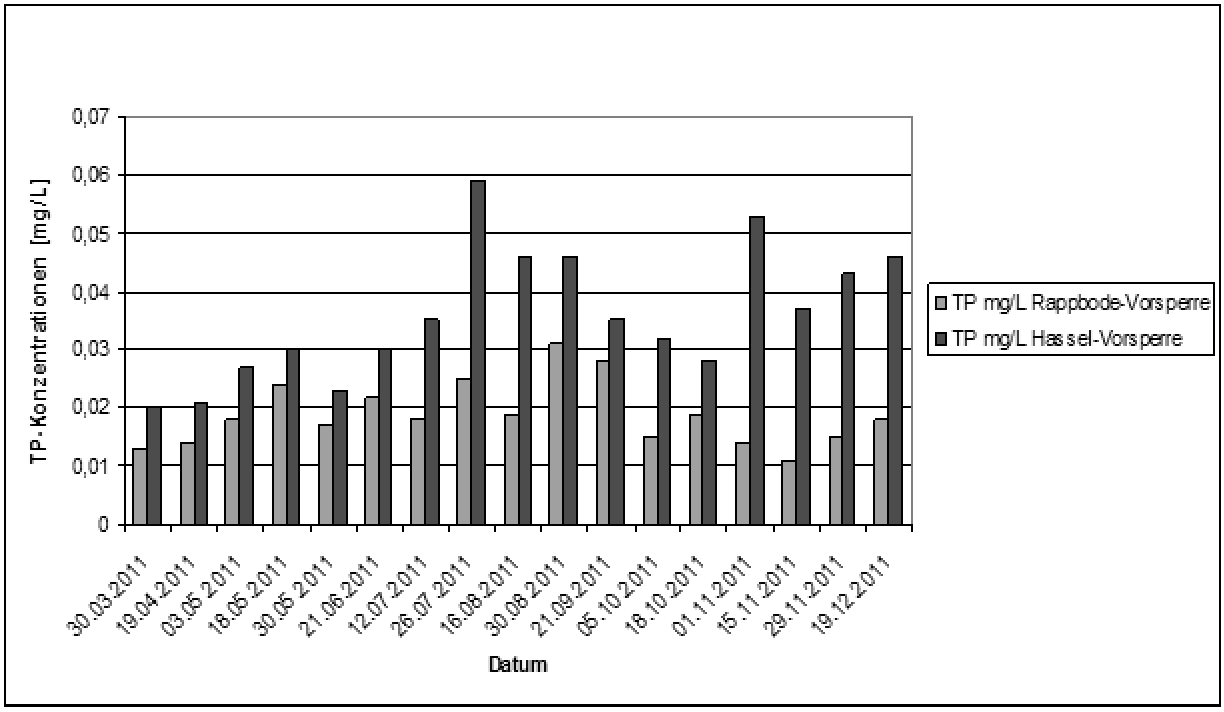


Abb. 2: TP-Konzentrationen (0-5 m) in den Vorsperren Rappbode und Hassel 2011

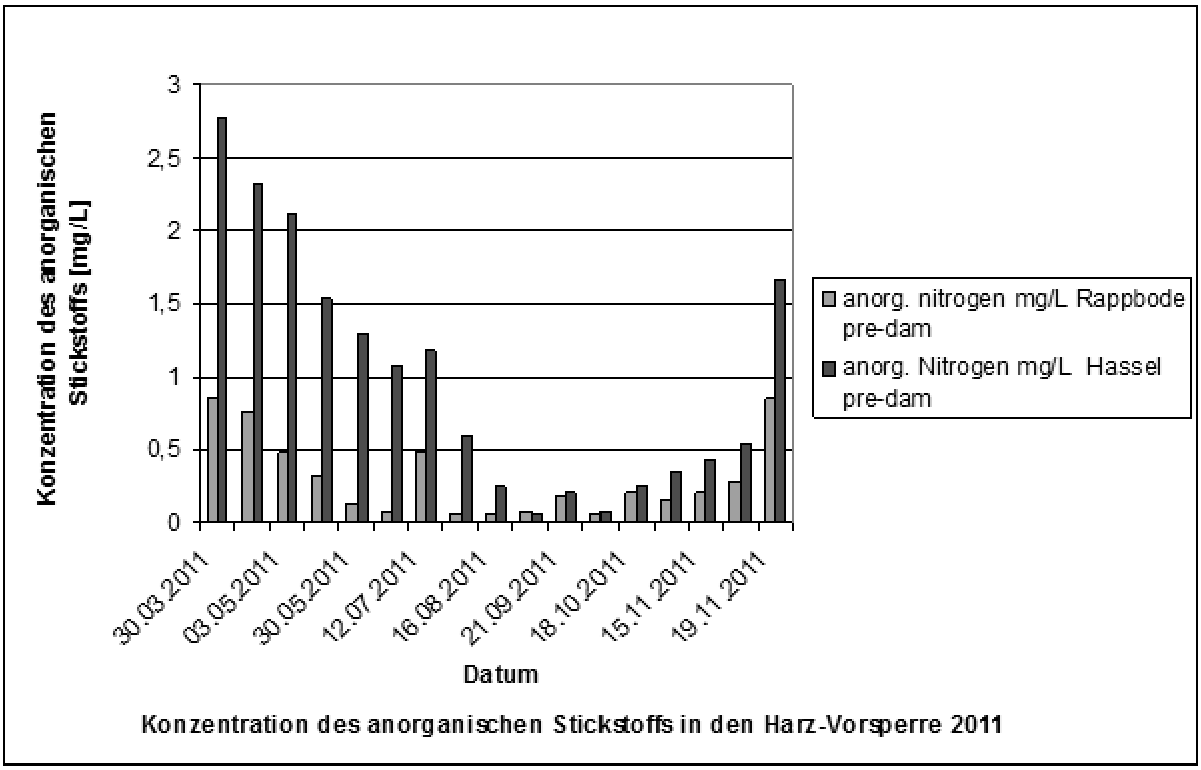


Abb. 3: Anorganische Stickstoffkonzentrationen (0-5 m) in den Vorsperren Rappbode und Hassel 2011

Chlorophyll-a Konzentrationen und Phytoplanktonabundanzen

Die Entnahme von Planktonproben aus den euphotischen Wasserkörper beider Vorsperren erfolgte 2011 14-tägig. Die Erfassung der Zellkonzentrationen wurde nach dem „Elastischen Teilkammerzählverfahren (Utermöhl, 1958) vorgenommen. Die Bestimmung der Chlorophyll-a Gehalte erfolgten nach der HPLC Analyse (DIONEX, Germany, Baborowski et al. 2011).

Nach Eisaufbruch Ende März lagen die Konzentrationen an Chl-a auf einem geringen Niveau (< 5µg/L, Abb. 4). Im April und Mai während der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons erhöhten sich die Chl-a Konzentrationen auf 6,5 µg/L in der Rappbode Vorsperre und auf 19,2 µg/L in der Hassel Vorsperre. Die höchsten Konzentrationen wurden im Sommerzeitraum ermittelt. So lagen die Spitzenwerte im August bei 19,3 µg/L in der Rappbode Vorsperre und bei 66,1 µg/L in der Hassel Vorsperre. Im Herbst nahmen die Chl-a Konzentrationen deutlich ab. Ende November lagen sie in beiden Vorsperren bei weniger als 3 µg/L.

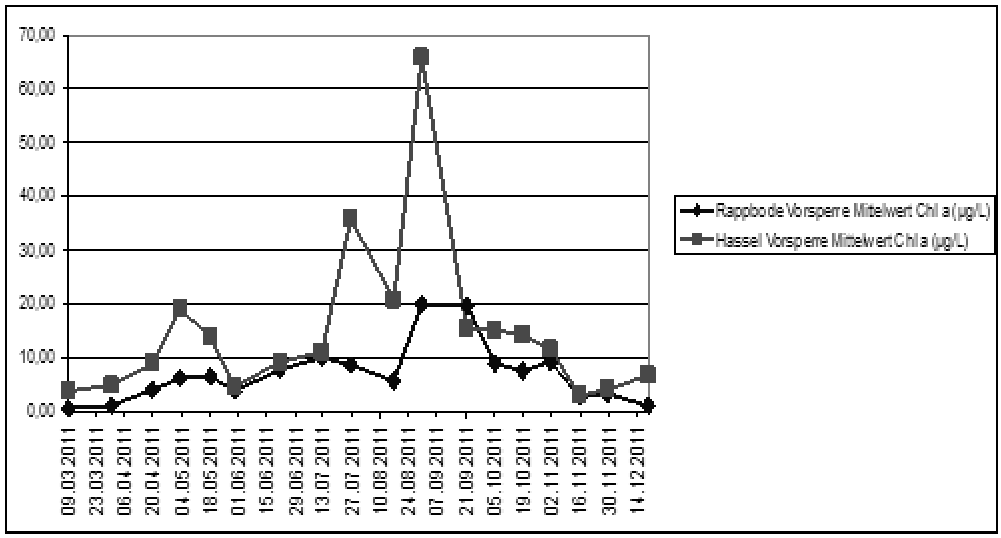


Abb. 4: Chlorophyll-a Konzentrationen (0-5 m) in den Vorsperren Rappbode und Hassel 2011

Zur Darstellung der Zellkonzentrationen im Jahresverlauf (Abb. 5) wurden die Phytoplanktonarten in die entsprechenden taxonomischen Gruppen der Cyanobakterien, Bacillariophyceen, Chlorophyceen, Cryptophyceen und Anderen (enthält die Arten der Chrysophyceen, Dinophyceen und Euglenophyceen) eingeordnet. Mit Beginn der Untersuchungen Ende März wurden sehr niedrige Zellkonzentrationen in beiden Vorsperren (weniger als 2 Mio/L) erfasst. Im April stieg die Zellkonzentration auf 10 Mio/L in der Rappbode Vorsperre und 11,6 Mio/L in der Hassel Vorsperre. Vor allem Vertreter der Bacillariophyceen (*Fragilaria crotonensis*, *F. construens*, *Diatoma elongatum*, *D. vulgare*, *Asterionella formosa*, *Melosira varians*, *Synedra ulna*, *S. acus*, *Nitzschia acicularis*, *Navicula radiosa*, *Stephanodiscus astraea*, *S. hantzschii*) dominierten die Phytoplanktonzönose. Die höchsten Zelldichten wurden im Mai in der Rappbode Vorsperre mit 13,8 Mio/L ermittelt. Neben den Bacillariophyceen traten verstärkt Chlorophyceen im Plankton auf (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus*, *S. acuminatus*, *S. tenuispina*, *S. quadricauda*, *Chodatella quadriseta*, *Dictyosphaerium puchellum*, *Ankistrodesmus falcatus*, *A. angustus*, *Oocystis marssonii*, *O. lacustris*, *Coelastrum microporum*, *Crucigenia quadrata*, *C. fenestrata*). Im Sommer und Herbst schwankten die Zellkonzentrationen in der Rappbode Vorsperre zwischen 6,4 Mio/L (Juni) und 10,1 Mio/L (September). Im Juli traten in der Hassel Vorsperre stickstoffbindende Cyanobakterien (*Anabaena flos-aquae*, *A. solitaria*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *A. gracile*) auf. Die höchsten Zellkonzentrationen der Cyanobakterien wurden im August und September mit mehr als 50 Mio/L erfasst. Ende August stieg die Zelldicht diazotropher Cyanobakterien auf 66,1 Mio/L. Ihr Anteil an der Gesamtzellkonzentration betrug mehr als 90 %. Dieser vornehmlich durch Cyanobakterien bedingte Sommergipfel der Phytoplanktonabundanz in der Hassel Vorsperre betrug das neunfache gegenüber dem Algenaufkommen in der Rappbode Vorsperre. In den Herbstmonaten nahmen die Phytoplankton-Zellzahlen in beiden Vorsperren kontinuierlich ab und betrugen am Ende des Untersuchungsjahres weniger als 5 Mio/L.

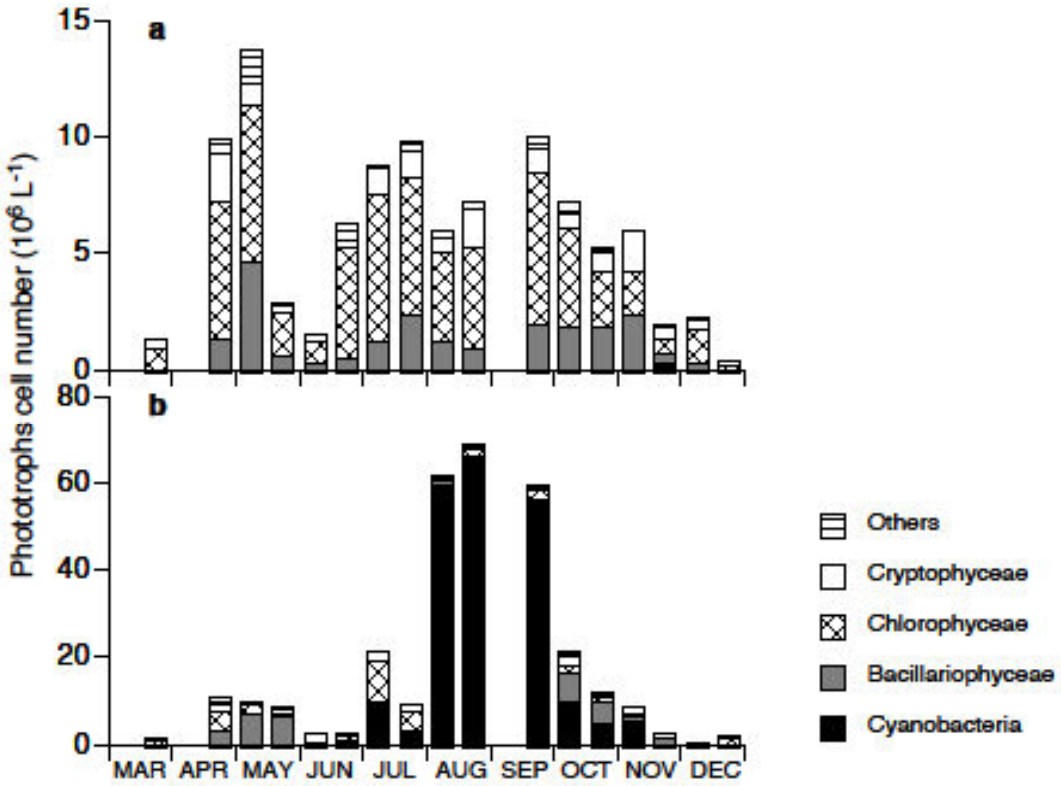


Abb. 5: Zellkonzentrationen (0-5 m) in den Vorsperren Rappbode und Hassel 2011

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Untersuchungen zur Nährstoffdynamik, zu den Chlorophyll-a Konzentrationen und dem Phytoplanktonaufkommen in beiden Vorsperren des Rappbodetalsperrensystems zeigten gravierende Unterschiede. Die Rappbode Vorsperre war durch deutlich niedrigere Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen gegenüber der Hassel Vorsperre gekennzeichnet. Nicht nur in den Zellkonzentrationen des Phytoplanktons wurden unterschiedliche quantitative Niveaus erreicht, sondern auch in der Artenzusammensetzung traten markante Unterschiede zwischen beiden Vorsperren zu Tage. Diazotrophe Cyanobakterien prägten in der Hassel Vorsperre die Phytoplanktonzönose während der Sommermonate. Nur an einem einzigen Untersuchungstermin (November) wurden dagegen Cyanobakterien in der Rappbode Vorsperre in geringen Abundanzen ermittelt. Diese zur N2-Fixation befähigten Cyanobakterien entwickelten sich im euphotischen Wasserkörper der Hassel Vorsperre unter niedrigen mineralischen Stickstoffkonzentrationen und relativ hohen Konzentrationen an TP. Diese Nährelementkonstellation fördert die Entwicklung heterocystenführender Cyanobakterien (Riddolls, 1985). Offensichtlich führen die unterschiedlichen Nutzungsformen in den Einzugsgebieten beider Vorsperren zu differenten Nährstoffausträgen und steuern damit in hohem Maße das Phytoplanktonaufkommen in beiden Vorsperren. Weiterführende Planktonuntersuchungen sollen den Einfluss dieser unterschiedlich hohen Nährstoffimporte über die Hauptzuflüsse Rappbode und Hassel auf die Phytoplanktondynamik in den Vorsperren erfassen.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt den Technikern Karsten Rahn und Martin Wieprecht vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Seenforschung Magdeburg, die uns bei den Probenahmen tatkräftig unterstützt haben sowie Erika Ruschak für die Durchführung der Phytoplanktonanalysen.

Literatur

Baborowski, M., Büttner, O., Einax, J.W. (2011): Assessment of Water Quality in the Elbe River at Low Water Conditions Based on Factor Analysis. Clea – Soil, Air, Water, 39 (5), 437-443

Riddolls, A. (1985): Aspects of nitrogen fixation in Lough Neagh. I. Acetylen reduction and the frequence of Aphanizomenon flos-aquae heterocysts. Freshwat. Biol. 15, 289-297

Riddolls, A. (1985): Aspects of nitrogen fixation in Lough Neagh. II. Competition between Aphanizomenon flos-aquae, Oscillatoria redekei and Oscillatoria agardhii. Freswat. Biol. 15, 298-306

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Limnol. 9, 1-38

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Was wäre wenn? Klimawandel, Füllstand und Gewässergüte von Talsperren

Wilfried Scharf

Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal; scha@wupperverband.de

Keywords: Talsperren, Klimawandel, Füllstand

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Klimamodelle prognostizieren eine Zunahme der Lufttemperaturen in deren Folge auch die Dauer der Vegetationsperiode zunimmt. Darüber hinaus ist mit Veränderungen im Wasserhaushalt zu rechnen.

Während Veränderungen in der Jahrestemperaturamplitude eine Intensivierung und Verlängerung der sommerlichen Schichtungsperiode besorgen lassen, sollten sich Veränderungen im Wasserhaushalt u.a. durch erhöhte Füllstandsschwankungen in unseren Talsperren bemerkbar machen. Dabei reagieren Talsperren auf Veränderungen im Wasserhaushalt nutzungsbedingt sensitiver als natürliche Seen. Beide Wirkungspfade – Jahrestemperaturamplitude, Wasserhaushalt - verändern die physikalische Struktur unserer Talsperren und damit die dort ablaufenden chemisch-biologischen Prozesse.

Anhand einer vergleichenden Betrachtung der Gewässergütesituation von „normalen“ Jahren mit „warmen“ Jahren, welche sich über eine Verlängerung der Schichtungsperiode resp. erhöhte Stauspiegelabsenkungen auszeichnen, werden Rückschlüsse auf zu erwartende Auswirkungen der Klimaprognosen auf die Gewässergüte in unseren Talsperren gezogen (Scharf, 2013).

Literatur

Scharf,W. (2013): Klimawandel und Gewässergüte von Mittelgebirgstalsperren. Was wäre wenn?Korrespondenz Wasserwirtschaft 5, 248-254.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Trinkwassertalsperre Leibis/Lichte – Wasserqualität während des Probestaus 2005 bis 2010

Hartmut Willmitzer

Thüringer Fernwasserversorgung, Haarbergstraße 37, 99097 Erfurt; hartmut.willmitzer@thueringer-fernwasser.de

Keywords: Trinkwassertalsperre, Ersteinstau, Leibis/Lichte, Gütebewirtschaftung

Einleitung

Die Trinkwassertalsperre Leibis/Lichte befindet sich im Thüringer Schiefergebirge im Landkreis Saalfeld-Rudolstadt.. Ein wesentlicher Grund für die den Bau dieser Talsperre und somit die Fertigstellung des Rohwassergewinnungssystems im Schwarzatal war die Sicherung der Trinkwasserqualität in Ostthüringen. Während die Vorsperre, zwei Überleitungsstollen und die Wasseraufbereitungsanlage dieser Talsperre bereits seit 1992 provisorisch betrieben wurden, startete der Probestau der Hauptsperre im Januar 2005. Im Vorfeld wurden umfangreiche Maßnahmen im Einzugsgebiet und an der Talsperre realisiert, die eine hohe Rohwasserqualität garantieren. Die Talsperre hat im Betriebsstau einen Stauinhalt von 39,2 hm^3 und ist 91 Meter tief.

Naturräumliche und technische Rahmenbedingungen

Minimierung externer Stoffeinträge

Für das 72,3 km^2 große Einzugsgebiet, welches zu 74 % bewaldet ist, wurden auf Basis des DVGW-Arbeitsblatts W 102 im Jahr 2007 eine Wasservorbehaltsgebietsverordnung und im Jahr 2011 die Wasserschutzgebietsverordnung festgelegt (VO WSG Leibis 2011).

Mit den landwirtschaftlichen Betrieben im Einzugsgebiet wurden Kooperationsvereinbarungen abgeschlossen. Die Abwässer der fünf Ortschaften im Einzugsgebiet der Talsperre werden im Einzugsgebiet gefasst, behandelt und über eine Druckleitung entlang der Talsperre an den Unterlauf abgegeben.

Zur Minimierung der gewässerinternen Belastung mit sauerstoffzehrender Biomasse und Nährstoffen wurden im Stauraum 160.000 m^2 Vegetation und vor allem im Auenbereich 20.000 m^2 Mutterboden beräumt. Entsprechend dem Fortschritt des Einstaus erfolgte dies in mehreren Etappen.

Gewässerinterne Maßnahmen der Qualitätssicherung

Für die Bewirtschaftung des Stauraums der Talsperre sind die wesentlichen Nutzungen – die Trinkwassergewinnung, der Hochwasserschutz und die Energiegewinnung – gemäß DIN 19700 unter Beachtung der ökologischen Auswirkungen in Einklang zu bringen (Hövel & Willmitzer 2005). Das zentrale Bewirtschaftungskriterium zur Sicherung der Rohwasserqualität stellt die Fest-

legung eines gütewirtschaftlichen Mindeststauinhaltes dar. Dieser umfasst 6,8 hm^3 und wurde auf Basis folgender wesentlicher Kriterien festgelegt (TFW 2005):

- Gefährdungspotenziale im Einzugsgebiet
- Trophiestatus in Abhängigkeit von hydrographischen Kriterien und der Phosphorflächenbelastung (LAWA (2001)
- Mikrobiologische Belastungen in Abhängigkeit von der Verweildauer des Wassers
- Steuerungsmöglichkeiten der Talsperre (Verfügbarkeit mehrerer Rohwasserentnahmetiefen)

Ein ausreichend großes Hypolimnionvolumen, aus dem während des gesamten Sommers bis zum Beginn der Herbstzirkulation kaltes und qualitativ hochwertiges Rohwasser entnommen werden kann, ist auch im Hinblick auf extreme Witterungsereignisse ein entscheidendes Element der Versorgungssicherung (ATT 2009).

Die ehemalige Rohwasserleitung, die von der Vorsperre durch den Stauraum der Talsperre Leibis/Lichte führt, wird genutzt, um nährstoffreiches Tiefenwasser an den Unterlauf abzugeben (Abb. 1).

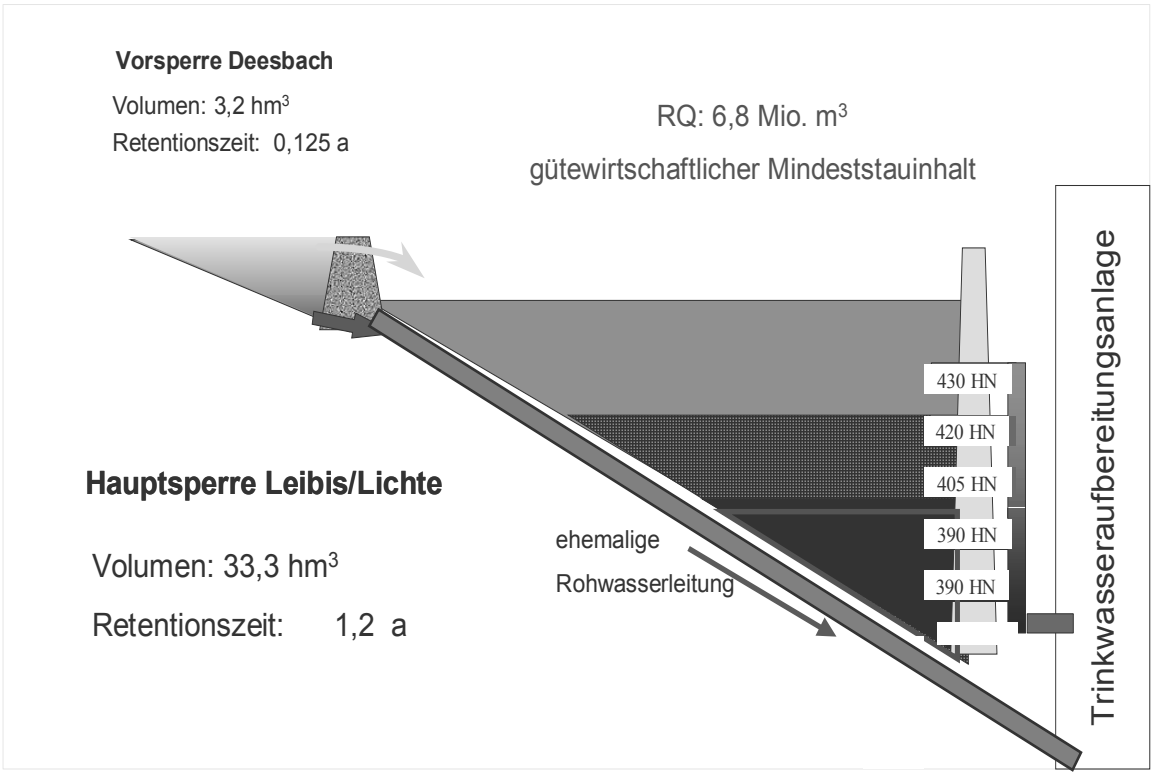


Abb. 1: Wesentliche technische Rahmenbedingungen der Talsperre Leibis/Lichte

Der Aufbau eines Salmonidenbestandes, bei dem im Freiwasser die Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*) das Aufkommen von Kleinfischen kontrolliert, wurde im fischereilichen Hegeplan festgeschrieben und mit den Pächtern vertraglich geregelt. Neben dem Besatz mit Bachforellen erfolgt in den ersten Jahren des Einstaus entsprechend der geringen Ertragsfähigkeit der Talsperre ein Seeforellenbesatz von 1 – 2 kg $(ha*a)^{-1}$. Darüber hinaus besteht ein Angelverbot für Salmoniden. Somit sind eine weitgehend ungestörte Entwicklung des Zooplanktons und dadurch eine verbesserte Biofiltration möglich (ATT 2000).

Aufgrund der sehr stabilen Schichtung der Talsperre (in der Regel Mai bis November) und des noch gegebenen Zehrungspotenzials im Tiefenwasser erfolgte während der Sommerstagnation eine hypo-

limnische Begasung mit Sauerstoff (Verfahren SOLVOXB® LINDE AG, zwischen 10.000 und 20.000 m^3 $Jahr^{-1}$).

Ergebnisse: Wasserqualität in der Talsperre

Messprogramm

14tägig wurden in 5-Meter-Schritten unter anderem Phosphor, Chlorophyll sowie die physikalischen Rahmenbedingungen (Temperatur, Sauerstoff, pH und Trübung) erfasst. Das Phytoplankton wurde in epilimnischen Mischproben nach (ATT 1998) untersucht und die Auswertung der Zooplanktonzusammensetzung (Netzzug gesamte Tiefe) erfolgte im Hinblick auf dessen Biofiltration (ATT 2012).

Ergebnisse

Für die trophische Entwicklung der Talsperre maßgeblich sind die extern über die Vorsperre eingetragenen Phosphorfrachten (je nach Witterung 20 bis 100 µg l^{-1} P) sowie besonders in der Einstauphase die Einflüsse aus dem Gewässerboden. Mit der Zunahme des Stauinhalts und somit des Hypolimnionvolumens kommt es erwartungsgemäß zu einer Abnahme der Trophie. Von anfänglich mesotrophen Verhältnissen konnten in den Jahren 2009 und 2010 bereits meso- bis oligotrophe Verhältnisse nach LAWA 2001 klassifiziert werden. Abbildung 2 zeigt die Entwicklung des Stauinhalts und der thermischen Schichtung während des Probestaus.

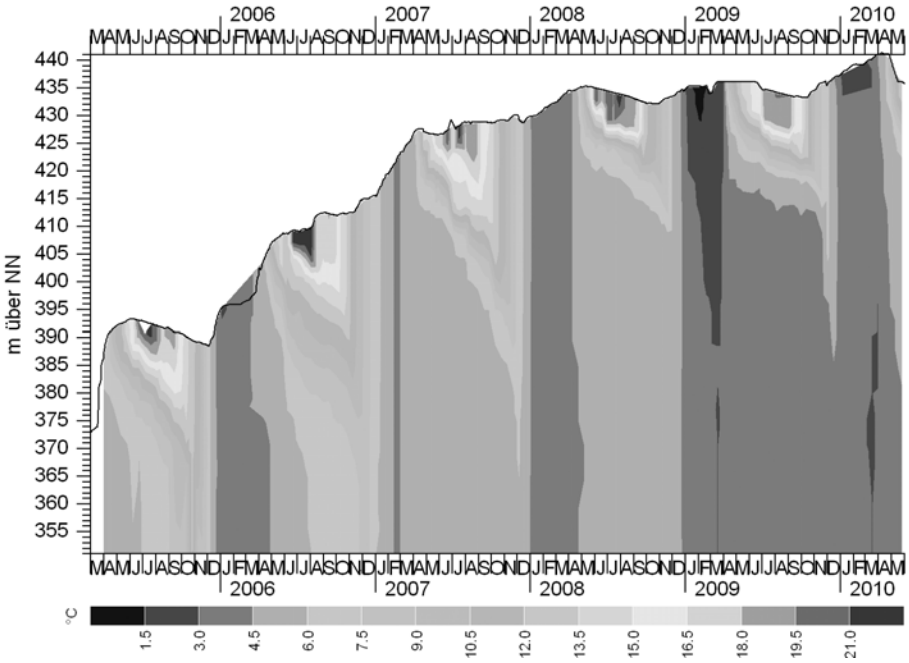


Abb. 2: Entwicklung der Wassertemperatur und Zunahme des Tiefenwasseranteils im Stauraum der Talsperre Leibis/Lichte während des Probestaus

Im Phytoplankton dominierten in den ersten Jahren chlorococcale Formen, während Dinophyceen später immer präsent waren. In Zeiten der Zirkulation (Frühjahr und auch Herbst) gab bis zum Eintritt einer stabilen Schichtung Diatomeen-Peaks (Abb. 3).

Im Zooplankton wurden Daphnien nahezu ganzjährig nachgewiesen. Ausgeprägte Entwicklungen (Quantität und Dauer) gab es in den ersten beiden Jahren, als der Fraßdruck durch Kleinfische unbedeutend war (Abb. 4). So wurde bereits im Jahr 2005 eine Sichttiefe von 9 Meter erreicht. Die konsequente fischereiliche Bewirtschaftung führte dazu, dass auch in den Folgejahren in den Sommermonaten gute Sichttiefen bei einem hohen Anteil großer Daphnien gemessen wurden (Abb. 5).

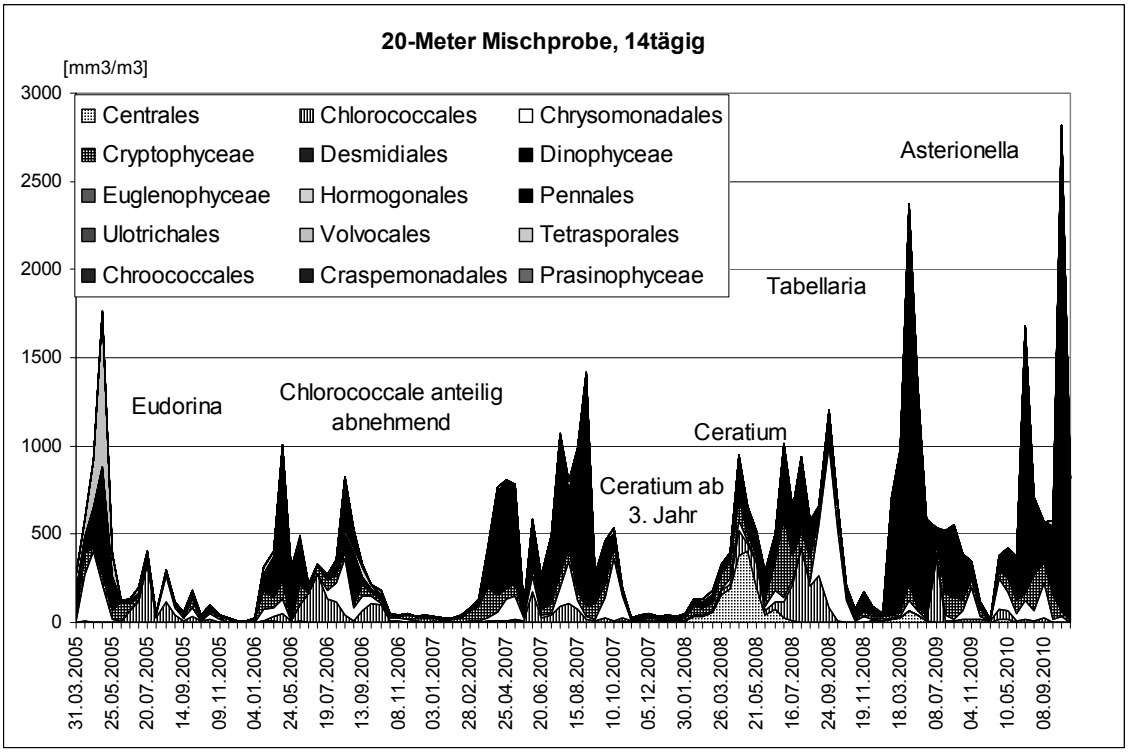


Abb. 3: Phytoplankton während des Probestaus in der Talsperre Leibis/Lichte

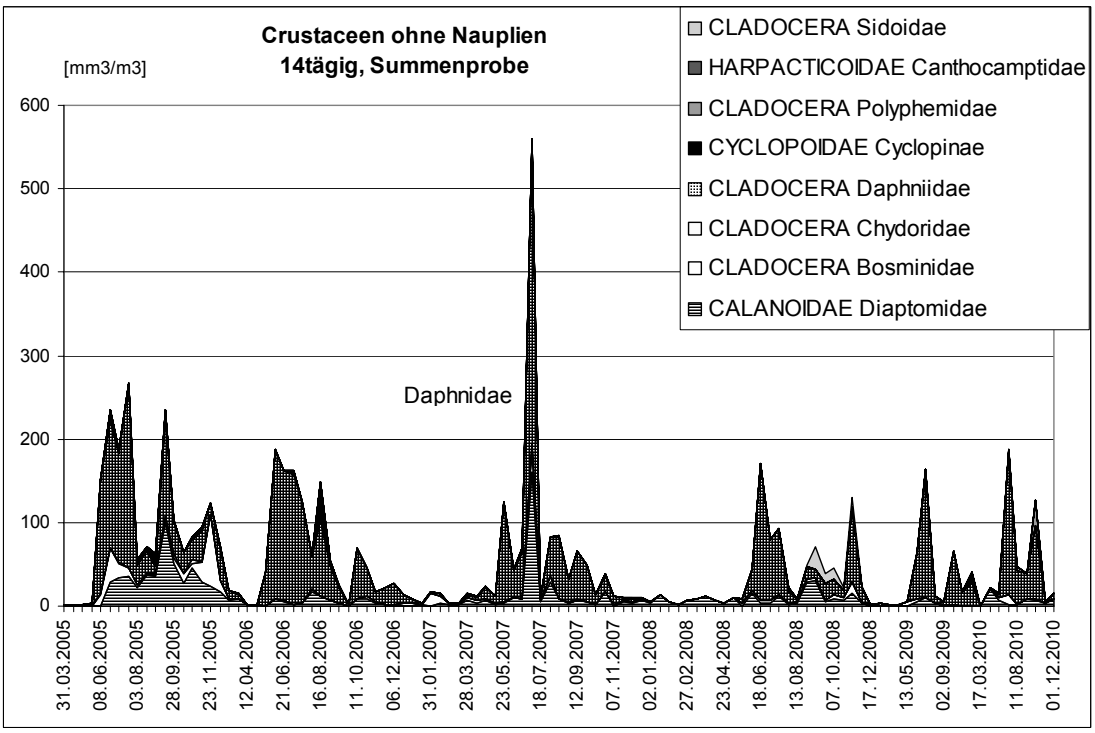


Abb. 4: Crustaceenplankton während des Probestaus in der Talsperre Leibis/Lichte

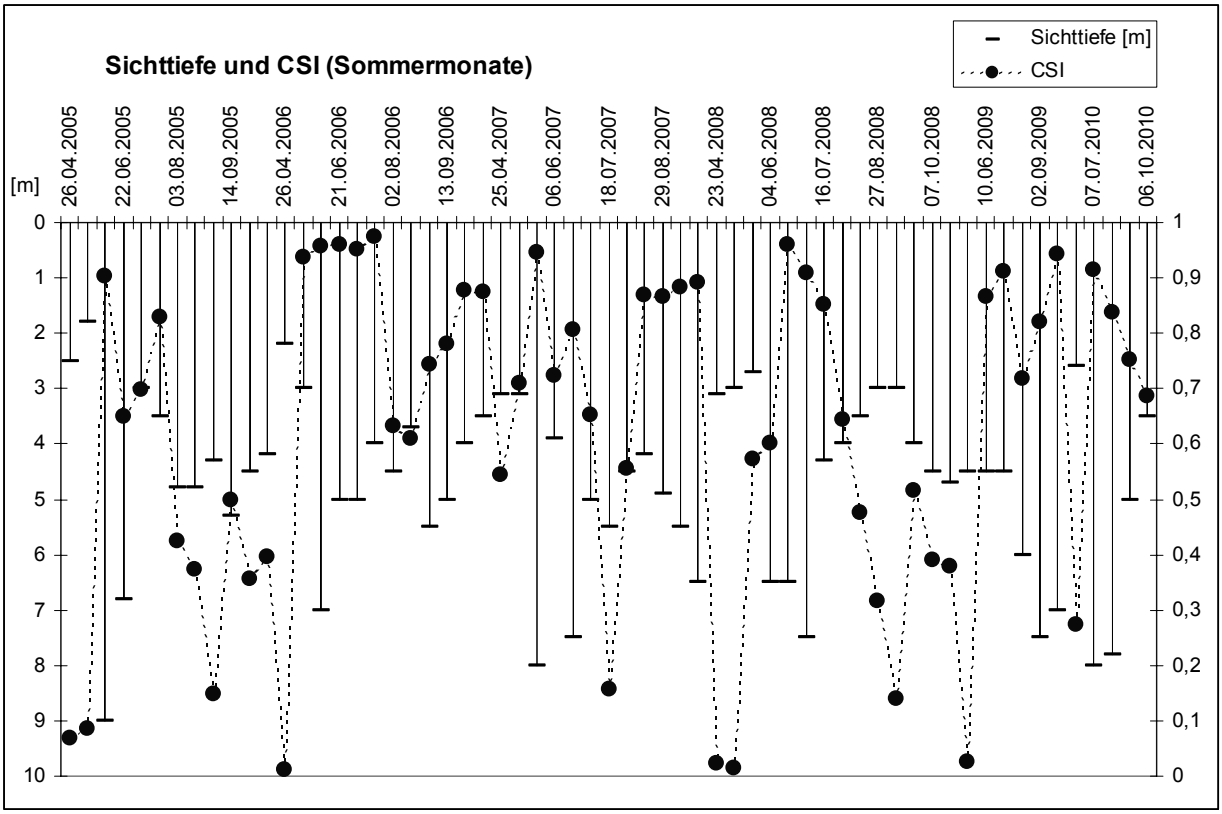


Abb. 5: Crustaceenplankton während des Probestaus in der Talsperre Leibis/Lichte (CSI: Cladocera Size Index, Anteil der Biomasse der Cladoceren > 1 mm am gesamten Crustaceenplankton ohne Nauplien)

Diskussion: Wirkung der Talsperre auf die Rohwasserqualität zur Trinkwassergewinnung

Die lange Verweildauer des Wasser, der große Anteil des hypolimnischen Tiefenwassers (Abb. 1 und 2) und die dadurch wirkenden Prozesse wie Sedimentation, Mineralisierung der im Epilimnion gebildeten Biomasse und die Biofiltration führten zu einer deutlichen Verbesserung der Rohwasserqualität. In Tabelle 1 ist beispielhaft der Rückhalt von *Escherichia coli* in der Talsperre dargestellt (Abb. 6).

Tab. 1: Reduktion von E. coli in der Talsperre Leibis/Lichte: Gesamtzeitraum des Probestaus 2005 bis 2010 sowie nach Abschluss der abwassertechnischen Sanierung 2008 bis 2010, arithm. Mittel im Jahresverlauf

Parameter	Zulauf Hauptsperre	Ablauf Hauptsperre	Reduktion [%]
E. coli [100 ml^{-1}] 2005-2010	178,4	43,1	75,8
E. coli [100 ml^{-1}] 2008/2010	50,7	1,5	97,0

Ähnliche Eliminierungsraten sind auch beim Summenparameter „Trübung“ charakteristisch. Während im Überlauf der Vorsperre die Trübung bei Niederschlagsereignissen durchaus 20 FNU erreichte, wurden im Rohwasserauslauf der Hauptsperre Maxima von 3 FNU gemessen.

Der Gehalt an organisch gelösten Kohlenstoffverbindungen (gemessen als spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm - SAK, Abb. 7) wurde in den ersten Jahren durch gewässerinterne Stoffumsätze geprägt. Mit zunehmendem Wasseraustausch und der Verringerung des Sedimenteinflusses ging der SAK-Gehalt auf die Zuflusskonzentrationen zurück.

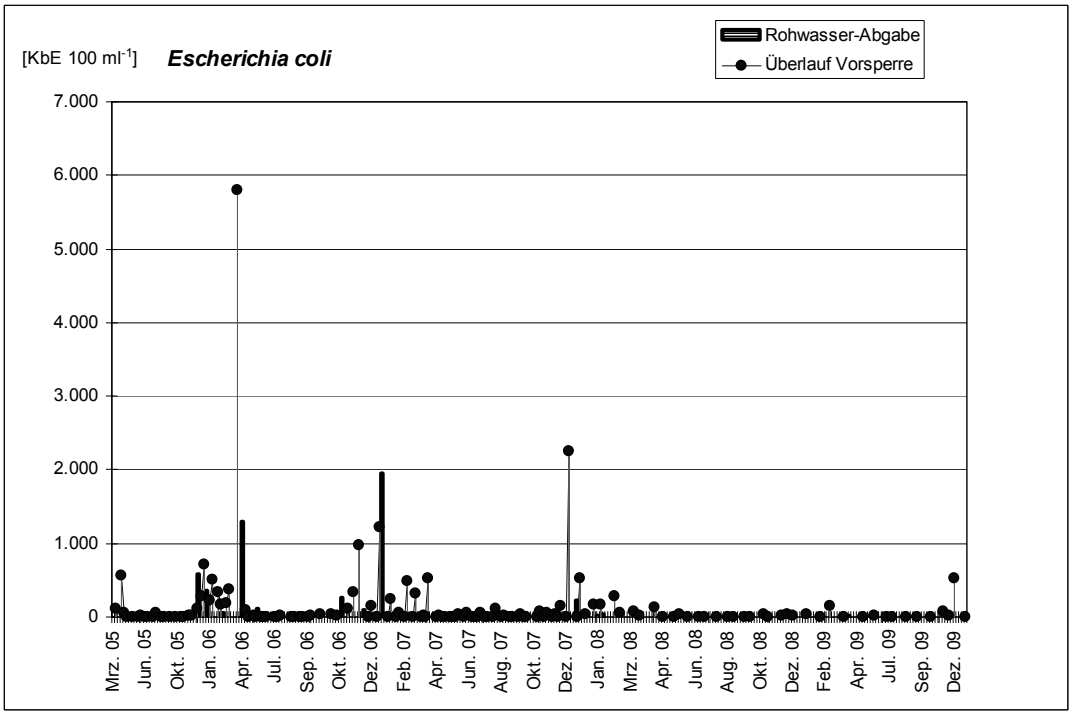


Abb. 6: E. coli im Zu- und Ablauf der Talsperre Leibis/Lichte (ab 2008 nach Abschluss der abwassertechnischen Sanierung des Einzugsgebiets)

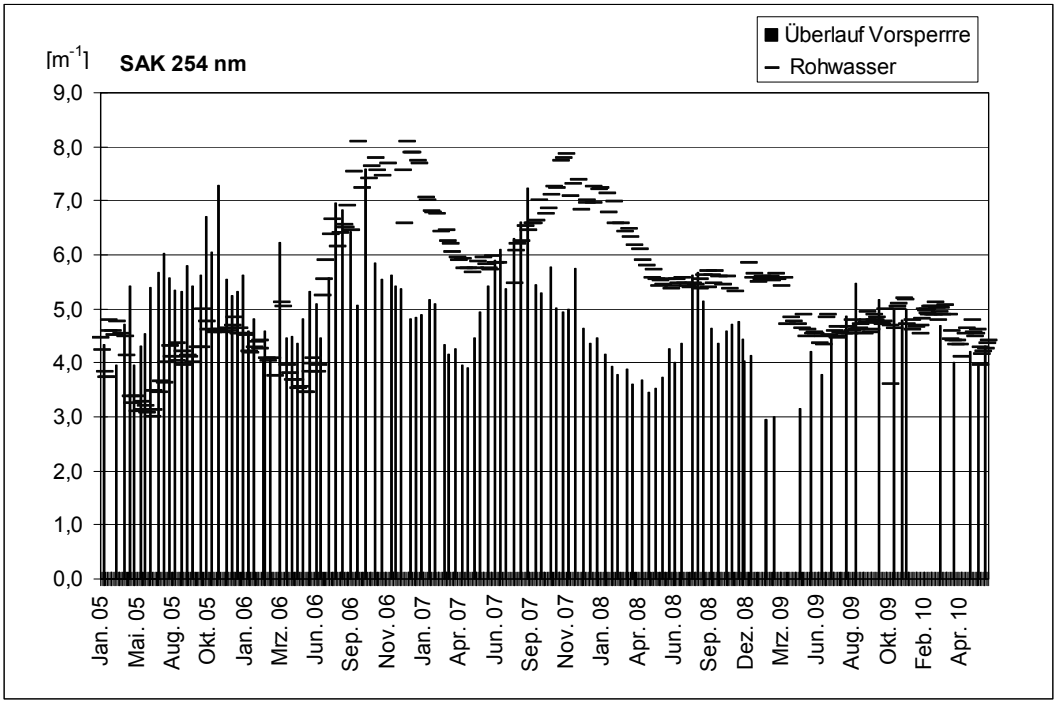


Abb. 7: Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm im Zu- und Ablauf der Talsperre Leibis/Lichte

Zusammenfassung/Ausblick

Die Wasserqualität der Talsperre Leibis/Lichte nahm während des Probestaus zu. Der Nährstoffgehalt und somit die Bioproduktion und die Phytoplanktonkonzentrationen entsprachen fünf Jahre nach dem Ersteinstau nahezu oligotrophen Verhältnissen. Das große Beckenvolumen der Talsperre hat eine gute Pufferkapazität gegenüber externen Stoffeinträgen und es steht ganzjährig ein ausreichend großes Hypolimnion zur Rohwassergewinnung zur Verfügung.

Mit dem erfolgreichen Abschluss des Probestaus der Talsperre Leibis/Lichte im Jahr 2010 wurde die Basis für eine stabile Versorgung Ostthüringens mit Trinkwasser geliefert. Seit Januar 2012 wird unter anderem aus qualitativen Gründen auf die Fernwasserversorgung aus den Talsperren Weida und Zeulenroda verzichtet und die Talsperre Leibis/Lichte ist allein für die Region versorgungswirksam

Literatur

VO WSG Leibis (2011): Thüringer Verordnung zur Festsetzung des Wasserschutzgebiets für die Trinkwassertalsperre Leibis/Lichte. Thüringer Staatsanzeiger 10/2011, 389-420.

Hövel, K. und Willmitzer. H., (2005): Bewirtschaftung der Talsperre Leibis/Lichte nach Menge, Güte und Ökologie - Konzepte und erste Erfahrungen aus dem Probestau, GWF Wasser Abwasser 146, 11/2005, 816 – 821.

TFW (2005): Wasserwirtschaftsplan der Talsperre Leibis/Lichte, Thüringer Fernwasserversorgung.56 S..

LAWA (2001): Gewässerbewertung - stehende Gewässer; Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren, Empfehlungen Oberirdische Gewässer .Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Berlin. 46 S..

ATT (2009): Integrale Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren gemäß DIN 19700. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT), Schriftenreihe Band 7, 177 S..

ATT (2000): Fischerei und fischereiliches Management an Trinkwassertalsperren. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT). Technische Information Nr. 11, München, 109 S..

ATT (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT), Technische Information Nr. 7, Oldenbourg, 151 S..

ATT (2012): Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren , ATT Schriftenreihe Band 8, 50 S..

STICKSTOFFLIMITATION IN BINNENGEWÄSSERN - "NITROLIMIT"

FIEDLER, D., H.-P. GROSSART, E. ZWIRNMANN & J. KÖHLER: DON - Bedeutung für die Algenentwicklung

KUPETZ, M. & P. CASPER: Atmosphärische Stickstoffeinträge in Gewässern - Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N2O als Treibhausgas

LINDIM, C., A. BECKER & H. FISCHER: Impacts of N reduction on the ecological condition of the Lower Havel

RITZ, ST. & H. FISCHER: Stickstoffumsatz in der Elbe – Assimilation oder Denitrifikation?

RÜCKER, J., K. VAN DE WEYER & B. NIXDORF: Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen?

DON – Bedeutung für die Algenentwicklung

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

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

Keywords: DON, Phytoplankton, Stickstoff

Einleitung

Nachdem man lange Zeit davon ausging, dass es sich bei gelöstem organischen Stickstoff (DON) um refraktäre Komponenten handelt, ist seit einigen Jahren bekannt, dass DON zumindest teilweise durch Phytoplankton genutzt werden kann (z.B. Bronk et al. 2007, McCarthy 1972). Dies bezieht sich vor allem auf DON-Bestandteile mit einem geringen Molekulargewicht (LMW-DON) wie Harnstoff oder freie gelöste Aminosäuren (DFAA) (e.g. Antia et al. 1980, Berg et al. 2001, 2003, Berman und Chava 1999, Neilson und Larsson 1980, Wheeler et al. 1974). Das Ausmaß ihrer Nutzung ist allerdings nach wie vor unklar. Auch die Verfügbarkeit von höhermolekularen DON-Bestandteilen, z.B. Huminstoffen, ist bisher ungeklärt, obwohl diese den Hauptanteil von DON ausmachen.

Die verfügbaren Informationen zu DON beziehen sich zum Großteil auf marine Bereiche. Aufgrund unterschiedlicher Nährstoffverhältnisse in marinen und limnischen Systemen ist eine unterschiedliche Bedeutung von DON für marines und limnisches Phytoplankton naheliegend. Mit Ausnahme der Mündungsgebiete liegen in marinen Gewässern sehr geringe anorganische Stickstoffkonzentrationen vor, sodass DON hier eine wichtige Funktion als Stickstofflieferant spielen könnte. In vielen eutrophen limnischen Gewässern, wie z.B. dem Müggelsee, sind die Konzentrationen an Nitrat und Ammonium häufig hoch. Aber vor allem im Sommer, bei Konzentrationen von Nitrat und Ammonium unterhalb der Nachweisgrenze, könnte DON eine größere Bedeutung als Stickstofflieferant zukommen, da die Konzentration von DON, die von gelöstem anorganischen Stickstoff dann übersteigt.

Eine Aufgabe liegt nun darin, herauszufinden, in welchen Konzentrationen die einzelnen DON-Komponenten in limnischen Gewässern auftreten und welche Bedeutung sie für die Stickstoffversorgung von Phytoplankton in diesen Gewässern haben.

Material und Methoden

Um einige der offenen Fragen zu beantworten, wurde vom Müggelsee im Rahmen des Nitrolimit-Projektes ein saisonales Profil von Gesamt-DON, Huminstoffen, Biopolymeren, Harnstoff sowie gelösten Aminosäuren (DFAA) in den Jahren 2011 und 2012 erstellt. Die Probennahmen für das Profil erfolgten wöchentlich bzw. in den Wintermonaten 14-tägig. Für die Messungen wurden unter

anderem HPLC (DFAA) und LC-OCD-OND verwendet. Zusätzlich wurde bei jeder Probennahme die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft bestimmt.

Vor allem die niedermolekularen Verbindungen wie Harnstoff und DFAA sind interessant, da sie mit größerer Wahrscheinlichkeit durch Phytoplankton genutzt werden können. Um die Verfügbarkeit der einzelnen Substanzen zu ermitteln, erfolgten verschiedene Untersuchungen zur Nutzung von DON durch Phytoplankton. Hierfür wurden natürliche Phytoplanktongemeinschaften aus dem Müggelsee, Berlin verwendet. Sowohl die Aufnahme ^{15}N-markierter DON-Komponenten durch Cyanobakterien, Grünalgen und Diatomeen, als auch eine Veränderung der Gemeinschaftszusammensetzung in Abhängigkeit von der jeweiligen DON-Komponente wurde untersucht.

Für die Bioassays wurden, in Verbindung mit der Routineuntersuchung, 400L Wasser gefiltert um die Algen aufzukonzentrieren. Diese wurden dann in 40L Müggelseewasser (Mischprobe) aufgenommen und Zooplankton durch Stickstoffbegasung minimiert. Jeweils 2L der Proben wurden in Erlenmeyerkolben angesetzt. Hierbei dienten drei Ansätze als Kontrolle, bei den anderen Ansätzen erfolgte die Zugabe verschiedener ^{15}N-markierter Stickstoffkomponenten (NO_3^-, Harnstoff, freie Aminosäuren, gebundene Aminosäuren) und von Huminstoffen (nicht ^{15}N-markiert). Die Inkubation erfolgte in einer Klimakammer bei 14°C und einer Lichtintensität von 150-200 µE/m^{2}s. In unterschiedlichen Abständen wurden Proben für die stabile Isotopen-Messung entnommen (6h, 24h, 72h) und mittels Dichtegradientenzentrifugation in Diatomeen, Cyanobakterien und Grünalgen fraktioniert. In regelmäßigen Abständen erfolgte die Ermittlung der Pigmentkonzentration mittels PhytoPam sowie zu Beginn und Ende des Versuches mittels HPLC-Messung.

Ergebnisse

Saisonales Stickstoffprofil

Abbildung 1 verdeutlicht die Zusammensetzung von DON aus Biopolymeren (HMWS), Huminstoffen (HS), Harnstoff und freien Aminosäuren (DFAA). Die komplexeren DON-Komponenten wie Huminstoffe und HMWS stellen dabei mit 70-90% am Gesamt-DON über das Jahr den Hauptteil der organischen Stickstoffverbindungen.

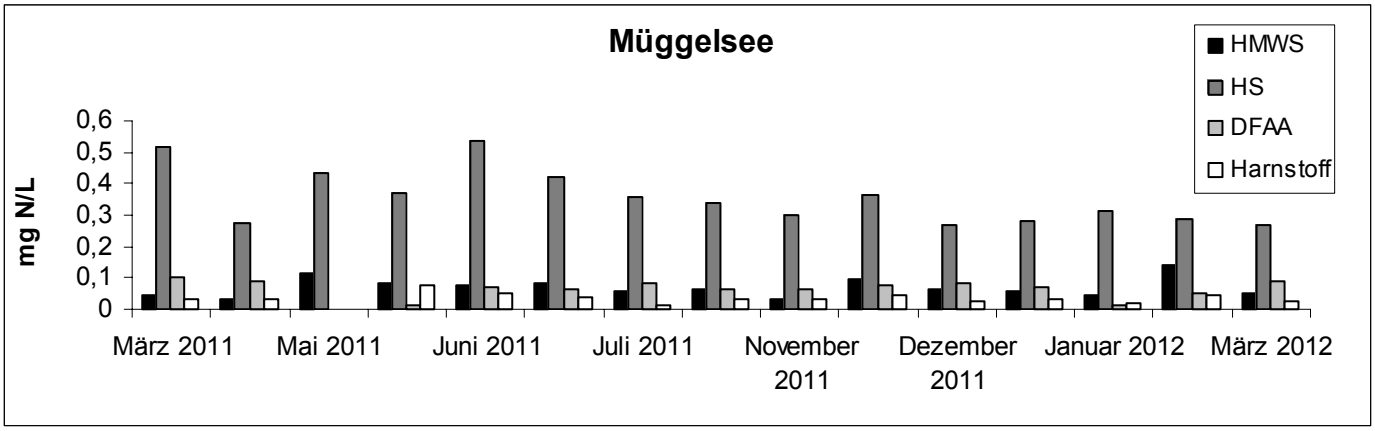


Abb. 1: Konzentration von Biopolymeren (HMWS), Huminstoffen (HS), Harnstoff und freien Aminosäuren (DFAA) im Müggelsee (2011-2012).

Wie in Abbildung 2 ersichtlich, ändert sich der prozentuale Anteil der niedermolekularen DON-Komponenten an der für Phytoplankton wahrscheinlich nutzbaren Stickstoffkonzentration im Verlaufe des Jahres. Im Frühjahr haben die anorganischen Stickstoffkomponenten Nitrat und Ammonium einen Anteil von rund 89%, im Sommer liegt dieser dagegen nur bei etwa 47%.

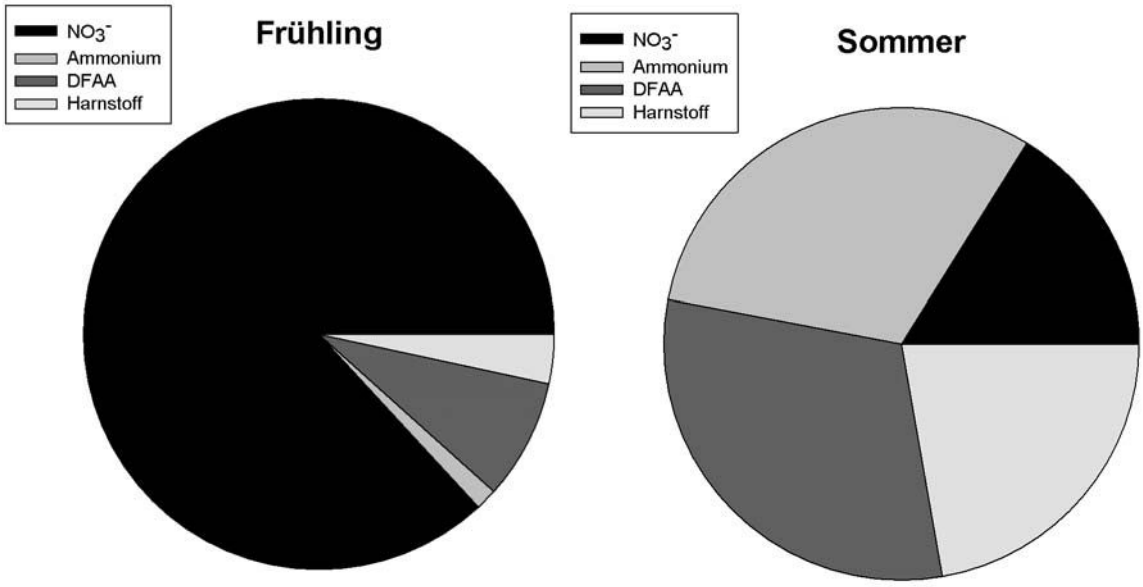


Abb. 2: Mittlere relative Konzentration in Frühjahr und Sommer für NO_3^-, NH_4^+, DFAA und Harnstoff.

Bioassays

Für die Bioassays werden stellvertretend die Ergebnisse für August 2012 dargestellt (Abbildungen 3 und 4). Es ist ersichtlich, dass bei der ursprünglichen Artenzusammensetzung Diatomeen gegenüber Grünalgen dominieren. Im Verlauf des Experimentes ist bei beiden Gruppen eine annähernd gleiche Biomassezunahme feststellen. Aber während Diatomeen in Ansätzen mit Harnstoff und Huminstoffen das beste Wachstum zeigen, wachsen Grünalgen in Ansätzen mit gebundenen (DCAA) und freien Aminosäuren (DFAA) sowie Nitrat am besten.

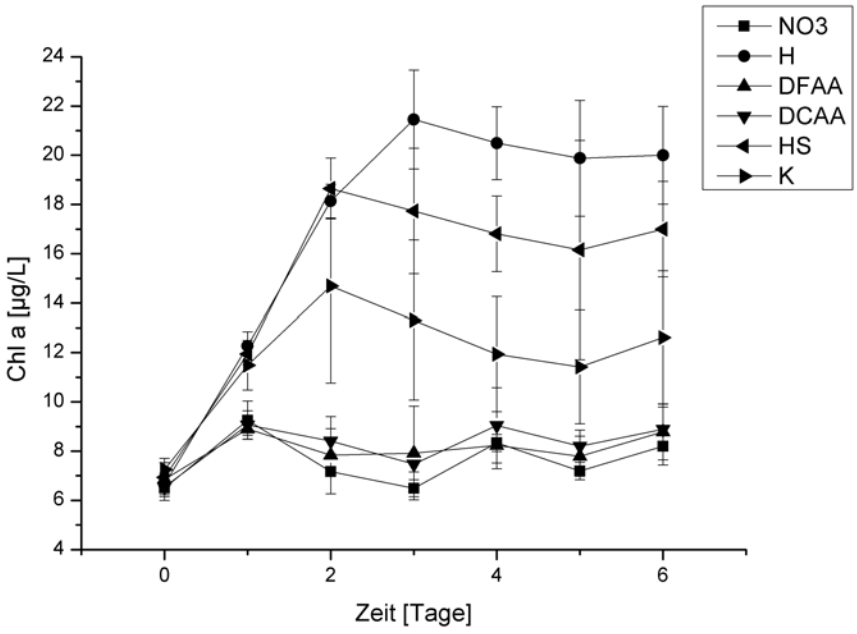


Abb. 3: Unterschiedliches Wachstum von Diatomeen aus dem Müggelsee mit verschiedenen Stickstoffkomponenten.

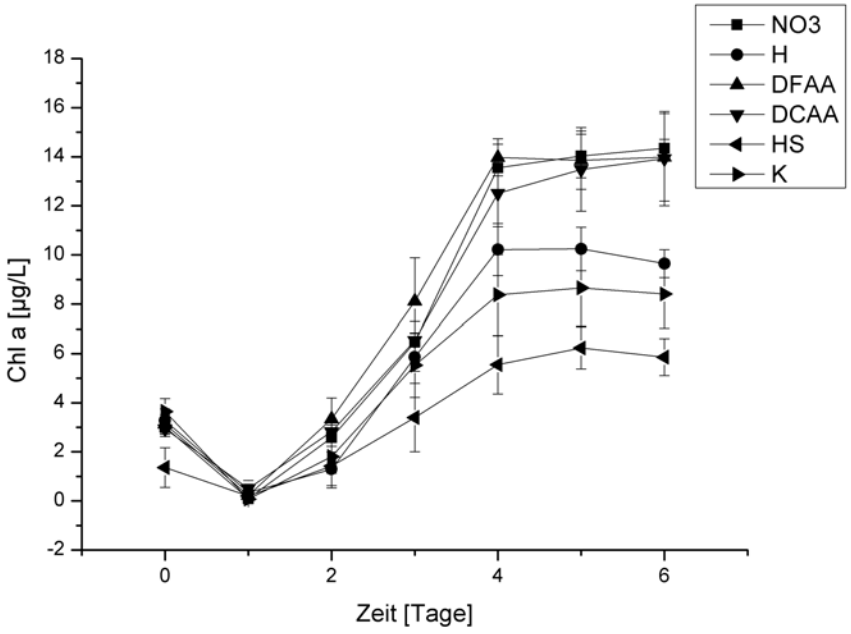


Abb. 4: Unterschiedliches Wachstum von Grünalgen aus dem Müggelsee mit verschiedenen Stickstoffkomponenten.

Diskussion

Saisonales Stickstoffprofil

Im Jahresverlauf sind leichte Veränderungen in der Konzentration der einzelnen DON-Komponenten und somit auch der DON-Zusammensetzung erkennbar (Abbildung 1). Ob es sich dabei jedoch um regelmäßige Jahresgänge handelt, lässt sich noch nicht sagen. Hierfür müssen die Messungen mindestens ein weiteres Jahr fortgesetzt werden. Es kann aber festgestellt werden, dass die komplexeren Komponenten wie Huminstoffe und HMWS den Großteil von DON ausmachen. Bei Biopolymeren handelt es sich um sehr hochmolekulare und größtenteils refraktäre DON-Komponenten, die von Phytoplankton nicht genutzt werden können. Bei Huminstoffen, die den größten Anteil an DON ausmachen, ist die Verfügbarkeit für Phytoplankton noch ungeklärt. So erscheint es zunächst, als wäre DON kaum für Phytoplankton nutzbar, da die refraktären Bestandteile sehr stark überwiegen. Betrachtet man aber die niedermolekulareren DON-Bestandteile im Vergleich mit Nitrat und Ammonium, fällt auf, dass auch die DON-Fraktionen Harnstoff und DFAA eine entscheidende Rolle spielen können, vor allem in Abhängigkeit von der saisonalen Entwicklung von Nitrat und Ammonium. Während diese Komponenten im Frühling im Vergleich zu den hohen Nitratkonzentrationen nur eine untergeordnete Rolle spielen, gewinnen sie im Sommer an Bedeutung. Hier machen sie über die Hälfte der für Phytoplankton potenziell verfügbaren Stickstoffkomponenten aus.

Bioassays

Die Abbildungen 3 und 4 verdeutlichen den Einfluss verschiedener anorganischer und organischer Stickstoffkomponenten auf das Wachstum verschiedener Algengruppen. Es wird deutlich, dass auch

organische Stickstoffkomponenten als Stickstoffquelle dienen und das Wachstum von Phytoplankton fördern können. Neben den niedermolekularen Bestandteilen können offensichtlich auch Huminstoffe einen positiven Einfluss auf das Phytoplanktonwachstum haben. Wie bei den Grünalgen ersichtlich, können sie aber auch wachstumshemmend wirken. Bei der Betrachtung und Auswertung der Graphen sollten neben den Stickstoffkomponenten aber auch andere Faktoren wie z.B. das Lichtangebot oder Konkurrenz in Betracht gezogen werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das Ausmaß des Einflusses von DON auf Phytoplankton in limnischen Gewässern ist bisher weitgehend ungeklärt. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen aber, dass die verschiedenen DON-Komponenten durchaus in einer Konzentration vorliegen können, um als Stickstoffquelle relevant zu sein. In ersten Bioassays konnte gezeigt werden, dass verschiedene organische und anorganische Stickstoffquellen von unterschiedlichen Phytoplanktongruppen genutzt werden können. Die Experimente legen auch nahe, dass die verfügbaren Stickstoffquellen die Artenstruktur des Phytoplanktons beeinflussen können.

Danksagung

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

Literatur

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

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

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

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

Bronk, D.A., See, J.H., Bradley, P. and Killberg, L. (2007). DON as a source of bioavailable nitrogen for phytoplankton. Biogeosciences **4**, 283–296, 2007.

McCarthy, J. J. (1972). The uptake of urea by natural populations of marine phytoplankton. Limnology and Oceanography **17**: 738-748.

Neilson, A. H. and Larsson, T. (1980). The utilization of organic nitrogen for growth of algae: physiologcal aspects. Physiologia Plantarum **48**: 542-553.

Wheeler, P. A., North, B. B. and Stephens, G.C. (1974). Amino acid uptake by marine phytoplankters. Limnology and Oceanography **19**: 249-259.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Atmosphärische Stickstoffeinträge in Gewässern - Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N_2O als Treibhausgas

Kupetz, Marc[1] & Peter Casper[2]

[1,2]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Experimentelle Limnologie, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, kupetz@igb-berlin.de

Keywords: Atmosphärische Deposition, Stickstoffeintrag, Denitrifikation, Lachgas

Einleitung

Die bisherige Praxis von Sanierungsmaßnahmen konnte zeigen, dass die alleinige Reduktion von Phosphor (P) gewässerspezifisch nicht genügt, um den natürlichen Zustand oder zumindest eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität wieder herzustellen (Schelske 2009). Bislang ist nicht bekannt, welche Bedeutung die relative Zunahme des atmosphärischen Stickstoff(N)-eintrags in die Gewässer bei gleichzeitiger Reduktion der Zuflüsse an P und N hat, da Faktoren wie die mikrobielle N-Fixierung, veränderte Umsatzraten und Ammonium-Rücklösung aus den Sedimenten ebenfalls eine Rolle spielen. In diesem Teilprojekt des BMBF-Forschungsprojektes „NITROLIMIT“ steht die quantitative Bestimmung atmosphärisch eingetragenener anorganischer N-Spezies sowie die Emission des Treibhausgases Distickstoffmonoxid (N_2O, Lachgas) ausgewählter Modellgewässer im Vordergrund. Ziel ist zum einen die Quantifizierung der atmosphärischen Deposition auf die Wasseroberfläche der Projektgewässer für Gesamtstickstoff (TN) und gelöste anorganische Stickstoffspezies (DIN) durch eigene Messung und unter Nutzung vorhandener Depositionsdaten aus Modellen.

Anhaltend hohe Stickstoffgehalte in Luft und Wasser lassen vermuten, dass damit ursächlich höhere N_2O-Emissionen einhergehen. Vornehmlich bei der nicht vollständigen Denitrifikation entsteht N_2O im Seesediment. In Versuchen zum Denitrifikationspotential in Sedimenten des Scharmützelsees sowie der Unteren Havel wurden im „NITROLIMIT“-Teilprojekt 2.2.1 mittlere potentielle Denitrifikationsraten von bis zu 1.500 bzw. 1.700 mg N L^{-1} d^{-1} nachgewiesen (Böllmann 2011). Solche hohen Raten führen theoretisch auch zur unvollständigen Denitrifikation mit N_2O -Bildung. Dieses Gas löst sich in Abhängigkeit von Temperatur und Salzgehalt in der Porenwasserphase der Gewässersedimente. Da die atmosphärischen N_2O-Konzentrationen mit ca. 325 ppb (UBA 2010) sehr gering sind, würde eine geringfügige Anreicherung im Oberflächenwasser eine diffusive Abgabe von Lachgas über die Wasseroberfläche in die Atmosphäre nach sich ziehen. Andere Gase (z.B. CH_4) erreichen Übersättigungen im Porenwasser, mit daraus resultierender Bildung von Gastaschen im Sediment, die zur Ebullition (Blasenfreisetzung) führen können. Die Gesamtemission ist die Summe aus den verschiedenen Pfaden, vornehmlich aus Ebullition und Diffusion. Die Untersuchungen sollen klären, ob die N_2O-Emission Bedeutung für die N-Bilanz in den Untersuchungsgewässern hat. Das sehr hohe „global warming potential“ als Treibhausgas (ca. 300fach höher als CO_2) ist für das Verständnis der Untersuchungsgewässer wichtig.

Material und Methoden

Als Modellgewässer dienen die eutrophen Berliner Gewässer Müggelsee und Untere Havel sowie der Scharmützelsee und Langer See in Brandenburg; weiterhin als großer Strom die Mittlere Elbe (Tab. 1).

Atmosphärische Deposition

Atmosphärischer N-Niederschlag setzt sich aus trockener, feuchter und nasser Deposition zusammen. Trockener Bestandteil sind dabei luftgetragene Stäube, während sich in Aerosolen und Regenniederschlag gasförmige N-Spezies lösen. Zum Auffangen dienen bulk-Depositionssammler des Typs RS200 (Durchmesser 20cm, runde wirksame Fläche 0,0314 m²), welche im nahen und fernen Uferbereich (beziehungsweise auf einer seeseitigen Plattform auf dem Müggelsee) aufgestellt wurden. Für die landseitige Messung am Müggelsee sind dabei zwei beheizbare Depositionssammler vom Typ BUS125 (Durchmesser 31,4 cm, runde wirksame Fläche 0,077 m²) der Firma Eigenbrodt (Eigenbrodt GmbH, Königsmoor) im Einsatz (Abb. 1). Im Winter kann hierduch das Einfrieren von Niederschlag im Trichter, im Sommer der erhöhte mikrobielle Abbau von Stickstoffverbindungen vermindert werden.

Bis auf den Langer See und die Mittlere Elbe wird die atmosphärische N-Deposition an allen Gewässerstandorten gemessen. Alle Sammler werden im Turnus von zwei Wochen, jene am Scharmützelsee (in Kooperation mit der BTU-Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz Bad Saarow) monatlich beprobt. Die Messungen am Scharmützelsee begannen im Juni 2011, am Müggelsee im Juni 2012. Installation der Sammler an der Unteren Havel an drei Standorten (Stößensee, Pfaueninsel, Schwanenwerder) begann im April und endete im August 2012. Die Analyse des Gesamtstickstoff (TN) und gelöster anorganische Stickstoffverbindungen (DIN) der Proben erfolgt mittels flow-injection-analysis (FIA, FOSS, Schweden).

Lachgasemission

Lachgas kann in Blasen („Ebullition“) als auch durch diffusen Transport gelösten Gases aus dem Sediment in die Wasserphase und von dort an die Atmosphäre abgegeben werden. Mittels frei schwimmender Fluxkammern werden diese N_2O-Emissionen erfasst. Die eingesetzten Fluxkammern besitzen ein effektives Volumen von 5 L und bedecken 0,07 m² Wasseroberfläche (Abb. 2). Bisher wurden die Mittlere Elbe, der Scharmützelsee und Müggelsee beprobt, Vergleichsuntersuchungen fanden am eutrophen Dagowsee (Brandenburg) statt. Zur Ermittlung der N_2O-Emission der Mittleren Elbe wurden im Mai 2012 an vier Orten entlang der Elbe Fluxkammern zur Erfassung der N_2O-Emission über die Wasseroberfläche ufernah ausgebracht. Die Zunahme der Gaskonzentration in den Fluxkammern wurde über die Zeit ermittelt. Die Exposition erfolgte standortspezifisch jeweils über einige Stunden, einschließlich über Nacht (ca. 10 h). Pro Standort wurden neun Sammler in drei Gruppen bei nicht mehr als 100 m Entfernung zueinander ausgesetzt. Zusätzlich wurde nach jeder beendeten Messreihe pro Standort Gastaschen aus dem Sediment gelöst, das aufsteigende Gas mit einer Trichtervorrichtung aufgefangen. Kurzzeituntersuchungen (1-3 h) am Müggelsee und Scharmützelsee wurden analog fern vom Ufer durchgeführt. Die Gasproben wurden in präevakuierte gasdichte Flaschen injiziert. Die N_2O-Analyse erfolgte gaschromatografisch im Labor (ECD-Detektor, N2 5.0 als Spülgas; GC14B (Shimadzu, Japan)).

Tab. 1: Merkmale der „NITROLIMIT“-Modellgewässer (Mittlere Elbe nicht dargestellt).

		Langer See	Müggelsee	Scharmützelsee	Untere Havel
Fläche	[km²]	1,47	7,46	12,1	11,75
Volumen	[10^6 m³]	3,8	36,5	108,2	58,67
Tiefe (max.)	[m²]	3,8	7,7	29,5	10,74
Tiefe (mittel)	[m²]	2,1	4,9	9	4,83
Trophiestufe		eutroph	eutroph	mesotroph	eutroph
Sichttiefe (mittel)	[m²]	1,12	1,7	2,1	1,2
Schichtung		polymiktisch	polymiktisch	dimiktisch	polymiktisch
Einzugsgebiet	[km²]	395	7.000	112	24.000
Wasseraufenthaltszeit	[a]	0,67	0,17	16	0,04





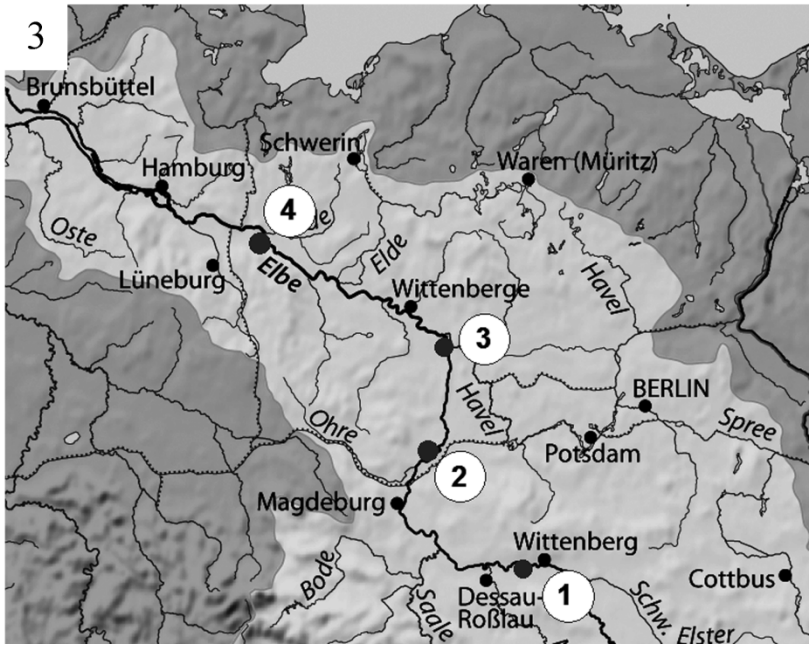


Abb. 1, 2, 3: BUS125-Depositionssammler mit klimatisierbarem Probeninnenraum (1), Fluxkammern mit Schwimmern (2), Karte der N_2O-Beprobungsstellen an der Mittleren Elbe (3). Markiert sind Coswig [1], Heinrichsberg [2], Räbel [3] und Bleckede [4].

Ergebnisse und Diskussion

Atmosphärische Deposition

Zur Bewertung der N-Depositionen in den Gewässern wurden vom Umweltbundesamt publizierte Daten zur atmosphärischen N-Deposition (UBA 2007) zum Vergleich herangezogen. In Tab. 2 sind die Jahresdepositionen den UBA-Modelldaten gegenübergestellt.

Diese Daten beruhen auf Messungen ausschließlich der feuchten Deposition an verschiedenen Stationen unter Verwendung chemischer Strofftransportmodelle für unterschiedliche Rezeptoroberflächen (Wald, Acker, See). Routinemessungen zur trockenen Deposition werden nicht betrieben. Depositionsdaten von Stickstoffspezies über Wasserflächen liegen nach unserem Wissensstand nur in Einzelfällen vor. Überprüfungen der Modellwerte sind damit nur punktuell an ausgewählten Gewässern möglich.

Hierzu wurden 2012 Messungen an den Untersuchungsobjekten Scharmützelsee, Müggelsee und Untere Havel durchgeführt. Am Scharmützelsee ergibt sich für 2012 eine mitlere TN-Depositionsrate von 3,82, am Müggelsee 3,18 und der Unteren Havel 2,53 mg m^{-2} d^{-1}.

Tab. 2: Mittlere Jahresdepositionsraten für TN an ausgewählten Standorten.

Seen	**TN (mg m^{-2} a^{-1})**	
	Messdaten	**UBA-Modelldaten Rezeptor: Wasserfläche**
Scharmützelsee	1394	1300
Müggelsee	1162	1500
Untere Havel (Nord)	898	1600
Untere Havel (Süd)	876	1500

Es kann am Beispiel des Scharmützelsees gezeigt werden, dass erhobene Daten und Modellwerte gut übereinstimmen können. Demgegenüber stehen deutliche Diskrepanzen von vor Ort ermittelten und modellierten Daten an der Unteren Havel. Es wird angenommen, dass hier standortspezifische Charakteristika eine besondere Rolle spielen. Jeder der Standorte ist mit seiner Vielzahl an möglichen Einflussfaktoren (vorherrschende Windrichtung, Nähe zu industriellen Anlagen und Infrastruktur, umliegende Vegetation und Höhe) einzigartig. Der Einsatz von Depositionssammlern ist somit immer durch Einschränkungen gekennzeichnet (Merten 2002). Diese sind einerseits die Verweildauer der aufgefangenen Deposition im Sammelbehälter und die damit verbundene mögliche Veränderung der Nährstoffkonzentrationen durch mikrobielle Aktivitäten. Weiterhin ist die Kontamination durch Insekten zu fast jeder Jahreszeit und durch Vogelanflug gegeben, die in der Auswertung betrachtet werden muss.

Lachgasemission

Relevante Emissionen an N_2O konnten bisher weder in Kurzzeit- (Mittlere Elbe, Müggelsee, Scharmützelsee, Dagowsee) noch in Langzeitmessungen (Dagowsee) an den untersuchten Gewässern gefunden werden. Effekte einer möglichen Saisonalität der Emissionen, bedingt durch Nährstoffzufuhr und Temperatur, sowie die Wahl des Ausbringungsortes der Fluxkammern auf dem Gewässer konnte am eutrophen Dagowsees nicht nachgewiesen werden. Selbst in den Sedimenten,

sowohl gasförmig in Gastaschen, als auch gelöst im Porenwasser konnten nur N_2O-Spuren detektiert werden. Diese äusserst niedrigen Konzentrationen führen nicht zur Anreicherung im Freiwasser und zur Emission an die Atmosphäre.

Zusammenfassung

Durch bisherige Reduktion von Nährstoffzuflüssen in Gewässer verschiebt sich die jeweilige Bedeutung der Eintragspfade zueinander. Es wird geprüft, welche Bedeutung dabei der atmosphärischen N-Deposition zukommt. Für die Modellgewässer konnten diesbezüglich bereits Einjahres- (Scharmützelsee) beziehungsweise Halbjahresbilanzen erstellt werden, parallel dazu werden Messungen der N_2O-Emissionen durchgeführt. Die N_2O-Emission scheint bei den Untersuchungsgewässern keine Rolle zu spielen.

Danksagung

Die Untersuchung wird im Rahmen einer Doktorarbeit am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei innerhalb des vom BMBF geförderten Projektes NITROLIMIT durchgeführt (FKZ 033L041A-G). Wir bedanken uns bei den Kooperanten, Lehrstuhl Gewässerschutz Bad Saarow; Dr. B. Grüneberg, Prof. B. Nixdorf; dem Zentralen Chemielabor des IGB C. Herzog, Dr. E. Zwirnmann; der Messstelle Neuglobsow des UBA, O. Bath und den beteiligten Mitarbeitern der Abteilung Experimentelle Limnologie.

Literatur

Böllmann, J., Martienssen, M. (2012): Modellierte Nitratreduktionsraten in zwei verschiedenen Binnengewässern basierend auf Zellzahl und Reaktionskinetik. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung. DGL-Poster.

Merten, O. (2002): Staubniederschlag und Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg, Band 36.

Schelske, C.L. (2009). Eutrophication: Focus on Phosphorus. Science Letters 324: 722.

Umweltbundesamt (UBA), (2007): Karte zur Stickstofffracht in Deutschland. (http://gis.uba.de/website/depo_gk3/index.htm)

Umweltbundesamt (UBA), (2012): Hintergrundkonzentrationen an atmosphärischem Lachgas. (unveröffentlicht)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Impacts of N reduction on the ecological condition of the Lower Havel

Claudia Lindim[1], Annette Becker[2] & Helmut Fischer[3]

1 lindim@bafg.de, 2becker@bafg.de, 3helmut.fischer@bafg.de, 1, 2, 3 Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Keywords: Water quality, Havel, Modelling, Nitrogen

Introduction

The Lower Havel (52º27'N, 13º10'E) is an area with shallow riverine lakes interconnected with river sections and artificial channels. Human flow regulation and a low slope are responsible for the small flow velocities and discharges there. With six urban wastewater treatment plants discharging treated effluents to the waterways, eutrophication is a problem in the Lower Havel (Kneis 2007).

Phosphorus is usually pointed out as the limiting nutrient for phytoplankton growth in freshwaters (Vollenweider 1968). Therefore, efforts to control algae growth in the Lower Havel are focused on phosphorus reduction. However, there has been a growing perception that just reducing phosphorus may not be enough to improve the ecological condition of this waterbody as demanded by the EU Water Framework Directive (The Council of the European Union 2000) and that a combined reduction of both nitrogen and phosphorus could give better results. Eutrophication control strategies that reduce only phosphorus have failed in a number of waterbodies (Havens et al. 2001). Based on the current scientific knowledge there are authors that strongly advocate a combined reduction of nitrogen and phosphorus to control eutrophication in freshwaters (Abell et al. 2010) while others are strongly against it and encourage only phosphorus control (Schindler et al. 2008).

In this work we propose to investigate the feasibility of eutrophication control in the Havel by manipulating simultaneously nitrogen and phosphorus external loads by using numerical modelling.

Materials and Methods

Study area

The Havel River is an entirely lowland, low-gradient river and one of the major tributaries of the Elbe River. It is located in the North-East German lowlands and covers a catchment area of 24096 km^2. The so called Lower Havel (Fig.1) is the section downstream the confluence of the rivers Spree and Havel in the western part of Berlin, covering a basin area of 13501 km^2. It presents a characteristic river-lake system behaviour and has an average depth of 4 meters. Mean daily discharge of the Lower Havel at the next downstream gauge in Ketzin was 53 m^3/s (2005-2010).



Fig. 1: Map of the Lower Havel (52º27' N, 13º10' E) with navigation kms.

Together with its tributary, the Spree River, the Havel River drains the municipal area of Berlin and collects the urban effluents of roughly four million people (Heberer 2002). It also serves as a source of drinking and process water and is used for navigation. Because of its multiple uses, eutrophication is a major water quality concern in the Lower Havel. Phytoplankton can reach concentrations of up to 140 µg Chl-a/L, and intense growth of cyanobacteria is a common nuisance in late summer that can lead to restrictions for recreational use.

Water quality modelling

The hydrodynamic model HYDRAX (Oppermann 2010) and the water quality model QSim (Kirchesch & Schöl 1999) were used to simulate different nutrient external loads scenarios. Both models have previously been used successfully for simulations in the Spree, Elbe, Saar, Havel and Rhine rivers (Becker et al. 2010). The HYDRAX model solves numerically the shallow water equations for one dimension using a finite difference implicit scheme. Meteorological data plus hydrological data was used to set up the model. QSim is a water quality model able to simulate the pelagic and the benthic compartments. The model state variables are oxygen, nutrient species, three groups of algae (cyanobacteria, diatoms and green algae), zooplankton, benthic filter feeders and macrophytes. Water quality data for model initialization was obtained from Berlin water authorities. This multi-modelling approach allows to include important factors to evaluate the water quality, such as hydrology, morphology and hydrodynamic in the simulations (Lindim et al. 2011).

Results and Discussion

The previously calibrated models were used initially to simulate a reference scenario with the current status knowledge. Subsequently, different scenarios for external loads reduction were simulated, namely scenarios where N and P loads were reduced simultaneously and scenarios where only P loads were reduced. Fig. 2 presents the simulated temporal evolution of nutrients and Chl-a for three different nutrient loads conditions in the Lower Havel.

Modelling results indicate that cutting 50 % of any type of loads would benefit the lower Havel most of the time. The benefits are similar regardless of the type of loads reduced (P alone or combined N+P). Fig. 2 shows that less concentration of Chl-a is the outcome when the loads are reduced. This is particularly true for the spring algae blooms. However, there are some summer time intervals when this is not the case: For August 2006, July/August 2008, July/August 2009 and July 2010 (Fig. 2) the combined reduction of N and P scenario (dashed line) leads to an adverse effect in eutrophication. The same holds true for P only reduction scenario (grey line) for the period July and August 2008.The Chl-a concentrations for these periods are higher for the scenarios where loads were reduced then for the ad-hoc situation. These situations seem to correspond to stratified periods during which P internal loads occur in the Havel. P release from sediments in the Lower Havel lakes was observed by Schauser and Chorus (2009).

Fig. 3 shows temperatures measured in the Lower Havel between 2008 and 2010 (for 2005-2007 no temperature data exists). From Fig. 3 it can be seen that the aforementioned summer time periods correspond indeed to periods of thermal stratification.

P internal loads occur through desorption of P from sediments, which is a redox controlled process. After desorption, P is advectively or diffusively transported to the water column. The phosphorus remobilized in sediments is mainly bound to iron (III) oxy-hydroxides. Whenever iron (III) undergoes reduction in sediments, phosphorus is set free and diffuses to the water column. In aerobic sediments oxygen and nitrate will re-oxidize iron and dissolved P will either precipitate or be adsorbed at iron (III) compounds again. Therefore the presence of oxygen or nitrate will inhibit P internal loads, whereas in the absence of these oxidants P will be released from the sediments.

In the mentioned summer situations the thermal stratification will hinder vertical transport of oxygen and nitrate to the bottom. These oxidants will be replenished from the sediment without renewal. Whenever their inhibition threshold thresholds are reached, P will be released from the sediment, ultimately resulting in the higher concentration of algae observed for these summer situations in Fig. 2. Thus, reducing the N loads is likely to lead to less nitrate presence in sediments and consequently to higher P internal loads. Therefore, when summer stratification occurs reducing N loads will possibly degrade the trophic state instead of helping to control eutrophication.

Summary/ Conclusions

The modelling approach used in the current work predicted algae and nutrient dynamics in the Lower Havel under different external loads conditions. The results suggest that a combined reduction of nitrogen and phosphorus external sources loads may not present advantages to control eutrophication over the reduction of phosphorus loads alone. In particular, for summer periods where thermal stratification occurs, reducing N loads to the waterbody may result in worsening eutrophication due to stimulation of phosphorus release from sediment.

Acknowledgements

We thank Ralf Fischer, Antje Köhler, Gertraut Kubiak, Ralf Schulze from the Senatsverwaltung Berlin and Ute Mischke from the IGB for providing historical water quality data. We thank Dagmar Steubing for laboratory work. This work is performed in the project NITROLIMIT supported by the German Ministry of Research and Education, grant nr. 033L041G.

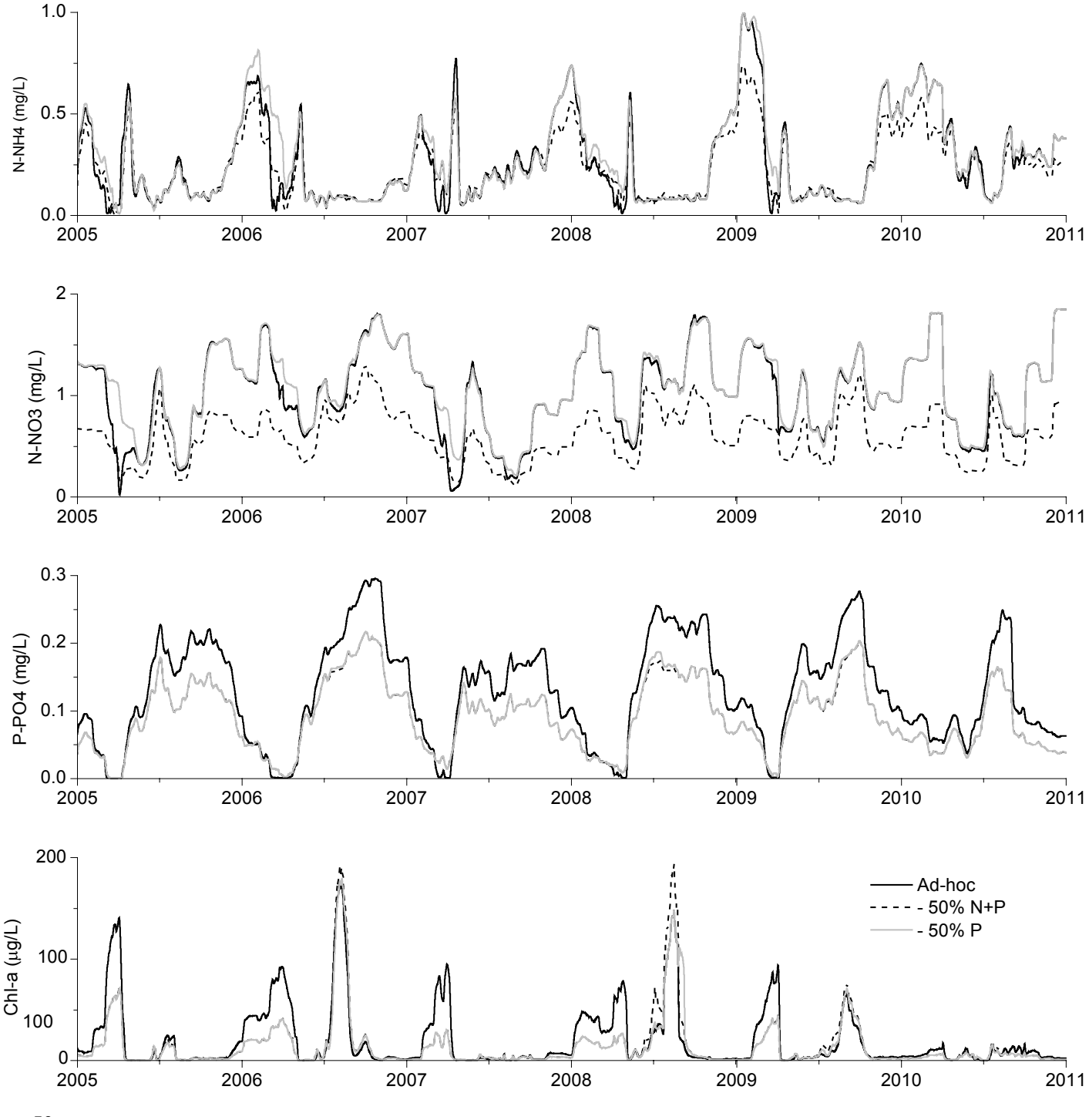


Fig. 2 Nutrient loads control simulated scenarios for the Lower Havel. Simulated orthophosphate, nitrate, ammonia and Chl-a concentrations at Km 11 of Lower Havel. Black line - Ad-hoc scenario. Dasehd line - Organic and nutrients (N+P) external loads reduction by 50%. Grey Line - Organic and nutrients (P only) external loads reduction by 50%. Note that for orthophosphate and Chl-a the dashed and grey lines are sometimes coincident.

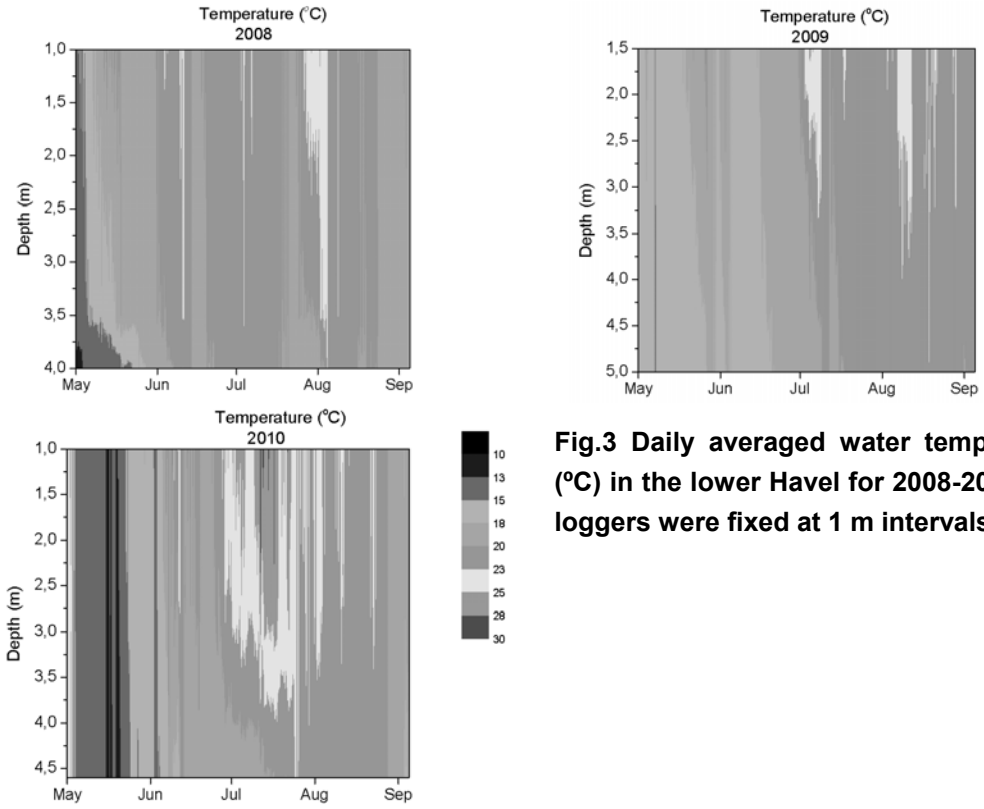


Fig.3 Daily averaged water temperatures (ºC) in the lower Havel for 2008-2010. Data loggers were fixed at 1 m intervals.

References

Abell, J. M., Özkundakci, D., Hamilton, D.P. (2010): Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: Implications for eutrophication control, Ecosystems, 13, 966-977.

Becker, A., Kirchesch, V., Baumert, H.Z., Fischer, H., Schöl, A. (2010): Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river, River Res. and App., 26, 572-588.

Havens, K.E., Fukushima, T., Xie, P., Iwakuma, T., James, R.T., Takamura, N., Hanazato T., Yamamoto T. (2001): Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA), Environmental Pollution, 111, 263–272.

Heberer, T. (2002): Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water, J. Hydrol., 266, 175-189.

Kirchesch, V., Schöl, A.(1999): Das Gewässergütemodell Qsim. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik, 43, 302-309.

Lindim, C., Pinho, J.L., Vieira, J.M.P. (2011): Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling, Ecological Modelling, 222, 2485-2494.

Oppermann, R. (2010): Programmsystem Hydrax 5.0. Mathematisches modell und datenschnittstellen, Berlin.

Schauser, I., Chorus, I., (2009): Water and phosphorus mass balance of Lake Tegel and Schlachtensee – A modelling approach, Water Res., 43, 1788-1800.

Schindler, D., Hecky, R., Findlay, D, Stainton, M, Parker, B., Paterson, M., Beaty, K., Lyng, M., Kasian, S. (2008): Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment, Proceeding of the National Acad. of Sci., 105(32), 11254-11258.

The Council of the European Union (2000): Water framework Directive (2000/60/EC), Official Journal of the European Communities, L237, 1-73.

Vollenweider, R.A. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, Tech. Rep. DA5/SCl/58.27, Organization for Economic Co-operation and Development, Paris, France.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Stickstoffumsatz in der Elbe – Assimilation oder Denitrifikation?

Stephanie Ritz[1] & Helmut Fischer[2]

[1] ritz@bafg.de, [2] helmut.fischer@bafg.de, [1,2] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Keywords: Stickstoffumsatz, Denitrifikation, Fließgewässer, Freilandmethoden, Elbe

Einleitung

Hohe N-Frachten in Fließgewässern können zu starken Eutrophierungserscheinungen in den aufnehmenden Binnen- und Küstengewässern führen. Daher soll in dieser Arbeit der Stickstoffhaushalt der Elbe, insbesondere die Rolle der Denitrifikation und Assimilation quantifiziert werden. In diesem Zusammenhang werden sogenannte „Open-Channel" Methoden angewendet, die es im Gegensatz zu Laboruntersuchungen ermöglichen, die entsprechenden Prozesse direkt im Gewässer zu messen und somit Laborartefakte zu vermeiden. Eine Stoffbilanz soll die Frage klären, wie groß der gewässerinterne Stickstoffverlust insgesamt ist und welche Rolle dabei der Assimilation bzw. der Denitrifikation zukommt. Über eine „Membrane Inlet Mass Spectrometry" (MIMS; Kana et al. 1994) können denitrifikationsbedingte Übersättigungen von N_2 direkt in der Wassersäule gemessen und Denitrifikationsraten ermittelt werden (Laursen & Seitzinger 2002). Außerdem ermöglicht eine Untersuchung der isotopischen Zusammensetzungen des Nitrats eine qualitative Abschätzung der relativen Rollen von Denitrifikation Assimilation (Kendall 1998). Diese drei voneinander unabhängigen Methoden werden simultan angewendet und daraus resultierende Synergieeffekte bei der Interpretation der Daten ausgenutzt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersuchungsraum ist der frei fließende innerdeutsche Abschnitt der Elbe angefangen von der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0) bis zum Gezeitenwehr bei Geesthacht (Elbe-km 584) (Abb. 1). Am 8.8.2011 – 18.08.2011 und am 6.5.2012 – 12.5.2012 fanden auf diesem Flussabschnitt fließzeitkonforme Messfahrten statt, während derer der Wasserkörper in festgelegten Intervallen (mindestens 2-mal täglich, morgens und abends) beprobt wurde. Die konkreten Probenahmestellen wurden über ein hydraulisches Modell (HYDRAX) ermittelt, das zur Berechnung von Fließzeiten eingesetzt wird (Schöl et al. 2006). Zusätzlich wurden die auf der Fließstrecke einmündenden größten Nebenflüsse (Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel) sowie im August 2011 die direkt einleitenden größeren Kläranlagen (> 45 000 Einwohnergleichwerte; FGG Elbe 2005) beprobt.

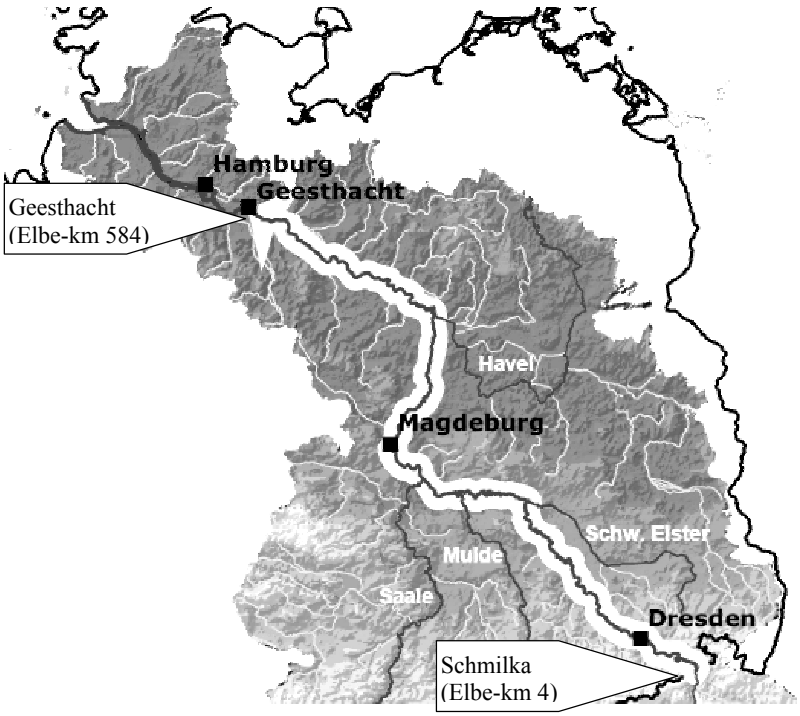


Abbildung. 1: Untersuchungsraum Mittelelbe mit Einzugsgebiet. Die fließzeitkonformen Beprobungen starteten jeweils bei Schmilka (Elbe km 4) und endete bei Geesthacht (Elbe km 584).

Stoffbilanz

Die Nährstofffrachten der letzten Elbe-Messstelle (Elbe-km 582) werden mit einem theoretischen Frachtwert verglichen, der sich aus der Addition des Startwerts (Fracht bei Elbe km 4) und den auf der Fließstrecke hinzukommenden Frachten der Nebenflüsse und der Kläranlagen ergibt. Wenn auf diese Weise alle signifikanten Einträge auf der Fließstrecke berücksichtigt wurden, entspricht eine Differenz zwischen der errechneten Summe und der tatsächlichen Fracht stromabwärts dem gewässerinternen Nettoumsatz. Zur Abschätzung der Nährstoffeinträge über die nicht beprobten Nebenflüsse wurden Datensätze von den Messstationen der jeweiligen Bundesländer herangezogen.

N_2-Messung

An jeder Messstelle wird das Endprodukt der Denitrifikation (N_2) direkt in der Wassersäule gemessen. Ausgehend von dieser Konzentration wurde eine „theoretische“ N_2-Konzentration für die nächste Messstelle berechnet, die sich ergeben würde, wenn lediglich atmosphärischer Austausch stattfinden würde. Liegt der so berechnete Wert unter dem tatsächlich gemessenen Wert, muss auf der betrachteten Strecke eine Produktion von N_2 stattgefunden haben. Diese Produktion lässt sich schließlich über eine inverse Modellierung berechnen. Die N_2 Konzentrationen wurden massenspektrometrisch nach der Methode von Kana et al. (1994) gemessen, welche die für diesen Ansatz notwendige hohe Messpräzision erreicht. Die Modellierung der N_2-Konzentrationen bzw. Denitrifikationsraten wurde nach dem Ansatz von Laursen & Seitzinger (2002) durchgeführt, wobei der atmosphärische Austausch basierend auf empirischen Zusammenhängen zwischen Strömungsgeschwindigkeiten und Gasaustauschgeschwindigkeiten (Krenkel & Orlob 1962) ermittelt wurde.

Fraktionierung stabiler Nitratisotope

Für die Proben von 2011 wurden außerdem Messungen der stabilen Nitratisotope durchgeführt. Assimilation und Denitrifikation führen zu einem Anstieg der schweren Isotope im zurückbleibenden Nitrat, wobei bei der Denitrifikation $\delta^{18}O$ stärker angereichert wird als bei der Assimilation (Groffman et al. 2006). Über die Verhältnisse $\delta^{18}O$ und $\delta^{15}N$ lässt sich somit die Rolle der Denitrifikation gegenüber der Assimilation qualitativ beschreiben.

Ergebnisse & Diskussion

Stoffbilanz

Die Ergebnisse der Stoffbilanz sind für die Parameter Chlorophyll a, Nitrat, N-Gesamt und Chlorid sowie der Abflussbilanz in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Konzentrationen von Ammonium-N und Ortho-Phosphat waren während der Probenahmen sehr gering (z.T. unterhalb der Nachweisgrenze) und lieferten für die Bilanz keine klaren Ergebnisse.

Tabelle 1: Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung über den gesamten beprobten Elbeabschnitt für die jeweiligen Probenahmezeiträume. *Umsatz pro Stunde Fließzeit berechnet über die jeweilige Gesamtfließzeit der untersuchten Strecke.

	Chl a ($g\ s^{-1}$)	**NO_3^- ($g\ s^{-1}$)**	**N-ges ($g\ s^{-1}$)**	**Cl^- ($kg\ s^{-1}$)**	**Abfluss ($m^3\ s^{-1}$)**
AUGUST 2011					
Gesamteintrag	9,6	1742,6	2157,9	60,4	602,6
Austrag Elbe km 582	57,3	1360,6	1713,4	75,9	755,9
Umsatz (%)	497,8	-21,9	-20,6	25,6	25,4
Umsatz ($kg\ h^{-1}$)*	1,0	-8,3	-9,7		
MAI 2012					
Gesamteintrag	19,8	1147,5	1740,0	61,6	538,6
Austrag Elbe km 583	54,5	823,0	1352,0	54,6	587,8
Umsatz (%)	175,7	-28,3	-22,3	-11,3	9,1
Umsatz ($kg\ h^{-1}$)*	0,8	-7,1	-8,5		

Die Bilanz zeigt für beide Messkampagnen deutliche Anstiege der Chla - Frachten, sowie Verluste bei den Nitrat-N und Gesamt-N Frachten, wobei die Gewinne bzw. Verluste im Mai 2012 etwas schwächer ausfielen. Chlorid wurde als konservativer Tracer genutzt, jedoch ergab sich im August 2011 für die Chlorid- und die Abflussbilanz eine Diskrepanz von +26%, evtl. wurden hier Einträge unterschätzt. Im Mai 2012 waren die Chlorid- und Abflussbilanzen ausgeglichener.

Nimmt man für die Algenbiomasse ein C:Chla Verhältnis von 30 sowie das Redfield Verhältnis an, lässt sich der Anteil der Assmilation am Nitratverlust abschätzen. Demnach ergibt sich für August 2011 ein assimilativer Anteil von ca. 60% (≙ 4,7 $kg\ h^{-1}$) und für Mai 2012 ein Anteil van ca. 50% (≙ 3,5 $kg\ h^{-1}$). Entsprechend könnte der Denitrifikation ein Anteil von 40% (≙ 3,6 $kg\ N\ h^{-1}$) im August 2011 und 50 % (≙ 3,7 $kg\ N\ h^{-1}$) im Mai 2012 an der Nitratzehrung zukommen. Demgegenüber steht der N-Gesamtverlust, der mit 9,7 $kg\ N\ h^{-1}$ bzw. 8,5 $kg\ N\ h^{-1}$ über dem Schätzwert für den denitrifikationsbedingten Nitratverlustes liegt. Wahrscheinlich spielt hier neben dem N-Gesamt Verlust durch Denitrifikation auch die Sedimentation eine Rolle, die zu einer temporären Speicherung von Stickstoffkomponenten in den Sedimenten führt.

N_2-Messung

Sowohl im August 2011 als auch im Mai 2012 konnte an fast allen Probenahmestellen eine N_2-Übersättigung festgestellt und Denitrifikationsraten ermittelt werden. Es zeigte sich dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Abschnitten z.T sehr hoch sind, eine abschnittsweise Betrachtung scheint hierbei also sinnvoller zu sein. Die Denitrifikationsraten wurden hier für drei morphologisch unterschiedliche Elbeabschnitte zusammengefasst und sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Denitrifikationsraten zusammengefasst für drei morphologisch verschiedene Abschnitte für die Messfahrten August 2011 und Mai 2012 als Mittelwerte aller modellierten Raten auf den jeweiligen Abschnitten ± Standardabweichung der Einzelwerte.

Zeitraum	Abschnitt	Denitrifikation (mmol m^2*h^{-1})	± (mmol m^2*h^{-1})	Denitrifikation (kg h^{-1})	± (kg h^{-1})
8.-10.8.2011	4 - 187	1.8	1.1	11	6.4
12.-13.8.2011	314 - 437	2.5	0.8	20.7	6.4
14.- 15.8.2011	484 - 584	0.8	0.5	8.1	5.2
6.- 8.5.2012	4 - 154	2.1	0.3	28.5	11
9. - 10.5.2012	339 - 437	2.4	1.7	20	9.1
10. -12.5.2012	484 -582	1.8	2.5	16.4	16.6

Generell sind die hier berechneten Denitrifikationsraten im Vergleich zu anderen Literaturwerten relativ hoch. Sie decken sich aber mit Sedimentkernmessungen potentieller Denitrifikationsraten der Elbe von 0,6 – 6 $mM \cdot m^{-2}$ h^{-1} (Fischer et al. 2005) und sind vergleichbar mit Ergebnissen ähnlicher Studien, in denen Fließgewässer in landwirtschaftlich stark beanspruchten Einzugsgebieten mittels „Open-Channel" - Methoden untersucht wurden (z.B. Lausen & Seitzinger 2002, Böhlke et al. 2009). Im Durchschnitt führen die hier berechneten Raten zu höheren Stickstoffverlusten als durch die Stoffbilanz abgeschätzt wurde. Bei der Stoffbilanz handelt es sich jedoch um eine „Nettobilanz" die sich auf den Zeitraum der jeweiligen Fließzeit bezieht. Effekte von Sedimentation und darauf folgender, zeitverzögerter Remineralisierung werden dabei nicht erfasst

Fraktionierung stabiler Nitratisotope

Die Analyse der stabilen Nitratisotope ergab einen deutlichen Anstieg der Werte für $\delta^{15}N$- und $\delta^{18}O$- NO_3^-, was für einen intensiven Umsatz von NO_3^- - in der Elbe spricht (Abb. 2). Das Verhältnis dieses Anstieges ergibt einen Wert von $\delta^{15}N/ \delta^{18}O$ von 0,72, welcher nah an den Werten liegt, die typisch für Dentrifikationsprozesse sind (0,76 – 0,48). Für Assimilation hingegen wird ein Wert von 1,0 angenommen (‚Groffman et al. 2006). Die Isotopenanalyse liefert somit ebenfalls Hinweise auf eine größere Rolle der Denitrifikation im N-Haushalt der Elbe.

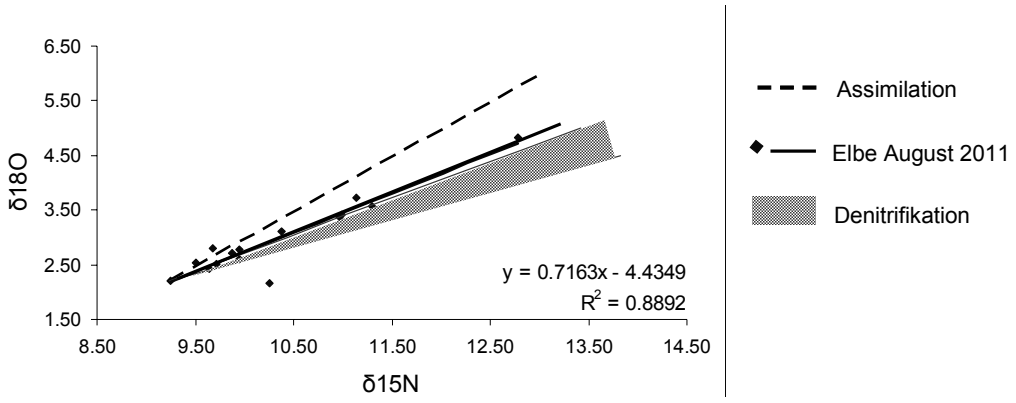


Abbildung 2: Entwicklung des $\delta^{18}O/ \delta^{15}N$ Verhältnisses von Nitrat während der Elbemesskampagne August 2011, sowie charakteristische Entwicklungen der Isotopenverhältnisse während der Assimilation und der Denitrifikation.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Entlang des untersuchten Elbeabschnitts kam es sowohl im August 2011 als auch im Mai 2012 zu einer hohen Nettoproduktion von Chla und einer damit einhergehenden Nitratzehrung. Schätzungsweise machte die Assimilation 60 bzw. 40% dieser Nitratzehrung aus, entsprechend könnten 40 – 60% des Nitratverlustes denitrifikationsbedingt sein. Die Entwicklung der stabilen Nitratisotope stützt dieses Ergebnis. Auch die direkte N_2-Messung ergab relativ hohe Denitrifikationsraten. Diskrepanzen zwischen diesen Denitrifikationsraten und den bilanzierten Nitratzehrungen und N-gesamt Verlusten lassen darauf schließen, dass neben dem sofortigen Umsatz der gelösten Stickstoffkomponenten auch zeitverzögerte Effekte von Sedimentation und darauf folgender Mineralisierung eine Rolle spielen. Zudem variieren die über N_2-Messung ermittelten Denitrifikationsraten zwischen den Abschnitten stark, was bei einem direkten Vergleich zur Gesamtbilanz zu berücksichtigen ist. Insgesamt lassen die Ergebnisse aller drei methodischen Ansätze darauf schließen, dass neben der Assimilation auch die Denitrifikation eine bedeutende Rolle im N-Umsatz der Elbe spielt.

Danksagung

Wir danken Kirstin Dähnke vom Helmholz-Zentrum in Geesthacht (GKSS) für die Bereitstellung des für die N_2-Messungen notwendigen MIMS sowie Maren Voß für die Unterstützung bei den Messungen der stabilen Isotope am Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW). Diese Arbeit entstand Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes „Nitrolimit“ (Fkz 033L041G).

Literatur

Böhlke, J. K., Antweiler, R. C., Harvey, J. W., Laursen, A. E., Smith, L. K., Smith, R. L., Voytek, M. A. (2009). Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. Biogeochemistry 93: 117–141.

FGG Elbe (2005). Zusammenfassender Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG (A-Bericht), Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg).

Fischer, H., Kloep, F., Wilzcek, S., Pusch, M. (2005). A river’s liver - microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river. Biogeochemistry 76: 349–371.

Groffman, P. M., Altabet, M. A., Böhlke, J.K., Butterbach-Bahl, K., David, M.B., Firestone M.K., Giblin, A.E., Kana, T.M., Nielsen, L.P., Voytek, M.A. (2006). Methods for measuring denitrification: Diverse approaches to a difficult problem. Ecological Applications 16: 2091–2122.

Kana, T.M., Darkangelo, C., Hunt, M.D., Oldham, J.B., Bennett, G.E., Cornwell, J.C. (1994). Membrane inlet mass spectrometer for rapid high-precision determination of N2, O2, and Ar in environmental water samples. Analytical Chemistry, 66: 4166–4170.

Kendall, C. (1998). Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In Kendall, C. and McDonell, J. J., (Hrsg.): Isotope Tracers in Catchment Hydrology. Elsevier Science B.V., Amsterdam

Krenkel P.A., Orlob G.T. (1962). Turbulent Diffusion and the reaeration coefficient. Journal of Sanitary Enigineering Division, American Society of Civil Engineers 88: 53-116

Laursen, A., Seitzinger, S. (2002). Measurement of denitrification in rivers: an integrated, whole reach approach. Hydrobiologia. 485: 67–81.

Schöl, A., R. Eidner, M. Böhme, Kirchesch, V. (2006). Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.), Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, Berlin.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen?

Jacqueline Rücker [1], Klaus van de Weyer [2] & Brigitte Nixdorf [1]

1 Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, j.ruecker@tu-cottbus.de, 2 lanaplan, Lobbericher Str. 5, D-41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Keywords: Stickstoff, Phosphor, *Nitellopsis*, *Ceratophyllum*, Konkurrenz, Vegetationskartierung

Einleitung

Für Flachseen ist das Phänomen der Bistabilität, also die alternative Ausprägung des klaren, makrophytendominierten oder des phytoplanktontrüben Zustandes bei gleichem Nährstoffniveau bekannt (Scheffer et al. 1993). Auch in geschichteten Seen ist ein positiver Einfluss von submersen Makrophyten auf die Stabilisierung eines niedrigen trophischen (z.B. mesotrophen) Zustandes wahrscheinlich (Hilt et al. 2010). Verschiedene Mechanismen für die Rückkopplung der submersen Makrophyten auf die Wasserqualität wurden beschrieben, z.B. verminderte Sedimentresuspension, erhöhte Phytoplanktonverluste durch Grazing oder Allelopathie. Darüber hinaus wird auch eine direkte Konkurrenz um Nährstoffe zwischen Phytoplankton und submersen Makrophyten diskutiert (Hilt et al. 2010). Dabei stehen insbesondere Pflanzenarten im Fokus, die keine echten Wurzeln bilden und daher Nährstoffe überwiegend aus dem Freiwasser aufnehmen. Zu diesen Arten gehören frei schwebende Pflanzen wie *Ceratophyllum* spec., *Utricularia* spec. oder Lemnaceen, aber auch die nur mit Rhizoiden im Sediment verankerten Characeen.

Sanierungsmaßnahmen in den Einzugsgebieten (z.B. Beseitigung von Punktquellen) führten im letzten Jahrzehnt in einer Reihe von Gewässern Nordostdeutschlands zu einer Verbesserung der Wasserqualität, und es kann vielerorts eine Ausbreitung von submersen Makrophyten beobachtet werden. Ob diese Pflanzen mit dem Phytoplankton um die knapper werdenden Nährstoffe konkurrieren, soll im Rahmen des BMBF-geförderten Verbundprojektes NITROLIMIT (FKZ 033L041A-E; www.nitrolimit.de) untersucht werden. Dazu wurde der Makrophytenbestand (Biomasse, Bedeckungsgrad, Arteninventar) in vier Modellgewässern unterschiedlicher Morphometrie und Trophie kartiert. Der in der Biomasse gebundene Stickstoff und Phosphor soll abgeschätzt und dem Nährstoffgehalt des Freiwassers gegenübergestellt werden. Eine erste Abschätzung liegt für den Scharmützelsee vor und wird in diesem Beitrag vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die NITROLIMIT-Modellgewässer repräsentieren dominante Gewässertypen der Region Berlin/Brandenburg. Wichtige morphmetrische und trophische Kenngrößen sind Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Morphometrische Parameter der Untersuchungsgewässer, theoretische Aufenthaltszeit (t_a), Gewässertyp nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; Matthes et al. 2002)**, trophischer Zustand** nach LAWA (1999)**, Zahl der untersuchten Transekte für die Detailkartierung.**
[1]Grüneberg et al. (2010), [2]Köhler et al. (2005), [3]Lindim, pers. Mitt.

	Scharmützelsee[1]	**Müggelsee[2]**	**Langer See**	**Unterhavel**
Abkürzung	**SCH**	**MUEG**	**LAN**	**UHAV**
Fläche (km^2)	12,1	7,3	1,6	27
Uferlänge(km)	30,3	14,8	8,4	ca. 42
max. Tiefe (m)	29,5	8,9	3,5	10,7
mittl. Tiefe (m)	8,9	4,9	2,1	ca. 4,8
t_a (a)	10,7	0,1–0,16	0,1	0,02-0,2 [3]
Mixistyp	dimiktisch	poly-/di.	polymiktisch	polymiktisch
WRRL-Typ	13	11.1	11.2	12
Trophie	mesotroph	eutroph	eutroph	eu- bis polytroph
AnzahlTransekte	50	25	15	50

Methoden

2011 wurden an allen Gewässern Vegetationskartierungen, jeweils als Kombination einer Überblickskartierung im Mai/Juni unter Einsatz einer Unterwasserkamera nach van de Weyer et al. (2007) und einer Detailkartierung an ausgewählten Transekten (Anzahl s. Tab. 1), durchgeführt. Dabei wurden die Makrophyten im Scharmützelsee und Müggelsee durch Tauchuntersuchungen mit Pressluftflaschen in Anlehnung an die PHYLIB-Methode (Schaumburg et al. 2011) beprobt. In den Linientransekten wurde die Vegetation auf einer Breite von 20-30 Meter getrennt nach Tiefenzonen (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-6 m, 6-8 m, 8-10 m bis zur unteren Makrophyten-Tiefengrenze) halbquantitativ erfasst. Außerdem wurde jeweils die absolute Tiefengrenze der Vegetation je Linientransekt notiert. Die Flachbereiche (0-1 m Wassertiefe) wurden durchwatet bzw. durch Schnorcheluntersuchungen erfasst. Diese Methode wurde aufgrund der geringen Tiefenausbreitung der submersen Makrophyten im Langen See und in der Unterhavel ausschließlich angewendet. Die Angabe der Häufigkeit erfolgte nach der Schätzskala von Kohler (1978).

Während der Detailkartierung wurden an typischen Stellen der jeweiligen Tiefenstufen die submersen Pflanzen von einer Fläche definierter Größe geerntet. Im Labor wurden die Pflanzen gesäubert, nach Arten sortiert und das Frischgewicht bestimmt. Anschließend wurden Unterproben bei 60 ^oC getrocknet und Material für die Bestimmung des N-Gehaltes zermörsert. Die C- und N-Analysen erfolgten mit einem VARIO EL Elementaranalysator (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau). Der organische Gehalt wurde nach Veraschung bei 500 ^oC bestimmt. Die Asche wurde zur Ermittlung des Phosphorgehaltes durch Extraktion in 2N HCl nach Andersen (1976) verwendet.

Die Hochrechnung der Biomasse submerser Makrophyten des Scharmützelsees erfolgte auf Grundlage der Detailkartierung vom August/September 2011. Um die punktförmigen Daten der Transekte auf die Litoralfläche zu projizieren, wurden in ArcGIS sogenannte Transektfelder definiert und ihr Flächeninhalt ermittelt. Dazu wurden die Tiefenlinien des Sees jeweils in der Mitte zwischen zwei

benachbarten Transekten senkrecht geschnitten (Harrandt, 2012). Den Transektfeldern wurden die Deckungsgrade der dort vorkommenden Pflanzenarten zugeordnet

Um auf die Biomasse und den in Makrophyten gebundenen Stickstoff und Phosphor hochzurechnen, wurden deckungsgradspezifische Biomassen (g Trockengewicht (TG) pro m^2) ermittelt. Dazu wurden alle ca. 200 im Scharmützelsee erhobenen Biomassedatensätze in drei Gruppen (Characeen, wurzellose und wurzelnde submerse Makrophyten) zusammengefasst. Für jede Gruppe und jeden Deckungsgrad wurden der Mittelwert sowie die 2,5%- und die 97,5%-Konfidenzintervalle der Biomasse pro Fläche berechnet. Die Biomassewerte aller vorkommenden Arten wurden aufsummiert und mit der jeweiligen Transektfeldfläche multipliziert. Zur Berechnung des in den Makrophyten gebundenen N und P wurden die Biomassen mit den mittleren Gehalten der jeweiligen Artengruppe aus Scharmützelseeproben multipliziert.

Ergebnisse und Diskussion

Die unteren Makrophytengrenzen, der Artenbestand und die Artenzahlen (Tab. 2) spiegeln den unterschiedlichen trophischen Zustand der 4 Gewässer wider. Submerse Makrophyten bedeckten im Scharmützelsee 20 %, im Müggelsee 15 %, im Langen See 9 % und im untersuchten Havelabschnitt knapp 3 % der Seefläche (Tab. 2). Dabei entfielen im Scharmützelsee rund 15 % auf Characeen-Gesellschaften, die in den anderen Seen nicht vorkamen. Das aquatische Moos *Fontinalis antipyretica* kam in allen Gewässern außer in der Unterhavel vor. In Tab. 2 ist es in der Artenzahl für höhere submerse Pflanzen enthalten.

Tab. 2. Mit submersen Makrophyten bewachsene Fläche (ha) **und ihr Anteil** (%) **an der gesamten Seefläche, Zahl der nachgewiesenen Arten** (Az) **sowie untere Makrophytengrenze** (UMG) **2011 im Scharmützelsee** (SCH)**, Müggelsee** (MUEG)**, Langen See** (LAN) **und Unterhavel** (UHAV)**.**

	SCH			**MUEG**			**LAN**			**UHAV**		
	ha	*%*	*Az*	*ha*	*%*	*Az*	*ha*	*%*	*Az*	*ha*	*%*	*Az*
Schwimmblatt-pflanzen	1,1	0,1	2	0,6	0,1	5	2,4	1,5	3	18,4	0,7	2
Höhere submerse Gefäßpflanzen	56,8	4,7	18	107	14,7	20	12,1	7,6	7	52,2	1,9	4
Characeen	184,6	15,3	5									
Gesamt	**242,5**	**20,0**	**25**	**107,6**	**14,7**	**25**	**14,5**	**9,1**	**10**	**70,6**	**2,6**	**6**
UMG (m) (Min – Max)	5,4 (2,1 – 9,1)			2,8 (1,8 – 3,8)			1,0 (0 – 1,9)			0,9 (0,6 – 1,6)		

Die Spannbreite der deckungsgradspezifischen, flächenbezogenen Trocken¬gewichte der Scharmützelseeproben sind in Abb. 1 dargestellt. Den Deckungsgrad 5 (massenhaft) erreichte nur *Nitellopsis obtusa*, die typische Armleuchteralgen-Rasen (Nitellopsidetum obtusae) bildet, die Höhen von 80 cm und mittlere Biomassen von 281 g TG m^{-2} (max. 691 g TG m^{-2}) erreichen können.

Die ermittelten Stickstoffgehalte lagen zwischen 12 und 36 mg N g^{-1} TG, die P-Gehalte zwischen 2 und 7 mg P g^{-1} TG und stimmen gut mit der Literatur überein (Kufel & Kufel, 2002). Die Schätzung der von submersen Makrophyten im Scharmützelsee gebildeten Biomasse beläuft sich auf 453 t TG, berechnet aus den mittleren Biomassen pro Fläche. Legt man die 2,5- bzw. 97,5%-Konfidenzintervalle zugrunde, kann dieser Wert zwischen 271 und 985 t TG liegen, wobei im mittleren Szenario 62 % der Biomasse durch Characeen (überwiegend *Nitellopsis obtusa*) gebildet

wird. 24 % entfallen auf wurzellose Makrophyten, vor allem *Ceratophyllum demersum*, weniger *Utricularia vulgaris* agg. und noch weniger *Lemna trisulca*. Die übrigen, wurzelnden, Makrophytenarten bilden nur 14 % der Biomasse (Abb. 2). Auf Grund der im Vergleich zu den höheren Gefäßpflanzen geringeren internen N- und P-Gehalte, beträgt der in der Characeen-Biomasse gespeicherte Stickstoff nur 48 % des gesamten in den submersen Makrophyten gebundenen N bzw. 44 % bei P.

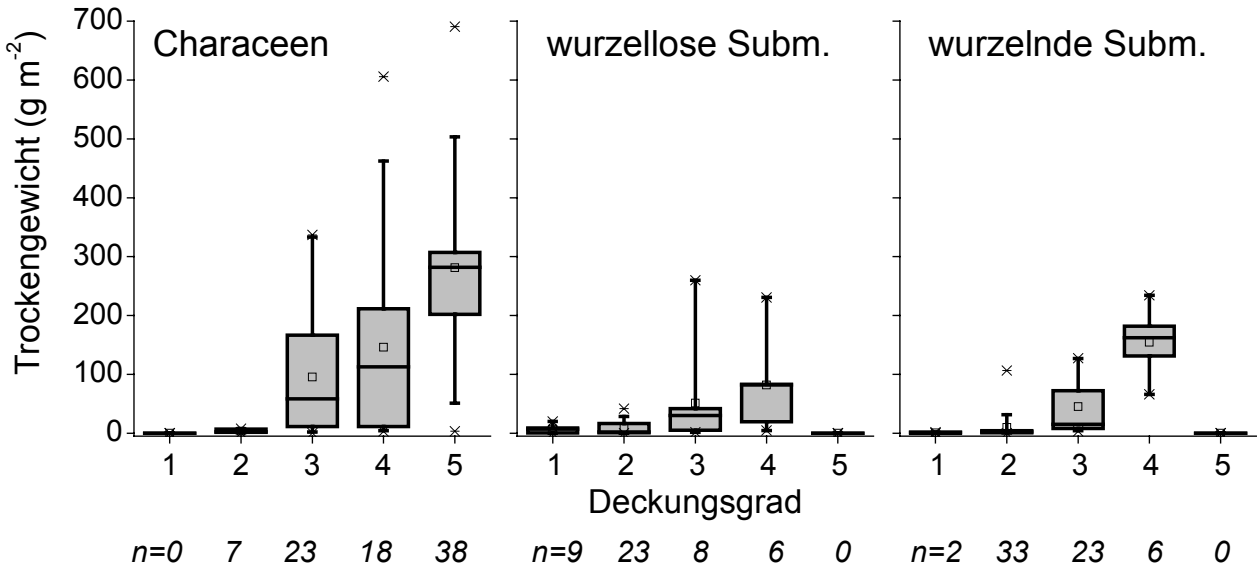


Abb. 1. Boxplots der flächenbezogenen Biomassen in den 5 Deckungsgraden (nach Kohler 1978) für Characeen, wurzellose sowie wurzelnde submerse Makrophyten im Scharmützelsee.

Nach den gerechneten Szenarien sind zwischen 0,7 und 3,1 (im Mittel 1,3) t P in der Makrophytenbiomasse gebunden, was 49 bis 213 % der Phosphormenge des Epilimnions, d.h. dem Bereich des Wasserkörpers, der mit den submersen Makrophyten während der Vegetationsperiode direkt in Kontakt steht, entspricht. Demgegenüber ergibt die Schätzung nur 5,3 bis 22,1 t, d.h. 15 bis 62 % (im Mittel 27 %) des epilimnischen Stickstoffs. Somit scheint im Scharmützelsee eine direkte Steuerung der Phytoplanktonbiomasse eher über die Konkurrenz um Phosphor, wie sie bereits durch Hilt et al. (2010) beschrieben wurde, als durch Stickstoffkonkurrenz wahrscheinlich zu sein.

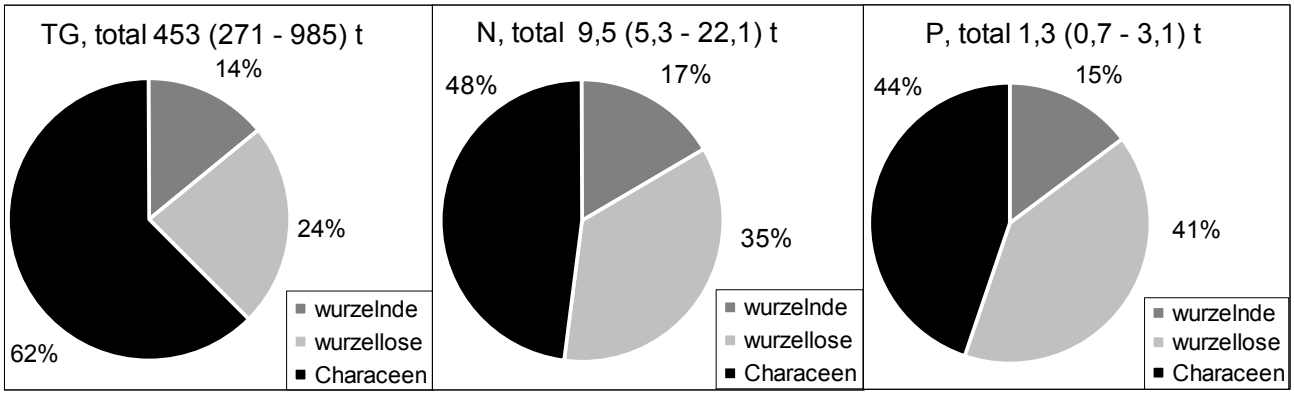


Abb. 2. Anteile von Characeen, wurzelnden bzw. wurzellosen submersen Makrophyten an der gesamten Makrophytenbiomasse (Trockengewicht; TG; links), am in den Makrophyten gebundenen Stickstoff (Mitte) sowie Phosphor (rechts) im Scharmützelsee 2011. Angegeben sind die Masse-Schätzungen basierend auf der mittleren deckungsgradspezifischen Biomasse der Artengruppen (in Klammern basierend auf dem 2,5%- und dem 97,5%-Konfidenzintervall).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das Beispiel des Scharmützelsees zeigt, dass eine Nährstoffkonkurrenz zwischen Phytoplankton und submersen Makrophyten, in diesem Fall die Konkurrenz um Phosphor, die Entwicklung des Phytoplanktons beeinflussen kann. Der zeitliche Aspekt, d.h. die Saisonalität, spielt in diesem Zusammenhang wahrscheinlich eine große Rolle, denn der stärkste Zuwachs, der mit einer relevanten Nährstoffaufnahme durch die Makrophyten einhergeht, findet während des Klarwasserstadiums statt, einer Phase, in der sich die thermische Schichtung ausprägt und die Weichen für die sommerliche Phytoplanktonentwicklung gestellt werden. Die vorgestellte Massebetrachtung berücksichtigt keine sekundären Effekte wie verminderte Sedimentresuspension in Makrophytenbeständen, Allelopathie oder Fraßschutz für das Zooplankton, die zu einer weiteren Stabilisierung der Wasserqualität beitragen können. Diese sollen im Rahmen von NITROLIMIT mit Hilfe von mathematischen Modellen abgebildet und untersucht werden.

Danksagung

Für die Vegetationskartierung und die Probenahme sei ganz herzlich P. Tigges, E. Korte, F. Pätzold, S. Meis und I. Henschke gedankt. Die fleißigen Helfer im Labor waren L. Schulz, C. Grauer, M. Knappe, C. Festbaum, K. Kluge, J. v. Hackewitz, A. Anagnostaki, S. Natusch sowie G. Franke. E. Becker, D. Miethling, C. Harrandt und E. Gassert danken wir für die ArcGis-Arbeiten sowie A. Dolman für die Unterstützung bei der Statistik. J. Rücker und die Kartierungen wurden durch das BMBF-Verbundprojekt NITROLIMIT (FKZ 033L041A) finanziert.

Literatur

Andersen, J. M. (1976): An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. Water Research 10: 329-331.

Grüneberg, B. Rücker, J., Nixdorf, B., Behrendt, H. (2011): Dilemma of Non-Steady State in Lakes – Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. Internat. Rev. Hydrobiol. 96 (5): 599–621.

Harrandt, C. (2012): Abschätzung der Verluste des Phytoplanktons durch Muschelfiltration, BTU-Cottbus, Bachelor Thesis.

Hilt, S., Henschke, I., Rücker, J. & Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study J. of Env. Qual. 29: 725-733.

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

Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklisch, A., Kozerski, H.P., Walz, N. (2005): Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. Freshw. Biol. 50: 1639-1650.

Kufel, L., Kufel, I. (2002): Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes: A review. Aquat. Bot. 72: 249–260.

LAWA (Länder-AG Wasser 1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin.

Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus 5/2002, 15-24.

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A. (2011): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München

Scheffer, M., S.H. Hosper, M.-L. Meijer, B. Moss, Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. Trends Ecol. Evol. 8:275–279.

Weyer, K. van de, Nienhaus, I., Tigges, P., Hussner, A., Hamann, U. (2007): Eine einfache und kosteneffiziente Methode zur flächenhaften Erfassung von submersen Pflanzenbeständen in Seen. Wasser und Abfall 6 (1/2): 20-22.

MIKROBIELLE DIVERSITÄT, WASSER UND SEDIMENTE

DIETER, D., CH. HERZOG, S. SCHILLER & M. HUPFER: Mobilität und Sorption von Phosphor in Seesedimenten nach Austrocknung und Wiedervernässung

KÖNIG, F.: Sedimentologischer Zustand der Tideweser

LINNENWEBER, CH. & E.-M. FINSTERBUSCH: Feststoffhaushalt von Gewässer und Landschaft

NOACK, M., J. ORTLEPP & S. WIEPRECHT: Kolmation – Simulation von interstitialen Eigenschaften und deren Auswirkungen auf die Inkubationsphase kieslaichender Fischarten

QUICK, I., N. CRON, S. SCHRIEVER, F. KÖNIG & ST. VOLLMER: Die Bedeutung der Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie großer Fließgewässer als unterstützende Komponente für die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie

SCHMIDT, H., M. THOM, S. WIEPRECHT & S. U. GERBERSDORF: Biostabilisierung in der Sedimentdynamik

THOM, M., H. SCHMIDT, S. WIEPRECHT & S. U. GERBERSDORF: Dimensionierung von Fließrinnen zum Aufwuchs von Biofilm unter definierten hydraulischen Randbedingungen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Mobilität und Sorption von Phosphor in Seesedimenten nach Austrocknung und Wiedervernässung

Daniela Dieter, Christiane Herzog, Susanne Schiller & Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Daniela.Dieter@igb-berlin.de

Keywords: Wasserstandsschwankungen, Seesedimente, Phosphor-Fraktionierung, Sorption, Sedimentkompaktion, Redoxbarriere

Einleitung

Nahezu alle Gewässer unterliegen mehr oder weniger starken Wasserspiegelschwankungen wodurch Bereiche des Sediments trocken fallen bevor sie wieder überflutet werden. Die zeitliche und räumliche Ausdehnung des Phänomens ist divers und reicht von periodisch austrocknenden Bächen und Flüssen hin zu Stauseen, die reguliert werden oder für technische Arbeiten für längere Zeit sogar entleert werden. Solche extremen Schwankungen können zu einem drastischen Wechsel der Redoxbedingungen in den betroffenen Sedimenten führen und dadurch die Mobilität und die Umsetzung von organischem Material und Nährstoffen beeinflussen (Baldwin & Mitchell, 2000).

Bei niedrigen Wasserständen können die Stoffkonzentrationen bei gleich bleibender externer Belastung durch Abwässer oder durch Einträge aus der Landwirtschaft ansteigen. Daraus ergibt sich die Frage, wie sich das Sediment während der Trocknung in seinen physiko-chemischen Eigenschaften verändert und wie es auf erhöhte Konzentrationen reagiert. Gerade Phosphor (P) als wichtige Trophie-Steuergröße wird häufig aus diffusen und punktuellen Quellen eingetragen und ist in seinen Bindungsformen stark abhängig vom Redoxmilieu.

Im Rahmen dieser Studie wurde die Änderung der Phosphormobilität und der Sorptionseigenschaften von Seesedimenten nach Austrocknung und Wiedervernässung untersucht.

Material und Methoden

Insgesamt 17 Sedimentkerne (ø 6cm) wurden aus dem Müggelsee entnommen (molares Verhältnis Fe:S:P=10:3,5:1 und Glühverlust =25% bei 0-12,5cm Tiefe). Dabei handelt es sich um ungestörtes Sediment, welches zuvor noch nie einer Trocknung ausgesetzt war. Die Kerne wurden anschließend in die folgenden drei Schichten geschnitten, die jeweils in großen Behältern vereint, <2 mm gesiebt und durchmischt wurden: Oberschicht 0-2,5 cm; Mittelschicht 2,5-12,5 cm; Unterlage >12,5 cm. Unter Laborbedingungen (20 °C) wurden jeweils ein Teil der Oberschicht und ein Teil der Unterschicht über 4 Wochen in Schalen an der Luft getrocknet (3% Restfeuchte).

Das original nasse Material und das getrocknete Material beider Schichten wurden mittels P-Fraktionierung nach Psenner et al. (1984) hinsichtlich ihrer P-Bindungsformen untersucht. Zusätzlich wurden die Sorptionsisothermen (20 °C) durch Schütteln von Sediment in einer Konzentrationsreihe KH_2PO_4-haltiger Lösung (0-500 mg P L^{-1} in 12 Schritten) über 2 Std ermittelt.

Anschließend wurden die Sedimente in insgesamt acht Plexiglasröhren (ø 6cm) wieder neu eingeschichtet. Alle erhielten die Unterlage als Ausgangssubstrat. Darüber wurden in je 4 Säulen die nassen bzw. getrockneten Mittel- und Oberschichten aufgetragen. Die Massen der Schichten von getrockneten Sedimenten waren dabei äquivalent zu den nassen Sedimenten, sodass sich die Schichtdicke deutlich unterschied (getrocknete: Oberschicht 0,5 cm, Mittelschicht 2,5 cm). Jeweils zwei Röhren enthielten zusätzlich zuvor eingebaute Porenwassersammler (Rhizone). Die künstlichen Sedimentkerne wurden mit Leitungswasser wieder überstaut. Das Wasser wurde belüftet und auf eine P-Konzentration von 2 mg P L^{-1} eingestellt. Über einen Zeitraum von 8 Monaten wurde die P-Konzentration im Freiwasser wöchentlich bestimmt. Nach jeder Beprobung wurde die P-Konzentration im überstehenden Wasser wieder auf 2 mg P L^{-1} aufgestockt, um die P-Retentionsrate zu verfolgen. Das Porenwasser wurde insgesamt fünfmal beprobt. Am Ende des Experimentes wurden die Sedimentkerne (ohne Rhizone) wieder zerschnitten und erneut hinsichtlich ihrer P-Bindungsformen fraktioniert.

Ergebnisse und Diskussion

Während des Trocknens zeigten sich in den Schalen Schrumpfungsrisse im Sediment. Es kam zur Aggregatbildung und das Sediment kompaktierte irreversibel auf 25% (Oberschicht) bzw. 20% (Mittelschicht) seiner Mächtigkeit. Die Aggregatbildung infolge der Trocknung beeinflusste die Wiederfindung des Gesamt-P-Gehalt nicht. Die Trocknung bewirkte aber eine Verschiebung in den P-Bindungsformen. (Tab. 1).

Tab. 1: P-Fraktionierung von nassem und getrocknetem Seesediment (Mittel aus Doppelbestimmung aus 17 homogenisierten Sedimentproben, TM: Trockenmasse, BD: Bikarbonat-Dithionit, TP: gesamter Phosphor, SRP: löslicher molybdat-reaktiver Phosphor, NRP: löslicher nicht-molybdat reaktiver Phosphor).

		NH_4Cl-TP	BD-TP	NaOH-SRP	NaOH-NRP	Gesamt-P[a]
Probe				µg P g^{-1} TM		
nass	0-2,5cm	15	1788	725	506	3529
	2,5-12,5cm	4	1126	749	413	2814
getrocknet	0-2,5cm	73	2060	482	428	3530
	2,5-12,5cm	37	1364	608	342	2858

[a] Gesamt-P wurde durch die Summe der Fraktionen gebildet und entsprach 90% des mittels H_2SO_4/H_2O_2 Aufschluss direkt bestimmten Gesamt-P. HCl-TP und Rest-TP sind nicht dargestellt, da ohne Änderung.

Durch die Trocknung erhöhte sich die Konzentration an direkt verfügbarem P (NH_4Cl) auf mehr als ein Fünffaches und überstieg damit die Menge an aus dem Porenwasser aufgenommenen P (~11 µg P g^{-1}) um ein Vielfaches. Die stabilen Bindungsformen (HCl-TP, Rest-P) änderten sich nicht, jedoch nahm die Konzentration von reduktiv löslichem P (BD) in beiden Schichten um ca. 18% auf Kosten des NaOH-extrahierbaren P zu.

Die Analyse der Sorptionseigenschaften ergab, dass das getrocknete Sediment erst bei höheren P-Konzentrationen der Lösung P aufnahm (EPC_0 = 0,25 mg P L^{-1}, Abb. 1) als das nasse Sediment (EPC_0 = 0,04 mg P L^{-1}). Weiterhin wurde P bei steigenden Konzentrationen langsamer vom Sediment aufgenommen ($m_{getrocknet} << m_{nass}$, Abb. 1). Die Berechnung der Sorptionskurve nach Langmu-

ir über die gesamte Konzentrationsreihe ergab für die Oberschicht von 0-2,5 cm ein P-Sorptionsmaximum von 7,4 mg P g^{-1} (nass) bzw. 6,3 mg P g^{-1} (getrocknet) und für die Mittelschicht von 2,5-12,5 cm ein Sorptionsmaximum von 10,8 bzw. 7,4 mg P g^{-1}. Damit zeigt sich, dass die Trocknung eine Verringerung der Sorptionsaffinität und der Sorptionskapazität bewirkt. Dies kann verschiedene Ursachen haben. Zum einen könnte die Aggregatbildung zu einer Okklusion der freien Sorptionsplätze geführt haben, jedoch widerspricht dies der nahezu identischen Ausbeute an Gesamt-P bei der Fraktionierung. Zum anderen kommt es bei der Trocknung zur Kristallisation von amorphen Eisenhydroxiden, wodurch Bindungsplätze verloren gehen (Qiu & McComb, 2002). Weiterhin bedeutet die Trocknung auch einen enormen Stress für die mikrobielle Gemeinschaft. Zellen trocknen aus oder platzen bei der Wiederbefeuchtung, sodass einerseits mikrobieller P freigesetzt wird (sichtbar im Anstieg von NH_4Cl, Turner & Haygarth, 2001) 0und andererseits eine mikrobielle P-Aufnahme gehemmt ist.

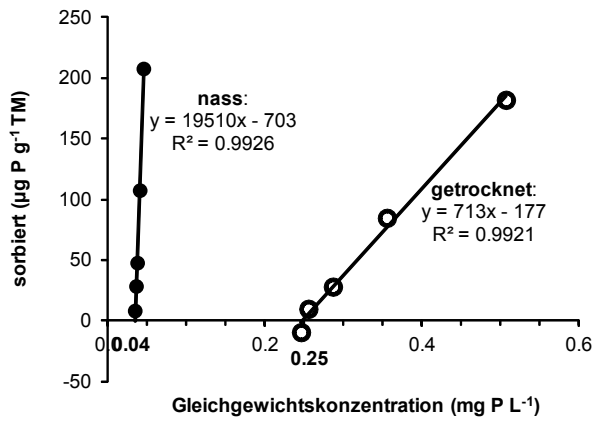


Abb. 1: Phosphor-Sorptionsaffinität von nassem und getrocknetem Sediment, gemessen in einem P-Konzentrationsgradienten (0-5 mg P L^{-1}). Lineare Regressionsgleichungen sowie ihre Schnittstellen mit der X-Achse (EPC_0: P Gleichgewichtskonzentration bei Null-Netto-Sorption) sind angegeben.

0Während der 8-monatigen Phosphorzugabe zeigten die zuvor getrockneten Sedimente von Beginn an eine höhere P-Sorptionsrate (55 mg P m^{-2} d^{-1}) als die nassen Sedimente (31 mg P m^{-2} d^{-1}, Abb. 2), was zunächst im Widerspruch zu den experimentell bestimmten Sorptionsaffinitäten stand. Die Sorptionsrate der zuvor getrockneten Sedimente nahm über den Verlauf der P-Zugabe beständig ab, während die der nassen Sedimente zunächst abnahm, aber nach 16 Wochen wieder anstieg, sodass nach etwa 20 Wochen die Sorptionsrate der nassen Sedimente höher lag (17 mg P m^{-2} d^{-1}) als die der getrockneten (7 mg P m^{-2} d^{-1}).

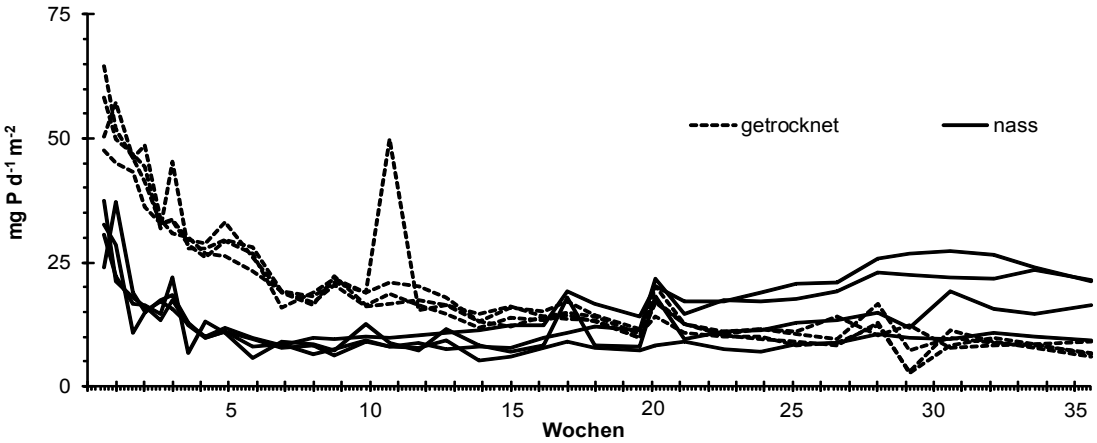


Abb. 2: Tägliche Phosphor-Aufnahmerate von nassen und zuvor getrockneten Seesedimenten in einem Säulenversuch bei einer Konzentration von 2 mg P L^{-1} im belüfteten Überstandswasser.

00Die Analyse des Porenwassers über den Zeitraum der P-Addition zeigte einen deutlichen Anstieg von Phosphat (SRP) im Porenwasser, der unterhalb von 1 cm Tiefe in zuvor getrockneten Sedimenten um ein Vielfaches höher lag (Abb. 3). Oxidationsprozesse während der Trocknung führten zur Bildung von Fe(III) und Sulfat. Durch die Überstauung wurde jedoch zunächst das Eisen wieder reduziert und im Porenwasser gelöst (bis zu 50 mg Fe(II) L-1, Abb. 4). Mit einsetzender Sulfatatmung wurde das in Lösung gegangene Sulfat (bis zu 1400 mg SO42- L-1, Abb. 4) wieder zu Sulfid reduziert und das Fe(II) sulfidisch fixiert (FeS), sodass Fe(II)- und Sulfatkonzentration wieder abnahmen.

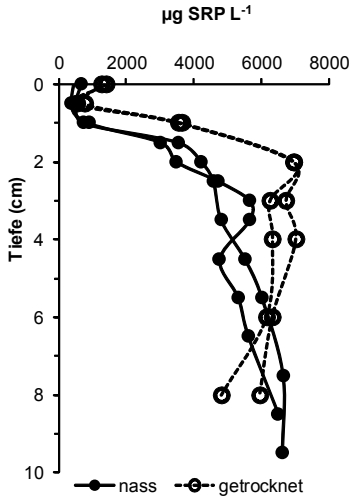
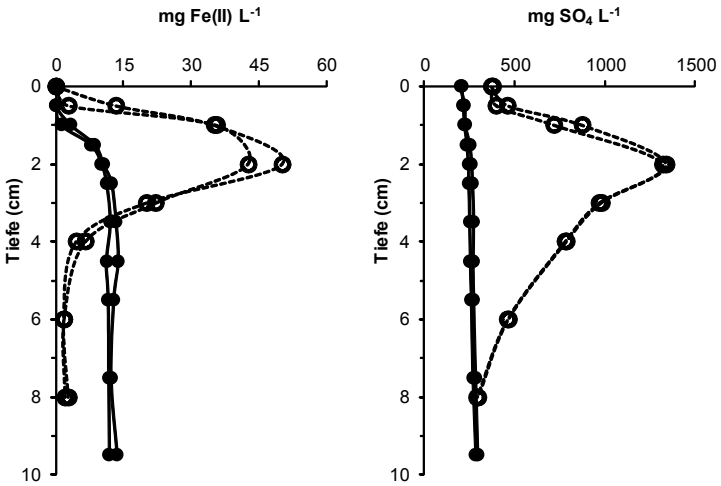


Abb. 3: Phosphatkonzentration im Porenwasser von Sedimentsäulen nach 8-monatiger P-Zugabe ins Überstandswasser.

Abb. 4: Konzentrationen von Fe(II) und Sulfat im Porenwasser von Sedimentsäulen nach 4



Nach Beendigung der P-Zugabe zeigte die erneute P-Fraktionierung der Sedimente in nassen und auch in zuvor getrockneten Sedimenten einen deutlichen Anstieg im P Gehalt, der sich vor allem in der reduktiv löslichen BD-Fraktion manifestierte. Abbildung 5 zeigt die Zu- bzw. Abnahme der P-Fraktionen in den verschiedenen Tiefen im Vergleich zum nassen Ausgangsmaterial. Bei den nassen Sedimenten wurde P bis in eine Tiefe von etwa 4,5cm aufgenommen. Sedimentschichten darunter blieben unbeeinflusst. Bei getrockneten Sedimenten wurde zwar sehr viel mehr P aufgenommen, jedoch nur bis zu einer Tiefe von 2 cm, darunter wurde sogar ein Nettoverlust registriert. Hier wurde P ans Porenwasser abgegeben oder in stabileren Verbindungen (NaOH-Fraktion) fixiert. Auffällig ist, dass in getrockneten Sedimenten über das gesamte Tiefenprofil hinweg organischer P (NaOH-NRP Fraktion) abnahm, also organisches Material mineralisiert wurde, während in nassen Sedimenten organischer P zunahm. Dies spricht für eine biologische P Aufnahme bei den nassen

Sedimenten, was möglicherweise den Anstieg und die Überschneidung in der P-Aufnahmerate erklärt (Abb. 2). Die Begrenzung der P-Sorption auf die oberen 2 cm in getrockneten Sedimenten resultiert hauptsächlich aus der starken Kompaktion des Materials. Diffusionswege zu möglichen Bindungspartnern sind durch die höhere Sedimentdichte kürzer. Gleichzeitig scheint sich jedoch auch eine Diffusionsbarriere zu etablieren, die einerseits das weitere Eindringen des P hemmt und andererseits eine scharfe Redoxgrenze bildet, unterhalb derer stark reduzierende Bedingungen herrschen, bei denen P freigesetzt wird. Die Bestimmung der Löslichkeit von metallischen Bindungspartnern (Fe, Mn) unter reduzierenden Bedingungen in der BD-Fraktion konnte dies untermauert. Hier zeigte sich bei beiden Metallen eine hohe Konzentration in den oberen 2 cm bei den getrockneten Sedimenten, die darunter sprunghaft abnahm, d.h. hier lagen keine oxidierten Formen mehr vor. Bei den nassen Sedimenten hingegen war die Konzentration von reduktiv löslichem Mn unverändert und die Konzentration von reduzierbarem Fe nahm mit der Tiefe nur allmählich 0251689984ab. Bei den nassen Sedimenten etablierte sich also keine scharfe Redoxgrenze.

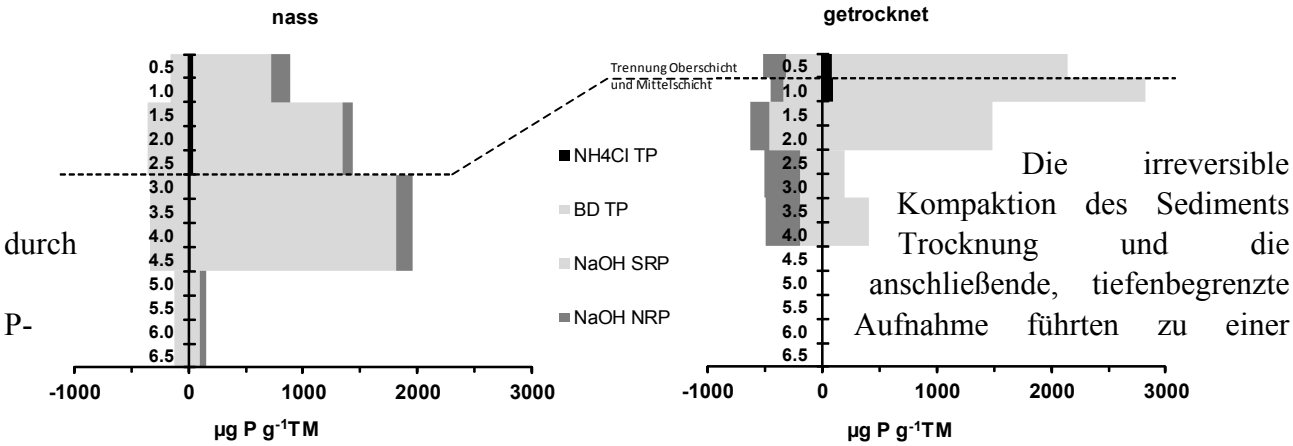


Abb. 5: Änderung der Phosphor-Konzentration in den Bindungsfraktionen nach 8-monatiger P-Zugabe in Sedimentröhren.

durch P-Zugabe in Sedimentröhren. Die irreversible Kompaktion des Sediments durch Trocknung und die anschließende, tiefenbegrenzte P-Aufnahme führten zu einer extremen Akkumulation von P knapp unterhalb der Sedimentoberfläche, sodass der Absolutgehalt von P innerhalb der ersten 0,5 cm um ein 6-faches höher lag (getrocknet 1,97 mg P cm^{-3}, nass 0,33 mg P cm^{-3}).

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass bereits ein einzelnes Austrocknungsereignis eine enorme Akkumulation von reduktiv löslichem P knapp unterhalb der Sedimentoberfläche (ca. 0-2 cm) bewirkt und damit das Eutrophierungspotential unter reduzierenden Bedingungen erhöht.

Danksagung

Wir danken recht herzlich Bernd Schütze und Sylvia Jordan für ihre Hilfe bei der Sedimentgewinnung und bei der Installation des Laborversuchs.

Literatur

Psenner, R.,Pucsko, R. & Sager, M. (1984): Fractionation of organic and inorganic phosphorous compounds in lake sediments, An attempt to characterize ecologically important fractions. Archiv Für Hydrobiologie, 70: 111-155.

Baldwin, D. & Mitchell, A. (2000): The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis. Regulated Rivers-Research & Management, 16: 457-467.

Qiu, S. & McComb, A. (2002): Interrelations between iron extractability and phosphate sorption in reflooded air-dried sediments. Hydrobiologia, 472: 39-44.

Turner, B. & Haygarth, P. (2001): Biogeochemistry - Phosphorus solubilization in rewetted soils. Nature, 411: 258.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Sedimentologischer Zustand der Tideweser

Frauke König

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Abteilung Quantitative Gewässerkunde, Referat M3, Grundwasser, Geologie und Gewässermorphologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, frauke.koenig@bafg.de

Keywords: Sedimentmanagement, Tideweser, Morphologie, Fahrrinne, Unterhaltungsbaggerung

Einleitung

Die Tideweser ist ein typisches Flachküstenästuar, dass sich trichterförmig nach NW hin öffnet und vor allem im äußeren Bereich durch zahlreiche verzweigte Rinnen gekennzeichnet ist. Seit dem 19. Jahrhundert wurde die Tideweser mehrfach ausgebaut und gehört inzwischen zu den wichtigsten deutschen Seewasserstraßen. Im Jahr 2011 betrug der Umschlag über See in den bremischen Häfen (Bremen und Bremerhaven) ca. 80,6 Mio t Güter, im ersten Halbjahr 2012 waren es ca. 43,76 Mio t Güter (Statistisches Landesamt Bremen, 2012). In den niedersächsischen Häfen Brake und Nordenham wurden ca. 9 Mio t Güter über See umgeschlagen (LSKN 2012).

Nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie (Artikel 4, Absatz 3) wurden die Tideweser sowie die Nebengewässer Lesum und Hunte als erheblich veränderte Fließgewässer eingestuft. Der ökologische Gesamtzustand der Tideweser gemäß WRRL wurde mit mäßig (stromab von Brake) bzw. unbefriedigend (stromauf von Brake) bewertet (NLWKN & SUBV 2012; KÜFOG 2011). Entsprechend des Bewirtschaftungsplanes (FGG Weser 2009a) werden die Ziele der WRRL bis 2015 für die Tideweser voraussichtlich überwiegend nicht erreicht. Ursache dafür sind vor allem die hydromorphologischen Beeinträchtigungen der Weser und ihrer Nebengewässer. Außer einem Abschnitt an der Unterweser (zwischen Elsfleth und Brake) ist die gesamte Tideweser Teil des europäischen Schutzgebietsnetzes „Natura 2000“, also als FFH- und/oder europäisches Vogelschutzgebiet ausgewiesen. Die hier dargestellte Veröffentlichung basiert im Wesentlichen auf Arbeiten im Rahmen eines „Sedimentmanagementkonzeptes Tideweser“ im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV).

Morphologie und Sedimentologie der Tideweser

Betrachtungsraum

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Tideweser vom Weserwehr in Bremen Hemelingen bei km -4 bis zur seewärtigen Grenze etwa bei km 130 (vgl. Abb. 0). Die wesentlichen Teilbereiche sind die Außenweser (km 65 bei Bremerhaven bis km 130) und die Unterweser (Bremer Weserwehr bis km 65). Die Unterweser und die Außenweser sind in ihrer morphologischen Gestalt grundsätzlich zu unterscheiden. Die Unterweser lässt sich des Weiteren in drei Bereiche einteilen, die sich durch unterschiedliche hydraulische und sedimentologische Vorgänge charakterisieren lassen. Dazu gehören die sogenannte „Transportkörperstrecke“ zwischen km 18-54, die Schlickstrecke zwischen

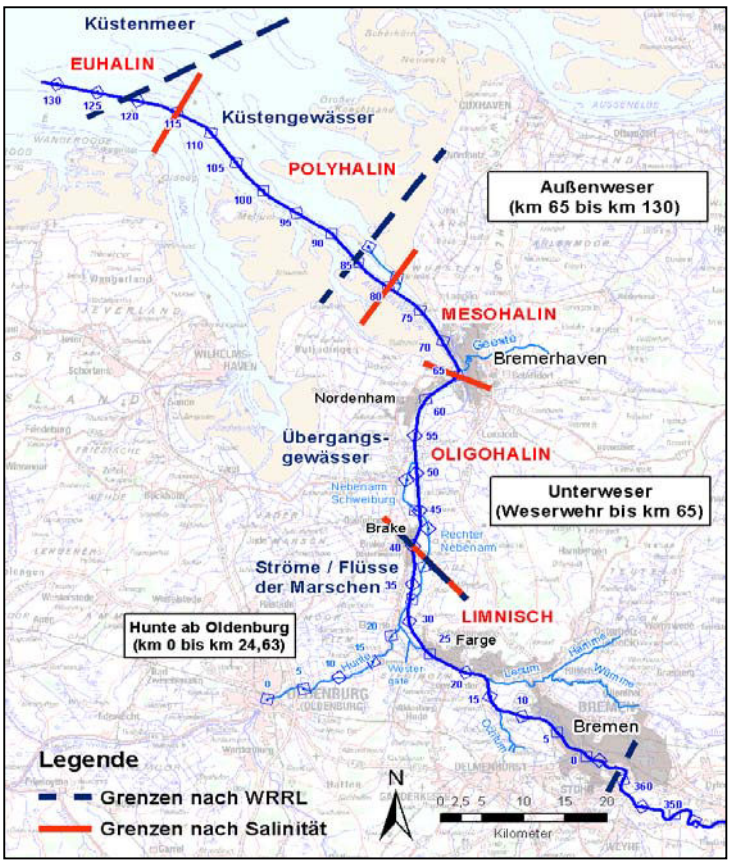


Abb. 0: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes mit Angabe der Salzgehaltszonen (BfG 2012)

km 55-58 und der Blexer Bogen zwischen km 62-65 (GfL/Bioconsult/-KÜFOG 2006). Die Trübungszone befindet sich in Abhängigkeit der Tide und des Oberwasserabflusses zwischen km 45 (Sandstedt) und km 75 Langlütjen Nordsteert. Das Zentrum der Trübungszone befindet sich zwischen Nordenham (km 58) und dem Blexer Bogen (ca. km 65).

Entsprechend der Typisierung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie zählt der seewärtige Teil der Außenweser stromab km 85 zum Küstengewässer, bzw. der äußerste Bereich bereits zum Küstenmeer. Das Übergangsgewässer reicht von Weser km 40 bis 85. Die Unterweser stromauf von Brake zählt zum Gewässertyp „Ströme der Marschen“ (FGG Weser 2005).

Aktueller Zustand

Der Sedimenttransport steht in Wechselwirkung mit den hydrodynamischen und morphologischen Randbedingungen. Der Sedimenteintrag und -austrag erfolgt über das Oberwasser der Weser und aus dem Küstenlängstransport von West nach Ost im Mündungsgebiet. Abb. 1 gibt einen Überblick über die Korngrößenverteilung der Weser im Längsschnitt.

Die **Außenweser** ist durch große Wattflächen und zwei parallel laufende Rinnen (Wurster Arm und Fedderwarder Fahrwasser) gekennzeichnet. Bezogen auf die Gesamtfläche der Außenweser zwischen km 65 und km 85 beträgt der Flächenanteil der Fahrrinne 2,6%, den größten Flächenanteil nehmen Wattflächen mit ca. 72% ein (KÜFOG 2011). Ein besonderes Kennzeichen des hydrologisch-morphologischen Systems ist insbesondere im äußeren Bereich seine große selbstregulierende Dynamik. Die Fahrrinne wird durch Strombaumaßnahmen und Unterhaltungsbaggerung in den erforderlichen Abmessungen aufrecht erhalten. Teilweise treten Rinnenverlagerungen mit einer Geschwindigkeit zwischen 50 – 100 m/Jahr auf (Lange et al. 2008, GfL/Bioconsult/KÜFOG 2006). Digitale Geländemodelle basierend auf Vermessungsdaten aus den Jahren 1996 bis 2007 zeigen Höhenänderungen +/- 10 m infolge von Rinnenverlagerungen (WSA Bremerhaven 2010). Zwischen Weser km 96-100 sowie zwischen km 111-118 befinden sich Transportkörperstrecken mit Riffelhöhen bis 4,7 m.(WSA Bremerhaven 1999).

Der Sedimenteintrag und -austrag erfolgt über das Oberwasser der Weser und aus dem Küstenlängstransport von West nach Ost im Mündungsgebiet. Der innere Bereich (km 65-72) der Außenweser ist durch einen vielfältigen Substratwechsel, vor allem am westlichen Fahrrinnenrand, gekennzeichnet (KÜFOG & OSAE 2006b). Neben Beimengungen von Schluff sind, z. T. im

kleinräumigen Wechsel, Mergel, Feinsand, Grobsand, Muschelbruch, Torf und Steinfelder vorzufinden. Im restlichen Bereich der Außenweser dominieren Sandfraktionen. So variieren die mittleren Korndurchmesser d_m zahlreicher Sohlproben im Fahrrinnenbereich der Außenweser (vgl. Abb. 2) zwischen 0,004 mm (Feinschluff) und 11,4 mm (Mittelkies).

Entsprechend der intensiven Nutzung u.a. als Schifffahrtsstraße ist die **Unterweser** durch Buhnen eingeengt und stark vertieft. Strömungsberuhigte Seitenbereiche und Überschwemmungsflächen sind kaum vorhanden. Von der ursprünglich durch Sandbänke und kleinen Inseln geprägten Unterweser sind heute nur einzelne langgestreckte Stromspaltungen (z.B. Harriersand mit Rechtem Nebenarm) vorhanden (KÜFOG 2011, NLWKN & SUBV 2012). Etwas größere Flachwasserbereiche befinden sich in den Mündungsbereichen der Nebenarme (GfL/Bioconsult/KÜFOG 2006).

Die Sohlmorphologie der Unterweser ist durch die Transportkörperstrecke mit subaquatischen Dünenfeldern mit unterschiedlicher Geometrie und einzelnen ebenen Bereichen gekennzeichnet. Die Bereiche mit subaquatischen Dünen überwiegen. Die Transportkörperstrecke ist durch eine hohe Morphodynamik mit sich umlagernden Sedimenten gekennzeichnet. Die Unterhaltung in der Transportkörperstrecke wird im Wesentlich mit WI-Geräten durchgeführt, die eine gezielte Abtragung der Kuppen der Transportkörper ermöglichen. Die Regenerationszeit der Dünen ist u.a. von den hydrologischen Randbedingungen abhängig (Stengel 2009).

Nach Untersuchungen von Schrottke et al. (2005) ist in der Unterweser eine heterogene und dynamische Verteilung von Oberflächensedimenten und Sohlformen zu finden. Das Sedimentspektrum reicht von Schlick über Kies- bis zu Geröllablagerungen und geringen Vorkommen von anstehendem Torf und Geschiebemergel bzw. –lehm. Im Bereich des Trübungszonenmaximums zwischen Nordenham (km 58-65) und Bremerhaven sind flächenhafte Ausdehnungen von Schlickablagerungen vorhanden, die eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität aufweisen. Stromauf von Weserkm 56 dominieren Sandfraktionen. Insgesamt dominieren Sandablagerungen. Zwischen Nordenham (km 58-65) und Bremerhaven sowie in der Schlickstrecke sind flächenhafte Ausdehnungen von Schlickablagerungen vorhanden, die eine hohe räumliche und zeitliche (tiderhymtische) Variabilität aufweisen. Die Buhnenfelder der Unterweser sind bis km 48,5 fast vollständig verschlickt (Schubert & Rahlf 2003).

Dort befinden sich auch die Unterhaltungsschwerpunkte (Weser km 51-65) der Unterweser. Das überwiegend bindige Baggergut wird im Wesentlichen mit Hopperbaggern auf Klappstellen in der Außenweser verbracht (Müller 2007). Die Sedimentzusammensetzung hat sich in der Vergangenheit teilweise verändert. So wurde für die Schlickstrecke Nordenham (km 55-58) zwischen 1983 und 1988 eine Abnahme der Schluffanteile und eine Zunahme v. a. der Mittelsande beobachtet. Gleichzeitig verlagerte sich die oberstrom liegende Grenze der Schlickstrecke ca. 1 km nach unterstrom von km 54 zu km 55 (GfL/Bioconsult/KÜFOG 2006). Die höchste Schwebstoffkonzentration mit einem starken vertikalen Gradienten ist im Bereich der Trübungszone vorhanden. Die Schwebstoffkonzentration beträgt dort an der Sohle bis zu 1500 mg/l und 400 mg/l oberflächennah (KÜFOG 2011).

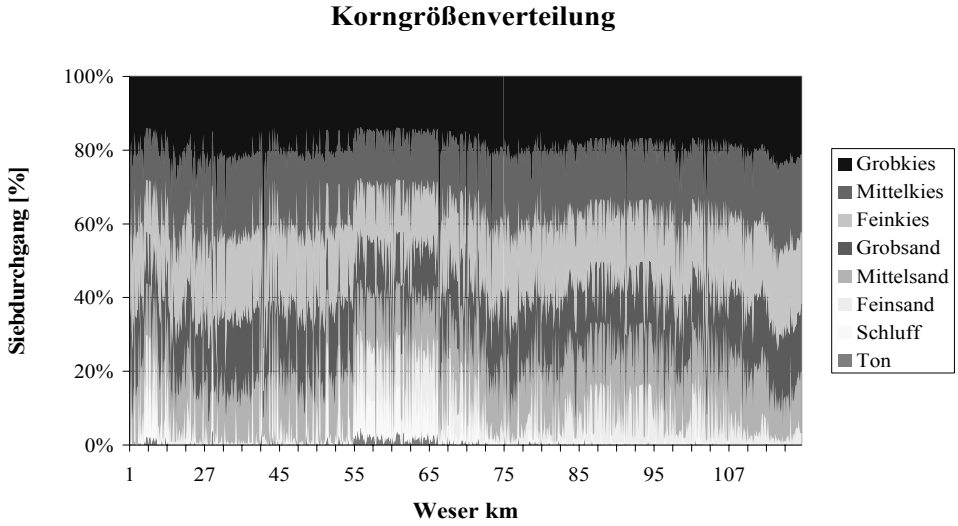


Abb. 1: Längsschnitt der Korngrößenverteilung in der Fahrrinne der Tideweser

Defizitanalyse und Bedeutung für die Ökologie

Die Defizitanalyse erfolgt durch einen Vergleich des Ist Zustandes mit dem ökologischen Leitbild. Zielzustand für erheblich veränderte Fließgewässer wie die Tideweser ist nach WRRL das gute ökologische Potential. Da dieses zur Zeit noch nicht vollständig definiert ist, wird zunächst der gute ökologische Zustand als Leitbild und damit als Referenzzustand verwendet (NLWKN & SUBV 2012). Wesentliche Nutzung wie z.B. Schifffahrt oder Hochwasserschutz werden jedoch berücksichtigt, ebenso wie irreversible ökologische Veränderungen durch historische Ausbauten oder die Einwanderung von Neobiota. Das ökologische Leitbild unterscheidet sich somit von einem natürlichen, historischen Zustand, stellt jedoch ein möglichst naturnahes, ästuartypisches System dar. Die typischen verschiedenen Lebensräume (Flach- und Tiefwasserbereiche, Wattflächen, Flachwasserzonen,…) sollen vorhanden sein, so dass darin wesentliche ästuartypische Pflanzen- und Tierarten in langfristig überlebensfähigen Populationen und den entsprechenden Vergesellschaftungen vorkommen können. Morpho- und hydrodynamische Prozesse sollen zu einer ständigen Veränderung von Lebensräumen führen. (Bfg 2012).

Ästuartypische morphodynamische Verlagerungsprozesse sind in der Tideweser nur noch im äußeren Bereich weitgehend vorhanden, in der Unterweser und dem inneren Bereich der Außenweser ist die Dynamik durch Wasserbauwerke und Uferbefestigungen auf Bereiche an der Gewässersohle (Transportkörperstrecke) beschränkt. Die Erosions- und Sedimentationsprozesse sind durch das veränderte Strömungsgeschehen stark anthropogen beeinflusst. Bisher sind keine deutlichen Tendenzen zu verstärktem Stromauftransport wie in Elbe und Ems erkennbar. Die Entwicklung natürlicher Sohlstrukturen ist im Bereich von unterhaltener Fahrrinne und Verbringstellen durch die Unterhaltungsbaggerung nur in reduziertem Umfang möglich. Infolge von Gewässerausbau und Deichbau sind dem Ästuar (insbesondere in der Unterweser) im Laufe der Zeit immer mehr Vorland und Überschwemmungsflächen verloren gegangen. Verbunden hiermit sind u. a. der Verlust von Nebenarmen mit hoher morphologischer und hydraulischer Diversität und vielfältigen Gewässer- und Uferstrukturen (Uferlänge stark verkürzt). Nach Claus (1998) und anderen Autoren (Elsebach et al. 2006, Schuchardt 2003) liegt der Verlust der Flachwasserbereiche, der u. a. auf die Absenkung des Tideniedrigwasser zurückzuführen ist, bei ca. 79%; im Elbe und Emsästuar bei 26% bzw. 42%. Damit einhergehend ist der Verlust von Habitaten und z. B. ein reduziertes Artenspektrum der Benthos-, und Fischfauna (BfG 2012).

Die Verlandung und Verschlickung von Nebenarmen ist durch die Strömungskonzentration in der Fahrrinne tendenziell verstärkt. Große Teile z.B. des Rechten Nebenarmes fallen bei Tideniedrigwasser bereits trocken. Durch die Aufsedimentierung drängt Schilf Pionierarten zurück, was die Zonierung und Artenzusammensetzung des Röhrichts verändert. (BfG 2012).

Diskussion und Zusammenfassung

Der sedimentologische und morphologische Zustand der Tideweser ist in unterschiedlichem Umfang in der Literatur beschrieben und Messdaten bei der WSV und der Bundesanstalt für Gewässerkunde vorhanden. Trotz dieser Informationen und zahlreicher weiterer Untersuchungen ist das Systemverständnis noch nicht umfassend genug, um die sedimentologischen Auswirkungen verschiedener Aspekte wie z. B. Klimaveränderungen und wasserwirtschaftliche Unterhaltungen. detailliert und umfassend quantifizieren und prognostizieren zu können. Gründe dafür sind u. a. das Fehlen langjähriger Messreihen, z.B. für die Trübung und Schwebstoffgehalte, aber auch die schwierige messtechnische Erfassung wichtiger Parameter (z.B. seeseitiger Schwebstoffeintrag und Sedimenteintrag über das Wehr in Bremen Hemelingen). Viele vorhandene Messungen sind aufgrund der hohen Variabilität der vielen beteiligten Systemkomponenten und ihrer groß- und kleinskaligen Wechselwirkungen untereinander mit großen Unsicherheiten behaftet. Auch die mit Hilfe von Modellen erzeugten Ergebnisse sind nur als eine Annäherung an die Realität aufzufassen, da sie in der Regel nur für das definierte Szenario gültig sind und auf vielen Vereinfachungen und Annahmen basieren. Die Kenntnis von Wechselwirkungen zwischen Sedimenthaushalt bzw. -dynamik und Ökologie, Hydraulik sowie anthropogenen Einflüssen ist zudem Vorraussetzung für ein integrierendes Sedimentmanagement und Grundlage, um zum Einen die Anforderungen der Schifffahrt zu gewährleisten und zum Anderen zur Zielerreichung der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie beizutragen.

Ein großer Teil der dargestellten Defizite lässt sich auf vergangene anthropogene Beeinträchtigungen, wie z. B. die Veränderungen des Tidenhubs oder Eindeichung zurückführen und ist nahezu unumkehrbar. Eine Optimierung morphologischer und sedimentologischer Zustände ist in gewissen Bereichen durch ein integrierendes Sedimentmanagement oder Kompensationmaßnahmen (z.B. Kleinensieler Plate, Tegeler Plate,…) dennoch möglich. Längere Monitoringprogramme (z.B. zu Verdriftungswegen, Pilotprojekten), die zu einem verbesserten Systemverständnis beitragen, als auch die Zusammenarbeit aller Interessensgruppen können das Systemverständnis wesentlich voranbringen. Auch die detaillierte Definition des guten ökologischen Potentials für Nordseeästuare im Sinne der WRRL wäre hilfreich und würde dazu beitragen ökologische Ziele klar zu definieren und priorisieren.

Literatur

BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde) (2012): Sedimentmanagementkonzept Tideweser, unveröffentlichter Entwurf 2012

FGG Weser (2009a): EG-Wasserrahmenrichtlinie - Bewirtschaftungsplan 2009 für die Flussgebietseinheit Weser (nach § 36b WHG).

FGG Weser (2005): EG-Wasserrahmenrichtlinie - Bewirtschaftungsplan Flussgebietseinheit Weser 2005 - Bestandsaufnahme Teilraum Tideweser.

GfL/Bioconsult/KÜFOG (2006): Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr mit Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle. UVU erstellt im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsämter Bremerhaven und Bremen.

KÜFOG (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan Weser (IBP Weser). Fachbeitrag 1: „Natura 2000“. Natura 2000-Gebiete der Tideweser in Niedersachsen und Bremen.Bericht i.A. des NLWKN und des SUBV, 594 + 178 S.

Lange D., Müller H., Piechotta F., Schubert R. (2008): The Weser Estuary. Die Küste 74, pp 275-287

LSKN, Landesbetrieb für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen (2012): Statistische Monatshefte Niedersachsen 4/2012, Niedersachsen 2011- Das Jahr in Zahlen, ISSN 0944-5374, 92 S

Müller H., WSA Bremerhaven (2007): Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr (WAP) WAP-Studie 2007/5, Klappstellen in der Außenweser Morphologische Veränderungen nach dem 14 m-Ausbau der Außenweser Teil I: Klappstelle K1 – K6

NLWKN & SUBV (2012): Integrierter Bewirtschaftungsplan Weser für Niedersachsen und Bremen.

Schubert R., Rahlf H. (2003): Hydrodynamik des Weserästuars. Mitteilungen der Bundesanstalt für Wasserbau Nr. 86 (2003)

Schrottke K., Bartholomä A., Stegmann S. (2005): Sedimentkartierung des Weser Ästuars auf Basis hydroakustischer Messungen. Schriftenreihe der Gesellschaft für Geodäsie, Geoinformation und Landmanagement (DVW) Band 47: 45-52

Statistisches Landesamt Bremen (2012): Statistische Berichte, Seeverkehr der Bremischen Häfen April bis Juni 2012, Ausgegeben im Oktober 2012, ISSN 1619 – 7445, H II 2 - vj 2 / 12

Stengel T., WSA Bremerhaven (2009): Nassbaggerstrategien in der Unter- und Außenweser und Anwendung des Wasserinjektionsverfahren, Vortrag zum HTG - Sprechtag 2009 des FA Nassbaggertechnik am 26.03.2009

WSA Bremerhaven (2010): Dokumentation und Durchführung der im Planfeststellungsbeschluß für den Ausbau der Bundeswasserstraße Weser von km 65 bis km 130 zur Herstellung einer Mindesttiefe von 14 m unter Seekartennull angeordneten Beweissicherungsauflagen und Bewertung der Ergebnisse - Abschlussbericht. Bremerhaven Dezember 2010

WSA Bremerhaven (1999): Riffelbaggerungen in der Neuen Weser - Analyse der Riffel-kennwerte und Leistungsvergleich zwischen einem Laderaumsaugbagger und einem Wasserinjektionsbagger. - (Gewässerkundlicher Bericht 1999-2) Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven.

Feststoffhaushalt von Gewässer und Landschaft

Christoph Linnenweber & Eva-Maria Finsterbusch

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Kaiser- Friedrich- Str. 7, 55116 Mainz; Christoph.Linnenweber@luwg.rlp.de; Eva-Maria.Finsterbusch@luwg.rlp.de

Keywords: sediment budget, river morphology, soil erosion, hydromorphology, European Water Framework Directive

Projektbeschreibung

Der Feststoffhaushalt der Fließgewässer und deren Einzugsgebiete ist eine wichtige Steuergröße für die Gewässerentwicklung sowie die Ausprägung und die Funktion der Habitate der Fließgewässer. Die Erfolge bei der Umsetzung der EG WRRL sind in besonderem Maße an die Habitatausstattung der Fließgewässer gekoppelt, denn die Zielerreichung wird summarisch an der Vollständigkeit der indikatorischen Biozönosen gemessen. Fehlen die typischen Habitate, fehlen auch viele der typischen Indikatoren. Etwa 50 - 70% der Fliessgewässer sind nicht nur in Rheinland-Pfalz von einem untypischen und unnatürlichen Feststoffhaushalt und der damit einhergehenden Habitatarmut geprägt. Hauptursachen sind die weit verbreitete Begradigung und Einengung der Gewässer sowie die Profileintiefung. Diese Situation ist dominant geprägt von der Landnutzung im Einzugsgebiet, der Nutzung des Gewässerumfeldes und der Gestaltung des Gewässerbettes.

Das Projekt hat im ersten Schritt den Stand des Wissens zum Prozessgefüge des Feststoffhaushaltes der Fließgewässer und deren Einzugsgebiete dokumentiert. Darauf aufbauend wurden die prägenden Prozesse im Einzugsgebiet sowie im Gewässersystem modellhaft beschrieben. Dabei wurden auch wesentliche historische und zukünftige Bedingungen und Prozesse beachtet. In einem weiteren Schritt wurden die erforderlichen und die verfügbaren Datengrundlagen für eine landesweite Analyse und Bewertung ermittelt. Die Modelle wurden an die verfügbaren Daten angepasst. Ziel des Projektes ist es, landesweit die Bedeutung einzelner Prozesse und Steuergrößen zu ermitteln. Auf dieser Basis werden klassifizierte Bewertungen entwickelt, die als Grundlage für eine Maßnahmenauswahl und Maßnahmenplazierung für die Umsetzung der EG-WRRL geeignet sind. Die Methodik wird am Beispiel des Nahegebietes verifiziert. Sie soll im Weiteren landesweit anwendbar sein.

Die Projektgruppe

Das Projekt wird im Auftrag des Landesamtes für Umwelt Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz unter der Leitung von Christoph Linnenweber und Eva-Maria Finsterbusch durchgeführt. Das Projekt wurde in der ersten Phase bearbeitet von Prof. Dr. Jochen Kubiniok, Christof Kinsinger und Marco Hinsberger, Universität des Saarlandes, Zentrum für Umweltforschung, Physische Geographie und Umweltforschung, Arbeitskreis Gewässer, Saarbrücken sowie Roman Hugo, Büro ecolo-gis, Blieskastel.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Kolmation – Simulation von interstitialen Eigenschaften und deren Auswirkungen auf die Inkubationsphase kieslaichender Fischarten

Markus Noack[1], Johannes Ortlepp[2] & Silke Wieprecht[3]

1 Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, noack@bafg.de, 2 Büro für Gewässerökologie Mürle & Ortlepp, Mühlweg 17, 75223 Öschelbronn, j.ortlepp@hydra-institute.com, 3 Universität Stuttgart, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, wieprecht@iws.uni-stuttgart.de

Keywords: Kolmation, kieslaichende Fischarten, hyporheisches Interstitial, Habitatmodellierung

Einleitung

Der Begriff „Kolmation“

Die Bedeutung der Kolmation für die Reproduktion kieslaichender Fischarten ist seit vielen Jahren bekannt und wird in zahlreichen Untersuchungen als ein bedeutender Parameter zur Beschreibung der Qualität von Laich- und Reproduktionshabitaten verwendet (Sear et al. 2008). Allgemein bezeichnet die Kolmation eine „Selbstabdichtung“ der Gewässersohle, die in einer Beeinträchtigung der vertikalen Austauschprozesse zwischen Oberflächen-, Interstitial,- und Grundwasser resultiert (Boulton et al. 2007). Die Eignung als beschreibende Habitatvariable wird allerdings durch zwei maßgebliche Faktoren eingeschränkt. Zum einen existiert keine einheitliche Definition der Kolmation und zum anderen ist die Kolmation in ihrer Komplexität modelltechnisch schwierig zu erfassen. In der fachspezifischen Literatur wird zwischen äußerer und innerer Kolmation aber auch zwischen mechanischer, physikalischer oder chemischer Kolmation unterschieden (Descloux et al. 2010). Aus morphologischer Sicht wird häufig nur die sedimentologische Kolmation im Sinne einer „Verstopfung des Kieslückensystem“ berücksichtigt. Bei hydrogeologischen und mikrobiologischen Betrachtungen werden vorwiegend mikrobielle Prozesse (z.B. Aufwuchs von Biofilmen), die zusätzlich den Porenraum verschließen, unter dem Begriff der Kolmation aufgeführt. Zusammenführend kann die Kolmation als sedimentologischer und biogeochemikalischer Prozess verstanden werden, der sich durch eine Vielzahl von interaktiven Teilprozessen kennzeichnet (BfG 2012, Brunke & Gossner 1997).

Auswirkungen der Kolmation auf die Reproduktion kieslaichender Fischarten

Die Auswirkungen der Kolmation auf die einzelnen Entwicklungsstadien während der Reproduktion kieslaichender Fischarten können folgendermaßen zusammengefasst werden:

<u>Laichhabitat</u>

Kolmationsprozesse führen neben einer Feinsedimentanreicherung der Gewässersohle auch zu einer erhöhten Stabilität der Gewässersohle. Die Verfestigung erschwert bzw. verhindert das Schlagen von Laichgruben und reduziert somit die zur Verfügung stehenden Laichhabitate (Kondolf 2000).

Inkubationshabitat

Die Infiltration von Feinsedimenten in das Korngerüst der Gewässersohle reduziert die Porosität und somit die Permeabilität der Gewässersohle. In Folge vermindert sich der Transport von sauerstoffreichem Oberflächenwasser im Interstitial und gefährdet die Sauerstoffversorgung während der embryonalen und larvalen Entwicklungsphase von Kieslaichern. Weiterhin wird durch die Anreicherung von Feinsedimenten im Kieslückensystem die mikrobielle Aufwuchsfläche vergrößert, wodurch verstärkt biogeochemikalische Prozesse auftreten, die zusätzlich Sauerstoff zehren. Dieser Sauerstoffbedarf konkurriert direkt mit dem Sauerstoffbedarf der Eier und Larven kieslaichender Fischarten während der Inkubationsphase (Sear et al. 2008).

Emergenzhabitat

Die Entwicklung einer Kolmationsschicht während der Reproduktionsperiode kann eine erfolgreiche Emergenz verhindern. Dies ist der Fall, wenn die Porenräume derart reduziert werden, dass die geschlüpften Larven nicht mehr aus dem Interstitial in die Freiwasserzone aufsteigen können (Sternecker & Geist 2010).

Im Rahmen dieses Beitrages wird ein multivariater fuzzy-logischer Modellansatz vorgestellt, der die Auswirkungen der Kolmation in Form einer räumlich und zeitlich variierenden Interstitialhabitatqualität ausdrückt. Der Ansatz berücksichtigt vorwiegend das Inkubationshabitat und beinhaltet die Verknüpfung von Schlüsselfaktoren zur Beschreibung der Auswirkungen von Kolmationsprozessen auf die Qualität des Inkubationshabitats kieslaichender Fischarten.

Material und Methoden

Modellprinzip des multivariaten fuzzy-logischen Ansatzes im Habitateignungsmodell CASiMiR

Die prinzipielle Funktionsweise multivariater Habitateignungsmodelle basiert auf der Verknüpfung von habitatbeschreibenden Variablen mit den Ansprüchen einer Indikatorart an dieses Habitat. Das am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart entwickelte Habitatsimulationsmodell CASiMiR realisiert diese Verknüpfung über einen multivariaten fuzzy-logischen Ansatz (Schneider 2001). Basiselement sind hierbei unscharfe Fuzzy-Mengen, mit denen sich linguistische Variablen wie „große“, „mittlere“ oder „kleine“ Werte beschreiben lassen, die im Modell numerisch verarbeitet werden. Das Ergebnis der Modellierung ist eine Vorhersage über die Habitateignung mit Werten zwischen 0 (ungeeignet) und 1 (optimal geeignet). Ein Vorteil dieser regelbasierten unscharfen Vorgehensweise beinhaltet die Tatsache, dass Kenntnisse über die Ansprüche von Indikatorarten in der Regel nicht als exakte Funktionen definierbar sind, sondern eher als Wertebereiche mit geringen, mittleren oder höheren Eignungen für spezifische Arten und deren Altersstadien angegeben werden können (Cadenasso et al. 2003).

Modellansatz zur Simulation der Interstitialhabitatqualität

Der erste Schritt beinhaltet die Auswahl von Schlüsselfaktoren die vorwiegend zwei Bedingungen erfüllen müssen: Einerseits müssen die Schlüsselfaktoren die interstitialen Habitateigenschaften sowie deren Veränderungen ausreichend genau beschreiben und andererseits müssen die Habitatansprüche bezüglich dieser Schlüsselfaktoren bekannt sein. Um die Auswirkungen der Kolmation auf das Inkubationshabitat kieslaichender Fischarten zu simulieren, werden hier drei Schlüsselfaktoren verwendet: Die Permeabilität der Gewässersohle, die Temperatur im Kieslückensystem der Gewässersohle und die hyporheische Respiration. Während die Permeabilität die Sedimentcharakteristik beschreibt und Informationen über die Transportkapazität für sauerstoffreiches Oberflächenwasser sowie den Abtransport von Stoffwechselprodukten zur Verfügung stellt, gibt die interstitiale Tem-

peratur Hinweise zur Stoffwechselaktivität sowie über die oberen und unteren letalen Temperaturgrenzen. Die hyporheische Respiration fasst den Sauerstoffbedarf biogeochemikalischer Prozesse zusammen. Aufgrund der unterschiedlichen Habitatanforderungen der Entwicklungsstadien während der Inkubationsphase werden die Berechnungen zur Qualität des Interstitialhabitats für jedes Entwicklungsstadium (Augenpunktstadium, Schlupfzeit und larvale Phase) separat durchgeführt. Des Weiteren wird das Fuzzy-Modell in jedem Element des numerischen Berechnungsgitters sowie zu jedem Zeitschritt angewendet, um die räumliche und zeitliche Variabilität der Interstitialhabitatqualität adäquat abzubilden. Die Habitatansprüche während den einzelnen Entwicklungsstadien der Inkubationsphase basieren auf einer Literaturstudie (Noack 2012) sowie auf Beobachtungen, die seit über 10 Jahren die Entwicklung der Bachforellenpopulation im Modellgebiet der Fallstudie verfolgen.

Fallbeispiel: Interstitialhabitatqualität in einem alpinen Gewässer

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen zur Interstitialhabitatqualität der Bachforelle (*Salmo trutta f.*) wurden am Spöl, einem kleinen Gebirgsfluss im Gebiet des Schweizerischen Nationalparks, im Kanton Graubünden durchgeführt. Der Spöl ist durch den Staudamm Punt dal Gall aufgestaut und unterstrom durch eine, gegenüber dem ursprünglichen Mittelwasserabfluss, reduzierte Abflussregulierung charakterisiert. Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist die Simulation der sich verändernden interstitialen Eigenschaften während der Inkubationsphase der Bachforelle. Im Rahmen eines Monitoringprogramms wurden hierbei künstliche Laichgruben installiert und diverse Habitatparameter über den gesamten Inkubationszeitraum erfasst (z. B. hydrodynamische Parameter, Sohlhöhenänderungen, Sauerstoffgehalt, Infiltrationsmengen, Korngrößenzusammensetzung).

Eingangsdaten zur Simulation der Interstitialhabitatqualität

Permeabilität der Gewässersohle

Die zeitliche und räumliche Variabilität der Permeabilität wird beschrieben durch eine numerische Feststofftransportmodellierung mit SSIIM3D (Olsen 2010). Berechnet wird die Infiltration von Feinsedimenten in das Korngerüst der Gewässersohle sowie die dadurch resultierende Abnahme der Porosität. Mithilfe der Kozeny-Carman-Gleichung kann anschließend auf eine Veränderung der Permeabilität rückgeschlossen werden. Die Permeabilität in den künstlichen Laichgruben reduziert sich während der Reproduktionsphase auf Werte < 1000 cm/h, welche als kritisch für eine erfolgreiche Entwicklung der Bachforelleneier und –larven gelten (Chapman 1988).

Temperatur im hyporheischen Interstitial

Die interstitiale Temperatur wurde kontinuierlich über einen Data-Logger erfasst. Hierzu wird die Annahme getroffen, dass die räumliche Verteilung der interstitialen Temperaturen homogen ist. Die zeitliche Veränderung und somit auch die saisonalen Schwankungen der Interstitialtemperatur wurden in 15min-Intervallen gemessen. Insbesondere in den Wintermonaten werden kritische Temperaturen < 3°C erreicht, die limitierend auf die Entwicklung während der Inkubationsphase wirken (Elliott 1981).

Hyporheische Respiration

Bezüglich der hyporheischen Respiration wird auf Messdaten der EAWAG zurückgegriffen. Mithilfe der Arrhenius-Gleichung, sowie dem numerisch simulierten Anteil der transportierten Kornfraktion < 8 mm wird die räumliche und zeitliche Variation der hyporheischen Respiration abgeschätzt.

Die zeitliche Variation beinhaltet eine Temperaturkorrektur für die mikrobiologische Aktivität während der Anteil von Korngrößen < 8 mm die Annahme beinhaltet, dass für Korngrößen > 8 mm das Verhältnis von mikrobieller Aufwuchsfläche im Vergleich zum Volumen zu klein ist, um relevante Respirationswerte zu produzieren (Döhring 2007). Die Respirationswerte betragen in der Regel weniger als 10 g O_2/m²d und sind eher als unkritisch zu bewerten.

Simulationsergebnisse

Basierend auf dem multivariaten fuzzy-logischen Ansatz werden die oben genannten Schlüsselfaktoren zu einer Interstitialhabitateignung verknüpft. Die folgende Abbildung zeigt links die räumliche Verteilung der Interstitialhabitatqualitäten (IHS) für das Augenpunktstadium, die Schlupfzeit und das Larvenstadium, während rechts der zeitliche Verlauf in Form von Habitateignungsganglinien für drei künstliche Laichgruben (R2, R5, R9) dargestellt ist.

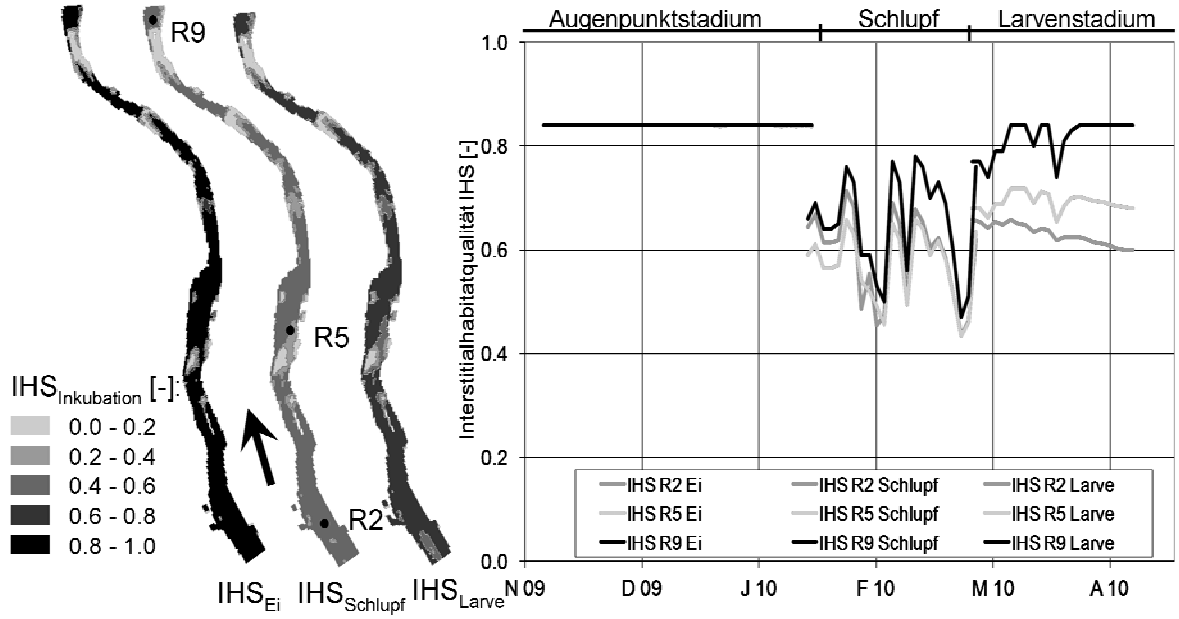


Abb. 1: Räumliche Verteilung (links) und zeitlicher Verlauf der Interstitialhabitatqualität an den künstlichen Laichgruben R2, R5 und R9 (rechts) während der Inkubationsphase (Augenpunktstadium, Schlupfzeit, Larvenstadium) der Bachforelle

Die simulierten Interstitialhabitateignungen reflektieren die unterschiedlichen Ansprüche der Entwicklungsstadien während der Inkubationsphase. Die räumliche Verteilung der Modellergebnisse (Abb. 1, links) zeigt während des Augenpunktstadiums vorwiegend hohe Eignungen (IHS > 0,8) während die kritischsten Habitatbedingungen in der Schlupfzeit auftreten (0,4 < IHS < 0,6). Die larvale Phase hingegen zeigt höhere Eignungen als die Schlupfzeit, aber geringere Eignungen als das Augenpunktstadium (0,6 < IHS < 0,8). Diese Einteilung entspricht weitestgehend den Beobachtungen aus Literaturstudien (Noack 2012). Eine Analyse von Habitateignungsganglinien (Abb. 1, rechts) ermöglicht nun, den Einfluss der einzelnen Schlüsselfaktoren zu ermitteln. Insbesondere während der Schlupfzeit treten Schwankungen der interstitialen Habitateignungen auf. Diese sind vorwiegend auf den Einfluss der interstitialen Temperatur zurückzuführen. Bei Erreichen von Temperaturgrenzwerten (< 3°C) vermindert sich die Habitateignung, da diese hinsichtlich einer erfolgreichen Ei- und Schlupfentwicklung limitierend wirkt. Der Einfluss der Permeabilität zeigt sich hauptsächlich durch unterschiedliche Eignungen bei gleichen Temperaturverhältnissen und durch kontinuierliche Reduzierungen der interstitialen Habitateignungen, die die fortschreitende Infiltrati-

on von Feinsedimenten und den damit verbundenen Rückgang der Permeabilität reflektieren. Der Einfluss der hyporheischen Respiration ist im Spöl eher als gering einzustufen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der vorgestellte habitatbasierte Modellansatz erlaubt die Auswirkungen von interstitialen Veränderungen – wie zum Beispiel durch Kolmationsprozesse – auf das Inkubationshabitat kieslaichender Fischarten zu simulieren. Insbesondere die Berücksichtigung räumlich und zeitlich variierender Habitateigenschaften erlauben eine exakte Identifizierung wann, wo und wodurch limitierende Habitatbedingungen im Interstitial auftreten. Des Weiteren berücksichtigt der vorliegende Modellansatz interstitiale Eigenschaften als Teil eines umfangreicheren Modellsystems, welches die gesamte Reproduktionsperiode beinhaltet. Das gesamte Modellsystem berücksichtigt dabei die Inkubationsphase nur in Bereichen in denen auch ein Laichen möglich ist. Des Weiteren werden zusätzliche Parameter, welche nicht zwingend die Kolmation betreffen, berücksichtigt, wie zum Beispiel Sohlhöhenänderungen oder der vertikale hydraulische Gradient (Noack 2012).

Danksagung

Diese Untersuchung erfolgte im Rahmen einer Doktorarbeit am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart. Für die Unterstützung durch die Verwaltung des Schweizerischen Nationalparks und die Kantonale Fischereiaufsicht möchten wir uns herzlich bedanken.

Literatur

Bundesanstalt für Gewässerkunde (2012): Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. – Veranstaltungen 6/2012, 180 S.

Boulton, A.J. (2007): Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. Freshwater Biology, 52: 632–650.

Cadenasso, M.L., Pickett S.T.A., Weathers K.C. & C.G. Jones (2003): A framework for a theory of ecological boundaries. BioScience, 53: 750–758.

Chapman, D.W. (1988): Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. Transactions of the American Fisheries Society 117: 1–21.

Descloux, S., Thibault, D., Philippe, M. & P. Marmonier (2010): Comparison of Different Techniques to Assess Surface and Subsurface Streambed Colmation with Fine Sediments. International Review of Hydrobiology, 95(6): 520–540.

Doering, M. (2007): Environmental heterogeneity and respiration in a dynamic river corridor: structural properties and functional performance, PhD-Thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zuerich, ETH-No. 17046.

Elliott, J.M. (1981): Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts, Pickering, A.D. (Editor): In Stress and Fish, 209–245. London: Academic Press.

Kondolf, G.M. (2000): Assessing salmonid spawning gravels. Transactions of the American Fisheries Society, 129: 262–281.

Noack, M. (2012): Modelling Approach for Interstitial Sediment Dynamics and Reproduction for Gravel-Spawning Fish. – Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasser- und Umweltsystem-modellierung, Heft 214, Universität Stuttgart.

Olsen, N.R.B. (2010): SSIIM Users' Manual. Version May 2010. The Norwegian University of Science and Technology: http://folk.ntnu.no/nilsol/ssiim/manual3.pdf.

Schneider, M. (2001): Habitat– und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berech–nungsansätzen. – Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 108, Universität Stuttgart.

Sear, D.A., Frostick, L.B., Rollinson, G. & T.E. Lisle (2008): The significance and mechanics of fine–sediment infiltration and accumulation in gravel spawning beds, American Fisheries Society: 149–174. (Symposium 65).

Sternecker, K. & J. Geist (2010): The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry. Ecology of Freshwater Fish, 19(4): 537–544.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Die Bedeutung der Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie großer Fließgewässer als unterstützende Komponente für die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie

Ina Quick, Nathalie Cron, Sönke Schriever, Frauke König & Stefan Vollmer

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Grundwasser, Geologie, Gewässermorphologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, www.bafg.de

Keywords: Sedimente, Hydromorphologie, Wasserrahmenrichtlinie, Bundeswasserstraßen

Einleitung

Die durch Erosion aktivierten, vom Wasser transportierten und in den Oberflächengewässern temporär oder dauerhaft ortsfest abgelagerten Sedimente stellen einen natürlichen Bestandteil des Gewässerbettes dar, der als Lebensraum für Organismen fungiert. Der Sedimenthaushalt und der hydromorphologische Zustand eines Gewässers stehen in enger Wechselbeziehung zueinander. Das Dargebot an Sedimenten sowie Erosions-, Transport- und Sedimentationsprozesse bestimmen neben weiteren wichtigen Randbedingungen die Ausprägung der hydromorphologischen Eigenschaften entscheidend mit. Umgekehrt hat auch die Hydromorphologie einen Einfluss auf das Sedimentdargebot und die Ausprägung der genannten Prozesse aufgrund von Gewässerstrukturen, Korngrößenzusammensetzungen, Abflüssen, Abflussdynamik, Uferausprägungen etc. Je naturnäher der Sedimenthaushalt ausgeprägt ist, desto naturnäher kann sich i. d. R. auch der gewässerstrukturelle gewässertypspezifische Formenschatz eines Gewässers ausbilden. Schlechter ausgeprägte hydromorphologische Eigenschaften können daher quasi als „Zeiger“ eines gestörten Sedimenthaushaltes fungieren. Als Ursachen eines modifizierten Sedimenthaushaltes und für die häufig vorherrschende Strukturverarmung an Gewässern sind eine fehlende Sedimentdurchgängigkeit, Laufbegradigungen, Uferverbauungen, Strombau, Eindeichungen, Flächenversiegelungen etc. anzuführen (s. Abbildung 1), die auf vielfältige Weise auch miteinander wirken. Der Zustand der Gewässer in Deutschland hinsichtlich der hydromorphologischen Verhältnisse ist einer der mitverursachenden Hauptgründe der Zielverfehlung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000; WHG 2010; OGewV 2011). Gemäß EG-WRRL (2000) ist die Hydromorphologie eine der unterstützenden Qualitätskomponenten für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten. Als Habitatgrundlage für Flora und Fauna ist sie als entscheidender Faktor anzuführen. Nach EEA (2012) weisen ca. 87 % der deutschen Wasserkörper signifikante hydromorphologische Beeinträchtigungen auf (EEA 2012). Im Umkehrschluss bedeutet dies auch, dass die beiden Ziele guter ökologischer Zustand (göZ) für natürliche und gutes ökologisches Potenzial (göP) für erheblich veränderte und künstliche Gewässer nicht ohne erhebliche Verbesserungen der hydromorphologischen Qualitätskomponenten zu erreichen sein werden. Dies gilt insbesondere auch für Bundeswasserstraßen (vgl. z. B. BMVBS 2010; EEA 2012; Quick et al. 2012). Da die hydromorphologische Ausprägung eines Gewässers wesentlich durch den Sedimenthaushalt mitbestimmt wird, ist zukünftig auch ein Hauptaugenmerk auf die Verbesserung des Sedimenthaushaltes inklusive der Sedimentdurchgängigkeit zu legen.

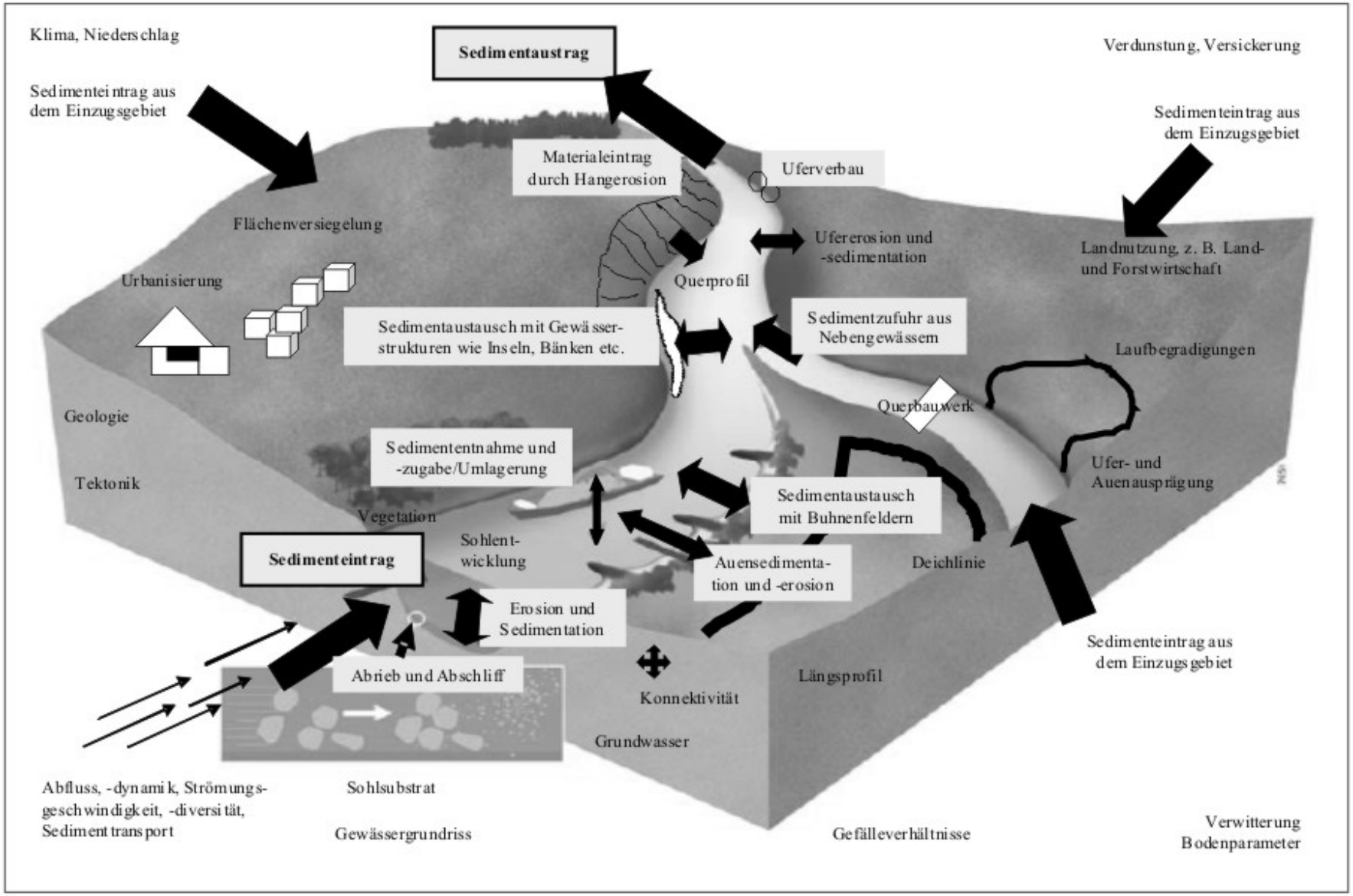


Abb. 1: Naturräumliche und anthropogene Faktoren, die die Ausprägung des Sedimenthaushaltes und der Hydromorphologie sowie ihr Zusammenwirken beeinflussen, verändert nach Charlton (2008) und Frings et al. (2011).

Initiierte Vorhaben zur Unterstützung der Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie, Beispiele Bundeswasserstraßen

Bei der Ökologischen Durchgängigkeit wurden die Sedimente bisher insgesamt unzureichend betrachtet. In der WRRL werden Sedimente zwar genannt, jedoch nicht weiter thematisiert (vgl. EG-WRRL 2000, 1.2.1; OGewV 2011; Herpertz, Schäfer & Esser 2011; Vollmer, Quick & Moser 2012). Neben ihrer Bedeutung für die Hydromorphologie - z. B. durch Kolmationen der Gewässersohle (Verfüllung des Interstitialraumes mit feinen Sedimenten, s. Noack, Wieprecht & Ortlepp in diesem Band), die ggf. bis zu einer verminderten Grundwasseranbindung führen können und damit beispielsweise direkt Einfluss ausüben auf den Parameter „Verbindung zu Grundwasserkörpern" der hydromorphologischen Qualitätskomponentengruppe Wasserhaushalt nach WRRL (2000) und OGewV (2011) - sind Sedimente auch von Relevanz für sedimentgebundene Schadstoffe (s. z. B. Heininger 2012; SedNet 2004, 2009) sowie für chemisch-physikalische Qualitätskomponenten: Z. B. können Gewässerstrukturen mit einem gut durchströmten Interstitial auf den Sauerstoffhaushalt und damit die Wasserqualität positiv wirken.

Es wurde zwischenzeitlich erkannt, dass Sedimente vermehrt in den Fokus gerückt werden müssen. Bewirtschaftungspläne nennen Sedimentmanagement als eines der zukünftig relevanten Maßnahmenunterstützungen, um die Bewirtschaftungsziele göZ und göP der Oberflächengewässer zu fördern. Im Folgenden werden auszugsweise Aktivitäten an Bundeswasserstraßen vorgestellt, die zur Verbesserung des Sedimenthaushaltes und der derzeitigen hydromorphologischen Zustände initiiert worden sind, u. a. unter Beteiligung der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) des Bundes.

Bundeswasserstraße Tideems

Bei der Tideems handelt es sich zwischen Herbrum bis Höhe Dukegat um ein als erheblich verändert ausgewiesenes Gewässer. Die Tideems ist ein Ästuar, das von einer deutlichen Tideasymmetrie mit einem erhöhten Tidehub und einer Flutstromdominanz geprägt wird. U. a. infolge eines stromaufwärts gerichteten Sedimenttransportes, des sog. tidal pumpings, sind hohe Schwebstoffkonzentrationen, fluid mud (sehr hohe Schwebstoffkonzentrationen im Gewässer, „Flüssigschlick") und kritische Sauerstoffverhältnisse in den Sommermonaten bei geringen Oberwasserabflüssen aus dem Binnenland charakteristisch. Sohle und Ufer sind entsprechend stark verschlickt und für Organismen kaum besiedelbar. Anthropogene Eingriffe wie Deichbau, Landnutzung, Strombau, Gewässerunterhaltung etc. haben zu stark modifizierten Verhältnissen geführt (z. B. FGE Ems 2009).

Der Schwebstoffhaushalt kann maßgeblich z. B. gewässertypspezifische Korngrößenzusammensetzungen, fluid mud-Bildungen, Sedimentakkumulationen, Kolmationsprozesse und damit z. B. den Parameter „Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens" gemäß WRRL beeinflussen. Auch die Sauerstoffgehalte, die sich umgekehrt proportional zu den Schwebstoffgehaltsverteilungen verhalten (s. z. B. BfG 2010), können von diesem beeinflusst werden. Der Sedimenthaushalt besitzt daher eine hohe Bedeutung für die Habitatqualität und –diversität und infolgedessen für die Zielerreichung gemäß WRRL. Auswertungen von Dauermessstationen an der Tideems zeigen über die letzten ca. drei Jahrzehnte erhebliche Zunahmen der Schwebstoffkonzentrationen. Die Tideems ist heutzutage durch sehr hohe Schwebstoffgehalte (> 1 g/l) mit sohlennah auftretenden Dichteschichten (fluid mud, > 30 g/l) gekennzeichnet. Im Internationalen Bewirtschaftungsplan der Flussgebietseinheit Ems wird als eines der Bewirtschaftungsziele zur Verbesserung der ökologischen Situation in der Tideems die Reduktion des Schwebstoffgehaltes (Trübung) genannt. Neben der ebenfalls erforderlichen Verringerung des flussaufwärts gerichteten Schwebstofftransportes wird auch die

Erarbeitung eines Sedimentmanagementplans im Internationalen Bewirtschaftungsplan adressiert (FGE Ems, 2009). Die Erarbeitung eines Sedimentmanagementplans für die Tideems wurde inzwischen iniitiert und wird derzeit von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Emden (WSA Emden) erarbeitet. Neben den Verbesserungen für das Gewässersystem im Sinne der WRRL können durch ein entsprechend ausgerichtetes Sedimentmanagement auch synergetische Ziele z. B. nach Natura 2000 adressiert werden (BfG 2012).

Bundeswasserstraße Binnenelbe

Auch im Internationalen Bewirtschaftungsplan der Flussgebietseinheit Elbe wurde festgehalten, dass die internationale Ebene zur Erreichung der Ziele nach WRRL Grundsätze für das Geschiebe- und Sedimentmanagement und für die Unterhaltung von Fließgewässern anstrebt: „Im Rahmen der IKSE wurde 2009 eine Ad-hoc-Expertengruppe Sedimentmanagement eingerichtet. Ihr Ziel ist es, auf der Grundlage qualitativer und quantitativer Sedimentuntersuchungen im Elbestrom und seinen bedeutenden Nebenflüssen eine einheitliche Vorgehensweise für das Geschiebe- und Sedimentmanagement zu entwickeln und in die Praxis einzuführen. Erarbeitet werden Maßnahmenvorschläge zum Umgang mit schadstoffbelasteten Sedimenten und zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustands des Elbestroms auf der Grundlage eines ausgeglichenen Sedimenthaushalts“ (IKSE 2009). Die Erarbeitung dieses flussgebietsweiten Sedimentmanagementkonzepts erfolgt bis Ende 2013 durch die IKSE Expertengruppe (EG) Sedimentmanagement und die nationale Spiegelgruppe ad-hoc AG Schadstoffe/Sedimentmanagement (SSeM) der AG Oberflächengewässer der Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Die Bearbeitung erfolgt unter Beteiligung der BfG, der Wasser- und Schifffahrtsdirektionen (WSDen), der Bundesländer, Hamburg Port Authority (HPA), dem Umweltbundesamt (UBA) und den entsprechenden Einrichtungen in der Tschechischen Republik (s. IKSE 2013; Heininger 2012; Kliment 2012).

Für die deutsche Binnenelbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und dem Wehr Geesthacht wird der Sedimenthaushalt als Teil des hydromorphologischen Zustandes der Elbe und der Unterläufe ihrer im Rahmen der Erarbeitung des Sedimentmanagementplans als relevant ausgewiesenen Nebengewässer Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel quantitativ erfasst und bewertet. Dies erfolgt mit Hilfe repräsentativer hydromorphologischer Indikator-Parameter gemäß dem INFORM-Modul Valmorph der BfG (Rosenzweig et al. 2012) und entsprechend festgelegter Methoden durch den Abgleich des Ist-Zustandes mit einem Referenz-Zustand gemäß der typspezifischen Referenzbedingungen nach WRRL, da die Binnenelbe ein natürliches Gewässer ist. Hierzu wurden die Indikator-Parameter Breitenvarianz/Tiefenvarianz, Sedimentdurchgängigkeit, Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz, Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates, Uferstruktur und Aue (Verhältnis rezenter Aue zu morphologischer Aue) ausgewählt. Sämtliche exemplarisch ausgewählten Indikator-Parameter gelten als Zeiger für die vorherrschenden Sedimentverhältnisse und beeinflussen zugleich die Ausprägung des Sedimenthaushaltes (Quick et al. 2012). Sie besitzen eine Kongruenz insbesondere zur EG-WRRL (2000) und OGewV (2011), da hier sämtliche erforderlichen hydromorphologischen Parameter der Qualitätskomponentengruppen „Durchgängigkeit für Sedimente“ und „Morphologie“ mit den notwendigen Erfassungen und Bewertungen der für den Binnenbereich relevanten Einzel-Parameter „Tiefen- und Breitenvariation“, „Struktur und Substrat des Gewässerbodens“ und „Struktur der Uferzone“ für die Oberflächengewässerkategorie Fluss impliziert sind. Ergänzt werden diese um die beiden für den Sedimenthaushalt bedeutsamen hydromorphologischen Indikator-Parameter Sohlhöhenänderung und Aue, die einen wesentlichen Einfluss auf die Ausprägung des Sedimenthaushaltes ausübt oder aufgrund von Deichbau, Versiegelungen etc. nicht mehr ausüben kann. Nachfolgend wird kurz exemplarisch auf Ergebnisse von zwei Indikator-Parametern eingegangen: Hinsichtlich der Mittleren Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz an der Binnenelbe

ließen sich für einen 106 Jahre langen Zeitraum maximale Eintiefungsraten von ca. 2 cm/Jahr dokumentieren. Dies entspricht einer Eintiefung von ca. 2 m im Zeitraum zwischen 1898 und 2004 und verdeutlicht das an der deutschen Binnenelbe in den überwiegenden Abschnitten vorherrschende Sedimentdefizit. Die Tiefenerosion besitzt z. B. auf die Ausprägung der Gewässersohle einen Einfluss und damit ebenfalls eine Bedeutung für die Zielerreichung nach WRRL. Durch die fortschreitende Eintiefung findet auch eine Entkopplung zwischen Flussbett und Aue statt, so dass auch die grundwasserabhängigen Ökosysteme mit beeinflusst werden (Quick et al. 2012). Die Ergebnisse zeigen für den weiteren beispielhaften Indikator-Parameter Uferstruktur eine Bewertung mit den Klassen 1 „sehr gut“ und 2 „gut“ von < 5 %. Klasse 3 „mäßig“ erreicht eine Bewertungshäufigkeit von ca. 20 %, während 50-60 % beider Uferseiten die Bewertung mit Klasse 4 „unbefriedigend“ aufweisen. Auch Klasse 5 „schlecht“ kommt mit einem prozentualen Vorkommen von > 10 % bis knapp > 20 % vor (KG Hydromorphologie SSeM 2012; IKSE 2013). Diese Bewertung zeigt, dass die Ufer somit für einen Sedimentaustausch nur noch deutlich reduziert einen Beitrag leisten können und dass sich lediglich < 5 % in einem Zustand „gut und besser“ befinden bezogen auf die sedimentologischen und hydromorphologischen Aspekte durch den Abgleich mit der natürlichen respektive naturnahen Ausprägung (Zustand 1830-1850, s. Rosenzweig et al. 2012 und IKSE 2013).

Fazit

Aufgrund der Wechselwirkung untereinander besteht ein enger Zusammenhang zwischen dem Sedimenthaushalt und der Hydromorphologie. Daher sind die Sedimente und ihr Dargebot für die Ausprägung der Hydromorphologie von essentieller Bedeutung. Da die hydromorphologischen Qualitätskomponenten die Habitate in ihrer physikalischen Ausgestaltung bestimmen, besitzen auch die Sedimente eine entscheidende Bedeutung für die Unterstützung der Zielerreichung nach EG-WRRL (Quick 2012). Sowohl der Sedimenthaushalt als auch die Hydromorphologie und ihr beiderseitiges Zusammenwirken unterliegen zahlreichen anthropogenen wie auch naturräumlichen Einflüssen (vgl. Abbildung 1). Gerade große Fließgewässer, die als Vorfluter vieler Teileinzugsgebiete fungieren, sind häufig besonders betroffen von fehlenden Sedimenteinträgen aus dem Einzugsgebiet, von Gewässerverbauungen und vielfältiger anderer Nutzungsansprüche. Neben diesem häufig im Binnenbereich an großen Fließgewässern vorherrschenden Sedimentdefizit kann es auch zum anderen Extrem einer erhöhten Sedimentverfügbarkeit in den Gewässern kommen. Im Falle der beiden kurz vorgestellten Beispiele Bundeswasserstraße Tideems aus dem Übergangsgewässerbereich der deutschen Nordsee und Bundeswasserstraße Elbe als Fluss aus dem Binnenbereich handelt es sich um stark durch den Sedimenthaushalt beeinflusste Gewässer, die in ihrer hydromorphologischen Ausprägung Defizite aufweisen. Während die Tideems durch extreme Sedimentzunahmen im Gewässersystem charakterisiert wird, ist die deutsche Binnenelbe ein überwiegend durch Sedimentdefizite gekennzeichnetes Oberflächengewässer. In beiden Fällen wurden inzwischen Sedimentmanagementpläne initiiert. Durch ihre und weitere zukünftige Erarbeitungen kann die bisherige Lücke in der WRRL bezüglich der Sedimente geschlossen und der Umsetzungsprozess der WRRL hinsichtlich dieser wichtigen Komponente unterstützt werden. Die Ergebnisse der beiden Fallbeispiele werden für den nächsten Bewirtschaftungszyklus nutzbar sein (s. auch Heininger 2012; Vollmer, Quick & Moser 2012).

Es bleibt festzuhalten, dass - unter der Voraussetzung, dass für die biologischen Qualitätskomponenten keine Limitationen vorliegen durch Schadstoffbelastung, chemisch-physikalische Qualitätskomponenten oder durch fehlendes adäquates Besiedlungspotenzial - Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie von Oberflächengewässern als unterstützende Komponente für die Zielerreichung göZ/göP nach WRRL von essentieller Bedeutung sind und diese Zielerreichung wesentlich mit unterstützen können.

Danksagung

Wir möchten uns bedanken bei der IKSE EG Sedimentmanagement, der ad-hoc AG Schadstoffe/Sedimentmanagement (SSeM) der AG OW der FGG Elbe, der Expertengruppe Hydromorphologie Binnenelbe / hydromorphologische Aspekte des Sedimentmanagements – hier namentlich insbesondere bei Herrn Jährling, Herrn Dr. Fricke und Frau Anlanger –, Herrn Dr. Peter Heininger/BfG, Herrn Dr. René Schwartz/BSU Hamburg sowie dem WSA Emden sowie den weiteren beteiligten Kolleginnen und Kollegen aus der BfG.

Literatur

BfG (2010): Monitoring zur Erfassung und Beurteilung der Umweltauswirkungen bei der Erprobung des Wasserinjektionsverfahrens im Unterwasser der Schleuse Herbrum an der Tideems, BfG-Bericht 1695, BfG, Koblenz: 63 S. + Anlagen.

BfG (2012): Sedimentmanagementkonzept Tideems, im Auftrag des WSA Emden, BfG, Koblenz. [in Bearbeitung]

BMVBS (2010) – Rahmenkonzept Unterhaltung, Verkehrliche und wasserwirtschaftliche Unterhaltung der Bundeswasserstraßen, Bonn: 50 S. + Anhänge.

Charlton, R. (2008): Fundamentals of fluvial geomorphology, London: 234 S.

EG-WRRL (2000) / Europäische Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates: Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsbl. D. Europ. Gem., 23.10.2000. L 327. Luxemburg.

EEA (2012) / European Environmetal Agency: State of water assessment, Peter Kristensen Project Manager - Integrated Water Assessments, EEA, European Topic Centre, Inland, coastal, marine Waters.

FGE Ems (2009): Internationaler Bewirtschaftungsplan nach Art. 13 WRRL für die Flussgebietseinheit Ems, Bewirtschaftungszeitraum 2010-2015, Meppen, Den Haag, Münster.

Frings, R.M., Gehres, N., Promny, M., Middelkoop, H., Schüttrumpf, H., Vollmer, S. (2011): Morphodynamics of a restrained river: the central reach of the Rhine. Geomorphology. (subm.)

Heininger, P. (2012): Sedimentmanagement als Aufgabe der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 78-81.

Herpertz, D., Schäfer, B., Esser, B. (2011): Ökologische Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen - Neue Wege nicht nur für Fische. Wasser und Abfall 3/2011: S. 10-13.

IKSE (2009): Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe nach Art. 13 WRRL, Magdeburg.

IKSE (2013): Sedimentmanagementkonzept der IKSE/FGG - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele der IKSE/der FGG. Magdeburg. [in Bearbeitung]

KG Hydromorphologie SSeM (2012): Meilensteinberichte ad-hoc AG SSeM, Koblenz, Magdeburg, Lüneburg.

Kliment, V. (2012): Sedimentmanagement im Rahmen der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 82-83.

OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV) vom 20. Juli 2011. Bundesgesetzblatt Nr. 37, S. 1429. Bonn.

Quick, I. (2012): Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 167-168.

Quick, I., König, F., Svenson, C., Cron, N., Schriever, S., Vollmer, S. (2012): Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Gewässerökologie. In: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. Ökol. Kolloq., BfG, Koblenz: S. 43-62.

Rosenzweig, S., Quick, I., Cron, N., König, F., Schriever, S., Vollmer, S., Svenson, C., Grätz, D. (2012): Hydromorphologische Komponenten im Flussauenmodell INFORM - Entwicklung und Anwendung der morphologischen Systemkomponente Morpho und des Bewertungsmoduls Valmorph zur quantitativen Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Veränderungen in Fluss und Aue, BfG-Bericht Nr. 1657, Kobl.

SedNet (2004): Contaminated Sediments in European River Basins, European Sediment Research Network: 80 S. + CD-rom.

SedNet (2009): The Role of Sediments in Coastal Management, 6th Intern. SedNet Conference, 7./8.10.2009, Hamburg: 64 S.

SSeM (2012): Ad-hoc AG Schadstoffe/Sedimentmanagement (SSeM) der AG OW der FGG. Nationale Spiegelgruppe der IKSE-EG Sedimentmanagement zur Erarbeitung des Sedimentmanagementplans für die Elbe. [in Bearbeitung]

Vollmer, S.; Quick, I., Moser, H. (2012): Sedimenthaushalt und Managementaspekte der Binnenwasserstraße Elbe. In: Die Elbe und ihre Sedimente. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband. Hamburg: S. 34-37.

WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt durch Artikel 2 Absatz 67 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Biostabilisierung in der Sedimentdynamik

Holger Schmidt[1], Moritz Thom[1], Silke Wieprecht[1] & Sabine U. Gerbersdorf[1]

1 Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, moritz.thom@iws.uni-stuttgart.de

Keywords: Biofilm, Sedimentstabilität, EPS, Diversität

Einleitung

In allen Fließgewässern – natürliche sowie durch den Menschen erschaffene oder veränderte- spielt die Sedimentdynamik eine zentrale Rolle für der Morphologie. Vom ökonomischen Standpunkt aus betrachtet besteht zum einen ein großes Interesse, diesen Prozess genauer zu verstehen, um beispielsweise das Sedimentmanagement von Schifffahrtskanälen, Hafenbecken und Talsperren zu optimieren. Diese artifiziellen Wasserkörper sollen möglichst wirtschaftlich in einem betriebsfähigen Zustand erhalten werden. Zum anderen ist die Dynamik und Stabilität der Sedimente von erheblicher ökologischer Bedeutung. Da in Fließgewässer eingetragene Schadstoffe, z.B. Pestizide aus der Landwirtschaft oder Schwermetalle aus industriellen Abwässern, vor allem an Feinsedimente binden, sind auch in Deutschland viele limnische Feinsedimente kontaminiert. Der Rückhalt und Abbau dieser Belastungen durch Biofilme ist auch im Hinblick auf den Austausch zwischen Oberflächen- und Grundwasser über die hyporheische Zone eine entscheidende Ökosystemfunktion. Diese Biofilme, die sowohl aus Mikroorganismen (Algen, Bakterien, Protisten) als auch aus den von ihnen ausgeschiedenen extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) bestehen, beeinflussen zudem die Stabilität von Feinsedimenten gegen Erosion z.B. durch Verkleben der Einzelkörner. Das hier vorgestellte Projekt hat das Ziel, den Einfluss verschiedener Umwelteinflüsse (Hydraulik, Lichtintensität) auf das Wachstum von natürlichen Biofilmen und deren stabilisierenden Eigenschaften auf Feinsediment zu ergründen. Hierzu wurden sechs Fließrinnen konstruiert in denen die Biofilme unter definierten hydraulischen Randbedingungen (Sohlschubspannung bzw. Durchfluss) auf künstlichem Substrat kultiviert werden. Dabei werden während der Biofilmentwicklung mittels unterschiedlicher biochemischer sowie molekularbiologischer Analysen EPS-Charakteristika sowie die Diversität der prominenten Biofilm-Mikroben (Bakterien, Diatomeen, Protisten) erfasst. Außerdem werden zerstörungsfreie Adhäsionsmessungen durchgeführt und eine spezielle Erosionsrinne (SETEG) verwendet, die der Untersuchung der Sedimentstabilität dient.

Biotische wie abiotische Umwelt und Biofilm (Entwicklung der mikrobiellen Gemeinschaft, Produktion der EPS), beeinflussen sich gegenseitig in hochgradig komplexen Wirkungsgefügen. Um dieser interdiszilinären Problematik gerecht zu werden haben sich am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart Biologen und Wasserbauingenieure zusammengeschlossen und forschen gemeinsam an dem DFG Projekt „Ecosystem engineering: Sediment entrainment and flocculation mediated by microbial produced extracellular polymeric substances (EPS)“

Im Folgenden werden der Versuchsaufbau sowie Ergebnisse erster Untersuchungen beschrieben, eine detaillierte Darstellung der Konstruktion der Versuchsrinnen und der hydraulischen Nachweise finden sich bei Thom et al. 2012.

Versuchsaufbau

In sechs baugleichen Fließrinnen mit jeweils eigenem Wasserkreislauf wurden 300 Liter Flusswasser (Wasserentnahme aus der Enz, nahe dem Dorf Rosswag, BW) über einen Zeitraum von zwei Monaten zirkuliert. Nach Absetzen der in Schwebe befindlichen Sporen oder Mikroben auf künstlichem, inertem Sediment (Glaskugeln der Korngrößen 40 -70 µm) entwickelten sich Biofilme.



Abb. 1: Gesamtansicht dreier Fließrinnen

Gut sichtbar befinden sich im vorderen Teil des Bildes die Beruhigungsstrecke der Fließrinnen, die benötigt wird, um eine gleichmäßige Strömung zu gewährleisten. Im hinteren Bereich liegt die Beprobungsstrecke, die durch höhenverstellbare Leuchtstoffröhren (Wellenlängenbereich: 480 – 665 nm) unterschiedlich intensiv beleuchtet werden können. Die montierten Vorhänge sowie die schwarze Wandfarbe dienen der Minimierung von Streulicht. Außerdem erlaubt dieser Versuchsaufbau, einzelne Rinnen unterschiedlich stark zu beleuchten (oder Biofilme in Dunkelheit aufwachsen zu lassen) sowie die Fließgeschwindigkeit in den Rinnen zu variieren (für weitere Konstruktionsdetails siehe Thom et al. 2012).

Somit ist es durch diesen Versuchsaufbau möglich, verschiedene Variationen von Umweltfaktoren zu simulieren: So können beispielsweise alle sechs Rinnen unter denselben Bedingungen (Hydraulik und Beleuchtungsintensität) betrieben werden, Biofilme verschiedener Rinnen können aber auch von Anfang an unter unterschiedlichen Aufwuchsbedingungen kultiviert werden. Der Einfluss einzelner Umweltfaktoren auf die Sedimentstabilisierungen kann so ermittelt werden. Außerdem können die Umweltbedingungen während des Biofilmwachstums verändert werden, um Anpassungsprozesse der Biofilme und deren resultierende Stabilisierungsleistungen genauer zu studieren.

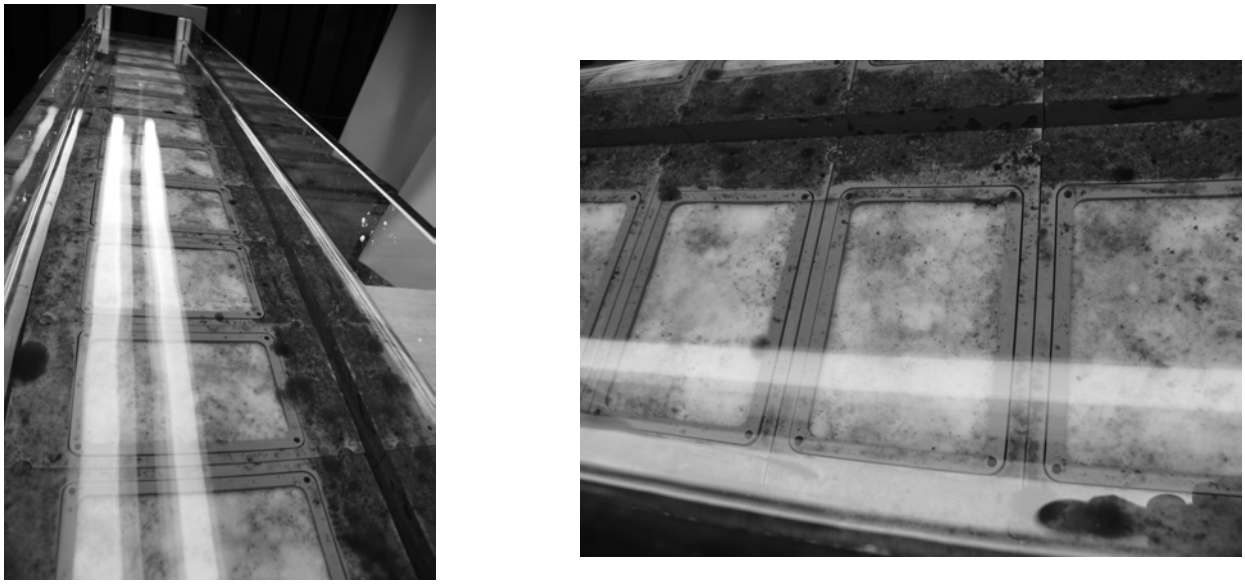


Abb. 2: LINKS: Aufsicht auf Beprobungsstrecke einer Fließrinne, RECHTS: Detailansicht dreier Beprobungsschälchen mit Biofilmen nach sieben Wochen Aufwuchszeit

Bestimmung der Sedimentstabilität

Zur Messung der Sedimentstabilität wurde zwei unterschiedliche Systeme verwendet: mit dem ersten Verfahren kann die Adhäsionskraft der Sediment- bzw. Biofilmoberfläche bestimmt werden, indem dort aufgebrachte ferromagnetische Partikel mit einem Elektromagneten angezogen werden. Der elektrische Strom, der benötigt wird, um diese Partikel zu lösen, entspricht dabei der Klebkraft der Biofilmoberfläche. In einem zweiten Messsystem wird eine Probe in eine spezielle Fließrinne (SETEG) eingebracht, in der sukzessiv der Durchfluss und damit die Sohlschubspannung erhöht werden kann, bis das Sediment erodiert wird. Verschiedene kamera- und lasergestützte Aufnahmetechniken ermöglichen es hierbei die jeweils kritische Sohlschubspannung (τ_{crit}) zu bestimmen.

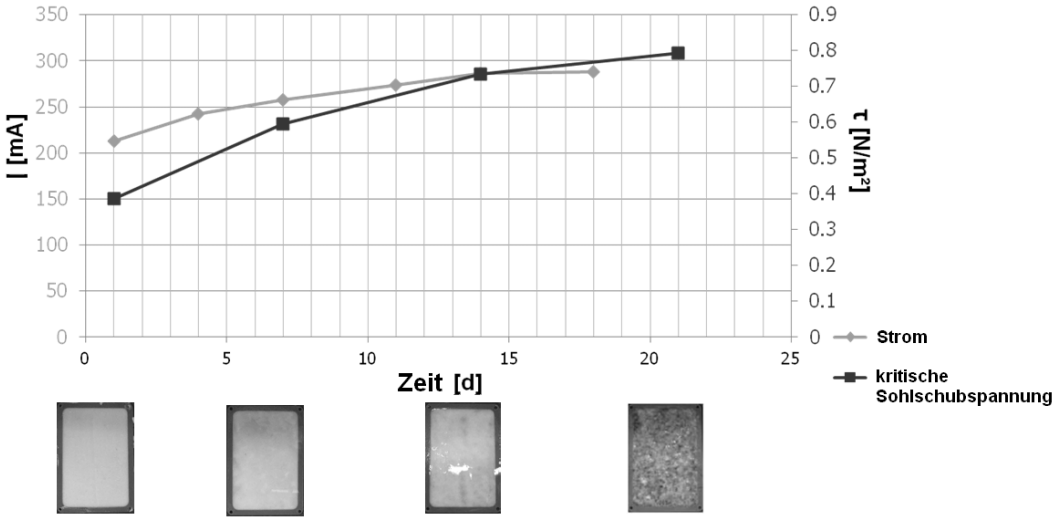


Abb. 3: Entwicklung von Adhäsion (Rauten, türkis) und kritischer Sohlschubspannung (Quadrate, rot)

Es wird einerseits deutlich, dass sich bereits während der ersten drei Wochen die Gesamtstabilität der Biofilm-bedeckten Feinsedimente gegenüber den unbewachsenen Substraten deutlich erhöht hat. Andererseits entwickelten sich auf der Sohlenoberfläche räumlich sehr heterogene Schichten aus Biofilm und Sediment, deren Widerstand gegen Erosion lokal extrem erhöht sein konnte, während in anderen Bereichen unter gleichen Bedingungen eine Massenerosion des Sediments begann.

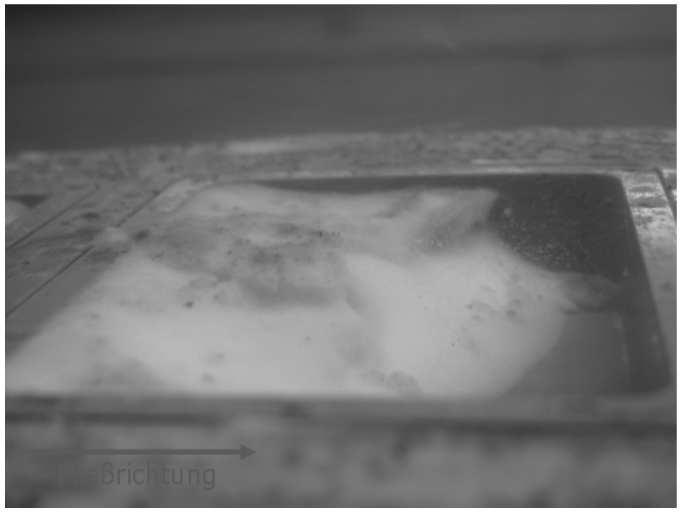


Abb. 4: Lokale Heterogenität des Biofilms bewirken unterschiedlich starke Erosionswiderstände der Sedimentoberfläche

Untersuchung der mikrobiellen Diversität

Neben verschiedenen biochemischen Messungen der EPS-Bestandteile (z.B. Bestimmung der Gehalte an Chlorophyll, Proteinen, Kohlenhydraten) während der Biofilmentwicklung wurde außerdem nach Optimierung molekularbiologischer Methoden (DNS-Extraktion, PCR, DGGE) die Diversität der mikrobiellen Gemeinschaft bestimmt, um Einblick in die Ökologie der Biofilme zu erhalten. Hierbei wurden universelle 16S-Primer zur Untersuchung der Bakteriengesellschaft sowie ebenfalls universelle 18S-Vorwärtsprimer und spezifische 18S-Rückwärtsprimer zur Detektion der Gemeinschaft der Diatomeen eingesetzt.

Auf den Gelen der Diatomeen-PCR waren nach 14 Tagen Biofilmwachstum deutliche Banden sichtbar. Dies deckt sich sehr gut mit anderen Beobachtungen wie ansteigende Chlorophyllwerte und der mit bloßem Auge erkennbaren einsetzende Grün/Braunfärbung der Biofilme. Folglich begann nach 14 Tagen die Population der Diatomeen aber vereinzelt auch die der Blaualgen und Grünalagen deutlich anzusteigen und im weiteren Verlauf im Biofilm dominant zu werden, während in den ersten zwei Wochen der Biofilmentwicklung vor allem Bakterien die vorherrschenden Mikroben darstellten.

Aber auch innerhalb der Diatomeengemeinschaft konnten im zeitlichen Verlauf Verschiebungen festgestellt werden (Variationen der DGGE- Bandenmuster): während einige Arten dauerhaft präsent waren, erschienen manche Banden nur zu bestimmten Zeitpunkten (siehe z.B. Zeitpunkt 18 und 22 in Abbildung 5). Auch die Dominanz einzelner Banden variierte über die Zeit hinweg betrachtet sehr stark. Diese beobachtete Dynamik ließ auf eine stabile, naturnahe Entwicklung des Ökosystems des Biofilms schließen.

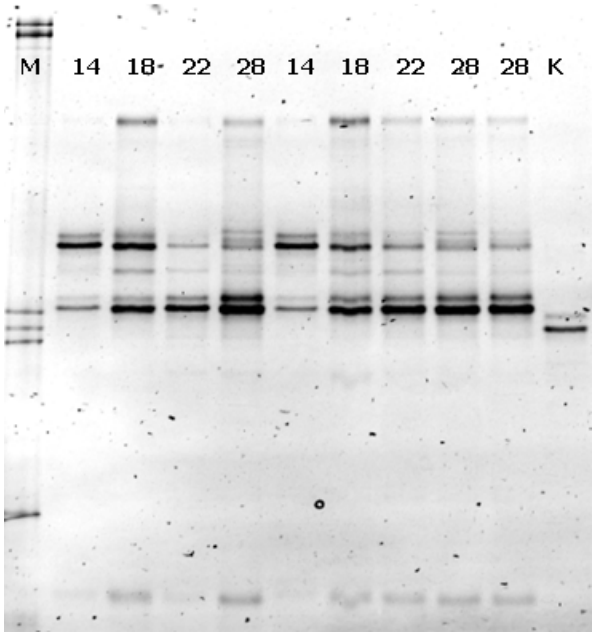


Abb. 5: Entwicklung der Diatomeen-Diversität

Hier steht M für den verwendeten Marker, die Zahlen 14, 18, 22 und 28 geben den Tag der Probenahme bzw. die Dauer des Biofilmwachstums in Tagen an. K steht für den ebenfalls aufgetragene Probe des Kontrollorganismus aus einer Algenkultur (*Nitzschia frustrulum*).

Zusammenfassung

Der hier vorgestellte Ansatz ist ein erster Schritt, die Wechselwirkungen und Wirkungszusammenhänge zwischen der Ökologie und einer essentiellen Ökosystemfunktion von Biofilmen – die Stabilisierung von Feinsedimenten in Fließgewässern - zu erfassen. Die hier gezeigten Methoden bilden wesentliche Parameter der Biofilmentwicklung sowie der Dynamik dieses höchst variablen Ökosystems gut ab. Um diesen umfassenden Einblick und das Verstehen diese komplexen Prozesse zu ermöglichen, sollten all diese physikalischen, biochemischen Messungen wie auch molekularbiologischen Populationsuntersuchungen parallel durchgeführt werden, was nur durch die Kombination von Ingenieurs- und Naturwissenschaften möglich wird.

Literatur

Thom, M., Schmidt, H., Wieprecht, S., Gerbersdorf, S.U. (2012): Physikalische Modellversuche zur Untersuchung des Einflusses von Biofilm auf die Sohlenstabilität, Wasserwirtschaft 6/2012:32-36.

Lubarsky, H., Hubas, C., Chocholek, M., Larson, F., Manz, W., Paterson, D.M., and Gerbersdorf, S.U. (2010b): The stabilisation potential of individual and mixed assemblages of natural bacteria and microalgae. PLoS ONE 5 (11): e13794. doi:10.1371/journal.pone.0013794.

Gerbersdorf, S.U., Lubarsky, H., Chocholek, M., Paterson, D., and Wieprecht, S. (2010a): Microbial Engineers in Aquatic Benthic Habitats. IAHR First European Congress, Edinburgh, Scotland, May 2010, Paper accepted March 2010.

Gerbersdorf, S.U., Bittner, R., Lubarsky, H., Manz, W., and Paterson, D.M. (2009c): Microbial assemblages as ecosystem engineers of sediment stability. Journal of Soils and Sediments 9 (6), 640-652.

Gerbersdorf**,** S.U., Westrich, B., and Paterson, D.M. (2009a): Microbial Extracellular Polymeric Substances (EPS) in fresh water sediments. Microbial Ecology 58, 334-349.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Dimensionierung von Fließrinnen zum Aufwuchs von Biofilm unter definierten hydraulischen Randbedingungen

Moritz Thom[1], Holger Schmidt[1], Silke Wieprecht[1] & Sabine U. Gerbersdorf[1]

[1] Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, moritz.thom@iws.uni-stuttgart.de

Keywords: Biofilm, Sohlschubspannung, Fließrinnen, Hydraulische Nachweise, Interdisziplinär

Einleitung

Ein Biofilm besteht aus Mikroorganismen (Algen, Bakterien) und den von ihnen ausgeschiedenen extrazellulären polymeren Substanzen (EPS). Die Bildung eines Biofilms findet auf Grenzflächen (z.B. Wasser-Sediment) statt und kann im natürlichen Gewässer aufgrund seiner materiellen Eigenschaften zu einer Verklebung der Einzelkörner und somit zu einer Erhöhung des Widerstandes gegen Erosion im Sediment führen. Das hier vorgestellte Projekt befasst sich mit der Untersuchung des Einflusses verschiedener Wachstumsbedingungen (Hydraulik, Lichtintensität) auf die stabilisierenden Eigenschaften von natürlichem Biofilm an einer Gewässersohle. Hierzu wurden sechs Fließrinnen konstruiert in denen der Biofilm unter definierten hydraulischen Randbedingungen (Sohlschubspannung bzw. Durchfluss) auf künstlichem Substrat aufwächst. Während der Wachstumsphase werden diverse chemisch/biologische Parameter erhoben und zerstörungsfreie Adhäsionsmessungen durchgeführt. Im Anschluss an diese Wachstumsphase wird der Biofilm mithilfe einer speziellen Fließrinne (SETEG) erodiert um so die Stabilität des Substrates zu untersuchen.

Da die Entwicklung des Biofilms (Wachstum der Mikroben, Qualität und Quantität des EPS) maßgeblich von biotischen und abiotischen Bedingungen beeinflusst wird und es hierbei zu komplexen Wechselwirkungen kommt, forschen Biologen und Wasserbauingenieure gemeinsam am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart im DFG Projekt „Ecosystem engineering: Sediment entrainment and flocculation mediated by microbial produced extracellular polymeric substances (EPS)“

Im Folgenden werden die hydraulischen Nachweise beschrieben, die notwendig sind um definierte hydraulische Aufwuchsbedingungen sicherzustellen.

Aufbau und Methode

Die Versuchsrinnen, in denen der Biofilm auf feinen inerten Glaskugeln (Korngrößen: 40 -70 µm) aufwächst, sind so konstruiert, dass die Aufwuchsbedingungen geändert werden können und somit ihr Einfluss auf die Sedimentstabilität bestimmt werden kann. Durch den Einsatz von sechs parallel betriebenen, geometrisch identischen Versuchsrinnen kann zudem die Reproduzierbarkeit der Er-

gebnisse geprüft werden. Um sicherzustellen, dass die Fließrinnen diesen Ansprüchen genügen, werden drei hydraulische Nachweise geführt, auf die weiter unten eingegangen wird.

Konstruktion der Versuchsrinnen

Abb. 1 zeigt den schematischen Versuchsaufbau und den Fließweg des Flusswassers in der Fließrinne. Das Wasser wird mittels einer Pumpe in einem geschlossenen Kreislauf zirkuliert um unerwünschte äußere Einflüsse (z.B. Kontamination) zu unterbinden.

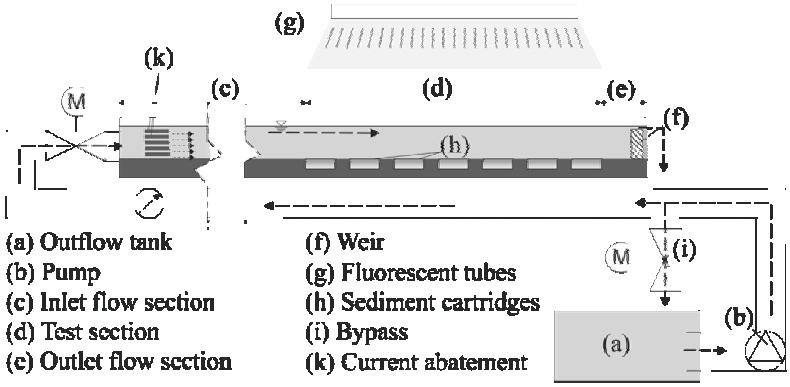


Abb. 1: Schema einer Fließrinne zum Aufwuchs des Biofilms unter definierten Randbedingungen

„Die Beprobungsstrecke (d) hat eine Länge von 0,90 m, in dem die Schalen für den Biofilmaufwuchs (h) eingebaut sind. Die Länge des Einlaufbereiches (c) beträgt L = 1,90 m und trägt mit ihren Einbauten (k) zur Strömungsberuhigung bei, so dass entstehende Turbulenzen innerhalb des Versuchsbereiches minimiert werden und dadurch eine gleichmäßige Verteilung der Sohlschubspannung erreicht werden kann. Im Auslaufbereich (e), welcher eine Länge von 0,20 m aufweist, wird das Wasser über ein Wehr aus der Versuchsrinne geleitet. Die Lichtintensität wird mit Hilfe von höhenverstellbaren Leuchtstoffröhren (Osram Biolux) (g) eingestellt. Die Leuchtstoffröhren verfügen im Wellenlängenbereich von 480 – 665 nm über eine nahezu konstante Intensität. Dieser Bereich der photosynthetisch aktiven Strahlung ist maßgeblich für das Wachstum des Biofilms verantwortlich.“ (für weitere Konstruktionsdetails siehe Thom et al. 2012). Der Durchfluss wird mithilfe von Flügelrad Durchflussensoren (Bürkert 8030) ermittelt und ist korreliert zur Sohlschubspannung.

Hydraulische Nachweise

Im Folgenden werden die hydraulischen Nachweise beschrieben, die erbracht wurden um vergleichbare Sohlschubspannungen sowohl über die Beprobungsstrecke einer einzelnen Rinne, als auch zwischen den verschiedenen Rinnen zu gewährleisten.

1.Nachweis: Korrelation zwischen Durchfluss Q und Sohlschubspannung τ

Der erste Nachweis beschäftigt sich mit der Korrelation zwischen Durchfluss und Sohlschubspannung. Erwartungsgemäß handelt es sich hierbei um einen quadratischen Zusammenhang. Hierzu wurde als geeignetes Messverfahren die Vermessung mittels Laser Doppler Anemometer (LDA, Marke TSI) gewählt. Bei dieser Methode sendet ein Laseremitter pro Richtung zwei sich in einem Messvolumen kreuzende Laserstrahlen. Diese Laserstrahlen werden dann an in der Wassersäule

sich befindlichen Schwebstoffen reflektiert und aus der Frequenz des Streulichtsignals ergibt sich eine Geschwindigkeitskomponente. Die Schubspannung, die eine Kraft auf eine Oberfläche beschreibt ergibt sich vereinfacht aus den Abweichungen der Geschwindigkeiten von einer mittleren Geschwindigkeit (d.h. aus der Turbulenz) und ist mit dem LDA direkt messbar (Abb. 2).

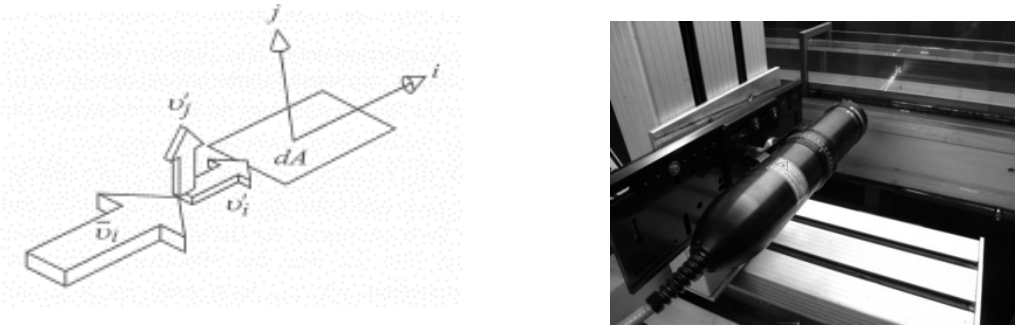


Abb. 2: LINKS: Darstellung der Sohlschubspannung nach Martin und Pohl (2009), RECHTS: LDA auf Traverse zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeiten

Um nun die Schubspannung an der Sohle, und damit die Kraft (pro Fläche) die für die Erosion verantwortlich ist zu bestimmen, werden die Schubspannungen innerhalb der turbulenten Grenzschicht arithmetisch gemittelt (Abb. 3).

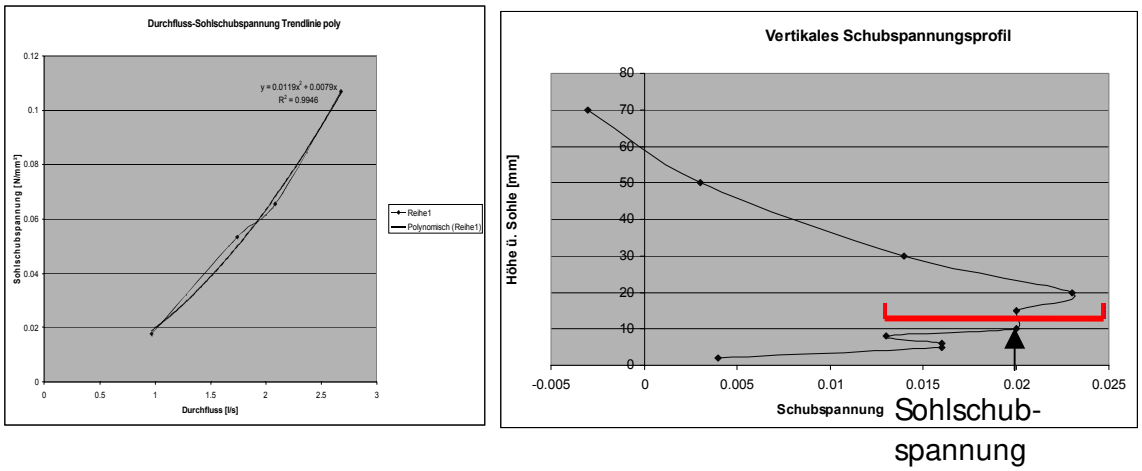


Abb. 3: LINKS: Sohlschubspannung bei verschiedenen Durchflüssen. RECHTS: Vertikales Schubspannungsprofil.

Trägt man nun die gemittelten Sohlschubspannungen der Beprobungsstrecke über den verschiedenen Durchflüssen auf so ergibt sich ein quadratischer Verlauf. Abb. 3 LINKS demonstriert diesen Zusammenhang für einen Teilbereich des Durchflusses.

2.Nachweis: Gleichmäßige Verteilung der Sohlschubspannung über die Länge und Breite innerhalb einer Fließrinne

Eine relativ gleichmäßige Sohlschubspannungsverteilung liegt vor, wenn über die Länge und Breite der Beprobungsstrecke die Abweichungen der Schubspannungen von der mittleren Sohlschubspannung in vertretbarem Rahmen liegen. Abb. 4 zeigt die Einzelmessungen in Längsrichtung für die verschiedenen Höhen über der Sohle (h = 2 … 80 mm) bei einem definierten Durchfluss. Der Bereich der Beprobungsstrecke liegt zwischen den X-Koordinaten 1900 und 2900. Für die Sohlschub-

spannung wurden die Schubspannungen in der Höhe von 5 und 10 mm gemittelt. Unter 5 mm über der Sohle fällt die Schubspannung gegen Null ab (Abb. 3). Dies liegt an der laminaren Unterschicht in der die Schubspannungen nicht mehr durch Turbulenzabweichungen entstehen sondern durch die Viskosität (Bollrich (2007)) und deren Schubspannungen daher nicht mittels LDA direkt messbar sind. Es ergibt sich eine mittlere Abweichung von 7,7% in Rinnenlängsrichtung.

Auch in Rinnenquerrichtung wurden Profile auf ähnliche Weise aufgenommen. Hier ergibt sich aufgrund der relativen Nähe zur Gerinnewandung ein starker Abfall der Sohlschubspannung (Abb. 5). Am Rande der Beprobungsschälchen ergibt sich hierdurch eine Reduktion um 50 %. Besonders anschaulich ist dieser Effekt in Abb. 5 (RECHTS) dargestellt. Hier sieht man, das erodiertes Sediment nur im mittleren Bereich mit den höheren Sohlschubspannungen transportiert wird.

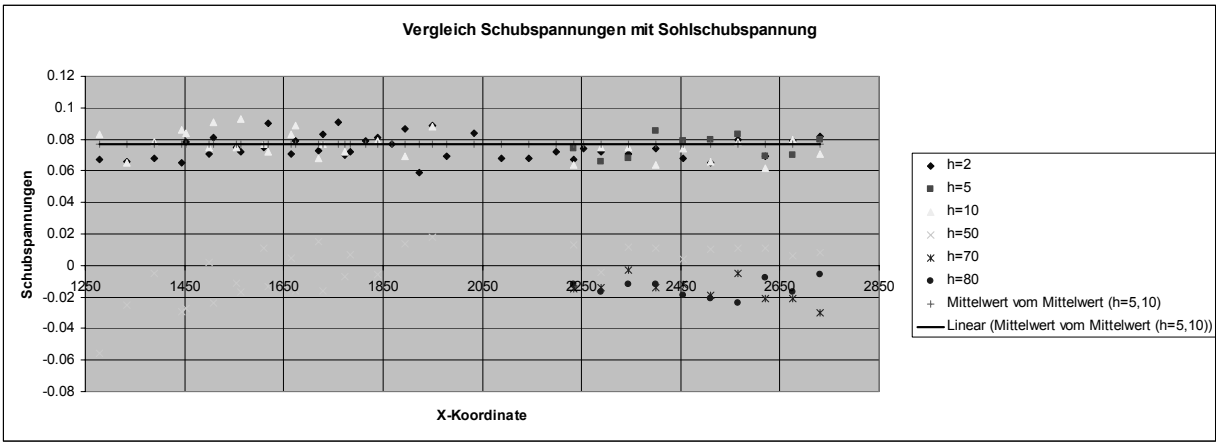


Abb. 4: Schubspannungen und daraus gemittelte Sohlschubspannung innerhalb der Beprobungsstrecke

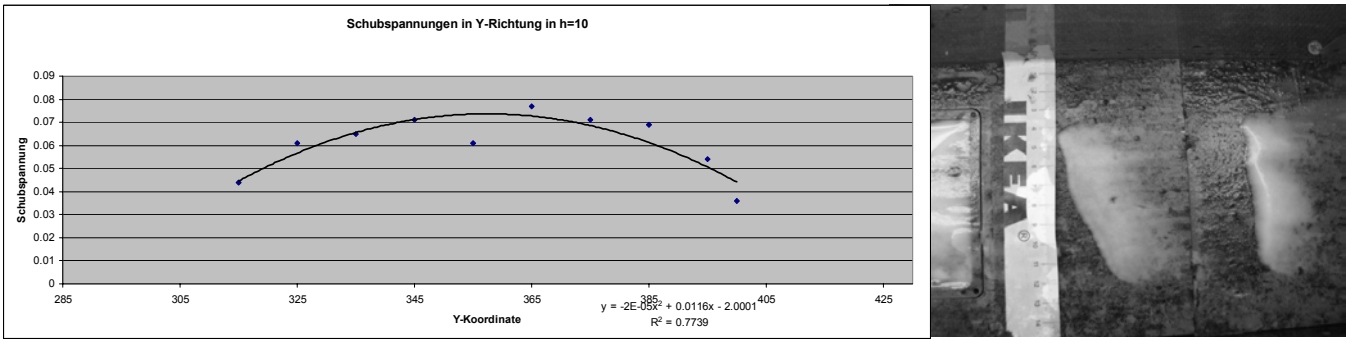


Abb. 5: LINKS: Sohlschubspannung in Querrichtung, RECHTS: Geschiebetransport in der Mitte der Fließrinnen

3.Nachweis: Vergleichbarkeit zwischen den Rinnen

Aufgrund von Platzmangel wurde bei diesem Nachweis ein anderes Verfahren benutzt. Zum Einsatz kam ein Acoustic Doppler Profiler (ADP, Abb. 6 RECHTS).

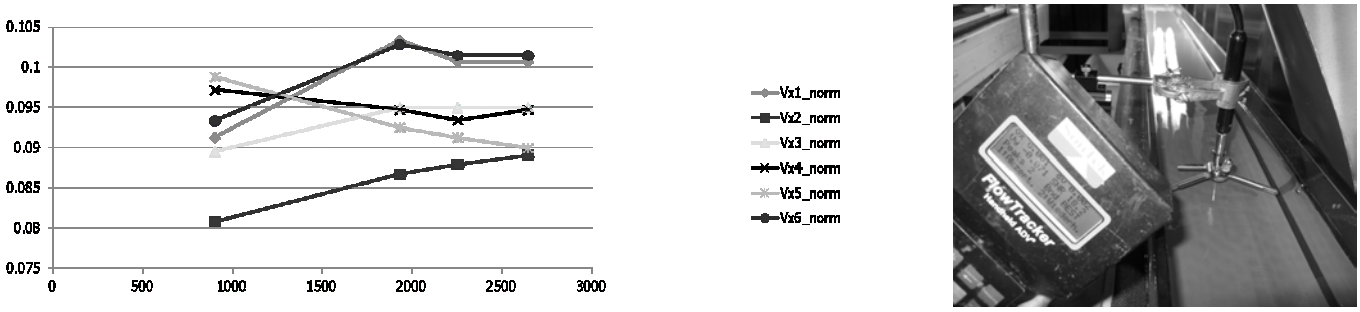


Abb. 6: LINKS: Geschwindigkeitsprofile verschiedener Fließrinnen, RECHTS: Akustisches Messverfahren ADP

Dieses Verfahren nutzt ebenfalls den Doppler Effekt aus. Um die Rinnenhydraulik vergleichen zu können wurde bei einem repräsentativen Durchfluss in sämtlichen Rinnen, einmal in der Mitte der Beruhigungsstrecke und dreimal innerhalb der Beprobungsstrecke, auf 2/3h ü. Sohle die Geschwindigkeit in Fließrichtung aufgenommen (s.Abb. 6 LINKS). Im Vergleich zur Referenzrinne ergeben sich Abweichungen der Schubspannungen von maximal plus/minus 13,2%.

Zusammenfassung

Durch die Wechselwirkungen zwischen Biologie und Hydraulik ergeben sich hohe Anforderungen an die Fließrinnen zur Aufzucht von Biofilm. Durch sorgfältige Planung und Konstruktion der Fließrinnen konnten Abweichungen in den hydraulischen Randbedingungen deutlich begrenzt werden. So schwankt die Sohlschubspannung innerhalb der Beprobungsstrecke um ca. 8% und im Vergleich zwischen den Fließrinnen um plus/minus 13%. Die Abweichungen in Querrichtung können mit der richtigen Beprobungsstrategie auf maximal 20% begrenzt werden. Sämtliche Abweichungen die hier vorgestellt wurden sind auf die Gerinnegeometrie (Nähe zur Wand) und den gepumpten Volumenstrom bzw. die Durchflussmessung zurückzuführen. Zusätzlich entstehen bei den Messmethoden Ungenauigkeiten die ebenfalls berücksichtigt werden müssen. Die Dimensionierung der Einlaufstrecke mit 2 m führt nachweislich zu einem gleichförmigen Strömungsprofil für einen vergleichbaren Biofilmaufwuchs.

In weiteren Schritten wird nun der Zusammenhang zwischen Aufwuchsbedingungen und Erosionsstabilität untersucht. Hierbei werden u.a. biologisch/chemische Untersuchungen vorgenommen, die den Biofilm näher charakterisieren und erodierte Sedimente messtechnisch erfasst um Flockencharakteristiken zu erstellen.

Literatur

Thom, M., Schmidt, H., Wieprecht, S., Gerbersdorf, S. U. (2012): Physikalische Modellversuche zur Untersuchung des Einflusses von Biofilm auf die Sohlenstabilität, Wasserwirtschaft 6/2012:32-36.

Martin, Pohl (2009): Technische Hydromechanik 4: Hydraulische und numerische Modelle, Verlag Bauwesen, 2. Auflage

Bollrich (2007): Technische Hydromechanik 1: Grundlagen, Verlag Bauwesen, 6. Auflage verwendeten Überschriftentitel können natürlich bei Bedarf abgewandelt werden.

MANAGEMENT UND GESTALTUNG AQUATISCHER SYSTEME

ANLAUF, A.: Die smarte Zielsetzung bei Struktur verändernden Maßnahmen an Bundeswasserstraßen

KORTE, TH., T. EBERHARD, S. MÄHLMANN, P. ZUR MÜHLEN, E. MERTSCHENK, A. SCHOSSIG, S. V. PIGAGE-GÖHLER, M. HROMEK, D. ANIOL, M. BANSBERG, A. PETRUCK, TH. DÖPPNER, D. HERING & M. SOMMERHÄUSER: Der PHOENIX See in Dortmund. Erstbesiedlung durch das Makrozoobenthos

ORENDT, C. & A. WEIß: Die Auswirkung der Krautung auf die Diversität und die Gewässerfunktionen (Makrozoobenthos) in einem langsam fließenden, renaturierten Gewässer des Leipziger Auenwaldes (Floßgraben)

SCHILLING, K., H. LIEBENSTEIN, M. KLEINWÄCHTER & ST. WIELAND: Technisch-biologische Ufersicherungen als Beitrag zur Strukturverbesserung der Ufer von Bundeswasserstraßen

STREYBELL, J. & A. STÖCKMANN: Vergleichende Untersuchung von neutrassierten Gewässerabschnitten mit eigendynamisch entwickelten Bereichen an der Ise

SÜMER, G.: Der PHOENIX See in Dortmund: Transformation einer Stahlwerksbrache zu einer hochwertigen Gewässerlandschaft unter Einbeziehung innovativer Maßnahmen zum Gewässergütemanagement

WAGNER, J. M. & A. STÖCKMANN: Hydromorphologische Untersuchungen der ökologischen Effizienz zweier Renaturierungsmethoden am Klosterbach bei Ribnitz-Damgarten

WEYER, VAN DE, K.: Makrophyten-Management durch nährstoffarme Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen: Das Konzept PHOENIX See in Dortmund

WINKING, C., A. LORENZ & D. HERING: Ist Leben in den ökologisch umgestalteten Emschergewässern möglich? - Urbane Fließgewässerrenaturierungen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Die smarte Zielsetzung bei Struktur verändernden Maßnahmen an Bundeswasserstraßen

Andreas Anlauf

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, anlauf@bafg.de

Keywords: Wasserstraße, Maßnahmenplanung, Zieldefinition

Einleitung

An Bundeswasserstraßen werden seit vielen Jahren wasserbauliche Maßnahmen durchgeführt, die überformte Uferstrukturen oder technische Bauwerke verändern und die ökologische Entwicklung fördern sollen. Dazu zählen z.B. Parallelwerksbauten zum Schutz der Ufer vor Wellenschlag, Buhnenmodifikationen zur Schaffung höherer Dynamik und Strukturvielfalt in Buhnenfeldern, Nebengewässeranbindungen oder auch alternative Umgestaltungen mit biologisch-technischen Ufersicherungen zur Erhöhung der lateralen Vernetzung. Eine Übersicht von entsprechenden Fallbeispielen geben Sommer & Eberle (2009). Einige Maßnahmen sind beispielgebend auch in europäische Leitfäden (z.B. EU-KOM 2012) aufgenommen worden.

Für die Zielsetzung solcher Maßnahmen werden heutzutage die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und die diesbezüglichen Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme berücksichtigt. Die Formulierung der Zielsetzung von solchen Maßnahmen, die konzeptionelle Vorbereitung und die praktische Umsetzung sowie die fachliche Kontrolle und Bewertung der erzielten Veränderungen erfordern eine entsprechende strukturierte Vorgehensweise. Neben den bekannten wissenschaftlichen und naturschutzfachlichen Anforderungen zur Festlegung von Zielen und Indikatoren (s. Wiggering & Müller 2003) möchte ich hier anregen, ein Akronym zu nutzen, das ursprünglich aus dem Projektmanagement kommt.

Randbedingungen

In der Regel müssen Baumaßnahmen zur Strukturveränderung an Bundeswasserstraßen durch eine Planfeststellung genehmigt werden, wenn sie nicht einer Unterhaltung zugeordnet werden können. Das entsprechende Verfahren muss mit seinen umfassenden Unterlagen vorbereitet und eingeleitet werden, wofür Zeiträume von mehreren Monaten bis Jahren je nach Maßnahme einkalkuliert werden können. Allein schon gutachterliche Arbeiten zur Ermittlung der Umweltverträglichkeit (UVU) und Eingriffstiefe sowie der entsprechenden Vermeidung, Verminderung oder Kompensation (LBP), zur Beachtung der Schutzgebietsziele und des Verschlechterungsverbots für nationale Naturschutz- und FFH-Gebiete (NATURA 2000) sowie zur Beachtung des besonderen Artenschutzes können mit Datenerhebungen entsprechend zeitaufwändig ausfallen.

Nach Erreichen einer Plangenehmigung können im weiteren technisch notwendige Planänderungen, die Einarbeitung neuer Normen oder deutliche Kostensteigerungen zu Verzögerungen im Ablauf führen.

Ist eine Maßnahme dann aber tatsächlich umgesetzt, beginnt mit der naturräumlichen Entwicklung eine weitere wichtige Etappe auf dem Weg zum Ziel, die für jeden Maßnahmentyp ein angemessenes Zeitfenster beansprucht. Das Bayrische Landesamt für Umwelt (2007) hat in seiner Arbeitshilfe Entwicklungszeiträume von herstellbaren Lebensräumen beschrieben, die die Größenordnung verdeutlichen und aus denen notwendige Zeiträume bis zur Erreichung des Entwicklungsziels abgeleitet werden können. Für die Entwicklung von naturnahen Ufer- und Auengehölzen an Flüssen werden dabei bis zu 50 Jahre angegeben.

Zieldefinition

Die Zielsetzung einer Maßnahme hat entscheidenden Einfluss auf die Zielerreichung. An dieser Stelle möchte ich auf Kriterien zur eindeutigen Definition von Zielen hinweisen, die von Doran (1981) im Rahmen von Zielvereinbarungen im Projektmanagement mit dem Akronym SMART beschreiben wurden und heutzutage unter anderem auch bei Zielvereinbarungen in der Personalführung Anwendung finden. Die Buchstaben stehen dabei für die Begriffe „specific“, „measureable“, „accepted“, „realistic“ und „time-bound“. Ein Ziel ist nur dann „smart“ wenn es diese fünf Bedingungen erfüllt.

In Anbetracht der Erfahrungen mit der Maßnahmenumsetzung an Wasserstraßen kann ich die Anwendung „smarter“ Zielsetzungen nur empfehlen und möchte sie hier mit folgenden Empfehlungen aus praktischer Sicht ergänzen, die ich für eine erfolgreiche Maßnahmenumsetzung und Zielerreichung auch sehr beachtenswert halte. Dabei steht der Buchstabe S für die Synergie, also das Zusammenwirken benachbarter Fachbereiche oder Organisationen, sei es zwischen Naturschutz und Wasserwirtschaft oder zwischen Bund, Ländern und Verbänden. Das M bedeutet die frühzeitige Festlegung des Monitorings mit entsprechenden langfristigen Vorgaben. Eine Absicherung mit möglichst verbindlichen Vereinbarungen ist für die Mittelverfügbarkeit und die Partnerbeziehungen zu treffen und entsprechende Restriktionen, wie beispielsweise der zwingende Nachweis einer Hochwasserneutralität oder eine begrenzte Flächenverfügbarkeit, sind frühzeitig zu beachten. Bei den schon oben genannten Zeiträumen ist Teilbarkeit, d. h. die Bildung von in sich abgeschlossenen Etappen mit konkreten Meilensteinen oder auch die Aufteilung in Arbeitsmodule nahezu unabdingbar. Zusammenfassend ergibt sich daraus folgende Liste für die Kriterien einer „smarte“ Zieldefinition:

S	spezifisch	Synergie
M	messbar	Monitoring
A	akzeptiert	Absicherung
R	realistisch	Restriktionen
T	terminierbar	Teilbarkeit

Fazit

Wer eine strukturverändernde Maßnahme an einer Wasserstraße umsetzen und ein messbares, ökologisch definiertes Ziel erreichen will braucht einen langen Atem, weil eine gute Planung und Vorbereitung mit der Gewinnung von Mitteln und Partnern aufwendig ist, die Zeiträume für Gutachten und Genehmigungsverfahren mehrere Jahre in Anspruch nehmen können und Störfaktoren vielfältig und tw. unvorhersehbar sind. Außerdem muss er in Betracht ziehen, dass Entwicklungszeiträume für Lebensräume an Flüssen lang sind und die Zielerreichung über ein Monitoring ermittelt werden muss. Das Akronym SMART kann bei der Zielerreichung durch eine Liste von Bedingungen für eine „gute“ Zielsetzung helfen.

Literatur

Bayr. Landesamt für Umwelt (2007) Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Arbeitshilfe zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen

Doran, G. T. (1981). There's a S.M.A.R.T. way to write management's goals and objectives. Management Review, Volume 70, Issue 11 (AMA FORUM), pp. 35-36.

EU-KOM (2012) Guidance document on Inland waterway transport and Natura 2000, Europäische Kommission, 122 S

Sommer, M, Eberle, M. (2009) Möglichkeiten zur Verbesserung des ökologischen Zustands von Bundeswasserstraßen, Fallbeispielsammlung, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Bericht 1630, 34 S.

Wiggering, H., Müller F. (Hrsg) (2003) Umweltziele und Indikatoren: wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbeispiele, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Der PHOENIX See in Dortmund. Erstbesiedlung durch das Makrozoobenthos

Thomas Korte[1], Tom Eberhard[1], Sylvia Mählmann[1], Peter zur Mühlen[1], Eberhard Mertschenk[1], Annette Schossig[1], Simone v. Pigage-Göhler[1], Mareike Hromek[2], Daniela Aniol[2], Merle Bansberg[2], Andreas Petruck[1], Theresia Döppner[1], Daniel Hering[1] & Mario Sommerhäuser[1]

1Emschergenossenschaft/Lippeverband: Kooperationslabor mit dem Ruhrverband, Gruppe Gewässerbiologie und Abteilung Gewässerentwicklung und Landschaftspflege, Kronprinzenstraße 37, 45128 Essen, E-Mail: korte.thomas@eglv.de, 2Universität Duisburg-Essen: Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, E-Mail: daniel.hering@uni-due.de

Keywords: künstliches Stillgewässer, aquatische Makroinvertebraten, Emscherumbau, NMDS, Biodiversität

Einleitung

Im dicht besiedelten Raum von Dortmund-Hörde realisierten die Stadt Dortmund, die Dortmunder Stadtwerke AG und die Emschergenossenschaft eines der größten Stadtentwicklungsprojekte deutschlandweit. Auf dem Gelände eines ehemaligen Stahlwerks wurde der 24 ha große PHOENIX See gebaut. Im Rahmen der naturnahen Umgestaltung der Emscher ist der See als Hochwasserrückhaltebecken für die Emscher umgesetzt worden. Der „See“ dient seit seiner Flutung im Oktober 2010 ebenfalls als naturnaher Erlebnis-, Wohn- und Gewerberaum, der zudem wichtige ökologische Funktionen erfüllt. Von der Universität Duisburg-Essen, Abteilung „Aquatische Ökologie“ erfolgten im Jahre 2010 Untersuchungen zum Makrozoobenthos an naheliegenden Gewässern, die als potentielle Besiedlungsquellen für den PHOENIX See dienen könnten. Zudem erfolgten Probennahmen kurz vor und während der ersten Flutungsphase am PHOENIX See selbst. Weitere Probennahmen am See im Rahmen dieser Untersuchung wurden von der Emschergenossenschaft 2011 und 2012 nach vollständiger Flutung durchgeführt. Der folgende Beitrag erläutert die Sukzession der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft im Zusammenhang zu den umliegenden Besiedlungsquellen.

Material und Methoden

Der PHOENIX See liegt innerhalb des Ruhrgebiets im Südosten von Dortmund im Stadtteil Hörde. Die umgestaltete Emscher (Löss-lehm geprägter Tieflandbach) fließt von Osten kommend nur wenige Meter vom See entfernt nördlich in westliche Richtung. Insgesamt wurden fünf umliegende Gewässer untersucht und deren Makrozoobenthosbesiedlung mit denen des PHOENIX Sees verglichen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Untersuchte Gewässer. Entfernung zum PHOENIX See, Probennahmedatum und Anzahl Probennahme.

Gewässer	Enfernung zum PHOENIX See	Probennahme-datum	Anzahl Proben
Rombergpark (RO)	2,48 km (westlich)	Mai 2010	1
		August 2010	1
Buschmühlenteich (BU)	1,62 km (westlich)	Mai 2010	1
		August 2010	1
Kaiserhain (KA)	1,79 km (westlich)	Mai 2010	1
		August 2010	1
Hörder Bach (HO)	0,75 km (mündet am westl. Ufer des Sees in die Emscher)	August 2010	1
Emscher (EM)	0,41 km (oberhalb des Sees)	Mai 2010	
		August 2010	1
PHOENIX See (PH)		Juni 2010	5 (Pfützen/Rinnen)
		Juli 2010	5 (Pfützen/Rinnen)
		August 2010	4
		Sept. 2010	4
		Sept. 2011	3
		August 2012	3

Alle Proben wurden mit einem Kescher der Maschenweite des Netzes von 500 µm gesammelt. Die Probennahme berücksichtigte jeweils die relativen Anteile der verschiedenen Substrattypen. Die untersuchten Proben wurden im Hinblick auf Taxaanzahl und Biodiversität (Eveness) verglichen. Die Ähnlichkeiten der Proben untereinander wurden durch eine Nicht-Metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die höchste Anzahl an Taxa (32) wurde in der renaturierten Emscher gefunden, danach folgt der PHOENIX See mit 30 Taxa (2012). Im Mittel konnten 20 Taxa in den Proben gefunden werden. Von den umliegenden Stillgewässern erreicht der Rombergpark mit 17 gefundenen Taxa den höchsten Wert. Eveness-Werte größer 0,7 erreichen der Buschmühlenteich, der PHOENIX See (2012), der Kaiserhainpark und der Rombergpark (siehe Abbildung 1). Das bedeutet, dass die gefundenen Taxa innerhalb dieser Probestellen gleichmäßig verteilt sind bzw. ähnlich hohe Individuendichten aufweisen. Die hohe Eveness in Kombination mit der relativ hohen Taxazahl im PHOENIX See (2012) spiegelt die Bedeutung des PHOENIX Sees als wichtigen Lebensraum für das Makrozoobenthos wider.

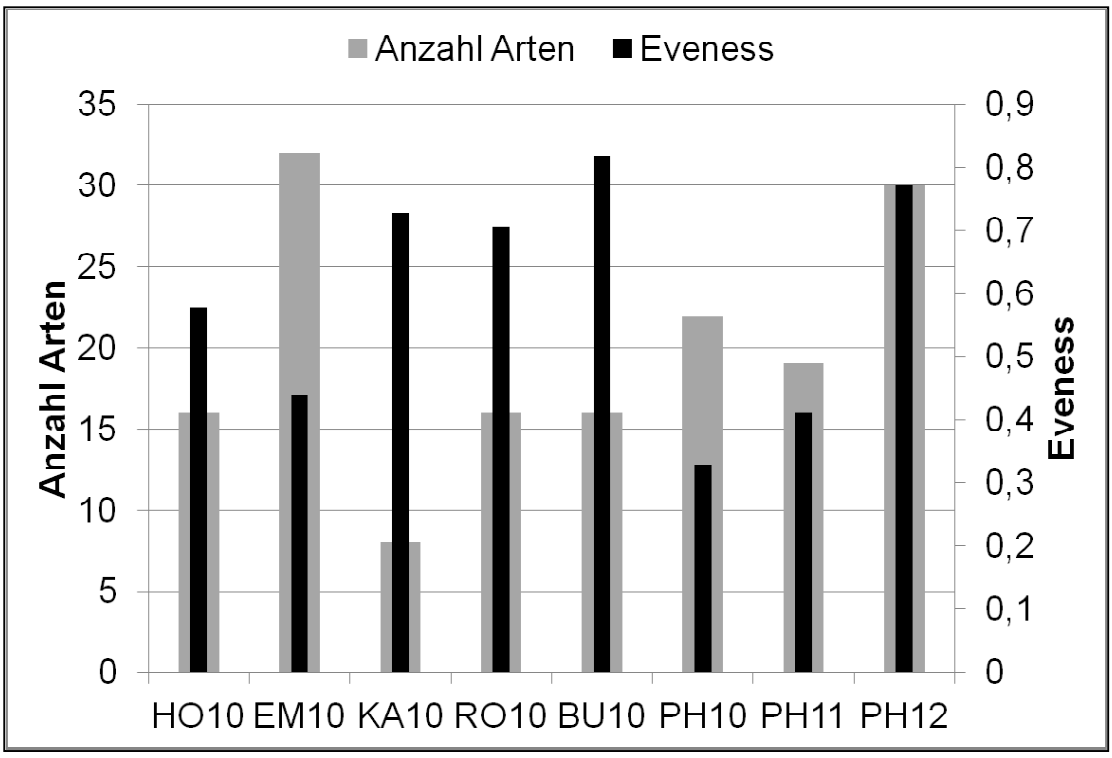


Abbildung 1: Anzahl Taxa und Biodiversität (Eveness) in den untersuchten Gewässern

Insgesamt konnten 17 Taxa im PHOENIX See nachgewiesen werden, die ebenfalls in den umliegenden Teichen und Fließgewässern gefunden wurden. Dies entspricht einem gemeinsamen Taxa-Anteil von 36,2%. Die umliegenden Gewässer dienen also aller Voraussicht nach als Wiederbesiedlungsquellen. Dass umliegende Gewässer wichtige Besiedlungsquellen sind, konnte auch in anderen Arbeiten gezeigt werden (vgl. z.B. Bass 1992). Allerdings lassen unsere Ergebnisse auch vermuten, dass eine große Anzahl an Makrozoobenthosorganismen im PHOENIX See aus anderen Quellen stammt. Schon während der Füllungsphase des Sees im Jahr 2010 sind z.B. von den insgesamt 27 Pionier- Taxa „nur“ zwölf in den untersuchten Besiedlungsquellen gefunden worden. Eine Ausbreitung aus weiter entfernten Gewässern könnte durch Windverdriftung (Nachtigall 2003) über Vögel (Zoochorie, Glöer & Meier-Brook 1998) und aktiv durch den Menschen (Hemerochorie) erfolgt sein. Zum Beispiel sind durch die spätere Bepflanzung des PHOENIX Sees mit Armleuchteralgen aus dem Duisburger Hafenbecken wahrscheinlich auch Makrozoobenthosorganismen aus dem Hafenbereich in Duisburg in den PHOENIX See gelangt. Es ist natürlich auch nicht auszuschließen, dass die Probennahme der umliegenden Gewässer nicht alle dort nachweisbaren Taxa erfasste und eine größere Anzahl von Taxa im PHOENIX See aus den umliegenden Gewässern stammt. Die Emscher und der Hörder Bach sind Gewässer, deren Lebensgemeinschaft sich nach erfolgter Renaturierungsmaßnahme (beide Abschluss Maßnahme 2010) gerade erst neu entwickeln. Auch deren Besiedlung ist noch nicht abgeschlossen und ist abhängig von anderen Besiedlungsquellen. Wären diese Gewässerrenaturierungen „älter“, würde aus diesen sicherlich ein größerer Artenpool als Wiederbesiedlungsquelle zur Verfügung stehen.

Die untersuchten Lebensgemeinschaften des PHOENIX Sees von 2010 - 2012 unterscheiden sich in ihrer Zusammensetzung deutlich von den Lebensgemeinschaften der umliegenden Teiche und Fließgewässer. Die Lebensgemeinschaften der beiden letztgenannten Lebensräume ähneln sich zu 20%. Die Lebensgemeinschaften der Emscher und des Hörder Baches ähneln sich zu 40%. Im Untersuchungszeitraum 2010 - 2012 unterscheiden sich die jeweiligen Lebensgemeinschaften des PHOENIX Sees deutlich voneinander. Die Probestellen des PHOENIX Sees aus dem Jahr 2010 bilden eine eigenständige Gruppe, wohingegen die Probestellen aus den Jahren 2011 und 2012 sich zu 20% ähneln (siehe Abbildung 2). Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Lebensgemeinschaft im PHOENIX See noch entwickelt und durch einen hohen Artenwechsel gekennzeichnet ist. Die Erstbesiedlung des Sees 2010 erfolgte ausschließlich durch flugfähige Taxa, besonders Zuckmücken (dominant), Käfer und Wanzen. Auch an anderen neu entstandenen Gewässern konnte gezeigt werden, dass die Erstbesiedlung in erster Linie durch flugfähige Insekten erfolgt (Nachtigall 2003; Jeffries et al. 2011). Die gefundenen Taxa werden in der Literatur zudem als Pioniere bezeichnet, die neu entstandene Lebensräume schnell besiedeln können (Frantzen et al. 1994; Bohle 2000; Katano et al. 2004). Ab 2011 sind neben weiteren flugfähigen Insekten auch nicht flugfähige, hololimnische Gruppen wie Mollusken, Krebstiere, Strudelwürmer, Egel und Wenigborster gefunden worden. Einige dieser Taxa scheinen sich zu etablieren. So konnten von insgesamt 42 Taxa, zwölf Taxa 2011 und 2012 nachgewiesen werden. Allerdings sind 2012 die Individuenzahlen der meisten Taxa noch gering (Mittelwert Individuen/Taxon: 4,3).

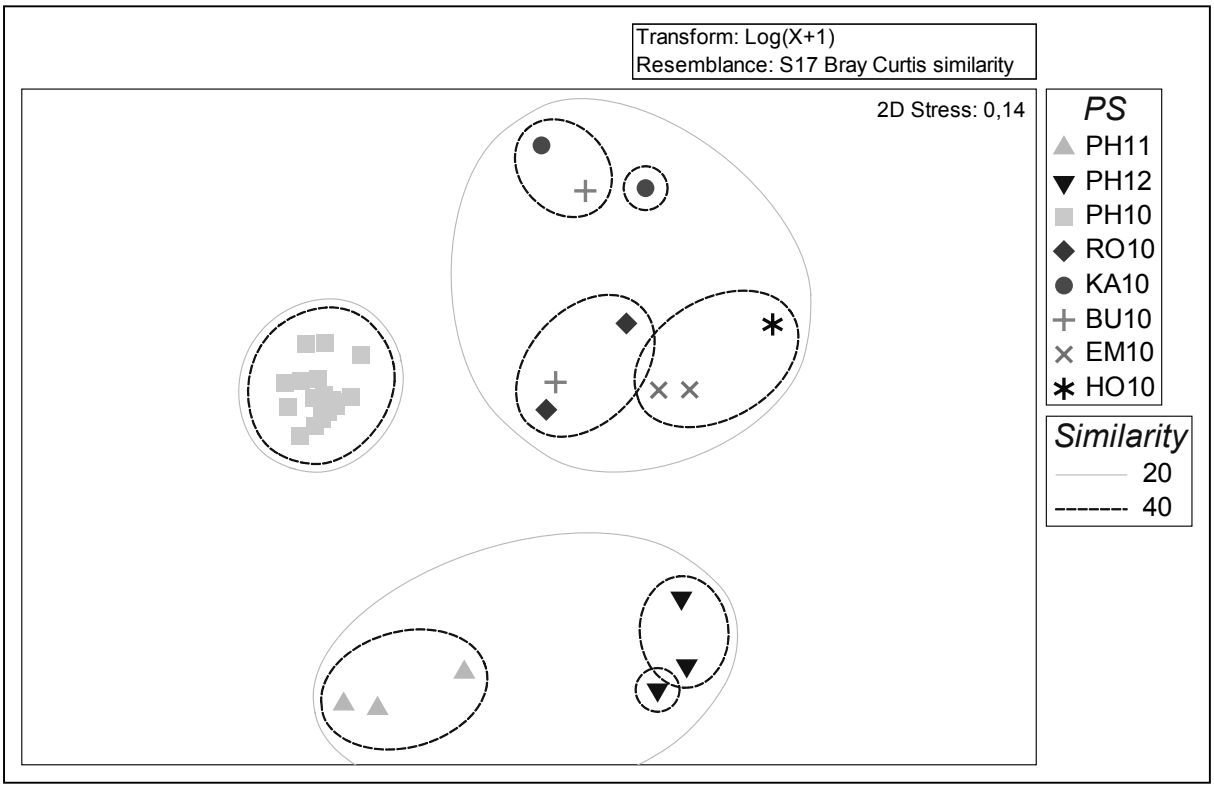


Abbildung 2: Ergebnis NMDS. Abkürzungen siehe Tabelle 1.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschreibt die Erstbesiedlung des PHOENIX Sees von 2010 bis 2012 durch das Makrozoobenthos. Der PHOENIX Sees ist ein künstliches Stillgewässer in Dortmund-Hörde, welches im Rahmen des Emscherumbaus von der Stadt Dortmund, der Dortmunder Stadtwerke AG und der Emschergenossenschaft realisiert wurde. Der PHOENIX See erreicht im Vergleich zu den umliegenden Gewässern eine hohe Taxazahl und Eveness, was seine wichtige ökologische Funktion als Lebensraum für das Makrozoobenthos unterstreicht. Die umliegenden Gewässer sind wichtige Besiedlungsquellen für den PHOENIX See. Der überwiegende Anteil der Taxa im See (63,8%) konnte allerdings nicht in den fünf untersuchten Besiedlungsquellen (drei Stadtteiche und zwei Fließgewässer) nachgewiesen werden. Im Untersuchungszeitraum 2010 bis 2012 ist die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos im PHOENIX See sehr dynamisch und gekennzeichnet durch einen hohen Artenwechsel.

Literatur

Bass, D. (1992): Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in Arcadia Lake, a South-Central USA reservoir. Hydrobiologia 242, S. 123-131.

Bohle, H. W. (2000): Anpassungsstrategien ausgewählter Organismen an temporäre Wasserführung - Insekten periodischer Fließgewässer Mitteleuropas. NUA Seminarbericht 5, 53-71.

Frantzen, N. M. L. H. F., de Visser, J, van Nes, E. H. (1994): Colonization and succession of macroinvertebrates in recently freshened Lake Volkerak-Zoom (The Netherlands). Hydrobiologia 275/276.

Glöer, P. & Meier-Brook, C. (1998): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. 12. erweiterte Auflage, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), Günther Muchow, Neustadt: 136 S.

Jeffries, M. J. (2011): The temporal dynamics of temporary pond macroinvertebrate communities over a 10-year period. Hydrobiologia 661, S. 391-405.

Katano, O., Toi, J., Maekawa, K., & Iguchi, K. (1998): Colonization of an artificial stream by fishes and aquatic macro-invertebrates. Ecological Research 13, S. 83-96.

Nachtigall, W. (2003): Insektenflug. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York; S. 326-364.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Die Auswirkung der Krautung auf die Diversität und die Gewässerfunktionen (Makrozoobenthos) in einem langsam fließenden, renaturierten Gewässer des Leipziger Auenwaldes (Floßgraben)

Claus Orendt[1] *& Annett Weiß*[2]

[1] Orendt Hydrobiologie WaterBioAssessment, Brandvorwerkstr. 66, 04275 Leipzig, orendt@hydro-bio.de, [2] Umweltbüro Dr. Annett Weiß, Eilenburger Str. 24, 04317 Leipzig

Keywords: Gewässermanagement, Drift

Einleitung und Methoden

Ziel der Studie war die Auswirkungen die Gewässerunterhaltung (Krautung) auf die benthischen Lebensgemeinschaften im wassertouristisch genutzten Floßgraben (FFH-Gebiet) im Südlichen Leipziger Auenwald zu untersuchen, um daraus fachliche Grundlagen für die Unterhaltungspraxis zu gewinnen. Dazu wurde das Makrozoobenthos im ungestörten Zustand des *Myriophyllum*-dominierten Gewässers (Fließgewässertyp 19), während und nach Krautungsmaßnahmen (Mähboot Typ "Menke C480H") in drei Kampagnen quantitativ und habitatspezifisch erfasst sowie Driftuntersuchungen durchgeführt. Ergänzend wurden gelöster Sauerstoff, Wassertemperatur und Fließgeschwindigkeit gemessen. Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahme, der Methoden, Auswertungen und Ergebnisse findet sich bei Orendt & Weiß (2012, 2013).

Ergebnisse und Diskussion

Die Sauerstofftagesgänge der Messkampagne 2011 zeigten zu Beginn der Untersuchung im Sommer eine ausgeprägte Übersättigung am Tag und eine deutliche Untersättigung durch Zehrung in der Nacht. Sämtliche gemessenen O_2-Werte liegen oberhalb der sog. fischkritischen Grenze und wiesen somit keine dramatischen O_2-Defizite auf.

Die Erfassung und Analyse des Makrozoobenthos stellt eine Erstaufnahme für spätere Aufnahmen im Zuge eines Monitorings des Floßgrabens und Begleituntersuchungen bei folgenden Gewässerunterhaltungsmaßnahmen dar. Insgesamt wurden 142 Makrozoobenthostaxa nachgewiesen, zuzüglich zweier Molluskenarten als Leerschalen. Durch diese umfassende Bestandserfassung der im Floßgraben gegenwärtig vorkommenden Taxa wurde die nicht zuletzt die bisherige Kenntnis stark erweitert. Durch den Nachweis von alten Leerschalen der heute allgemein sehr selten gewordenen Bachmuschel (*Unio crassus*) konnte auch ein wesentlicher Beitrag zur Geschichte des Floßgrabens in diesem Abschnitt geleistet werden. Die höchste Anzahl unterschiedlicher Taxa wurde auf "Sediment unter submersen Makrophyten" gefunden. In der Regel traten insgesamt die meisten Tierformen unter den Köcherfliegen (Trichoptera) und Zweiflüglern (Diptera) auf, an "Makrophyten" und "Sediment unter Makrophyten" auch den Schnecken (Gastropoda). Die niedrigste Gesamttaxazahl wurde in "organischem Feinschlamm (FPOM)" gefunden.

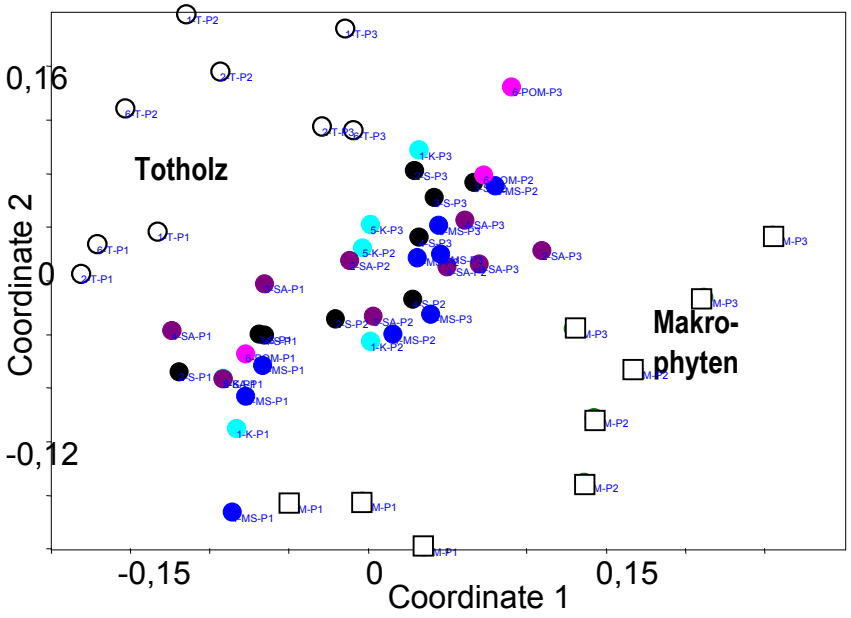


Abbildung 1: NMDS-Plot der Makrozoobenthosgemeinschaften nach Habitaten sortiert. Jeder Punkt repräsentiert eine Einzelprobe. (Stress 0,282, Ochiai similarity). □ = Totholz; ○ = Makrophyten; restl. Punkte = Kies, Sediment+Aufwuchs, freies Sediment, Sediment unter Makrophyten; organischen Feinmaterial (FPOM).

Die halbquantitative Erfassung der Makrozoobenthosgemeinschaft ergab Unterschiede im Sommer- und Herbstaspekt der taxonomischen Zusammensetzung, die sich jedoch kaum in den durch die Gemeinschaft angezeigten Gewässerfunktionen widerspiegeln. In der vorliegenden Erhebung konnten innerhalb der sieben untersuchten Substrate drei ökologisch bedeutsame Habitatkomplexe herausgearbeitet und biozönotisch charakterisiert werden (Makrophyten, Totholz, Sedimente verschiedener Ausprägung; s. Abb. 1). Sie werden von speziellen Taxa besiedelt, die entweder ausschließlich dort vorkommen (z. B. der Tausendblattrüssler *Eubrychius velutus* auf *Myriophyllum* oder *Kiefferulus tendipediformis* auf "Totholz") oder zumindest eine starke Präferenz dafür haben (z. B. *Lype reducta* auf "Totholz" oder *Athripsodes cinereus* auf "Kies"). Die Sedimentsubstrate "Kies", "organisches Feinsediment (FPOM)", "Sediment unter Makrophyten", "Sediment mit Aufwuchs" und "freies Sediment", ließen sich faunistisch kaum voneinander signifikant unterscheiden. Sie sind offenbar miteinander weitreichend verzahnt, was das kleinräumige Nebeneinander dieser Sediment-Substrate begünstigt. Dadurch sind die Besiedler besser gegen Störungen auf einem dieser Substrate geschützt als die Spezialisten der Makrophyten und des Totholzes.

Von den Sediment-Lebensräumen im Floßgraben sind diejenigen unter Makrophytenbeständen ("Sediment unter Makrophyten") und lockerem Aufwuchs besonders von der Maßnahme betroffen. Zwischen den Stängeln sammelt sich im ungestörten Zustand aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit mehr feines Material als auf freien Flächen an. Dort waren zwar auch eine Reihe von Arten nachzuweisen, die ihre Hauptverbreitung auf Makrophyten- bzw. freien Sediment haben, aber es fanden sich auch fast ausschließlich in diesem Übergangshabitat vorkommende Arten (Abb. 2). Aus der Abbildung ist weiterhin zu erkennen, dass auf "freiem Sediment" praktisch keine dafür typischen Arten vorkamen (der Winkel "freies Sediment" ist leer), dieses Substrat also einen arten- und individuenarmen Lebensraum ohne spezifische ökologische Bedeutung darstellt.

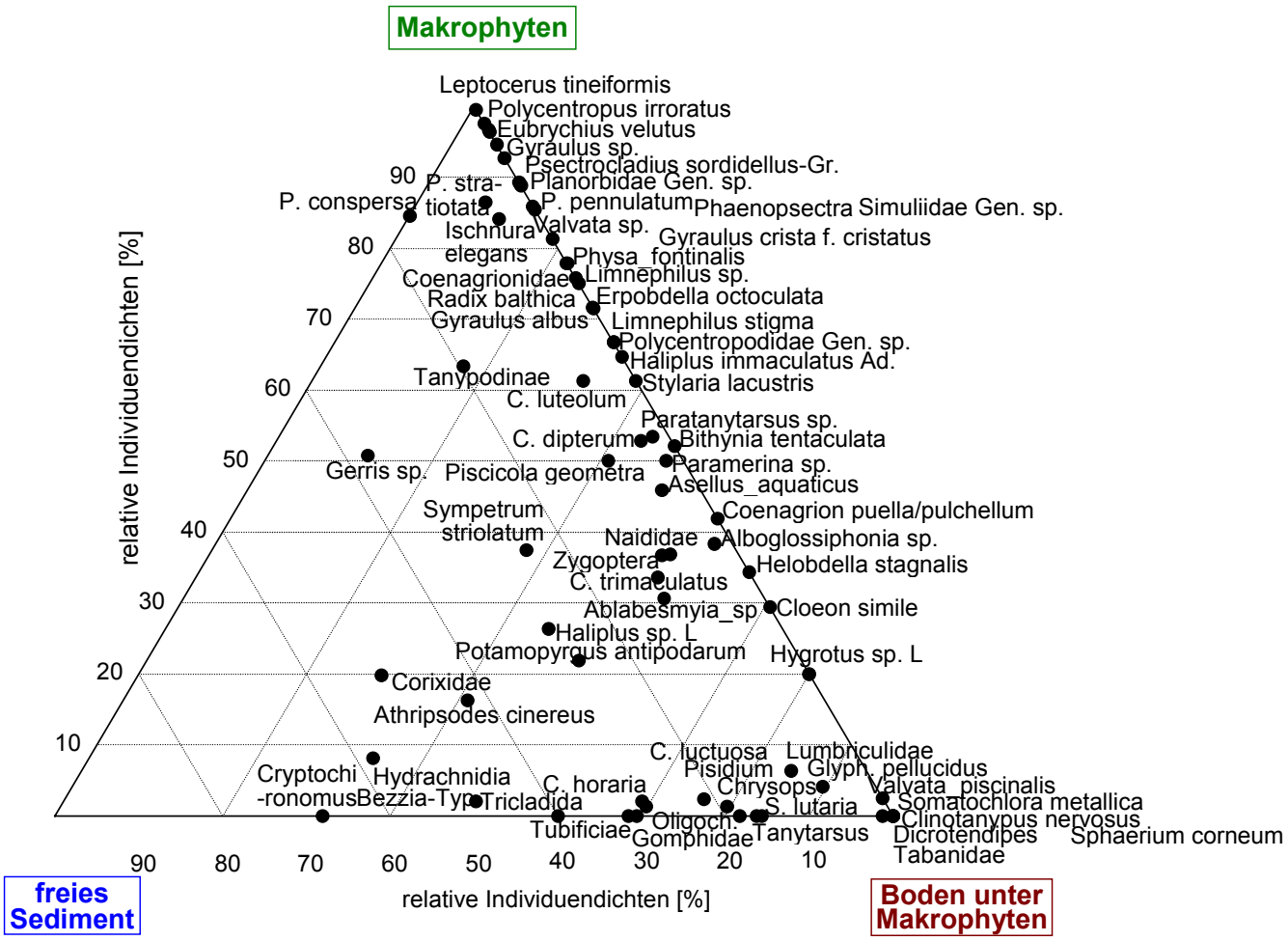


Abbildung 2: Bindung der Taxa an die Teillebensräume "Makrophyten", "Boden unter Makrophyten" und "freies Sediment" entsprechend ihres relativen Vorkommens (%). Je näher ein Taxon an einem Winkel des Dreiecks ist, desto häufiger wurde es an einem entsprechenden Habitat gefunden bzw. desto stärker ist es an dieses gebunden. Im "freien Sediment"gab es offenbar keine Spezialisten.

Während die *taxonomische Zusammensetzung* der Lebensgemeinschaft des Sommers von der des Herbstes auf jedem dieser einzelnen Substrate deutlich verschieden war, waren die durch die Organismen angezeigten *Gewässerfunktionen* (also z.B. Ernährungstypgilden etc.) saisonal nicht wesentlich unterschiedlich.

Nach der Krautung war eine deutliche tendenzielle Verschiebung zu einer Pionier-Gemeinschaft auf des Substraten "Totholz" und "Makrophyten" und "Kies" zu beobachten. Das Verschonen eines Teils der Makrophytenflächen von der Mahd wirkt sich hierbei günstig für die Pflanzenbewohner aus, da sie ihr Habitat ortsnah aufsuchen können, wenn sie während der Mahd die abgeschnittenen Pflanzen verlassen. Als günstig wirkt sich in diesem Zusammenhang auch das Belassen des Schnittsguts im Wasser aus, zumindest für die schwimmfähigen und –bereiten Arten (Eintagsfliegen). Allerdings halten sich kriechend-laufende Organismen (Libellen-, Köcherfliegenlarven, Wasserasseln)bei der Störung noch stärker am Substrat fest, können das Treiben des Schnittgutes im Gewässerlauf nicht zum Ortswechsel nutzen und werden somit mit der Materialentnahme aus dem Wasser entfernt, wie die Schnittgutkontrolle am Krautfang zeigte. D. h. einige Taxa sind von der Maßnahme stärker als andere betroffen.

Mit der Entnahme von Pflanzen ist die Gefahr eines Biodiversitätsverlusts durch Habitatausfall verbunden. Aus einem theoretischen, noch genauer zu prüfenden Modell wurde abgeleitet, dass bei bis

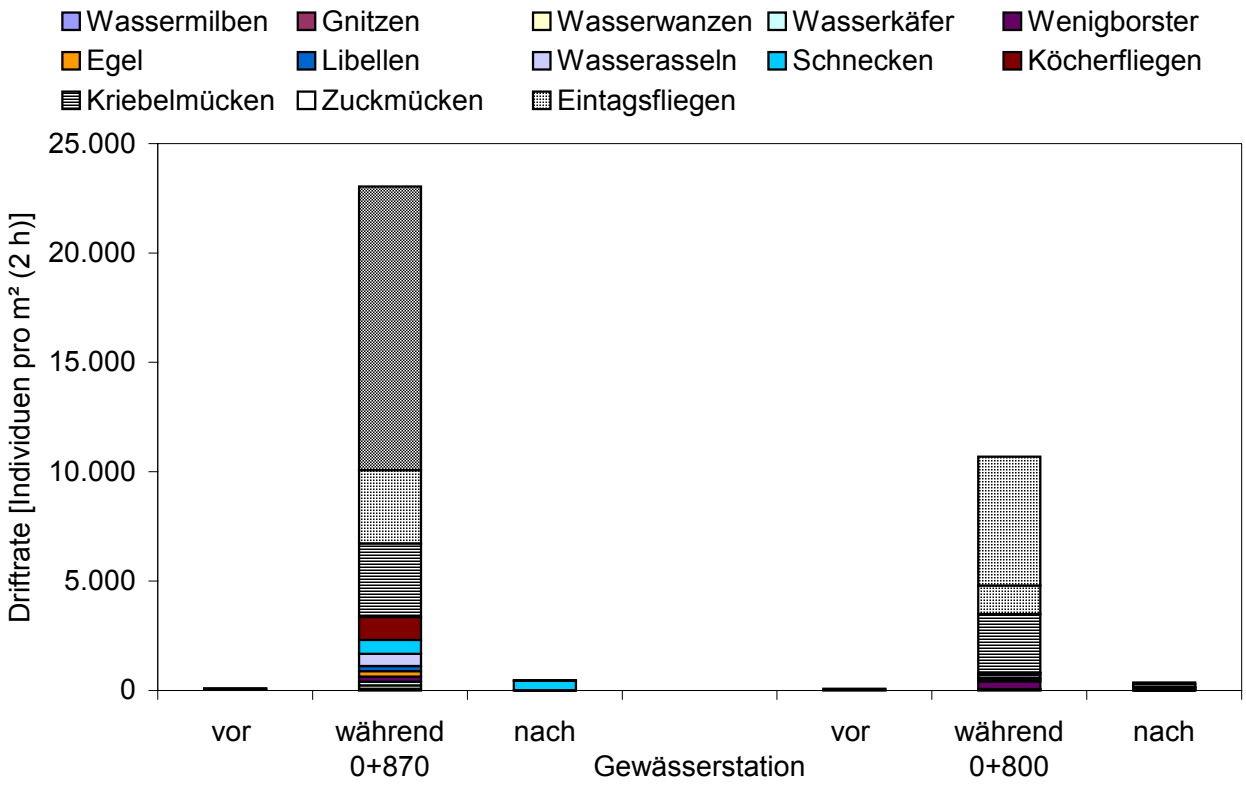


Abbildung 3: Driftrate vor, während und nach der Krautung, aufgeteilt auf die Großgruppen an zwei Gewässerstationen

zu 30 % Verringerung der Makrophytenmenge 20 % der Taxa auf diesem Substrat ausfallen. Die davon betroffenen Arten sind in ihrem Bestand zunächst als nicht gefährdet anzusehen, da sie ihren Verbreitungsschwerpunkt auf anderen Habitaten als "Makrophyten" oder benachbarten Substraten haben. Ab 70 - 80 % Verringerung der Makrophytenfläche wären jedoch zum größten Teil die eng an "Makrophyten" gebundenen Taxa bedroht.

Die Drift war während der Maßnahme an einer Untersuchungsstelle um das 215-fache, an einer anderen um das 133-fache gegenüber dem Wert vor der Durchfahrt des Mähbootes (d. h. ohne Störung) erhöht. Die Driftrate (pro Stunde) entsprach einem Vielfachen der mittleren Individuendichten/m² auf den Substraten. Die am meisten betroffenen Organismengruppen waren die Zuckmücken, Kriebelmücken und vor allem Eintagsfliegenarten aus den Gattungen *Cloeon*, *Centroptilum* und *Caenis*.

Wie lange Zeit die Lebensgemeinschaft benötigt, um sich nach der Maßnahme faunistisch und funktional wieder zu regenerieren, konnte mit der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Eine ähnliche Studie (Menze, 1992) berichtet von einer 1-jährigen Regenerationszeit, woraus zu empfehlen wäre, dass nicht mehr als ein Mal im Jahr gekrautet werden sollte. Jedoch wurden im Floßgraben einige Großlibellenarten (z. B. *Libellula quadrimaculata, Orthetrum cancellatum, Somatochlora metallica*) mit mindestens sogar 2-jähriger Entwicklungszeit nachgewiesen. Dieser potenziellen Gefährdung wird entgegengewirkt, wenn genügend große Areale von der Mahd ausgenommen werden, was bei der gegenwärtigen Unterhaltungspraxis der Fall wäre. Ob diese Areale groß genug sind und ob die Habitatstörungen durch Bootsschrauben (Krautung, Bootsdurchfahrten) nicht zu häufig für eine stabile Population sind, kann allerdings nur durch längerfristige Beobachtung geklärt werden.

Die Makrozoobenthosgemeinschaft wird während der Krautung nicht nur durch die Entnahme von Pflanzenmaterial, sondern auch in sehr hohem Maße durch die Verwirbelung (Bootsschraube) beeinträchtigt. Diese mechanische Einwirkung ist grundsätzlich von jeder Motorschraube im Betrieb zu erwarten und daher sind auch die Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften vergleichbar. Die durch regelmäßigen Bootsbetrieb entstehenden Effekte müssten jedoch noch genauer untersucht werden, da im Unterschied zur Krautungsmaßnahme die Durchfahrt eines Bootes mit Motor wahrscheinlich häufiger stattfindet und möglicherweise die Intensität der Aufwirbelung durch Mähbootes höher oder niedriger ist. Die Befahrung mit Paddelbooten beansprucht den Gewässerboden und Wasserpflanzen - bei diszipliniertem Fahrverhalten - weitaus weniger als eine Bootsmotorschraube. Der Betrieb ist allerdings ebenfalls mit Störungen der Zönose verbunden (s. Mattes & Meyer, 2001), deren Auswirkungen am Floßgraben gegenwärtig jedoch nicht quantifiziert werden konnten.

Danksagung

Herzlicher Dank ergeht an Herrn Dr. Peter Sprick für die Nachbestimmung des Tausendblattrüßlers *Eubrychius velutus*, Herrn Dipl.-Biol. Manfred Colling für die Nachbestimmung der Bruchstücke der Bachmuschel *Unio crassus* und der Kleinmuscheln und an die Stadt Leipzig für die Initiierung und die Finanzierung, im Besonderen an Herrn Dipl.-Ing. Andreas Kruspe, Amt für Stadtgrün und Gewässer, für die Begleitung der Untersuchung.

Literatur

Mattes, H. & Meyer, E.I (2001): Kanusport und Naturschutz. Forschungsbericht über die Asuwirkungen des Kanusports an Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen. Universität Münster und MURL Nordrhein-Westfalen, 249 pp., Anhang.

Menze , R. (1992): Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltungauf aquatische Lebensgemeinschaften. – DVWK-Schriften 99, Paul Parey, Hamburg und Berlin.

Orendt, C. & Weiß, A. (2012): Limnologische Untersuchungen Floßgraben Leipzig 2011. Bericht. Fassung 23.3.2012. Stadt Leipzig, Amt für Stadtgrün und Gewässer, 75 S., Anhang.

Orendt, C. & Weiß, A. (2012): Die Auswirkungen der Krautung des Floßgrabens (Leipziger Auwald) auf die Diversität und Funktionen der Bodenlebewelt (Makrozoobenthos). Eingereicht in Korrespondenz Wasserwirtschaft.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Technisch-biologische Ufersicherungen als Beitrag zur Strukturverbesserung der Ufer von Bundeswasserstraßen

Katja Schilling, Hubert Liebenstein, Meike Kleinwächter & Steffen Wieland

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56076 Koblenz; schilling@bafg.de, liebenstein@bafg.de, Kleinwaechter@bafg.de; Wieland@bafg.de

Keywords: technisch-biologische Ufersicherung, Versuchsstrecke, Bundeswasserstraße, Strukturvielfalt, Wasserrahmenrichtlinie, Monitoring

Einleitung

In den letzten Jahren haben sich die Aufgaben der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung über den reinen Verkehrsbezug um die aktive Erreichung ökologischer Zielstellungen an Bundeswasserstraßen erweitert (Wasserhaushaltsgesetz). Diese beziehen sich v. a. auf Verbesserungen der Strukturvielfalt und -güte hinsichtlich der Lebensbedingungen für Pflanzen und Tiere im Gewässer- und Uferbereich.

Möglichkeiten zur Erhöhung der Strukturvielfalt und zur Förderung einer gewässer- und ufertypischen Vegetation und Fauna bietet z. B. die Anwendung technisch-biologischer Ufersicherungen im Vergleich zu herkömmlichen rein technischen Ufersicherungen. Am Beispiel einer Versuchsstrecke nahe Worms am Rhein werden unterschiedliche technisch-biologische Ufersicherungsweisen und Möglichkeiten zur Aufwertung bestehender Ufersicherungen vorgestellt. Ein umfassendes längerfristiges vegetationskundliches und faunistisches Monitoring begleitet diese Maßnahme.

Gewässerökologie und Schifffahrt – aktuelle ökologische und rechtliche Anforderungen

Während der verkehrswasserbauliche Bezug beim Neu- und Ausbau sowie der Unterhaltung der Bundeswasserstraßen durch die WSV in der Vergangenheit im Vordergrund stand, ergaben sich in den letzten Jahren neue naturschutzrechtliche Anforderungen. Gesetze und Richtlinien, wie die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) oder das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) fordern den Schutz, die Verbesserung und die Entwicklung empfindlicher Lebensräume in und am Fließgewässer, die Sicherung ökologischer Funktionen und die Verbesserung der Gewässerstrukturgüte als weitere Ziele. Der Umfang der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung ergibt sich dabei aus §39 WHG und den entsprechenden Landesgesetzen. Konkret ist die wasserwirtschaftliche Unterhaltung an den Bewirtschaftungszielen und Maßnahmenprogrammen nach WRRL auszurichten. Diese beziehen sich an Bundeswasserstraßen v. a. auf Verbesserungen der Strukturvielfalt und -güte hinsichtlich der Lebensbedingungen für Pflanzen und Tiere im Gewässer- und Uferbereich. Hierzu gehören die natürliche Vielfalt der Substrate, der Substratverteilung und der Uferprofile sowie die gewässertypische Vegetationszonierung und Artenzusammensetzung.

Technisch-biologische Ufersicherungen als Alternative zum rein technischen Uferschutz – Versuchsstrecke bei Lampertheim (Worms)

Ein wichtiges Strukturdefizit an Bundeswasserstraßen ist die nach ausschließlich technischen Gesichtspunkten bemessene Ufersicherung, z. B. mit einer Steinschüttung. Durch das Fehlen einer naturnahen Vegetationszonierung, offen liegender Substrate, von Totholz usw. ist dort sowohl die Fauna als auch die Vegetation durch eine geringe Artenvielfalt, das überwiegende Auftreten von Generalisten und einen hohen Anteil Neobiota gekennzeichnet.

Mit dem Einsatz von Bauweisen, die lebende und/oder tote Pflanzenteile und Pflanzen (z. B. Weidensetzstangen, -spreitlagen, Röhrichtgabionen, Vegetationsmatten, Baumstämme mit Wurzelteller) einbeziehen, können die Ufer gesichert und/oder strukturell aufgewertet werden. Gleichzeitig kann die Entwicklung einer gewässer- und ufertypischen Vegetation initiiert und gefördert werden.

Um zu testen, ob diese Bauweisen die Standsicherheit von Uferböschungen auch an Wasserstraßen mit hohem Verkehrsaufkommen gewährleisten und dort zu einer nachweisbaren ökologischen Aufwertung und einer Verbesserung des ökologischen Potenzials beitragen, wird gegenwärtig ein Naturversuch durchgeführt. Auf der Gemarkung Lampertheim werden am rechten Rheinufer in einem Abschnitt von 1 km Länge (Rhein km 440,600 bis 441,600) neun unterschiedliche technisch-biologische Ufersicherungsmaßnahmen getestet (BAW/BfG 2010, 2012; Fleischer et al. 2012). Die mit einer Neigung von im Mittel 1:2 bis 1:3 geböschten Ufer waren vor Versuchsbeginn von der Böschungsoberkante bis zur Flusssohle mit einem technischen Deckwerk aus losen Wasserbausteinen (ca. 80 cm mächtig) oder einer Pflasterung gesichert.

Die Versuchsstrecke wurde im Herbst/Winter 2011 angelegt. In vier Abschnitten wurde die technische Ufersicherung bis etwa zur Mittelwasserlinie (Pegel Worms = 210 cm; NN + 86,26 m) vollständig entfernt und durch alternative pflanzliche Sicherungselemente ersetzt, in einem Abschnitt blieb das Ufer weitestgehend ungesichert. In vier Abschnitten wurden unterschiedliche Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung der bestehenden Steinschüttung durchgeführt.

Ersatz der rein technischen Ufersicherung

Ersetzt wurde die Steinschüttung in zwei Versuchsfeldern (VF) durch den flächigen Einbau von austriebsfähigem Weidenmaterial (Weidenspreitlagen) und in einem VF durch den Einbau von vorkultivierten Röhrichtgabionen und Steinmatratzen mit und ohne Vegetationsmattenauflage. In einem weiteren VF kamen Röhrichtwalzen, Vegetationsmatten auf unterschiedlichen Geotextilien und in Teilbereichen eine flächige Nassansaat aus Gräsern/Kräutern zum Einsatz.

Ökologische Aufwertung der rein technischen Ufersicherung

An Wasserstraßenabschnitten, an denen künftig nicht vollständig auf eine technische Ufersicherung verzichtet werden kann, ist es dennoch möglich, das Ufer ökologisch aufzuwerten. In der Teststrecke wird dies mit Hilfe von eingebrachten Strukturen versucht. So wurden z. B. Pflanzelemente (u. a. Weidensetzstangen, -stecklinge, -faschinen, Hecken-/Buschlagen und Röhrichtbulte) in die Steinschüttung eingebaut um diese in Teilbereichen zu begrünen. Weiterhin wurde die hydraulische Belastung in zwei Uferbereichen durch einen vorgelagerten Wall aus Wasserbausteinen abgeschwächt. In einem VF wurde damit gleichzeitig eine strömungsberuhigtere Zone erzeugt, in die für Fische und Makrozoobenthos wichtige Totholzstrukturen (Baumstämme mit Wurzeltellern) eingebaut wurden. Der wellengeschützte Bereich soll als Rückzugsgebiet, Lebensraum und Nahrungsgrundlage für (Jung-)fische fungieren (vgl. Abb. 1).

Strukturen wurden weiterhin durch den Einbau von Reisigbündeln (Totholzfaschinen) unterhalb

eines mittleren Wasserstandes und den Eintrag eines Sand-/Kiesgemisches in Kombination großer Störsteine auf der Uferböschung in einem weiteren VF erzeugt (vgl. Abb. 2). Auch hier ist das Ziel, dass die Reisigbündel von Fischen und Makrozoobenthos angenommen werden. Die unterschiedlichen Substrate sollen bestimmte Tiergruppen fördern und die natürliche Sukzession ermöglichen.

In einem VF verläuft die Fahrrinne in größerem Abstand zum Ufer, weshalb die hydraulische Belastung dort geringer ist. Probeweise wird in diesem Feld auf eine Ufersicherung oberhalb etwa Mittelwasser verzichtet, wodurch die Eigendynamik im Uferbereich gefördert wird. Mehrere Hochwasser haben die Böschung in diesem Bereich bereits neu geformt und unterschiedliche Substrate (Kies, Sandsteine, Sand) hervorgebracht (vgl. Abb. 3).



Abb. 1: Strukturverbesserung durch die Anlage eines wellengeschützten Bereichs, den Einbau von Totholz (Wurzelteller) und Bepflanzungen.



Abb. 2: Einbau von Totholzfaschinen und unterschiedlicher Substrate.



Abb. 3: Eigendynamik schafft Strukturen: Uferabbrüche, Ansammlung von Totholz, Freilage unterschiedlicher Substrate.

Beobachtung und Überwachung der Entwicklung – Monitoring

Die Versuchsstrecke wird über ein umfangreiches und langjähriges Monitoring von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) untersucht. Im Einzelnen umfasst das Monitoring folgende Untersuchungsschwerpunkte: Uferstabilität, hydraulische Belastung, Klimadaten, Vegetation, Fauna. Die faunistischen Untersuchungen beinhalten Bestandserhebungen zu Fischen, Makrozoobenthos, Vögeln, Reptilien, Laufkäfern und Spinnen. Vor Beginn der Baumaßnahme (2010) fand bereits eine Istzustandserfassung statt. Im vegetationskundlichen und faunistischen Monitoring wird neben der Versuchsstrecke eine ober- und unterstromig anschließende Referenzstrecke mit technischem Deckwerk aus Wasserbausteinen untersucht.

Sowohl die Überprüfung und Beurteilung der technischen Aspekte als auch die Untersuchung und Bewertung der ökologischen Aspekte bilden die Grundlage für die Gesamtbewertung der neu eingebauten technisch-biologischen Ufersicherungsmaßnahmen. Zusätzlich werden Dauerhaftigkeit, Kosten und Unterhaltungsaufwendungen ermittelt und bewertet. Erste Ergebnisse zur Erfolgskontrolle liegen bislang zu den Fischen vor.

Fische – 1. Erfolgskontrolle

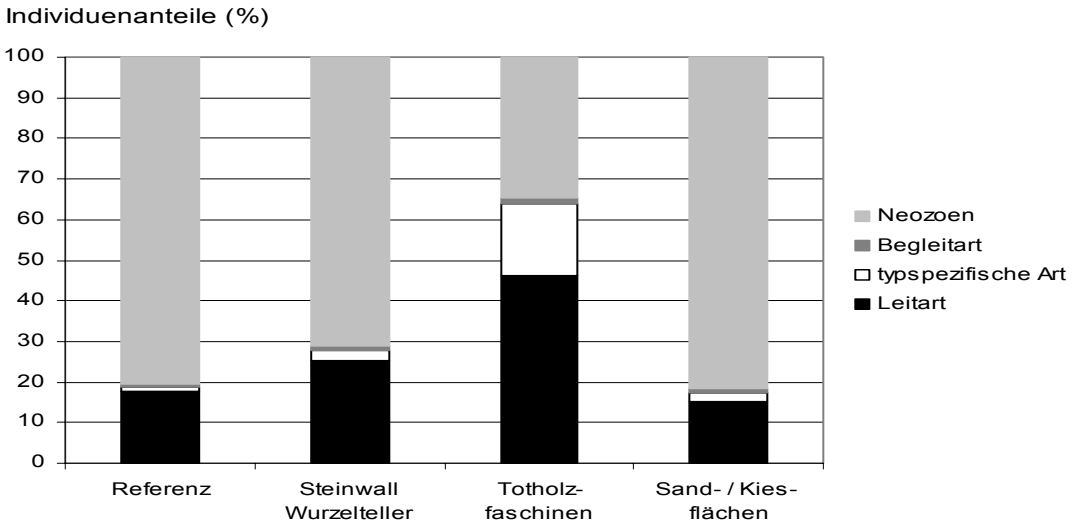
Methodik

Zur Ermittlung der Fischgemeinschaften an der Versuchs- und Referenzstrecke wurden am 31.05.2012 (Pegel Worms = 210 cm) und am 25.09.2012 (Pegel Worms = 199 cm) Elektrobefischungen nach der Point Abundance Sampling Methode durchgeführt. Dabei steht jeder Befischungspunkt (Point) für ein einmaliges Eintauchen der Fangelektrode für ca. 10 Sekunden. Die betäubten Fische wurden mit einem Anodenkescher (d = 15 cm) abgefischt und für jeden einzelnen Point separat unmittelbar nach dem Fang bestimmt. Der Abstand zwischen den Points betrug 5-10 m. Die Anzahl der Points pro Versuchsfeld variierte je nach dessen Länge zwischen 12 und 42, in der 300 m langen Referenzstrecke wurden 76 Befischungspunkte gesetzt.

Der Zeitpunkt der Befischung richtete sich nach der Phänologie der Fische, um möglichst viele Jungfische zu erfassen. Allerdings lag der Wasserstand bei beiden Befischungsterminen etwa bei Mittelwasser, unterhalb dessen die Steinschüttung in den einzelnen Versuchsfeldern erhalten blieb. Die Auswertung fokussiert daher auf die zwei Versuchsfelder mit unter Wasser wirksamen Totholzstrukturen (siehe Abb. 1Abb. 2), das VF ohne Sicherung (siehe Abb. 3) und die Referenzstrecke mit Steinschüttung.

Erste Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden an der Versuchsstrecke 17 Arten mit 1186 Individuen (pro Punkt 1,5 Arten mit 5,2 Individuen) nachgewiesen, an der 300 m langen Referenzstrecke 10 Arten mit 351 Individuen (pro Punkt 1,3 Arten und 4,6 Individuen). Eine differenzierte Betrachtung der einzelnen Versuchsfelder zeigte, dass bei einem mittleren Wasserstand nur wenige Strukturen und hauptsächlich die Steinschüttung (wie in der Referenz) für die aquatische Fauna verfügbar sind. Sowohl die Referenzstrecke als auch die Versuchstrecke wurden von Neozoen dominiert. Dies liegt insbesondere an der Schwarzmundgrundel, die sich in den letzten Jahren im Rhein etabliert hat (Borcherding et al. 2013) und auch in der Versuchsstrecke eudominant auftrat (Abb. 4).



Strecke (m)	300	170	50	125
n Individuen	351	179	202	186
n Arten	10	12	11	9
n Ind / Punkt	4,6	4,3	16,8	5,3

Abb. 4: Individuenanteile von Leit-, Begleit-, typspezifischen Arten und Neozoen nach BFS 2007.

Unterschiede im Arten- und Dominanzspektrum traten in den Versuchsfeldern mit Totholzstrukturen auf. Insbesondere die Totholzfaschinen boten Unterstände z. B. für zahlreiche Rotaugen, Barsche oder Hasel, die zu den Leit- bzw. typspezifischen Arten des Rheinabschnittes zählen. Die Individuenanteile der Schwarzmundgrundel waren hier deutlich geringer als in den anderen Versuchsfeldern. Dies liegt möglicherweise auch daran, dass die vorhandene Steinschüttung mit einem Sand-/Kiesgemisch überschüttet wurde, anders als in dem strömungsberuhigten Bereich hinter dem Steinwall, wo das Lückensystem der Steinschüttung zahlreichen Grundeln Unterschlupf bot (Abb. 4). Die Wurzelteller wurden hier allerdings ebenfalls artenreich besiedelt, so dass der erste Trend zeigt, dass Totholzstrukturen an Steinschüttungen für die einheimische Fischfauna von Bundeswasserstraßen förderlich sein können. Von den frei gespülten Sand- und Kiesflächen, die in dem entsteinten Versuchsfeld bei Mittelwasser noch für Fische verfügbar sind, profitieren vor allem die Barsche, die hier am individuenreichsten nachgewiesen wurden. Die Verfügbarkeit dieser Flächen für Fische ist allerdings wasserstandsabhängig, so dass daher vermutlich keine deutlicheren Effekte gegenüber der Referenzstrecke nachweisbar waren.

Zusammenfassung

An einer Wasserstraße mit wichtiger Verkehrsfunktion wurde eine Versuchsstrecke zur Erprobung technisch-biologischer Bauweisen eingerichtet. Es kommen einerseits pflanzliche Bauweisen zum Einsatz, die die technische Ufersicherung komplett ersetzen und zum anderen pflanzliche Bauelemente, die die Strukturvielfalt an technisch gesicherten Ufern erhöhen. Die Versuchsstrecke wird durch ein langjähriges Monitoring begleitet. Im Ergebnis des Naturversuchs werden wichtige Erkenntnisse zur Anwendung technisch-biologischer Ufersicherungen hinsichtlich des hydraulischen Belastungs- und des ökologischen Wirkungspotenzials, u. a. vor dem Hintergrund der WRRL, am Rhein, aber auch an anderen Wasserstraßenabschnitten erwartet. Erste Ergebnisse zur Erfolgskontrolle liegen bislang zu den Fischen vor. Der erste Trend zeigt, dass Totholzstrukturen an Steinschüttungen für die einheimische Fischfauna von Bundeswasserstraßen förderlich sein können. Ausführliche Informationen zur Versuchsstrecke und bisherige Erkenntnisse sind in zwei Berichten (BAW/BfG 2010, 2012) und dem BAW/BfG-Brief (Fleischer et al. 2012) zusammengestellt und im gemeinsamen Internetportal unter http://ufersicherung.baw.de/de/index.html veröffentlicht.

Danksagung

Wir bedanken uns bei den Projektbeteiligten der BAW und BfG und dem Träger der Maßnahme, dem Wasser- und Schifffahrtsamt Mannheim.

Literatur

BAW/BfG (2010): Errichtung einer Versuchsstrecke mit technisch-biologischen Ufersicherungen, Rhein km 440,6 bis km 441,6, rechtes Ufer – Empfehlungen für die Ausführung der Ufersicherungen.

BAW/BfG (2012): Einrichtung einer Versuchsstrecke mit technisch-biologischen Ufersicherungen, Rhein km 440,6 bis km 441,6, rechtes Ufer – Erster Zwischenbericht: Randbedingungen, Einbaudokumentation, Monitoring.

Fleischer, P., Soyeaux, R., Schilling, K. & M. Kleinwächter (BAW-Brief) (2012): Technisch-biologische Ufersicherungen an Binnenwasserstraßen – Naturversuch am Rhein, km 440,6 bis km 441,6 (rechtes Ufer).

BFS - Bürogemeinschaft für Fisch- & Gewässerökologische Studien (2007): Fischmonitoring in Rheinland-Pfalz gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie an den Flüssen Mosel, Saar und Rhein

Borcherding, J., Dolina, M., Heermann, L., Knutzen, P., Krüger, S., Matern, S., van Treeck, R. & S. Gertzen (2013): Feeding and niche differentiation in three invasive gobies in the Lower Rhine, Germany. Limnologica (43) 1: 49-58

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Vergleichende Untersuchung von neutrassierten Gewässerabschnitten mit eigendynamisch entwickelten Bereichen an der Ise

Jakob Streybell & Antje Stöckmann

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Friedrich-Ebert-Straße 28, 16225 Eberswalde, Kontakt: antje.stoeckmann@hnee.de

Keywords: Fließgewässerrenaturierung, Effizienzkontrolle, Überprüfung der Zielerreichung der EG-WRRL, Makrozoobenthos, Strukturgüte, Substratuntersuchung

Einleitung

Das Schicksal der Ise-Niederung im östlichen Niedersachsen ist für die Entwicklung ähnlicher Naturräume in Nordwestdeutschland typisch. Die Ise, ein rechter Nebenfluss der Aller, wurde seit über 150 Jahren kontinuierlich ausgebaut. Dabei sollte das Gewässer vor allem die Vorflutfunktion für die stetig intensivierte Landwirtschaft übernehmen. Im Zuge dessen wurden ganze Teilstücke neuverlegt und begradigt, während das ursprüngliche Gewässerprofil durch ein trapezförmiges Regelprofil ersetzt wurde. Der Landschaftswasserhaushalt wurde somit auf die großflächige ackerbauliche Nutzung eingestellt. Ökologisch betrachtet kam es zu einer starken Verarmung von Strukturen und dadurch zu einem Rückgang der Artenvielfalt. Das Wasser der Ise wurde bedingt durch die landwirtschaftliche Praxis und die Einleitung von Abwässern belastet

Das E+E-Vorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“

Ausgangspunkt für das von der Aktion Fischotterschutz e.V. durchgeführte Projekt „Revitalisierung in der Iseniederung (Bundesamt für Naturschutz, Borggräfe & Kölsch 1997) waren die weitestgehend voneinander isolierten Restvorkommen des Fischotters in Ost-Niedersachsen bzw. West-Sachsen-Anhalt. Im Rahmen des Hauptvorhabens von 1990-1995 sollten möglichst weitreichende Naturschutzmaßnahmenunter Akzeptanz und Partizipation der Bevölkerung umgesetzt werden. Eine der Hauptprämissen war dabei die Initiierung von eigendynamischen Entwicklungen. Darüber hinaus wurden u.a. die Gewässerunterhaltung reduziert, Flächen erworben und deren Nutzungen den Projektzielen angepasst, Äcker in Grünland umgewandelt, ein Wehr ökologisch umgebaut sowie Uferrandstreifen angelegt und Gehölze gepflanzt. Die Abbildung 1 zeigt die Ise bei Alt-Isenhagen im April 2012.

Das Fließgewässerbiotop Ise

Parallel zum Ise-Projekt der Aktion Fischotterschutz e.V. wurde ein Teilstück der Ise im Rahmen des Flurneuordnungsverfahrens Wunderbüttel neutrassiert. Dabei wurde parallel zur alten Ise ein neuer Verlauf auf einer Länge von 1200 m angelegt. Um die Entwässerung der Bereiche oberhalb

zu gewährleisten, wurde der alte Iseverlauf beibehalten und die Ufer der Ise durch punktuelle Steinschüttung sowie eine durchgehende Gehölzpflanzung gesichert. Die Planung und Durchführung der Maßnahme *Fließgewässerbiotop Ise* oblag dem Amt für Agrarstruktur Braunschweig. Die Erdarbeiten erfolgten im Jahr 1990. Nach der Bepflanzung der Fläche wurde das 1200 m lange Teilstück nach drei Jahren an die Ise angebunden, wobei der alte Iseverlauf weiterhin durchflossen bleib. Die Abbildung 2 zeigt einen typischen Aspekt des neutrassierten Abschnitts im April 2012.



Abb. 1: Das Fließgewässerbiotop Ise



Abb. 2: Typische Iseabschnitt im UG

Untersuchungsgebiet

Die Ise ist ein 42 km langer, rechter Nebenfluss der Aller. Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 420 km² und befindet sich fast gänzlich auf dem Gebiet des Landkreises Gifhorn im östlichen Niedersachsen (siehe Abb. 3). Das Gefälle im Talraum der Ise beträgt 0,5 ‰ (Koenzen et al. 2010). Die Untersuchungsstellen liegen im oberen Mittellauf der Ise und sind der Abb. 4 zu entnehmen.

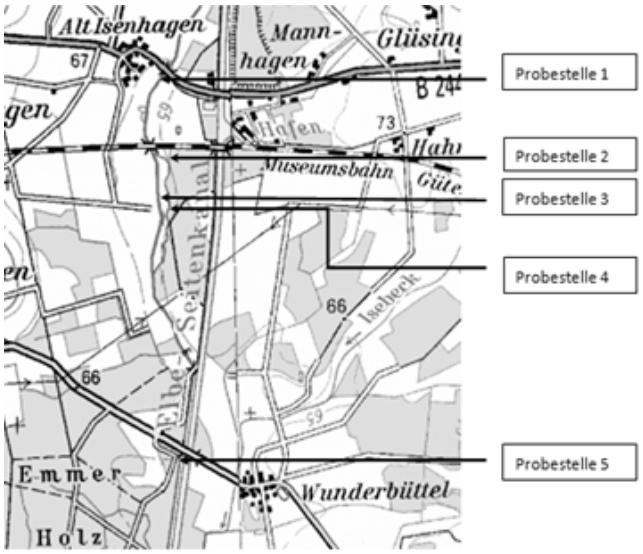


Abb. 3: Das Einzugsgebiet der Ise, Quelle Geodatenportal Niedersachsen (2012).

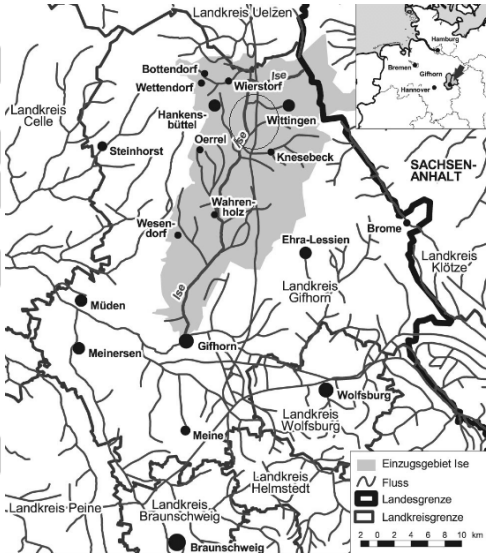


Abb. 4: Die Lage der Probestelle, Quelle: Borggräfe et al. (2010).

Methode

Um die Erfolgskontrolle möglichst auf einen breiten Parameterstamm stützend durchzuführen, wurden physiko-chemische Parameter untersucht, eine Substratanalyse sowie eine Strukturgütekartierung und eine Untersuchung des Makrozoobenthos nach EG-WRRL durchgeführt. Die physiko-chemischen Parameter wurden von März bis Juni in einem Abstand von vier Wochen insgesamt viermal durchgeführt. Die Untersuchung der mineralischen Substrate, die Makrozoobenthosbeprobung sowie die Strukturgütekartierung fanden einmalig statt.

Ergebnisse

Die Untersuchung der physiko-chemischen Parameter erbrachte keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der stofflichen Wasserqualität der eigendynamisch entwickelten bzw. neutrassierten Bereiche. Lediglich der Parameter Sauerstoff weist im neutrassierten Abschnitt deutlich geringere Werte hinsichtlich seines Gehalts wie auch seiner Sättigung auf. Die Bewertung der Gewässerstruktur zeigt in den alten Ise-Abschnitten, in denen keine Naturschutzmaßnahmen durchgeführt wurden, aber auch in den Eigendynamikbereichen wesentlich größere Defizite auf als im neutrassierten Abschnitt. Die Bewertung der Gesamtstrukturgüte weist den alten Iseverlauf als stark verändert (5) und die neutrassierten Bereiche als gering verändert (2) aus. Die Substratanalyse zeigt, dass lediglich der Referenzabschnitt im Ausleitungsbereich der renaturierten Strecke gewässertypspezifische Substrate, wie sie durch Pottgiesser & Sommerhäuser (2008), aber auch durch Altmüller & Dettmer (1996) beschreiben werden, aufweist. Die Substratverhältnisse im alten Iseverlauf werden hauptsächlich von der Sandfraktion geprägt, während im neutrassierten Bereich die Feinsubstrate Ton/Schluff und Detritus überwiegen . Eine Übersicht der Ergebnisse ist der Tabelle 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Übersicht der Ergebnisse.

Parameter	**Neutrassierter Abschnitt**	**Eigendynamisch entwickelter Abschnitt**
Physiko-chemische Parameter	Keine signifikanten Unterscheide; Belastung durch hohe Nährstoffgehalte (Stickstoff, Phosphor); Sauerstoffdefizit	Keine signifikanten Unterscheide; Belastung durch hohe Nährstoffgehalte (Stickstoff, Phosphor)
Substratzusammensetzung	Gestörter Feststoffhaushalt; unnatürlich hoher Anteil von Ton/Schluff und Feinsand; im Ausleitungsbereich typspezifische Substrate	Gestörter Feststoffhaushalt; je nach Ausbauzustand hohe Anteile der Sandfraktion oder Ton/Schluff und Detritus
Strukturgüte	Gesamtstrukturgüteklasse: 2	Gesamtstrukturgüteklasse: 5

Die Untersuchung des Makrozoobenthos ist der Tab. 2 zu entnehmen. Dabei zeigt sich, dass der eigendynamisch entwickelte Abschnitt wesentlich besser bewertet wurde.

Tab. 2: Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchung

Makrozoobenthos	Neutrassierter Abschnitt	Eigendynamisch entwickelter Abschnitt
Ökologische Zustandsklasse	4	3
Taxa gesamt	36	40
EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera)	23,6	53,6
15/17-Index (Korrelation mit positiven Strukturelementen)	-0,12	0,29

Diskussion

Die vergleichenden Untersuchungen der beiden so unterschiedlichen Ansätze der Gewässerrenaturierung brachte als Ergebnis die Erkenntnis, dass eine positiv bewertete Gewässermorphologie nicht allein ausschlaggebend für eine vielfältige, dem Gewässertyp entsprechende Lebensgemeinschaft ist. Die Strukturgütekartierung lieferte bereits Indizien dafür, dass im neutrassierten Bereich die Fließgewässerdynamik fehlt. Dies machte sich durch mangelnde Struktur- und Strömungsvielfalt bemerkbar, während die Ufer und das Umland äußerst positiv bewertet worden sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Ufer im neutrassierten Bereich mit Schüttsteinen und durch Bepflanzung mit Schwarzerlen gesichert worden sind, aber auch durch die Besonderheit, dass das alte Isebett weiterhin durchflossen ist. Daneben ist der Gewässerquerschnitt des renaturierten Bereichs äußerst breit angelegt worden. Dadurch ist das Wasser der Ise in seiner gestalterischen Kraft gehemmt. Während der völlig gerade verlaufende alte Iselauf in den Sommermonaten sehr wenig Wasser führt, reicht die Abflussmenge im gewundenen, renaturierten Abschnitt nicht aus, um eigendynamische Entwicklungen auszulösen. Lediglich im engen Ausleitungsbereich ist zu erkennen, dass sich hier eine Vielfalt hinsichtlich der Strömungsverhältnisse und Strukturen bemerkbar macht. Dies wird vor allem durch die Ergebnisse der Substratuntersuchung in diesem Abschnitt klar. So ist dies der einzige Bereich, in dem sich je nach Gleit- oder Prallhang unterschiedliche Substratstrukturen entwickeln konnten. So wurden im Gleithangbereich hohe Anteile der Feinbodenfraktion nachgewiesen, während am Ufer des Prallhangs die Grobbodenfraktion vorherrschte. Innerhalb des neutrassierten Bereiches konnten keine strömungsbedingten Unterschiede der Substratzusammensetzung festgestellt werden. Hier fiel der besonders hohe Anteil an Ton und Schluff auf. Dieser Bereich war weiterhin durch einen hohen Anteil an Detritus gekennzeichnet. Diese Feinsubstrate liegt teilweise mehrere Dezimeter hoch über dem mineralischen Substrat. Es ist davon auszugehen, dass durch diese Überdeckung das Lückensystem von der fließenden Welle getrennt ist. In den begradigten Bereichen, die ein Regelprofil aufweisen und regelmäßig unterhalten werden, lässt sich eine wiederkehrende Verteilung der Substrate feststellen (siehe Abb. 5). Dies trifft auf weite Teile des alten Iseverlaufs zu, indem keine Initialbepflanzung durchgeführt wurde.

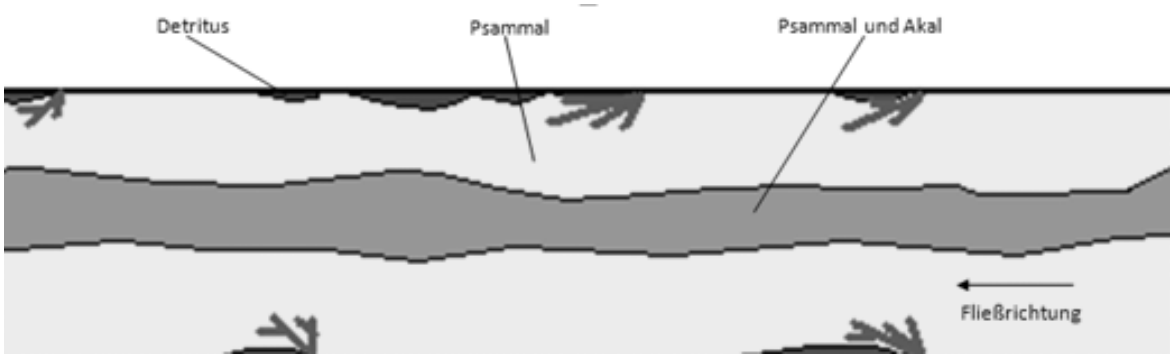


Abb. 5: Die Verteilung der Substrate in der alten Ise, eigene Darstellung

Die Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchung bestätigen die Substratanalyse. Dabei ist die Artenvielfalt trotz positiver Umfeldstrukturen relativ gering. Die für den Gewässertyp 15 typischen Arten fehlen weitestgehend. Der Anteil an Weichsubstratbesiedlern ist äußerst hoch. Dieser auf den ersten Blick sehr positiv wirkende Abschnitt hat mit der ökologischen Zustandsklasse 4 (unbefriedigend) die gleiche Bewertung erhalten wie der völlig geradlinig im Trapezprofil verlaufende Parallelabschnitt der alten Ise. Als positive Entwicklung ist der hohe Anteil an Xylalbesiedlern zu sehen. Da die Schwarzerlen vermehrt das Alter erreichen, in dem sie für Totholzeintrag in das Gewässer sorgen, ist davon auszugehen, dass sich dieser positive Trend verstärken wird. Der gute ökologische Zustand (ökologische Zustandsklasse 2) konnte in keinem der fünf beprobten Abschnitte erreicht werden. Die beste Bewertung bekam dabei der Eigendynamik-Abschnitt im Bereich des alten Iseverlaufs. Jedoch konnte auch hier nur die ökologische Zustandsklasse 3 (mäßig) erreicht werden. Die Tatsache, dass das Isewasser hier seine gestalterische Kraft entfalten kann sowie die einseitige Bepflanzung im Zusammenhang mit reduzierter Gewässerunterhaltung bewirken eine Vielfalt an Strukturen. Die Gehölze, deren Teile bereits in den Gewässerkörper hineinwachsen, führen zu deutlichen Unterschieden hinsichtlich der Strömungsverhältnisse. Ein kleinräumiger Wechsel zwischen Grob- und Feinsubstraten ist die Folge. In diesem Abschnitt, der auch hinsichtlich der Strukturgüte die beste Bewertung im alten Iseverlauf erhalten hat, ist der Anteil der EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)-Taxa am höchsten. Die Köcherfliegen sind hier mit 10 Arten vertreten und die für den Typ 15 charakteristischen Arten *Unio pictorum*, *Ephemera danica* und *Calopteryx virgo* konnten nachgewiesen werden. Die Untersuchung der physiko-chemischen Parameter brachte keinerlei Unterschiede zwischen den neutrassierten Bereichen und den Eigendynamikstrecken zutage. Lediglich die Parameter Sauerstoffgehalt/Sauerstoffsättigung fielen im neutrassierten Bereich relativ schlecht aus. Hier wurden im April Werte von 6,95 mg/l bzw. 57 % gemessen. Dies ist auf die starke Beschattung, den hohen Anteil an Detritus und die langsame Strömungsgeschwindigkeit zurückzuführen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Haupterkenntnis der Untersuchungen an der Ise ist die Tatsache, dass ein geschwungener Gewässerverlauf im Zusammenhang mit positivem Umfeld- und Uferstrukturen nicht automatisch zu einem positiven, typspezifischen Zustand eines Fließgewässers führt. Das fehlende Glied der Gewässerentwicklung ist hier die Gewässerbettdynamik. Es fehlt an Strömungs- und Strukturvielfalt, wodurch keine Vielfalt an Choriotopen möglich ist. Diese ist nach Heitkamp (1998) ursächlich für eine vielfältige Lebensgemeinschaft. Weiterhin ergibt sich die Erkenntnis, dass Strukturdefizite in neugestalteten Fließgewässerabschnitten nur bedingt mit Hilfe des LAWA-Verfahrens erfasst werden können. Die der eigendynamischen Entwicklung überlassenen Bereiche hingegen wurden als

äußerst positiv bewertet. Hier wurde durch eine einfache Maßnahme, nämlich eine einseitige Bepflanzung im Zusammenhang mit reduzierter Unterhaltung und einer Entwicklungsperiode von 22 Jahren, ein positiver Effekt erreicht. Dieser wurde vor allem durch die Wirbellosenbesiedlung nachgewiesen. Als einfache Möglichkeit, die Verhältnisse im neutrassierten Bereich zu verbessern, ist die Abtrennung des alten Iseverlaufs zu sehen. Dadurch könnte der gesamte Abfluss diesen Abschnitt durchfließen und somit für eigendynamische Entwicklung sorgen. Grundvoraussetzung ist jedoch eine Absprache mit den Flächennutzern.

Danksagung

Die Untersuchungen an der Ise wurden im Rahmen einer Masterarbeit im Studiengang *Regionalentwicklung und Naturschutz* im Fachbereich 2 *Landschaftsnutzung und Naturschutz* der Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Betreuung Prof. Dr. rer. nat. Antje Stöckmann, durchgeführt. Besonderer Dank gilt dem Zweitgutachter Dipl.-Biol. Karsten Borggräfe sowie Dipl.-Biol. Thomas Lucker, beide Aktion Fischotterschutz e. V., Hankensbüttel.

Literatur

Altmüller, R., Dettmer, R., (1996): in Informationen des Naturschutz Niedersachsen, 16. Jahrgang, Nr. 5, 1996: Unnatürliche Sandfracht in Bächen-Ursachen, Probleme und Ansätze für Lösungsmöglichkeiten-am Beispiel der Lutter, Hannover

Borggräfe, K. & Kölsch, O. (1997): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Revitalisierung in der Ise-Niederung. Angewandte Landschaftsökologie 12. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Borggräfe, K., Kölsch, O., Lucker, T. (2010): Ökologische und sozioökonomische Entwicklung einer Kulturlandschaft – 20 Jahre Monitoring in der Ise-Niederung. Naturschutz und biologische Vielfalt 82. Bonn: Bundesamt für Naturschutz

Geodatenportal Niedersachsen, 2012: http://geoportal.geodaten.niedersachsen.de/navigator/?MAP_NAME=map_one&ACTIONID=1338021261103&ACTION_COORDINATES=?382,257, Abruf vom: 26.05.2012

Koenzen, U. , Borggräfe , K., Bostelmann, R., Stöckmann, A., Jandt, H., Schackers, B., Braukmann, U., Rupp, B., Stein, U., Fröhlich, K.-D. (2010): Kleine Fließgewässer pflegen und entwicklen – Neue Wege in der Gewässerunterhaltung. DWA-Merkblatt 610, DWA & Umweltbundesamt

Heitkamp, U. in Uwe Wegener, 1998: Naturschutz in der Kulturlandschaft, Schutz und Pflege von Lebensräumen, Gustav Fischer Verlag, Jena

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

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Der PHOENIX See in Dortmund: Transformation einer Stahlwerksbrache zu einer hochwertigen Gewässerlandschaft unter Einbeziehung innovativer Maßnahmen zum Gewässergütemanagement

Georg Sümer

Stadt Dortmund, Tiefbauamt, Betrieb PHOENIX See, Königswall 14, 44122 Dortmund, e-mail: georg.suemer@stadtdo.de

Keywords: PHOENIX See, Gewässergütemanagement, Phosphatelimination, Eisenhydroxid-Granulat

Als herausragendes Beispiel für den gelungenen Strukturwandel in Dortmund steht der PHOENIX See im Stadtteil Dortmund-Hörde. In gerade einmal 5 Jahren Bauzeit entstand auf einem ehemaligen Stahlwerksgelände eine einzigartige Gewässerlandschaft mit angrenzenden Naherholungs- und Bauflächen, in welche als Teil des Emscher-Landschaftsparks auch die ökologische Verbesserung der Emscher einbezogen wurde. Dort, wo über einen Zeitraum von mehr als 150 Jahren Stahl gekocht wurde, findet sich heute ein urbaner Flachwassersee mit einer Fläche von 24 ha in ausgezeichneter Wasserqualität.

Die hervorragenden Gewässerverhältnisse sind zum einen auf eine qualitativ hochwertige Standortaufbereitung unter intensiver Begleitung sämtlicher Bauaktivitäten durch Fachgutachter zurückzuführen: Die Stahlwerksära spielt bezogen auf die Wasserqualität des PHOENIX Sees heute keinerlei Rolle mehr.

Des Weiteren war allen Verantwortlichen (Stadt Dortmund, Dortmunder Stadtwerke AG, Emschergenossenschaft) schon in der frühen Planungsphase klar, dass der PHOENIX See als von Grundwasser gespeister, austauscharmer See eines professionellen Gütemanagements bedarf. Hierbei lag die Zielstellung insbesondere bei den Maßnahmen zur Nährstofflimitierung bzw. -regulierung, die sodann zum Teil bereits im wasserwirtschaftlichen Planfeststellungsverfahren festgelegt wurden. Hierzu zählte u.a. die Anlage eines großzügigen, ufernahen Schilfgürtels, die Kontrolle des Fischbestands sowie ein nachhaltiges Gewässergütemonitoring. Letztgenanntes wird seit Flutung des Sees durch die Emschergenossenschaft im Auftrag der Stadt Dortmund durchgeführt. Der letzte Monitoring-Bericht datiert von Mai 2012 (1). Bezogen auf die ersten Ergebnisse zur Erstbesiedlung des Sees durch das Makrozoobenthos wird auf Korte 2013 (2) verwiesen.

Im Zuge des weiteren Projektfortschritts wurden die vorstehend beschriebenen Maßnahmen um zwei wichtige Elemente ergänzt:

Zum einen wurde am Nordufer des Sees eine technische Anlage zur Phosphat-Elimination errichtet, über welche das Seewasser im Kreislauf (Entnahme aus dem See und anschließende Wiedereinleitung in den See) geführt wird. Dabei wird aus dem Wasser nach Durchlaufen einer Trommelfilterstufe in mit Eisenhydroxid-Granulat gefüllten Reaktoren auf adsorptivem Wege Phosphor abgeschieden. Die in dieser Form bundesweit einmalige Anlage bewältigt als Jahresdurchsatz das gesamte Seewasservolumen von rd. 600.000 m³. Hierdurch kann der See bislang stabil in einem mesotrophen Zustand gehalten werden.

Als weiteres wichtiges Element der Güteoptimierung ist die kontinuierliche Begleitung des Seeprojekts durch einen Biologen zu nennen. Zur Schaffung nährstoffarmer Substratverhältnisse wurde auf Rat des Experten die in weiten Teilen bindige Seesohle mit gewaschenem Sand belegt. Hierdurch sollten insbes. hochwüchsige Makrophyten-Arten limitiert werden, welche eine nachteilige Wirkung auf den Wassersport ausüben bzw. erhöhte Unterhaltungsaufwendungen zur Folge haben könnten. Ergänzend erfolgte eine Primärbepflanzung mit Armleuchteralgen-Pflanzen aus dem Duisburger Innenhafen sowie eine Beimpfung mit Oosporen der gleichen Algenart. Diese bildet großflächige, niederflorige Pflanzenteppiche aus und verdrängt hierdurch unerwünschte, hochwachsende Makrophyten. Die bislang durchgeführten Kontroll-Tauchgänge bestätigen den Erfolg der eingeleiteten Maßnahmen. (Weitere Ausführungen siehe (3))

Durch die Vielzahl der vorstehend beschriebenen, ineinander greifenden Maßnahmen zum Gewässergütemanagement ist die Stadt Dortmund als Betreiberin zuversichtlich, dass der PHOENIX See gerade in puncto Wasserqualität und Nutzbarkeit auch weiterhin einer guten Zukunft entgegen sieht.

Literatur

(1) Emschergenossenschaft: Ergebnisse Monitoring PHOENIX See Oktober 2011-April 2012, Mai 2012

(2) Korte, T. et al. 2013: „Der PHOENIX See in Dortmund: Erstbesiedlung durch das Makrozoobenthos“; Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

(3) van de Weyer et al. 2013 : „Makrophyten-Management durch nährstoffarme Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen: Das Konzept Phoenixsee in Dortmund“; Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Hydromorphologische Untersuchungen der ökologischen Effizienz zweier Renaturierungsmethoden am Klosterbach bei Ribnitz-Damgarten

Jan Moritz Wagner & Antje Stöckmann

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH), Kontakt: antje.stoeckmann@hnee.de

Keywords: Eigendynamische Entwicklung, Fließgewässerrenaturierung, Hydromorphologie, Ökologische Effizienz, Strukturgüte, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) steht seit dem Jahr 2000 ein Instrument zur Verfügung, mit dessen Hilfe sich negativ auswirkende Eingriffe der Vergangenheit und deren Folgen beseitigt werden sollen. Sie hat das Erreichen des guten ökologischen Zustandes zu einer supranationalen Verpflichtung gemacht und die Bedeutung von Renaturierungen der Fließgewässerökosysteme immens gesteigert. Der in eine anthropogen überformte und intensiv genutzte Landschaft gebettete Klosterbach wird seit 2002 schrittweise gemäß den umweltpolitischen und wasserwirtschaftlichen Zielsetzungen ökologisch saniert. Die Maßnahmenkonzeption orientiert sich an den Vorgaben der WRRL und hat somit das Erlangen des „guten ökologischen Zustandes“ zum Ziel. Teile des ehemals stark degradierten Klosterbaches wurden unter Anwendung unterschiedlicher Verfahren ökologisch saniert. In Teilbereichen des Klosterbaches mit einem verhältnismäßig geringen Talbodengefälle wurden Gewässerabschnitte mit naturnah profilierten Sohl- und Böschungsbereichen neu angelegt. Die übrigen Fließstrecken wurden mit Störelementen zur Strömungsauslenkung ausgestattet, um so die eigendynamische Entwicklung des Gewässers zu unterstützen. Die Renaturierungsmaßnahmen wurden in den Jahren 2002-2009 umgesetzt. Ziel der Untersuchung ist es, mittels hydromorphologischer Untersuchungen eine Bewertung der ökologischen Effizienz des Maßnahmenkomplexes vorzunehmen sowie Wirkungstendenzen der angewendeten ökologischen Sanierungsverfahren im vierten Jahr nach Umsetzung der jüngsten Maßnahmen aufzuzeigen.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) befindet sich im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern etwa 24 km nordöstlich von Rostock und 3 km südlich von Ribnitz-Damgarten (Abb. 1). Der Klosterbach hat eine Einzugsgebietsgröße von ca.7.000 ha und ist ein kleiner Ostseeküstenzufluss. Er mündet bei Ribnitz-Damgarten in den Saaler Bodden. Das UG umfasst den auf einer Länge von etwa 4,7 km Fließstrecke in vier Etappen ökologisch sanierten Klosterbach und einen etwa 1,6 km langen renaturierten Abschnitt des Grabens 30/3.

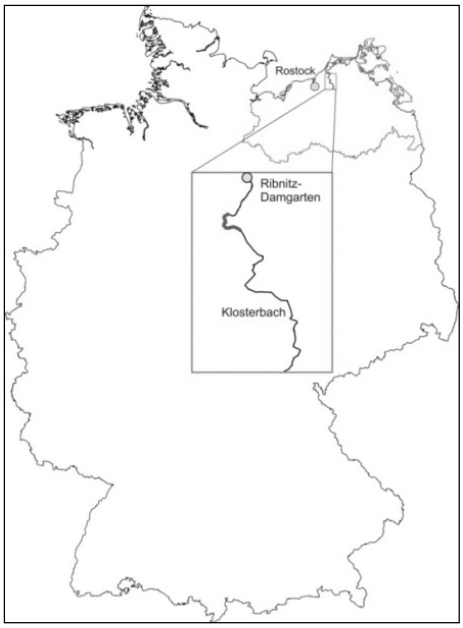


Abb. 1: Lage des in den Saaler Bodden mündenden Klosterbaches

Der Klosterbach kann dem Fließgewässertyp 14 „Sandgeprägter Tieflandbach“ zugeordnet werden. In Mecklenburg-Vorpommern wird der LAWA-Typ 14 in weitere WRRL-relevante Typen untergliedert, sodass nach MEHL & THIELE (1998) die Bezeichnung „Gefällearmes Fließgewässer der Moränenbildungen“ zutrifft. Resultierend aus dem intensiven Vorflutausbau und der andauernden Gewässerunterhaltung war der strukturelle Zustand vor der ökologischen Sanierung sehr homogen. Der Klosterbach und seine Zuläufe entwässern ein landwirtschaftlich intensiv genutztes, stark degradiertes Einzugsgebiet. Große Bereiche sind gedraint und der Bach häufig verrohrt. Zur Verbesserung der Vorflut wurde das Gewässerbett stark eingetieft und begradigt. Die Sohlbreite betrug 1,5 bis 2 m, die obere Böschungsbreite ca. 8 bis 10 m. Die Böschung wies Neigungen im Verhältnis 1:2 auf und wurde abschnittsweise durch Steinschüttungen gesichert. Die naturferne Gerinnemorphologie und Laufstruktur zählen zu den Folgen des Gewässerausbaus sowie einer intensiven Gewässerunterhaltung. Begleitende Ufergehölze fehlen weitgehend. Sediment- und Nährstoffeinträge aus der bis an die Böschungsoberkante praktizierten landwirtschaftlichen Talraumnutzung haben gewässerbelastende Auswirkungen. Erfolgte biotische Untersuchungen konnten folglich nur noch Reste standorttypischer Lebensgemeinschaften („Rumpfbiozönose“) nachweisen.

Material und Methoden

Die als Bewertungsgrundlage dienenden hydromorphologischen Untersuchungen umfassen die Feststellung der Fließgewässerstrukturgüte nach LUNG M-V (2011), eine Analyse der Strömungs- und Sohlsubstratverhältnisse sowie die Ermittlung repräsentativer Querprofile des Klosterbaches. Zudem fließen Resultate biologischer Erfolgskontrollen (Makrophyten, Makrozoobenthos Ichthyofauna) in die Bewertung ein. Anhand der Ergebnisse wurde eine Beurteilung der ökologischen Effizienz des Maßnahmenkomplexes vorgenommen sowie Wirkungstendenzen der angewendeten ökologischen Sanierungsverfahren im vierten Jahr nach Umsetzung der jüngsten Maßnahmen aufgezeigt.

Die Auswahl der Untersuchungsabschnitte (UA) sollte möglichst das gesamte Spektrum der unterschiedlichen, im UG vorkommenden hydromorphologischen Strukturen repräsentieren. Die Hauptkriterien für die Auswahl der betrachteten Strecken waren die angewandten Sanierungsmethoden sowie das Jahr der Umgestaltung. Sie wurden so gewählt, dass in jedem Bauabschnitt der ökologischen Sanierung jeweils ein Fließgewässerabschnitt mit neutrassiertem Gewässerlauf und eine Eigendynamikstrecke lagen. Diese Bereiche wurden einem degradierten Abschnitt gegenübergestellt. Die Referenzstrecke lag ca. 150 m oberhalb der renaturierten Bereiche und entspricht dem Ausgangszustand. Dieses Vorgehen orientiert sich an der Methode der sogenannten „space-for-time-Untersuchung“ im Sinne von PICKETT (1989), bei der aus einem räumlichen Nebeneinander unterschiedlicher Standorte ein zeitliches Nacheinander abgeleitet wird. Für die Untersuchung der Fließgewässerstrukturgüte konnte darüber hinaus ein klassischer Vorher-Nachher-Vergleich angestellt werden, da hier vergleichbare Daten aus Zeiten vor der Maßnahmenumsetzung zur Verfügung standen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Bewertung der **Fließgewässerstrukturgüte** erfolgt anhand der sechs Hauptindikatorengruppen: Längs- und Querprofil, Sohlen- und Uferstruktur, Laufentwicklung sowie Gewässerumfeld. Ihnen sind 29 Einzelparameter mit besonders relevanten Indikatorfunktionen der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern untergeordnet, die zusammengefasst werden in die Zustandsklassen *Sohle, Ufer* und *Land*. Die Zustandsklasse *Sohle* wurde zu 87,5 % mit der Güteklasse 3 bewertet. Die Zustandsklasse *Ufer* gliedert sich jeweils zu 50 % in die Güteklassen 3 und 4. Der Profiltyp wurde als ein annähernd natürliches Profil bzw. verfallendes Regelprofil eingestuft. Aufgrund der dominierenden Acker- und Grünlandlandnutzung im Talraum wurden 56,25 % der untersuchten Abschnitte in der Zustandsklasse *Land* einem unbefriedigenden Zustand (Güteklasse 4) zugewiesen. In der Gesamtbewertung zeigt sich im Vergleich zum Ausgangszustand die Verbesserung um eine Strukturgüteklasse (Güteklasse 3 – *mäßiger Zustand).* Eine Bewertungsdifferenz zwischen Neutrassierung und Eigendynamikstrecken kann nicht festgestellt werden. Sowohl die durchschnittliche Gesamtbewertung der neutrassierten Gewässerabschnitte als auch die der Eigendynamikstrecken liegt im Bereich der Strukturgüte 3.

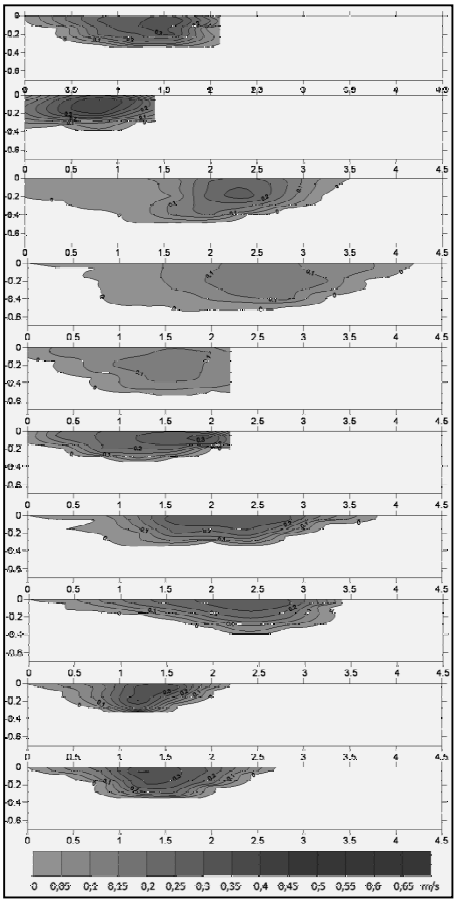


Abb. 2: Messprofile der Fließgeschwindigkeit im Wirkbereich eines Strömungsauslenkers

Die **Fließgeschwindigkeiten** variieren zwischen 0,00 und 0,61 m/s. Vereinzelt wurden Rückkehr- bzw. Umlaufströmungen mit bis zu -0,07 m/s gemessen. Die größten Fließgeschwindigkeiten der Profile liegen im Mittel bei 0,39 m/s. Die mittlere Fließgeschwindigkeit der insgesamt 44 Messstellen beträgt 0,18 m/s. Das Messprofil mit der geringsten mittleren Fließgeschwindigkeit erreicht einen Wert von 0,06 m/s. Die maximale mittlere Geschwindigkeit eines Profils misst 0,33 m/s. Die Strömungsdiversität der Eigendynamikstrecken ist mit Ausnahme der Bereiche der Strömungsauslenker ähnlich gering wie die des Referenzabschnittes. Vereinzelt konnte aufgrund der unterlassenen Gewässerunterhaltung und der damit einhergehenden Etablierung von Makrophytenpolstern eine beginnende Veränderung des kanalartigen Strömungsmusters festgestellt werden. In den Bereichen der Strömungsauslenker ist die Strömungsdiversität aufgrund der veränderlichen Gewässerbettbreiten, der Strömungsauslenkung sowie der Auskolkungen sehr vielfältig (Abb. 2). Vereinzelt konnten rückläufige Strömungen festgestellt werden. Die Neutrassierungen zeichnen sich durch eine hohe Strömungsdiversität aus. Die vielfältigen gewässermorphologischen Strukturen bewirken unterschiedlichste Fließmuster mit variablen Fließgeschwindigkeiten. Die Uferbereiche weisen häufig große Flachwasserbereiche auf. Durch die Laufkrümmungen entstehen zum Teil typische Strömungsbilder der Prall- und Gleitufer.

Die **Substratanalyse** erbrachte keine deutlichen Unterschiede bezüglich der Korngrößenverteilung der Neutrassierungen und Eigendynamikstrecken. Die ökologisch sanierten Bereiche weisen größere Anteile der Kornfraktionen Feinsand II und Ton/Schluff auf. Im Referenzabschnitt dominiert Mittelsand die Substratzusammensetzung. Die Sedimentverteilung spiegelt die erosiven und akkumulativen Entwicklungsprozesse des Klosterbaches wieder.

Strömungsberuhigte Bereiche werden von einer schlammbedeckten Sohle charakterisiert, während jedoch insgesamt eine Reduzierung der Feinsedimente festgestellt werden konnte. Partiell hat sich eine große Substratdiversität mit diversen Korngrößen eingestellt. Es konnten deutliche Unterschiede in Entwicklungsrichtung und -geschwindigkeit der mit unterschiedlichen Methoden sanierten Bereiche festgestellt werden. Die Nachweise der erosiven und akkumulativen Prozesse in den Eigendynamikstrecken fallen deutlicher als in den neutrassierten Bereichen aus. Hier wurden nur schwache Umlagerungserscheinungen nachgewiesen.

Die **Strukturvermessung der Querprofile** lässt erkennen, dass die obere Profilbreite der Querprofile der neutrassierten Gewässerläufe größer als die der Eigendynamikstrecken ist und somit auch die Böschungsneigungen in den Bereichen der Neutrassierungen weniger steil ausgeprägt sind. Die mittleren Wasserspiegelbreiten beider Renaturierungsmethoden sind von vergleichbarer Größe. In den Bereichen der Eigendynamikstrecken werden im Einflussbereich der Strömungsauslenker die größten Gewässertiefen (Auskolkungen von bis zu 0,69 m) und Wasserspiegelbreiten erreicht. Eine besonders positive Auswirkung auf die Geometrie der Querprofile haben die Maßnahmen zur Uferabflachung erzielt. Die verhältnismäßig großen Einschnitttiefen konnten durch keine der beiden Renaturierungsmethoden verringert werden, wenngleich durch die erfolgten Profilaufweitungen einer fortschreitenden Tiefenerosion entgegengewirkt wurde. In den Eigendynamikstrecken ist eine strukturelle Aufwertung der Querprofile bisher nur in den Bereichen der Strömungsauslenker zu verzeichnen. Die übrigen Fließstrecken innerhalb der Eigendynamikstrecken weisen nach wie vor eine Trapezform auf. Ein deutlicher Verfall der ehemaligen Regelprofile ist derzeit nicht zu erkennen. Die Neutrassierungen weisen auf ihrer gesamten Länge strukturreiche Querprofile auf. Besonders positiv ist hier die Entwicklung ausgeprägter Flachwasserzonen zu verzeichnen. Insgesamt ist die Verzahnung der terrestrischen und aquatischen Lebensräume von größerer Qualität und Quantität als in den Eigendynamikstrecken.



Abb. 3: Prallhang gegenüber eines Strömungsauslenkers



Abb. 4: Eigendynamikstrecke mit Strömungsauslenkern

Die ökologische Sanierung des Klosterbaches liegt noch nicht lange genug zurück, um langfristige Auswirkungen auf hydromorphologische Strukturen sowie biologische Komponenten dokumentieren zu können. Aufgrund der langen benötigten Entwicklungszeiträume sind endgültige Erfolgs- bzw. Misserfolgsmeldungen zu diesem Zeitpunkt nicht möglich.

Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Initiierung der eigendynamischen Entwicklung, mit geringem finanziellen Einsatz für die baulichen Veränderungen, deutliche ökologische Effekte erzielt werden konnten. Jedoch muss berücksichtigt werden, dass mit der Maßnahmenumsetzung keine abgeschlossene Renaturierung, sondern zunächst die Initiierung strukturbildender Prozesse erreicht wurde. Aus ökologischer Sicht ist die Zulassung, Initiierung und Nutzung der Eigendynamik ein sehr vielversprechendes Mittel, um leitbildgerechte Zustände wiederherzustellen. Hinsichtlich der von der WRRL festgesetzten Fristen für die Erreichung der Ziele ist die Sanierungsmethode der Eigendynamik, aufgrund der langen Entwicklungszeiträume, nur bedingt geeignet. Es ist nicht zu erwarten, dass der Klosterbach bis zum Jahr 2015 den Kriterien der WRRL entspricht.

Jedoch darf davon ausgegangen werden, dass sich der morphologische Zustand weiter verbessern wird.

Die Eintiefung des Klosterbaches stellt dabei ein zentrales Problem dar, das eine positive ökologische Einstufung, bezogen auf das Leitbild, für einen langen Zeitraum unmöglich macht. Hauptursachen sind die Isolierung des Wasserkörpers von der umgebenden Aue sowie die damit einhergehende Zerstörung gewässertypischer Strukturen (UBA 2008). Die verhältnismäßig kurze Sanierungsstrecke wird auch in Zukunft den negativen Einflüssen der anthropogenen Überformung und intensiven Landnutzung im Einzugsgebiet unterliegen. Dies hat Beeinträchtigungen der Wasserqualität und -temperatur sowie Sedimenteinträge zur Folge. Diffuse Nährstoff- und Sedimenteinträge können zu großen Teilen vom Gewässerrandstreifen zurückgehalten werden. Belastungen durch punktuelle Einträge bleiben jedoch weiterhin aufgrund des intakten Drainsystems bestehen. Trotz dieser Umstände kann die ökologische Sanierung des Klosterbaches als Erfolg und „Schritt in die richtige Richtung“ bewertet werden. Derzeitig erkennbare positive Entwicklungstendenzen lassen auf eine leitbildgerechte Strukturentwicklung des Fließes schließen. In den kommenden Jahren werden ökologische Diversität und Strukturvielfalt weiter zunehmen und zu einem verbesserten Habitatangebot führen. Die Strömungsauslenker werden im Zusammenspiel mit den steilwandigen, vegetationslosen Uferabschnitten die derzeitigen erosiven Prozesse aufrechterhalten und die beginnende Remäandrierung des Klosterbaches unterstützen. Die bereits vorhandenen divergierenden Strömungsmuster werden weiterhin zum Prozess der Abtragung und Akkumulation von Sedimenten beitragen. Dies führt zu Entwicklungen bzw. dynamischen Veränderungen von Prall- und Gleithängen, Inselbildungen, Kolken, Riffle-Pool-Sequenzen sowie Laufverengungen und -aufweitungen (Abb. 3 und 4). Die Gehölze werden mittel- bis langfristig für die unverzichtbaren naturnahen Beschattungsverhältnisse sorgen und sukzessive das Totholzdargebot erhöhen. Die biologische Wiederbesiedlung zeigt tendenziell die Ansiedlung eines fließgewässertypenspezifischen Arteninventars auf. Mit zunehmender Strukturvielfalt und Regression durch einsetzenden Konkurrenzdruck können sich vielfältige Biozönosen entwickeln. In einer intensiv genutzten Landschaft mit ertragreichen Böden ist ein beachtlicher ökologischer Erfolg erzielt worden. Unter Berücksichtigung der bestehenden Restriktionen wurde dem Klosterbach durch die ökologische Sanierung die Möglichkeit einer naturnahen Entwicklung zurückgegeben.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Master-Arbeit im Studiengang Regionalentwicklung & Naturschutz der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE), Betreuung Prof. Dr. rer. nat. Antje Stöckmann. Ein besonderer Dank gilt Dr. rer. nat. Volker Thiele (biota Institut für ökologische Forschung und Planung, Bützow) für die fachliche Unterstützung und Betreuung.

Literatur

LUNG – LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2011): Fließgewässerstrukturgütekartierung in Mecklenburg-Vorpommern. Handbuch zur Erfassung der Fließgewässerstrukturen und der Querbauwerke. Materialien zur Umwelt 2011, Heft 2, Güstrow.

MEHL, D. & THIELE, V. (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes. Am Beispiel der junglazialen Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. Parey Buchverlag, Berlin.

PICKETT, S. T. A. (1989): Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens, G. E. (Hrsg.): Long-term studies in ecology: Approaches and alternatives. Springer-Verlag, New York.

UBA – UMWELTBUNDESAMT (2008): Ökologische Effektivität hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern. Ergebnisse des UBA-Workshops vom 14./15. Februar 2008. Texte 21/2008. Dessau-Roßlau.

WRRL: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie) (ABI L 327 S.1), zuletzt geändert: Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 (ABI L. 331 S.1).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Makrophyten-Management durch nährstoffarme Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen: Das Konzept PHOENIX See in Dortmund

Klaus van de Weyer

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

Keywords: Makrophyten, Characeae, Massenentwicklung, Management, Bepflanzung, Besiedlungspotenzial, Flachsee

Seit einigen Jahren treten in Deutschland vermehrt Nutzungskonflikte in Seen in Folge von Massenentwicklungen aquatischer Makrophyten auf. Ein nachhaltiges Management gestaltet sich in der Regel sehr schwierig und ist meistens kostenintensiv (DWA 2006, Hussner et al. 2010, Podraza & Knotte 2010, van de Weyer et al. 2012). Im Phoenixsee (Dortmund), einem carbonatischen Flachsee, bestand durch die Neugestaltung (Sümer 2013) schon bei der Planung die Möglichkeit, nach einer nachhaltigen Lösung zu suchen, die den regelmäßigen Pflegeaufwand minimiert und gleichzeitig den Wasserboot-Sport ermöglicht. Als Vorbild dienen carbonatische, nährstoffarme, natürliche Gewässer mit einem Bewuchs niedrigwüchsiger Armleuchteralgen. Durch die geringe Wuchshöhe der Armleuchteralgen ist der größte Teil des Wasserkörpers nicht mit Makrophyten besiedelt und ermöglicht daher Wassersport ohne Beeinträchtigungen. Armleuchteralgen gehören zudem aus Sicht des Gewässer- und Naturschutzes zu den Ziel- bzw. Leitarten carbonatischer Seen (van de Weyer 2006, MUNLV NRW 2004).

Im Phoenixsee wurden nährstoffarme Standortbedingungen im Sediment und Freiwasser geschaffen (Korte et al. 2013, Sümer 2013). Da im Bereich des Phoenixsees keine Armleuchteralgen vorkamen, wurde das Besiedlungspotenzial durch eine Anpflanzung mit Armleuchteralgen beeinflusst. Hierdurch sollten die Armleuchteralgen einen Startvorsprung gegenüber anderen Makrophyten bei der Erstbesiedlung des Phoenixsees erhalten.

Der Pflanzplan beinhaltet eine Anpflanzung mit lebenden Armleuchteralgen und eine Animpfung mit Oosporen der Characeae. Für die Bepflanzung wurden die "Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980" berücksichtigt (Sukopp & Trautmann 1981). Das "Spendermaterial" stammte aus nahegelegenen Vorkommen der gleichen Art, ohne dass diese geschädigt werden. Für den Pflanzplan wurden Armleuchteralgen-Arten ausgewählt, die für die speziellen Standortbedingungen des Phoenixsees angepasst sind. In Hinblick auf die Trophie wurde darauf geachtet, dass die Arten eine vergleichsweise breite Standortamplitude aufweisen (Krause 1997, Schmidt et al. 1996). Ausgewählt wurden die folgenden Arten: *Chara contraria, Chara globularis*, *Chara vulgaris* und *Nitella mucronata.*

Die Durchführung der Maßnahmen erfolgte in den Jahren 2010 und 2011. Für eine ausführliche Darstellung sei auf van de Weyer et al. (2013) verwiesen.

Literatur

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2006): Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie. Merkblatt DWA-M-606: 112 Seiten.

Hussner, A., Weyer, K. van de, Gross, E., Hilt. S. (2010): Eine Übersicht über die aquatischen Neophyten in Deutschland – Etablierung, Auswirkungen und Managementperspektiven. Handbuch Angewandte Limnologie – 27. Erg. Lfg. 4/10: 1-27.

Korte, T. et al. (2013): Limnologisches Monitoring Phoenixsee. Korrespondenz Wasserwirtschaft, i. Vorb.

Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa 18: 202 S., G. Fischer, Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm

Schmidt, D., Weyer, K. van de, K., Krause, W., Kies, L., Gabriel, A., Geissler, U., Gutowski, A., Samietz, R., Schütz, W., Vahle, H.-C., Vöge, M., Wolff, P. & Melzer, A. (1996): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands, 2. Fassung, Stand: Februar 1995. Schr.-R. f. Vegetationskunde 28: 547-57

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) NRW (2004): Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen: 170 S., Düsseldorf

Podraza, P., Knotte, H. (2010): Massenentwicklung von Elodea - Diskussion der Möglichkeiten zur Bestandsregulierung am Beispiel der Ruhrstauseen. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6: 286-293.

Sümer, G. (2013): Der PHOENIX See in Dortmund: Transformation einer Stahlwerksbrache zu einer hochwertigen Gewässerlandschaft unter Einbeziehung innovativer Maßnahmen zum Gewässergütemanagement. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Sukopp, H., Trautmann, W. (1981): Ausbringung von Wildpflanzen. Natur und Landschaft 56: 368-369

Weyer, K. van de (2006): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie, LUA Merkblätter 52: 108 S., http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merk52/merk52.pdf

Weyer, K. van de, Dietl, V., Heussen, M. (2012): See-Sohlbelegung mit einem Sand-Vlies zum Management von Makrophyten-Massenentwicklungen im Großen De Wittsee (Niederrhein). Korrespondenz Wasserwirtschaft 2012 (5) Nr. 9: 480-484

Weyer, K. van de et al. (2013): Das Konzept PHOENIX See: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen. Korrespondenz Wasserwirtschaft, i. Vorb.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Ist Leben in den ökologisch umgestalteten Emschergewässern möglich? – Urbane Fließgewässerrenaturierungen

Caroline Winking[1], *Armin Lorenz*[1] *& Daniel Hering*[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, caroline.winking@uni-due.de

Keywords: Makrozoobenthos, ökologische Verbesserung, urbane Fließgewässer, Emscher, Ruhrgebiet

Einleitung

Die Emscher und viele ihrer Nebengewässer wurden größtenteils über 100 Jahre lang als offenes, oberirdisches Abwasserkanalsystem des Ruhrgebiets genutzt. Noch heute fließen viele Abschnitte der Gewässer in Betonschalen und führen das Abwasser der Region, die von ca. 2,4 Millionen Menschen besiedelt wird. Erst mit dem Rückgang des Bergbaus, wurde es möglich unterirdische Abwasserkanäle zu bauen, ohne mit einer Zerstörung der Kanäle durch Bergsenkungen rechnen zu müssen (EGLV 2012).

Der Umbau des Emscher-Systems ist das wohl weltweit größte Infrastrukturprojekt für Gewässer. Mit einem Investitionsvolumen von 4,5 Milliarden Euro umfasst dieses Generationenprojekt den Bau von dezentralen Kläranlagen, den Bau von unterirdischen Abwasserkanälen mit ca. 400 km Gesamtlänge, sowie der ökologischen Verbesserung von 350 km ehemaligen Schmutzwasserläufen (EGLV 2012).

Bis heute wurden bereits 98 Fließkilometer der Emschergewässer ökologisch verbessert. Das heißt: die Betonschalen wurden entfernt, das Gewässerumfeld und das Gewässerbett wurden naturnah gestaltet und das Schmutzwasser wird unterirdisch abgeführt (EGLV 2012), so dass die Gewässer nun Reinwasser enthalten. Auf diese Weise sind im Emschereinzugsgebiet neue Lebensräume für Tiere und Pflanzen entstanden.

Vor diesem Hintergrund interessiert uns, welche Makrozoobenthosarten diese neuen Lebensräume wiederbesiedeln. Handelt es sich dabei primär um flugfähige Taxa? Welche Ausbreitungswege verfolgen die Taxa? Diesen Fragen wurde im Rahmen einer Fallstudie nachgegangen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Für die Fallstudie wurde exemplarisch das urban geprägte Einzugsgebiet der Boye, die ein Zufluss der Emscher ist, gewählt. Die Boye und ihre Nebengewässer entwässern mit 90 Fließkilometern ein ca. 77 km² großes Gebiet im Bereich der Städte Gladbeck und Bottrop im Ruhrgebiet. Innerhalb dieses Einzugsgebietes wurden bereits 14,5 Fließkilometer (insgesamt sieben Gewässerabschnitte) ökologisch verbessert. Des Weiteren befinden sich im Boyesystem Gewässerabschnitte, die nie vom Verbau betroffen waren und nie als offener Abwasserkanal genutzt wurden. Drei der sieben ökolo-

gisch verbesserten Gewässerabschnitte befinden sich unterhalb eines solchen, nie verbauten Oberlaufes/Nebengewässers. Hier haben Makrozoobenthostaxa überlebt, die nun die neuen Lebensräume, unter anderem per Drift, wiederbesiedeln können. Eine Wiederbesiedlung der ökologisch verbesserten Gewässerabschnitte auf dem Wasserweg ist nur longitudinal abwärts möglich, denn sie münden in den ca. 8 km langen Schmutzwasserlauf der Boye, der keine Besiedlung zulässt. Die anderen vier ökologisch verbesserten Abschnitte haben keine Anbindung an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer. Das bedeutet, dass Taxa, die diese Gewässerabschnitte wiederbesiedeln andere Ausbreitungswege als die Drift verfolgen müssen. Daher wird als Hypothese angenommen, dass diese Gewässerabschnitte vorrangig durch flugfähige Arten wiederbesiedelt werden. Die Gewässer wurden somit differenziert in: Gewässer mit Anbindung an einen Oberlauf/Nebengewässer und Gewässer ohne Anbindung.

Datengrundlage und Probenahmemethode

Makrozoobenthosprobenahmen fanden insgesamt an 46 Probestellen statt, wovon 14 Probestellen in den ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten lagen. Weiterhin wurden 32 Probestellen, die nie vom Verbau betroffen waren, mit guten Gewässer- und Umfeldstrukturen (Auswahl nach eigenem Erhebungsbogen) als potenzielle Wiederbesiedlungsquellen beprobt. Alle Probestellen befanden sich im Radius von höchstens 5 km um die ökologisch verbesserten Gewässerabschnitte. Dieser Radius wurde aufgrund der Studie von SUNDERMANN et al. (2011) gewählt. Sie besagt, dass Wiederbesiedlungsquellen, die weiter als 5 km von einem renaturierten Gewässerabschnitt entfernt liegen, keinen signifikanten Einfluss auf die Artzusammensetzung der renaturierten Stelle haben. Die Probenahme und Bewertung des Makrozoobenthos erfolgten standardisiert nach dem deutschen Bewertungssystem PERLODES (MEIER et al. 2006). Der Untersuchungszeitraum war März bis April 2012.

Auswertungsmethoden

Für die Untersuchung, ob sich die Taxa in den ökologisch verbesserten Probestellen vorrangig durch Flug verbreiten, wurden die Taxa zunächst in nicht flugfähige und flugfähige Taxa eingeteilt und der Anteil der flugfähigen Individuen für alle Probestellen berechnet. Es folgte ein Vergleich zwischen den ökologisch verbesserten (ÖV) und den nie vom Verbau (NV) betroffenen Probestellen. Der U-Test wurde verwendet um festzustellen, ob sich die zwei Stichproben signifikant voneinander unterscheiden. Zur näheren Betrachtung der Ausbreitungswege und Flugfähigkeit der im Untersuchungsgebiet erfassten Taxa, wurden Verbreitungskarten jedes Taxon mit ArcGIS 10 erstellt. Aufgrund der Erkenntnisse dieser Verbreitungskarten, wurden alle Taxa in eine von drei Flug-Kategorien eingestuft: nicht flugfähige Taxa, flugfreudige Taxa und flugträge Taxa. Die Einstufung der Taxa in die jeweilige Kategorie, wurde durch Expertenmeinungen bekräftigt. Weiterhin wurde die Anzahl der Taxa je Flug-Kategorie der ökologisch verbesserten Probestellen mit Anbindung an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer mit denen ohne Anbindung verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Flugfähige Taxa in ökologisch verbesserten Probestellen

Der Anteil der als Imago flugfähigen Individuen ist in den ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten signifikant höher (U-Test: $p = 0{,}04$) als in den nie vom Verbau betroffenen Probestellen (s. Abb. 1). Im Median beträgt der Anteil der als Imago flugfähigen Individuen in Probestellen der ökologisch verbesserten Gewässerabschnitte 74 %, wohingegen sie in den nie vom Umbau betrof-

fenen Probestellen 48 % beträgt. Flugfähige Taxa besiedeln die neuen Lebensräume demnach deutlich schneller als nicht flugfähige Taxa.

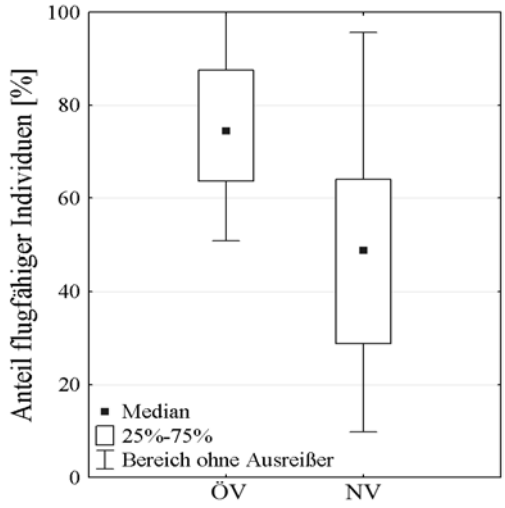


Abb. 1: Vergleich der Anteile der als Imago flugfähigen Individuen an der Gesamtzönose zwischen den ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten (ÖV; n=14) und nie vom Verbau betroffenen Probestellen (NV; n=32).

Verbreitungskarten

Für jede der drei Flug-Kategorien werden die Argumente, die zur Einstufung der Taxa mit Hilfe der Verbreitungskarten in die entsprechende Flug-Kategorie führte, an Hand eines Beispieltaxons erläutert:

Der Kategorie nicht flugfähige Taxa gehören 33 der insgesamt gefundenen 135 Taxa an. Dazu zählen z.B. die Bivalvia und auch die Crustacea wie der der Bachflohkrebs *Gammarus pulex*. Diese Art wurde in ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten erfasst, die eine Anbindung an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer mit einem Vorkommen dieser Art hatten. Darüber hinaus zeigt das Vorkommen dieser Art an zwei Probestellen in einem der Gewässer ohne Anbindung, dass auch andere Ausbreitungswege (z.B. Endozoochorie, Ektozoochorie) berücksichtigt werden müssen.

Die Kategorie flugfreudige Taxa umfasst insgesamt 69 der 135 Taxa. Ein Beispiel ist die Eintagsfliegenart *Cloeon dipterum,* welche ein Jahr nach der ökologischen Verbesserung bereits vier der neu entstandenen Lebensräume besiedelt. Laut dieses Datensatzes kann sie innerhalb eines Jahres eine Entfernung von mindestens 5 km zurücklegen. Diese Pionierart lebt typischerweise in offenen Bereichen (SCHMEDTJE & COLLING 1996) und zählt zu den Ubiquisten. *C. dipterum* wird daher als flugfreudige Art und als guter Wiederbesiedler eingestuft. Zu dieser Kategorie zählen Taxa, die sich leicht durch Flug verbreiten und keine besonderen Habitatansprüche haben. Hierunter fallen beispielsweise auch verschiedene Dipteren, deren Verbreitung durch Winddrift unterstützt wird.

Die Kategorie flugträge Taxa umfasst insgesamt 33 von 135 Taxa. Ein Beispiel für eine flugträge Art ist die Steinfliegenart *Nemoura cinerea*. In den nie vom Verbau betroffenen Gewässerabschnitten kommt sie häufig vor. Die ökologisch verbesserten Gewässerabschnitte werden von dieser Art jedoch nur dann wiederbesiedelt, wenn sie im nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer vorkommt. *N. cinerea* breitet sich vermutlich vorrangig durch Drift aus und legt keine größeren Entfernungen zurück. Diese Art wird als flugträge Art und langsamer Wiederbesiedler eingestuft. Zu dieser Kategorie zählen überdies auch Taxa, die besondere Habitatpräferenzen oder -ansprüche haben, welche in den ökologisch verbesserten Abschnitten teilweise noch nicht vorhanden sind (z.B. Totholz).

Wiederbesiedlung

In allen ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten hat eine Wiederbesiedlung stattgefunden. Die Wiederbesiedlung findet in der ersten Phase hauptsächlich durch flugfreudige Taxa statt. Die Anzahl dieser ist in den ökologisch verbesserten Probestellen am höchsten (s. Tab. 1). Am zweithöchsten ist die Anzahl von nicht flugfähigen Taxa. Des Weiteren stellen flugträge Taxa (Anzahl an Taxa am geringsten) einen Teil der Biozönose, wenn die ökologisch verbesserten Gewässerabschnitte an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer angeschlossen sind. Anders als erwartet besiedeln die nicht flugfähigen Taxa diese Gewässerabschnitte schneller als die flugträgen Taxa. Eine Begründung hierfür könnte in der Art des Verbreitungsweges und in der Art der Reproduktion zu suchen sein.

Die flugfreudigen Taxa besiedeln die neu entstandenen Lebensräume sehr schnell und primär durch aktive Verbreitung (Flug: lateral, longitudinal, Kompensationsflug), auch über weite Entfernungen.

Nicht flugfähige Taxa verbreiten sich aktiv (z.B. Gammariden durch Schwimmen) aber hauptsächlich passiv (z.B. durch Drift). Die Verbreitung durch Drift geschieht relativ schnell. Daneben sind Schnecken teilweise zur Selbstbefruchtung fähig und laichen mitunter mehrmals im Jahr. Sie haben demnach eine hohe Anzahl an Nachkommen. Gammariden paaren sich das ganze Jahr und haben somit auch eine hohe Zahl an Nachkommen, die über Drift schnell verbreitet werden können. Daneben ist eine passive eher zufällige Verbreitung von nicht flugfähigen Taxa durch Anheften an beispielsweise Wasservögeln möglich.

Im Gegensatz dazu zeichnen sich z.B. die flugträgen Steinfliegen durch eine geringere Ausbreitungsenergie und höhere Standorttreue aus (REISINGER et al. 2002). Flugträge Taxa können sich aktiv oder passiv verbreiten, jedoch entfernen sich laut PETERSEN (2004) z.B. einige Steinfliegenimagines (darunter auch *N. cinerea*) durch Flug nicht weiter als 60 m von ihrem Larvalgewässer und nach MADSEN et al. (1973) breitet sich *N. cinerea* kaum aktiv aus. Die „Ausbreitungswilligkeit" der Taxa dieser Flug-Kategorie ist demnach stark eingeschränkt. Ein Auffinden von neuen Lebensräumen ist im urbanen Raum selbst bei kurzen Flugdistanzen zusätzlich durch Bebauung erschwert und wäre eher zufällig. Weitere Taxa dieser Flug-Kategorie haben bestimmte Habitatansprüche (z.B. hoher Laubanteil und Beschattung). Bei einer frischen Umgestaltung sind diese Habitatstrukturen meist noch nicht gegeben, sondern es bedarf etwas Zeit zur Entwicklung des Gewässers und deren Strukturen (z.B. Wachstum von Uferbewuchs). Auch ist unklar, ob einige flugträge Taxa die neuen Lebensräume zwar kurzfristig besiedeln (z.B. durch Flug oder Zoochorie) und dann aufgrund der fehlenden Habitatverhältnisse nicht überleben. Überdies sind alle Köcher- und Steinfliegen getrenntgeschlechtlich und es wird maximal eine neue Generation pro Jahr gebildet. Zudem übersommern einige Arten an Land und werden erst im Herbst geschlechtsreif (REISINGER et al. 2002). Dies könnten die Gründe sein, warum nicht flugfähige Taxa eine ökologisch verbesserte Stelle schneller besiedeln können als flugträge Taxa.

Tab. 1: Anzahl der Taxa der Flug-Kategorien innerhalb der Gewässer mit Anbindung an einen nie verbauten Oberlauf/Nebengewässer (OL/NG) im Vergleich zu den Gewässern ohne Anbindung. n_{ges} = Anzahl der im gesamten Untersuchungsgebiet vorkommenden Taxa der entsprechenden Flug-Kategorie.

ökologisch verbesserte Gewässer	Anzahl flugfreudiger Taxa (n_{ges} = 69)	Anzahl flugträger Taxa (n_{ges} = 33)	Anzahl nicht flugfähiger Taxa (n_{ges} = 33)
ohne Anbindung an OL/NG (n=6)	37	1	12
mit Anbindung an OL/NG (n=8)	29	16	16

Taxa aller Flug-Kategorien haben durch eine Anbindung an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer die Möglichkeit per Drift in die neuen Lebensräume zu gelangen, wodurch die Wahrscheinlichkeit für eine schnelle Wiederbesiedlung mit nicht flugfähigen und flugträgen Taxa steigt. Besonders die Gewässer ohne Anbindung an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer benötigen Zeit um von diesen Taxa wiederbesiedelt zu werden. Da sich in einer längeren Zeitspanne mehr zufällige, passive Wiederbesiedlungsereignisse (s.o.) ereignen können, steigt mit der Zeit die Wahrscheinlichkeit einer Wiederbesiedlung mit flugträgen und nicht flugfähigen Taxa.

Insgesamt ist die Wiederbesiedlung in den Gewässern mit Anbindung an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer weiter fortgeschritten als in den Gewässern ohne Anbindung:

Gewässer mit Anbindung werden nicht nur durch flugfreudige Pioniertaxa wiederbesiedelt, sondern es konnten auch flugträge Taxa erfasst werden. In den Gewässern ohne Anbindung wurde hingegen nur ein flugträges Taxon in einem Gewässer erfasst (s. Tab.1). An vier von sechs Probestellen in Gewässern ohne Anbindung, wurde noch kein flugträges Taxon erfasst. Stattdessen wird die Biozönose von ubiquitären, flugfreudigen Pioniertaxa dominiert (s. Tab. 1, 37 Taxa). Nicht flugfähige Taxa konnten in allen Gewässern erfasst werden.

Wiederbesiedlung ist von sehr vielen weiteren Faktoren abhängig. Daher ist es schwer eine Aussage zu treffen, wann der maximale Wiederbesiedlungserfolg in den einzelnen Gewässern eingetreten ist. Es müsste hierfür untersucht werden, ob die ökologisch verbesserten Gewässerabschnitte artenmäßig bereits das Einzugsgebiet abbilden. Hinsichtlich dieser Fragestellung besteht noch Forschungsbedarf. Dennoch birgt eine detaillierte Betrachtungsweise der Gewässer auf die oben beschriebene Weise schon die Möglichkeit „kleine Erfolge“ zu detektieren, die in der Bewertung nach PERLODES möglicherweise untergehen.

Fazit

Die ökologisch verbesserten Probestellen werden primär von flugfreudigen Taxa wiederbesiedelt. Es findet eine Abfolge statt, wie die ökologisch verbesserten Gewässerstrecken wiederbesiedelt werden. Nach flugfreudigen Pioniertaxa, folgen nicht flugfähige Taxa und zuletzt siedeln sich flugträge Taxa an. Gewässer, die eine Anbindung an einen nie vom Verbau betroffenen Oberlauf/Nebengewässer haben werden schneller wiederbesiedelt. Für eine Wiederbesiedlung mit Taxa aller Flug-Kategorien wird Zeit benötigt.

Danksagung

Mein Dank gilt der Emschergenossenschaft/dem Lippeverband für den ausgiebigen Informationsaustausch. Die vorliegende Studie entstand im Rahmen einer Promotion innerhalb des Projektes KuLaRuhr (Nachhaltige urbane Kulturlandschaft der Metropole Ruhr, weitere Informationen unter: http://www.kularuhr.de/index.php/gewaesser.html).

Literatur

EGLV (Emschergenossenschaft/Lippeverband): Wasserportal, Emscher-Umbau. Stand: 19. September.2012. http://www.eglv.de/wasserportal/emscher-umbau.html.

MADSEN, B.L. & I. BUTZ (1976): Population movements of adult Brachyptera risi (Plecoptera). Oikos 27: 273-280.

MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & D. HERING (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. www.fließgewaesserbewertung.de.

PETERSEN, I., MASTERS, Z., HILDREW, A.G. & S.J. ORMEROD (2004): Dispersal of adult aquatic insetcs in catchments of differing land use. Journal of Applied Ecology 41: 934-950.

REISINGER, W., BAUERNFEIND, E. & E. LOIDL (2002): Entomologie für Fliegenfischer. Vom Vorbild zur Nachahmung. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.

SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96. München.

SUNDERMANN, A., STOLL, S. & P. HAASE (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications 21: 1962-1971.

WASSER UND BILDUNG

FINSTERBUSCH, E. M. & CH. LINNENWEBER: Der „Gewässer-Erlebnis-Parcours“ der Aktion Blau

GERHARDT, S.: Gewässerpädagogik – Wissen vermitteln und Umweltbewusstsein wecken

HIEBER RUIZ, M. & A. CHRIST: Aktion Blau Plus - Gewässerentwicklung im 21. Jahrhundert

LEIPELT, K. G. & A. MARTENS: Exuvien von Libellen: Aufsammlung, Aufbewahrung und Einsatzmöglichkeiten in Lehre und Umweltbildung

MÜLLER, R.: 11 Jahre limnologische Bildung an der Ökologischen Station JH Sorpesee

PLATZ, M., M. GRÖßLER, J. RAPP & E. NIEHAUS: QR-Codes & Augmented Reality - Digitale Kontextinformationen für unsichtbare Prozesse im Bereich Wasser und Bildung

RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Das Trichterstaurohr – ein einfaches Strömungsmessgerät nicht nur für Flugzeuge

RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Das Tauchpendel – ein einfaches Strömungsmessgerät, nicht nur für die Oberflächengeschwindigkeit

SCHEHL, M. & B. RISCH: Konzeption eines „Wasserparcours“ am Fluss Queich – Bildung für nachhaltige Entwicklung in einer authentischen Lernumgebung

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Bach See Fluss – eine Internetseite für Gewässer und Naturgefahren im Kanton Thurgau (Schweiz)

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Der Wirbeltrichter – einem Phänomen auf der Spur

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Vögel und Fische am Bodensee – ein Lern-Spiel

Der „Gewässer-Erlebnis-Parcours“ der Aktion Blau

Eva Maria Finsterbusch & Christoph Linnenweber

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz, Eva-Maria.Finsterbusch@luwg.rlp.de; Christoph.Linnenweber@luwg.rlp.de

Keywords: environmental education, public relation issue “water”, teaching materials for basic education

Entstehung und Ziel des „Gewässer-Erlebnis-Parcours“

Im Jahr 1994 hat das Ministerium für Umwelt und Forsten das Aktionsprogramm *AKTION BLAU* gestartet. Ziel ist die Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit unserer Gewässer.

Zum einen umfasst die *AKTION BLAU* die finanzielle Unterstützung durch das Land bei Renaturierungen. Zum andern steht der Begriff für den Umdenkprozess und das neue Ziel: weg von dem monofunktionalen und nur nutzenorientierten naturfernen Ausbau unserer Gewässer – hin zu einer umfassenden Gestaltung, die ökologische, ökonomische und kulturelle Belange miteinander verbindet.

Der „Gewässer-Erlebnis-Parcours“ wurde eigens zum Festakt anlässlich des 10-jährigen Jubiläums der *AKTION BLAU* entwickelt. Als Beitrag der *AKTION BLAU* zur Umweltbildung und zur Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) soll der Parcours die Belange der Gewässerentwicklung in die Öffentlichkeit hinein kommunizieren. Ziel ist, das Interesse für die Gewässer zu wecken, Akzeptanz für Gewässerrenaturierungsmaßnahmen zu fördern und Optionen nachhaltigen Handelns für den Bürger aufzuzeigen.

Die Kriterien

Erfolgreiche Umweltkommunikation ist mehr als bloße Wissensvermittlung. Sie muss vielmehr unterschiedliche Erwartungshaltungen und Ansprüche der jeweiligen Zielgruppen berücksichtigen. Die Herausforderung der Öffentlichkeitsarbeit in der Aktion Blau liegt also darin, Menschen aus unterschiedlichsten Lebensbereichen für das Thema Gewässerschutz zu gewinnen.

Das Konzept für den Gewässer-Erlebnis-Parcours folgt deshalb folgenden Kriterien:

- Es wurden unterschiedlichste Aspekte zum Thema Gewässer ausgewählt.
- Die Aspekte stammen aus den Erfahrungswelten der Menschen.
- Der Parcours bietet unterschiedliche Berührungspunkte.
- Die Erlebnis-Stationen sprechen alle Sinne an.
- Interaktion und eigenes Experimentieren stehen im Vordergrund.
- Inhalte und Wissen werden spielerisch vermittelt.

Die zehn Aspekte zum Thema Wasser und Gewässer

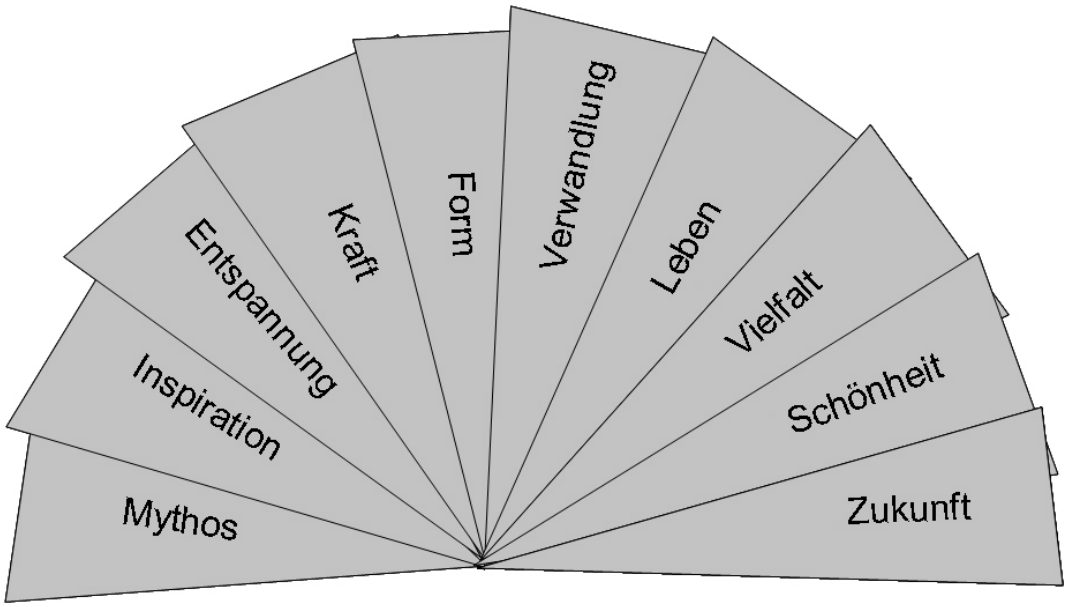


Abb. 1: Der Themenfächer

Der „Gewässer-Erlebnis-Parcours“ besteht aus zehn Erlebnis-Modulen, die das Thema „Wasser und Gewässer“ in Interaktion mit den Besuchern inszenieren. An jeder Station steht ein anderer Aspekt im Vordergrund:

Der Themenfächer beginnt bei den Legenden, Sagen und Mythen der Menschen. Die Station „Gewässer sind Inspiration“ entfaltet Kreativität, während die Station „Gewässer sind Entspannung“ den Bezug des Körpers zum Wasser thematisiert.

Physikalische und geomorphologische Aspekte, wie Auftrieb, Schleppspannung, Landschaftsgestaltung und Erosion werden in den Bereichen „Gewässer sind kraftvoll“, „Gewässer formen“ und „Gewässer verwandeln“ in Szene gesetzt.

Die Themen Gewässerökologie und Biodiversität finden ihren Platz an den Stationen „Gewässer sind Leben“ und „Gewässer sind Vielfalt“.

Der Themenfächer schließt mit dem individuellen Bezug des Menschen zur Schönheit von Gewässern und einem Ausblick in die Zukunft im Sinne der Nachhaltigkeit.

Die interaktiven Module

Nachfolgend wird die konkrete Umsetzung der Aspekte anhand der Erlebnis-Module vorgestellt.

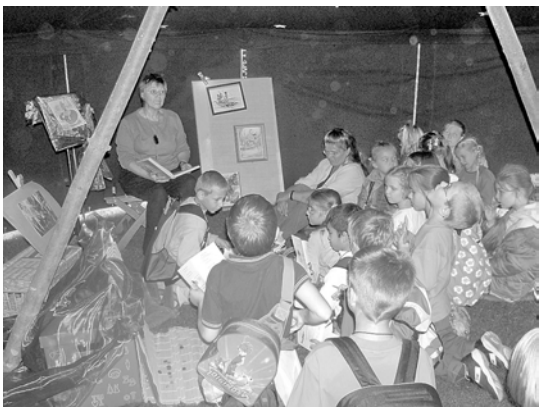


Abb. 2: Station: „Gewässer sind Mythos“
Die Erzählerin entführt die Zuhörer in die geheimnisvolle Welt der Sagen und Märchen, in denen die Kraft des Elementes Wasser wirkt. Wer findet die Botschaft aus alten Zeiten heraus?



Abb. 3: Station: „Gewässer sind Inspiration“
Die Kinder unternehmen eine akustische Reise mit dem Bach von der Quelle bis zur Mündung. Ihre Reisebilder bringen sie zu Papier – ganz individuell und einzigartig.



Abb. 4: Station: „Gewässer sind Entspannung“
In aller Ruhe werden Boote oder auch Wasserräder gebaut. Ob das Boot wohl schwimmen, sich das Wasserrad drehen wird?



Abb. 5: Station: „Gewässer sind kraftvoll“
Wie kommt es, dass sich naturferne Gewässer tief in die Landschaft eingraben? Am Modell werden die Ursachen und die Wirkungen von Gestaltung, Untergrund und Gefälle des Bachbettes erforscht.



Abb. 6: Station: „Gewässer formen“
Dynamische Prozesse werden im Modell anschaulich simuliert. Die Besucher gestalten den Fluss. Der Fluss gestaltet seinen Lauf. Motto: „30 Jahre Gewässerentwicklung mit einer Gießkanne“.



Abb. 7: Station: „Gewässer verwandeln“
Zauberei oder Physik?
Auftrieb und Verdrängung können durch das Wiegen von Steinen in Luft und Wasser experimentell erkundet werden.



Abb. 8: Station: „Gewässer sind Leben“
Bachflohkrebse, Köcherfliegenlarven oder Strudelwürmer kommen unter der Lupe und dem Binokular ganz groß raus.



Abb. 9: Station: „Gewässer sind Vielfalt“
Erstaunlich, wie viele Fischarten in unseren Gewässern leben. Im Aquarium ist eine beachtliche Auswahl zu bestaunen.
Welche Fische sind nicht heimisch?



Abb. 10: Station: „Gewässer sind Schönheit“
Warum ist es am Rhein so schön?
Welche Gewässer finden wir schön?
Das Auge des Betrachters entscheidet.



Abb. 11:Station: „Gewässer sind Zukunft“
Der Wasserverbrauch ausgewählter Produkte wird zunächst eingeschätzt. Wie wirkt sich unser Verbrauch von Produkten auf den nachhaltigen Schutz unserer Ressource Wasser aus? Was könnten wir als Verbraucher verändern und verbessern?

Einsatz des „Gewässer-Erlebnis-Parcours“

Der Parcours kommt seit 2005 jährlich im Rahmen des traditionellen „Wasserfestes“, eine öffentlichkeitswirksame Veranstaltung der Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes Rheinland-Pfalz, bei der Landes- bzw. Bundesgartenschau und dem Rheinland-Pfalz-Tag zum Einsatz. Außerdem wird der Parcours bei Umwelt-Erlebnis-Tagen in Schulen, beim Tag des Wassers und beim Tag der Umwelt eingesetzt. Auch externe Interessenten können die Module des Parcours kostenlos ausleihen.

Der „Wasser-Erlebnis-Koffer“



Abb. 12: Der „WEK“

Aus „groß“ mach „klein“

Das Bildungskonzept des „Gewässer-Erlebnis-Parcours“, basierend auf den 10 Themen-Aspekten rund um das Wasser, sollte auch den Grundschulen in Rheinland-Pfalz zur Verfügung gestellt werden. Aus diesem Grund wurde neben der ursprünglichen Parcours-Variante mit den großen Modulen auch eine zweite Version erarbeitet. Sie besteht aus kleinen Modulen, die in einen Handkoffer passen.

In Kooperation mit Schulen, Lehrern, dem Pädagogischen Landesinstitut und dem damaligen Ministerium für Bildung, Wissenschaft, Jugend und Kultur Rheinland-Pfalz wurde so der „Wasser-Erlebnis-Koffer“ entwickelt, der nicht nur die kleineren Parcours-Module, sondern darüber hinaus eine Arbeitsmappe mit Unterrichtsblättern und einem Betreuer-Handbuch enthält.

Baukastenprinzip

Wie sein „großer Bruder“ ist der „Wasser-Erlebnis-Koffer“ modular aufgebaut. Er besteht aus 20 fächerübergreifenden Lehr- und Erlebnis-Modulen zu den 10 Themen. Jedes Modul kann separat bespielt werden, für einen Stationenlauf werden mehrere Module passend ausgewählt und aufgebaut.

Medienkompetenz

Alle 10 Stationen gibt es sowohl in einer „klassischen“, als auch in einer digitalen Variante.

Der „Wasser-Erlebnis-Koffer“ beinhaltet Filme, Audiodateien, Powerpoint-Präsentationen und eine Diaschau. Darüber hinaus sind alle Druckmedien, wie Handbuch und Arbeitsblätter, digital verfügbar.

Verstehen lernen - experimentell begreifen, spielend gelernt

Alle Experimente im „Wasser-Erlebnis-Koffer“ vermitteln Inhalte und Wissen über das eigene Erleben.



Abb. 13: Blick in den geöffneten „Wasser-Erlebnis-Koffer“, der speziell für Kinder der Klassenstufen 1 – 6 entwickelt wurde.

Im Handumdrehen aufgebaut

Ein wichtiges Kriterium bei der Auswahl der Experimente war die Tauglichkeit für den Schulalltag. Jedes einzelne Modul ist nun so konzipiert, dass es schnell und einfach aufzubauen ist. Aufbauanleitungen, Aufgaben und Ergebnisse sind anschaulich im Lehrer-Handbuch aufbereitet.



Abb. 13: Station 8: „Wasser ist Vielfalt“ Bachposter mit Aufkleberbogen „Wo wohnen die Tiere und Pflanzen? Klebe sie in ihr Zuhause.“

Rahmenplan inklusive

Alle Aufgaben, die an den Stationen gestellt werden und mittels der Experimente zu lösen sind, haben zum Ziel, neben den Inhalten vor allem Kompetenzen zu vermitteln. Sowohl Inhalte als auch Kompetenzen orientieren sich an den aktuellen Teilrahmenplänen der Grundschule in Rheinland-Pfalz. Die Bezüge zu den Rahmenplänen sind im Handbuch dargelegt.

Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE)

Die Erlebnis-Stationen sind so angelegt, dass sie nicht nur den Bildungsinhalten aus den einzelnen Teilrahmenplänen entsprechen, sondern auch Materialien bieten, um Unterricht oder Projekte nach den Grundsätzen der BNE durchzuführen. Alle Stationsthemen sind jeweils in die einzelnen Teilkompetenzen innerhalb der Gestaltungskompetenz nach BNE verortet.

Am Gewässer

Die Experimente ersetzen nicht das eigene Erleben und Erspüren draußen am Gewässer. Deshalb beinhaltet der „Wasser-Erlebnis-Koffer“ zusätzlich die Sondermodule „Gewässergüte“ und „Strukturgüte“ für den Freilandunterricht.

Kostenlose Ausleihe an 140 Verleihstationen

An 140 Verleihstationen steht jeweils ein Exemplar des Koffers zur kostenlosen Ausleihe bereit. Die Adressen sind auf den Internetseiten zum “Wasser-Erlebnis-Koffer“ unter www.aktion-blau.de abzurufen. Auch alle digitalen Materialien stehen dort zum Download bereit.

Bewerbung an Schulen

Für die Bewerbung an Schulen oder anderen Umwelterziehungseinrichtungen stehen Faltblätter und Poster zur Verfügung. Sie können über die Autoren bezogen werden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Gewässerpädagogik – Wissen vermitteln und Umweltbewusstsein wecken

Simone Gerhardt

WasserWissenWerkstatt, Garchingerstr. 24, 85737 Ismaning, simone.gerhardt@web.de

Keywords: Umweltbildung, Bildung für nachhaltige Entwicklung, Vermittlung grundlegenden naturwissenschaftlichen Wissens und Arbeitsweisen in Kindergarten und Schule

Erfahrungen aus der gewässerpädagogischen Praxis

Neugier wecken! Raum für Achtsamkeit und aufmerksame Naturbeobachtung schaffen! Experimentierfreude fördern! Umweltbewusstsein erzeugen! Zu nachhaltigem Handeln motivieren! Ein Bewusstsein für globale Zusammenhänge und die Bedürfnisse zukünftiger Generationen schaffen! Diese grundlegenden Aufgaben stellen sich mir in meiner gewässerpädagogischen Arbeit vor dem Hintergrund der Umweltbildung / Bildung für nachhaltige Entwicklung unabhängig von der Komplexität des vermittelten Wissens und dem Alter der Kursteilnehmer. Um den Kursteilnehmern entsprechende Erfahrungen zu ermöglichen und Denkanstöße mitzugeben, steht für mich im Vordergrund, dass sie selbst aktiv handeln und beobachten, eigene Fragen entwickeln, Probleme selbständig erkennen und gemeinsam Lösungen erarbeiten. Damit das möglich ist, muss ich meine Kurse altersgerecht gestalten und die Inhalte den vorhandenen Grundlagen und dem Vorwissen der Teilnehmer anpassen. Wie dies in der Praxis aussehen kann, möchte ich anhand von zwei Beispielen zu den Themenfeldern *Auftrieb: schwimmen, schweben, sinken* und *Aggregatzustände: Eis, Wasser, Dampf* für Kinder in Kindergarten und Grundschule sowie Jugendliche zeigen.

Planung eines gewässerpädagogischen Kurses

Grundlagen und Vorwissen

Zur inhaltlichen Planung eines gewässerpädagogischen Kurses ist es wichtig zu beachten, welche Grundlagen man bei den Schülern voraussetzen kann. Bereits im Kindergarten haben viele Kinder zum Thema Wasser ein umfangreiches Vorwissen aus eigener Erfahrung. In der Grundschule und den weiteren Schulen werden viele Themen im Lehrplan behandelt. Von Vorwissen und Alter hängt auch ab, welche Lösungsansätze von den Kindern und Jugendlichen selbst erarbeitet werden können. Ich habe die Erfahrung gemacht, dass man gerade mit einfachen Experimenten komplexes Wissen am besten vermitteln kann, da sich die Kursteilnehmer daraus neue Sachverhalte und weiterführende Überlegungen erschließen können.

Ablauf einer Kursstunde

Es ist sinnvoll, eine Lerneinheit von einfachen, an bekanntes Wissen anknüpfenden Experimenten zu komplexeren, weiterführenden und neuen Fragestellungen hin aufzubauen. Zu Beginn steht immer der Aha-Effekt im Vordergrund: Was passiert? Wie und unter welchen Bedingungen passiert es? Aus der selbständigen Beschäftigung mit dem Experiment, aus dem eigenen Handeln und Beobachten ergibt sich die Frage: Warum ist das so? Um das erworbene Wissen behalten und an-

wenden zu können, sucht man Antworten auf die Frage „Wofür brauche ich das?“, um den Alltagsnutzen deutlich zu machen. Darüber hinaus ist es wichtig, die Beobachtungen und praktischen Erfahrungen in einen größeren Zusammenhang zu stellen, um die Bedeutung für den Umwelt- und Naturschutz bzw. die globale Bedeutung darzustellen.

Lernen möglich machen

Um das Lernen zu einer freudvollen und nachhaltigen Angelegenheit zu machen, haben sich in meinen Kursen verschiedene Herangehensweisen bewährt. Für besonders wichtig halte ich es, den Teilnehmern ausreichend zeitlichen und experimentellen Raum zu lassen, um selbstbestimmtes Lernen möglich zu machen. Das heißt, die Kursteilnehmer handeln und beobachten selbst, sie entwickeln eigene Fragen, erkennen Probleme und erarbeiten gemeinsam Lösungen und Handlungsmöglichkeiten. Das geht bei entsprechender Moderation auch bei Kindern im Kindergarten und Grundschulalter. Um das neu erworbene Wissen anschlussfähig und verfügbar zu machen, halte ich es auch für bedeutsam, wesentliche Informationen klar zu formulieren und mit bereits bekanntem Wissen zu verknüpfen, exakte Begriffe zu verwenden und altersgerecht zu erklären. Neues Wissen prägt sich auch auf spielerische Weise ein; dafür eignen sich bei kleineren Kindern Reime und Lieder, bei Jugendlichen z.B. die gestalterische / künstlerische Umsetzung freier Assoziationen oder die Rollenübernahme in einem politischen Planspiel zum Thema Wasser. Ich konnte beobachten, dass Kinder nachhaltiger lernen, wenn sie neue Sachverhalte mit emotionalen Zuschreibungen und Fantasien versehen.

Inhalte eines gewässerpädagogischen Kurses

Als Beispiel für mögliche experimentelle Inhalte eines gewässerpädagogischen Kurses habe ich eine Reihe von einfachen, unterschiedlichen Experimenten zu den Themenfeldern *Auftrieb: schwimmen, schweben, sinken* und *Aggregatzustände: Eis, Wasser, Dampf* zusammengestellt, mit denen Kindern und Jugendlichen altersgerecht auch komplexes Wissen vermittelt werden kann. Die ausführlichen Anleitungen sprengen zwar den Rahmen dieser Zusammenfassung, können aber gerne bei mir nachgefragt werden: mail@wasserwissenwerkstatt.de.

<u>Altersstufe 3– 6 Jahre</u>

In dieser Altersstufe geht es vor allem darum, Erfahrungen zu ermöglichen, ein Verständnis für bestimmte grundlegende Vorgänge zu schaffen und Gesetzmäßigkeiten darzustellen.

Auftrieb: schwimmen, schweben, sinken
Schubsende Kartons
Knetboote
Boote beladen
Materialtest
Rosinentanz
Tauchwettbewerb

Aggregatzustände: Eis, Wasser, Dampf
Eis schwimmen lassen, Eis schmelzen, Eisangeln
Wasser gefrieren bzw. verdampfen lassen
Birkenwasser (Wasserdampf)
Wasserdampf kondensieren
Sprühnebel (Tau, Wolken, Raureif)
Wachs, Schokolade und Margarine schmelzen (Analogie herstellen)

Altersstufe 7– 10 Jahre

Die Experimente bleiben für diese Altersstufe einfach, erfordern aber mehr motorisches Geschick bei der Vorbereitung und Durchführung. Neue Sachverhalte, die sich aus den grundlegenden Experimenten ergeben und Anregungen für weiterführende Überlegungen stehen in Klammern.

Auftrieb: schwimmen, schweben, sinken
Strohhalm-Taucher (Schwimmblase, Biologie von Fischen)
Zitronenschalen-U-Boot (technischer Bezug)
Schwebende Kartoffel, Schichtwechsel (Dichtephänomene)
Bootsbau (Anwendung)
Tauchender Korken / Wasserwaage (Prinzip Auftrieb)

Aggregatzustände: Eis, Wasser, Dampf
Flaschenvulkan (Dichteanomalie)
Taucher im Eis (Seenökologie)
Wetterflasche (Wasserkreislauf)
Regen im Glas (Bedeutung von Pflanzen für das Klima)
Dampfboot (technischer Bezug) siehe experimentelle Anleitung am ende der Zusammenfassung

Altersstufe 11– 14 Jahre

Die Experimente sollen anschaulich bleiben und von den Schülern selbst durchführbar! Allerdings können sie schon durchaus aufwendiger und anspruchsvoller in Vorbereitung, Durchführung und Darstellung / Interpretation der Ergebnisse sein. Neue Sachverhalte, die sich aus den grundlegenden Experimenten ergeben und Anregungen für weiterführende Überlegungen stehen in Klammern.

Auftrieb: schwimmen, schweben, sinken
Aquarien-Röhre (Tag-Nacht-Zyklus ökologischer Systeme, Seenökologie)
Glasfisch (Schwimmblase, Biologie von Fischen)
Schwimmende Erdkruste (Geologie)
Freier Bootsbau (mit Solarantrieb, Nutzung regenerativer Energie)

Aggregatzustände: Eis, Wasser, Dampf
Eiszauberei (Dichtephänomene, Teilchenmodell)
Nebel in der Flasche (Wolkenbildung, Wetter , Treibhauseffekt, Klima)
Kiefernzapfen-Hygrometer (Wasserkreislauf, globale Wasserverteilung, eigenes Umwelthandeln)
Quellen und Verdorren (Was enthält wie viel Wasser, virtuelles Wasser in der Produktion)
Salz- / Süßwasser (Meeresökologie, Überfischung)

Beispiel Dampfboot

Altersstufe: 7—10 Jahre
Thema: Experimente Aggregatzustände, technischer Bezug zur Nutzung von Wasserdampf

Das braucht man!
Material:

- Styroporplatte (etwa 2x6x11 cm)
- langer Nagel o.ä.
- Teelicht und Streichhölzer
- Messingröhrchen 33cm lang, Durchmesser 2mm
- eine Reiszwecke

So geht's:
Versuchsdurchführung:

- Wasser-/Dampfleitung: In die Mitte des Messingröhrchens biegt man vorsichtig, damit es nicht abknickt, eine Spirale mit zweieinhalb Windungen von etwa 1cm Durchmesser, zum Beispiel, indem man es um einen dicken Bleistift wickelt.
- Bootskörper: In das Styroporrechteck bohrt man mit dem Nagel zwei Öffnungen schräg von der Oberseite zur Unterseite, durch die man anschließend die Enden der Dampfleitung führt, so dass die beiden Enden des Messingröhrchens bis ins Wasser reichen. Beide biegt man leicht nach oben, so dass sie als "Auspuffrohre" den austretenden Dampfstrahl parallel zur Wasseroberfläche ausstoßen und damit für einen Vortrieb des Bootes sorgen.
- Kraftwerk: Mit der Reiszwecke befestigt man die Aluminiumhülle des Teelichtes so auf dem Bootskörper, dass sich die Windungen der Spirale direkt über der Kerzenflamme befinden.
- Damit der Dampfantrieb funktioniert und sich das Boot bewegt, muss man das Boot ins Wasser setzen, die Messingröhrchen mit Wasser füllen (z.B. mit einer Spritze oder durch Ansaugen von Wasser durch einen Schlauch) und die Kerze anzünden.

Es tut sich was…
Versuchsbeschreibung:
Das Boot setzt sich, zunächst ruckartig, in Bewegung.

Warum ist das so?
Hintergrund:
Das Wasser in der Messingspirale über der Kerzenflamme verdampft, der Wasserdampf dehnt sich aus und drückt das Restwasser als gerichteten Strahl aus den Enden der Auspuffrohre, so dass das Boot vorwärts getrieben wird. Durch das Ausstoßen des Wassers entsteht ein Unterdruck in der Messingleitung, so dass in die Enden des Messingröhrchens wieder Wasser angesaugt wird – allerdings aus allen Richtungen, so dass kein weiterer Impuls auf das Boot wirkt.
Das Dampfboot kann beliebig verfeinert und verschönert werden, zum Beispiel durch Aussägen einer Bootsform, eine Ummantelung des Styropors mit Aluminiumfolie, Verwendung eines Holzbootskörpers, Bullaugen aus Reiszwecken… In der Versuchsanleitung beschrieben ist sozusagen die Minimalstform des Bootes – der Fantasie sind jedoch keine Grenzen gesetzt!
Das Dampfboot wird auch Knatterboot oder PutPut-Boot genannt und ist in vielerlei Gestalt schon seit über hundert Jahren als Spielzeug bekannt. Eine schöne Beschreibung findet sich auch in Wikipedia unter http://de.wikipedia.org/wiki/Knatterboot.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Aktion Blau Plus - Gewässerentwicklung im 21. Jahrhundert

Mäggi Hieber Ruiz[1] *& Andreas Christ*[2]

[1] Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, 76829 Landau, hieber@uni-landau.de; [2] Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (MULEWF), 55116 Mainz, Andreas.Christ@mulewf.rlp.de

Keywords: Renaturierung; Fließgewässer; Rheinland-Pfalz;

Einleitung

Fliessgewässer im 20. Jahrhundert

Gewässer sind wichtige Lebensadern unserer Landschaft. Das Fließgewässernetz des Landes Rheinland-Pfalz umfasst ca. 24.500 km Länge (inkl. Gräben etc.), das entspricht knapp zwei Drittel des Erdumfangs, und dies auf weniger als einem Prozent der Fläche Rheinland-Pfalz (LUWG 2011). Dennoch wurden sie im letzten Jahrhundert zur besseren Nutzung durch den Menschen begradigt, kanalisiert und mit Staustufen verbaut. Eine Verschärfung der Hochwassersituation, verstärkte Tiefenerosion, Verluste an Artenvielfalt und Lebensräumen und eine Absenkung des Grundwasserspiegels stehen beispielhaft für die negativen Folgen. Während sich die Wasserqualität unserer Fließgewässer in den letzten Jahren stark verbessert hat und mittlerweile 88 % wieder einen „guten chemischen Zustand“ (ehemals Gewässergüteklasse II) erreichen, weisen dennoch lediglich 14 % der Fließgewässer in Deutschland einen „sehr guten“ oder „guten ökologischen Zustand“ auf (Umweltbundesamt 2010). Der Grund dafür liegt vor allem in den hydromorphologischen Veränderungen. Begradigungen und eine intensive Nutzung des Gewässerumfeldes als Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbefläche führen zu einem starken Verlust an Überschwemmungsflächen. Querbauwerke wie Wehre, Schleusen und Wasserkraftanlagen stellen für die meisten Wasserlebewesen eine unüberwindbare Barriere dar (Abb. 1). In Deutschland wird von einem Bestand von ca. 200.000 Querbauwerken ausgegangen. Bezogen auf das gesamte deutsche Fließgewässernetz wird die Durchgängigkeit der Flüsse demzufolge alle zwei Fließkilometer durch ein technisches Bauwerk unterbrochen.



Abb. 1: Durch ein Wehr unterbrochenes Fliessgewässer (Wieslauter. Quelle: Mäggi Hieber Ruiz)

Aktion Blau - Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz

In Rheinland-Pfalz wurde diese Problematik früh erkannt und bereits 1994, sechs Jahre vor dem in Kraft treten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), das Landesprogramm "Aktion Blau - Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz" gestartet. Die Aktion Blau hat sich zum Ziel gemacht, dass die rheinland-pfälzischen Fließgewässer wieder einen guten ökologischen Zustand erreichen, an Struktur gewinnen und zum ökologischen Rückgrat der Umwelt werden. Viele der bisher schon realisierten Gewässerrenaturierungen konnten im Ergebnis überzeugen. Im Vorfeld war jedoch oftmals viel Überzeugungsarbeit zu leisten und in Einzelfällen auch Widerstände zu überwinden. Die Gründe lagen bzw. liegen vielfach in der fehlenden Wahrnehmung oder in dem fehlenden Problembewusstsein der gewässerökologischen Defizite, dem geringen Stellenwert einer Gewässerrenaturierung im Vergleich zu anderen öffentlichen Aufgaben sowie in der Herausforderung, den Mehrwert einer Gewässerentwicklungsmaßnahme für die Kommunen und die Bevölkerung über die ökologischen Ziele hinaus zu vermitteln. Binnen der nächsten 16 Jahre müssen in Rheinland-Pfalz jedoch noch 73 % der Fließgewässer und 14 von 16 Seen den guten Zustand erreichen, damit die gesetzlichen Anforderungen nach der EG-WRRL bis spätestens zum Jahr 2027 erfüllt werden können (LUWG 2011).

Aktion Blau PLUS – wie weiter?

Knapp 20 Jahre nach Start der Aktion Blau stellen sich daher die Fragen, wie erfolgreich waren die bisher durchgeführten Aktion Blau-Maßnahmen? Wo liegen und lagen die Stolpersteine, und wo die Schlüsselelemente für eine effektivere Umsetzung? Das Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau wurde von der Umweltministerin beauftragt, diese Fragen zu beantworten und die Aktion Blau inhaltlich fortzuentwickeln, um auch zukünftig als erweiterte Aktion Blau PLUS die Herausforderungen der Gewässerentwicklung im 21. Jahrhundert erfolgreich und wegweisend zu meistern. Am Beispiel des Flusses "Queich" in Landau (Pfalz) wird das erste Pilotprojekt einer Aktion Blau PLUS-Maßnahme unter Beteiligung des Instituts für Umweltwissenschaften modellhaft umgesetzt.

Wir befragen die Experten!

Eine Evaluierung der bisher durchgeführten Maßnahmen gekoppelt mit einer landesweiten Befragung der beteiligten Akteure soll die Fragen beantworten und die Konzeption der erweiterten Aktion Blau Plus unterstützen. Der daraus entstehende Leitfaden wird Trägern und Planern zukünftiger Gewässerentwicklungsmaßnahmen helfen, Synergien und Mehrwerte für die beteiligten Interessengruppen zu erkennen, Konflikte rechtzeitig zu vermeiden, unterschiedliche Akteure und Bevölkerungsgruppen beizeiten und aktiv mit einzubeziehen und die einzelnen Phasen der Planung, Finanzierung, Umsetzung und Öffentlichkeitsarbeit effizient und wirkungsvoll durchzuführen. Die Aktion Blau PLUS wird dadurch zukünftig ein interdisziplinäres und ganzheitliches Umsetzen von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung ermöglichen.

Ergebnisse

Seit dem Start der Aktion Blau 1995 wurden insgesamt 1369 gewässerbauliche Maßnahmen durch das Aktionsprogramm des Landes gefördert. Die stetige Zunahme der bewilligten Aktion Blau-Maßnahmen, von Anfangs Knapp 40 bis aktuell über 130 Maßnahmen jährlich, zeigen den steigenden Bedarf sowie das Interesse an Gewässerentwicklungsmaßnahmen (Abb. 2). Die Verteilung der realisierten Maßnahmen pro Gemeinde ist sehr heterogen und es lassen sich keine eindeutig erklä-

renden Faktoren ausmachen. Um den Erfolg einer Gewässerentwicklungsmaßnahme verstehen und beeinflussen zu können, müssen demnach mehrere Faktoren betrachtet werden.

Gewässerentwicklung... und Zuständigkeiten

Eine Förderung durch Aktion Blau kann nur durch die Unterhaltspflichtigen wie Landkreise oder Verbandsgemeinden beantragt werden. Dementsprechend groß ist die Bedeutung der dort zuständigen Fachpersonen für die Umsetzung von Gewässerentwicklungsprojekten. Die landesweite Befragung ergab einen Anteil von 15 % der Gemeinden, die bisher noch keine Aktion Blau-Maßnahme durchgeführt hatten. Als Gründe wurden unter anderem kein Bedarf (33%) und andere berufliche Verantwortlichkeiten (29%) genannt. Ein Blick auf die Fachabteilungen, in denen die zuständigen Personen tätig waren zeigte dann das breite Spektrum: über die Hälfte der Befragten kamen nicht aus dem Bereich Wasserwirtschaft/Gewässerschutz sondern aus eher fachfernen Bereichen wie Landespflege, Umwelt/Naturschutz, Bau-/Tiefbauamt oder dem Ordnungsamt. Kleinere Gemeinden haben nur begrenzte finanzielle und personelle Ressourcen und müssen daher verschiedene Fachbereiche von einer Person bearbeiten lassen, die folglich nicht für jede Disziplin gleich spezialisiert und erfahren ist.

Ein ebenfalls wichtiger Faktor sind Erfahrungen sowie Priorisierung und der persönliche Einsatz durch den zuständigen Massnahmenträger. Die Gemeinden der Einzugsgebiete Isenach-Eckbach sowie Rehbach-Speyerbach sind beispielsweise in gleichnamigen Gewässerverbänden organisiert und haben Unterhalt und Durchführung von Gewässerentwicklungsmaßnahmen an die jeweiligen Gewässerverbände delegiert. Diese Konzentrierung eines Aufgabenschwerpunktes auf eine Institution ermöglicht eine effektive und kompetente Umsetzung von Gewässerentwicklungsprojekten, was sich an der hohen Anzahl durchgeführter Aktion Blau-Maßnahmen durch den Gewässerzweckverband Isenach-Eckbach erkennen lässt (72 Maßnahmen zwischen 1994-2009).

Gewässerentwicklung... und Finanzen

Die angespannte Finanzlage der Gemeinden lässt meist wenig Spielraum. Gewässerrenaturierungen haben bei der Bevölkerung und den verantwortlichen Politikern oft einen geringeren Stellenwert im Vergleich zu anderen öffentlichen Aufgaben, so dass Maßnahmen zur Gewässerentwicklung oft selbst bei einer hohen Förderquote nicht realisiert werden. Das MULEWF hat darauf reagiert und seit Start des Aktionsprogramms die Förderquote kontinuierlich erhöht. Lag die Förderquote in den ersten Jahren noch zwischen 20 und maximal 60 % der Kosten, wurde ab 2006 der Großteil der Maßnahmen mit 90 % (bei einzelnen Ausnahmen bis zu 100 %) unterstützt, was sich in einem weiteren starken Anstieg der jährlich bewilligten Maßnahmen bemerkbar machte (Abb. 2).

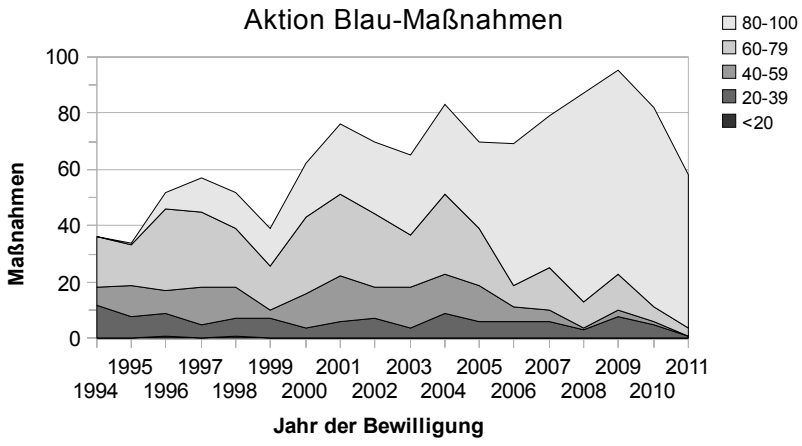


Abb. 2: Entwicklung der Aktion Blau Maßnahmen von 1994 bis 2011 unterteilt in Förderquote (%).

Der Eigenanteil der zu finanzierenden Kosten wurde bisher meist aus dem eigenen Haushalt oder durch Ökokonten und Kompensationsmaßnahmen finanziert. Daneben existieren jedoch noch viele weitere sinnvolle Finanzierungsmöglichkeiten, die bisher eher selten genutzt wurden. Europäische

Förderprogramme unterstützen beispielsweise regionale Projekte für den Umwelt- und Naturschutz (LIFE+), die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) und die territoriale Zusammenarbeit (INTERREG). Auch auf Bundes- und Länderebene gibt es unterschiedliche Förderprogramme, bei denen naturnahe Gewässerentwicklungsprojekte im Rahmen von Maßnahmen des Städtebaus, der Umweltbildung oder der ländlichen Bodenordnung realisiert werden können. Auch die Unterstützung durch Stiftungen, lokale Unternehmen, Verbände und Vereine bietet ebenso wie die aktive Beteiligung der lokalen Bevölkerung Finanzierungsalternativen und kann zudem helfen, die Kosten für Personal und Material zu senken.

Gewässerentwicklung... und Schnittstellen

Schnittstellen können sich bei Gewässerentwicklungsprojekten mit nahezu allen Interessenbereichen ergeben. Die Art der Überschneidung kann dabei von Interessenkonflikten über rein informativen Austausch bis hin zur Generierung von Mehrwerten für alle Beteiligten die gesamte Spannbreite beinhalten. Bei Aktion Blau-Projekten wurden neben den maßnahmentragenden Kommunen bisher vor allem die direkt betroffenen Akteure wie Anwohner, Eigentümer, Natur- und Umweltschutz sowie Landwirtschaft beteiligt (Abb. 3). Nicht direkt betroffene Bevölkerungsgruppen wie Schulen, KiTas, Tourismus oder lokale Unternehmer wurden bisher hingegen wenig in Gewässerentwicklungsprojekte involviert, obgleich bei diesen Gruppen eher von einer Überschneidung der Interessen im Sinne von Win-Win-Situationen ausgegangen wird, während die Beteiligung von Anwohnern, Eigentümern und Landwirtschaft (inklusive Jagd, Forstwirtschaft und Weinbau) eher als kritisch und konfliktbeladen beurteilt wurde.

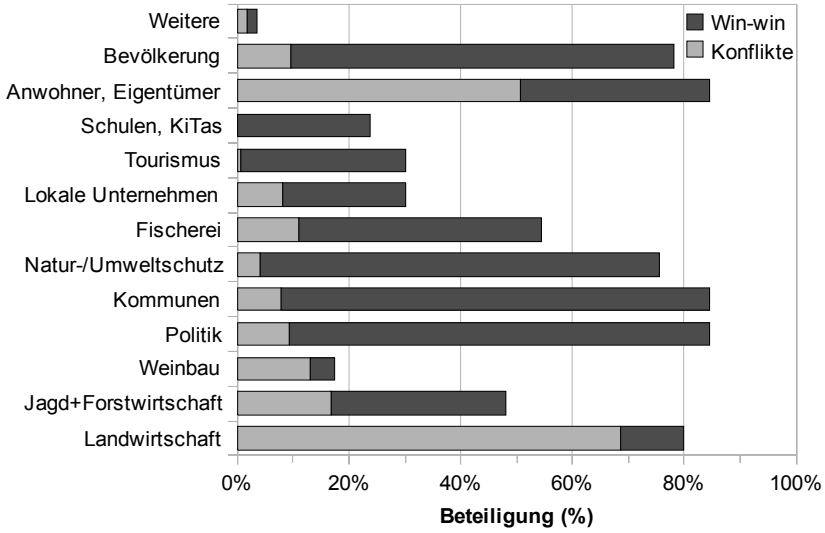


Abb. 3: Beteiligung der verschiedenen Interessengruppen an Aktion Blau-Maßnahmen und Art der Interessenüberschneidungen (■ Win-win, ■ Konflikte).

Als Gewinn werden vor allem eine Zunahme der Lebensräume und damit der Artenvielfalt, eine Aufwertung der Landschaft, verbesserter Hochwasserschutz, die Möglichkeit der Naherholung sowie ein verstärktes Naturerlebniss für Schulen, KiTas ebenso wie für die Bevölkerung betrachtet. Interessenkonflikte entstehen vor allem in Bezug auf Flächenverfügbarkeit und Landnutzung. Aber auch Angst vor Vernässung, Bodenerosion sowie einer verstärkten Belastung durch Stechmücken und Froschquaken können zu Konflikten zwischen den Zielen der Gewässerentwicklung und den betroffenen Akteuren führen.

Mehrwert für alle!

Zukünftige Gewässerentwicklungsprojekte müssen daher gezielt die Zusammenarbeit und frühzeitige Einbindung der unterschiedlichen Schnittstellen suchen, um bestehende Ängste und Zweifel zu beseitigen, gegenseitiges Verständnis zu entwickeln und Mehrwerte für alle Beteiligten zu schaffen. Gute Wasserqualität sowie -quantität sind nicht nur für die ökologischen Funktionen eines Fliessgewässers von großer Bedeutung sondern auch für die Land- und Forstwirtschaft essentiell, sowie für Tourismus, Anwohner, Fischerei und Natur- und Umweltschutz eine wichtige Grundlage,

die mittlerweile häufig für selbstverständlich genommen wird. Neben den wasserwirtschaftlichen Vorteilen bietet eine kooperative Projektplanung häufig auch finanzielle Synergien und Mehrwerte. Im Rahmen von Stadtentwicklungs-, Straßenbau- oder Umweltbildungsprojekten durchgeführte Renaturierungen können beispielsweise auf mehrere Fördertöpfe zugreifen und damit die Gesamtkosten für die Kommunen massiv reduzieren.

Gewässerentwicklung... und Öffentlichkeitsarbeit + Bürgerbeteiligung

Der Einbezug der betroffenen Interessengruppen sowie Information und Kommunikation durch die Projektleitung wurden neben der finanziellen Unterstützung als die wichtigsten Faktoren für eine erfolgreiche Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung beurteilt (Abb. 4). Dabei sind Einbezug weiterer Akteure und Kommunikation sowie Öffentlichkeitsarbeit eng miteinander verknüpft. Da mehr Beteiligung auch mehr Zeitaufwand für Gespräche, Planung und Abstimmungen bedeutet, wird der Einbezug weiterer Akteure in der Realität oft gescheut, obgleich er entscheidende Vorteile bietet. Eine gelungene Öffentlichkeitsarbeit kann ein Projekt befördern ebenso wie eine misslungene oder missachtete Öffentlichkeitsarbeit ein Projekt verhindern kann.

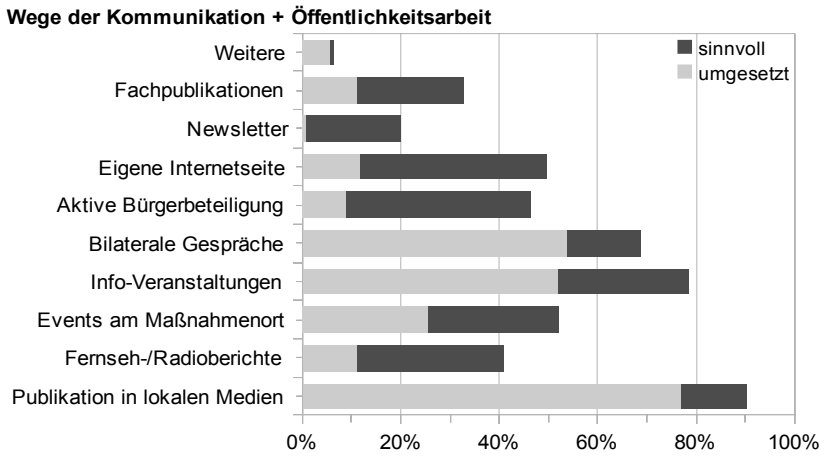


Abb. 4: Bisher umgesetzte und für weitere Projekte zukünftig sinnvoll erachtete Wege der Kommunikation und Öffentlichkeitsarbeit (bisher umgesetzt, zukünftig sinnvoll).

Von der Theorie in die Praxis: Pilotprojekt Queich

Die für zukünftige Gewässerentwicklungsprojekte notwendigen Anforderungen werden aktuell modellhaft am Beispiel des Flusses "Queich" im Stadtgebiet Landau (Pfalz) umgesetzt. Das Pilotprojekt wird dabei in Kooperation mit den Wasserbehörden, der Stadt Landau, der Institute für Umweltwissenschaften, naturwissenschaftliche Bildung und Mathematik der Universität Koblenz-Landau und dem benachbarten Eduard-Spranger Gymnasium entwickelt und realisiert.

Danksagung

Die Studie wurde durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG) Rheinland-Pfalz finanziert und in Zusammenarbeit mit dem LUWG, dem Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) und den Struktur- und Genehmigungsdirektionen Rheinland-Pfalz durchgeführt. Wir danken allen Gewässerverantwortlichen und beteiligten Akteure für Ihre wertvolle Teilnahme bei der Befragung.

Literatur

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG) Rheinland-Pfalz, 2011. Gewässerzustandsbericht 2010.

Umweltbundesamt, 2010. Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 Gewässergüte.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Exuvien von Libellen: Aufsammlung, Aufbewahrung und Einsatzmöglichkeiten in Lehre und Umweltbildung

Klaus Guido Leipelt & Andreas Martens

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, PH Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe; leipelt@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Libellen, Exuvien, Sammeln, Umweltbildung

Was ist eine Libellen-Exuvie?

Eine Exuvie (auch Häutungshemd oder Larvenhaut genannt) entsteht, wenn sich eine Libellenlarve häutet: schon vor der Häutung löst sich die Cuticula von der Epidermis ab und bleibt nach der Häutung als sklerotisierte Hülle zurück (siehe Abbildung 1). Die Häutung vom letzten Larvenstadium zur Imago wird an Land vollendet (auch Schlupf oder Emergenz genannt): die Exuvien, die dabei zurückbleiben, sind besonders stabil und können meist bis zur Art bestimmt werden.

Findet man Libellen-Exuvien an einem Gewässer, so ist dies der Nachweis dafür, dass sich in diesem Gewässer Libellen entwickelt haben; die Beobachtung allein von Imagines ist dagegen noch kein Entwicklungsnachweis (Sternberg & Buchwald 1999, S. 30).

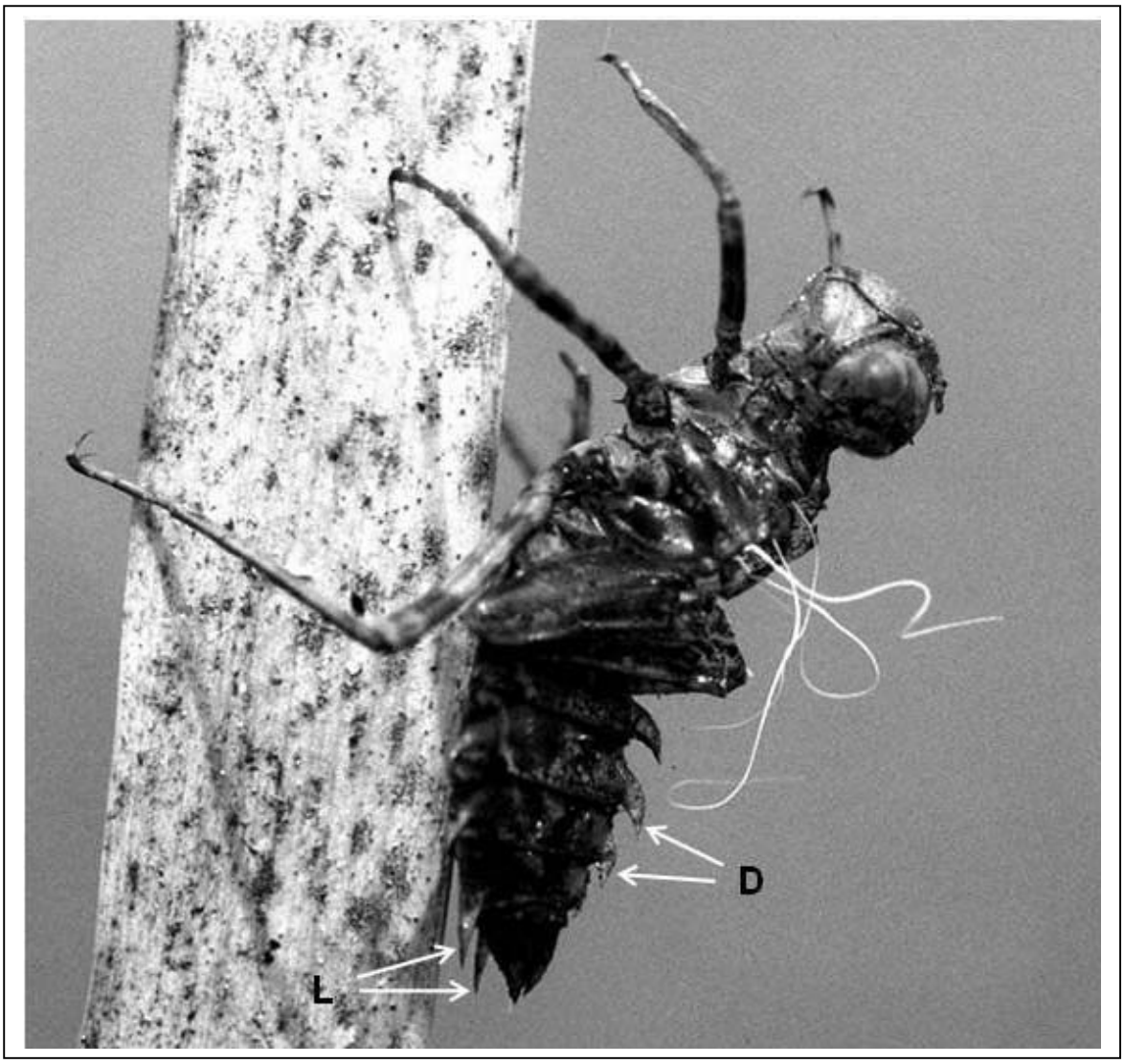


Abb. 1: Exuvie der Zierlichen Moosjungfer *Leucorrhinia caudalis*. Bei dieser Art fallen die besonders stark ausgeprägten Dornen am Hinterleib auf (D: Dorsaldornen, L: Lateraldornen) (Foto: Hansruedi Wildermuth).

Wann findet man Exuvien?

Libellen schlüpfen in Mitteleuropa vorwiegend zwischen April und September. Bei manchen Arten schlüpfen die Tiere einer Population innerhalb weniger Tage oder Wochen: dieser synchronisierte Schlupftyp wird ‚Frühjahrsart' genannt (kurze Emergenzperiode, Abbildung 2 A). Als ‚Sommerarten' werden Libellenarten bezeichnet, bei denen es mehrere Monate dauert, bis alle Individuen einer Population geschlüpft sind (lange Emergenzperiode, Abbildung 2 B) (Sternberg & Buchwald 1999, S. 108). Um genügend Exuvien einer bestimmten Art sammeln zu können, sollte man wissen, wann im Jahresverlauf die Art voraussichtlich schlüpfen wird. Allerdings können Witterungseinflüsse den Zeitpunkt des Beginns und die Dauer der Emergenzperiode beeinflussen. Regenfälle und starke Winde sorgen dafür, dass viele Exuvien zerstört werden, ins Wasser oder auf den Boden fallen, wo sie oft schwer zu entdecken sind. Deshalb ist das Sammeln besonders ergiebig, wenn einige Schönwettertage vorausgegangen sind, so dass sich viele Exuvien akkumulieren konnten.

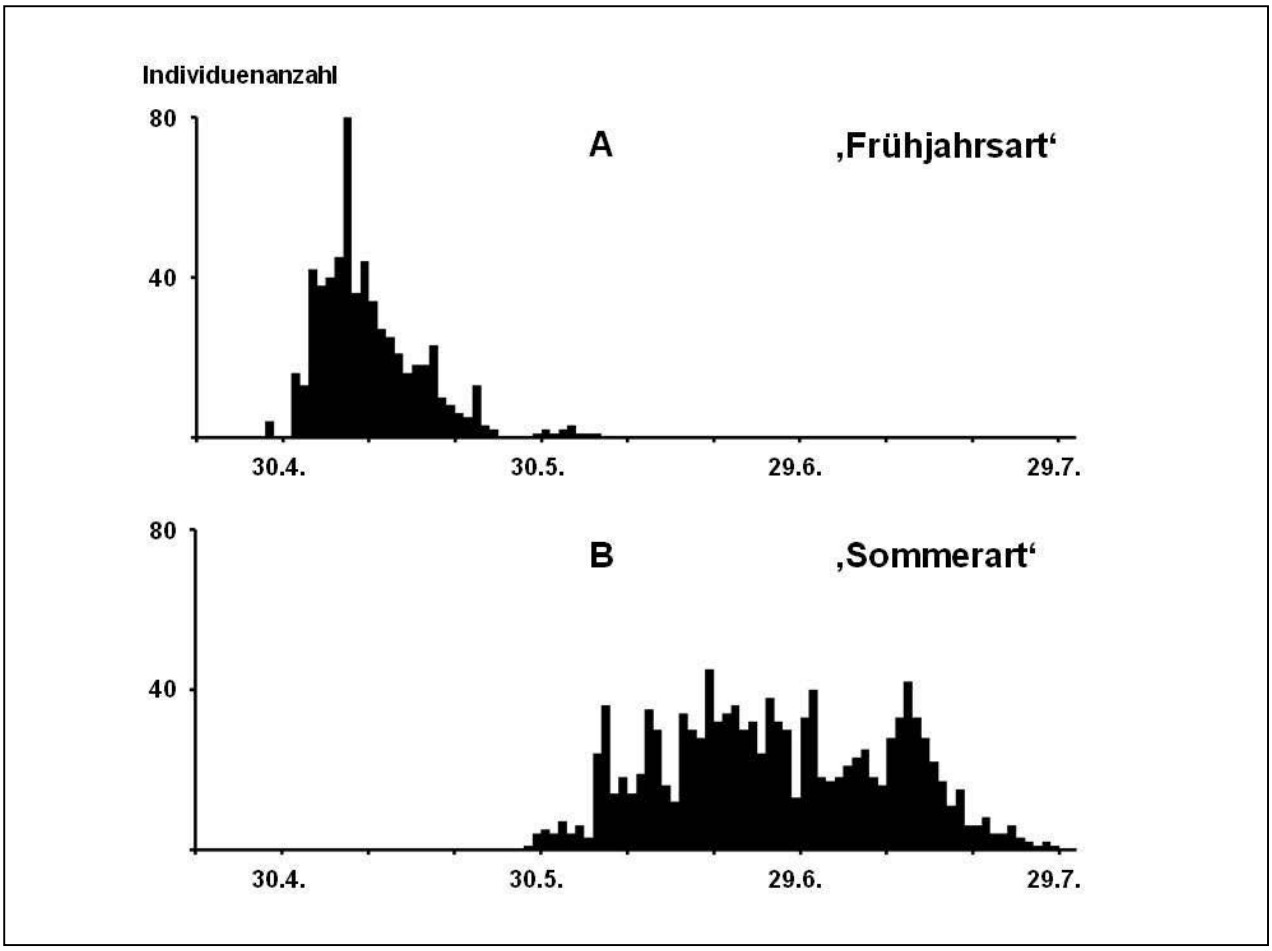


Abb. 2: Typischer Emergenzverlauf bei A) einer 'Frühjahrsart' (z.B. Gemeine Keiljungfer *Gomphus vulgatissimus*) und bei B) einer 'Sommerart' (z.B. Asiatische Keiljungfer *G. flavipes*). Auf der x-Achse ist der zeitliche Verlauf dargestellt (verändert nach Müller 1995).

Wo findet man Exuvien?

Libellen schlüpfen meist an Strukturen im Uferbereich eines Gewässers, sowohl über Land als auch über Wasser: diese Strukturen können Halme und Blätter von Wasser- oder Uferpflanzen, angeschwemmtes Totholz, Wurzeln, Baumstämme oder Felsen sein (Heidemann & Seidenbusch 2002). Manche Arten sind auch in der Lage, auf dem blanken Erdboden oder auf Algenwatten zu schlüpfen, andere kann man mehrere Meter hoch in Bäumen finden. Für den Anfänger kann das Auffinden von Exuvien recht mühsam sein, aber je mehr Erfahrung man besitzt, desto mehr „schärft“ sich der Blick und desto leichter antizipiert man, wo sich Exuvien befinden könnten. Um die Exuvien mit nach Hause nehmen zu können, löst man sie vorsichtig vom Schlüpfsubstrat ab, wobei darauf zu achten ist, dass die oft mit ihren Tarsalklauen im Substrat verankerten Beine möglichst nicht abbrechen. Zum Transportieren und Aufbewahren der Exuvien können Plastikdosen o.ä. verwendet werden; Sortierkästen helfen dabei, Platz zu sparen (Heidemann & Seidenbusch 2002). Sind die Exuvien noch feucht, müssen sie eine Weile getrocknet werden, um Schimmelbildung zu vermeiden. Auf jeden Fall sollten die Exuvien zusammen mit einer Etikette, auf der Fundort/Fundgewässer, Funddatum und Name des Sammlers eingetragen sind, aufbewahrt werden. Nach erfolgter Bestimmung kann der Name der Art ergänzt werden.

Einsatzmöglichkeiten von Exuvien in Lehre und Umweltbildung

- Mittels Exuvien lassen sich Libellenarten nachweisen, ohne Larven oder Imagines fangen zu müssen.
- Exuvien eignen sich gut als Bestimmungsmaterial (siehe unten).
- Die Aufbewahrung kann ohne Konservierungsstoffe erfolgen.
- Exuvien lassen sich günstig und in großen Stückzahlen beschaffen.
- Vor allem Exuvien von Großlibellen sind stabil und gut handhabbar: Kinder und Jugendliche können damit selbst hantieren.
- Viele morphologische und funktionsmorphologische Aspekte lassen sich anhand von Exuvien gut veranschaulichen: z.B. Bau und Funktion der Fangmaske (bei angefeuchteten Exuvien); Unterscheidung der Geschlechter (vor allem bei Edellibellen und Quelljungfern gut möglich); Assoziation von Merkmalen wie der Ausprägung der Hinterleibsdornen mit bestimmten (Mikro-)Habitaten (vgl. Mikolajewski & Johannson 2004); etc.

Bestimmung heimischer Arten

Das Betrachten von Exuvien gibt Einblicke in die Diversität der heimischen Libellenfauna: man kann sie – z.B. hinsichtlich ihrer Körperform – in Gruppen einteilen. Das Hantieren mit ihnen fördert die Motorik bei Kindern und Jugendlichen. Viele Exuvien lassen sich aber auch bis zur Art bestimmen. Als Bestimmungsliteratur für Exuvien mitteleuropäischer Libellenarten eignen sich mehrere Werke. Sowohl Gerken & Sternberg (1999) als auch Heidemann & Seidenbusch (2002) beinhalten einen dichotomen Bestimmungsschlüssel mit (Detail-)Zeichnungen von Exuvien; Bellmann (2007) zeigt zusätzlich Fotos von Larven im letzten Larvenstadium. Der in Niederländisch verfasste Fotoführer von Brochard et al. (2012) bietet darüber hinaus großformatige Detailfotos vieler Bestimmungsmerkmale in bestechender Qualität.

Literatur

Bellmann, H. (2007) Der Kosmos Libellenführer – Die Arten Mitteleuropas sicher bestimmen. Franckh-Kosmos; Stuttgart.

Brochard, C., Groenendijk, D., van der Ploeg, E. & Termaat, T. (2012): Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging; Zeist.

Gerken, B. & Sternberg, K. (1999): Die Exuvien europäischer Libellen (Insecta, Odonata). Arnika & Eisvogel; Höxter, Jena.

Heidemann, H. & Seidenbusch, R. (2002): Die Libellenlarven Deutschlands – Handbuch für Exuviensammler. Goecke & Evers; Keltern.

Mikolajewski, D.J. & Johansson, F. (2004): Morphological and behavioral defenses in dragonfly larvae: trait compensation and cospecialization. Behavioral Ecology 15: 614-620.

Müller, O. (1995): Ökologische Untersuchungen an Gomphiden (Odonata: Gomphidae) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Larvenstadien. Cuvillier; Göttingen.

Sternberg, K. & Buchwald, R. (Hrsg.) (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1. Ulmer; Stuttgart.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

11 Jahre limnologische Bildung an der Ökologischen Station JH Sorpesee

Müller, Richard

[1] öko-sorpe, Am Sorpesee 7, 59846 Sundern, r.mueller@oeko-sorpe.de

Keywords: Themenblock A16 (Wasser und Bildung)

Vor 11 Jahren wurde von der Schulabteilung der Bezirksregierung Arnsberg (NRW) und dem Deutschen Jugendherbergswerk Westfalen-Lippe gemeinsam die „Ökologische Station in der Jugendherberge Sorpesee“ (öko-sorpe) gegründet, um Schülerinnen und Schülern die Möglichkeit zu geben, im Rahmen des von den neuen Lehrplänen geforderten wissenschaftspropädeutischen selbstständigen Arbeitens ein limnisches Systems zu erkunden. Mittlerweile haben über 6000 Schülerinnen und Schüler, überwiegend aus der Sekundarstufe II, sowie Referendare und Lehramtsstudenten die Kurse der Ökologischen Station besucht. Diese Zahl zeigt die Bedeutung, die die Station mittlerweile im Schulleben der Region bis hin in benachbarte Bundesländer spielt. Der Kooperationspartner der Ökologischen Station, das Deutsche Jugendherbergswerk Westfalen-Lippe, bietet Haus, Verpflegung und Organisation . Durch die Nutzung dieser Strukturen können sich die Mitarbeiter der Ökologischen Station ganz auf ihre Aufgabe, nämlich die Vermittlung ökologischen Wissens, konzentrieren.

Durch die Wahl des Standortes direkt am Ufer der Sorpetalsperre stehen zwei Gewässer zur Verfügung, die sich im Trophiezustand erheblich unterscheiden, sodass sich ein Vergleich unter diesem Aspekt anbietet. Das eutrophe Vorbecken der Talsperre und das schwach mesotrophe bis fast oligotrophe Hauptbecken werden ebenso wie der Zufluss an insgesamt drei Kurstagen auf biotische und abiotische Faktoren hin untersucht. Die Schülerinnen und Schüler haben hierbei Gelegenheit, mit einer hochwertigen, an die professionelle Labortechnik angelehnten Ausstattung zu arbeiten, was in dieser Form in der Regel in den Schulen nicht möglich ist. Es stehen unter anderem Kursmikroskope, Foto- und umgekehrte Mikroskope, Binokulare, Titrierautomaten, Fotometer, Planktonnetze, Echolot, Labor- und Feldmessgeräte, mehrere teilweise motorisierte Boote und eine Computerausstattung zur Verfügung. Den Teilnehmern wird umfangreiches schriftliches Material zur Verfügung gestellt (z.B. Müller 2012).

Darüber hinaus veranstaltet die Ökologische Station in Zusammenarbeit mit Behörden, Universitäten und Organisationen der Wasserwirtschaft ergänzend gewässerkundliche Schülerakademien, die zur Förderung naturwissenschaftlich besonders qualifizierter Schülerinnen und Schüler eingerichtet werden (z. B. Kesten et al. 2004). Auch bei der Lehrerfortbildung leistet die Station ihren Beitrag. Als besonderes Serviceangebot für die die Station nutzenden Lehrerinnen und Lehrer werden die Ergebnisse der Schüleruntersuchungen im Internet publiziert. Außerdem kann auf eine CD mit in der Station erstellten Planktonfotos und eine online-Zeitschrift gewässerpädagogischer Ausrichtung zurück gegriffen werden.

Literatur

Müller, R. (2012): Exkursion zur Sorpetalsperre. Anleitung und Protokollheft: www.phytoplankton.info/download/protokollheft.pdf

öko-sorpe (o.J.): Internetseite der Ökol. Station: www.oeko-sorpe.de

Kesten, K. et al. (2004): Die Wasserreise. Hrsg. Ökol. Station JH Sorpesee, Sundern: www.phytoplankton.info/download/wr-protokoll.pdf

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

QR-Codes & Augmented Reality - Digitale Kontextinformationen für unsichtbare Prozesse im Bereich Wasser und Bildung

Melanie Platz[1], Matthias Größler[2], Jörg Rapp[3] & Engelbert Niehaus[4]

1 Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, platz@uni-landau.de, 2 Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, groessler@uni-landau.de, 3 Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, rapp@uni-landau.de, 4 Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, niehaus@uni-landau.de

Keywords: QR-Code, Augmented Reality, Smartphone, Open Source, Aktion Blau Plus, Umweltparcours

Einleitung

Quick Response (QR)-Codes und Augmented Reality (AR) stellen technische Lösungen dar, um digitale Information an reale Objekte zu heften. Bildungsangebote an Gewässern können über den Einsatz von QR-Codes und AR-Muster und Prozesse über Zusatzinformationen sichtbar machen, die dem Lernenden ohne diese Zusatzinformationen nicht zugänglich sind. Unsichtbare Prozesse können einerseits durch digital angebotene Animationen ergänzt werden, die z.B. auf zellulärer Ebene die Algenbildung durch Eutrophierung veranschaulichen oder auf sehr großem Skalenniveau Satellitenaufnahmen mit einem erkennbaren Algenteppich zeigen. Beide Sichtweisen liefern Einsichten zu einem Bildungsangebot zu einem Gewässer, die so aus der Beobachtung der Umgebung u.U. nicht möglich wären. Da die an den realen Raum angehefteten Informationen digital sind, können auch Echtzeitinformationen über die zukünftige Omnipräsenz von Smartphones (SPs) sichtbar und maßgeschneidert für den Ort bereitgestellt werden. Diese erweiterte Zusammenfassung stellt eine Bandbreite möglicher Einsatzszenarien vor.

Aktion Blau Plus und Smartphones

Die Aktion Blau Plus vernetzt bei Renaturierungsmaßnahmen die kommunale Entwicklung, den Denkmalschutz, die Landwirtschaft, den Naturschutz und die Umweltbildung miteinander, dabei werden die Menschen vor Ort verstärkt eingebunden. (MULEWF, 2013). Zudem soll ein Umweltparcours entstehen, den die Stadt Landau (Pfalz) als einen Baustein für ein ökologisches Zukunftskonzept nutzen kann. (MULEWF, 2011). Innerhalb eines Umweltparcours können durch die SP-Nutzung multimediale Kontextinformationen gebunden an geographische Lernorte dargeboten werden. Da SPs mit GPS ausgestattet sind, können die GPS-Koordinaten des SPs des Benutzers bestimmt werden und Informationen zu räumlich in der Nähe liegenden Orten und Objekten können dem Benutzer über das SP angezeigt werden. Dazu werden multimediale Informationsangebote durch Verknüpfung mit sichtbaren Objekten und Vorgängen zu Kontextinformationen, die unsichtbare Vorgänge sichtbar machen können (z.B. chemische Prozesse auf molekularer Ebene oder Videos, die das Verhalten von Mikroorganismen bei Exposition mit Schadstoffen zeigt). Unsichtbar für den Nutzer sind zeitliche Aspekte einer Renaturierungsmaßnahme, die z.B. durch Zeitraffervideos, die

die Entwicklung der Flora und Fauna in und um ein Fließgewässer zeigen, sichtbar gemacht werden können. Die Gemeinsamkeit von QR-Code und GPS-Koordinaten ist die Herstellung einer Verbindung von digitalen Kontextinformation zu geografischen Orten. Im Gegensatz zum QR-Code können durch AR weiter entfernte Phänomene und Objekte in der jeweiligen Blickrichtung und Orientierung des SPs erläutert werden, wie z.B. Fotos und Erläuterungen zu einer auf dem Bergrücken entspringenden Quelle eines Fließgewässers. QR-Codes können als Zugangshilfe für diese Kontextinformationen dienen, wenn sich z.B. ökotoxikologische Vorgänge und die Ausbreitung im Fließgewässer direkt auf den Ort beziehen, an dem sich der SP-Nutzer gerade befindet. Insgesamt wird ein geografischer Ort durch die Verbindung von realen Raumerfahrungen mit digitalen Kontextinformation zu einem angereicherten Lernort. Geographische Lernorte können mit Hilfe des Grundraums Ω folgendermaßen beschrieben werden:

$$\Omega := \underbrace{[-180\,°, 180\,°)}_{:=L2} \times \underbrace{[-90\,°, 90\,°]}_{:=L1} \times \mathbb{N}_0$$

Diese Definition liefert einen dreidimensionalen Koordinatenraum bestehend aus den GPS-Koordinaten mit dem Längengrad *L1* und dem Breitengrad *L2*. Die Zeit wird durch die natürlichen Zahlen mit Null als Startpunkt repräsentiert. Somit ist es möglich, Kontextinformationen gebunden an GPS-Koordinaten, die z.B. von der Tages- oder Jahreszeit abhängig sind, darzubieten. Außerdem kann das SP zur Navigation durch den Umweltparcours verwendet werden mit einer auf den Umweltparcours zugeschnittenen Navigations-Applikation. Beispielsweise könnte Open Source (OS)-Software, wie die Applikation „Navit“, für diesen Zweck angepasst werden, sodass die relevanten Kartenpunkte, Points of Interest (POI), direkt mit einem „Youtube“-Video verbunden werden können, sodass durch einen Klick das entsprechende Video im Videoplayer des SPs aufgerufen wird. Navit eignet sich besonders für diesen Zweck, da es u.a. mit „OpenStreetMap“-Karten offline arbeiten kann. Für eine vollständige Offlinenutzung multimedialer Dokumente müssen Dokumente, Texte, Videos und Animationen lokal auf dem SP vorhanden sein. Dies wäre bei einer entsprechenden speicherplatzsparenden Kompression und Auflösung der Videos für einen Umweltparcours und aktuellen SPs mit entsprechender Speicherkarte umsetzbar (Internetproxy auf dem SP). Zudem kann mit Hilfe des SPs Crowdsourcing (CS) betrieben werden. CS ermöglicht der Bevölkerung die Beteiligung bei der Erhebung von Daten. Bestimmte Aufgaben können an die Bevölkerung gerichtet werden. Diese Aufgaben müssen klar formuliert sein. Die Bevölkerung soll dabei Daten über einen Sachverhalt liefern, dessen Indikatoren für die Bevölkerung diagnostizierbar sind. Die Applikation „NoiseTube“ lässt beispielsweise den Geräuschpegel in der Stadt von der Bevölkerung mit dem Mikrophon des SPs aufnehmen und damit messen (Maisonneuve et al., 2009). Zusammen mit den GPS-Koordinaten des Nutzerweges und den zugehörigen Lautstärkemessungen werden die gesammelten Informationen in einer digitalen Datenbank (Community Memory) gesammelt. Für eine Auswertung muss allerdings berücksichtigt werden, dass die durch CS gewonnenen Daten nicht den wissenschaftlichen Anforderungen einer standardisierten Erhebung entsprechen. Die Verwertbarkeit orientiert sich am mathematischen „Gesetz der Großen Zahlen“ und einer angemessenen Anzahl von Versuchswiederholungen. In solchen Fällen kann durch eine vergleichende Studie die Korrelation von CS-Daten mit standardisierten Erhebungen quantifiziert werden. Auf dieser Basis können dann die ausgewerteten CS-Daten genutzt werden. CS spielt aber nicht nur für die Erhebung der Daten selbst eine Rolle, sondern ein mit CS befasster Bürger nimmt seine Umwelt bezogen auf die CS-Aufgabe fokusierter wahr. Innerhalb des Umweltparcours könnten Fotos von eventuell ungewöhnlicher Algenausbreitung oder von toten Fischen Gegenstand des CS sein. Aber auch Sprachinfos oder SMS über ungewöhnliche Gerüche können hilfreiche CS-Daten sein, wobei hier der Mensch als Sensor dient. Ausgewertet liefern solche CS-Daten natürlich nicht die Ursache von Fischsterben oder Algenbildung, aber diese Informationen können bei gehäuftem Auftreten weitere umweltanalytische Ursachenforschung auslösen, um die Gewässerbelastung festzustellen. Diese Auswertung der CS-Daten liefert damit eine Monitoring-Option in Regionen, in denen u.U. keine regelmäßige Datenerhebung erfolgt oder diese in sehr großen Zeitabständen durchgeführt wird. Ein Umweltparcours kann dazu dienen, die Bedeutung und den Nutzen von CS für die Besucher trans-

parent zu machen und in der Umweltwahrnehmung zu verankern. Der Umweltparcours selbst erfüllt damit eine Funktion als Lernumgebung für das CS im Kontext der Limnologie.

QR-Codes

Funktionsweise eines QR-Codes

QR-Codes können als Zugangshilfe für multimediale Kontextinformationen gebunden an geographische Lernorte verwendet werden. Ein QR-Code kann in gedrucktem oder digitalem Bildformat durch eine QR-Code-Entschlüsselungsapplikation mit dem SP ausgelesen werden. Dazu ist eine Internetverbindung wichtig, da hinter dem QR-Code meist ein Internetlink (URL) steckt, auf die beim einscannen des QR-Codes zugegriffen wird. Hinter einer kodierten Adresse können für die Offline-Nutzung Pfade und Dateinamen in dem Dateisystem des Mobiltelefons verwendet werden, damit wird auch eine Offline-Nutzung der multimedialen Kontextinformation möglich. Als Vorbereitung des Besuchs eines Umweltparcours müssen dann die Nutzer die Dateien lokal auf das SP kopieren. Es werden solche Programme auf dem SP verwendet, welche auf dem SP mit bestimmten Multipurpose Internet Mail Extensions (MIME)-Dateitypen verknüpft sind. Damit ist festgelegt, welches Programm durch das Einscannen eines QR-Codes gestartet wird (Freed et al., 1996). Für das Einlesen des QR-Codes ist ferner eine funktionsfähige SP-Kamera notwendig. Die QR-Codes können auf Informationstafeln des Umweltparcours zusätzlich zu verschriftlichten Informationen zur Verfügung gestellt werden.

Eigenschaften eines QR-Codes

QR-Codes sind sehr robust, da für ihre Auslesbarkeit lediglich ein hoher Kontrast notwendig ist. Selbst wenn Teile des QR-Codes unlesbar gemacht werden, kann der QR-Code häufig noch ausgelesen werden, da eine Fehlertoleranz bereits beim kreieren des QR-Codes eingearbeitet wird (Knuchel et al. (2011). Deshalb können QR-Codes auf individuellen Untergründe (z.B. T-Shirts), in individueller Größe (in Plakatgröße, um eine Auslesbarkeit aus großer Distanz oder während man sich fortbewegt zu ermöglichen) und in individuellen Designs (siehe Anwendungsbeispiel) gedruckt werden. Die Herstellung eines QR-Codes ist vergleichsweise einfach und kann mit Hilfe diverser kostenfreier Applikationen oder Internetdiensten durchgeführt werden. Dabei wird i.A. ein kurzer Text in den QR-Code verschlüsselt. Welche Semantik dieser Text hat ist damit in keiner Weise festgelegt. Durch den QR-Code können nicht nur Internetlinks, sondern auch Kurzinformationen (z.B. digitale Visitenkarten, Telefonnummern, Adressen, …) ausgetauscht werden. Der Internetlink ist in diesem Kontext die zentrale Nutzung des QR-Codes.

Nutzung von QR-Codes beim Umweltparcours

Vorteile der Nutzung von QR-Codes beim Umweltparcours sind die folgenden: Die Verfügbarkeit von SPs wächst stets und wird von immer mehr Schülerinnen und Schülern genutzt und stellt deshalb ein verbreitetes, modernes Medium dar, um Informationen auszutauschen. Informationen können in Echtzeit an den Benutzer weitergegeben werden, was bei einer statischen Informationstafel nicht gewährleistet werden kann und bei sich schnell und unvorhersehbar ändernden Daten einen Vorteil darstellt (z.B. aktuelle Wetterdaten und Flusspegel). Ferner können bestehende digitale Ressourcen wie Internetseiten oder Textdokumente direkt genutzt werden und z.B. durch einen QR-Code limnologische Fachtermini als Definition zugänglich gemacht werden. Digitale Informationen hinter einem QR-Code sind leicht updatefähig, da die URL, die durch den QR-Code verschlüsselt wurde, beim verändern der Inhalte gleich bleibt, d.h. der QR-Code ist unabhängig von den Inhalten hinter der URL. Durch die Robustheit des QR-Codes ist eine hohe Vandalismussicherheit gegeben. Sollte ein QR-Code verunstaltet werden, ist er eventuell trotzdem noch lesbar, bei zu großer Zerstö-

rung kann der QR-Code leicht erneuert werden. Eine Sichterweiterung kann z.B. durch die zur Verfügungstellung von nicht sichtbaren Informationen durch AR und Set-Images unterstützt werden. Durch die Nutzung des SPs während des Umweltparcours können Aktionen, die mit dem SP durchgeführt werden, automatisch protokolliert werden und später noch einmal nachvollzogen werden. Nachteile der Nutzung von QR-Codes stellen zum einen die Nichtauslesbarkeit von QR-Codes ohne ein SP dar. Zudem sind die Inhalte der URL hinter dem QR-Code nicht auf den ersten Blick kontrollierbar. Dem obigen Nachteil kann man begegnen, indem man unter dem QR-Code auch die kodierte Information lesbar angibt und den Nutzern rät, nicht gleich einem kodierten Link zu folgen, sondern zunächst einmal den QR-Code zu dekodieren, dann zu vergleichen, ob die kodierte Information des QR-Codes mit dem unter dem QR-Code angegebenen Internetlink übereinstimmt und bei Nichtübereinstimmung dem Link nicht zu folgen bzw. den Link zu untersuchen, ob dieser vertrauenswürdig erscheint (z.B. ein Internetlink mit IP-Adresse der Form „http://111.222.33.44/info.html“ wäre eher nicht vertrauenswürdig).

Anwendungsbeispiel

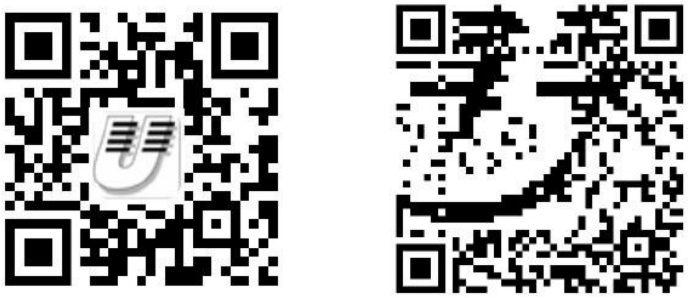


Abb.1 zeigt beispielhaft zwei QR-Codes, in die das Universitätslogo der Universität Koblenz-Landau integriert wurde. Die dahinterstehende URL ist die Universitätshomepage (http://www.uni-koblenz-landau.de/).

Abb. 1: Exemplarische selbsterstellte QR-Codes

Augmented Reality



Abb. 2: Beispiel für AR

Ein AR-System ergänzt die reale Welt mit virtuellen (computergenerierten) Objekten, die in das Blickfeld des Benutzers projiziert werden (z.B. auf den SP-Bildschirm) und damit im gleichen Raum erscheinen, in dem auch real existierende Objekte sichtbar sind (Azuma et. al., 2001). Dadurch können zwischen digitalen Objekten und realen Objekten unmittelbare Bezüge hergestellt werden. Abb. 2 zeigt ein Beispiel für ein GUI für eine Navigationsapplikation mit AR. Die kommerzielle frei verfügbare Applikation „Wikitude“ verwendet beispielsweise AR. „Wikitude myWorld“ ist zur Navigation durch den Umweltparcours geeignet, da diese Applikation individuell mit digitalen Objekten angereichert werden kann und nicht nur eine gegebene Datenbank mit digitalen Objekten nutzt.

Nutzung von Augmented Reality beim Umweltparcours

Folgende Vorteile bietet die Nutzung von AR beim Umweltparcours: Wie für die Verwendung der QR-Codes bietet auch hier die weit verbreitete Verfügbarkeit von SPs den Vorteil, mobile Endgeräte für den Informationsaustausch und die Bereitstellung von digitalen Zusatzinformationen zu nutzen. AR kann zur Navigation verwendet werden und/oder die Verständlichkeit der Navigation

verbessern. AR kann eine Hilfestellung bei komplexen Aufgaben durch bessere Visualisierung sein. Eine Sichterweiterung kann beispielsweise durch die zur Verfügungstellung von nicht sichtbaren Informationen durch AR und Set-Images unterstützt werden. Nachteile der Nutzung von AR stellt zum einen die Nichtverwendbarkeit ohne ein SP dar. Zudem benötigen AR-Anwendungen viel Energie und können somit den Akku des SPs stark beanspruchen.

Fazit

Das Verstehen von limnologischen Strukturen und Prozessen kann nicht vollständig durch die alleinige Auseinandersetzung mit den direkt sichtbaren Objekten der Umwelt erreicht werden. Der zeitliche Aspekt der Entwicklung eines Gewässers über mehrere Monate, die Fernerkundungssicht auf die Region, die mikroskopische Sicht auf Prozesse und Strukturen oder auch andere Aspekte chemischer Reaktionen entziehen sich dem Auge des Betrachters in einem Umweltparcours. In diesem Kontext ist die Anreicherung der realen Welt mit digitalen Objekten (z.B. Fernerkundungsbilder, Zeitraffervideos, Animationen, etc.) eine Möglichkeit unsichtbare Perspektiven auf den besuchten realen Raum für die Besucher sichtbar zu machen und mit sichtbaren Strukturen und Objekten zu vernetzen. Die dargestellten möglichen Einsatzszenarien von SPs für den Umweltparcours beschreiben zunächst einmal nur die technologische Möglichkeit und die Zielsetzung des Einsatzes. Die Akzeptanz der Nutzerinnen und Nutzer hängt aber nicht nur von den technischen Möglichkeiten der SPs ab, sondern ebenfalls von der didaktischen Aufbereitung der digitalen Inhalte zum Umweltparcours. Auf der reinen Technologieebene sind mobile Endgeräte für die Nutzung in Umweltparcours geeignet, da sie ein weit verbreitetes Medium mit GPS darstellen. Die Akkuleistung von SPs wird stets verbessert. OS-Applikationen, welche unter dem Betriebssystem „Android“ zur Verfügung gestellt werden, können kostenfrei verwendet werden. Aussichtsreicher Kandidat erscheint hier die OS-Applikation „Navit Reality View“, die die Navigationssoftware durch AR erweitert und auf die bekannteste OS-Navigationssoftware „Navit“ aufsetzt. (Haase, T. und Feilner, M., 2010). Eine Kombination aus SPs (Hardware), AR (Software) und QR-Codes (Zugangshilfe) stellt damit auf technologischer Ebene eine geeignete Lösung zur Bereitstellung von digitaler Kontextinformation für unsichtbare Prozesse und Strukturen im Bereich Wasser und Bildung dar.

Literatur

Azuma, R.; Baillot, Y.; Behringer, R.; S., Feiner; S., Julier; MacIntyre, B. (2001): Recent advances in augmented reality. In: IEEE Computer Graphics and Applications 21, Nr. 6, S. 34–47

Freed, N.; Borenstein, N., Moore, K., Klensin, J., Postel, J. (1996): RFC 2045-RFC 2049: Multipurpose Internet Mail Extensions (MIME) Part One – Part Five. http://tools.ietf.org/html/rfc2045; http://tools.ietf.org/html/rfc2046; http://tools.ietf.org/html/rfc2047; http://tools.ietf.org/html/rfc2048; http://tools.ietf.org/html/rfc2049

Haase, T.; Feilner, M. (2010): Open-Source-Navigation mit Navit. In: Linux Magazin. http://www.linux-magazin.de/Ausgaben/2010/07/Richtungweisend

Knuchel, T.; Kuntner, T.; Pataki E.C.; Back A. (2011): 2D-Codes. In: Wirtschaftsinformatik, Vol. 53, SP Gabler Verlag, S. 49-52

Maisonneuve, N.; Stevens, M.; Niessen, M.; Steels, L (2009): NoiseTube: Measuring and mapping noise pollution with mobile phones. In: Information Technologies in Environmental Engineering, Environmental Science and Engineering, Springer Berlin Heidelberg, S. 215-228

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (MULEWF) (2013). Aktion Blau Plus. http://www.wasser.rlp.de/servlet/is/2038/.

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (MULEWF) (2011): „Raus aus dem Gewässerbett“: Höfken startet „Aktion Blau Plus“. http://www.mulewf.rlp.de/no_cache/aktuelles/einzelansicht/archive/2011/september/article/raus-aus-dem-gewaesserbett-hoefken-startet-aktion-blau-plus/

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Das Tauchpendel – ein einfaches Strömungsmessgerät, nicht nur für die Oberflächengeschwindigkeit

Thomas Rudolf[1], Ralph Hansmann[2] & Karsten Grabow[3]

[1+3] Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Thomas-Rudolf@gmx.net & grabow@ph-karlsruhe.de, [2] Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Physik und Technische Bildung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, hansmann@ph-karlsruhe.de

Keywords: Strömungsmessgerät, Strömung, Fließgeschwindigkeit, Strompendel, Stromquadrant, Umweltbildung

Idee und Funktionsweise

Für die Bestimmung der Oberflächenströmungsgeschwindigkeit von Fließgewässern gibt es eine Reihe von einfachen und kostengünstigen Messmethoden. Die Erstellung eines Strömungsprofils (z. B. Brown 2003) ist jedoch mit diesen Geräten nicht möglich. Aus diesem Grund sollte ein Strömungsmessgerät entwickelt werden, das die Möglichkeit bietet Fließgeschwindigkeiten punktuell, d. h. auch in tieferen Wasserschichten, zu ermitteln. Inspiriert wurde das Tauchpendel durch die Messmethode des Tauchstabes von Jens.

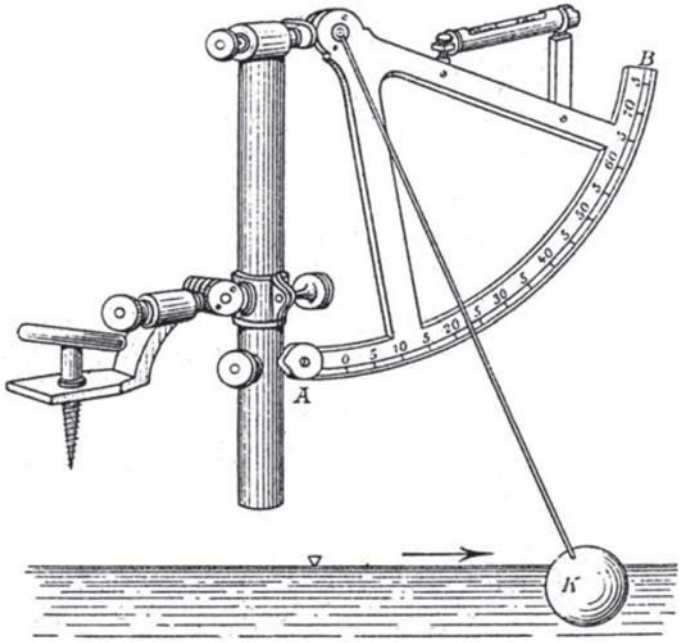
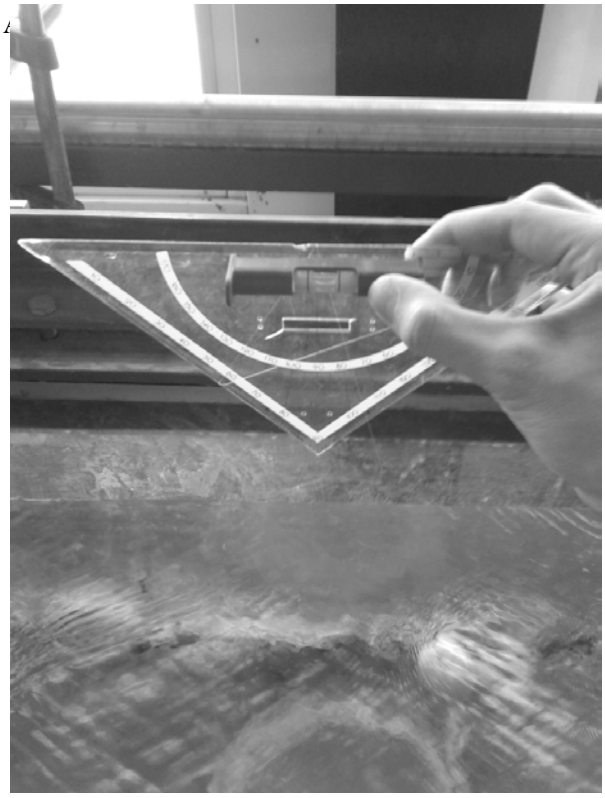


Abb. 1: Strompendel oder Stromquadrant von Max von Bauernfeind (Vischer 2010).

Abhängig von der zu bestimmenden Strömungsgeschwindigkeit wird der Tauchkörper mit einem bestimmten Gewicht (z. B. 50 g) befüllt und in die Strömung getaucht. Als Tauchkörper wird ein stromlinienförmiger Körper verwendet, der mit entsprechend angepassten Gewicht befüllt wurde. Die Strömung, die auf den Tauchkörper wirkt, verursacht eine Auslenkung des Körpers und somit des Tauchpendels. Mithilfe des Fadens, der den Tauchkörper mit dem Geodreieck verbindet, kann der Auslenkwinkel am Geodreieck abgelesen und daraus die Strömungsgeschwindigkeit des Fließgewässers bestimmt werden. Der Winkel wird korrekt bestimmt, indem man das Geodreieck mit Hilfe der Wasserwaage horizontal ausrichtet. Ansonsten stellen sich falsche Winkel ein, die einen Fehler in der Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit zur Folge haben.





Aufbau und Handhabung

An einem handelsüblichen Geodreieck (je größer, desto besser) wird per Nylonfaden der Tauchkörper zentrisch am Geodreieck (bei der 0) befestigt (Abb. 3). Der Nylonfaden kann durch eine Kerbe bei der 0 fixiert werden. Am Nylonfaden befindet sich der Tauchkörper der, wie schon bereits beschrieben, mit entsprechenden Massestücken, je nach Strömungsgeschwindigkeit, befüllt werden kann. Je nach Länge der Nylonschnur können unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten in verschiedenen Tiefen des Fließgewässers erfasst werden.

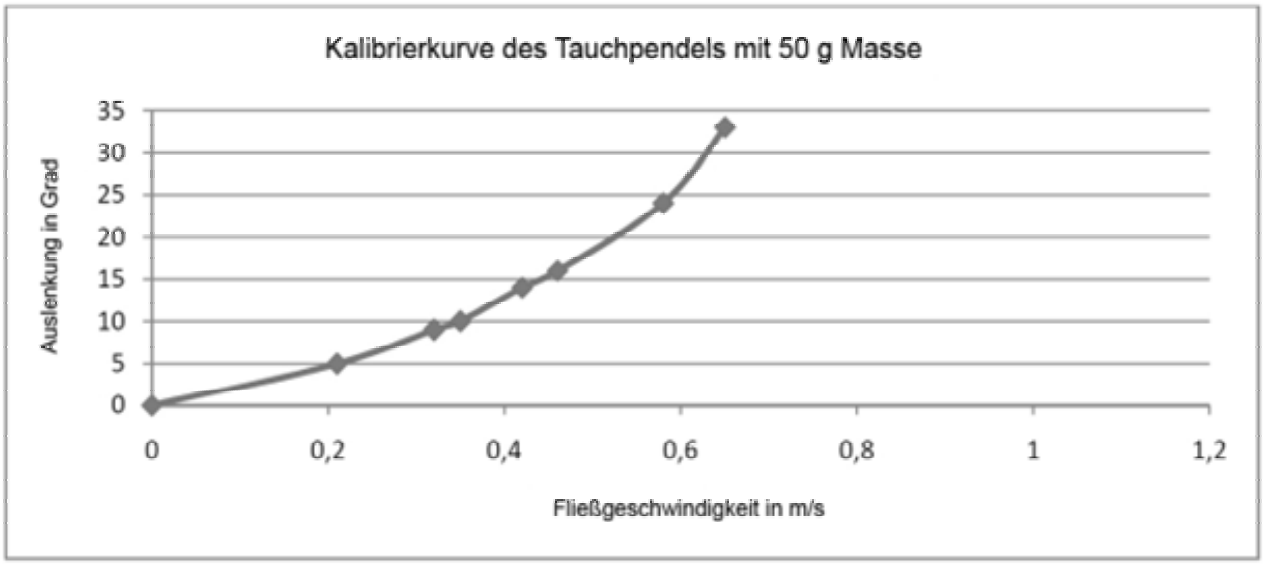


Abb. 4: Aus den gemittelten Messergebnissen am Strömungskanal des KIT (Karlsruher Institut für Technologie) abgeleitete Kalibrierkurve des Tauchpendels mit 50 g Masse (Rudolf 2012).

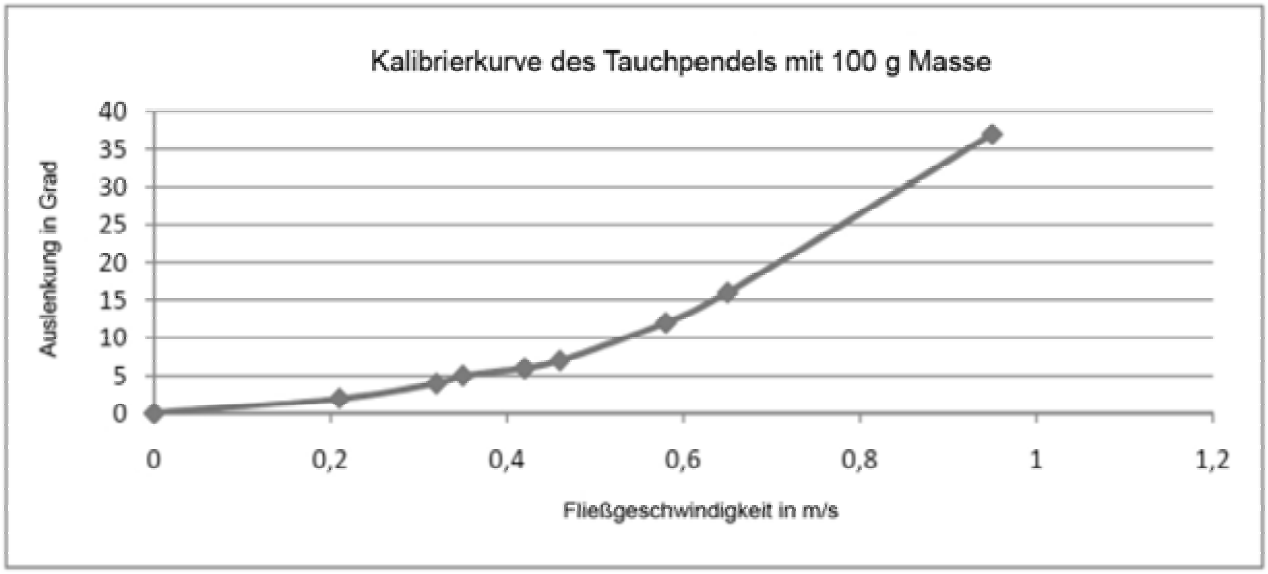


Abb. 5: Aus den gemittelten Messergebnissen am Strömungskanal des KIT (Karlsruher Institut für Technologie) abgeleitete Kalibrierkurve des Tauchpendels mit 100 g Masse (Rudolf 2012)

Schlussfolgerungen

Nicht nur, dass das Tauchpendel einfach und unkompliziert in der Handhabung ist, es ist auch fast aus dem Inhalt eines Schülermäppchens realisierbar.

Danksagung

Das Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe unterstützte uns auch bei dieser Arbeit. Dr.-Ing. Boris Lehmann, Dr.-Ing. Frank Seidel und Christopher Ulrich halfen gerne und der Strömungskanal wurde auch hierfür von uns nahezu uneingeschränkt genutzt. Diese Arbeit entstand im Rahmen einer wissenschaftlichen Hausarbeit an der Pädagogischen Hochschule in Karlsruhe.

Literatur

Brown, G. O. (2003): Henry Darcy's perfection of the Pitot tube. In: Henry P. G. Darcy and Other Pioneers in Hydraulics: Contributions in Celebration of the 200th Birthday of Henry Philbert Gaspard Darcy, G. O. Brown, J. D. Garbrecht, and W. H. Hager (eds), ASCE, Reston, VA. Pg. 14-23.

Rudolf, T. (2012): Strömungsgeschwindigkeit in Fließgewässern: Einfache Messmethoden und ihre Verwendung im Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe.

Vischer, D. L. (2010): Die Entwicklung der Abflussmesser vom treibenden Blatt zum Messflügel und wieder zurück. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. 54/2: 129-137.

Das Trichterstaurohr – ein einfaches Strömungsmessgerät nicht nur für Flugzeuge

Thomas Rudolf[1], Ralph Hansmann[2] & Karsten Grabow[3]

[1+3] Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Thomas-Rudolf@gmx.net & grabow@ph-karlsruhe.de, [2] Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Physik und Technische Bildung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, hansmann@ph-karlsruhe.de

Keywords: Strömungsmessgerät, Strömung, Fließgeschwindigkeit, Pitot-Rohr, Staudruckrohr, Umweltbildung

Idee und Funktionsweise

Das Trichterstaurohr, Pitot-Rohr oder auch häufig Staudruckrohr benannte Gerät (z. B. Vischer 2010) zur Ermittlung von Strömungsgeschwindigkeiten, wird heute meist zur Bestimmung von Luftströmungen bzw. der Geschwindigkeit von Flugzeugen eingesetzt. Besonders in der nahen Vergangenheit machte das Pitot-Rohr auf sich aufmerksam, da es laut Gutachter verantwortlich für mehrere Flugzeugunglücke war (z. B. durch Vereisung). So wird es auch in Schulbüchern häufig nur als Anwendungsbeispiel zur Geschwindigkeitsbestimmung in Luft- und Raumfahrt präsentiert. Die Idee war, das Pitot-Rohr seiner eigentlichen Nutzung zurückführen, und damit die Strömungsgeschwindigkeit von Fließgewässern zu bestimmen.

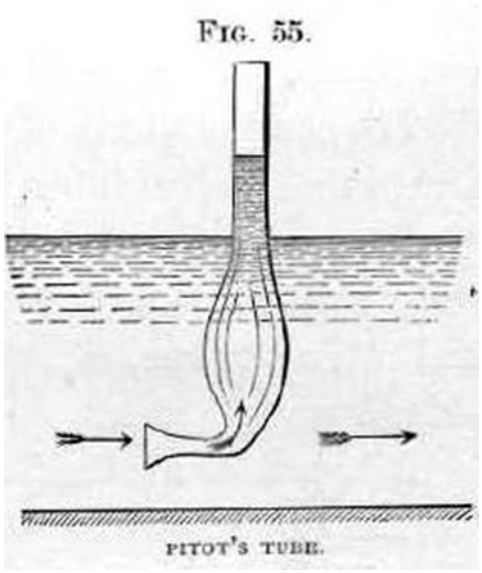


Abb. 1: Pitot-Rohr (Brown 2003)

Das Trichterstaurohr vereint mehrere Vorteile, die sich bei der Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeiten von Fließgewässern zeigen:

- einfachst in der Handhabung
- klein und leicht zu transportieren
- immer und überall einsatzfähig
- hinreichend genaue Messergebnisse
- Fließgeschwindigkeiten in verschiedenen Tiefen messbar

Aufbau und Handhabung

Beim Biegen des Glases des Trichterstaurohrs entstanden Einflussfaktoren, die sich negativ auf die Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit auswirkten. Außerdem konnte bei dieser Konstruktion vor das senkrechtstehende Glasrohr nur sehr schwer ein passender Trichter angebracht werden.



Abb. 2: Erster Prototyp. Ein einfaches, gebogenes Glasrohr, in dem der Wasserspiegel je nach Fließgeschwindigkeit steigt.

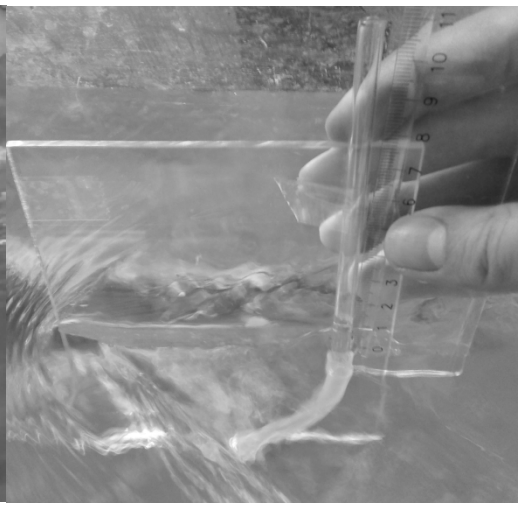


Abb. 3: Prototyp mit Linealskala.

Es wurde ein Aufbau mit einem Schlauch präferiert (Abb. 3), da sich so einzelne Teile auswechseln, aneinanderstecken und somit variieren ließen. Eine Verengung durch Biegung konnte so minimiert werden. Etwaige Bedenken, dass der sich durch den Schlauch ändernde Querschnitt sich negativ auf die Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit auswirken würde, konnten nicht bestätigt werden. Die Rohrdicke hat erheblichen Einfluss auf den Pegel innerhalb des Rohres und musste mit mehreren Versuchsdurchläufen optimiert werden. Der Trichter vor der Glasrohröffnung sorgt für eine größere Wassereinströmmenge und schafft höheren Pegel innerhalb des Rohres. Man kann also mit der Trichtergröße den Wasserstand im Rohr beeinflussen und die Ablesbarkeit optimieren.

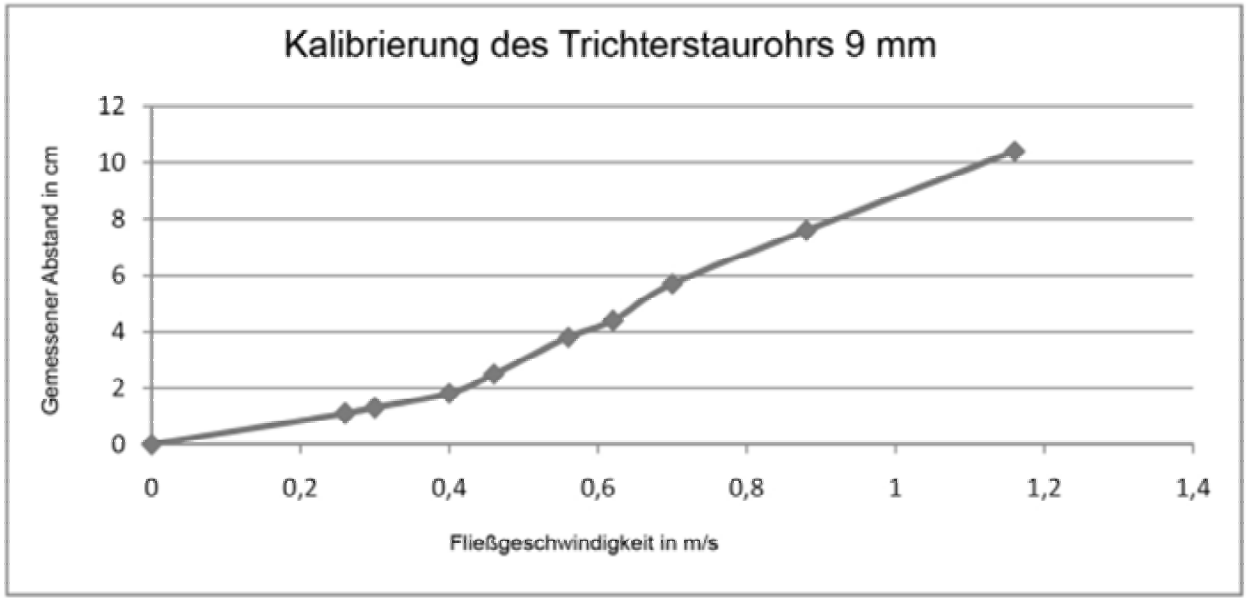


Abb. 4: Aus den gemittelten Messergebnissen am Strömungskanal des KIT (Karlsruher Institut für Technologie) abgeleitete Kalibrierkurve des Trichterstaurohrs (Rudolf 2012).

Das Pitot-Rohr wird senkrecht, den Trichter entgegen der Strömung haltend, in das Fließgewässer eingetaucht, bis der Wasserstand der zu messenden Strömung sich auf der Pegellinie einstellt (Abb. 5). Hat der Pegel sich beruhigt und stabilisiert, kann mit dem Daumen das senkrechte Rohr verschlossen und das Messgerät zum Ablesen des Wasserstandes gekippt bzw. entsprechend angehoben werden.

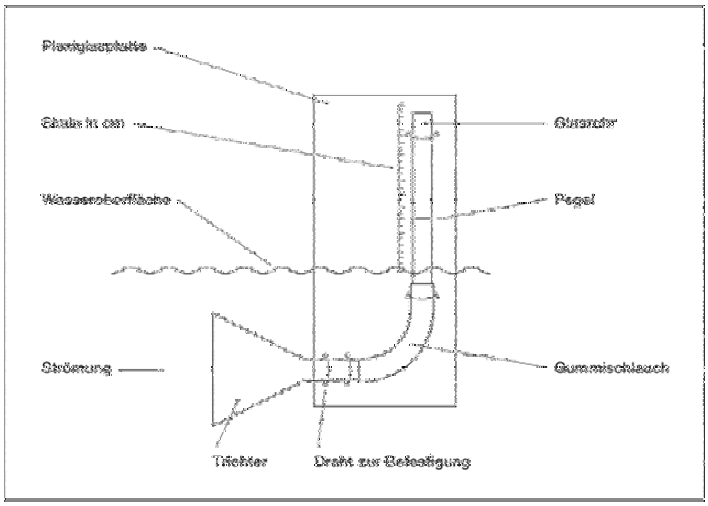


Abb. 4: Skizzierter Aufbau des Trichterstaurohrs nach T. Rudolf.

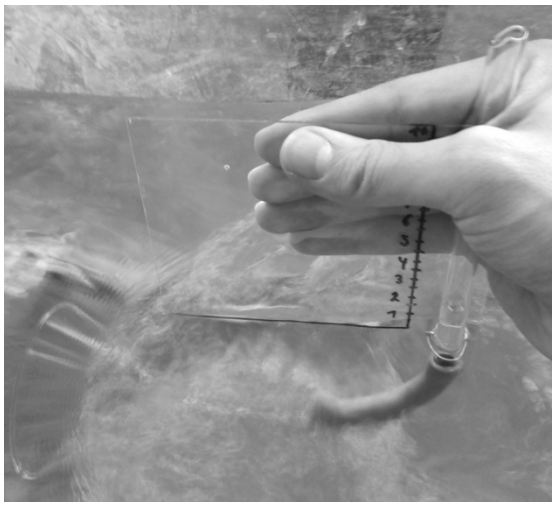


Abb. 5: 9 mm Prototyp nach T. Rudolf.

Schlussfolgerungen

Mit dem Wiederbeleben des Pitot-Rohres - durch das Trichterstaurohr - zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit von Fließgewässern, wurde das Repertoire von einfachst zu handhabenden Messinstrumenten bereichernd erweitert und ergänzt.

Danksagung

Auch bei dieser Arbeit unterstützte uns die Universität Karlsruhe. Das Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung stellte uns ihren Strömungskanal fast uneingeschränkt zur Verfügung und Dr.-Ing. Boris Lehmann, Dr.-Ing. Frank Seidel und Christopher Ulrich unterstützen uns bestmöglich. Diese Arbeit entstand im Rahmen einer wissenschaftlichen Hausarbeit an der Pädagogischen Hochschule in Karlsruhe.

Literatur

Brown, G. O. (2003): Henry Darcy's perfection of the Pitot tube. In: Henry P. G. Darcy and Other Pioneers in Hydraulics: Contributions in Celebration of the 200th Birthday of Henry Philbert Gaspard Darcy, G. O. Bronw, J. D. Garbrecht, and W. H. Hager (eds), ASCE, Reston, VA. Pg. 14-23.

Rudolf, T. (2012): Strömungsgeschwindigkeit in Fließgewässern: Einfache Messmethoden und ihre Verwendung im Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe.

Vischer, D. L. (2010): Die Entwicklung der Abflussmesser vom treibenden Blatt zum Messflügel und wieder zurück. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. 54/2: 129-137.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Konzeption eines „Wasserparcours“ am Fluss Queich – Bildung für nachhaltige Entwicklung in einer authentischen Lernumgebung

Marie Schehl[1] *& Björn Risch*[2]

[1] Universität Koblenz-Landau, Fachbereich 7: Natur und Umweltwissenschaften, Institut für naturwissenschaftliche Bildung (InB), Fortstraße 7, 76829 Landau, schehl@uni-landau.de, [2] risch@uni-landau.de

Keywords: Bildung für nachhaltige Entwicklung, Wasserparcours, Curriculare Verankerung, QR-Codes, Aktivelemente

Einleitung

An einem Abschnitt des Flusses Queich im Stadtgebiet von Landau wird ein Umweltparcours mit zehn Stationen zum Thema „Wasser“ eingerichtet. Die innovative Konzeption des „Wasserparcours“ bietet der gesamten Bevölkerung und im Speziellen Schulklassen aller Schularten und Altersstufen die Möglichkeit, täglich Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) in einer authentischen Lernumgebung zu erfahren.

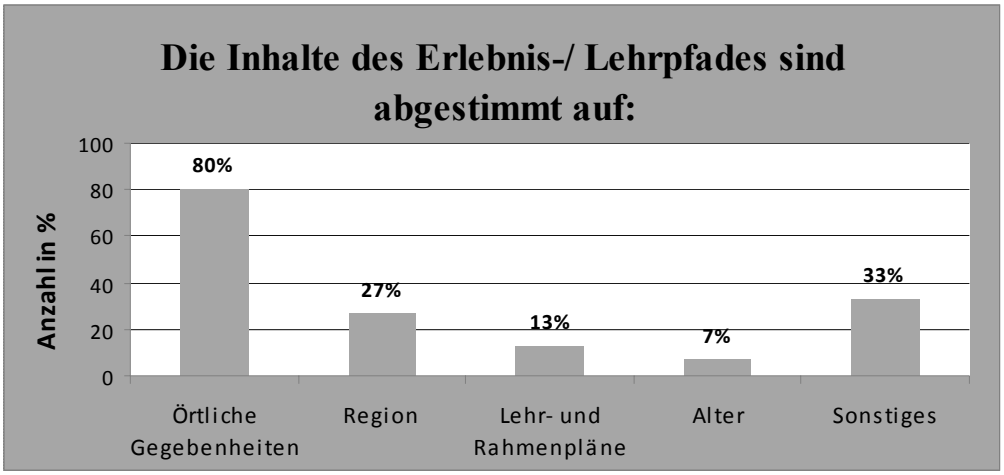
Es existieren bereits zahlreiche Erlebnis- und Lehrpfade, doch nur wenige davon werden wirklich aktiv genutzt. Ziel war es deshalb einen Parcours zu konzipieren, der sich von bereits Bestehenden unterscheidet und Anreize bietet, sich aktiv mit den Facetten des Themas Wasser auseinander zu setzen. Auf der Grundlage einer Fragebogenstudie zu Erlebnis- und Lehrpfaden in Rheinland-Pfalz (n=34) wurden drei Kriterien ermittelt, die bewusst in der neuartigen Konzeption des Wasserparcours umgesetzt werden: (1) Curriculare Verankerung der Inhalte und dadurch konkrete Angebote für Schulen, (2) Einsatz von QR-Codes zur Unterstützung des Informationsflusses und (3) Integration von Aktivelementen, an denen man nicht nur Erleben und Verstehen kann, sondern gleichzeitig zum Handeln aufgefordert wird.

Konzeption

Gestaltungskriterien

(1) Curriculare Verankerung

Die Ergebnisse der Fragebogenstudie zeigen, dass die Mehrzahl der Lehr- und Erlebnispfade speziell für Schulklassen konzipiert wurden und auch zielgruppengerechte Materialien anbieten. Jedoch wurden die inhaltlichen Angebote nur von 13% der Befragten auf die schulischen Lehr- und Rahmenpläne abgestimmt (vgl. Abb. 1). Studien zeigen, dass die Vor- und Nachbereitung von Lerninhalten an außerschulischen Lernorten erheblich zum Lernerfolg beitragen (Forster et al. 2011). Die curriculare Verankerung der Inhalte des geplanten Wasserparcours bietet so allen Schulformen entlang der Bildungskette die Möglichkeit, den Parcours in den Schulunterricht zu integrieren und sowohl fächerübergreifend als auch altersgerecht zu nutzen.

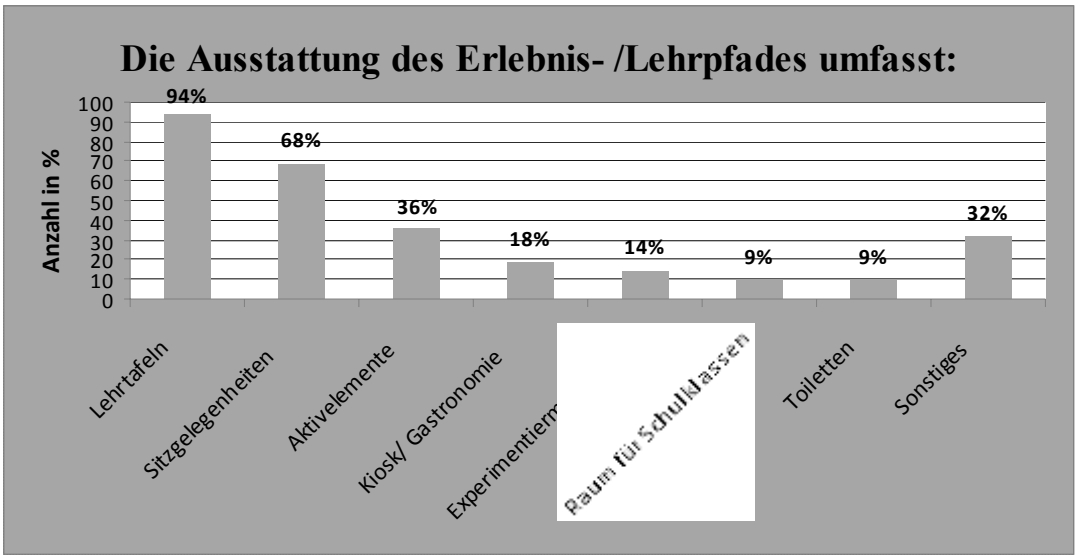


(2) Einsatz von QR-Codes

Die Entwicklung hin zur elektronischen Kommunikation ist eine zentrale Erscheinung unserer und künftiger Lebenswelten. Damit verbunden ist eine zunehmende Entsinnlichung und Naturentfremdung (Bartsch-Herzog & Opp 2011). Schreiber (2001) empfiehlt deshalb diese Entwicklung nicht zu ignorieren, sondern sinnvoll mitzugestalten und nutzen zu lernen. Die reale Erkundung der Lebenswelt muss so durch die Nutzung moderner elektronischer Medien ergänzt werden. BNE leistet dadurch auch einen Beitrag zur Förderung der Medienkompetenz. Durch Kommunikationstechnologien wird der Zugang zu Informationen immer leichter und die Vielfalt der Möglichkeiten für multimediale Darstellung wächst (Schulz 2001). Und genau da versucht die Konzeption des Wasserparcours anzusetzen: Durch den Einsatz von QR-Codes wird der Informationsfluss gezielt erweitert und bietet so eine innovative Form der Differenzierung der Bildungsangebote, die jederzeit durch aktuelle Informationen ergänzt werden können.

(3) Integration von Aktivelementen

Da insbesondere im Rahmen eines offenen Bildungsangebotes, wie es der vorgestellte Wasserparcours darstellt, jeder Besucher selbst entscheidet was er lernt, ist es umso wichtiger Anreize zu schaffen, die das Interesse und die Neugier der Lernenden wecken. Diese individuellen Lernprozesse können nach Bartsch-Herzog & Opp (2011) durch eigene körperliche und geistige Aktivitäten optimal gefördert werden. Aktive und direkte Naturerfahrungen stehen dabei neben der Wissensvermittlung im Vordergrund. So werden in den Wasserparcours integrierte Aktivelemente zum eigenen Handeln auffordern und im Vergleich zu rein belehrenden Informationstafeln einen ganzheitlichen Lernprozess fördern. Die Ergebnisse der Fragebogenstudie zeigen, dass bereits 36% der befragten Lehr- und Erlebnispfade solche Aktivelemente integriert haben (vgl. Abb. 3).



Die Stationen des Wasserparcours

Der Wasserparcours umfasst zehn Stationen, die die unterschiedlichsten Facetten des Wassers thematisieren. Die Umsetzung der Gestaltungskriterien soll beispielhaft an der Station „Lebensraum Fluss“ dargestellt werden.

Station: Lebensraum Fluss

An dieser Station lassen sich spielerisch die charakteristischen Tiere und Pflanzen der drei Lebensräume Wasser, Ufer und Land erarbeiten.

AKTIVELEMENT? Mit einem Schiebepuzzle, das den Lebensraum Bach abbildet, kann aktiv ein Überblick über die Pflanzen und Tiere der Queich verschafft werden. Auf der Rückseite des Puzzles werden die abgebildeten Lebewesen aufgegriffen und die Auswirkungen veränderter chemischer Parameter erklärt.

QR-CODES? Der Informationsfluss wird an dieser Stelle durch den Einsatz von QR-Codes unterstützt. Über diese Codes werden online weitere Informationen zur Verfügung gestellt: Steckbriefe, Fotos, kleine Anekdoten etc.

CURRICULARE VERANKERUNG? Die Station lässt sich in den Schulunterricht folgender Klassenstufen/Schulfächer einbinden: Oberstufe, Chemie Grundkurs/ Leistungskurs: Analytik in Anwendungen; Orientierungsstufe, NaWi: Bewegung zu Wasser, zu Lande und in der Luft; Förderschule, Biologie 7: Fische und ihr Lebensraum

Um einen besseren Überblick über die weiteren Stationen des Parcours zu erhalten, wird nachfolgend auf eine Auflistung nach den Gestaltungskriterien verzichtet.

Station: Renaturierung

Eine Lehrtafel gibt Informationen über Flusslauf, Nutzung der Queich und Renaturierung. Eine drehbare Zeittafel (integriert in die Lehrtafel) gibt zusätzlich einen Überblick über den Verlauf der Queich in der Geschichte. Durch ein Kugelbahn-Modell soll die Möglichkeit bestehen, aktiv nachzuvollziehen, warum Renaturierung von enormer Wichtigkeit ist. Das Modell verdeutlicht weshalb die Queich begradigt wurde (Bsp.: Trift von Kurholz, Kanalisation), sowie die Auswirkungen von Undurchlässigkeiten auf Tiere.

Station: Wasserkraft

Unter dem Motto „Wasser besitzt Kraft“ sollen die Aspekte Stromerzeugung durch Wasserkraft, regenerative Energien, Muskelkraft vs. Wasserkraft und Energiesparen aufgegriffen werden. Neben einer Lehrtafel bietet eine Kombination aus Fahrrad und Wasserkrafträdern allen Besuchern die Möglichkeit, die Kraft des Wassers zu erleben.

Station: Wasserverbrauch

An dieser Station wird der eigene Wasserverbrauch kritisch hinterfragt. Gelegenheit dazu bietet eine Lehrtafel, die zunächst auf der Vorderseite den Wasserverbrauch einer (beispielsweise) Mauretanierin aufzeigt. Diese Angaben können dann in einem weiteren Schritt mit dem eigenen Wasserverbrauch pro Tag verglichen werden. Hierzu dient ein interaktives Element auf der Rückseite der Lehrtafel, mit dem der Wassertagesverbrauch des Besuchers individuell aufsummiert werden kann.

Station: Wasser mit allen Sinnen

Diese Station bietet die Möglichkeit Wasser aktiv wahrzunehmen. Über einen Barfußpfad werden die Besucher über unterschiedlichste Strukturen geführt (Steine, Sand, Rinden Mulch etc.). Höhepunkt des Barfußpfades stellt eine Wasserquerung dar, durch die ein auf der anderen Uferseite gelegenes Klängehaus erreicht werden kann. Das Klängehaus bietet Raum zum Entspannen. Elemente wie Regendusche, Klangschale und Hörrohre können nach Belieben zur Verstärkung der akustischen Reize eingesetzt werden. Ein Highlight stellt ein akustischer Vergleich von renaturiertem und begradigtem Flusslauf dar. Per Knopfdruck können Hörbeispiele der beiden Flussläufe abgerufen werden.

Station: Wasserspielplatz

Der Wasserspielplatz bringt insbesondere Kindern das Element Wasser näher. Hier lässt sich die Funktionsweise von Wasserrädern und Schleusen spielerisch ausprobieren. Durch eine ressourcenschonende Rück-Pump-Technik wird das Wasser direkt aus der Queich gepumpt. Nach dem Durchlaufen verschiedener Bausteine, wie Wasserrad, Schleuse oder Matschrinne, wird das Wasser der Queich wieder zugeführt. Lehrtafeln zur Funktionsweise von Mühlen und Schleusen unterstützen den Lerncharakter der Station und geben so den Blick frei auf vergangene Zeiten.

Station: Wasserklassenzimmer

Bei den Renaturierungsarbeiten entsteht ein Aushub, der in Form eines Amphitheaters genutzt werden kann. An dieser zentralen Anlaufstelle wird eine Überblickstafel über den Parcours und die Queich angebracht. Zusätzlich bietet eine Outdoor-Schultafel Lehrerinnen und Lehrern die Möglichkeit, das Amphitheater als „Wasserklassenzimmer“ zu nutzen.

Station: Queich aktuell

Ein Schaukasten bietet den örtlichen Vereinen, Kindergärten, Tagesstätten und Schulen die Möglichkeit aktiv an der Gestaltung des Umweltparcours teilzuhaben und Projekte vorzustellen.

Station: Wasserverschmutzung

Um auf die Verschmutzung der Queich aufmerksam zu machen wird die alljährliche Müllfischaktion des örtlichen Angelvereins in den Vordergrund dieser Station gestellt. Eine Lehrtafel informiert über Wasserverschmutzung und deren Auswirkungen. Globale Aspekte des Themas Wasserverschmutzung werden anhand kleiner Filme per QR-Codes bereitgestellt. Um vor Ort selbst aktiv zu werden, besteht die Möglichkeit über ein Müllauffangsystem selbst Müll aus der Queich zu fischen und in einem Behälter vor Ort zu entsorgen.

Station: Die Queich im Jahresverlauf

An einer Messstation werden chemisch-physikalische Parameter der Queich, wie Temperatur und pH-Wert digital angezeigt. Eine Drehscheibe dient zum Aufzeigen von Korrelationen zwischen Wasserparametern und deren Auswirkungen auf die Umwelt/Lebewesen. Durch Rückbezüge zu weiteren Stationen („Lebensraum Fluss“) wird die Komplexität des Ökosystems Fluss veranschaulicht. Im Rahmen von Schülerwettbewerben sollen zusätzlich Bilder der Queich im Verlauf der Jahreszeiten entstehen. Die Siegerbilder können dann entlang des Weges durch Gucklöcher betrachtet werden.

Ausblick

Eine Besonderheit bei der Konzeption des Wasserparcours ist – wie oben beschrieben – die curriculare Verankerung der Inhalte in den naturwissenschaftlichen Unterricht. Auf dieser Grundlage werden im nächsten Schritt, unter Einbezug der umliegenden Schulen, passgenaue Handreichungen für die einzelnen Stationen entwickelt und evaluiert. Aus den Ergebnissen sollen allgemeingültige Kriterien für das Erstellen von Handreichungen für außerschulische Lernorte abgeleitet werden.

Anmerkung

Der Wasserparcours ist Teil eines Modellprojektes des Landes Rheinland-Pfalz, der Aktion blau plus. Ziel ist es dabei, die Bereiche Umweltforschung und Bildung für nachhaltige Entwicklung aktiv miteinander zu verknüpfen. Im Rahmen des Projektes entsteht so an einem Abschnitt des Flusses Queich neben dem vorgestellten Parcours eine Experimental-Landschaft zu „Wasser-Land-Beziehungen“.

Literatur

Bartsch-Herzog, B. & Opp, C. (2011): Interaktive Umweltbildung am Beispiel eines Gewässerlehrpfades an der Ulster. Hallesches Jahrbuch für Geowissenschaften, 32/33: 19-32. Halle (Saale)

Brickwedde, F. & Bittner, A. (2009): Kindheit und Jugend im Wandel! Umweltbildung im Wandel? 14. Internationale Sommerakademie St. Marienthal. Erich Schmidt Verlag, Berlin

Forster, B.; Langer, S.; Vetrovsky, C. & Anton, M.A. (2011): Die Effizienz außerschulischer Lernorte. In: Praxis der Naturwissenschaften – Chemie in der Schule. Heftnummer 1: 46-48

Herz, O.; Seybold, H. & Strobl, G. (2001): Bildung für nachhaltige Entwicklung. Globale Perspektiven und neue Kommunikationsmedien. Leske+Budrich, Opladen

Schreiber, J.-R. (2001): Globale Perspektive und neue Kommunikationsmedien. Elektronische Kommunikation und unternationale Vernetzung. In: Herz, O.; Seybold, H. & Strobl, G. (Hrsg.): Bildung für nachhaltige Entwicklung. Globale Perspektiven und neue Kommunikationsmedien: 175-180. Leske+Budrich, Opladen

Schulz, R. (2001): Vernetzt lernen – die neuen Kommunikationstechnologien im Kontext einer Bildung für Nachhaltigkeit. In: Herz, O.; Seybold, H. & Strobl, G. (Hrsg.): Bildung für nachhaltige Entwicklung. Globale Perspektiven und neue Kommunikationsmedien: 167-174. Leske+Budrich, Opladen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Bach See Fluss – eine Internetseite für Gewässer und Naturgefahren im Kanton Thurgau (Schweiz)

Sabine Schmidt-Halewicz[1]

[1] LimSa Gewässerbüro, Technologiezentrum, Blarerstr. 56, 78462 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de

Keywords: Schule, Sekundarstufe, Gewässer und Gefahren, BNE

Einleitung

Zusammenfassung

Das kantonale Amt für Umwelt in Frauenfeld (Schweiz, Kanton Thurgau) hat unter der Zusammenarbeit mit der Pädagogischen Hochschule des Thurgaus in Kreuzlingen eine Webseite erstellt bzw. aufgefüllt mit Angeboten, die Möglichkeiten für Lehrkräfte der Sekundarstufe I und II in verschiedensten Ausarbeitungsgraden bereit hält. Die Seite soll dazu beitragen, Entwicklungen des Umweltamtes bekannter zu machen und in die Schulen zu tragen, wie auch Lehrkräfte dazu animieren, manche Einheit ans Wasser zu verlegen. Die Ideen basieren alle auf dem Konzept der Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) (de Haan 2003).

Die Angebote unterstützen ausserschulisches Lernen, Kontext- und Gemeindebezogenes Lernen, anwendungsorientiertes sowie fächerübergreifendes Lernen.

Der Artikel stellt einige Angebote vor, die von der Autorin als Limnologin 2011 für die Webseite www.bachseefluss.ch als Auftragsarbeit für die Pädagogische Hochschule entwickelt wurden und welche Schritte dazu notwendig waren.

Die beteiligten Einrichtungen

Das AFU im Kanton Thurgau und seine Gewässer

Das Amt für Umwelt (AFU) im Kanton erfüllt im Themengebiet Wasser folgende Kontroll- und Koordinierungsaufgaben: Gewässerqualität, Wasserbau, Wasser- und Abwasserwirtschaft sowie Naturgefahren. Die Naturgefahren haben aufgrund von Hochwassergefahren in den letzten Jahren Aktualität erfahren, sodass seit 2009 mit Gefahrenkarten im gesamten Kantonsgebiet gearbeitet wird (AFU 2010). Die auszubauende Internetseite soll dazu beitragen, Entwicklungen des Umweltamtes bekannter zu machen und in die Schulen zu tragen, wie auch Lehrkräfte dazu animieren, manche Einheit ans Wasser zu verlegen. Der vorherige Aufbau der Seite enthielt ausschließlich den Aspekt Naturgefahren.

Die pädagogische Hochschule des Kantons Thurgau

Die webseite sollte erweitert werden um die Bereiche ´Grundwissen Gewässer´ und ´Unterricht´. Hierzu wurde die junge kantonale Hochschule aufgrund ihrer Erfahrungen als schweizweit aner-

kannte Aus- und Weiterbildungsstätte für Lehrpersonen hinzugezogen. Desweiteren waren am Projekt Bach See Fluss ein selbständiger Umwelt- u. Kommunikationstrainer, sowie die Autorin als Selbständige Limnologin und Naturpädagogin aus der Region Bodensee involviert. Insbesondere diese Kooperation mit Fachkompetenzen über die PHTG hinaus (Schmidt-Halewicz 2006) machte es möglich, altersangemessene und gleichzeitig fachkompetente Beiträge für die Lehrpersonen vorstellen zu können und diese in Teamsitzungen dem Lehrerkreis auch gleich diskursiv vorzustellen.

Zentraler Punkt der Unterrichtsideen sollte der partizipative Aspekt sein: Schülerinnen und Schüler gestalten den Unterricht mit, indem sie ihre eigenen Meinungen austauschen können, über Werthaltungen diskutieren und ihre eigenen Gedanken einbringen – ein zentraler Punkt der Bildung für Nachhaltigkeit. Die Unterrichtsbeiträge richten sich an die Sekundarstufe I.



Abb. 1: Der Kanton Thurgau als Gewässerkarte: X Bäche, X Seen. In der Mitte durchzieht die Thur den Kanton; im Norden grenzt er mit der Landesgrenze an Untersee und Obersee (Bodensee) – freundlicherweise zur Verfüg. gestellt vom Amt für Geoinformation, Roman Lehmann…



Abb. 2: Das Eingangsbild der Internetseite Bach See Fluss zeigt die geplante Verbindung von Grundwissen über Gewässer und Naturgefahren mit dem Unterricht.

Die drei Instrumente

Die Instrumente, die der Internetseite zur Unterrichtsbereicherung gegeben werden sollten, sind *Unterrichtsideen* zu Gewässern aller Art, *Exkursionsvorschläge*, sowie *Wasserlinks*. Letztere bestehen in einer Sammlung auf Sinnhaftigkeit und Inhalt geprüfter Internetseiten, die sich mit Wasser- und Nachhaltigkeitsthemen befassen.

Die Unterrichtsideen umfassen einerseits reine Ideenvorschläge ohne jegliche vorgebene Ausarbeitung bis hin zu Exkursionsvorschlägen mit hohem Ausarbeitungsgrad, daher geringem Aufwand für die Lehrperson. Der Ausarbeitungsgrad gibt an, wieviel Material bzw. Arbeitsaufwand von der Lehrperson noch hinzukommen muss, um den Vorschlag umzusetzen. Wie Abb. 3 verdeutlicht, enthält jede Idee eine Zuweisung zu Fach, Dauer, Ort und Ausarbeitung und kann entsprechend sortiert ausgewählt werden.

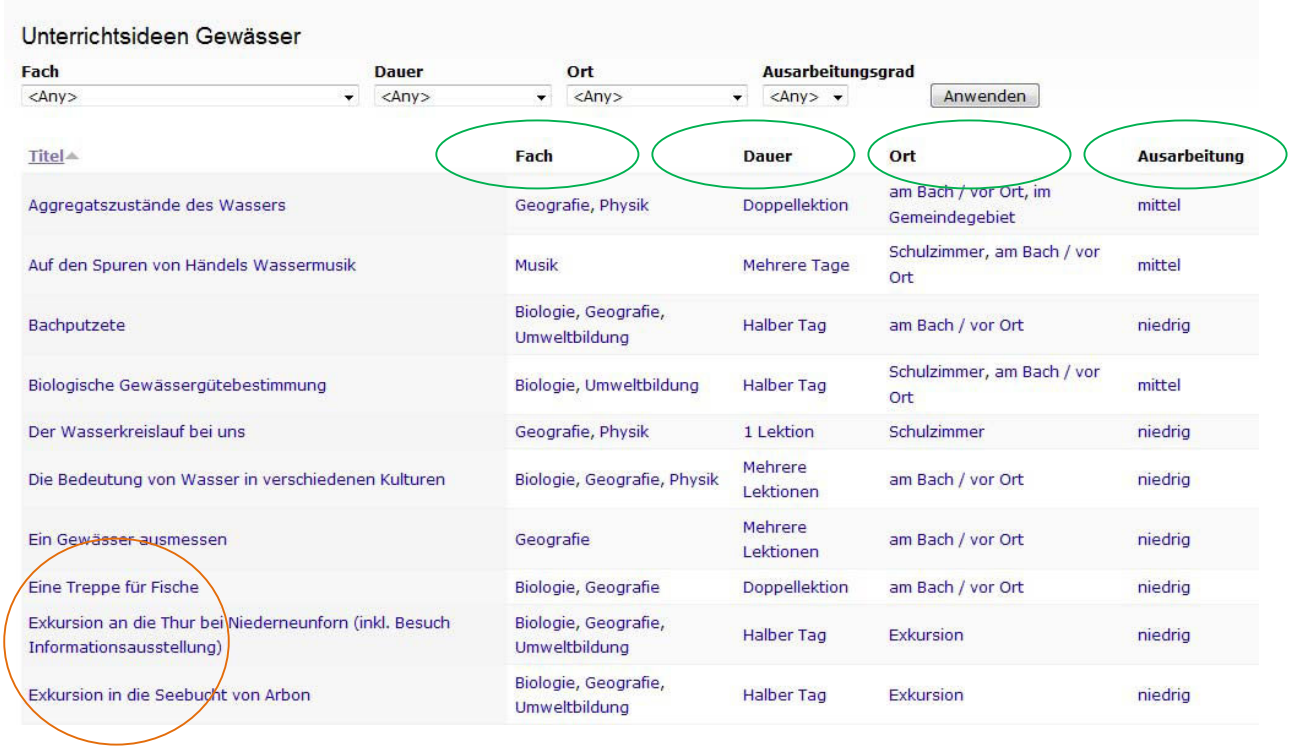


Abb. 3: Screenshot aus der Webseite www.bachseefluss.ch mit den Sortieroptionen Fach, Dauer, Ort, Ausarbeitungsgrad (ovale Hervorhebung) und Exkursionsvorschlägen (runde Hervorhebung).

Exkursionsvorschläge

Die Exkursionsvorschläge sollen hier etwas genauer betrachtet werden, beispielhaft ´Eine Treppe für Fische´. Der Ausarbeitungsaufwand ist mit niedrig angegeben, entsprechend viel wird bereits zur Verfügung gestellt: der Vorschlag enthält Kurzbeschreibung, Ziele, Zeitdauer, Jahreszeitangaben, Anfahrtsbeschreibung, Kontaktpersonendaten vor Ort, Materialangaben, sowie Ablaufvorschläge und Kombinationsvorschläge, abschließend Vertiefungshinweise, i.d.R. weblinks oder Literaturangaben. Inhaltlich befasst sich der Vorschlag mit Seeforellen, die eine Aufstiegsmöglichkeit zwischen Bodensee und ihren Laichhabitaten benötigen. An der Fischtreppe in Arbon, die mit überwiegend kantonalen Mitteln erbaut wurde, haben die Schüler die Möglichkeit einerseits das Wanderverhalten der Tiere zu studieren, und sich andererseits mit Fischbesatz, sowie den gängigen einheimischen Fischarten auseinander zu setzen.

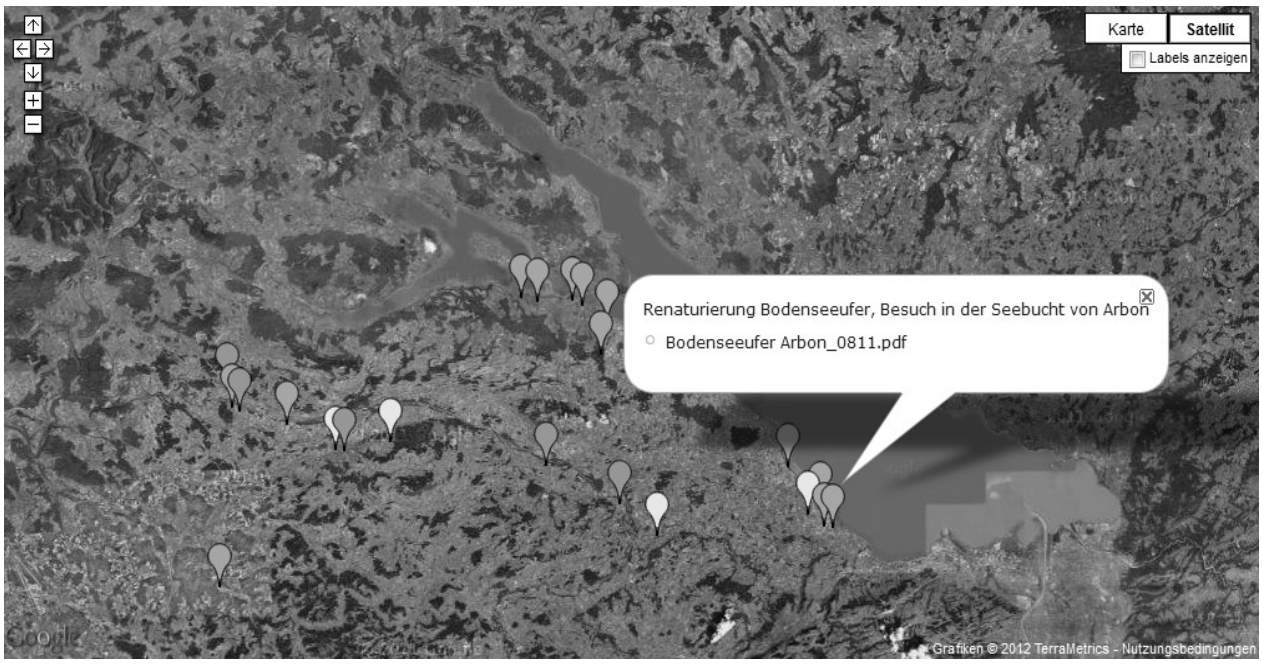


Abb. 4: Screenshot aus der Webseite www.bachseefluss.ch -> Projekte und Exkursionen. Der hinterlegte Inhalt der Ballone wird angezeigt, wenn der Cursor einen Ballon streift. Orange Ballon bedeuten Exkursionsvorschläge (13).

Weitere, ausgearbeitete Exkursionsvorschläge sind bspw. Neozoenthemen, Renaturierungsbesuche an der Thur oder am Bodenseeufer. Abb. 4 verdeutlicht die Vielzahl vorliegender Ausarbeitungen.

Veröffentlichung

Zur Veröffentlichung der Internetseite boten das Amt für Umwelt und die Pädagogische Hochschule im Herbst 2011 vier Schulklassen der Sekundarstufe I jeweils einen Gewässertag mit erfahrenen Naturpädagogen an. Die Lehrperson wählte ein oder zwei Unterrichtsideen aus **www.bachseefluss.ch** -> Unterricht aus. Lehrperson und Naturpädagoge stimmten daraufhin gemeinsam die Konkretisierung der gewünschten Aktion für einen optimalen Gewässertag ab. Die Vor- und Nachbereitung im Unterricht wurde von den Lehrpersonen gemacht. Die Gewässertage wurden durch die Klassen dokumentiert und auf **www.bachseefluss.ch** präsentiert.

Zusammenfassende Schlussbetrachtung

Neu entstanden sind bis Sept. 2011

- 31 Unterrichtsideen zu Gewässern
- 14 Exkursionsvorschläge
- 36 Wasserlinks zum Nachlesen

Zur Nutzung von Ideen und Exkursionen durch die Zielgruppe Lehrpersonen der Sekundarstufe I stellt die Hochschule heraus, dass sie die Seite als Zukunftsseite bzw. als Beitrag zum allmählichen Wandel der Schule mit dem Thema BNE (Bildung für nachhaltige Entwicklung) und Projektunterricht bzw. außerschulisches Lernen unterstützende Angebote immerhin bereits vorhanden sind. (M. Stocker, mdl. Mitt.).

Zudem ist die Nutzung der Seite nicht allein dem Lehrpersonal vorbehalten. Außer den Schulen gibt es noch weitere Zielgruppen der Internetpräsenz wie die Bevölkerung des Kanton Thurgau und die Gemeinden im Projekt Naturgefahrenkartierung.

Danksagung

Mein ausdrücklicher Dank geht an die Koordinatoren des Projekts BachSeeFluss an der PHTG für den Auftrag: Nicole Schwery und Anita Enz, sowie an Barbara Stockmeier und Michael Stocker für die fruchtvolle Zusammenarbeit.

Literatur

AFU (2010): Jahresbericht Naturgefahren 2010; http://www.umwelt.tg.ch/ documents/ Naturgefahren JB10.pdf.

de Haan, G. (2003): Bildung als Voraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung – Kriterien, Inhalte, Strukturen, Forschungsperspektiven. In: Kopfmüller, Jürgen (Hrsg.): Den globalen Wandel gestalten. Forschung und Politik für einen nachhaltigen globalen Wandel. Berlin. S. 93-112

Schmidt-Halewicz (2006): Gewässerpädagogik mit einer Grundschule begleitend zu einer Bachrenaturierung; NNA-Berichte 19/2, S. 54-61

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Der Wirbeltrichter – einem Phänomen auf der Spur

Sabine Schmidt-Halewicz[1]

[1] LimSa Gewässerbüro, Technologiezentrum, Blarerstr. 56, 78462 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de

Keywords: Aktionstheke, Naturphänomene, Experimente

Worum es geht?

Einen Wirbeltrichter, der genauso aussieht wie eine Windhose, kann man am besten im Wasser erkunden. Man füllt den Zylinder zu zwei Dritteln mit Wasser und lässt eines der Kinder /Personen kräftig rühren. Dann wird der Ablauf unten geöffnet – und ein Tornado oder Wirbeltrichter entsteht. Wirft man Gegenstände in den Trichter, werden diese nach unten gezogen, beinahe unabhängig davon, welche Dichte sie haben.

Für Kinder buchstäblich begreifbar ist der Wirbeltrichter, wenn man zwei durchsichtige Plastikflaschen mit einem sogenannten „Tornado-Adapter“ verbindet (Abb. 5) – nichts anderes als 2 Schraubverschlüsse aneinandergeklebt und durchbohrt. Wer schafft es, am schnellsten durch geeignete Rotation den Wirbeltrichter in Gang zu bringen? Kann der Tornado in beide Richtungen rotieren?

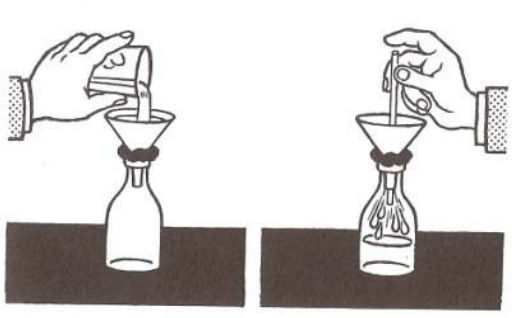


Abb. 1: Wasser fließt nicht durch den Trichter; aus Press 2011



Abb. 2: Freihandkonstruktion mit Knete als Dichtmasse



Abb. 3: Wirbeltrichter gezeichnet, aus Schwenk (1988)





Abb. 4: links, Kinder beobachten einen Wirbeltrichter in groß

Abb. 5: oben, ein Kindergartenkind beobachtet einen Wirbeltrichter in einer PET-Flasche (Kramer & Schmidt-Halewicz 2010)

Was passiert?

Sobald das Wasser einen Ausgang nach unten hat, bzw. die Luft einen Durchgang nach oben (am besten eine geschlossene Säule) bilden kann, bleibt der Wirbeltrichter bestehen. Das dahinter stehende Phänomen lässt sich erkunden, wenn man einen Trichter mit Wasser füllt, der seitlich abgedichtet ist (z.B. Knete; Abb. 1 und 2): das einfließende Wasser „verstopft" den Ausgang für die Luft, sodass es nicht wie erwartet durch den Trichter fließt, sondern oben stehen bleibt. Erst mithilfe eines Strohhalmes als Luftsäule, kann das Wasser der Schwerkraft folgen.

Literatur

Kramer, M. & Schmidt-Halewicz (2010): Geht der Winter im Sommer an den Nordpol? Beltz-V., Weinheim
Press, H.J. (2011): Spiel – das Wissen schafft, Ravensburger, RV
Schwenk, T. (1988): Das sensible Chaos. V. Freies Geistesleben

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Vögel und Fische am Bodensee – ein Lern-Spiel

Sabine Schmidt-Halewicz[1]

[1] LimSa Gewässerbüro, Technologiezentrum, Blarerstr. 56, 78462 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de

Keywords: Aktionstheke, Lernspiel, Artenkenntnis

Worum es geht?

Die Ente in ihrer Urform ist nun mal doch nicht gelb, auch wenn inzwischen einige Studien die Wissensabnahme bei Kindern und Schülern belegen. Und die Fischstäbchen waren einmal echte Fische. Als Werkzeug zur Animation und zum spielerischen Lernen über heimische Vögel und Fische am Bodensee wurde dieses Kartenset entwickelt. Die Tiere wurden sämtlich von der Autorin gezeichnet und coloriert auf Aquarellpapier und dann vervielfältigt. Die Idee entstand im Rahmen einer Umweltbildungsaktion mit Touristen auf den Schiffen der weißen Flotte am Bodensee.

Bläßhuhn – Der Name bezieht er sich auf das auffälligste Kennzeichen, das leuchtend weiß gefärbte Stirnschild, die „Blesse". Es ist kein „Huhn", sondern gehört zur Familie der Rallen, mit Kranichen und Trappen näher verwandt als mit den Hühnervögeln. Die Tiere sind Allesfresser: Frische und faulende Pflanzenteile, unter Wasser liegende Nahrungsquellen werden durch Gründeln oder Tauchen erreicht. Muschelbänke werden erst im Spätwinter angegangen. Am Bodensee Jahresvogel, Brutvogel und Durchzügler.



Flussseeschwalbe – Nahe verwandt mit Möwen, häufigste europäische Seeschwalbenart. Nahrungserwerb im Gegensatz zu dem der Möwen fast stets im Flug und durch „Stoßtauchen" - beim Such- oder Rüttelflug wird Nahrung erspäht, es folgt ein Sturzflug Kopf voran mit halb geschlossenen Flügeln, geräuschloses Eintauchen ins Wasser. Zur Brut brauchen sie Sand, - Kies - oder Schotterbänke in Flüssen, die ihren Lauf dynamisch verlegen. Am Bodensee mit 100-200 Paaren einer der bedeutendsten Brutbestände im Alpenvorland. Langstreckenzieher: mitteleuropäische Vögel überwintern v. a. an der afrikanischen Westküste, ab Ende März kehren sie an den Bodensee, Ende September sind die meisten wieder abgezogen.



Haubentaucher – Charaktervogel nahrungsreicher Binnengewässer von Südwesteuropa bis China. Im Brutkleid auffälliger Kopfschmuck: spreizbarer Kragen, innen rostrot, außen schwarzbraun, gekrönt von einem zweigeteilten schwarzen Schopf. Typische Balzposen. Hauptform des Nahrungserwerbs ist das Tauchen, bis 20 m werden erreicht. Hauptnahrung sind Fische, daneben aber auch Insekten, Krusten- und Weichtiere. Am Bodensee Brutvogel, ca. 1400 Paare, Rückgang 1980/81 nach Zusammenbruch der Weißfischbestände; außerdem zur Überwinterung von Durchzügler am See.



Graureiher - Gehören zu den größten Wasservögeln des Bodensees, Ordnung Schreitvögel (zusammen mit Störchen und Ibissen). Nahrung mit Vorliebe für Fische, jedoch spielen auch Lurche, Kriechtiere, kleine Säuger, Insekten und andere Wirbellose eine Rolle. Aus Sicht von Fischern und Anglern „Problemvögel", darin jedoch aktuell vom Kormoran abgelöst. Pirsch- oder Schreitjagd (langsam schreitend, mit gestrecktem, niedrig gehaltenen Hals) oder Anstands- bzw. Lauerjagd mit tief eingezogenem Hals.

Höckerschwan - Größter Vertreter aus der Familie der Entenvögel. Der dem orangefarbenen Oberschnabel aufsitzende schwarze Höcker (Namensgebung) ist beim geschlechtsreifen Männchen größer als beim Weibchen. Brutgebiete sind nährstoffreiche stehende oder träge fließende Gewässer. Die Brutpaare bleiben oft lebenslang zusammen. Jungvögel haben graubraunes Daunen- und Jugendkleid. Nahrung: überwiegend Wasser- und Sumpfpflanzen, typischerweise durch „Gründeln" erreicht, Nahrungssuche aber auch auf Wiesen. Am Bodensee neben Jahresvögeln auch als Mausergast.



Kolbenente - Erpel im Prachtkleid mutet exotisch an, ist aber in Mitteleuropa heimisch, besonders typisch für den Bodensee seit Rückkehren der Reinheit des Sees. Sie gehört zu den Tauchenten, eigentlich Zwischenstellung zwischen Gründel- und Tauchenten, ist beim Nahrungserwerb weniger aufs Tauchen spezialisiert als Reiher- und Tafelente. Erpel im Brutkleid: fuchsrot leuchtender, großer runder Kopf, scharlachroter Schnabel. Hauptnahrung in Mitteleuropa: Armleuchteralgen. Seit 1993 zunehmende Bestände. Am Bodensee als Brutvogel und Mausergast.

Kormoran - Ordnung Ruderfüßer, verwandt mit Pelikanen und Tölpeln. Gänsegroß, Aussehen schwarz-metallisch schimmernd. Ernährt sich ausschließlich von Fisch. Der Kormoran lebt gesellig, tritt auch bei der Nahrungssuche oft im Trupp auf. Jagd vorwiegend im tieferen Wasser, er ist ein hervorragender Taucher (bis 40 m) und sehr effektiver Fischjäger. Tagesbedarf um 500 g, durch Bestandszunahme „Fischereifeind Nr. 1". Die Vögel besitzen kein wasserabweisendes Gefieder, sie sitzen nach Tauchgang mit ausgebreiteten Flügeln, müssen Gefieder trocknen lassen. Kosmopolit, nur in Mittel- und Südamerika nicht zuhause, im Süden Europas Jahresvogel. Die Bruterfolge am Bodensee haben zugenommen seit 1997.



Lachmöwe - häufigste Möwenart Mitteleuropas, typische Möwe des Binnenlandes. Im Brutkleid schokoladenbraune, nicht in den Nacken reichende Gesichtsmaske; im Ruhekleid bleibt davon nur ein Fleck am Ohr. Fehlt als Brutvogel nur im nördlichen Skandinavien und auf dem Großteil der Iberischen Halbinsel und fast im gesamten Mittelmeerraum, in Mitteleuropa Teilzieher. Brütet vorzugsweise in offenem Sumpfgelände, an Flüssen, Seen, Teichen und an Lachen, am Röhricht in der Verlandungszone. Nahrungserwerb



sehr vielseitig: breite Palette von Tieren (Insekt bis Maulwurf), pflanzliche Kost, Samen, im Winterhalbjahr oft auch Abfälle.

Reiherente - gehört zu den Tauchenten; Prachtkleid des Erpels überwiegend schwarz, weiß von Bauch und Flanken deutlich abgesetzt, am Hinterkopf trägt der Erpel einen Federschopf; in den Herbst- und Wintermonaten mehrere 10.000 Individuen am See; vergesellschaftet mit Tafelente und Bläßhuhn; Teilzieher: Winterquartiere vorwiegend im Niltal, Mittelmeerraum, naher, mittlerer und ferner Osten; Nahrung im Winterhalbjahr zu 100% Dreikantmuscheln.

Stockente - Kein Entenvogel ist so vielseitig wie die Stockente; nicht die häufigste Entenart am See; Nahrungssuche auch fernab vom Wasser; im Wasser Gründeln; Männchen im Prachtkleid: prächtiger, flaschengrüner, purpurn schillernder Kopf, durch weißen Halsring von der kastanienbraunen Brust abgesetzt; Weibchen schlichter, getarnt, braun.

Tafelente - gehört zu den Tauchenten; im Prachtkleid kontrastiert beim Erpel das Rostbraun von Kopf, Hals und Vorderrücken deutlich mit dem Schwarz der Vorderbrust und mit dem Silbergrau von Rücken und Flanken, Weibchen unscheinbarer. In den Herbst- und Wintermonaten mehrere 10.000 Tiere am See; vergesellschaftet mit Reiherente und Bläßhuhn; Teilzieher, von Irland über Europa bis nach Ostsibirien beheimatet; im Winterhalbjahr hauptsächlich Muscheln als Beute, im Sommerhalbjahr überwiegend vegetarisch lebend.

Zwergtaucher - kleinster Taucher am Bodensee, taucht nach Insekten und deren Larven. Aussehen zur Brutzeit schwärzlich braun mit relativ kurzem, rötlich-braunem Hals, im Schnabelwinkel gelber Fleck. Er bevorzugt dicht bewachsene, stehende Gewässer; besser sichtbar bei vegetationsfreien Zonen. Teilzieher, ca.1000 Tiere überwintern auf dem Bodensee.

„Berufe" (grüne Karten) **der Wasservögel bzw. der Nahrungserwerb und die Art der Nahrung**

Taucher - typische Taucher sind natürlich Hauben- und Zwergtaucher, aber auch die tauchenden Enten wie Reiher-, Tafel-, Kolbenente und das Bläßhuhn.

Gründler - sind jene Vögel, die nur soweit der Hals reicht am Boden des Gewässers grasen können. Dies sind typischerweise Stockente und Höckerschwan.

Stoßtaucher - sind jene Tiere, die aus der Luft bereits optisch ihre Beute erspähen und im direkten Sturzflug ihre Beute auch unter Wasser ausmachen. Flussseeschwalbe und der Kormoran sind typische Stoßtaucher.

Fisch- bzw. Fleischfresser - sind jene Tiere, die ausschließlich oder überwiegend tierische Nahrung zu sich nehmen. Reine Fisch- bzw. Fleischfresser sind Kormoran, Graureiher und Flussseeschwalbe, Hauben- und Zwergtaucher. Die tauchenden Enten sind mit ihrem Muschelkonsum ebenfalls zu einem beträchtlichen Anteil Fleischfresser.

Pflanzenfresser - Reine „Vegetarier" sind nur Stockente und Höckerschwan in der hiesigen Auswahl. Die Kolbenente lebt nur im Sommer von Pflanzenkost. Es gibt viele Übergänge zwischen Fleisch- und Pflanzenfressern.

Abb. 1: Das Leporello mit den Beschreibungen von 12 Vogelarten (© Schmidt-Halewicz)

Wie spielt man?

12 Vogelarten des Bodensees stehen bereit, als Bild ihrem Namenskärtchen zugeordnet zu werden. Als Hilfestellung dient das beiliegende Leporello (siehe unten), das zu jeder Tierart einige Sätze enthält. Ist dies getan, kommt die schwierigere Aufgabe, diese Tiere einer Ernährungsform zuzuordnen: sind sie Taucher oder gründeln sie bspw., und was holen sie dann an die Oberfläche – Pflanze oder Tier ?

Bei den Fischen sind 16 Arten wiedergegeben, es gibt hier keine Ernährungstypen, alleine die Beschäftigung mit den Arten nimmt bereits viel Aufmerksamkeit in Anspruch. Immerhin kennen Sie jetzt die Hälfte aller Fischarten im See!

Aal – Aale sind wandernde Fische. Sie kommen aus dem Golf von Mexiko und wandern als Jungfische den langen Weg über den Atlantik und den Rhein aufwärts bis in den Bodensee. Dort verbringen sie viele Jahre, in denen sie fressen und wachsen, bevor sie zur Fortpflanzung wieder den Rückweg antreten. Im Bodensee werden zur Unterstützung der Aalbestände viele sog. Glasaale, eingesetzt.



Brachse – Dieser Fisch liebt den weichen Untergrund und Pflanzenbewuchs. Meist lebt er in großen Schwärmen, beim Laichen im flachen Wasser genauso wie im Winter im tieferen Wasser. Brachsen leben von Bodentieren, wie Zuckmückenlarven und Muscheln.



Felchen – Diese mit den Forellen verwandten Fische kommen als lokale Arten in vielen Voralpenseen vor, im Bodensee sind die Felchen endemisch. Es gibt vier Formen: Gangfisch, Sandfelchen, Blaufelchen und den Kilch. Felchen sind die wirtschaftlich bedeutendsten Fische, der in Zeiten starker Nährstoffbelastung geringere Bestände aufwies, jedoch größer im Wuchs war. Felchen fressen tierisches Plankton, überwiegend kleine schwebende Krebse.



Flussbarsch – lokal auch Egli oder Kretzer genannt. Er lebt meist in Schwärmen und ist für die Berufsfischer wirtschaftlich der zweitwichtigste Fisch. Zur Eiablage suchen Flussbarsche die Flachwasserbereiche mit Wasserpflanzen auf. Sie ernähren sich hauptsächlich von Plankton, aber auch kleinere Artgenossen werden nicht verschmäht.



Forelle – hier Regenbogenforelle, ist eine eingebürgerte Art, die 1880 aus Amerika importiert wurde. In zahlreichen Gewässern hat sie sich inzwischen etabliert und steht in Konkurrenz zur einheimischen Bachforelle. Die Fische sind sehr mobil, d.h. sie legen tägliche Wanderungen zurück. Die Tiere ernähren sich von Plankton.



Groppe – auch Mühlkoppe; sie ist ein Bodenfisch, der deshalb keine Schwimmblase braucht, weil er im flachen Wasser, häufig auch in den kleinen Zuflüssen, zu Hause ist. Die Eier werden in kleinen Laichgruben zwischen Steinen abgelegt. Das Männchen bewacht die Brut. Die Groppe zeigt sauberes Wasser an. Sie ernährt sich von Flohkrebsen und Insektenlarven.



Hasel – Diese Art ist in den Flachwasserbereichen des Bodensees zu Hause, als erwachsene Tiere in der Tiefe des Sees. Die Eier werden einzeln an sandig-kiesigen Stellen mit Pflanzenbewuchs abgelegt. Die Nahrung des Hasels besteht aus Insektenlarven und anderen wirbellosen Kleintieren.



Hecht – Der geschickte Räuber hat ein Revier, in dem er keine Konkurrenz duldet. Er ist sehr Standorttreu und bevorzugt ufernahe, bewachsene Gewässerteile, in denen er auf Beute lauert. Der Hecht ist ein sehr beliebter Speisefisch und entsprechend groß ist das fischereiliche Interesse.



Karpfen – Dieser Fisch lebt gerne in stehenden Gewässern mit weichem Grund und reichen Pflanzenbeständen. Mit seinem vorstülpbaren Maul saugt er tierische Nahrung vom Boden auf. Der Karpfen liebt wärmere Wassertemperaturen. Kleinere Gewässer mit hohem Karpfenbestand sind meist trüb von der Wühltätigkeit der Fische.



Rotauge – auch Plötze, diese Fische leben gerne gesellig in größeren Schwärmen. Seit Mitte der 1970er Jahre gingen die Bestände im Bodensee zurück. Die Nahrung der Rotaugen sind Bodentiere wie Flohkrebse, Rädertiere und Schnecken.



Rotfeder – dem Rotauge sehr ähnlicher Fisch, beide sind karpfenartige Fische; durch das Fehlen der roten Augen und den Ansatz der Rückenflosse zu unterscheiden, die bei der Rotfeder deutlich hinter den Brustflossen beginnen. Die Nahrung der Rotfedern besteht aus Bodentieren wie Schnecken, Eintags- und Köcherfliegenlarven.



Seesaibling – Er gehört zu den forellenartigen Fischen; deshalb hat er auch die kleine Fettflosse oberhalb der Afterflosse so wie Felchen und Forellen. Er laicht hauptsächlich im Überlinger See. Die Fische bevorzugen tiefe, kalte, sauerstoffreiche Seen. Die Nahrung besteht aus Planktonkrebsen und Bodentieren.



Schleie – Die Schleie liebt weichen Untergrund und Pflanzenreichtum; Tagsüber ruht der Fisch an geschützten Stellen und wird erst nachts aktiv. Winterruhe halten die Tiere im Bodenschlamm, bei Hitze verfallen sie in einen Wärmeschlaf. Als Nahrung dienen Mollusken des Bodens, sowie Schlammfliegen- und Zuckmückenlarven.



Trüsche – auch Quappe oder Rutte; der einzige dorschartige Fisch im Süßwasser. Sie ist ein räuberischer Grundfisch in kühlen, klaren höchstens langsam fließenden Gewässern. Als Nahrung dienen Bodentiere wie Krebse, Wandermuscheln und Asseln. Als ausgewachsener Fisch frisst die Trüsche andere Fische wie Rotauge und Barsch. Es ranken sich viele historische Geschichten um die begehrte große Leber dieser Fische, besonders in der Fastenzeit.



Wels – Der Wels ist der größte Bodenseefisch. Als nachtaktiver Räuber liebt er Gewässer mit weichem Untergrund. Welse ernähren sich zum großen Teil von anderen Wirbeltieren im Gewässer. Die Männchen bewachen die Gelege nach der Eiablage im seichten Wasser. Im Winter halten die Tiere Winterruhe im weichen Untergrund.



Zander – Ein freischwimmender Raubfisch, der größere Waserpflanzenbestände eher meidet. Er lebt sowohl einzeln, ist aber auch in kleinen Trupps auf Jagd. Seine Eier klebt er an Wurzelwerk, Zweige oder Hartgrund. Das Männchen bleibt zum Schutz der Brut in der Nähe des Laichnestes.



Abb. 2: Das Leporello mit den Beschreibungen von 16 Fischarten (© Schmidt-Halewicz)

Wer spielt?

Spielen meint hier nicht das Männchenspiel im Sinne von Mensch-ärgere-dich-nicht, sondern eine spielerische Form des Lernens als Gemeinschaftsaktion. Dies kann am Tisch zu viert oder zu zweit sein, das kann in der Klasse mit Magneten an der Tafel sein. Maximal pro Art eine Person. Wichtig ist es, sich nur eine Tiergruppe jeweils vor zu nehmen, sowie je nach Alter der Personen, auch nur Teile der Bildobjekte einer Tiergruppe.

Hinweise

Wo bekommt man das Spiel?

Sie schreiben die Autorin an oder bestellen im Internet (www.limsa.de). Dort sind unter Gewässer-pädagogik weitere Quellen genannt. Kosten: Je Kartenset 10,- € plus Versandkosten

SONSTIGE THEMEN

GEORG, A. & P. MARTIN: Ökotoxikologische Untersuchungen an Quellorganismen

HELLINGER, F.: Schlag um Schlag – ein Funktionsmodell zur Bewegung von Flagellen und Cilien

KUSBER, W.-H., S. VON MERING & R. JAHN: GBIF-Dateninfrastruktur: Limnologische Beobachtungs- und Belegdaten publizieren, abfragen und analysieren

LORENZ, I. A.& P. MARTIN: Salzwiesen im Binnenland als Lebensraumtyp - Allgemeine Charakterisierung und Situation von Salzquellen in Europa, Deutschland und Schleswig-Holstein

MÜLLER, R.: Low Cost-Biologie: Strömungsmessung unter 10 Euro

REMMELE, M., B. SURES & A. MARTENS: Neuer Wirt, neues Outfit: wie Kratzer ihre Rüssel ausstülpen

SONDERMANN, M., M. GIES, M. SCHRÖDER, D. HERING & CH. K. FELD: Die Prognose der Erreichbarkeit von Fließgewässern durch Quellpopulationen von Calopteryx virgo, Linnaeus 1758 (Odonata: Calopterygidae): konzeptionelle und technische Umsetzung in einem Geographischen Informationssystem (GIS)

TAUPP, TH. & M. A. WETZEL: Einfluss von Baggergutverklappungen auf den ökologischen Zustand des Elbeästuars: Ein Vergleich verschiedener benthischer Indizes

TÄUSCHER, L.: Beiträge der angewandten Gewässerökologie zu Langzeit-Untersuchungen in Gewässern und zur Erfassung der Biodiversität

WESTERMANN, S. & W. SCHMITZ: Gewässerversauerung – viel mehr als nur ein niedriger pH-Wert

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Ökotoxikologische Untersuchungen an Quellorganismen

Arne Georg[1] & Peter Martin[2]

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abteilung Limnologie, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, [1] arne.georg@web.de, [2] pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Ökotoxikologie, Quellen, Nonylphenol, *Niphargus*

Einleitung

Grundwasser ist ein durch Nährstoffarmut gekennzeichneter Lebensraum, in welchem weitgehend konstante Temperatur und Lichtverhältnisse herrschen (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Neben der Gefahr für den Lebensraum Grundwasser durch Klimawandel (BÖLLINGER *et al.* 2001) und Nähr-stoffeinträge, welche ein Einwandern von Nicht-Grundwasserarten und somit eine Verdrängung der an Grundwasser angepassten Arten ermöglichen (SCHMINKE & GAD 2007), bergen Biozide, anorganische und organische sowie halogenhaltige Verbindungen und Metalle ein hohes Gefährdungspotenzial (DVWK 1997). Derartigen Veränderungen sind auch grundwassernahe Lebensräume der Erdoberfläche, wie Quellen, ausgesetzt, die häufig eine starke Interaktion mit den Grundwasserleitern aufweisen, aus denen sie hervorgehen. Aufgrund einer längeren Lebensdauer der angepassten Tiere (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003) wirken sich vor allem bioakkumulierbare Schadstoffe stärker auf Grundwasser- und Quellorganismen aus. Während es für die akut toxikologische Untersuchung der Wirkung von Schadstoffen auf Oberflächenorganismen bereits standardisierte Verfahren gibt und diese auch rechtlich vorgeschrieben sind (vgl. OECD Guidelines 201, 202, 203 und 209), sind die hierfür ausgewählten Organismen (z.B. *Daphnia magna, Danio rerio*) in ihrer Aussagekraft noch umstritten. Insbesondere für Arten, die auf bestimmte, eng umgrenzte Lebensbedingungen angewiesen sind, lässt sich über diese Tests kein genaues Gefahrenpotenzial abschätzen. Untersuchungen mit Grundwasserorganismen sind jedoch schwierig durchzuführen, da Laborkulturen nur unter enormen Aufwand zu züchten sind (GUNKEL 1994). Einige bisher durchgeführte Versuche mit solchen Organismen lassen den Schluss zu, dass sie empfindlicher auf chemische Substanzen reagieren als verwandte Oberflächenarten (MÖSSLACHER 2000), wohingegen andere Studien zu dem Ergebnis kommen, dass insbesondere bei Pflanzenschutzmitteln die Sensitivität von Grundwassertieren hinreichend durch die bisher standardisierten Tests abgebildet wird (SCHÄFERS *et al.* 2001). Ein Rückschluss für weitere Substanzen lässt sich hieraus jedoch nicht ziehen, da sich die physiologische Wirkweise zwischen den verschiedenen Stoffen stark unterscheidet. Weil Studien an stygobionten Arten schwierig sind, bietet es sich an krenobionte oder krenophile, das heißt ausschließliche beziehungsweise bevorzugt in Quellen lebende Arten, zu verwenden, die bezüglich ihrer Habitatansprüche und der Stoffwechseleigenschaften eine Ähnlichkeit mit diesen aufweisen und teilweise auch in beiden Lebensräumen angetroffen werden können.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der akut toxischen Wirkung von Nonylphenol auf mehrere Quell- und Oberflächenarten, über die bisher noch keine Toxizitätsdaten zu diesem Stoff vorlagen. Hierbei sollte ein Vergleich der Sensitivität zwischen kreno- bis stygobionten Arten und Oberflächenarten durchgeführt werden. Als grundlegende Hypothese wird davon ausgegangen, dass eine ausschließlich in Quellen und im Grundwasser lebende Art sensitiver auf anthropogene Schadstoffe reagiert als eine Art, welche ein breiteres Habitatspektrum besiedeln kann.

Material und Methoden

Untersuchte Organismenpaare

Alle aus Quellen gesammelten Arten können regional als krenobiont bzw. -phil eingestuft werden (MARTIN & RÜCKERT 2011), die übrigen kommen nur ausnahmsweise oder nie in Quellen vor. Alle Tiere wurden mit einem Handkescher gefangen oder per Hand von Steinen und Totholz gesammelt. Die Herkunft sowie die Hälterung der Organismen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Herkunft und Hälterung der Versuchsorganismen

Art	Herkunft (Koordinaten nach google maps)	Hälterung bei 12°C
Gammarus pulex (LINNAEUS, 1758)	Treene/Bek (54.701314,9.433388)	In Gruppen im Aquarium, Fütterung mit getrocknetem Laub
Niphargus aquilex SCHIÖDTE, 1855	Ohmquelle (50.580212,9.207254)	Einzeln in Plastikschalen, Fütterung mit getrocknetem Laub
Dendrocoelum lacteum (MÜLLER, 1774)	Wellsau (54.269666,10.202666)	In Glasaquarien, Fütterung mit Herzstücken
Dugesia gonocephala (DUGÈS, 1830)	Lustiger Bruder (54.257114,9.964755)	In Glasaquarien, Fütterung mit Herzstücken
Lepidostoma hirtum (FABRICIUS, 1755)	Bille (53.539989,10.293877)	In Glasaquarien, Fütterung mit Blattstücken
Crunoecia irrorata (CURTIS, 1834)	Lustiger Bruder (54.257114,9.964755)	In Glasaquarien, Fütterung mit Blattstücken

Nonylphenol

4-N-Nonylphenol wurde von der Firma Sigma-Aldrich, St. Louis USA unter dem Handelsnamen „Pestanal“ bezogen. Es besteht aus einem aromatischen Ring mit einer Hydroxygruppe und einer Nonylseitenkette bei einer molaren Masse von 220,35 g/mol. In Deutschland werden jährlich ca. 19000 t produziert und 9000 t weiterverarbeitet. Der Großteil wird für die Herstellung von Nonylphenolethoxylaten verwendet, die in Reinigungsmitteln Anwendung finden. Weiteren Einsatz findet 4-N-Nonylphenol bei der Produktion von Epoxidharzen und Phenollacken (HAGER persönliche Mitteilung in HILLENBRAND *et al.* 2006). Nonylphenol ist eine persistente, phenolische Substanz, welche katalytisch aus Phenol und Nonen synthetisiert wird (RUß 2005) und bioakkumuliert. Aufgrund ihrer Toxizität ist es in die Liste der prioritären Stoffe der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aufgenommen worden (2000/60/EG).

Da es sich bei Nonylphenol um eine hydrophobe Substanz handelt, ist davon auszugehen, dass es im Gewässer an Partikel gebunden und/oder im Sediment vorliegt. In der Umwelt messbare Nonylphenolvorkommen stammen vor allem aus Nonylphenolethoxylaten, die häufig umweltoffen angewendet werden. Über mikrobielle Abbauprozesse wird aus diesen in der Natur wieder Nonylphenol frei in die Umwelt abgegeben. In der Elbe konnten im unfiltrierten Wasser 2,4 – 6,3 ng/l nachgewiesen werden, der größere Anteil lag jedoch sedimentgebunden vor. Hier konnten bis zu 35 µg/kg ermittelt werden (ARGE ELBE 2000). Die in Deutschland nachgewiesenen Vorkommen von Nonylphenol liegen deutlich unter den bisher bekannten LC_{50} Werten für aquatische Organismen (vgl. SERVOS 1999). Aufgrund hoher Sicherheitsstandards sind in Deutschland nur geringe Emissionen zu beobachten (BÖHM *et al.* 2002). Zudem sind durch die starken Einschränkungen in Zusammenhang mit der EU-Richtlinie 2003/53/EG auch die Emissionen deutlich zurückgegangen (HAGER persönliche Mitteilung in HILLENBRAND *et al.* 2006).

Nonylphenol zeigt bei diesem Stoff ausgesetzten Organismen sowohl östrogene Wirkung (NIMROD & BENSON 1996) als auch eine Beeinträchtigung der Entwicklung und Reproduktion (z.B. NIMROD & BENSON 1998). Vor allem bei aquatischen Organismen zeigt sich ein hohes chronisches und akutes Toxizitätspotenzial vor allem von p-Nonylphenol und seinen Derivaten (z.B. SERVOS 1999). Die eingesetzten Ethoxylate scheinen eine geringere akute Toxizität aufzuweisen (SERVOS 1999).

Die Substanz wurde für die Versuche in einer 100 µmol/L Stammlösung in reinem Ethanol gelöst. Aus dieser Lösung wurden alle Versuchslösungen angesetzt. Alle hier angegebenen Versuchskonzentrationen beziehen sich auf die Startkonzentration, welche im Laufe der Versuchszeit abnimmt (vgl. z.B. COMBER *et al.* 1993, TANGHE *et al.* 1998). In anaeroben Systemen findet kein Abbau von Nonylphenol statt (EJLERTSSON *et al.* 1999). Eine Messung der tatsächlichen Konzentrationen konnte aufgrund der fehlenden technischen Möglichkeiten nicht erfolgen.

Versuchsaufbau & Versuchsdurchführung

Alle Versuche wurden bei 12 °C in Bechergläsern mit jeweils 100 mL Wasser durchgeführt. Die Tiere wurden in 7 Gruppen zu je 5 Tieren aufgeteilt und einzeln in zufällig verteilten Bechergläsern aufgestellt. Es wurden 6 verschiedene Konzentrationen und eine Kontrollgruppe untersucht. Die Konzentrationen in den einzelnen Gruppen wurden über eine Stammlösung Nonylphenol (100 µmol/L) in Ethanol erzielt und in der Kontrollgruppe wurde Ethanol äquivalent zur höchsten Konzentration hinzugegeben.

Die Konzentrationen waren:

- Amphipoden: 0/0,5/1/2/3/4/6 µmol/L
- Planarien: 0/2/6/10/20/25/30 µmol/L
- Köcherfliegen: 0/1/2/4/8/16/32 µmol/L

Die Tiere wurden 24 Stunden vor Versuchsbeginn in die Bechergläser überführt und mit Versuchsstart wurde der Schadstoff zugegeben. Dem Experimentator waren die Konzentrationen nicht bekannt. Über 96 Stunden wurden die Tiere alle 24 Stunden auf Mortalität hin untersucht.

Auswertung der Daten

Die graphische Auswertung der Daten erfolgte mit OpenOffice Calc. Version 3.4.1. Für die Berechnung der LC_{50} Werte mit 95 % Konfidenzintervallen wurde der Trimmed Spearman Karber Test in R (Version 2.15.1.) mit dem Package tsk durchgeführt.

Ergebnisse & Diskussion

In dieser Untersuchung stellten sich die Amphipoden als sensitivste Gruppe heraus (Tabelle 2). Planarien und Köcherfliegen zeigten eine weniger ausgeprägte Reaktion auf die Zugabe von Nonylphenol (Tabelle 2). Diese Beobachtung deckt sich mit bisherigen Ergebnissen zur Toxizität von Nonylphenol, hier waren Crustaceen stets die sensitivste Tiergruppe (vgl. SERVOS 1999). Weiterhin liegen die in dieser Arbeit beobachteten Ergebnisse innerhalb der publizierten Daten für aquatische Invertebraten mit einer Bandbreite von 20 – 3000 µg/L (SERVOS 1999, LUSSIER *et al.* 2000, HONG & LI 2007). Vergleichbare Studien mit ähnlichen Tiergruppen sind zusätzlich in Tabelle 2 zu finden. Hierbei fällt auf, dass die bisher ermittelten LC_{50}- Werte niedriger sind als die in dieser Arbeit festgestellten. Dies lässt sich zum einen möglicherweise dadurch erklären, dass Varianzen innerhalb von Tiergruppen und zwischen verschiedenen Arten auftreten und zum anderen durch deutlich höhere Temperaturen in den Vergleichsstudien (12°C vs. 30 °C). Weiterhin handelt es sich bei den Literaturdaten teilweise um marine Tierarten. Zur Toxizität von Nonylphenol auf andere Köcherfliegen liegen keine Literaturdaten vor. Die akut toxischen Wirkkonzentrationen, die in dieser Studie gefunden wurden, liegen deutlich oberhalb den für die Elbe berichteten Freilandkonzentrationen (ARGE ELBE 2000), wodurch zunächst zumindest akut toxische Wirkungen bei den hier untersuchten Tiergruppen nahezu ausgeschlossen werden können.

Vergleicht man die jeweils verwandte Fließgewässerart mit den quellgebundenen Arten, so zeigt sich über alle Gruppen, dass die in Quellbereichen lebende Art deutlich geringere Toleranzen auf Nonylphenol zeigt. So liegen die LC_{50}-Werte für *C. irrorata* etwa bei der Hälfte denen von *L. Hirtum.* Innerhalb der Amphipoden ist die Effektkonzentration bei *N. aquilex* gar nur ein Drittel der von *G. pulex*. Zwischen den beiden Planarienarten kann diesbezüglich keine Aussage getroffen werden, da bei allen Konzentrationen mehr als 50 % der Dendrocoelien überlebten. Diese Beobachtung könnte bei den Amphipoden durch Größenunterschiede erklärt werden, bei den anderen Gruppen in dieser Untersuchung lagen jedoch keine Unterschiede hinsichtlich der Größe vor. Die Reaktionen auf Nonylphenol sind nicht nur stärker bei den Quellorganismen, sie treten auch im zeitlichen Verlauf des Versuches früher auf. Die eingangs angenommene Hypothese konnte also für alle Artenpaare bestätigt werden. Ein derartiger Zusammenhang konnte bisher lediglich von KRÄMER (2009) gezeigt werden. Sowohl CANIVET *et al.* (2001) als auch CANIVET & GILBERT (2002) fanden hingegen heraus, dass Niphargen weniger sensitiv auf Schadstoffe reagieren als Gammariden. In beiden Studien wurden jedoch keine ausschließlich anthropogen freigegebenen Schadstoffe untersucht. Aufgrund der längeren Lebensspanne und dem Lebensraum im Sandlückensystem, könnte es sein, dass sich im Grundwasser vorkommende Arten bereits besser an natürliche Schadstoffe angepasst haben und höhere Konzentrationen tolerieren. Hierzu konnte bereits gezeigt werden, dass bei gleichen Sedimenten in *Niphargus* cf. r*henorhodanensis* deutlich höhere Konzentrationen an Schwermetallen im Körper vorhanden sind als in *Gammarus fossarum* (PLÉNET, 1995). Für andere Organismengruppen als Amphipoden liegen keine vergleichenden Studien zwischen grundwassernah lebenden Organismen und verwandte Arten aus anderen Lebensräumen vor.

Da jedoch durch ALONSO *et al.* (2010) gezeigt werden konnte, dass es nicht generell möglich ist, von der Toleranz gegenüber Umweltfaktoren auf die toxische Sensitivität zu schließen, erscheint es nötig, weitere Artenpaare hinsichtlich ihrer Sensitivität auf Nonylphenol zu untersuchen.

Tabelle 2: LC_{50} Werte für Amphipoden, Planarien und Trichopteren aus der Literatur und eigene Daten. In dieser Arbeit ermittelte halbletale Konzentrationen sind grau hinterlegt.

Versuchsart	LC_{50} mit Konfidenzintervallen [µg/L]	Versuchstemp. [°C]	Quelle
Gammarus pulex	628 (443 - 888)	12	Eigene Daten
Niphargus aquilex	229 (139 - 381)	12	Eigene Daten
Hyalella azteca	21 (16,8 – 25,6)	24 - 26	BROOKE (1993)
Hyalella azteca	150		WEEKS *et al.* (1996)
Leptocheirus plumolosus	62	24 - 25	LUSSIER *et al.* (2000)
Dendrocoelum lacteum	oberhalb der Löslichkeit	12	Eigene Daten
Dugesia gonocephala	1849 (1260 - 2710)	12	Eigene Daten
Dugesia japonica	457 (400 - 451)	28 ± 2	HONG & LI (2007)
Lepidostoma hirtum	2096 (1157 - 3797)	12	Eigene Daten
Crunoecia irrorata	1247 (674 - 2303)	12	Eigene Daten

Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

In dieser Arbeit wurde mittels akuter Toxizitätstests die Hypothese untersucht, ob Quellorganismen sensitiver auf Nonylphenol reagieren als verwandte Arten aus anderen Lebensräumen.

Es zeigten sich sowohl Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen als hinsichtlich der Habitate. So lässt sich die Sensitivität auf Nonylphenol wie folgt charakterisieren:
Amphipoden > Köcherfliegen > Planarien. Auch konnte gezeigt werden, dass innerhalb der Gruppen jeweils die quellnah lebende Art empfindlicher auf die Zugabe von Nonylphenol reagierte. Hierbei zeigten sich bis zu 3- fach höhere LC_{50}-Werte bei den Oberflächenarten.

Schlussfolgern kann man aus dieser ersten Untersuchung an Quellorganismen, dass tatsächlich Quellorganismen sensitiver als Vertreter aus anderen limnischen Oberflächenhabitaten reagieren und weitere Untersuchungen zum Thema an anderen Organismen und mit anderen Schafstoffen durchgeführt werden sollten.

Literatur

Alonso, Á.; de Lange, H. J. & Peeters, E. T. H. M. (2010): Contrasting sensitivities to toxicants of the freshwater amphipods Gammarus pulex and G. fossarum. Ecotoxicology 19: 133-140

ARGE Elbe (2000): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See – Zahlentafel 2000.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Herrchen, M.; Klein, M. (2002): Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. UBA-Texte 68/02, Umweltbundesamt Berlin

Böllinger, G.; Krüger, A.; Röger, R.; Ulbrich, U.; & Speth, P. (2001): Die Wirkung anthropogener Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildungsrate und die Reaktionsmöglichkeiten der vollziehenden Gewalt. Natur und Recht 3 (23): 121-128.

Brooke, L. T. (1993): Acute and chronic toxicity of nonylphenol to ten species of aquatic organisms. Report to the WS. Environmental Protection Agency, Duluth, MN (contract no. 68-C1-0034). Lake Superior Research Institute, University of Wisconsin-Superior, Superior, Wisc.

Canivet, V.; Chambon, P. & Gibert, J. (2001): Toxicity and Bioaccumulation of Arsenic and Chromium in Epigean and Hypogean Freshwater Macroinvertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicology 40: 345-354

Canivet, V. & Gibert, J. (2002): Sensitivity of epigean and hypogean freshwater macroinvertebrates to complex mixtures. Part I: Laboratory experiments. Chemosphere 46: 999-1009
Comber, M. H. I.; Williams, T. D. & Stewart, K. M. (1993): The effects of Nonylphenol on Daphnia magna. Wat. Res. 27 (2): 273-276
DVWK- Schriften Nr. 120 Fachausschuss für Grundwasserbiologie (1997): Parameter und und Methoden der biologischen Charakterisierung des Untergrundes – Feststoffe und Wasser. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 274 S.
Ejlertsson, J.; Enilsson, M.-L.; Kylin, H.; Bergmann, A; Karlson, L.; Öquist, M & Svensson, B. (1999): Anaerobic Degradation of Nonylphenol Mono- and Diethoxylates in Digestor Sludge, Landfilled Municipal Solid Waste and Landfilled Sludge. Environ. Sci. Technol. 33: 301-306
Griebler, C. & Mösslacher, F. (2003): Grundwasserökologie. Facultas Verlags- und Buchhandels AG, 495 S.
Gunkel, G. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart. 540 S.
Hillenbrand, T; Marscheider-Weidemann, F.; Strauch, M.; Heitmann, K. (2006): Forschungsvorhaben „Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie“. Datenblatt 24: Nonylphenol
Hong, L. & Li, M.-H. (2007): Acute Toxicity of 4-Nonylphenol to Aquatic Invertebrates in Taiwan. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 78: 445-449
Krämer, F. (2009): Ökotoxikologische Einschätzung unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren mit Gammarus pulex und Niphargus schellenbergi (Crustacea; Amphipoda). Diplomarbeit Leibniz Universität Hannover
Lussier, S. M.; Champlin, D.; LiVolsi, J.; Poucher, S.; Pruell, R. J. (2000): Acute toxicity of para-nonylphenol to saltwater animals. Environ. Toxicol. Chem. 19:617-621
Martin, P. & Rückert, M. (2011): Die Quellfauna Schleswig-Holsteins und ihre regionale Stenotopie. Faun.-Ökol. Mittl. 9: 171-224.
Mösslacher, F. (2000): Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implications for pollution management. Arch. Hydrobiol. 149 (1): 51-66.
Nimrod, A. C. & Benson, W. H. (1996): Environmental estrogenic effects of alkylphenol ethoxylates. Crit. Rev. Toxicol. 26: 335-364
Nimrod, A. C. & Benson, W. H. (1998): Reproduction and development of Japanese medaka following an early life stage exposure to xenoestrogens. Aquat. Toxicol 44: 141-156
Plénet, S. (1995): Freshwater amphipods as biomonitors of metal pollution in surface and interstitial aquatic systems. Freshwater Biology 33: 127-137
Ruß, A.; Vinken, R.; Schuphan, I. & Schmitdt, B. (2005): Synthesis of branched para-nonylphenol isomers: Occurrence and quantification in two commercial mixtures. Chemosphere 60 (11): 1624-1635.
Schäfers, C.; Egert, E.; Lukow, T.; Sehr, I. & Wenzel, A. (2001):Ökotoxikologische Prüfung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich ihres Potentials zur Grundwassergefährdung. Abschlussbericht: Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 88 S.
Schminke, H. K. & Gad, G. (Herausg.): Grundwasserfauna Deutschlands - Ein Bestimmungswerk. DWA-Themen, 628 S.
Servos, M. R. (1999): Review of the Aquatic Toxicity, Estrogenic Responses and Bioaccumulation of Alkylphenols and Alkylphenol Polyethoxylates. Water Qual. Res. J. 34 (1): 123-177.
Tanghe, T.; Devriese, G. & Verstraete, W. (1998): Nonylphenol degradation in lab scale activated sludge units is temperature dependent. Water Res. 32(10): 2889-2896.
Weeks, J. A.; Adams, W. J.; Guiney, P. D.; Hall, J. F. & Naylor, C. G. (1996): Risk assessment of nonylphenols and its ethoxylates in U.S. river water and sediment. Proceedings of the 4th CESIO World Surfactants Congress 3: 276-291

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Schlag um Schlag – ein Funktionsmodell zur Bewegung von Flagellen und Cilien

Felix Hellinger

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, felixhellinger@googlemail.com

Keywords: Flagellen, Cilien, Funktionsmodell

Einleitung

Bei komplexen Inhalten aus der molekularen Zellbiologie fällt es manchen Lernenden schwer, sich ablaufende Vorgänge bildhaft vorzustellen oder sie auf das Wesentliche zu reduzieren. Grundlegende Aspekte wie der Zusammenhang zwischen dem Aufbau eines Flagellums und dessen Bewegung lassen sich nur schwer vermitteln. Die Dreidimensionalität dieses Funktionsmodells zum Flagellenschlag ermöglicht es den Lernenden, sowohl die Struktur als auch die Funktion der einzelnen Elemente wahrzunehmen.

Möchte man den Grundaufbau eines Ciliums oder eines Flagellums von Eukaryoten betrachten, spielt es nahezu keine Rolle, welchen Typ von Bewegungsorganell man hierzu auswählt. Sowohl bei kräftigen Zug- oder Schubgeißeln als auch bei metachronen rechtwinklig zur Cilienachse verlaufenden Wimpernschlägen ist die Grundstruktur des Axonems meist gleich (Lodish et al. 2001).

Materialien

Die verwendeten Materialien wurden so ausgewählt, dass einerseits eine dynamische Krümmung möglichst einfach und anschaulich zu erreichen ist und sie andererseits kostengünstig und einfach zu beschaffen sind.

Im Wesentlichen besteht das Modell aus folgenden Materialien:

- Ablaufschlauch-Verlängerung
- Verzinkter Eisendraht (Durchmesser: 1 mm)
- 9 Sangria-Strohhalme (Länge: 75 cm, Durchmesser: i.d.R. 6 mm)

Die detaillierte Anleitung zum Bau des Funktionsmodells findet sich bei Hellinger (2012). Bei der Herstellung des Modells ist Geduld und Feinmotorik gefragt. Bis zu einer Fertigstellung kann es einige Stunden dauern. Es sollten keine völlig undurchsichtigen Strohhalme verwendet werden. Somit ist das spätere Durchführen der Drähte durch die zuvor gestochenen Löcher leichter. Es empfiehlt sich zudem, den meist zusammengerollt gekauften Schlauch schon einige Zeit vor seiner Verwendung der Verpackung zu entnehmen und hin und wieder zu begradigen. Solange er sich noch zusammenrollt, kann er nicht in das Modell eingebaut werden. Auch die einzelnen Drahtstü-

cke müssen begradigt werden. Dies ist mit Draht, der nicht auf einem Holzstück aufgerollt ist, einfacher zu erreichen. Erfahrungsgemäß eignet sich verzinkter Draht mit einem Durchmesser von 1 mm am besten. Dünnerer Draht lässt das Modell labil erscheinen und verformt sich bei der Demonstration des Modells rasch. Ist der Durchmesser größer als 1 mm, reißen die Strohhalme leichter ein.

Demonstration des Modells

Das Modell kann von einer oder mehreren Personen demonstriert werden. Steht nur eine Person zur Verfügung, greift eine Hand am unteren Abschnitt des Schlauchs (Abb. 1 & 2). Die andere Hand zieht die Konstruktion an 2-3 aufeinanderfolgenden Nexin-Draht-Verbindungen nach unten und erfüllt somit die Funktion der Dyneinarme. Das Modell wird sich zu dieser Seite krümmen. Möchte die Person den dynamischen und zyklischen Geißel- bzw. Wimpernschlag demonstrieren, führt sie die Nexin-Draht-Verbindungen gleichmäßig auf und ab. Die Hand, die den Schlauch hält, bleibt dabei stets in gleicher Lage. Denkbar ist auch, das Modell an entsprechender Stelle in einer Laborvorrichtung zu fixieren und den Schlauch einzuklemmen. Ist man zu zweit oder zu dritt, können die Nexin-Draht-Verbindungen wechselseitig nach unten gedrückt und müssen dann nicht mehr aktiv angehoben werden. Dies kommt dem natürlichen Ablauf der Krümmung eines Axonems näher, da auch hier die Dyneinarme wechselseitig aktiviert werden.

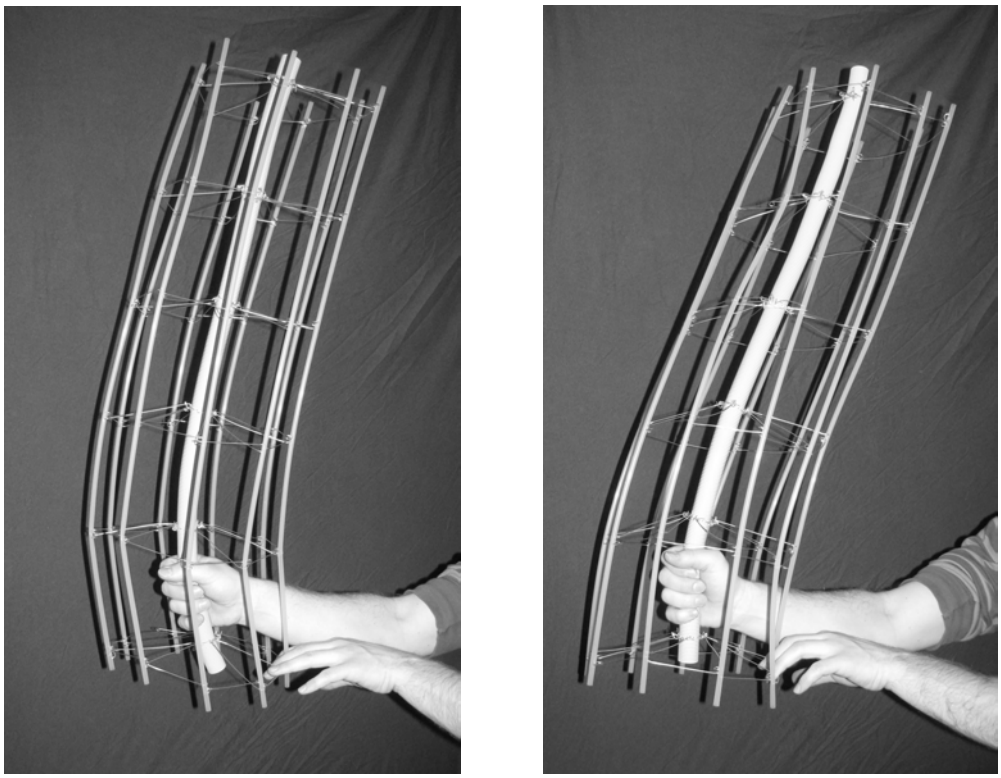
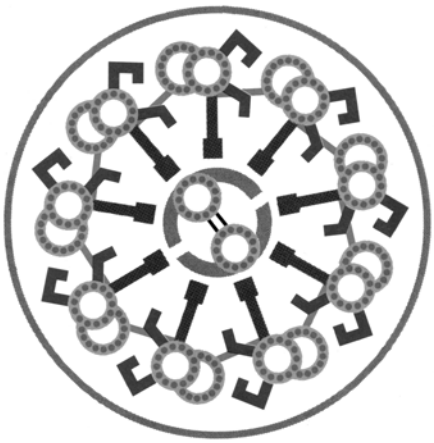


Abb. 1 & 2: Das Funktionsmodell im Einsatz

Möglichkeiten und Grenzen des Modells

Das Modell gibt ausschließlich den Aufbau von Flagellen und Cilien mit der charakteristischen 9x2+2-Struktur wieder (Abb. 3). Ausnahmen, die z.B. keine Zentral-Mikrotubuli oder nur drei äußere Mikrotubulipaare aufweisen (Lodish et al. 2001, Karp 2005), berücksichtigt es nicht.

Bei der Demonstration des Funktionsmodells lässt sich die Krümmung gut erkennen (Abb. 1 & 2). Ebenso kann man beobachten, wie sich die einzelnen äußeren Mikrotubulipaare, hier die Strohhalme, gegeneinander verschieben. Auch der dynamische Flagellenschlag kann anschaulich erzeugt werden.



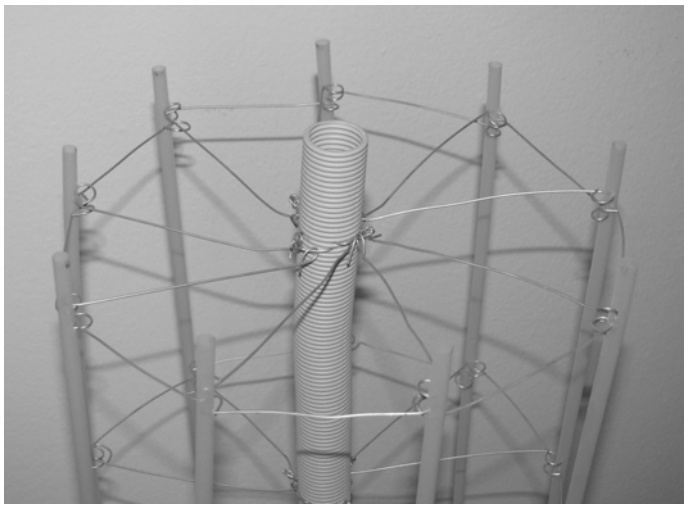


Abb. 3 & 4: Die typische 9x2+2-Struktur eines Axonems wird im Funktionsmodell vereinfacht abgebildet. (Abb. 3 verändert nach Alberts et al. 1995, S. 965)

In Anbetracht der verwendeten Materialien und ihrer handwerklichen Verarbeitung zum fertigen Modell ist eine inhaltliche Reduktion bestimmter Elemente des Axonems nicht zu vermeiden. So sind die beiden Zentral-Mikrotubuli im Modell nicht wiederzufinden. Der Schlauch dient als zentrale Hülle und der Aufhängung der Radialspeichen (Abb. 4). Letztere sind eigentlich paarweise angeordnet, im Modell verbinden sie den Schlauch und den Strohhalm aber nur einfach. Die Nexin-Verbindungen werden ebenso mit Draht simuliert; ihnen wird jedoch naturgemäß eine gewisse Elastizität zugeschrieben (Lodish et al. 2001). Da die Biegsamkeit zweier eng miteinander (mit Klebeband) verbundener Strohhalme im Vergleich zu der eines einzelnen abnimmt, wurden die äußeren Mikrotubulipaare im Modell auf einen einzelnen Tubulus, also einen Strohhalm, reduziert. Die Aufgabe der Dyneinarme übernimmt letztendlich die Person, die das Modell präsentiert.

Literatur

Alberts, B., Bray, D., Lewis, J., Raff, M., Roberts, K., Watson, J.D. (1995). Molekularbiologie der Zelle. 3. Aufl. VCH, Weinheim.

Hellinger, F. (2012): Ein Funktionsmodell zur Bewegung von Geißeln und Cilien. Praxis der Naturwissenschaften – Biologie in der Schule 5/61: 40-41.

Lodish, H., Baltimore, D., Berk, A., Zipursky, S.L., Matsudaira, P., Darnell, J. (2001): Molekulare Zellbiologie. 4. Aufl. Walter de Gruyter, Berlin.

Karp, G. (2005): Molekulare Zellbiologie. Springer, Berlin.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

GBIF-Dateninfrastruktur: Limnologische Beobachtungs- und Belegdaten publizieren, abfragen und analysieren

Wolf-Henning Kusber[1], Sabine von Mering[1] & Regine Jahn[1]

[1] Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin w.h.kusber@bgbm.org; s.vonmering@bgbm.org; r.jahn@bgbm.org

Keywords: Algen, Datenverfügbarkeit, Diatomeen, Global Biodiversity Information Facility, Observations-daten, Protozoa

Einleitung

Die Global Biodiversity Information Facility (GBIF 2012) ist eine internationale Initiative zur Förderung von freiem und kostenlosem Zugang zu Biodiversitätsdaten über das Internet. Aktuell sind mehr als 383 Millionen Datensätze aller Organismengruppen für Forschung, Naturschutz und Bildung verfügbar. Seit 2011 bezieht die europäische GBIF-Community Biodiversitätsdaten des Süßwassers stärker ein.

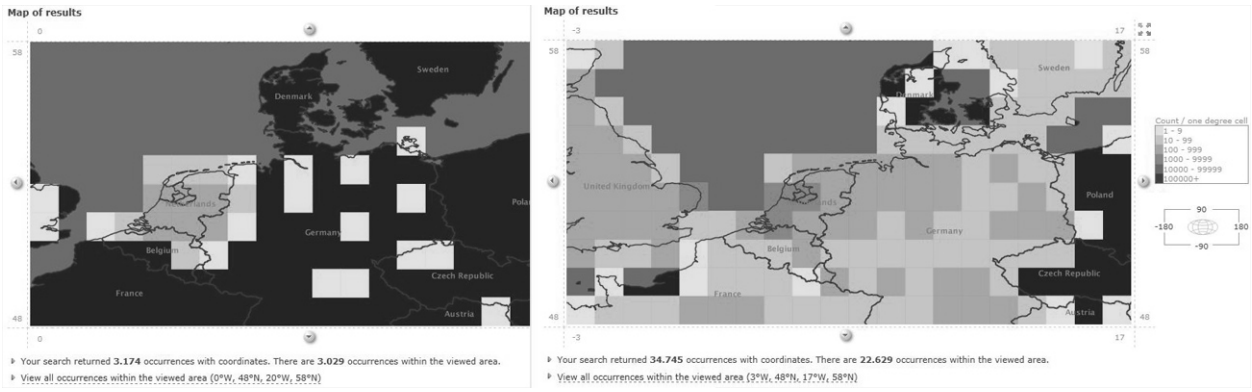


Abb. 1: Vorkommen von *Melosira varians* C.Agardh (links) und *Myriophyllum spicatum* L. (rechts) in Mitteleuropa nach Daten den GBIF-Netzwerkes (Bezugsbasis sind Gradquadrate, eine dunklere Färbung zeigt höhere Datenmengen an; Stand: Dezember 2012).

GBIF bietet die Dateninfrastruktur, um primäre Biodiversitätsdaten georeferenziert und dokumentiert weltweit verfügbar zu machen (Kusber et al. 2009, 2010, 2012). Im GBIF-Netzwerk publizierte Originaldaten können und sollten dabei wie herkömmliche Publikationen zitiert werden.

Die Diskrepanz zwischen analog oder digital vorhandenen Daten sowie im Internet verfügbaren limnologischen Daten ist für einzelne Organismengruppen, Staaten, Länder und Datentypen uneinheitlich (siehe Abb. 1 mit einer Unterrepräsentierung mikroskopischer Organismen am Beispiel der Diatomee *Melosira varians*). Mittelfristiges Ziel von GBIF-Deutschland (GBIF-D, www.gbif.de) ist eine flächendeckend höhere Verfügbarkeit von Biodiversitätsdaten durch Datenmobilisierung. Datenverfügbarkeit, -vollständigkeit und -qualität werden in diesem Beitrag diskutiert.

Aktivitäten von GBIF-Deutschland

Kernaufgaben innerhalb von GBIF-Deutschland sind die Datenmobilisierung und Digitalisierung von Sammlungs- und Beobachtungsdaten. Über GBIF verfügbar gemachte primäre Biodiversitätsdaten umfassen Beleg- und Observationsdaten zu Organismen, Daten zu Organismen ex situ, Fossilien sowie in zunehmendem Maße auch taxonomische Daten aus Checklisten. Letztere werden benötigt, um ein verbessertes Bezugssystem für die Zuordnung von Artvorkommen im GBIF-Netzwerk zu schaffen.

GBIF-D unterstützt die wissenschaftliche Gemeinschaft bei der Dokumentation und Qualitätskontrolle primärer Biodiversitätsdaten sowie bei der Publikation von Datensammlungen. Die von GBIF-D empfohlene Technologie ist die Datenanbindung mittels der Providersoftware des *Biological Collection Access Services* (BioCASe 2012). Sie hat sich millionenfach für Beleg- und Observationsdaten bewährt und wird darüber hinaus in erweiterten Netzwerken verwendet, wie dem *DNA Bank Network* (Dröge et al. 2009, Gemeinholzer 2009+).

Aspekte der Datenqualität

In Abb. 2 wird ein Schema der Datenflüsse von der Datenaufnahme über eine Datenbank bis hin zur Einbindung der Daten in das GBIF-Netzwerk gezeigt. Für Datenqualitätsaspekte im GBIF-Netzwerk ist entscheidend, welche Daten an GBIF weitergegeben werden (Chapman 2005). Im Schema steht „minus“ für die Nicht-Weitergabe bestimmter Daten, „plus“ für die sehr entscheidende Anreicherung der Primärdaten mit Metadaten, die die Primärdaten und ihre Herkunft beschreiben.

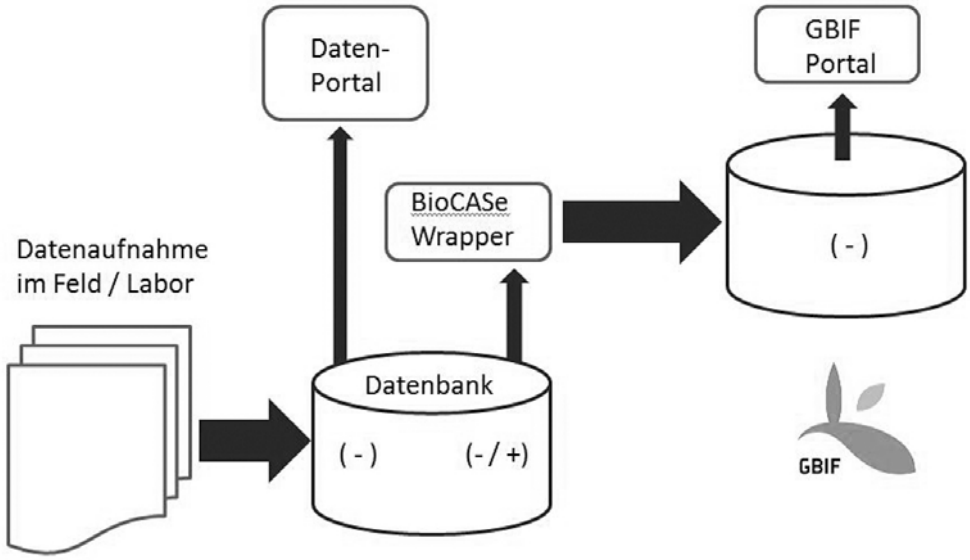


Abb. 2: Schema der Datenflüsse von der Datenaufnahme über eine Datenbank hin zur Einbindung der Daten in das GBIF-Netzwerk.

Eine Qualitätseinschätzung der Originaldaten erfolgt meist rückwärts vom Benutzer des GBIF-Portals (GBIF 2012, Kusber et al. 2010). Eine Beschreibung der Primärdaten aus dem limnologischen Bereich wird in Tabelle 1 vorgenommen (vergleiche für Vegetationsdaten: von Mering & Kusber, eingereicht). Die in Tabelle 1 dargestellten Informationen sind als Übersicht für Limnologen gedacht, die ihre Daten im GBIF-Netzwerk publizieren möchten.

Tab. 1: Übersicht über Daten zu Gewässerorganismen und ihre Repräsentation im GBIF-Netzwerk. (1) Dezimalzahl nach WGS 84, (2) ISO-Standard bevorzugt. Vergleiche für die Vegetationskunde Tab. 1 in von Mering & Kusber, eingereicht.

	Daten aus der floristischen Kartierung	**Daten mit Gewässerbezug**	**Observationen mit präziser Georeferenzierung**	**Belege mit präziser Georeferenzierung**
Beschreibung	Vorkommen eines Taxons in einer bestimmten Flächeneinheit (z. B. TK 25 Quadrant)	Vorkommen in einem spezifischen Gewässer	Feldobservation oder Observation in einer Lebendprobe, die nicht hinterlegt wird	Beleg oder hinterlegte Probe
Daten	Meist aggregiert	Meist aggregiert	Primäre Biodiversitätsdaten	Primäre Biodiversitätsdaten
Georeferenz (1)	Länge / Breite + sehr großer Fehlerradius	Länge / Breite + meist sehr großer Fehlerradius	Länge / Breite + kleiner Fehlerradius	Länge / Breite + kleiner Fehlerradius
Datum (2)	Zeitspanne	Datum oder Zeitspanne	Exaktes Datum	Exaktes Datum
Sammler	Meist viele Personen	Meist namentlich bekannt	Meist namentlich bekannt	Meist namentlich bekannt
Bestimmer	Meist viele Personen	Ein bis viele Personen	Meist namentlich bekannt	Bei hinterlegten Proben ist Nachbestimmung möglich (det., conf., rev.)
GBIF-Anforderungen	Metadaten, Record Basis (s.u.), korrekter wissenschaftlicher Name, Geo-Referenz und Fehlerradius als Kriterium, um aggregierte Daten von Einzelbelegen und Observationen zu differenzieren	Metadaten, Record Basis (s.u.), korrekter wissenschaftlicher Name, Geo-Referenz und Fehlerradius als Kriterium, um aggregierte Daten von Einzelbelegen und Observationen zu differenzieren	Metadaten, Record Basis (s.u.), korrekter wissenschaftlicher Name, Datum, Sammler, Bestimmer, Geo-Referenz und Fehlerradius	Metadaten, Record Basis (s.u.), korrekter wissenschaftlicher Name, Datum, Sammler, Sammelnummer und/oder Akzessionsnummer der Institution, Bestimmer, Geo-Referenz und Fehlerradius
Record Basis	Observation	Observation	Observation	PreservedSpecimen
Optimales Verfahren	Aussagekräftige Metadaten	Aussagekräftige Metadaten	Foto des Organismus publiziert	Foto des Beleges / Organismus publiziert

Datenreichhaltigkeit, Datenpräzision, Angaben zu Datenunschärfen und aussagekräftige Metadaten führen zu einer Datentransparenz, die für Wiederverwendung der Daten sowie Analysezwecke benötigt werden.

Datenpublikation im GBIF-Netzwerk

Die Datenpublikation erfolgt häufig in Online-Datenbanken wie dem AlgaTerra Informationssystem (Jahn et al. 2005+), das 2012 schrittweise auf die EDIT Platform für Cybertaxonomy migrierte (Berendsohn et al. 2011). Einzelne Datenbanken geben die Daten an das GBIF-Netzwerk weiter. Das GBIF-Portal (GBIF 2012) ermöglicht einen gemeinsamen Zugriff auf Datensammlungen, Beobachtungs- und Belegdaten aus verschiedensten Datenquellen sowie auf Listen wissenschaftlicher Namen. Durch die Verfügbarmachung können Biodiversitätsdaten auch für andere als die ursprünglichen Fragestellungen verwendet und ausgewertet werden. Mehrere Special Interest-Portale, die auf GBIF-Daten aufsetzen wurden entwickelt, u.a. BioFresh (2012) und BioCASe-Portale (vgl. Kusber et al. 2009, 2012).



Abb. 3: Special Interest-Datenportal GBIF-D Algae & Protozoa (2012).

Abb. 3 zeigt das neueste Portal, das alle verfügbaren Daten des GBIF-Netzwerkes für Algen und Protozoa, bzw. Protisten für Algenkunde, Ökologie, Naturschutz und Limnologie zusammenfasst. Die Abbildung zeigt Daten zu Protozoa aus Kusber (2012).

Diskussion und Schlussfolgerungen

In dieser Arbeit werden Dateninhalte sowie der Datenfluss von Felddaten über Datenbanken bis zum GBIF-Netzwerk dargestellt und dokumentiert, um die Datenqualität und -transparenz primärer Biodiversitätsdaten erhöhen zu können. Relevante Information für die Datenabfrage und -analyse durch bestimmte Nutzergruppen wird in Special Interest-Portalen aus dem gesamten GBIF-Datenbestand gefiltert. Sichtbare Datenlücken können von Institutionen für die Prioritätensetzung in der Digitalisierung primärer Biodiversitätsdaten genutzt werden.

Danksagung

GBIF-D *Pflanzen, Algen & Protisten* wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Projekt LI1001A finanziert. Der Deutsche Beitrag für GBIF wird durch BMBF und DFG getragen.

Literatur

Berendsohn, W. G., Güntsch, A., Hoffmann, N., Kohlbecker, A., Luther, K. & Müller, A. (2011): Biodiversity information platforms: From standards to interoperability. In: Smith, V. & Penev, L. (ed.): e-Infrastructures for data publishing in biodiversity science. ZooKeys 150: 71–87, DOI: 10.3897/zookeys.150.2166.

BioCASe (2012): Biological Collection Access Services Homepage. Published on the Internet http://www.biocase.org [11.12.2012].

BioFresh (2012): BioFresh Data Portal. Published on the Internet http://data.freshwaterbiodiversity.eu 11.12.2012].)

Chapman, A. D. (2005): Principles of Data Quality, version 1.0. Report for the Global Biodiversity Information Facility, Copenhagen.

Dröge, G., Zetzsche, H. & Gemeinholzer, B. (2009): Das DNA-Bank-Netzwerk - Eine Struktur für alle Fälle? In: Fischer, S., Maehle, E. & Reischuk, R. (ed.): Informatik 2009 - Im Focus das Leben, Proceedings. Lecture Notes in Informatics, GI-Edition P-154: 26, 595-609.

GBIF-D Algae & Protozoa (2012): GBIF-D Algae & Protozoa Data Portal. Published on the Internet http://protists.gbif.de/protists/ [15.01.2013].

[GBIF] Global Biodiversity Information Facility (2012). GBIF Data Portal. Version 1.2.6. Published on the Internet http://data.gbif.org [11.12.2012]

Gemeinholzer, B., Droege, G., Zetzsche, H., Knebelsberger, T., Raupach, M., Borsch, T., Klenk, H.-P., Haszprunar, G. & Waegele, J.-W. (ed.) (2009+, continuously updated): DNA Bank Network Webportal. Published on the Internet http://www.dnabank-network.org [11.12.2012].

Jahn, R. & Kusber, W.-H. (ed.) (2005+): AlgaTerra Information System [online]. Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin. Published on the Internet http://www.algaterra.org [08.12.2011].

Kusber, W.-H. (ed.) (2012, continuously updated): Observations and specimens of Protozoa from different published and unpublished sources. (accessed through GBIF data portal, http://data.gbif.org/datasets/resource/14398 [08.12.2011]).

Kusber, W.-H., Dröge, G., von Mering, S. & Jahn, R. (2012): GBIF-D Pflanzen, Algen & Protisten: Mobilisierung und Publikation primärer Biodiversitätsdaten für die Nutzung in internationalen Datennetzwerken. Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 406-410.

Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holetschek, J., Güntsch, A. & Berendsohn, W. G. (2009): Europäische Beobachtungs-, Multimedia- und Belegdaten in Internetportalen (GBIF und SYNTHESYS / BioCASE / EDIT) für die limnologische Forschung: Stand, Potential und Qualitätssicherung. Jahrestagung 2008 (Konstanz), Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 581-585.

Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holetschek, J., Güntsch, A. & Berendsohn, W. G. (2010): Verbesserung europäischer Biodiversitätsdaten im Rahmen der EU-SYNTHESYS Networking Activities. Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 495-500.

von Mering, S. & Kusber, W.-H. (eingereicht): GBIF data network – infrastructure for biodiversity research. Open access to occurrence data of steppe species. In: Steppenlebensräume Europas - Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. Erfurt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Salzwiesen im Binnenland als Lebensraumtyp – Allgemeine Charakterisierung und Situation von Salzquellen in Europa, Deutschland und Schleswig-Holstein

Insa Alice Lorenz[1] *& Dr. Peter Martin*[2]

[1] insa-alice@gmx.de, [2] Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abteilung Limnologie, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel; pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Quelle, Salzwiese, Binnenland, Natura 2000, Lebensraumtyp, Code 1340

Einleitung

Die seltenen Salzquellen bzw. der diese umfassende Lebensraumtyp „Salzwiesen im Binnenland" werden, wenn sie in den Natura 2000 Schutzgebieten – den FFH-Habitaten – liegen, durch die europaweit geltenden FFH-Richtlinien geschützt. Dieser einmalige Lebensraumtyp weist einen salzhaltigen Quellaustritt und damit eine enorm spezialisierte Flora und Fauna auf. Insbesondere die Flora ist bisher das entscheidende Kriterium, um ein Gebiet dem FFH-Lebensraum Salzwiesen im Binnenland mit dem Code 1340* zuzuordnen und es folglich aufgrund seiner Seltenheit und Gefährdung einer prioritären Behandlung zukommen zu lassen. Die vorliegende Zusammenfassung führt zunächst aus, nach welchen Kriterien Binnenland-Salzstellen als Lebensraum charakterisiert werden und wie umfangreich ihr (europaweites) Vorkommen ist. Des Weiteren wird erörtert, wie ihrer akuten Gefährdung Einhalt geboten werden kann und wie sich diese Maßnahmen auf ihre zukünftige Entwicklung auswirken können.

Material und Methoden

Die Basis der folgenden Ausführungen ist eine Literaturarbeit, wobei der Schwerpunkt auf der Informationsbeschaffung und –zusammenfassung zur Thematik der Salzwiesen im Binnenland sowohl in Europa als auch spezieller in Deutschland und Schleswig-Holstein lag (Lorenz 2012). Die allgemeinen Aussagen zu diesem Standort beziehen sich vorrangig auf die Ergebnisse des von der europäischen Union durchgesetzten Natura 2000-Projektes, die auf den Informationsplattformen der zuständigen Behörden im Internet frei einsehbar sind. Daneben wurden mit mäßigem Erfolg allgemeine Grundlagenwerke der Limnologie konsultiert, um die Entstehung und die abiotischen und biotischen Gegebenheiten der Binnenland-Salzstellen darzustellen – die Internetressourcen erwiesen sich dabei eindeutig als ergiebiger. Für weitere Informationen zum europaweiten Vorkommen der Salzquellen wurden die Internetauftritte der Umwelt- und Naturschutzämter der jeweiligen europäischen Staaten und Bundesländer zum Natura 2000-Projekt konsultiert. Im Rahmen der Auftritte der einzelnen Bundesländer konnte neben der aktuellen Gefährdung auch speziell auf die konkreten Life-Projekte zugegriffen werden, die die Umsetzung der Schutzmaßnahmen in den einzelnen FFH-Habitaten finanziell unterstützen.

Salzquellen als Lebensraumtyp

Allgemeine Charakterisierung von Salzwiesen im Binnenland

Der gesamte Lebensraumkomplex der natürlichen Binnenlandsalzstellen setzt sich aus salzhaltigen Quellaustritten und den sich anschließenden salzhaltigen Fließ- und Stillgewässern inklusive der angrenzenden halophytischen Vegetation zusammen (Natura 2000-Sachdaten 2009; Abb. 1 & 2). Die salzhaltigen Quellen verzeichnen hierbei einen Salzanteil von über 1g/kg bzw. 0,1% Natriumchlorid (NaCl) (Schönborn 2003).



Abb. 1: Binnenlandsalzwiese im Brenner Moor (Schleswig-Holstein), Foto: Stobbe, 23.07.2009



Abb. 2: Salzquelle mit Salzausblühung im Brenner Moor, Foto: Stobbe 23.07.2009

Neben den (Salz-)Quellen, welche in Deutschland nach der DIN 4049 definitorisch Austrittsorte des Grundwassers (Martin & Rückert 2011) und demzufolge Einzelgewässer sind, wird bei Salzwiesen auch das von ihnen geformte Umfeld berücksichtigt. Die Salzwiesen des Binnenlandes und die ihr zugehörigen Quellaustritte sind vorrangig dem helokrenen Quelltyp zuzuordnen (zu Details siehe Martin & Rückert 2011), woraus sich auch der Name Salz*wiese* ergibt, der auf die an diesen Standort angepasste Flora referiert. Hier wird überwiegend auf natürliche Binnenlandsalzstellen eingegangen und nicht auf sekundäre, anthropogene Binnenlandsalzstellen, die durch Bergbau, Salzfracht der Flüsse, Salzstreuen und andere anthropogene Beeinträchtigungen entstanden sind.

Salzwiesen mit ihrer charakteristischen Salzvegetation im Binnenland sind vorrangig halbnatürliche Lebensräume, die erst durch extensive Wiesen- oder Weidenutzung im Laufe der letzten Jahrhunderte entstanden sind (LUGV 2006). Des Weiteren benötigen sie zu ihrer Entstehung Vorkommen von Steinsalz nahe der Erdoberfläche. Diese Salzlagerstätten in wenigen hundert Metern Tiefe (ca. ab 100-300m) sind salzhaltige Ablagerungen des Zechsteinmeeres, das vor 255 Millionen Jahren im heutigen Mitteleuropa die Erdoberfläche bedeckte. Das dadurch salzhaltige Grundwasser kann an geologischen Störungszonen an die Oberfläche treten (TMLNU 2005a).

Charakteristische Flora

Die charakteristische, spezialisierte und stark gefährdete Flora der Salzwiesen im Binnenland besteht vorwiegend aus Salzpflanzen (Halophyten). Die Zuordnung einer Salzquelle zum schützenswerten FFH-Lebensraumtyp 1340 (Salzwiesen im Binnenland) beruht entsprechend auf der Aus-

prägung der für diesen Standort typischen Flora. In Deutschland basiert die Bewertung bundesweit insbesondere auf der Vollständigkeit der für diesen Lebensraumtyp als spezifisch festgelegten Vegetationsarten, welche allerdings regionalspezifisch auf Länderebene Anpassungen unterliegt. (Europäische Union – Natura 2000 1992 und Eionet – Central Data Repository 2012). Innerhalb der atlantischen und kontinentalen Region Europas, die sich auch über Deutschland erstrecken, kommen vorrangig u.a. die folgenden Charakterarten vor:

Desmatodon heimii (J. Hedwig) Mitt. (Salzmoos), *Triglochin maritimum** Linnaeus (Strand-Dreizack), *Schoenoplectus tabernaemontani* (C.C.Gmelin) Palla (Salz-Teichsimse), J*uncus gerardii** Loiseleur-Deslongchamps (Salz-Binse), *Puccinellia distans** (Linnaeus) Parlatore (Gewöhnlicher Salzschwaden), *Aster tripolium** Linnaeus (Strand-Aster), *Salicornia ramosissima* Tx. (Queller), *Spergularia salina* C. & J.Presl. (Salz-Schuppenmiere) und *Glaux maritima** Linnaeus (Strand-Milchkraut) (* = Halophyten; BfN 2012, Hassler 2012, Europäische Union – Natura 2000 1992 und Eionet – Central Data Repository 2012)

Charakteristische Fauna

Für die spezialisierte und stark gefährdete Fauna des Lebensraumes Binnenland-Salzstelle sind keine Charakterarten definiert. Auch liegen aktuell keine Untersuchungen zur gesamten Limnofauna der Salzquellen vor. Es gibt nur Hinweise aus Einzeluntersuchungen, vorrangig über terrestrische Insekten. An aquatischen Gruppen wurden einzelne Dipterenfamilien bearbeitet (Culicidae (Stechmücken) und Ephydridae (Salzfliegen)) (Müller-Motzfeld 2007 und Life-Natur 2008). Häufiger wurden dabei halobionte (salzgebundene) terrestrische Coleoptera untersucht, seltener limnische Arten wie *Enochrus bicolor* (Fabricius, 1792) (Hydrophilidae) (TMLNU 2005a). *Paracymus aeneus* (Germar 1824) (Coleoptera, Hydrophilidae) kann als Leitart für einen hohen Salzgehalt angesehen werden. *Hygrotus parallelogrammus* (Ahr., 1812) (Coleoptera, Dytiscidae) wird als halophil eingestuft, ebenso wie *Heterocerus obsoletus* Curtis, 1828 (Coleoptera, Heteroceridae), die im Übergang zu aquatisch geprägten Lebensräumen vorkommt. Insbesondere in Deutschland sind die wertgebenden Begleiter und Charakterarten des FFH-Lebensraumtypus Salzwiese des Binnenlandes somit halobionte und halophile Käferarten, die größtenteils terrestrisch leben.

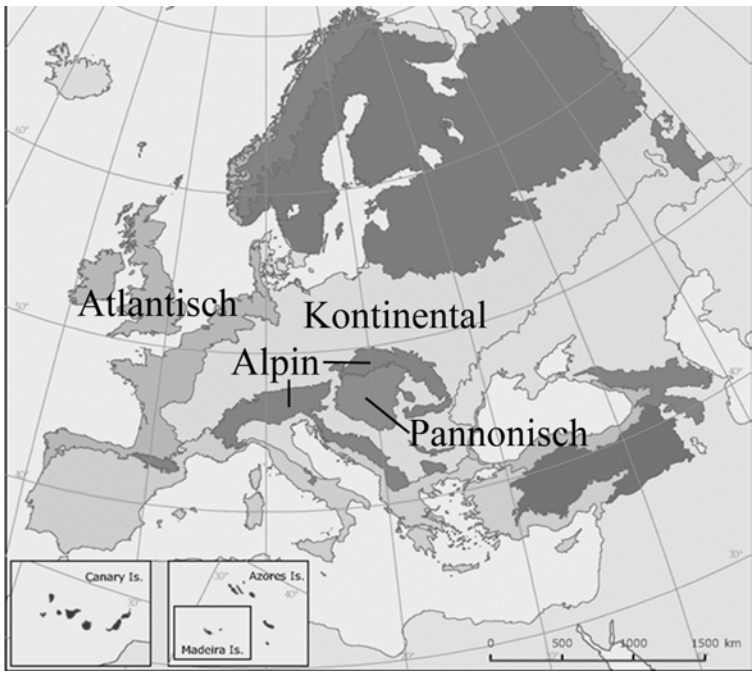
Gefährdung und Maßnahmen

Die häufigsten Gefährdungsursachen für den Standort Salzwiese im Binnenland bestehen in Grundwasserabsenkung und Wasserableitung (Riecken et al 2006). Innerhalb der für Deutschland relevanten atlantischen und kontinentalen Region sind die Hauptgefährdungsursachen eine Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung hin zu einer intensiveren Landwirtschaft, Düngung, Entwässerung und Konkurrenzdruck durch eine nicht-halophytische Flora. Innerhalb der atlantischen Region bedrohen außerdem die zunehmende Kultivierung, Beweidung, der Bergbau und die weitere Urbanisierung dieser Flächen dieses fragile Ökosystem (Europäische Union – Natura 2000 1992).

Das europäische Schutzgebietskonzept Natura 2000 bezeichnet diesen Lebensraumtyp aufgrund seiner Seltenheit und Gefährdung als prioritär (BfN 2011). In den Bundesländern findet eine Umsetzung zum Schutz der Binnenland-Salzstellen vorrangig mit EU-Life-Projekten statt, die übergreifende Maßnahmen beinhalten, wie die Sanierung des Wasserhaushaltes, bei Bedarf eine extensive landwirtschaftliche Nutzung (Mahd, Beweidung), eventuelle Gehölzbeseitigung und als Abgrenzungsmaßnahme düngerfreie Grünlandstreifen zwischen intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen und der Salzwiese (TMLNU 2005b, Pöry Deutschland GmbH 2011).

Salzquellen in Europa – Deutschland – Schleswig-Holstein

Überblick zur Situation in Europa



Europa wurde im Natura 2000 Projekt in unterschiedliche biogeographische Regionen unterteilt. Binnenland-Salzstellen kommen dabei ausschließlich in der alpinen (FR, SK), atlantischen (DE, UK), kontinentalen (BG, DE, DK, FR, PL) und pannonischen (CZ, SK) Region vor (Abb. 3).

Abb. 3: Biogeographische Regionen Europas (EEA 2005)

Situation in Deutschland



In Deutschland befinden sich insgesamt 70 FFH-Gebiete mit dem Lebensraumtyp „Salzwiesen im Binnenland“ (Abb. 4). Dabei hat Brandenburg mit 24 FFH-Gebieten eindeutig sowohl die meisten dieser Quellen als auch die größte Fläche (über 22.000ha). Niedersachsen und Sachsen-Anhalt folgen mit jeweils neun FFH-Gebieten. Beinahe ebenso viele weist Hessen auf einer viel kleineren Fläche auf. Thüringen ist mit fünf Gebieten vertreten, gefolgt von Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen und Bremen. Lediglich ein FFH-Gebiet mit Salzwiesen im Binnenland kommt in Bayern (fast 300ha), Rheinland-Pfalz (70ha) und Schleswig-Holstein (beinahe 1300ha) vor (BfN 2011).

Abb. 4: FFH-Gebiete mit Binnenland-Salzstellen in Deutschland (BfN 2011)

Situation in Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein finden sich ausschließlich im FFH-Habitat „Travetal“ (DE-2127-391) Salzwiesen im Binnenland. Dieses Gebiet erstreckt sich mit einer Größe von 1.280 ha zwischen dem Wardersee und dem westlichen Siedlungsgebiet von Lübeck. Somit umfasst es sowohl den Mittel- als auch den Unterlauf der Trave – inklusive ihrem Talraum und den begleitenden Bachschluchten. Diese prioritären Salzwiesen sind am ausgeprägtesten im Naturschutzgebiet Brenner Moor vorhanden, das sich innerhalb des FFH-Gebietes befindet. Das Moor liegt auf dem Gebiet der Stadt Bad

Oldesloe in der Traveniederung. Die Salzquellen befinden sich verstreut im Brenner Moor. Das salzhaltige Grundwasser, das dieses Salzflachmoor speist, stammt vermutlich von einem 8km entfernten Salzstock westlich von Bad Oldesloe, in Sühlen, welcher in rund 500m Tiefe liegt. Der unterirdische Salzwasserstrom, der sich von Segeberg über Tralau bis nach Oldesloe und weiter nach Lübeck zieht, hat das Brenner Moor als Flachmoor entstehen lassen. Der Salzgehalt der Salzquellen erreicht in dem von Entwässerungsgräben durchzogenen Moor mit 1-3% Natriumchlorid den der Nordsee (3,5% NaCl). Um die binnenländischen Salzquellen herum hat sich somit eine halophytische Vegetation angesiedelt, die den Salzwiesen der Nord- und Ostseeküste gleicht (Stut 2011).

Fazit und Ausblick

Salzwiesen im Binnenland sind europaweit selten und extrem bedroht. Deshalb sollte die Öffentlichkeit für diesen gefährdeten Lebensraumtyp sensibilisiert werden. Außerdem muss er gezielter auf seine limnische bzw. aquatische Fauna hin untersucht werden, damit Charakterarten in den Salzquellen gezielter benannt und in Schutz-, Monitoring- und bei Renaturierungsprojekten entsprechend genutzt werden können. Aktuell wird fast ausschließlich die terrestrische Fauna untersucht. Charakterarten könnten für ein Bewertungsverfahren von Salzquellen genutzt werden, ähnlich der Ökologischen Wertsumme (ÖWS) für andere Quelltypen. Allerdings muss die Auswahl dieser Arten auch biogeographisch und regional angepasst erfolgen. Da die Binnenland-Salzstellen als kaum regenerierbar eingestuft werden, ist jede mögliche Schutzmaßnahme, die den Status quo erhält, zu empfehlen. Auch länderübergreifende Unterstützungen und Kooperation wären aufgrund der wenigen Binnenland-Salzstellen in Deutschland sinnvoll. Die Salzquellen in Deutschland sollten als eine Einheit betrachtet, bewertet und geschützt werden.

Danksagung

Dieses Protokoll ist das Ergebnis des sechswöchigen Labor- und Freilandpraktikums im Rahmen des Moduls MFN-biol-404. Das charakteristische Kriterium für Salzwiesen im Binnenland, ihre Flora, wurde am 03.05.2012 und 10.06.2012 exemplarisch an den Salzquellen des Brenner Moores in der Nähe von Bad Oldesloe fotografisch dokumentiert.

Literatur

Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2007), Nationaler Bericht gemäß FFH-Richtlinien. Erhaltungszustände der FFH-Lebensraumtypen in der kontinentalen Region. Online, http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Bew_Ergebnis_lrt_kont.pdf, Datum des Zugriffs 09.05.2012.

Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2011), Schutzgebiete in Deutschland. Online, http://www.geodienste.bfn.de/schutzgebiete/#?centerX=3633589.771?centerY=5627395.128?scale=50 00000?layers=512, Datum des Zugriffs 14.05.2012.

Europäische Union – Natura 2000 (1992), Report on the main results of the surveillance under article 11 for annex I habitat types (Annex D). CODE: 1340 NAME: Salzwiesen im Binnenland. Online, http://cdr.eionet.europa.eu/Converters/convertDocument?file=de/eu/art17/envr0qzdw/habitattype-1340.xml&conv=rem_23, Datum des Zugriffs 09.05.2012.

European Environment Agency (EEA) (2005), Biogeographical regions, Europe 2005. Online, http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/biogeographical-regions-europe-2005, Datum des Zugriffs 10.05.2012.

Eionet – Central Data Repository (2012), Feedback: AutomaticQA result for file habitattype-1340.xml: Habitat report check. Online, http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/art17/envr0qzdw/habitattype-1340.xml/AutomaticQA_40473_1207822165, Datum des Zugriffs 09.05.2012.

Hassler, M. & Schmitt, B. (2012), Pflanzenwelt von Deutschland. Systematische Liste zur Pflanzenwelt von Deutschland. Online, http://www.rz.uni-karlsruhe.de/~db111/flora/D/list.php, Datum des Zugriffs 17.05.2012.

Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (Lugv) Brandenburg (2006), EU-Life-Projekt. "Binnensalzstellen Brandenburgs" Landesumweltamt Brandenburg. Online, www.mluv.brandenburg.de/info/salzstellen, Datum des Zugriffs 16.05.2012.

Life-Natur (2008), „Erhaltung und Entwicklung der Binnensalzstellen Nordthüringens" Deutschland Endbericht (Technischer Bericht) Zeitraum: 01.09.2003 bis 31.08. 2008. Online, http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/endbericht_life_binnensalzstellen_th_11-2008.pdf, Datum des Zugriffs 20.06.2012.

Lorenz, I. A. (2012): Salzwiesen im Binnenland als Lebensraumtyp - Allgemeine Charakterisierung und Situation von Salzquellen in Europa, Deutschland und Schleswig-Holstein. Protokoll zum Labor- und Freilandpraktikum (MNF-biol-404), Universität Kiel, 50 S. + Anhang. [Ein pdf kann bei Interesse gerne zugeschickt werden!]

Martin, P. & Rückert, M. (2011), Quellfauna Schleswig-Holsteins und ihre regionale Stenotopie. Faun.-Ökol. Mitt. 9, 171-224.

Müller-Motzfeld, G. (2007), Die Salz- und Küstenlaufkäfer Deutschlands – Verbreitung und Gefährdung. Online, http://www.laufkaefer.de/gac/pdf/GAC-Bd8/GAC-Bd8-S17-27-Mueller-Motzfeld.pdf, Datum des Zugriffs 20.06.2012.

Natura 2000-Sachdaten, Bundesamt für Naturschutz (2009), Flora-Fauna-Habitatrichtlinie und Vogelschutzrichtlinie – Gebiete und Arten in Deutschland. Salzwiesen im Binnenland. Online, http://www.ffh-gebiete.de/lebensraumtypen/steckbriefe/steckbrief.php?derlrt=1340, Datum des Zugriffs 07.05.2012.

Pöry Deutschland GmbH Geschäftsbereich Wasser & Umwelt (ehemals ibs Schwerin GmbH) (2011), 1340 *Salzwiesen im Binnenland. Online, http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_sb_lrt_1340.pdf, Datum des Zugriffs 07.05.2012.

Schönborn, W. (2003), Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart. 588 S.

Stut, S. (2011), Das Salz des Lebens - im Brenner Moor. Online, http://kiki-strusel.de/2.html, Datum des Zugriffs 09.05.2012.

Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (Tmlnu) (2005a), Binnensalzstellen um das Kyffhäusergebirge. Europaweit seltene und gefährdete Lebensräume. Online, http://www.thueringer-naturbrief.de/index.php?option=com_content&task=view&id=4708&Itemid=104, Datum des Zugriffs 10.05.2012.

Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (Tmlnu) (2005b), Binnensalzstellen um das Kyffhäusergebirge. Europaweit seltene und gefährdete Lebensräume. Online, http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/salzpflanzen_ok_web.pdf, Datum des Zugriffs 10.05.2012.

Low Cost-Biologie: Strömungsmessung unter 10 Euro

Richard Müller[1]

[1] öko-sorpe, Am Sorpesee 7, 59846 Sundern, r.mueller@oeko-sorpe.de

Keywords: Messgerät, Anemometer, Strömungsgeschwindigkeit, Fließgeschwindigkeit, Selbstbau

Einleitung

Es wird ein Flügelrad-Anemometer beschrieben, das mit preiswert erhältlichen Teilen und geringem Arbeitsaufwand hergestellt werden kann. Es ist etwa ab v = 10 cm/s in Fließgewässern ab 10 cm Tiefe einsetzbar. Im Gegensatz zu manch anderen preiswerten Lösungen kann es nicht nur zur Oberflächenmessung verwendet werden, sondern auch zur Ermittlung von Strömungsprofilen.

Material und Bau

Im Selbstbaugerät werden einfache und preiswerte Komponenten verwendet. Das Flügelrad stammt aus einem zu verschrottenden Tower-PC. Hier können Netzteil-, Gehäuse- oder Prozessorlüfter verwendet werden. Wichtig ist, dass der Lüfter leicht gelagert und nicht zu groß ist. Mit großen Lüftern lässt sich nicht in engeren oder flacheren Gerinnen messen. Ein Flügel wird mit einem Magneten bestückt, eine Schraube dient auf der entgegengesetzten Seite als Gegengewicht.

Das Flügelrad wird an einer Latte befestigt, die mit Tiefenmarkierungen versehen ist. Am Flügelrad-Gehäuse wird ein wasserdicht eingeschweißter Reedkontakt angebracht, der durch den an ihm vorbei rotierenden Magneten geöffnet und geschlossen wird. Dadurch werden die Umdrehungen des Flügelrades in elektrische Signale umgewandelt, die von einem Fahrradcomputer gezählt und als Geschwindigkeit angezeigt werden. Zum Schluss muss das Gerät kalibriert werden. Mit einer Kalibrierung kann der Umrechnungsfaktor bestimmt werden, der im Fahrradcomputer gespeichert wird, um eine korrekte Geschwindigkeitsanzeige zu erhalten. Eine genaue Bauanleitung findet sich in Müller (2012).

Einsatz des Geräts

Dieses Gerät wurde für den Einsatz in Schulen konzipiert und auch dort erprobt. Da es preiswert und leicht selbst herzustellen ist, können mehrere davon gebaut werden. So können verschiedene Gruppen bei der praktischen Untersuchung eines Fließgewässers arbeitsteilig oder arbeitsgleich vorgehen.

Neben vielen anderen Themen bietet sich seine Verwendung beispielsweise an, um verschiedene Abschnitte eines Gewässers (z. B. ausgebaut – nicht ausgebaut) miteinander zu vergleichen oder den Zusammenhang zwischen Korngröße des Substrats und der Strömungsgeschwindigkeit zu erforschen.

Literatur

Müller, R. (2012): Strömungsgeschwindigkeiten preiswert messen. wasser in schule und bildung **1**, 17-23, www.phytoplankton.info/wisb/01-17.pdf

Neuer Wirt, neues Outfit: wie Kratzer ihre Rüssel ausstülpen

Martin Remmele[1], Bernd Sures[2] & Andreas Martens[1]

[1]Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, PH Karlsruhe, Bismarckstr. 10, 76133 Karlsruhe; remmele@ph-karlsruhe.de; martens@ph-karlsruhe.de, [2]Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45117 Essen; bernd.sures@uni-due.de

Keywords: Acanthocephala, Gammariden, Entwicklungszyklus, Hochschullehre

Einleitung

Acanthocephala, auch bekannt als Kratzer, sind Parasiten aquatischer Organismen. Sie durchlaufen einen Entwicklungszyklus mit Wirtswechsel. Der Beitrag zeigt eine Möglichkeit auf, das damit einhergehende Phänomen des Formwechsels in vitro erlebbar zu machen. Durch die Anschaulichkeit eignet sich dieses Element gut für eine Integration in ein zoologisches, parasitologisches oder evolutionsbiologisches Praktikum in der Hochschullehre.

Der Entwicklungszyklus der Kratzer

Die makroskopisch sichtbaren orangefarbenen Kapseln im Körper von Gammariden sind bekannt als Entwicklungsstadien verschiedener Kratzerarten (Acanthocephala). Die Flohkrebse sind Zwischenwirte, als Endwirte fungieren Wirbeltiere, z.B. Enten im Falle von *Polymorphus minutus* oder Fische bei Infektion mit Arten der Gattung *Pomphorhynchus* (Abb. 1), in denen die adulten Kratzer als Darmparasiten leben.

00

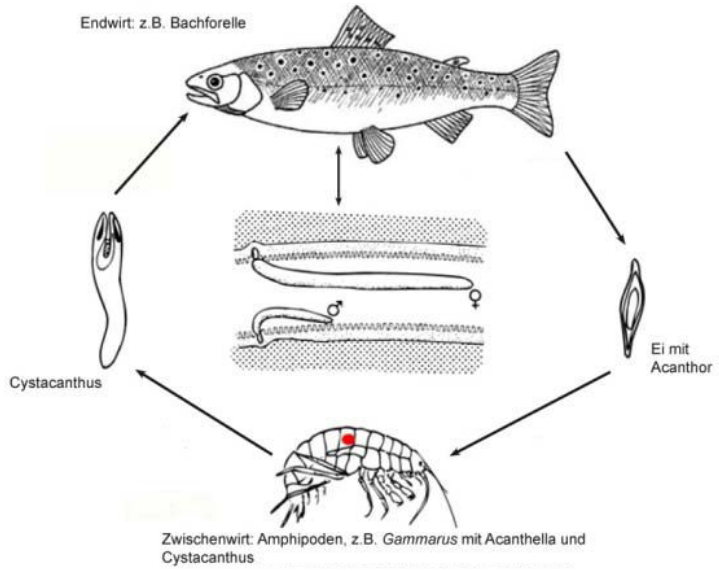


Abb. 1: Der Entwicklungszyklus der Kratzer am Beispiel der Gattung *Pomphorhynchus.* Aus Westheide / Rieger (2007), verändert nach Sures (2001).

Fressen Fische oder Wasservögel infizierte Gammariden, so erreichen die Larven unbeschadet den Darm des Endwirtes. Dort kommt es durch das Ausstülpen des hakenbesetzten Rüssels zu einer drastischen Formveränderung. Mithilfe dieses Rüssels (Proboscis) heften sich die Acanthocephalen in der Darmwand des Endwirtes fest und wachsen zu adulten Tieren heran. Diese vermehren sich sexuell. Über den Kot des Wirtes erfolgt eine Abgabe der Eier mit Acanthorlarven ins Wasser, wo es zur oralen Aufnahme derselben durch Gammariden kommt. In deren Haemocoel kommt es schließlich zum Ausreifen der – je nach Art – für Fische oder für andere Wirbeltiere infektiösen Cystacanthus-Larven.

Kratzer als potentielle Kursobjekte

Mit überschaubarem Aufwand kann das Ausstülpen des Rüssels in vitro ausgelöst werden (Abb.2). Eindrucksvoll lässt sich als Resultat beobachten, wie es anschließend zu heftigen Bewegungen der Proboscis kommt, womit ständige Ein- und Ausstülpbewegungen einhergehen, die an das Umkrempeln eines Strumpfes erinnern. Dabei blitzen unter der Beleuchtung der Stereolupe deutlich die bedrohlich wirkenden Hakenkränze auf. So wird eine Möglichkeit offeriert, die Acanthocephala als Tiergruppe und die Anpassung von Parasiten an ihre Lebensweise durch eigene Anschauung zu erleben. Kratzer sind damit ein ideales Objekt in einem modernen Zoologischen Grundkurs oder einem Oberstufenkurs Biologie.

Eckpfeiler dieser Anleitung sind die Herstellung und Verwendung eines Gemisches aus Pufferlösung und Fischgalle (Sures & Sidall, 1999), welches den aus Gammariden frei präparierten Cystacanthus-Larven den Aufenthalt im Wirbeltier-Dünndarm vorgaukelt und das Ausstülpen und Bewegen der Proboscis auslöst. Die Arbeitszeit im Labor beträgt für das Mischen der Lösung und das Freipräparieren der Larven etwa 10 Minuten, bis zum Ausstülpen der Proboscis vergehen dann weitere 20 Minuten.

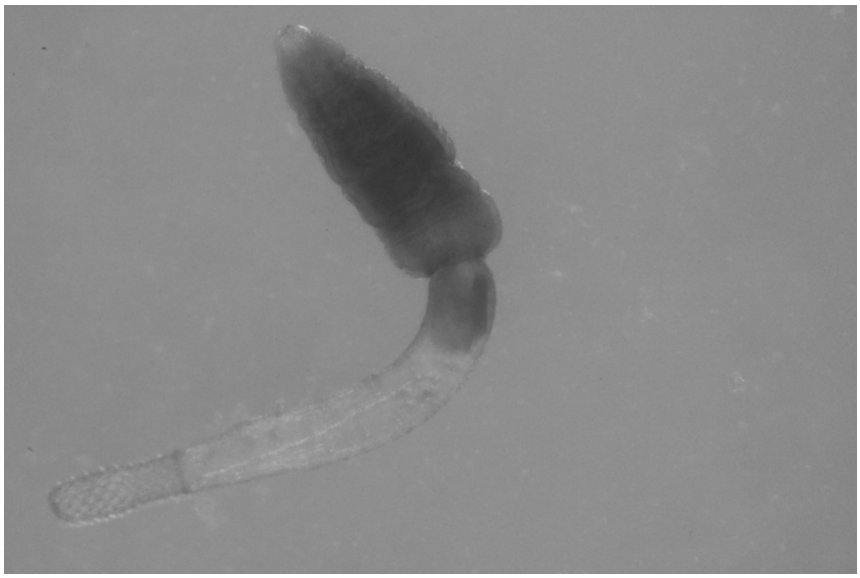


Abb. 2: Cystacanthus-Larve mit nahezu vollständig ausgestülpter Proboscis in der Pufferlösung.

Anleitung zur Umsetzung

Im Vorfeld erfolgen der Fang mit Cystacanthus-Larven infizierter Gammariden und die Beschaffung von Fischgalle sowie der Pufferlösung RPMI 1640. Die Gammariden können gemeinsam mit den Studierenden im Rahmen einer Exkursion gefangen werden. Die betreffenden Exemplare sind leicht anhand eines orangen Punktes in der Leibeshöhle zu erkennen und meist jüngeren Alters (Outreman et al., 2007). Die Gallenflüssigkeit wird am besten aus den Gallenblasen von Regenbo-

genforellen aus Teichwirtschaften gewonnen. Für den Zuchtbetrieb stellen die Innereien Abfall dar und werden oft unentgeltlich abgegeben.

Materialien für den Gammaridenfang: Kescher (z.B. Küchensieb), Sammelgefäß, Pinzette, Gummistiefel, Kühlbehältnis.

Materialien für die Laborarbeit: Medium RPMI 1640, Fischgalle, Messpipette, Blockschälchen, Einwegspritze mit Kanüle, Kunststoffröhrchen mit Schraubverschluss, Pinzette, Stereolupe.

Im Labor bietet sich ein Vorgehen nach folgenden Schritten an:

(1) Punktieren der Forellengalle mithilfe einer Einwegspritze.

(2) Mittels Messpipette 2,5 ml RPMI 1640 und 0,025 ml Forellengalle in ein Blockschälchen geben und durch Umrühren gut vermischen.

(3) Einen infizierten Gammariden durch Abkneifen des Kopfes töten.

(4) Unter Verwendung einer Pinzette die Cystacanthus-Larve aus dem Gammariden heraus präparieren und in das Blockschälchen geben (vgl. Abb. 3).

(5) Nach ca. 20 Minuten beginnen ausgereifte Larven ihren Proboscis ein- und auszustülpen. Diesen Vorgang kann man ideal bei 20-facher Vergrößerung unter der Stereolupe betrachten.

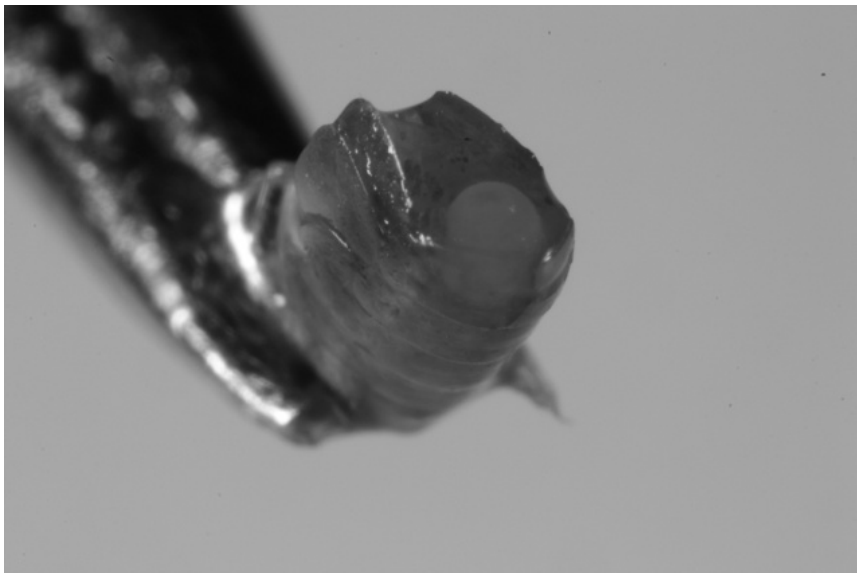


Abb. 3: Eine Pinzette dient zum Herauspräparieren der Cystacanthus-Larve. Anschließend gibt man diese in die Mischung aus Pufferlösung und Forellengalle.

Literatur

Outreman, Y, Cézilly, F. & Bollache, L. (2007). Field evidence of host size-dependent parasitism in two manipulative parasites. Journal of Parasitology 93: 750-754.

Sures, B. (2001). The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. Aquatic Ecology 35: 245-255.

Sures, B. & Sidall, R. (1999). Pomphorhynchus laevis: The intestinal acanthocephalan as a lead sink for its fish host, chub (Leuciscus cephalus). Experimental Parasitology 93: 66-72.

Westheide, W. (2007). Acanthocephala. In: Westheide, W. & Rieger, R. (Hrsg.). Spezielle Zoologie, Teil 1: Einzeller und Wirbellose Tiere. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag: 723-729

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Die Prognose der Erreichbarkeit von Fließgewässern durch Quellpopulationen von *Calopteryx virgo*, Linnaeus 1758 (Odonata: Calopterygidae): konzeptionelle und technische Umsetzung in einem Geographischen Informationssystem (GIS)

Martin Sondermann, Maria Gies, Maria Schröder, Daniel Hering & Christian K. Feld

Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, martin.sondermann@uni-due.de

Keywords: Makrozoobenthos, *Calopteryx virgo*, Ausbreitung, Wiederbesiedlung, Renaturierung, least cost-Modellierung, GIS

Einleitung

Eine Aufwertung der Makrozoobenthoszönose durch mehr oder weniger umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen in Fließgewässern ist oft nicht messbar, obwohl durch solche Maßnahmen naturnähere Gewässerstrukturen geschaffen werden können (Jähnig et al. 2009). Ein wesentlicher Grund für das Ausbleiben eines biologischen Renaturierungserfolgs kann in dem Fehlen von Quellpopulationen bestehen. Nur bei nah genug gelegenen Quellpopulationen ist eine erfolgreiche Wiederbesiedlung von renaturierten Gewässerstrecken zu erwarten (Sundermann et al. 2011). Um das Wiederbesiedlungspotenzial besser abschätzen zu können, wurde in dieser Studie die Erreichbarkeit von Gewässerabschnitten für die Prachtlibelle *Calopteryx virgo* in einem Geographischen Informationssystem prognostiziert. Dabei sollten folgende Fragen beantwortet werden.

1. Wo liegen Quellpopulationen von *Calopteryx virgo*?
2. Wie können Landschaftselemente die Ausbreitung von *Calopteryx virgo* beeinflussen?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Quellpopulationen

Das Einzugsgebiet der oberen Ruhr erstreckt sich von der Quelle der Ruhr bis zur Einmündung der Lenne über ca. 3.450 km^2. Die Gewässer im nordrhein-westfälischen Teil des Mittelgebirges sind überwiegend grobmaterialreich-silikatisch und werden den Fließgewässertypen 5, 9 und 9.2 zugeordnet. In den Jahren 2010 und 2011 wurde an 225 Gewässerabschnitten die Präsenz von *Calopteryx virgo* habitatspezifisch geprüft. Dieser Datensatz wurde um weitere Probennahmen aus wissenschaftlichen Studien und Monitoringaktivitäten des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz in Nordrhein-Westfalen (© Fachdaten: LANUV NRW) und dem Ruhrverband ergänzt, die vor allem nach dem Multihabitat Sampling (Hering et al. 2004) erhoben wurden. So wurde eine gute Abdeckung des Untersuchungsgebiets mit über 400 Probestellen erreicht, die eine Lokalisation von 90 Quellpopulationen zulässt.

Annahmen zur Ausbreitungsmodellierung

Für die Ausbreitung merolimnischer Invertebraten kann angenommen werden, dass vor allem die terrestrische Ausbreitung relevant ist. Aber auch im aquatischen Stadium können sich die Organismen aktiv durch Schwimmen oder Kriechen aufwärts und abwärts bewegen. Zudem ist passive Verdriftung, aber auch ein aktives „in die Drift gehen" möglich. Ausbreitung über Verdriftung bei Hochwasserereignissen und weitere Vektoren der Ausbreitung, z.B. durch Vögel, werden hier jedoch nicht weiter betrachtet. Zusammenfassend stehen drei Ausbreitungswege zur Verfügung: die terrestische Ausbreitung, die Aufwärtswanderung (aquatisch) und Abwärtsbewegung (aquatisch). Es ist anzunehmen, dass Gewässerabschnitte, die über mehrere Ausbreitungswege erreicht werden können, eine höhere Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit haben. Das ist die Grundlage, auf der unterschiedliche Einschätzungen zur Erreichbarkeit getroffen werden. Alle Abschnitte, die nicht nur über einen Weg, z. B. Aufwärtswanderung, sondern auch über Abwärtswanderung oder terrestrische Stadien erreicht werden können, werden mit einer guten Erreichbarkeit (Klasse III) kodiert (s. Tabelle 1).

Tab. 1: Vier Klassen der Erreichbarkeit von Gewässerabschnitten durch Quellpopulationen, definiert über die Zahl der Ausbreitungswege.

Klasse	Erreichbarkeit	Anzahl Ausbreitungswege
I	keine	0
II	gering	1
III	mittel	2
IV	hoch	3

Die Erreichbarkeit ist dabei abhängig von der am günstigsten gelegenen Quellpopulation. Die Population muss die Distanz zum Ziel innerhalb eines Generationszyklus überwinden können, da das Vorhandensein von Trittsteinen in diesem Modellansatz nicht berücksichtigt wird. Die Erreichbarkeit eines Gewässerabschnitts ist folglich abhängig von der artspezifischen Ausbreitungsfähigkeit. Diese Ausbreitungsfähigkeit unterscheidet sich wiederum zwischen verschiedenen Landschafts- und Fließgewässerstrukturen, weshalb diesen Strukturen verschiedene Ausbreitungskosten zugeordnet werden müssen.

Ausbreitungsmodell RECOL

In Abbildung 1 ist die grundsätzliche Routine des Ausbreitungsmodells dargestellt. Mit dem ModelBuilder von ArcGIS 10.0 (ESRI Inc., Redlands, California) haben wir diese Routine als neues Werkzeug generiert. Das Modell integriert die drei o.g. Ausbreitungswege mittels zweier ArcGIS Werkzeuge im Spatial Analyst 10.0, die auf einem *least cost*-Algorithmus beruhen. Dieser Algorithmus berechnet für jeden Gewässerabschnitt die am günstigsten gelegene Quellpopulation und deren akkumulierte Ausbreitungskosten, bzw. Landschaftswiderständen, zu diesem Abschnitt (vgl. Adriaensen et al. 2003, Dedecker et al. 2007). Das ArcGIS Werkzeug *Cost Distance* ist nötig um der isotropischen Ausbreitung von Insekten im Flugstadium Rechnung zu tragen. *Path Distance* ermöglicht die Berechnung einer gerichteten Bewegung (anisotropisch), wie sie für driftende oder aufwärtswandernde Larven der Fall ist. Die geographischen Informationen zu den Ausbreitungswiderständen müssen dafür in Rasterform aufbereitet werden. Eingangsdaten sind die Kostenoberflächen der Landschaft, in der die Kosten für die verschiedenen Landschaftselemente kodiert sind und eine Karte mit den verzeichneten Quellpopulationen. Die Kostenkarten, die in die einzelnen Werkzeuge eingehen, sind spezifisch für die einzelnen Ausbreitungswege und werden artspezifisch parametrisiert. Bei der terrestrischen Ausbreitung ist für viele Arten von einer Ausbreitung entlang des Gewässerkorridors auszugehen (Petersen et al. 2004). Auch für *Calopteryx virgo* stellten Sternberg

und Buchwald (1999) und der AK Libellen NRW (2011) fest, dass Gewässer als Leitstrukturen für die Ausbreitung dienen. Hier ist vor allem eine naturnahe Ufervegetation entscheidend. Auch Verrohrungen können einen Einfluss haben (Sternberg und Buchwald 1999), sowie Staubereiche und Stauseen, die den lotischen Charakter eines Fließgewässers maskieren. Entscheidend für die laterale Ausbreitung zwischen Gewässern ist die Struktur und Verteilung einzelner Landnutzungsformen. Für die aquatische Ausbreitung sind teilweise andere Landschaftselemente entscheidend. Hier ist das Vorhandensein geeigneter Habitate im Fließgewässer wichtig, in denen sich Arten bewegen können. Aber auch die Quellentfernung spielt eine Rolle, mit der die artspezifische Einnischung in der Längszonierung beschrieben werden kann. Wie in der terrestrischen Ausbreitung sind Verrohrungen und Staubereiche relevant, sowie das Vorhandensein von Sperren im Gewässer, wie beispielsweise Querbauwerke für Wasserkraftanlagen. Aufgrund der Kostenkarten und unter Berücksichtigung der Quellpopulationen können mittels der genannten GIS-Werkzeuge für jeden Ausbreitungsweg *least cost*-Karten berechnet werden, die für jeden Gewässerabschnitt die niedrigsten Ausbreitungskosten der am günstigsten gelegenen Quellpopulation beinhalten. Über eine Kombination dieser Karten kann dann eine Karte erstellt werden, die für alle Abschnitte des Gewässernetzes die Erreichbarkeit prognostiziert.

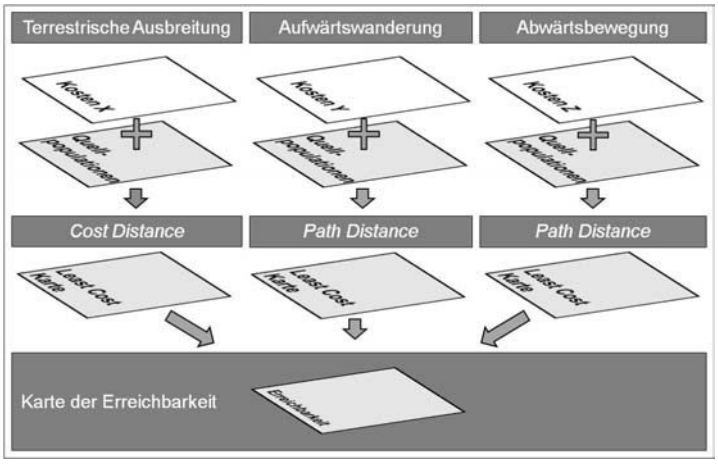


Abb. 1: Schematische Darstellung der Ausbreitungsmodellierung mit RECOL.

Parametrisierung

Die Parametrisierung ist ein Kernstück der Modellierung, die so einfach und transparent wie möglich gestaltet werden muss, damit sie nachvollziehbar bleibt und Überprüfungen zulässt. Stettmer (1996) hat mit einem Fang-Wiederfang Experiment für *Calopteryx virgo* Maximaldistanzen von 2 km, aber eine mittlere Distanz von 350 m beobachtet. Aus diesem Grund ist es sinnvoll für jede Art zwei Szenarien zu betrachten: ein konservatives Szenario, dass geringe Distanzen abbildet, dessen Ergebnis aber „sicherer" (d.h. wahrscheinlicher) ist, da mehr Individuen einer Population sich innerhalb dieser Distanzen bewegen. Des Weiteren ist es aber auch interessant die Pionierindividuen einer Population in einem progressiven Szenario zu betrachten, die zwar zahlenmäßig geringer sind, aufgrund ihrer Langdistanzausbreitung aber entscheidend für die Wiederbesiedlung eines Fließgewässers sein können. In Tabelle 2 ist für *Calopteryx virgo* für jeden Ausbreitungsweg die maximale Zeitspanne angegeben, die pro Lebensphase zur Verfügung steht. Grundlage für die maximale terrestrische Distanz ist die Studie von Stettmer (1996), die Distanz der Auf- und Abwärtswanderung wurde geschätzt. Da Drift als Ausbreitungsweg eine marginale Rolle spielt (vgl. Ward und Mill 2007), ist von geringen Distanzen in der Abwärtswanderung auszugehen. Die maximalen Kosten, ab denen ein Gewässerabschnitt unerreichbar für die Quellpopulationen bleibt, entsprechen hier der Zeitspanne, die pro betrachteter Lebensphase zur Verfügung steht. Da die Rasterzellen eine Kantenlänge von 5 m haben, erstreckt sich die maximale terrestrische Ausbreitungsdistanz von 2.000 m über 400 Rasterzellen. Die Parametrisierung der Kosten orientiert sich dabei an einem Referenzzustand aus der gängigen Literatur. Dieser gilt für die Landschaftskomposition, bei der die maximal beobachtete Distanz beobachtet werden konnte. Die Kosten sind bei dem vorgestellten Ansatz als Zeiteinheit pro Längeneinheit, bzw. Tage pro Rasterzelle, definiert. Wurde die maximal

zurückgelegte Distanz von 2.000 m bei lichter Ufervegetation beobachtet und beträgt die Lebensdauer für *Calopteryx virgo* im Imaginalstadium 40 Tage, so ist mit Kosten von 0,1 Tagen/Rasterzelle im Referenzzustand zu rechnen. Die Kosten für den Referenzzustand sind zugleich die minimalen Kosten pro Rasterzelle (Tab. 2). Anhand dieser minimalen Kosten kann die Parametrisierung der Kosten für andere Landschaftsbestandteile mittels einer Faktorisierung erfolgen. In dem Fall, dass eine Zielstelle von einer Quellpopulation von einem dichten Wald getrennt wird und wir davon ausgehen, dass Wald einen höheren Widerstand darstellt (vgl. Pither und Taylor 1998, Keller et al. 2012), können wir einen Faktor annehmen, um den sich die Zeit pro Rasterzelle und damit die Kosten für die Ausbreitung erhöhen. Um die Faktorisierung transparent zu gestalten, wählen wir aus dem Faktorenset 1, 2, 5, 10, 1.000. Mit einem Faktor von 5 ergeben sich Kosten von 0,5 Tage/Rasterzelle. Die Kosten sind so fünfmal höher und die Ausbreitungsdistanz verringert sich von 2.000 m auf 500 m.

Tab. 2: Verschiedene Kennwerte der Parametrisierung für *Calopteryx virgo*. Eine Rasterzelle hat eine Kantenlänge von 5 m.

Ausbreitungsweg	Zeitspanne [Tage]	Maximale Distanz [m]	Maximale Kosten [Tage/Rasterzelle]	Minimale Kosten [Tage/Rasterzelle]
Terrestrische Ausbreitung	40	2000	40	0,1
Aufwärtswanderung	730 (2 Jahre)	30	730	122
Abwärtswanderung	730 (2 Jahre)	50	730	73

Um alle Kosten für einen Ausbreitungsweg zu parametrisieren wurden zunächst alle Kostenelemente, bezüglich ihrer Kosten für die Ausbreitung, in eine Rangfolge gebracht (siehe Tabelle 3): vom Referenzzustand „naturnahe Ufervegetation“ = 1 bis Landnutzung Nadelwald = 3. Diese Ränge werden dann jeweils mit einem der fünf Faktoren (1, 2, 5, 10 oder 1.000) belegt. Das Produkt aus Faktor und minimalen Kosten ergibt den spezifischen Kostenwert für das Kostenelement. Absolute Barrieren erhalten so einen Wert, der über der verfügbaren Zeitspanne liegt.

Tab. 3: Parametrisierung der terrestrischen Ausbreitung für *C. virgo*. Absolute Barrieren sind fett markiert.

	Kostenelement	Rang	Faktor zu 1. Rang	Kosten [Tage/Rasterzelle]
Landnutzung	Feuchtgebiete	1	1	0,1
	Laub- und Mischwald	2	5	0,5
	Grünland	1	1	0,1
	Acker	1	1	0,1
	Nadelwald	3	1000	**100**
	Siedlung	3	1000	**100**
Staubereiche	>1.000 m^2	2	5	0,5
Verrohrungen	>100 m	2	5	0,5
Gewässerkorridor	optional			*2
Ufervegetation	naturnah (GSG 1-4)	1	1	0,1
	naturfern (GSG 5-7)	2	5	0,5

Für die Aufwärtswanderung sind andere Landschaftselemente entscheidend. Auch hier werden zunächst Ränge gebildet, die dann mit einem Faktor versehen werden. Barrieren haben aber einen Kostenwert über den maximalen Kosten von 730. Bei der Abwärtsbewegung nehmen wir an, dass sich nur bei den Querbauwerken ein Unterschied zur Aufwärtswanderung ergibt, da diese für die Abwärtsbewegung ein geringeres Hindernis darstellen.

Ergebnisse

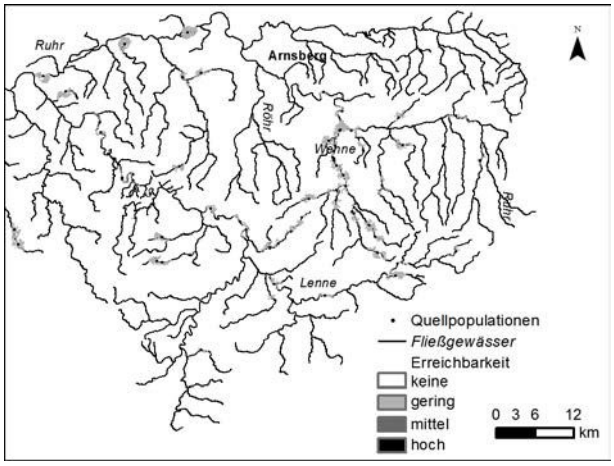


Abb. 2: Karte der Erreichbarkeit für *C. virgo* im progressiven Szenario.

Für *Calopteryx virgo* ergibt die Karte der Erreichbarkeit nun folgendes Bild (Abb. 2). Unter dem Gesichtspunkt der Wiederbesiedelbarkeit ist fest zu stellen, dass selbst im progressiven Szenario nur ein Bruchteil des Gewässernetzes von den Quellpopulationen erreicht werden kann. Einige Teileinzugsgebiete, wie das der Röhr, können nicht wiederbesiedelt werden. Andere Teileinzugsgebiete, wie das der Wenne, weisen eine hohe Dichte an Quellpopulationen auf, wodurch große Teile der Fließgewässerstrecken erreichbar sind. In Abbildung 3 ist ein Kartenausschnitt aus dem progressiven Szenario abgebildet. Deutlich ist, dass die terrestrische Ausbreitung nicht kreisförmig in alle Richtungen ausstrahlt, sondern entsprechend der Parametrisierung entlang des Gewässerkorridors verläuft und Bereiche der Landschaft ausspart. In einem Detailausschnitt wird deutlich, dass die Bereiche, in denen Gewässerabschnitte ebenfalls durch Auf- oder Abwärtswanderung erreicht werden, auf einige Meter vor und nach der Quellpopulation beschränkt sind. Dies zeigt, dass für *Calopteryx virgo* vor allem die terrestrische Ausbreitung relevant ist. Für andere Arten könnte sich dieses Verhältnis zwischen terrestrischer und aquatischer Ausbreitung ändern.

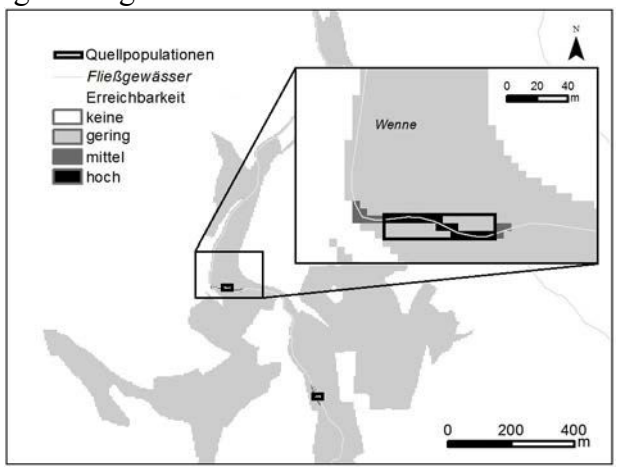


Abb. 3: Ausschnitt aus der Karte der Erreichbarkeit für *C. virgo* im progressiven Szenario.

Diskussion

Mit dem vorgestellten Modellierungsansatz ist eine Kopplung aquatischer und terrestrischer Ausbreitungsstadien möglich. Die vorgestellte Referenzierung von Ausbreitungswiderständen erlaubt eine überprüfbare Einstufung dieser Parameter. Außerdem macht der hier vorgestellte „bottom up"-Ansatz, ausgehend von den Ausbreitungsfähigkeiten von *Calopteryx virgo*, artspezifische Schlussfolgerungen möglich. Wir können so Artunterschiede zur Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials berücksichtigen, im Gegensatz zu einem top down-Ansatz (vgl. Sundermann et al. 2011), der allein den Artenpool innerhalb eines artunspezifischen Abstands zum Zielgewässerabschnitt betrachtet. Da einige Annahmen auf Experteneinschätzungen beruhen, sind die Ergebnisse dieser Studie nicht als absolut anzusehen. Auch ist anzumerken, dass je nach Probenahmemethode die Zahl an Quellpopulationen von Arten mit Sonderhabitaten unterschätzt werden könnte. Dennoch sind die Ergebnisse aufgrund der kartenbasierten Auswertung für klein- aber auch großräumige Planungen nutzbar. Bezogen auf *Calopteryx virgo* zeigt eine erste Interpretation des Modells, dass zwischen den Quellpopulationen kaum ein Austausch stattfindet. Einzelne Gewässer haben geringe

Chancen auf Wiederbesiedlung. Die terrestrische Ausbreitung hat für die Wiederbesiedlung den stärksten Einfluss.

Ausblick

Das vorgestellte Modell bezieht sich bisher auf einen Generationszyklus der Quellpopulationen. Mit einer Erweiterung um zusätzliche Lebenszyklen der Arten könnten Prognosen für längere Zeiträume getroffen werden. In jedem Fall wäre es sinnvoll die Parametrisierung durch Feldexperimente zu kalibrieren und zu diesem Zweck populationsgenetische Studien durchzuführen. Das Fernziel ist, für alle Leitarten eines Fließgewässertyps eine Prognose zur Ausbreitung zu treffen. Diese Ausbreitungsmodellierung könnte so in Zukunft für verschiedene Zwecke eingesetzt werden. Zum Einen zur Identifizierung wesentlicher Barrieren, die die Ausbreitung stören. Zum Anderen aber auch zur Evaluierung bisher erfolgter Renaturierungen hinsichtlich ihres Wiederbesiedlungspotenzials. Letzten Endes kann das Model die Empfehlung von Vorranggewässern zur Renaturierung unterstützen und Empfehlungen für die Allokation von Trittsteinen geben.

Danksagung

Diese Untersuchung ist Teil einer Promotion im Rahmen des DFG-Bündelprojekts „Steuerungsmechanismen von Besiedlungsmustern in Fließgewässern: Dispersion und Etablierung von Invertebraten-Biozönosen“. Unser besonderer Dank gilt dem LANUV NRW, dem Ruhrverband und Daniel Dangel für die zur Verfügungstellung von Daten zum Libellenvorkommen im Ruhreinzugsgebiet.

Literatur

Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E. (2003): The application of `least-cost`modeling as a functional landscape model. Landscape and Urban Planning 64: 233-247.

AK Libellen NRW (2011): Libellen und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse einer Studie zu Folgen des Klimawandels am Beispiel der Gestreiften Quelljungfer und der Arktischen Smaragdlibelle und der Arktischen Smaragdlibelle. Natur in NRW 4: 20-26.

Dedecker, A.P., Van Melckebeke, K.Goethals, P.L.M. (2007): Development of migration models for macroinvertebrates in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium) as tools for restoration management. Ecological Modelling 203 (1-2): 72-86.

Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia 516: 1-20.

Jähnig, S., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A.W., Hering, D. (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. Journal of Applied Ecology 46 (2): 406-416.

Keller, D., Van Strien, M.J., Holderegger, R. (2012): Do landscape barriers affect funtional connectivity of populations of an endangered damselfly?. Freshwater Biology 57: 1373-1384.

Petersen, I., Masters Z., Hildrew, A.G., Ormerod, S.J. (2004): Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. Journal of Applied Ecology 41: 934-950.

Pither, J., Taylor, P.D. (1998): An experimental assessment of landscape connectivity. Oikos 83: 166-174.

Sternberg, K., Buchwald, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer (Eugen) Verlag, Stuttgart.

Stettmer, C. (1996): Colonisation and dispersal patterns of banded (*Calopteryx splendens*) and beautiful demoiselles (*C. virgo*) (Odonata: Calopterygidae) in south-east German streams. European Journal of Entomology 93: 579-593.

Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications 21 (6): 1962–1971.

Ward, L., Mill, P. (2007): Long range movements by individuals as a vehicle for range expansion in *Calopteryx splendens* (Odonata: Zygoptera). European Journal of Entomology 104: 195-198.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Einfluss von Baggergutverklappungen auf den ökologischen Zustand des Elbeästuars: Ein Vergleich verschiedener benthischer Indizes

Thomas Taupp[1] *& Markus A. Wetzel*[2]

[1]Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, ttaupp@uni-koblenz.de, [2] Referat U4 Tierökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, markus.wetzel@bafg.de

Keywords: Elbeästuar, WRRL, Makrozoobenthos, Verklappung Baggergut, benthische Indizes

Einleitung

Seit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 wurden zahlreiche benthische Indizes zur Ermittlung des ökologischen Zustands von Übergangs- und Küstengewässern entwickelt und gegen verschiedene Stressoren getestet. Ein wesentlicher Stressor, die Sedimentumlagerung durch Baggerschiffe, wurde aber bisher bei solchen Untersuchungen nicht explizit betrachtet. Unterhaltsbaggerungen zur Aufrechterhaltung der Fahrrinnentiefe und damit verbunden die Verklappung des Baggergutes außerhalb der Fahrrinne sind aber ein wesentliches Merkmal stark anthropogen überformter Ästuare. Im Elbeästuar begann der ständige Ausbau der Fahrrinne in der Mitte des 19. Jahrhunderts von 5,30 m auf heute 14,50 m unter MTnw (Bergemann, 1995). Um die Fahrrinnentiefe in der Unterelbe aufrecht zu erhalten, mussten seit Beginn des 21. Jahrhunderts allein zwischen Hamburg (ca. Flusskilometer 630) und Cuxhaven (km 727,7) jährlich 10-20 Millionen m³ Sediment mit Baggerschiffen entnommen werden (WSA, 2012). Der größte Teil des Baggergutes wird im Elbeästuar nach der Entnahme in der Nähe der Baggerstelle auf eigens ausgewiesenen Verbringstellen wieder verklappt (Meyer-Nehls, 2000). Die Verklappung von Baggergut kann bei benthischen Invertebraten beispielsweise durch Überdeckung und Trübung subletale (z. B. reduziertes Wachstum) und letale Effekte haben (Essink, 1999). Dies wurde in zahlreichen Studien untersucht (z. B. Powilleit et al., 2006; Witt et al., 2004). Jedoch wurde in keiner dieser Untersuchungen getestet, ob und in welchem Ausmaß sich die Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL durch die Sedimentumlagerung an den Klappstellen verändert. Ziel dieser Arbeit war es deshalb, verschiedene benthische Indizes an jeweils 11 Dauerklappstellen mit 11 Referenzstellen im Elbeästuar zu vergleichen, um Aussagen darüber treffen zu können, (1) welcher der getesteten Indizes eine Unterscheidung zwischen Klapp- und Referenzstelle ermöglicht und (2) ob sich die Indizes in ihrer Eignung im Elbeästuar unterscheiden. Getestet wurden die Indizes AMBI (Azti Marine Biotic Index; Borja et al., 2000), M-AMBI (Multivariater AMBI; Muxika et al., 2007) und BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Amphipod-Index; Dauvin & Ruellet, 2009). AMBI und M-AMBI basieren u. a. auf den Arbeiten von Pearson & Rosenberg (1978). Die benthischen Weichsubstratbewohner werden bei diesen beiden Indizes entsprechend ihrer Sensitivität gegenüber organischer Verschmutzung in fünf ökologische Gruppen eingeordnet. Die BO2A-Indexwertberechnung basiert auf der Frequenz von opportunistischen Polychaeten und Oligochaeten zu Amphipoden (ohne die Gattung *Jassa*). Weiterhin wurden in dieser Arbeit auch Indizes getestet, welche bereits vor Inkrafttreten der WRRL entwickelt wurden: Artenzahl, Shannon-Diversität (Shannon & Weaver, 1963) und W-Wert (Clarke, 1990). Dem W-Wert liegen die ABC-

Kurven (Abundance biomass comparison) nach Warwick (1986) zugrunde. Das ABC-Modell basiert auf der Theorie, dass unter stabilen, unverschmutzten Bedingungen die Biomassekurve vollständig über der Abundanzkurve liegt (d. h. Dominanz weniger, großer Organismen; Biozönose nahe am Equilibrium). Im Falle starker Verschmutzung liegt die Abundanzkurve über der Biomassekurve (d. h. wenige, kleine Arten mit hohen Abundanzen dominieren).

Material und Methoden

Die Probenahmen erfolgten in den Jahren 2002 und 2003 an 11 Dauerklapp- und 11 nahegelegenen Referenzstellen (von Verklappung unbeeinflusst) in der Tideelbe (Stationen 1+2: limnisch; Stationen 3-9: Brackwasser; Stationen 10+11: marin). Die Größe der Klappstellen betrug 5-72 ha, die verklappte Menge in dem Jahr vor der Probenahme schwankte je nach Klappstelle zwischen rund 30.000 und 2,2 Mio. m³. Die Benthosproben wurden mit 0,1 m² van-Veen-Greifern genommen (9-15 Replikate; 0,5 mm Sieb). Die Artendetermination erfolgte bis zur niedrigst möglichen taxonomischen Ebene. Zur Methodik der Bestimmung der Biomasse vgl. Wetzel et al. (2011).

Die Berechnung des Shannon-Weaver Index erfolgte nach Shannon & Weaver (1963). AMBI und M-AMBI wurden nach Borja & Muxika (2005) mit der AMBI©-Software V4 und der Artenliste vom Februar 2010 mit über 5.900 klassifizierten Arten berechnet. Der M-AMBI ist der einzige in der vorliegenden Arbeit verwendete Index, welcher die Eingabe von Referenzwerten, d. h. Indexwerten eines weitgehend natürlichen Lebensraumes, erfordert. Solche Werte objektiv zu bestimmen, ist aufgrund fehlender ungestörter Referenzlebensräume praktisch unmöglich (vgl. z. B. Sheppard, 1995). In dieser Arbeit wurden deshalb stattdessen die Indexwerte der 11 von Verklappung unbeeinflussten Referenzstellen eingesetzt. Die W-Wert-Berechnung erfolgte nach Clarke (1990), der BO2A wurde nach Dauvin & Ruellet (2009) bestimmt. Bei azoischen Greifern wurde der W-Wert auf „-1“ (schlechtester Wert) und der BO2A auf log 2 (schlechtester Wert) gesetzt.

Unterschiede zwischen Indexwerten an Klapp- und Referenzstellen wurden bei normalverteilten Daten mit einem T-test ermittelt. Konnte durch Transformation keine Normalverteilung erreicht werden, wurde der Wilcoxon-Test angewendet. Alle Berechnungen außer der AMBI- und M-AMBI-Indexwertberechnung wurden mit der Software „R“ (V2.13.1, R Development Core Team, 2011) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Von 252 Greifern enthielten 6 Greifer azoisches Sediment, 5 davon waren Proben von Klappstellen. Die Artenzahl war an 3 von 11 Stationen an der Referenzstelle signifikant höher (T-test bzw. Wilcoxon-Test) als an der zugehörigen Dauerklappstelle (Abb. 1). Der Shannon-Weaver-Indexwert war an 4 von 11 Stationen an der Referenzstelle signifikant höher (d. h. besser) als an der entsprechenden Klappstelle. Die AMBI und M-AMBI Indexwerte zeigten ebenfalls an 4 von 11 Stationen an der Referenzstelle im Vergleich zur Klappstelle einen signifikant besseren ökologischen Zustand. Bei den BO2A-Indexwerten war dies an 2 Stationen der Fall, beim W-Wert an keiner der 11 Stationen. In keinem Fall waren die benthischen Indexwerte an einer Klappstelle signifikant besser als an der dazugehörigen Referenzstelle.

Da Shannon-Weaver-Index, AMBI, M-AMBI und die Artenzahl am häufigsten einen signifikant besseren Indexwert an der Referenzstelle als an der entsprechenden Klappstelle anzeigten, ist deren Empfindlichkeit gegenüber verklappungsbedingten Effekten auf das Makrozoobenthos in der Tideelbe als höher einzustufen, als die Sensitivität der übrigen getesteten Indizes. Die Anwendung von AMBI und M-AMBI ist jedoch im limnischen Bereich (Stationen 1+2) nicht unproblematisch,

da hier Süßwasserspezies auftreten können, welche in der AMBI-Liste nicht klassifiziert sind. Liegt deren Anteil über 50 % (wie bei Referenzstelle 2; hier bedingt durch hohe Abundanzen von *Dreissena polymorpha*) ist der berechnete Indexwert nicht gültig. Entsprechende Erweiterungen der AMBI-Artenliste in Anlehnung an die Artenliste des in Deutschland im Süßwasser verwendeten PTI (Schöll et al., 2005) könnten hier Abhilfe schaffen. Da der W-Wert an keiner Station zwischen Klapp- und Referenzstelle signifikant unterschiedlich war, kann er als ungeeignet zur Indikation von verklappungsbedingten Auswirkungen auf die benthischen Invertebraten angesehen werden. Im Gegensatz dazu war in einer Untersuchung von Wetzel et al. (2012) der W-Wert jedoch der einzige der getesteten Indizes, der beinahe alle chemischen Sedimentkontaminationen in der Tideelbe anzeigen konnte. Hier zeigte sich, dass benthische Indizes nicht zwangsläufig für alle Arten von anthropogenem Stress die gleiche Sensitivität besitzen. Die Bewertung des ökologischen Zustandes nach W-Wert war deutlich besser als zu erwarten (vorwiegend „gut"). Gleiches gilt für die BO2A-Indexwerte, hier v. a. an den Stationen 4-11. Der BO2A hatte den Wert Null („sehr gut") an 11 von 22 Klapp-/Referenzstellen. Die BO2A-Berechnung liefert immer dann den Indexwert Null, wenn (a) keine Oligochaeten und (b) keine opportunistischen Polychaeten (*sensu* AMBI-Artenliste) in der Probe enthalten sind. Die Oligochaeta fehlen jedoch naturgemäß bei zu hoher Salinität (hier von Station 6-11). Außerdem wurde in allen Proben lediglich *ein* opportunistischer Polychaet (*Heteromastus filiformis*) nach AMBI-Artenliste an nur *einer* Station (Klappstelle 11) gefunden.

Bei keinem der hier verwendeten Indizes wird das Fehlen von Taxa, welche ursprünglich bzw. im weniger gestörten Zustand im Elbeästuar zu finden waren, in die Indexwertberechnung mit einbezogen. Das Wissen über die natürliche Besiedlung ist gering, jedoch sind beispielsweise für das Ende des 19. Jahrhunderts die Mollusken der Unterelbe relativ gut dokumentiert. Vergleicht man diese Daten mit denen der vorliegenden Untersuchung, fällt das in dieser Untersuchung deutlich reduzierte Arteninventar dieser Gruppe auf (vgl. Petermeier et al., 1996), so dass bei Einbeziehung fehlender Taxa in die Bewertung des ökologischen Zustandes ein schlechteres Ergebnis zu erwarten gewesen wäre.

Zahlreiche Parameter wie z. B. Abfluss, Strömungsgeschwindigkeit, Tide und Dichte des Klappgutes bestimmen die Verteilung des Baggerguts während der Verklappung und die Folgeprozesse wie z. B. Verdriftung, Suspension, Resuspension und Sedimentation (Truitt, 1988). Konkretes Wissen über die Verteilung des Materials an den Dauerklappstellen existiert aufgrund dieser zahlreichen äußerst variablen Faktoren nicht. Dies ist auch eine mögliche Erklärung dafür, dass nicht an allen Stationen signifikant bessere Indexwerte an den Referenzstellen im Vergleich zu den Klappstellen ermittelt wurden.

Fazit

Es wurde gezeigt, dass die benthischen Indizes Artenzahl, Shannon-Weaver-Diversität, AMBI und M-AMBI negative Effekte der Verklappung von Baggergut auf den ökologischen Zustand der Tideelbe nach WRRL anzeigen konnten; die beiden Letztgenannten mit Einschränkungen im limnischen Bereich. BO2A und W-Wert sind unserer Meinung nach dazu nicht geeignet. Da der anthropogene Einfluss in der Tideelbe in Zukunft aufgrund weiterer Ausbaumaßnahmen eher zu- als abnehmen wird, ist es wichtig, bei künftigen Verklappungskonzepten negative Effekte auf das Makrozoobenthos so weit als möglich zu minimieren, um den Anforderungen der WRRL zu genügen. Verklappungsvorgänge sollten dazu natürlichen Sedimentbewegungen so weit wie möglich ähneln, da die benthischen Organismen im Ästuar weitgehend an diese adaptiert sind.

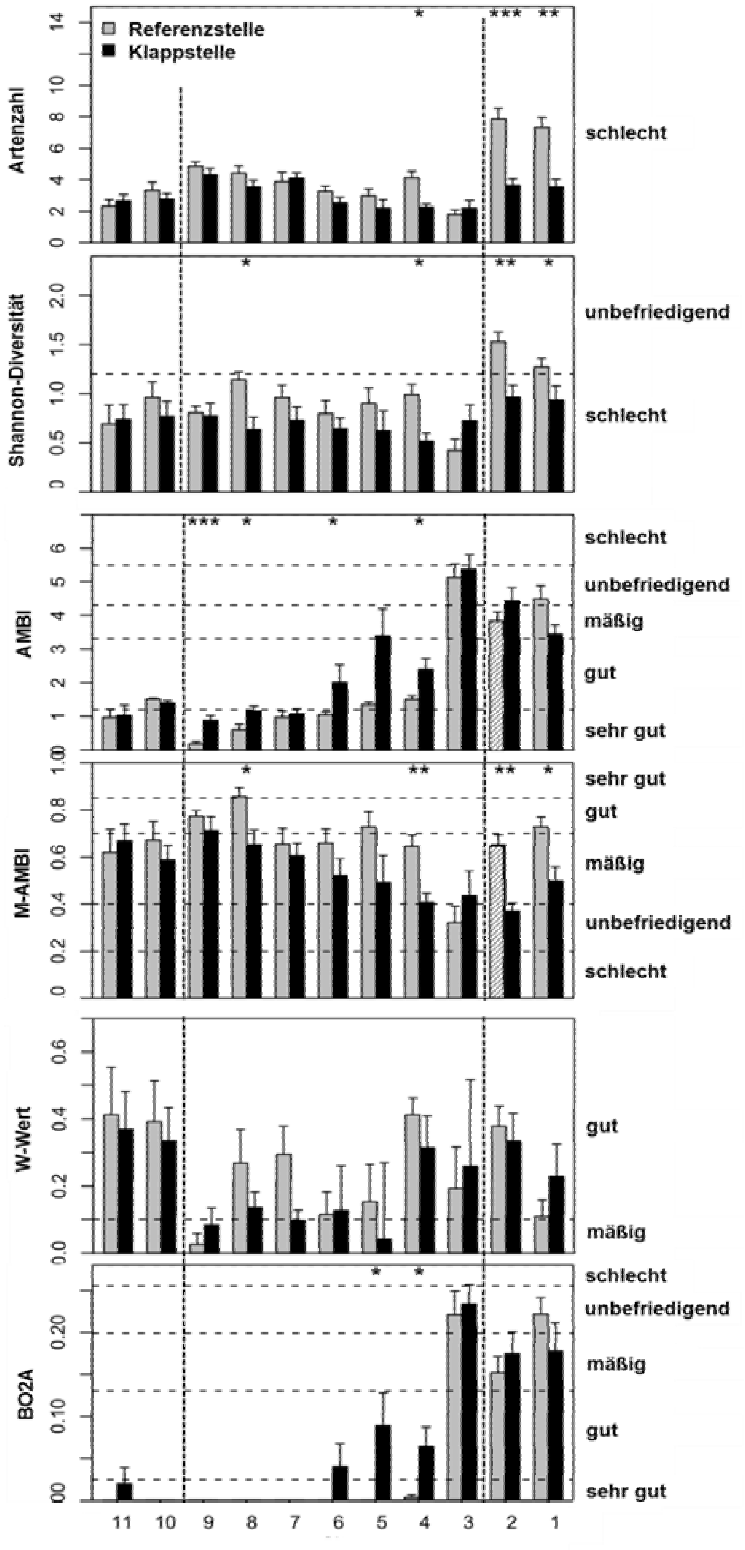


Abb. 1: Mittelwerte (+ Standardfehler) der Benthos-Indexwerte an den 11 Klappstellen (schwarze Balken) und 11 Referenzstellen (graue Balken) im Elbeästuar (1-2: limnisch, 3-9: Brackwasser, 10-11: marin). Signifikante Unterschiede (t-Test, Wilcoxon-Test) sind mittels Asterisk gekennzeichnet (blank = nicht signifikant, *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001). Gestrichelte horizontale Linien zeigen die WRRL-Klassengrenzen an. Schraffierte Balken: > 50 % der Individuen in der AMBI-Liste nicht klassifiziert.

Danksagung

Wir danken den Wasser- und Schifffahrtsämtern Cuxhaven und Hamburg für die Unterstützung bei den Benthosprobenahmen und die Bereitstellung der Klappmengendaten sowie der Fa. Bioconsult in Bremen für die Artendetermination und Biomassebestimmung des Makrozoobenthos.

Die vorliegenden Ergebnisse sind Teil der Masterarbeit von Thomas Taupp, welche unter dem gleichen Titel im August 2012 an der Universität Koblenz-Landau abgeschlossen wurde.

Literatur

Bergemann, M. (1995): Die Lage der oberen Brackwassergrenze im Elbeästuar. Sonderdruck aus Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 39 (4/5), 134-137.

Borja, Á., Franco, J., Pérez, V. (2000); A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. Mar. Pollut. Bull. 40 (12), 1100-1114.

Borja, Á., Muxika, I. (2005): Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. Mar. Pollut. Bull. 50, 787-789.

Clarke, K.R. (1990): Comparisons of dominance curves. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 138, 143-157.

Dauvin, J.C., Ruellet, T. (2009): The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? Mar. Pollut. Bull. 59, 38-47.

Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. J. coast. Conserv. 5, 69-80.

Meyer-Nehls, R. (2000): Das Wasserinjektionsverfahren, in: Freie und Hansestadt Hamburg Wirtschaftsbehörde Strom- und Hafenbau (Hrsg.), Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm 8. Hamburg, S. 1-111.

Muxika, I., Borja, Á., Bald, J. (2007): Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. Mar. Pollut. Bull. 55, 16-29.

Pearson, T.H., Rosenberg, R. (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 16, 229-311.

Petermeier, A., Schöll, F., Tittizer, T. (1996): The ecological and biological development of the Elbe River. A literature review. Lauterbornia 24, 1-95.

Powilleit, M., Kleine, J., Leuchs, H. (2006): Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). Mar. Pollut. Bull. 52, 386-396.

R Development Core Team (2011): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/.

Schöll, F., Haybach, A., König, B. (2005): The extended potamon-type method für ecological assessment of German federal waterways (Stream-type groups 10 and 20: pebble/gravel or sand dominated streams, Quality component "macrozoobenthos" following the EC Water Framework Directive (WFD). Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 49, 234-247.

Shannon, C.E., Weaver, W. (1963): The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.

Sheppard, C. (1995): The shifting baseline syndrome. Mar. Pollut. Bull. 30, 766-767.

Truitt, C.L. (1988): Dredged material behavior during open-water disposal. J. Coastal Res., 4 (3), 389-397.

Warwick, R.M. (1986): A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Mar. Biol. 92, 557-562.

Wetzel, M.A., Wiegmann, M., Koop, J.H.E. (2011): The ecological potential of geotextiles in hydraulic engineering. Geotextiles and Geomembranes 29, 440-446.

Wetzel, M.A., von der Ohe, P.C., Manz, W., Koop, J.H.E., Wahrendorf, D-S. (2012): The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modified estuary. Ecol. Indic. 19, 118-129.

Witt, J., Schroeder, A., Knust, R., Arntz, W.E. (2004): The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. Helgoland Marine Research 58, 117-128.

Persönliche Mitteilungen:

WSA (2012): Wasser- und Schifffahrtsamt Cuxhaven.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013

Beiträge der angewandten Gewässerökologie zu Langzeit-Untersuchungen in Gewässern und zur Erfassung der Biodiversität

Lothar Täuscher

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

Keywords: Langzeit-Monitoring, LAWA-Trophie-Index, EU-WRRL, FFH-RL, EG-BG-RL, Biodiversität, Lehre und Umweltbildung, Nordostdeutschland

Abstract:

Contributions of applied freshwater ecology to long-term monitoring in waters and for studies on the biodiversity

The Lake Project implemented by the federal state of Brandenburg (founded in 1991) and the Institute of Applied Freshwater Ecology Ltd (founded in 1994) plays an important role in the long-term monitoring of waters and for studies on biodiversity in North East Germany. In more than 20 years the limnologists in practice have made important contributions to the trophy index of lakes (LAWA 1999), to the monitoring of the planktic and benthic algal settlement of lakes and running waters according to the European Water Framework Directive (2000), and to the investigation of macrophytes, especially stoneworts (Charales), for the biotope types according to the EU Habitat Directive (1992). According to the European Bath Water Directive (2006) a monitoring of phytoplankton, especially of toxic cyanobacteria, is important. These results of long-term monitoring, bibliographical reviews about investigations of macrophytes and algal flora, and papers about Charales exsiccatae collections are a good basis for checklists and red data lists of algae in the federal states of Brandenburg, Mecklenburg-Western Pomerania and Saxony-Anhalt. Lectures and workshops about applied freshwater ecology for students, which have been organised more than 15 years, are also important to build bridges between practice and universities.

Einleitung

Neben universitären Lehrstühlen für Gewässerbiologie/-ökologie/-schutz (z.B. in Berlin, Cottbus, Hamburg, Konstanz, Münster, Potsdam, Rostock) und Leibniz-Instituten (IGB in Berlin und Stechlin-Neuglobsow, IOW in Rostock-Warnemünde) spielen Büros (GbR), Vereine (e. V.) und privatwirtschaftliche Einrichtungen (GmbH) für Untersuchungen in und an Gewässern eine große Rolle. An einigen Beispielen soll aufgezeigt werden, wie das Seenkataster Brandenburg/Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e. V. (gegr. 1991) und die Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (gegr. 1994, Geschäftsführer: Prof. Dr. habil. Olaf Mietz, s. MLUV 2009) seit über 20 Jahren einen wichtigen Beitrag zur Langzeit-Untersuchung der Gewässer nach LAWA-Richtlinien (z.B. Trophie-Index nach LAWA 1999), zur Erfassung der Biodiversität mit ökologischen und naturschutzfachlichen Aspekten nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000), nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL 1992) und der Europäischen Badegewäs-

serrichtlinie (EG-Badegewässer-RL 2006) und zur Lehre/Umweltbildung für StudentenInnen/SchülerInnen besonders in Nordostdeutschland leisten.

Untersuchungsgewässer, Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Nordostdeutschland (Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt) ist sehr reich an Oberflächengewässern (natürliche Gewässer: tiefe, geschichtete Seen, Flachseen, Flussseen, Auengewässer, Kleingewässer, kleine und große Fließgewässer; künstliche Gewässer – Gewässer aus „zweiter Hand“: Teiche, Speicherbecken, Abgrabungsgewässer, Gräben, Kanäle).

Material und Methoden

Die Beprobungen, Untersuchungen, Erfassungen und Bewertungen erfolgten nach LAWA (1999: Trophie), WRRL (2000 und die für Deutschland entwickelten Verfahrensanleitungen/Vorschriften/Bestimmungshilfen: Phytoplankton, Phytobenthos ohne Diatomeen, Makrophyten), FFH-RL (1992: FFH-LRT, Makrophyten – Armleuchteralgen), EG-BG-RL (2006: Cyanobakterien/Blaualgen: toxische und neophytische Taxa; s. auch Umweltbundesamt 2003: „Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen“) und ÖUB (s. Luthardt et al. 2009: Makrophyten, Phytoplankton).

Ergebnisse

Überblicksarbeiten

Zusammenfassende Darstellungen, Überblicksarbeiten bzw. Seenberichte sind in den Schriftenreihen „Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands“ (Mietz et al. 1994-2006: z.B. Tagungen Seenkataster Brandenburg 1992 und 1994; Die Löcknitz; Workshop Klarwasserseen in Norddeutschland) und „Studien und Arbeitsberichte“ (Mietz et al. 1996-1999: z.B. Hydrographisch-limnologische Untersuchungen ausgewählter Seen, Seenberichte), in dem Sonderheft „Seen in Brandenburg“ (Niedzwezky et al. 1994) und in den Beiträgen „Die Seen Brandenburgs und ihre trophische Entwicklung“ (Vietinghoff & Mietz 2004) bzw. „Augen in der Landschaft. Seen und Stillgewässer Nordostdeutschlands“ (Kirschey & Meisel 2008) veröffentlicht worden. Von Prof. Dr. habil. O. Mietz (in „Unsere Erde – der Wasserplanet“ [2000], „Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland: Relief, Boden und Wasser [2003], „Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel [2012]) und Dr. L. Täuscher (in „Das Feldberger Seengebiet“ [1997], „Brandenburg an der Havel und Umgebung“ [2006], „Struktur und Dynamik der Elbe“ [2008, im Druck], „Feldberg-Serrahner Naturparkgeschichte(n)“ [2009]) wurden Buchbeiträge geschrieben. Außerdem ist der Verfasser Redaktionsmitglied für Ökologie und Limnologie der Schriftenreihe „Untere Havel - Naturkundliche Berichte” (Stiller et al. 1992-2011). Auf Tagungen und Workshops (z.B. DGL-Jahrestagungen, Phytoplankton-Workshop, Tagungen der AG „Characeen Deutschlands“, regionale Tagungen der Botanischen Vereine von Berlin und Brandenburg bzw. Sachsen-Anhalt und Workshops) wurden Vorträge gehalten, Poster/Beiträge präsentiert und veröffentlicht (z.T. auch als Online-Publikation).

Trophie-Index nach LAWA (1999)

Als ein Beispiel der sehr umfangreichen Trophie-Index-Bestimmungen nach LAWA (1999) sind die Lang-Zeit-Untersuchungen für Referenzgewässer im Land Brandenburg in Tabelle 1 zusammengestellt, wobei die Seen für den europäischen Interkalibrationsprozess *kursiv* geschrieben sind.

Tabelle 1: Trophie-Index nach LAWA (1999) von 1992 bis 2010 für die Referenzgewässer im Land Brandenburg

Gewässer / Jahre	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10
Felchowsee				3,7												3,9			5,1
Grimnitzsee				2,9		2,9					2,5						3,3		
Gülper See														4,5				4,4	
Kastavensee				1,7		1,6				1,7						1,9			
Kölpinsee				2,8													2,1		
Lübbesee	2,0		2,3	2,2	1,8					2,0							1,9		
Nehmitzsee								2,0		1,6			1,6	1,7		2,0			2,0
Netzowsee							2,2			2,3						2,6			2,4
Parsteiner See				1,7	1,9	1,6	1,6	1,4	1,8	1,6	1,7					1,7			1,7
Peetschsee	1,7					1,6		2,0		1,6			1,8			1,8			1,9
Platkowsee							2,2			2,1	2,2					2,2			2,2
Stechlinsee	1,2				1,1			o								1,8		1,7	1,8
Tietzensee, Gr.	2,4					2,4		2,5		2,5			2,1	2,1		2,2			2,4
Twernsee																			
Wittwesee	1,6			1,6	1,8					1,6				1,5		1,8			1,8
Wummsee	1,2			1,6	1,5		1,3	1,3	1,4	1,5	1,6			1,3				1,6	

Daraus ist zu erkennen, dass für die mesotrophen Seen sehr stabile Verhältnisse langjährig bestimmt werden konnten (s. auch Schmidt et al. 2005, Täuscher 2003, 2009e, 2012a), während sich nach dem LAWA-Trophieindex für den Stechlinsee in den letzten Jahren seit 1992 eine Veränderung von einem oligotrophen zu einem mesotrophen Zustand ergibt (s. Kabus et al. 2011, Täuscher 2009f, 2012a, Täuscher et al. 2011).

WRRL (Phytoplankton, Phytobenthos ohne Diatomeen, Makrophyten)

Nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) sind in einer Vielzahl von Seen und Fließgewässern in Norddeutschland (Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein) die biologischen Komponenten Phytoplankton (einschließlich wichtiger physikalisch-chemischer Parameter), Phytobenthos ohne Diatomeen und Makrophyten bestimmt/kartiert und zur Einstufung des ökologischen Zustandes der Gewässer genutzt worden. Von Henker et al. (2005), Kabus & Mietz (2006), Kabus et al. (2005), Täuscher (2006a, 2008a, b, 2012a), Täuscher et al. (2011) und Wiehle (2009) liegen dazu zusammenfassende Veröffentlichungen vor. Ein besonderer Freilandfund eines neophytischen *Compsopogon*-Taxons, einer thermophilen Rotalge, wurde veröffentlicht (Täuscher 2012f). Die sehr umfangreichen Untersuchungen und Bewertungen physikalisch-chemischer Parameter, des Phytoplanktons (und z.T. des Zooplanktons) und der aquatischen Makrophyten in Gewässern (vor allem Seen und planktondominierte Fließgewässer) von Mecklenburg-Vorpommern flossen in die „Gewässergüteberichte“ dieses Bundeslandes ein und/oder sind als Seen-Kurzgutachten (Geomorphologie, physikalisch-chemische Parameter, Phytoplankton) und Berichte für das „Seenprojekt/Seenprogramm Mecklenburg-Vorpommern“ (Seenreferat Schwerin) und für das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Güstrow) dokumentiert (s. auch Kabus & Mietz 2006, Täuscher 2005, 2007b).

FFH-RL (LRT, Makrophyten – Armleuchteralgen) und ÖUB

Naturschutzfachliche Untersuchungen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL 1992) und im Rahmen der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Brandenburger Biosphärenreservaten (ÖUB) sind als zusammenfassende Beiträge von Kabus (2004, 2006, 2009, 2011), Kabus & Berger (2011), Kabus & Wiehle (2012), Kabus et al. (2004-2006, 2007), Korczynski et al. (2005), Luthardt et al. (2009), Schmidt et al. (2005), Täuscher (2002, 2006b, 2007a, 2009a, 2011a, 2012b, c) und Täuscher & Kabus (2010) veröffentlicht worden. Dabei spielen die Erfassung/Kartierung vor allem von Armleuchteralgen (Charales) im Lebensraumtyp (LRT) 3140 und besondere Funde eine große Rolle (Kabus 2008, Kabus & Täuscher 2008; Wiehle & Kabus 2012).

EG-BG-RL (Cyanobakterien/Blaualgen)

Im Rahmen des Badegewässer-Monitoring im Auftrag der Landkreis-Gesundheitsämter wurde der Chlorophyll-a-Gehalt als Biomasseäquivalent der Phytoplankton-Quantität und die qualitative Zusammensetzung der Besiedlung mit planktischen Mikroalgen bestimmt. Schwerpunkt dieser Untersuchungen ist die Erfassung potentiell toxischer Cyanobakterien/Blaualgen (einschließlich der neophytischen Taxa *Anabaena bergii*, *Aphanizomenon aphanizomenoides = Anabaena aphanizomenoides = Sphaerospermopsis aphanizomenoides*, *Aphanizomenon issatschenkoi = Cuspidothrix issatschenkoi*, *Cylindrospermopsis raciborskii* als Störzeiger, s. Täuscher 2011b, Täuscher et al. 2011), die bei Massenentwicklungen als „Wasserblüten" und „Vegetationsfärbungen" auftreten können, wobei besonders Vegetationsfärbungen die Sichttiefe (Forderung nach EG-Badegewässerrichtlinie 2006 > 1,00 m) negativ beeinflussen. Die für die Badegewässer im Land Brandenburg erstellten Gutachten sind in Täuscher (2009c) dokumentiert.

Checklisten, Rote Listen, Sammlungen, Bibliographien (Algen, Makrophyten)

Auf der Grundlage von umfangreichen und sehr guten Kenntnissen der Vorkommen und Besiedlungen der Gewässer sowohl mit planktischen und benthischen Mikro- und Makroalgen (einschließlich Armleuchteralgen - Charales -) als auch aquatischen Makrophyten (submerse und natante Moose, Farne, Blütenpflanzen) und umfangreichen Literatursammlungen wurden von Kabus et al. (2011), Krienitz & Täuscher (2001), Leske et al. (2005) und Täuscher (2004, 2005, 2007b, 2009b, c, d, 2010, 2011b, c, 2012d, g, h, Täuscher & Dietze 2001) Checklisten, Rote Listen, Sammlungen und Bibliographien (einschließlich Überblicken zu Algen-Gesellschaften und ihrer Nutzung zur Bioindikation und Beiträgen zur Wissenschaftsgeschichte) zusammengestellt. Der Verfasser ist außerdem vom Präsidenten des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt bestellter Naturschutzbeauftragter mit den Aufgaben eines Landeskoordinators für die Checkliste und die Rote Liste der Algen und Leiter der Arbeitsgruppe „Untersuchung der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg" des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg:

http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/aktivitaeten/projekte/algenerfassung.htm.

Lehre, Umweltbildung, Personalia und Wissenschaftsgeschichte

Von Prof. Dr. habil. O. Mietz und seinen Mitarbeiter/Innen wird die Lehrveranstaltung „Aquatische Ökologie" im Geographisches Institut (Physische Geographie) der Humboldt-Universität zu Berlin durchgeführt. Auch Diplom- und Bachelor-Arbeiten wurden betreut und begutachtet. Dr. L. Täuscher ist Leiter der „Biologisch-ökologischen Gewässeruntersuchungen" der Sommerworkshops für StudentenInnen/SchülerInnen „Umweltanalytik und Umweltchemie" des Institutes für Chemie (Analytik und Umweltchemie) der Humboldt-Universität zu Berlin im Feldberger Seengebiet (Mecklenburg-Vorpommern), der im Jahr 2012 zum 16. Male stattfand (Täuscher (2009e, 2011d, 2012e):

http://www.linscheidlab.de/LinscheidLab_SommerkursStudenten_en.html,
http://www.linscheidlab.de/projects/LinscheidLab/static/custom/file/Skript2012.pdf.

Für die auf dem Gebiet der Gewässerökologie tätigen Limnologen, Naturschützer und Botaniker H. Behrendt (1950-2008), W. Fischer (*1931), G. Friedrich (*1936), U. Geissler (*1931), H. Heynig (*1924), J.-G. Kohl (1936-2000), H.-D. Krausch (*1928), J. Kroy (*1946), E. L. Kusel-Fetzmann (*1932), B. Nixdorf (*1953), H. Pankow (1929-1996), R. Paproth (1938-2008), W.M. Richter (*1929) und D. Schmidt (1942-2004), die bedeutende Beiträge geleistet haben, wurden sowohl Laudationes als auch Nekrologe (einschließlich Bibliographien) verfasst und Beiträge zur Wissenschaftsgeschichte veröffentlicht (Täuscher 2009f, g).

Diskussion und Ausblick

In mehr als 20 Jahren haben die Limnologinnen und Limnologen in der Praxis einen sehr großen Beitrag zur Limnologie und Gewässerökologie besonders in Nordostdeutschland geleistet. Dies erfolgte zum Teil unter schwierigen materiell-technischen Bedingungen und ungenügenden finanziellen Verhältnissen (diplomierte und promovierte Wissenschaftler in der limnologischen Praxis sind mehr als unterbezahlt! – dies hat auch der Zooplankton-Spezialist Dr. Rainer Deneke in seinem Workshop-Vortrag am 27. Oktober 2011 im IGB Berlin sehr treffend formuliert). Auch fachliche Diskussionen über Untersuchungsstrategien mit den Wissenschaftlern in der Grundlagenforschung blieben nicht aus (in wenigen Seen der „Theoretiker" können Details besser untersucht werden, aber in > 100 Seen der „Praktiker" kommt es mehr auf das Gesamt-/Überblicks-Ergebnis an). Auf der anderen Seite gab es aber auch sehr gute, kollegiale Zusammenarbeiten zwischen den Theoretikern und Praktikern der Gewässerökologie und den Austausch von Erkenntnissen und Schriften. Es sollte aus der Sicht des Verfassers eine stärkere Rückbesinnung auf eine gute und gewinnbringende Zusammenarbeit zwischen Limnologen in der Wissenschaft und Limnologen in der Praxis („Theoria cum praxi", aber Hemmung durch „Ökonomie versus Ökologie"!) erfolgen. Nur so können die großen Anforderungen erfolgreich gelöst werden, die z.B. durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL 1992) gestellt werden. Sonst besteht die Gefahr eines weiteren Auseinanderdriftens und des gegenseitigen Unverständnisses (so stellte bereits Mephistopheles in Goethes Faust I fest: „Grau, teurer Freund, ist alle Theorie, Und Grün des Lebens goldener Baum.").

Literatur

Das vollständige Veröffentlichungs-Verzeichnis der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter vom Seenkatasters Brandenburg/Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e. V. und der Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH kann beim Verfasser angefordert werden.

EG-Badegewässerrichtlinie (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. – Amtsblatt der Europäischen Union 4.3.2006: L 64/37-L 64/51.

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.

Henker, H., F. Vedder, L. Täuscher, T. Kabus & J. Meisel (2005): Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach der EU-WRRL. Teile I-V. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2004 (Potsdam): 42-65.

Kabus, T. (2004): Bewertung mesotroph-alkalischer Seen in Brandenburg vor dem Hintergrund der EU-FFH-Richtlinie anhand von Armleuchteralgen (Characeae). – Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 13: 115-126. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#13

Kabus, T. (2006): Die Makrophyten im Belziger Bach (Fläming, Brandenburg). – Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 5: 58-61.

Kabus, T. (2007): Untersuchungen zur Makrophyten-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg". – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. 2006 (Dresden): 167-171.

Kabus, T. (2008): Der Kleine Glasowsee. Über einen Neufund von *Nitella gracilis* in Brandenburg. – Rostock.Meeresbiolog. Beitr. 19: 17-22. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#19

Kabus, T. (2009): Verbreitung submerser Makrophyten in den Weichwasserseen des brandenburgischen Jungmoränenlandes. Erste Ergebnisse. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2008 (Konstanz): 188-192.

Kabus, T. (2011): Die Armleuchteralgen (Characeae) in ausgewählten Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land (Brandenburg, Deutschland). Ergebnisse aus drei FFH-Gebieten zwischen Rheinsberg und Luhme. – Berichte der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland, Beiheft 3: 19-29.

Kabus, T. & T. Berger (2011): Die Fließgewässer im BR Spreewald. – In: Luthardt, V. et al.: Lebensräume im Wandel. Ergebnisse der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat Spreewald. – Fachbeiträge des LUGV, H. 122: 73-94. http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2338.de/br_spreew_fb_122.pdf

Kabus, T., L. Hendrich, R. Müller, F. Petzold & J. Meisel (2004-2006): FFH-Lebensraumtypen in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten, ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos und Libellen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 13 (1): 4-15; 13 (4): 132-143; 15(2): 36-47.

Kabus, T. & R. Mauersberger unter Mitarbeit von S. Rätzel, L. Täuscher & K. van de Weyer (2011): Liste und Rote Liste der Armleuchteralgen (Characeae) des Landes Brandenburg 2011. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4), Beilage: 1-32 http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2338.de/rl_arml.pdf

Kabus, T. & O. Mietz (2006): Die Besiedlung ausgewählter Großseen in West-Mecklenburg mit Makrophyten und eine Bewertung ihres ökologischen Zustandes – Mitt. naturforsch. Ges. West-Mecklenburg 6: 8-19.

Kabus, T., M. Schumann, G. Weiß & M. Kalhoff (2007): Beitrag zur Flora der Havel und angrenzender Flächen zwischen Potsdam und Pritzerbe. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 140: 25-55.

Kabus, T. & L. Täuscher (2008): Der Dreetzsee im Feldberger Seengebiet. Exkursionsbericht der 3. Tagung der „AG Characeen Deutschlands“. - Rostock.Meeresbiolog. Beitr. 19: 13-16 http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#19

Kabus, T., L. Täuscher & J. Meisel (2005): Der Schwansee bei Lieberose. Gewässergüte, Makrophyten und Phytoplankton eines Sees in der Niederlausitz und seine Bewertung vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Natur und Landschaft in der Niederlausitz 25: 15-26.

Kabus, T. & I. Wiehle (2012): Die Armleuchteralgen (Characeae) in ausgewählten Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land (Brandenburg, Deutschland). Ergebnisse der Untersuchungen außerhalb von FFH- und Naturschutzgebieten - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 24 (Joop van Raam-Gedenkband): 63-74 http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#24

Kaiser, K., J. Friedrich, S. Oldorff, S. Germer, R. Mauersberger, M. Natkhin, M. Hupfer, A. Pingel, J. Schönfelder, V. Spicher, P. Stüve, F. Vedder, O. Bens, O. Mietz & R.F. Hüttl (2012): Aktuelle hydrologische Veränderungen von Seen in Nordostdeutschland: Wasserspiegetrends, ökologische Konsequenzen, Handlungsmöglichkeiten. – In: Grünewald, U., O. Bens, H. Fischer, R.F. Hüttl, K. Kaiser & A, Knierim (eds.): Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landsschafts- und Klimawandel. – Stuttgart: 148-170.

Kirschey, T. & J. Meisel (2008): Augen in der Landschaft. Seen und Stillgewässer Nordostdeutschlands. – naturmagazin 2/2008: 4-11.

Korczynski, I., T. Kabus, S. Kurt, D. Möller & J. Müller (2005): Kleinseen in Nordostdeutschland: Trophischer Zustand und FFH-Lebensraumtypen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2004 (Potsdam): 146-150.

Krienitz, L. & L. Täuscher (2001): Algen (excl. Charophyceae). - In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3/2: 207-213; 3/3: 707-709. LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. - Berlin.

Leske, S., C. Berg, T. Kabus & L. Täuscher (2005): Bibliographie „Submerse Makrophyten in Seen Mecklenburg-Vorpommerns“. – Bot. Rundbr. Mecklenburg-Vorpommern 40: 79-104. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bibliographie_seen_2005.pdf

Luthardt, V., O. Brauner, C. Hoffmann & T. Kabus (2009): Ausgewählte Ergebnisse der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Brandenburger Biosphärenreservaten. – Fachbeiträge des Landesumweltamtes 112: 2-23. http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/bm1.a.2320.de/fb_n112.pdf

Mietz, O., D. Knuth, R. Koschel, J. Marcinek & J. Mathes (eds.) (1994-2006): Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 1-5.

Mietz, O., H. Vietinghoff & J. Meisel (eds.) (1996-1999): Studien und Arbeitsberichte 1-10.

MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2009): Forschen für den ländlichen Raum – Research for rural development: Institut für angewandte Gewässerökologie (IaG) – IaG – Institute of Applied Freshwater Ecology Ltd. – Potsdam: 164-169.

Niedzwezky, K., S. Billig, I. Doler & J. Meisel) (o.J./„1994“): Seen in Brandenburg. – Ökowerkmagazin /Grünstift spezial (SH): 3-30.

Schmidt, D., G. Krüger, L. Täuscher, J. Meisel & T. Kabus (2005): Seen im BR Schorfheide-Chorin. – In: Luthardt, V. et al.: Lebensräume im Wandel – Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. – Fachbeiträge des Landesumweltamtes H. 94: 140-149. http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2320/lua_bd94.pdf

Stiller, N., B. Heinze, W. Fischer, B. Schäfer, L. Täuscher & H. Dietze (Red.) (1992-2011): Untere Havel – Naturkundliche Berichte 1-21. www.unterehavel.com

Täuscher, L. (2002): Algen. - In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 39, Sonderheft: 15-16; 32; 55; 63; 70.

Täuscher, L. (2003): Langzeitmonitoring oligo- und mesotropher Seen im Land Brandenburg. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Bd. I: 40-43.

Täuscher, L. (2004): Rote Liste der Algen des Landes Sachsen-Anhalt. - In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Rote Listen Sachsen-Anhalt. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 34-42. http://www.sachsen-anhalt.de/LPSA/index.php?id=35698: Algen

Täuscher, L. (2005): 50 Jahre Erforschung der Algen-Besiedlung von Gewässern in Mecklenburg-Vorpommern – ein bibliographischer Überblick. – Arch. Freunde Naturg. Mecklenb. 44: 183-206.

Täuscher, L. (2006a): Beitrag zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Land Brandenburg mit Hilfe von Phytobenthos- und Makrophyten-Untersuchungen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe): 377-382.

Täuscher, L. (2006b): Wasser- und Sumpfpflanzen-Besiedlung von Kleingewässern auf dem Golfplatz „Seddiner See“ (Land Brandenburg, Landkreis Potsdam-Mittelmark). – Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 5: 32-38.

Täuscher, L. (2007a): Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. / Tagungsbericht 2006 (Dresden): 187-191.

Täuscher, L. (2007b): Studies on diatoms of inland waters and of the 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 ISBN 978-3-921800-63-8, © BGBM, Berlin: 159-162. www.bgbm.org/bgbmpress/otherpubl/cediatom/cediatom133Taeuscher.pdf

Täuscher, L. (2008a): Hydrobotanische Untersuchungen an und in Gewässern von Berlin und Brandenburg IV. Die benthische Algenbesiedlung (ohne Diatomeen) von Fließgewässern einschließlich Kanälen und Gräben im Einzugsgebiet des Rhin. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 141: 153-166.

Täuscher, L. (2008b): Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2007 (Münster): 115-120.

Täuscher, L. (2009a): Wasser- und Sumpfpflanzen-Funde im Elbe-Havel-Winkel (Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe”, Sachsen-Anhalt) III. Nachträge - Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt 14: 79-85. http://www.bv-st.de/Publ2009.htm

Täuscher, L. (2009b): Historische und aktuelle Untersuchungen zur Algenbesiedlung im Land Sachsen-Anhalt (Deutschland). - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 22: 73-81. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#22

Täuscher, L. (2009c): Historische und aktuelle Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg (Deutschland) - ein bibliographischer Überblick als Grundlage für Checklisten und Rote Listen der Algen (incl. Anhang: Bibliographie der Historischen und aktuellen Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg [Deutschland]). - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 22: 87-123. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#22

Täuscher, L. (2009d): Die Algenflora des Landes Sachsen-Anhalt – ein zusammenfassender Überblick. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2008 (Konstanz): 602-607.

Täuscher, L. (2009e): 10 Jahre biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen im mesotrophen Krüselinsee und im eutrophen Feldberger Haussee im Feldberger Seengebiet (Mecklenburg-Vorpommern, Deutschland). – Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 22: 65-72. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#22

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

Täuscher, L. (2009g): Die Bedeutung der limnologischen Forschung am Stechlinsee für einen Limnologen aus der Praxis– ein Beitrag zum 50. Jubiläum am 12. März 2009 und zur Wissenschaftsgeschichte. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Mitteilungen I/2009: 38-41.

Täuscher, L. (2010): Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blaualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg – Ergebnisse eines bibliographischen Überblicks zur Algen-Besiedlung. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2009 (Oldenburg): 511-515. http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Algen_Rote_Liste_BB_2010.pdf

Täuscher, L. (2011a): 50 Jahre Langzeit-Untersuchungen der Besiedlung mit Algen und Wasserpflanzen in dem Altwasser-Flachsee Kamernscher-Schönfelder See im Elbe-Havel-Winkel (Sachsen-Anhalt). – Untere Havel – Naturkdl. Ber. (Stendal) 21: 2-7.

Täuscher, L. (2011b): Checklisten und Gefährdungsgrade der Algen des Landes Brandenburg I. Einleitender Überblick, Checklisten und Gefährdungsgrade der Cyanobacteria/Cyanophyta, Rhodophyta und Phaeophyceae /Fucophyceae. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 144: 177-192. http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Algen_Checklisten_BB_Algen_I_2011.pdf

Täuscher, L. (2011c): Die Charales exsiccatae-Sammlung von Dr. Dietrich Schmidt (1942-2004) für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern. – Arch. Freunde Naturg. Mecklenb. 50: 155-162.

Täuscher, L. (2011d): 15 Jahre Sommerworkshops „Umweltanalytik und Umweltchemie“ in der Krüseliner Mühle (Mecklenburg-Vorpommern) von 1996 bis 2010 - ein bibliographischer Überblick. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Mitteilungen I/2011: 38-39.

Täuscher, L. (2012a): Entwicklung des Phyto-See-Index zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 26 See Nordbrandenburgs zwischen 2007 und 2010. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan): 58-63.

Täuscher, L. (2012b): Die Armleuchteralgen-Besiedlung (Charales) der Gewässer in der Märkischen Schweiz (Brandenburg, Deutschland). - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 24 (Joop van Raam-Gedenkband): 100-105. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#24

Täuscher, L. (2012c): Die Vorkommen von Armleuchteralgen (Charales) im Norden von Sachsen-Anhalt (Deutschland). – Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 24 (Joop van Raam-Gedenkband): 111-118. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#24

Täuscher, L. (2012d): Bibliographie zur Algen-Besiedlung des Landes Sachsen-Anhalt. Stand März 2012. – Botanischer Verein Sachsen-Anhalt e. V.: Publikationen: Online-Publikationen: 1-9. http://bv-st.de/images/Bibliographie_Algen_Sachsen-Anhalt.pdf

Täuscher, L. (2012e): Meine Arbeiten als lehrender Diplombiologe oder Umweltbildung für Schüler, Studenten und in der Erwachsenenqualifizierung vor und nach der „Wende“ (1979-2011). – Studienarchiv Umweltgeschichte 17: 1-24. http://www.iugr.hs-nb.de/index.php?id=943

Täuscher, L. (2012f): Freilandfund von *Compsopogon* Montagne in Bory et Durieaux 1846 im Main bei Großkrotzenburg (Hessen, Deutschland). - Lauterbornia 74: 135-139. http://www.algaebase.org/pdf/5964B937166a41958DjXI1FD8D91/50566.pdf

Täuscher, L. (2012g): Checklisten und Gefährdungsgrade der Algen des Landes Brandenburg II. Checklisten und Gefährdungsgrade der Chrysophyceae sensu lato (= Chrysophyceae sensu stricto, Phaeothamniophyceae et Synurophyceae), der Xanthophyceae / Tribophyceae und der Eustigmatophyceae. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 145: im Druck.

Täuscher, L. (2012h): Checkliste der Algen in Sachsen-Anhalt (1. Fassung [2. Fassung Armleuchteralgen], Stand Oktober 2012).. – In: Frank, D. & V. Neumann (eds.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere in Sachsen-Anhalt. – (im Druck).

Täuscher, L. & H. Dietze (2001): Armleuchteralgen (Charophyceae). - In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3/2: 214-215. 3/3: 710.

Täuscher, L. & T. Kabus (2010): Wasser- und Sumpfpflanzen-Funde im nördlichen Sachsen-Anhalt. – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) 15: 141-149. http://www.bv-st.de/Publ2010.htm

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

Vietinghoff, H. & O. Mietz (2004): Die Seen Brandenburgs und ihre trophische Entwicklung. – Marburger Geographische Schriften 140: 255-272.

Wiehle, I. (2009): Phytoplanktonentwicklung in einem hocheutrophen, polymiktischen Flachsee während einer Restaurationsmaßnahme (Großer Seddiner See).– Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2008 (Konstanz): 253-258.

Wiehle, I. & T. Kabus (2012c): Neufund von *Tolypella intricata* in einem Teich in Nord-Brandenburg. – Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 24 (Joop van Raam-Gedenkband): 106-110. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#24

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.

Gewässerversauerung – viel mehr als nur ein niedriger pH-Wert

Sara Westermann & Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Chemie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, sara.westermann@gmx.de ; wolfgang.schmitz@ph-karlsruhe.de

Keywords: Gewässerversauerung, chemische Veränderungen, Mobilisierung, Akkumulation, Modellexperimente, Umweltbildung

Einleitung

Im ersten Moment denken viele bei versauerten Gewässern oder sauren Seen an Wasser mit lediglich einem niedrigen pH-Wert. In solchen Gewässersystemen laufen eine Reihe von chemischen Folgereaktionen ab, die zu weit reichenden chemischen Veränderungen mit einschneidenden Wirkungen auf Flora und Fauna des Gewässers führen. Die zu dieser Thematik entwickelten Modellexperimente (Tab. 1-3) sollen die Prozesse, die in einem versauerten Gewässer ablaufen, einfach, anschaulich und überzeugend demonstrieren. Sie stellen einen Beitrag dar, um aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung für den Bildungssektor zur Verfügung zu stellen.

Ursachen und Folgen der Versauerung

Die wesentlichen chemischen Vorgänge, die zu Gewässerversauerungen führen, sind zusammenfassend mit einer Umsetzung ihrer Thematik in der Umweltbildung auf der DGL-Tagung 2011 in Weihenstephan präsentiert worden (Schmitz 2012). In versauerten Gewässersystemen laufen eine Reihe von chemischen Folgereaktionen mit Mobilisierungs- und Akkumulationsvorgängen von Stoffen ab, die zu weit reichenden chemischen Veränderungen führen (vgl. Tab. 1):

Tab. 1: Chemische Folgereaktionen der Gewässerversauerung (vgl. Bertills & Hanneberg 1995)

Folgereaktion	**Wirkung**	**Modell-Exp.**
Zunahme der Konzentration von $c(Al^{3+})$	Schädigung von Flora und Fauna	**V2**
Auswaschung von Fe^{3+}-Ionen bei hohen Säureeinträgen	gelbbrauner Niederschläge am Gewässergrund	**V1, V3**
Mobilisierung von Schwermetall-Ionen	Akkumulation in der Nahrungskette	**V3**
Schädigung des Phytoplanktons	immense Auswirkungen auf Nahrungsketten	
Ausfällung von Metall-Ionen mit Huminsäuren (DOC)	Akkumulation von Metall-Ionen	**V4**
Phosphatfällung z.B. als $AlPO_4$ bzw. $FePO_4$ durch Zunahme von $c(Al^{3+})$ bzw. $c(Fe^{3+})$	Nährstoffmangel	**V5**

Modellexperimente

Tab. 2: Versuchsbeschreibungen (Die Sicherheitsbestimmungen im Umgang mit Gefahrstoffen sind zu beachten!)

V1 Modellexperiment zur Mobilisierung von Fe^{3+}-Ionen in versauerten Gewässern: Zunächst wird eine Eisen(III)nitrat-Lösung hergestellt, indem 72 mg Eisen(III)nitrat-nonahydrat in 1L dest. Wasser gelöst werden. Neun Reagenzgläser (R0-R8) werden mit je 5g Sand versetzt. Zu jedem Reagenzglas wird 1mL der Eisennitrat-Lösung gegeben. Anschließend fällt man in jedem Reagenzglas mit je 0,5 mL Natronlauge (*c*=1 mol/L) Eisenhydroxid aus und gibt zur Vermeidung von Verwirbelungen auf den Sand einen kleinen Wattebausch. Die Reagenzgläser werden wie folgt mit je 5 mL der folgenden Stoffe beschickt:

R0 HCl(aq), pH=0 **R1** HCl(aq), pH=1 **R2** HCl(aq), pH=2 **R3** HCl(aq), pH=3 **R4** HCl(aq), pH=4

R5 HCl(aq), pH=5 **R6** HCl(aq), pH=6 **R7** H_2O, pH=7 **R8** $NaHCO_3$(aq), pH=8

Nach 24h wird jeweils von der überstehenden Lösung eine 1mL-Probe abgenommen und mit 4 mL dest. Wasser auf 5 mL aufgefüllt. Die Ermittlung der Eisen-Ionen-Konzentration erfolgt colorimetrisch mit einem Testsatz der Fa. Merck (Aquamerck-Eisen-Test 1.14660.0001).

V2 Modellexperiment zur Mobilisierung von Al^{3+}-Ionen in versauerten Gewässern: In neun Reagenzgläsern (R0-R8) wird jeweils Aluminiumhydroxid durch Versetzen einer Kalium-Aluminiumsulfat-Lösung, mit ß(Al^{3+})= 250 mg/L, mit 3 Tropfen Ammoniak-Lösung, c= 2 mol/L, gefällt sowie mit 10g Sand gefüllt. Zur Vermeidung von Verwirbelungen gibt man auf den Sand einen kleinen Wattebausch. Die Reagenzgläser werden wie folgt mit je 5 mL der folgenden Stoffe beschickt:

R0 HCl(aq), pH=0 **R1** HCl(aq), pH=1 **R2** HCl(aq), pH=2 **R3** HCl(aq), pH=3 **R4** HCl(aq), pH=4

R5 HCl(aq), pH=5 **R6** HCl(aq), pH=6 **R7** H_2O, pH=7 **R8** $NaHCO_3$(aq), pH=8

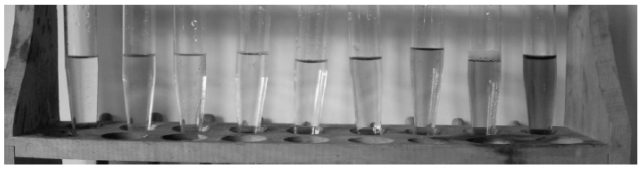
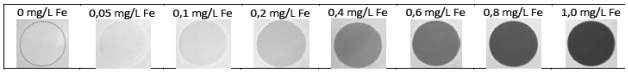
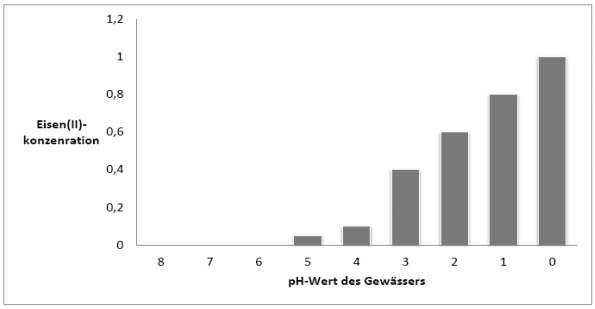
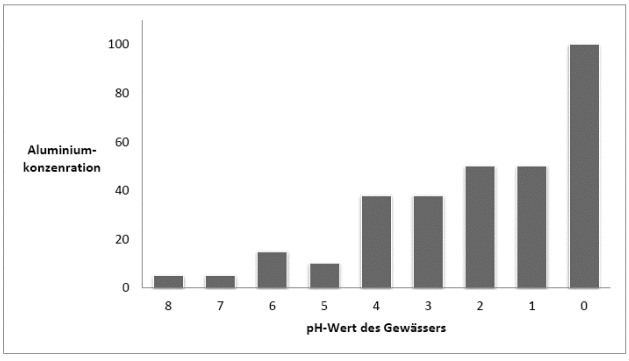
Nach 24h werden von der überstehenden Lösung von jedem Reagenzglas 5 mL Flüssigkeit abgenommen und in ein separates Reagenzglas gegeben. Mit Hilfe des Merckoquant-Aluminium-Schnelltests der Fa. Merck wird die Aluminium-Ionen-Konzentration ermittelt.

V3 Modellexperiment zur Mobilisierung von Metallionen: Eisen(III)hydroxid wird mit Sand vermischt. 2 Reagenzgläser werden ca. 1cm hoch mit diesem Sand befüllt. Dann werden zu der einen Probe 5 mL Wasser gegeben, zu der anderen 5 mL Salzsäure (c= 0.1 mol/L).

V4 Modellexperimente zur Akkumulation von Metallionen mit Huminsäuren: Aus einer Eisen(III)-chlorid-Lösung (*w*=2%) werden mit einer wässrigen Lösung von Huminsäure-Natriumsalz (*w*=2%) Fe^{3+}-Ionen als Eisenhumat ausgefällt; der Nachweis der Fe^{3+}-Ionen erfolgt mit Hilfe einer Thiocyanat-Lösung als $[Fe(SCN)_3]$-Komplex, vor und nach der Huminsäure-Fällung.

V5 Modellexperimente zur Akkumulation von Metallionen bzw. Phosphationen: Aus wässrigen Lösungen (jeweils mit *w*=5%) von Eisen(III)chlorid bzw. Kalium-Aluminiumsulfat werden mit einer Natriumphosphat-Lösung Phosphat-Ionen als AlPO4 bzw. FePO4 ausgefällt.

Tab. 3: Auswertung der Modellexperimente

Versuch	Beobachtungen/Ergebnis	Deutung
V1	Tabelle 3.1 Halb-quantitative Auswertung der Messergebnisse mit Hilfe des Merckoquant-Eisen-Tests. pH-Wert: 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 | 0 Eisen(II)-Konzentration in mg/L Fe: 0 | 0 | 0 | 0,05 | 0,1 | 0,4 | 0,6 | 0,8 | 1,0  Abbildung 3.2 Halb-quantitative Auswertung des Eisen(III)gehalts der überstehenden Lösung.  Abbildung 3.3 Farbskala[15] des Aquamerck-Eisen-Tests zur Ermittlung der Eisen-Konzentration.  Abbildung 3.4 Eisen(II)-Konzentration in Abhängigkeit des pH-Wertes. (aus: Westermann 2011)	Zunächst wird in allen Sandproben Eisen(III)hydroxid gefällt: $Fe^{3+} + 3\ OH^- \rightarrow Fe(OH)_3 \downarrow$ Die Konzentration ist so gewählt, dass sie im Messbereich des colorimetrischen Schnelltests liegt (1 mg/L). In Gegenwart von Säure löst sich der Eisen(III)hydroxid-Niederschlag in Abhängigkeit von Löslichkeitsprodukt und Komplexbildungskonstante auf: $Fe(OH)_3 + 3\ H_3O^+ \leftrightarrows [Fe(OH_2)_6]^{3+}$ Je höher die Oxoniumionenkonzentration ist, umso mehr ist das Gleichgewicht nach rechts verschoben; d.h., Eisen(III)-Ionen werden zunehmend mobil. Die Grafik zeigt deutlich die zunehmende Mobilisierung unterhalb pH=4.
V2	Tabelle 3.3 Halb-quantitative Auswertung der Messergebnisse mit Hilfe des Merckoquant-Aluminium-Tests. pH-Wert: 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 | 0 Aluminium(III)-Ionen-Konzentration in mg/L Al: 0-10 | 0-10 | 10-25 | 10 | 25-50 | 25-50 | 50 | 50 | 100  Abbildung 3.8 Aluminium-Konzentration in Abhängigkeit des pH-Wertes. (aus: Westermann 2011)	Zunächst wird in allen Sandproben Aluminium(III)hydroxid gefällt: $Al^{3+} + 3\ OH^- \rightarrow Al(OH)_3 \downarrow$ Die Konzentration ist so gewählt, dass sie im Messbereich des colorimetrischen Schnelltests liegt. In Gegenwart von Säure löst sich der Aluminium(III)hydroxid-Niederschlag in Abhängigkeit von Löslichkeitsprodukt und Komplexbildungskonstante auf: $Al(OH)_3 + 3\ H_3O^+ \leftrightarrows [Al(OH_2)_6]^{3+}$ bzw. $Al(OH)_3 \leftrightarrows [Al(OH)_2(OH_2)_4]^+ \leftrightarrows [Al(OH)(OH_2)_5]^{2+} \leftrightarrows [Al(OH_2)_6]^{3+}$ Je höher die Oxonium-Ionenkonzentration ist, umso mehr ist das Gleichgewicht nach rechts verschoben; d.h., Aluminium(III)-Ionen werden zunehmend mobil. Die Grafik zeigt deutlich die zunehmende Mobilisierung unterhalb pH=4.

V3	Einige Minuten nach Zugabe der verdünnten Salzsäure-Lösung (pH=1) färbt sich die über dem Sand stehende Lösung hellgelb. Gleichzeitig entfärbt sich der Sand. Wird Wasser (pH=7) auf die mit Eisen(III)hydroxid vermischte rostbraune Sandprobe gegeben, finden keine Farbveränderungen statt.	Im sauren Medium (pH=1) werden Fe^{3+}-Ionen gebildet. Das schwerlösliche Eisen(III)hydroxid bzw. nach Alterung gebildete Eisen(III)oxid-hydroxid wird aufgelöst. Die Eisen(III)-Ionen werden mobilisiert. $Fe(OH)_3 + 3H_3O^+ \rightarrow [\mathbf{Fe(H_2O)_6}]^{3+}$ $FeO(OH) + 3H_3O^+ \rightarrow [\mathbf{Fe(H_2O)_6}]^{3+}$
V4	Nach Zugabe der Huminsäure-Natriumsalz-Lösung fällt ein brauner, schwerlöslicher Niederschlag aus. Nach seiner Sedimentation ist die überstehende Lösung fast farblos. Diese überstehende Lösung färbt sich mit Thiocyanat orangerot, während die gelbe Eisenchlorid-Lösung von Thiocyanat tiefrot gefärbt wird.	Eisen(III)-Ionen werden durch die Huminsäure-Natriumsalz-Lösung komplexiert. Es bilden sich schwerlösliche Eisenhumat-Komplexe. $\mathbf{Fe^{3+} + HumH^{x-} \rightarrow [FeHum]^{3-x} + H^+}$ Der empfindliche Nachweis auf Eisen(III)-Ionen mit Thiocyanat führt zur Bildung eines lediglich orangeroten Eisen-Thiocyanat-Komplexes, während Eisen(III)chlorid-Lösung durch Gleichgewichtsverschiebung einen tiefrot gefärbten Eisen-Thiocyanat-Komplex bildet: $\mathbf{[Fe(H_2O)_6]^{3+} + 3\ SCN^-}$ $\mathbf{\leftrightarrows\ \ [Fe(SCN)_3(H_2O)_3]\downarrow + 3\ H_2O}$
V5	$FeCl_3$-Lösung: Es fällt ein braungelber Niederschlag aus. $KAl(SO_4)_2$-Lösung: Es fällt ein farbloser Niederschlag aus.	Es bilden sich die schwerlöslichen Niederschläge von Eisen(III)- bzw. Aluminium(III)phosphat. $\mathbf{M^{3+} + PO_4^{3-} \rightarrow MPO_4\downarrow}$ (M=Fe, Al)

Diskussion der Modellexperimente

Die entwickelten Modellexperimente zeigen die Chemodynamik von Metall-Ionen (hier: Fe^{3+} und Al^{3+}) auf. Dabei werden Mobilisations- bzw. Akkumulationsvorgänge in der Natur verdeutlicht. **V1** und **V2** sind halbquantitativ konzipiert. Zunächst werden Eisen- bzw. Aluminium-Ionen durch Hydroxidfällung im Modell-„Sediment"-Boden in Form von Metallhydroxiden immobilisiert (Fällung von Eisen(III)- bzw. Aluminium(III)hydroxid). Die Veränderung des pH-Wertes durch Zugabe von unterschiedlich konzentrierten sauren bzw. schwach alkalischen Lösungen führt in Abhängigkeit der beteiligten Gleichgewichtsreaktionen zu einer Mobilisierung der Metallionen. Mit diesen Modell-Versuchen lassen sich die limnochemischen Vorgänge in der Natur anschaulich darstellen (Schmitz 1991, 1992).

Modellexperiment **V3** zeigt die Mobilisierung von Eisen(III)-Ionen aus einer „Boden"-Probe im sauren Medium. Die überstehende Lösung ist durch die Eisen(III)-Ionen gelb gefärbt. Im Neutralen

wird Eisen nicht mobilisiert, was an der verbraunten Sandprobe und der klaren überstehenden wässrigen Lösung zu erkennen ist (Schmitz 1991, 1992, 2012).

V4 verdeutlicht die Chemodynamik von Fe^{3+} in Gegenwart von Huminstoffen. Metall-Ionen bilden mit Huminsäuren schwerlösliche Metallhumate. Durch die Komplexierung und Ausfällung (Akkumulation/Immobilisierung) wird die Konzentration der im Wasser gelösten Metall-Ionen erniedrigt. Durch Änderung des Wasserchemismus können die Metall-Ionen wieder mobilisiert werden. Problematisch ist dies in Ökosystemen in Bezug auf Schwermetall-Ionen. Zur Veranschaulichung dieser Phänomene wurde eine möglichst einfache Nachweisreaktion eingesetzt.

V5 verdeutlicht modellhaft, dass aufgrund von Versauerungsprozessen in Gewässersystemen mobilisierte Eisen(III)- bzw. Aluminium(III)-Ionen zu einer Phosphat-Fällung führen (Immobilisierung/Akkumulation von Phosphat-Ionen). Diese Phosphat-Ionen stehen als Nährstoffe im Gewässerkörper nicht mehr zur Verfügung und führen z.B. in einem See zu einem verringerten Algenwachstum. Daher sind u.a. saure Seen so klar.

Zusammenfassung

Die im Rahmen der „Aktionstheke Wasser und Bildung“ vorgestellten Modellexperimente zur Thematik „Chemodynamik von Metall-Ionen im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung“ stellen einen Beitrag dar, um aktuelle Ergebnisse der Umweltforschung mit möglichst einfachen Mitteln für den Fort- und Weiterbildungsbereich im Bildungssektor didaktisch aufbereitet zur Verfügung zu stellen.

Literatur

Bertills, U. und Hanneberg, P. (1995): Acidification in Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Schmitz, W. (1991): La Matière „Analyse de L’Environnement“ dans les Cours de Chimie de L’Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L’Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In: Baldwin, J.H. (Hrsg.): Confronting Environmental Challenges in a Changing World – Selected Papers from the 20th. Annual Conference of the North American Association for Environmental Education 1991 (St. Paul, Minnesota, USA), NAAEE, Troy, OH, USA: 174-180.

Schmitz, W. (1992): La Matière „Analyse de L’Environnement“ dans les Cours de Chimie de L’Enseignement Supérieur dans les Lycées démontrée à L’Exemple de la Chemodynamique des Iones Métalliques dans la Terre. In : Le bulletin de CIFEC (Centre International Francophone pour L’Education en Chimie), Actes Volume II 1992 (Montpellier, France) : 182-186.

Schmitz, W. (2012): “DOC-POC” oder: Modellexperimente zur Chemodynamik von Huminstoffen in Gewässern, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012, S. 375-379.

Schmitz, W. (2012): „Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Gewässerversauerung“, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen 2012, S. 370-374.

Westermann, S. (2011): Gewässerversauerung – Konzeption von Modellexperimenten zur aktiven Umwelterziehung im naturwissenschaftlichen Unterricht. Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht), 132 S.

AMS, K., M. BRETZINGER, A. K. BÜHLER & K. GRABOW: Die Artemiasphäre – Herstellung und Einsatz 115

ANLAUF, A.: Die smarte Zielsetzung bei Struktur verändernden Maßnahmen an Bundeswasserstraßen 387

AßMANN, S. & W. KONOLD: Ökologische Aufwertung strukturell defizitärer Fließgewässerabschnitte durch anliegende naturnahe oder renaturierte Gewässerstrecken 289

BÄTHE, J., E. CORING, E. I. MEYER & J. ROMMELMANN: Entwicklung von Fischeiern und -larven in anthropogen salzbelasteten Fließgewässern 180

BECKER, A., P. HARDENBICKER, E. NILSON & H. FISCHER: Klimawandel und Klimawirkungen in großen Flussgebieten und deren Auswirkungen auf die Gewässergüte 250

BECKER, K., J. RÜCKER & B. NIXDORF: Licht- und Temperaturabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales 118

BÖLLMANN, J. & M. MARTIENSSEN: NITRATREDUKTIONSRATEN IN ZWEI VERSCHIEDENEN BINNENGEWÄSSERN BASIEREND AUF ZELLZAHL UND REAKTIONSKINETIK 124

BREYER, PH., P. HAASE, C. WINKELMANN & ST. STOLL: Skalenabhängiger Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die ökologische Qualität des Makrozoobenthos - Hinweise für die Renaturierungspraxis 18

BRUNKE, M., J. DIERKING & CH. EIZAGUIRRE: Untersuchungen zur Biologie und Status einer Wandermaräne, dem Nordseeschnäpel 185

DAU, A.-CH. & P. MARTIN: Die Salzquellen von Bad Oldesloe- Struktur und Fauna eines Extremlebensraumes 86

DIETER, D., CH. HERZOG, S. SCHILLER & M. HUPFER: Mobilität und Sorption von Phosphor in Seesedimenten nach Austrocknung und Wiedervernässung 352

DIETRICH, D., J. VÖLKER, O. BÜTTNER, D. BORCHARDT, M. WEITERE, G. ECKARTZ-VREDEN & J. FOERSTER: Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern – eine Herausforderung bei der Implementierung der EU-WRRL 210

DITSCHE-KURU, P., J. MICHELS, A. KOVALEV, J. KOOP & ST. GORB: Der Einfluss des Biofilms auf das Haltevermögen freibeweglicher aquatischer Insektenlarven 140

ECKARTZ-VREDEN, G. & J. FOERSTER: Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern: Ursachen- und Wirkungszusammenhänge – ein Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen 216

EGGERS, TH. O.: Aquatische Neozoen in Fließgewässern des urbanen Raumes der Stadt Braunschweig 191

ELBRECHT, V., R. TOLLRIAN & F. LEESE: Konnektivität und Ausbreitungspotenzial von Populationen der Steinfliege Dinocras cephalotes: Eine populationsgenetische Fallstudie im Sauerland 23

FEDERLEIN, L. L., C. MENDOZA-LERA, M. KNIE & M. MUTZ: The Algal Lift – Buoyancy Mediated Sediment Dynamics in Sandy Streams 46

FEHSE, C. & TH. ZUMBROICH: Neubesiedlung im Gewässer - Entwicklung des Makrozooobenthos nach Offenlegung einer Verrohrung in einem Zulauf der unteren Sieg 144

FELD, CH. K.: Degradiert aber divers—Biodiversität ist kein Universalindikator 257

FIEDLER, D., H.-P. GROSSART, E. ZWIRNMANN & J. KÖHLER: DON - Bedeutung für die Algenentwicklung 326

FINSTERBUSCH, E. M. & CH. LINNENWEBER: Der „Gewässer-Erlebnis-Parcours“ der Aktion Blau 427

FUMETTI VON, ST., S. BONTA & P. NAGEL: Charakterisierung von Quellen und ihren Lebensgemeinschaften im Tessin (CH) 91

GABEL, F., M. PUSCH, M. BRAUNS & X.-F. GARCIA: Auswirkungen von Schiffswellen auf das litorale Makrozoobenthos 2

GEISMAR, J., J. SAUER, ST. PAULS, P. HAASE & C. NOWAK: Ausbreitungspotential von Wasserinsekten – ein vergleichender populationsgenetischer Ansatz 149

GEORG, A. & P. MARTIN: Ökotoxikologische Untersuchungen an Quellorganismen 476

GERHARDT, S.: Gewässerpädagogik – Wissen vermitteln und Umweltbewusstsein wecken 433

GIES, M., M. SONDERMANN, D. HERING & CH. K. FELD: Einfluss der Degradation im Einzugsgebiet auf die Nischenmodellierung benthischer Wirbelloser 294

GROSSART, H.-P. & C. DZIALLAS: Microbes in and on Organisms: Gain or Pain? 129

GUTJAHR, S., S. BERKHOFF & H. J. HAHN: Grundwasserhabitate in der Landschaft - ein datenbasierter Klassifikationsansatz 95

HANSEN, M. & P. MARTIN: Kalktuffquellen - Allgemeine Charakterisierung und Stand der Dinge in Schleswig-Holstein, Deutschland und der Europäischen Union 98

HELLINGER, F.: Schlag um Schlag – ein Funktionsmodell zur Bewegung von Flagellen und Cilien 482

HIEBER RUIZ, M. & A. CHRIST: Aktion Blau Plus - Gewässerentwicklung im 21. Jahrhundert 437

HUPFER, M., S. JORDAN, CH. ENGELHARDT, CH. HERZOG & A. KLEEBERG: Hypolimnische Enclosures: Neuartiges Freilandexperiment zur Untersuchung des internen Phosphorhaushaltes und der Sauerstoffzehrung unter veränderten klimatischen und trophischen Bedingungen 52

HÜSECKEN, F., C. FEHSE & A. HAMM: Akkumulation von Schwermetallen am Beispiel des Bachflohkrebses Gammarus fossarum 154

JANUSCHKE, K., CH. K. FELD, A. W. LORENZ & D. HERING: (Wieder-)Besiedlungsgemeinschaften und räumlich-zeitliche Muster in renaturierten Flussabschnitten 221

KAEHLERT, S., TH. KLEINTEICH, ST. GORB, & P. DITSCHE-KURU: Strömungsanpassung von Ecdyonurus sp. - Hat der Femur die Eigenschaften einer Tragfläche? 159

KLEEBERG, A.: Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässer 225

KOESTER M., S. CLAßEN & R. GERGS: Trophische Ökologie invasiver und einheimischer Makroinvertebraten: Kombination von Genetik und Stabilen Isotopen 197

KÖNIG, F.: Sedimentologischer Zustand der Tideweser 358

KORTE, TH., T. EBERHARD, S. MÄHLMANN, P. ZUR MÜHLEN, E. MERTSCHENK, A. SCHOSSIG, S. V. PIGAGE-GÖHLER, M. HROMEK, D. ANIOL, M. BANSBERG, A. PETRUCK, TH. DÖPPNER, D. HERING & M. SOMMERHÄUSER: Der PHOENIX See in Dortmund. Erstbesiedlung durch das Makrozoobenthos 390

KUEMMERLEN, M., B. GUSE, B. SCHMALZ, N. FOHRER, QINGHUA CAI & S. C. JÄHNIG.: Catchment-scale models of freshwater ecosystems: what is there to learn? 330

KUPETZ, M. & P. CASPER: Atmosphärische Stickstoffeinträge in Gewässern - Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N2O als Treibhausgas 331

KUSBER, W.-H., S. VON MERING & R. JAHN: GBIF-Dateninfrastruktur: Limnologische Beobachtungs- und Belegdaten publizieren, abfragen und analysieren 485

LEIPELT, K. G. & A. MARTENS: Exuvien von Libellen: Aufsammlung, Aufbewahrung und Einsatzmöglichkeiten in Lehre und Umweltbildung 442

LINDIM, C., A. BECKER & H. FISCHER: Impacts of N reduction on the ecological condition of the Lower Havel 336

LINNENWEBER, CH. & E.-M. FINSTERBUSCH: Feststoffhaushalt von Gewässer und Landschaft 364

LINNENWEBER, CH., B. SCHNEIDER & U. DUMONT: Durchgängigkeit von Wasserkörpern 230

LÖBER, S. & E. KIEL: Fließgewässerrenaturierung auf Kosten wertvoller Auengewässer? 262

LORENZ, I. A.& P. MARTIN: Salzwiesen im Binnenland als Lebensraumtyp - Allgemeine Charakterisierung und Situation von Salzquellen in Europa, Deutschland und Schleswig-Holstein 490

LUCKAS, K., S. MAARASTAWI, W. MANZ & J. MEIER: Wie wirken Wasserbaumaterialien auf die Struktur und Diversität von Mikrobengemeinschaften? 28

MAAßEN, S., D. BALLA & R. DANNOWSKI: Nutzung des Reinigungspotenzials wiedervernässter Niedermoore zum Abbau prioritärer Stoffe 73

MARTEN, M.: Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg – Langzeitmonitoring mit Makrozoobenthos 267

MIRBACH, E. & CH. LINNENWEBER: Synergieprojekte Wasserwirtschaft - Naturschutz 273

MÜLLER, R.: 11 Jahre limnologische Bildung an der Ökologischen Station JH Sorpesee 446

MÜLLER, R.: Low Cost-Biologie: Strömungsmessung unter 10 Euro 496

NEUMANN, C., A. KLEEBERG & M. HUPFER: Pelagische Redoxklinen und partikulärer Stofftransport: Einfluss auf den Phosphorhaushalt des Arendsees (Sachsen-Anhalt) 57

NOACK, M., J. ORTLEPP & S. WIEPRECHT: Kolmation – Simulation von interstitialen Eigenschaften und deren Auswirkungen auf die Inkubationsphase kieslaichender Fischarten 365

ORENDT, C. & A. WEIß: Die Auswirkung der Krautung auf die Diversität und die Gewässerfunktionen (Makrozoobenthos) in einem langsam fließenden, renaturierten Gewässer des Leipziger Auenwaldes (Floßgraben) 395

PETERSDORFF, L., ST. LORENZ, TH. TITTIZER & M. PUSCH: Änderung der Ernährungsstrategie europäischer Fluss-muscheln (Unioniden) durch Schiffswellen 32

PLATZ, M., M. GRÖßLER, J. RAPP & E. NIEHAUS: QR-Codes & Augmented Reality - Digitale Kontextinformationen für unsichtbare Prozesse im Bereich Wasser und Bildung 448

QUICK, I., N. CRON, S. SCHRIEVER, F. KÖNIG & ST. VOLLMER: Die Bedeutung der Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie großer Fließgewässer als unterstützende Komponente für die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie 370

RAMM, J., J. RÜCKER, TH. GONSIORCZYK, C. WIEDNER, M. KNIE & B. NIXDORF: Überwinterungsstrategien nostocaler Cyanobakterien in Seen Norddeutschlands 134

RECK-MIETH, E. & W. HOFMANN: Seen-Monitoring von 45 Gewässern seit 1991 im Kreis Plön 278

REISS, M., H. STEINER & ST. ZAENKER: Verbreitung, Lebensraum und Gefährdung der endemischen Rhön- Quellschnecke (Bythinella compressa Frauenfeld, 1857) in Hessen als Beitrag zur internationalen Biodiversitätskonvention (CBD) 103

REMMELE, M., B. SURES & A. MARTENS: Neuer Wirt, neues Outfit: wie Kratzer ihre Rüssel ausstülpen 498

RITZ, ST. & H. FISCHER: Stickstoffumsatz in der Elbe – Assimilation oder Denitrifikation? 341

RÖNICKE, H., K. FRIESE & K. RAHN: Phytoplanktondynamik in den Vorsperren der Rappbode-Talsperre (Harz) 2011 311

RÜCKER, J., K. VAN DE WEYER & B. NIXDORF: Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen? 346

RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Das Tauchpendel – ein einfaches Strömungsmessgerät, nicht nur für die Oberflächengeschwindigkeit 453

RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Das Trichterstaurohr – ein einfaches Strömungsmessgerät nicht nur für Flugzeuge 456

RUDOLF, TH., R. HANSMANN & K. GRABOW: Die V-Scheibe – ein Strömungsmessgerät für die Hosentasche 37

SCHALLER, J.: Metall-/Metalloidfestlegung/-freisetzung im Zuge des Laubabbaus 12

SCHARF, W.: Die Eutrophierung der Wupper im Spannungsfeld urbaner Belastungen 235

SCHARF, W.: Was wäre wenn? Klimawandel, Füllstand und Gewässergüte von Talsperren 317

SCHEHL, M. & B. RISCH: Konzeption eines „Wasserparcours“ am Fluss Queich – Bildung für nachhaltige Entwicklung in einer authentischen Lernumgebung 459

SCHILLING, K., H. LIEBENSTEIN, M. KLEINWÄCHTER & ST. WIELAND: Technisch-biologische Ufersicherungen als Beitrag zur Strukturverbesserung der Ufer von Bundeswasserstraßen 400

SCHLOEMER, S., L. DALBECK & A. HAMM: Artenvielfalt im Biberteich – Wie der europäische Biber (Castor fiber) die Libellenfauna (Odonata) der Nordeifel beeinflusst 41

SCHMIDT, H., M. THOM, S. WIEPRECHT & S. U. GERBERSDORF: Biostabilisierung in der Sedimentdynamik 376

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Bach See Fluss – eine Internetseite für Gewässer und Naturgefahren im Kanton Thurgau (Schweiz) 464

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Der Wirbeltrichter – einem Phänomen auf der Spur 469

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Vögel und Fische am Bodensee – ein Lern-Spiel 471

SCHMITZ, W.: Mit Chemie gegen saure Seen: Modellexperimente zur Sanierung saurer Seen 62

SCHRÖDER, M. & E. KIEL: Vergleichende Studie des Makrozoobenthos ausgewählter Gräben Nordwestdeutschlands 239

SCHRÖDER, M., M. SONDERMANN, M. GIES, CH. K. FELD & D. HERING: Identifizierung von Quellpopulationen in Fließgewässern -Entwicklung eines Verbreitungsmodells in einem Tieflandgewässer (Treene) und Vergleich mit aktuellen Ansätzen aus dem Mittelgebirge (Ruhr) 305

SCHWEDER, H. & P. PODRAZA: Analyse der Makrozoobenthosbesiedlung zur Beurteilung von bestehenden Einleitungen der Siedlungsentwässerung auf Basis von PERLODES-/ASTERICS-Auswertungen 244

SERDAR, O. & B. VEREP: Determination of Water Quality of Iyidere and Çiftekavak Streams using Benthic Macroinvertebrates 164

SHILTON, D., E. I. MEYER, W. RISS, F. LEESE, R. TOLLRIAN & O. SCHMIDT-FORMANN: Der invasive Gammarid Echinogammarus berilloni (Amphipoda) im Einzugsgebiet der Ahse (Einzugsgebiet Lippe,NRW) :Verbreitung und Habitatbindung im Vergleich zu einheimischen Amphipoden 203

SONDERMANN, M., M. GIES, M. SCHRÖDER, D. HERING & CH. K. FELD: Die Prognose der Erreichbarkeit von Fließgewässern durch Quellpopulationen von Calopteryx virgo, Linnaeus 1758 (Odonata: Calopterygidae): konzeptionelle und technische Umsetzung in einem Geographischen Informationssystem (GIS) 501

SPECHT, H., O. SCHMIDT-FORMANN, E. I. MEYER & H.W. RISS: Einfluss wechselnder Wasserstände auf die Lokomotionsaktivität von Gammarus pulex (Linnaeus 1758) und Echinogammarus berilloni (Catta 1878) 169

SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna - Versuch einer Prognose 108

STEINKE, S., E. I. MEYER & H. W. RISS: Mikrohabitate der Chironomidae (Diptera) in ausgewählten Karstbächen 174

STOLL, ST., D. FRÜH, A. SEELAND, R. MÜLLER & P. HAASE: Der Einfluss des Klimawandels auf aquatische Schnecken: Interaktive Effekte multipler Stressoren 283

STREYBELL, J. & A. STÖCKMANN: Vergleichende Untersuchung von neutrassierten Gewässerabschnitten mit eigendynamisch entwickelten Bereichen an der Ise 405

SÜMER, G.: Der PHOENIX See in Dortmund: Transformation einer Stahlwerksbrache zu einer hochwertigen Gewässerlandschaft unter Einbeziehung innovativer Maßnahmen zum Gewässergütemanagement 411

TAUPP, TH. & M. A. WETZEL: Einfluss von Baggergutverklappungen auf den ökologischen Zustand des Elbeästuars: Ein Vergleich verschiedener benthischer Indizes 507

TÄUSCHER, L.: Beiträge der angewandten Gewässerökologie zu Langzeit-Untersuchungen in Gewässern und zur Erfassung der Biodiversität 512

THOM, M., H. SCHMIDT, S. WIEPRECHT & S. U. GERBERSDORF: Dimensionierung von Fließrinnen zum Aufwuchs von Biofilm unter definierten hydraulischen Randbedingungen 381

TONOLLA, DIEGO: Quantification of the spatial thermal heterogeneity of river-floodplain using thermal infrared remote sensing 7

WAGNER, J. M. & A. STÖCKMANN: Hydromorphologische Untersuchungen der ökologischen Effizienz zweier Renaturierungsmethoden am Klosterbach bei Ribnitz-Damgarten 413

WAGNER, S., H. BIESTER & K.-H. KNORR: Biogeochemische Charakterisierung und Spurenelementverteilung zweier Hochmoore des Thüringer Waldes 79

WESTERMANN, S. & W. SCHMITZ: Gewässerversauerung – viel mehr als nur ein niedriger pH-Wert 520

WEYER, VAN DE, K.: Makrophyten-Management durch nährstoffarme Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen: Das Konzept PHOENIX See in Dortmund 418

WILLMITZER, H.: Trinkwassertalsperre Leibis/Lichte - Wasserqualität während des Probestaus 2005 bis 2010 318

WINKING, C., A. LORENZ & D. HERING: Ist Leben in den ökologisch umgestalteten Emschergewässern möglich? - Urbane Fließgewässerrenaturierungen 420

WOLF, TH., L. KEMPKEN, K. SCHENK & H.-B. STICH: Flächenhafte Variabilität von Chlorophyllpigmenten im Bodensee – Satellitenbilder und „ground-truth"-Sondenmessungen 67